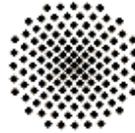

DIPLOMARBEIT



**UNIVERSITÄT
STUTT GART**

**Belüftung von Altdeponien
- Voruntersuchungen zu Auswirkungen der Belüftung
auf Sickerwasser- und Gasemissionen -**

eingereicht von

Sigrid KUSCH

Studiengang Umweltschutztechnik
Matrikelnummer 184 24 58

erstellt am Institut für Abfallwirtschaft und Altlasten der TU Dresden

unter Betreuung

von Seiten des Instituts für Abfallwirtschaft und Altlasten der TU Dresden durch
Prof. Dr.-Ing. B. Bilitewski
Dipl.-Ing. S. Rotter
Dipl.-Ing. H. Grischek

sowie von Seiten des Instituts für Siedlungswasserbau, Wassergüte und
Abfallwirtschaft der Universität Stuttgart durch
Prof. Dr.-Ing. O. Tabasaran
Dr.-Ing. Dipl.-Chem. K. Fischer

26. Juni 2001

Inhaltsübersicht

Aufgabenstellung wie ausgegeben	II
Inhaltsverzeichnis	IV
Abbildungsverzeichnis	VII
Tabellenverzeichnis	IX
Verzeichnis verwendeter Abkürzungen und wiederkehrender Formelzeichen	XI
1 Einleitung	1
2 Grundlagen	3
3 Bisherige Erfahrungen zur Belüftung von Deponien	54
4 Planung der experimentellen Arbeiten, Material und Methodik	79
5 Darstellung und Bewertung der Versuchsergebnisse	97
6 Bewertungsfaktoren für die Wahl der in-situ Belüftung als Sanierungsstrategie	146
7 Zusammenfassung und Ausblick	169
8 Literaturverzeichnis	174
9 Anhang	9-1
Eidesstattliche Erklärung	9-22
Lebenslauf der Verfasserin	9-23

INHALTSVERZEICHNIS

Abbildungsverzeichnis.....	VII
Tabellenverzeichnis.....	IX
Verzeichnis verwendeter Abkürzungen und wiederkehrender Formelzeichen	XI
1 EINLEITUNG	1
1.1 Einführung in die Thematik.....	1
1.2 Ziele der Diplomarbeit	2
2 GRUNDLAGEN	3
2.1 Biochemischer Abbau organischer Substanz.....	3
2.1.1 Mikrobielle Umwandlung organischer Substrate	3
2.1.1.1 <i>Mineralisierung</i>	4
2.1.1.2 <i>Humifizierung</i>	4
2.1.2 Am Abbau organischer Substanz beteiligte Mikroorganismen	5
2.1.2.1 <i>Entwicklungsbedingungen für Mikroorganismen</i>	5
2.1.2.2 <i>Mikrobiologische Klassierung von Bakterien</i>	7
2.1.3 Aerober Abbau und Prinzip der Energieübertragung einer Zelle.....	9
2.1.4 Anaerober Abbau.....	12
2.1.5 Abbaukinetik	15
2.2 Emissionsverhalten von Deponien für Siedlungsabfälle	17
2.2.1 Überblick über mögliche Reaktionsabläufe	17
2.2.2 Charakteristische Phasen einer Deponie	18
2.2.3 Deponiegas.....	20
2.2.3.1 <i>Entwicklung der Gaszusammensetzung über die Zeit</i>	20
2.2.3.2 <i>Gefahren- und Umweltaspekte von Deponiegas</i>	22
2.2.3.3 <i>Kinetik der Gasproduktion von Deponien</i>	23
2.2.4 Deponiesickerwasser.....	25
2.2.4.1 <i>Wasserhaushalt von Deponiekörpern</i>	25
2.2.4.2 <i>Sickerwasserzusammensetzung</i>	27
2.3 Deponierung in Deutschland	29
2.3.1 Deponiekonzept des Gesetzgebers.....	29
2.3.1.1 <i>Technische Anleitung Siedlungsabfall (TASi)</i>	29
2.3.1.2 <i>Abfallablagerungsverordnung (AbfAbIV)</i>	31
2.3.2 Altdeponien und Altablagerungen.....	31
2.3.3 Deponienachsorge.....	33
2.3.4 Besonderheiten von Deponien in den neuen Bundesländern	37
2.3.4.1 <i>Stoffliche Zusammensetzung der DDR-Abfälle</i>	37
2.3.4.2 <i>Emissionsverhalten von ostdeutschen Deponien</i>	40
2.4 Erwartete Auswirkungen einer nachträglichen Deponiebelüftung.....	42
2.4.1 Milieubedingungen.....	42
2.4.2 Gaszusammensetzung.....	43
2.4.3 Kohlenstoff	44
2.4.4 Stickstoff	45
2.4.5 Schwermetalle	50
3 BISHERIGE ERFAHRUNGEN ZUR BELÜFTUNG VON DEPONIEEN.....	54
3.1 Aerobe Betriebsdeponien	54
3.2 Verfahren zur Belüftung von Abfallablagerungen im Deponierückbau	56
3.2.1 Niederdruckbelüftung.....	56
3.2.2 Belüftung mit Wechsel der Strömungsrichtung.....	57
3.2.3 Druckstoß-Belüftung	57
3.3 Belüftung von Deponien unter dem Hauptaspekt der Minimierung von Gasemissionen	59
3.3.1 Zielsetzung	59
3.3.2 Ausgewählte Beispiele zur Deponiegasreduzierung	60
3.3.2.1 <i>Altablagerung Hamburg-Sülldorf</i>	60
3.3.2.2 <i>Deponie Feldbach/Österreich</i>	62
3.3.2.3 <i>Deponie Lorenkamp</i>	66
3.3.2.4 <i>Deponie Neumühle</i>	67
3.3.2.5 <i>Altablagerung Kiel-Drachensee</i>	68
3.3.2.6 <i>Projekt Braambergen/Holland - Smell-Well-System</i>	69
3.4 In-situ Dekontamination von Altstandorten durch Belüftung.....	69
3.4.1 Zielsetzung	69

3.4.2	Überlegungen zum Umgang mit Altdeponien und Altablagerungen.....	70
3.4.3	Bisherige Projekte und Untersuchungen zur Niederdruckbelüftung als Sanierungsstrategie: System Stegmann – Deponie Kuhstedt und andere	72
3.4.3.1	<i>Technisches Konzept</i>	73
3.4.3.2	<i>Bisherige Projekte</i>	75
3.4.3.3	<i>Untersuchungen der TU Hamburg-Harburg zur Belüftung im DSR-Maßstab</i>	76
4	PLANUNG DER EXPERIMENTELLEN ARBEITEN, MATERIAL UND METHODIK.....	79
4.1	Beschreibung der Deponiesimulationsreaktoren (DSR)	79
4.1.1	Grundlagen zum Betrieb von Deponiesimulationsreaktoren	79
4.1.1.1	<i>Einsatz von DSR</i>	79
4.1.1.2	<i>Übertragung der Laborergebnisse auf Deponieverhältnisse</i>	80
4.1.2	Aufbau der verwendeten DSR und Füllmaterial	82
4.2	Planung durchzuführender Versuche	84
4.2.1	Auswertung vorhandener Daten zum Betrieb der DSR bis zum Beginn der Diplomarbeit und im nachfolgenden anaeroben Betrieb	84
4.2.1.1	<i>Abschätzung des Stabilisierungsgrades des Abfallkörpers und der Parallelität von DSR 1 und DSR 2 auf der Basis der Deponiegasproduktion</i>	84
4.2.1.2	<i>Abschätzung des bis zum Beginn der Diplomarbeit erfolgten Kohlenstoffabbaus</i>	89
4.2.2	Konzeptionierung der experimentellen Untersuchungen	90
4.3	Versuchsaufbau und Analytik	91
4.3.1	Sickerwasseraustausch und Belüftung	91
4.3.2	Messprogramm	94
4.4	Orientierende Untersuchungen im Versuchsmaßstab zur Steigerung der biochemischen Aktivität durch Zugabe von Nährstoffen sowie zur Einleitung einer Nitrifikation durch externe Nitrifikanten ...	96
5	DARSTELLUNG UND BEWERTUNG DER VERSUCHSERGEBNISSE.....	97
5.1	Betrachtung von Einzelparametern im Sickerwasser und im Gas	97
5.1.1	Organoleptische Ansprache	97
5.1.2	Feldparameter	98
5.1.2.1	<i>pH-Wert</i>	98
5.1.2.2	<i>Redoxpotenzial als Parameter zur Bestimmung des Aerobisierungsgrades</i>	99
5.1.2.3	<i>Elektrische Leitfähigkeit</i>	100
5.1.3	Parameter Kohlenstoff	101
5.1.3.1	<i>Kohlenstoffaustrag über das Sickerwasser</i>	101
5.1.3.2	<i>Kohlenstoffaustrag über die Gasphase</i>	106
5.1.3.3	<i>Gesamtaustrag an Kohlenstoff</i>	111
5.1.3.4	<i>Verhältnis von biochemischem und chemischem Sauerstoffbedarf</i>	112
5.1.4	Parameter Stickstoff	113
5.1.5	Ausgewählte Salze	116
5.1.5.1	<i>Sulfat</i>	116
5.1.5.2	<i>Chlorid</i>	117
5.1.6	Schwermetalle	118
5.2	Feststoffuntersuchungen bei Ausbau der DSR	121
5.3	Beurteilung einer geringen biochemischen Aktivität im System	125
5.3.1	Aussagekraft eines geringen biochemischen Abbaus	125
5.3.2	Versuch zur Beschleunigung des biochemischen Abbaus durch Zugabe eines Mineralsalzmediums zum Sickerwasser der DSR	127
5.4	Analyse des Unterbleibens der Nitrifikation bei der DSR-Belüftung.....	130
5.4.1	Beurteilung der vorherrschenden Milieubedingungen im Hinblick auf die Entwicklung von nitrifizierenden Mikroorganismen	130
5.4.2	Versuch zur Einleitung einer Nitrifikation durch Zugabe von externen Nitrifikanten zum Deponiesickerwasser	132
5.5	Zusammenfassende Betrachtung der zentralen Ergebnisse aus den experimentellen Arbeiten der Diplomarbeit.....	135
5.6	Beurteilung der Versuchsergebnisse im Hinblick auf ihre Bedeutung für das Verfahren der in-situ Belüftung von Deponien	139
5.7	Vorschläge zur Optimierung von Untersuchungen mit belüfteten DSR	142
6	BEWERTUNGSFAKTOREN FÜR DIE WAHL DER IN-SITU BELÜFTUNG ALS SANIERUNGSSTRATEGIE	146
6.1	Vorüberlegungen	146
6.2	Eignung eines Standortes für eine Belüftung	148
6.3	Erkundung eines Ablagerungsstandortes.....	149

6.4	Ökonomische Betrachtungen	152
6.4.1	Kosten der Deponienachsorge	152
6.4.2	Kosten einer in-situ Stabilisierung	154
6.4.3	Alternative Oberflächenabdichtungen und –abdeckungen	156
6.4.4	Abschätzung der Gesamtkostenreduktion durch Anwendung der in-situ Stabilisierung	159
6.5	Nichtmonetäre Betrachtungen	163
6.6	Entscheidungsfindung zwischen Sanierungsalternativen über das Instrument der Kostenwirksamkeitsanalyse	163
6.7	Überlegungen zur Eignung des Verfahrens speziell für Altstandorte in den neuen Bundesländern..	165
7	ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK	169
8	LITERATURVERZEICHNIS	174
9	ANHANG	9-1
	Anhang 1: Entwicklung eines Modells zur Quantifizierung der auf Mobilisierung und Verdünnung beruhenden Konzentrationsänderung im DSR-Sickerwasser	9-1
	Anhang 2: Zusammenstellung der verwendeten Analyseverfahren	9-8
	Anhang 3: Daten zur Gasproduktion und zur Belüftung der DSR	9-10
	Anhang 4: Messwerte im Sickerwasser und im verwendeten Austauschwasser	9-13
	Anhang 5: Beurteilung der Sickerwasserkonzentrationen der DSR im Vergleich zu Sickerwasserkonzentrationen realer Deponien nach deren Abschluss.....	9-16
	Anhang 6: Feststoff- und Eluatuntersuchungen zum Abschluss der Versuchsreihen	9-17
	Anhang 7: Messergebnisse zum Versuch: Einleitung einer Nitrifikation durch Zugabe von Nitrifikanten zum Sickerwasser der Deponiesimulationsreaktoren.....	9-18
	Anhang 8: Daten zur Untersuchung der Auswirkung einer Zugabe von Nährsalzen auf den Abbau der Organik im Sickerwasser der DSR	9-19
	Anhang 9: Fotografische Aufnahmen	9-20

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2-1:	Mikrobieller Abbau von Substraten /nach Fischer, 1999/.....	3
Abbildung 2-2:	Verbleib organischen Kohlenstoffs im Boden /modifiziert nach Held, 2000/.....	5
Abbildung 2-3:	Adenosin-Tri-Phosphat.....	10
Abbildung 2-4:	Schema der Energienutzung einer Zelle.....	10
Abbildung 2-5:	Zitronensäurezyklus /modifiziert nach Reuss, 1998/.....	11
Abbildung 2-6:	Reaktionsschritte des anaeroben Abbaus /nach Kruse, 1994/.....	13
Abbildung 2-7:	Wachstumskurve einer Bakterienkultur /nach Schlegel, 1985/.....	16
Abbildung 2-8:	Zellwachstum beim Vorliegen von Diauxie.....	16
Abbildung 2-9:	Überblick über mögliche Reaktionen in einer Deponie /nach Elling, 1985/.....	17
Abbildung 2-10:	Intensität des Kohlenstoff- und Schwermetallaustrags in Abhängigkeit der Deponiephase /nach Lagerkvist, 1999/.....	20
Abbildung 2-11:	Zusammensetzung des Deponiegases während der einzelnen Abbauphasen /nach Christensen, 1989/.....	21
Abbildung 2-12:	Langzeitverlauf von Deponiegas bei Altablagerungen /Rettenberger, 1992a/.....	21
Abbildung 2-13:	Langfristige Entwicklung der Sickerwasserqualität /nach Christensen, 1989/.....	28
Abbildung 2-14:	Abdichtungssysteme der Deponieklasse II entsprechend der TASI /TASI, 1993/.....	30
Abbildung 2-15:	Zeitliche Entwicklung ausgewählter Merkmale der Ablagerungstechnik /nach Brammer, 1997/.....	36
Abbildung 2-16:	Zusammensetzung der auf DDR-Deponien abgelagerten Abfälle und des DDR-Hausmülls in den 80er Jahren /Andreas, 2000/.....	37
Abbildung 2-17:	Zeitliche Entwicklung der westdeutschen Hausmüllzusammensetzung am Beispiel der Stadt Stuttgart /Buchwald, 1997/.....	38
Abbildung 2-18:	Anteil des Ammoniaks an der Summe aus $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NH}_3\text{-N}$ in Abhängigkeit von Temperatur und pH-Wert /Kruse, 1988/.....	46
Abbildung 2-19:	Hemmung der Nitrifikation durch NH_3 und HNO_2 /nach Al-Sa'ed, 1987/.....	50
Abbildung 2-20:	Haupttrends für die Mobilität einzelner Elemente in Abhängigkeit des pH-Wertes und des Redoxpotenzials (E_h) in festen Abfällen /Förstner, 1989/.....	51
Abbildung 3-1:	Semi-aerober und aerober Deponietyp /Hanashima, 1999/.....	55
Abbildung 3-2:	Funktionsprinzip der Druck-Saug-Belüftung.....	56
Abbildung 3-3:	Funktionsprinzip der Druck-Saug-Belüftung mit Wechsel der Strömungsrichtung.....	57
Abbildung 3-4:	Funktionsprinzip der Druckstoß-Belüftung (Bio-Puster) /nach Brammer, 1997/.....	58
Abbildung 3-5:	Prinzip der in-situ Stabilisierung durch Niederdruckbelüftung /nach Heyer, 2000a/.....	73
Abbildung 3-6:	Einfluss der Aerobisierung auf ausgewählte Sickerwasserparameter nach Untersuchungen der TUHH im DSR-Maßstab /Heyer, 2001b/Ritzkowski, 2001b/.....	77
Abbildung 3-7:	Verlauf und Summe der anaeroben und aeroben C-Austräge über die Gasphase für eine Abfallprobe nach Untersuchungen der TUHH in DSR /Ritzkowski, 2000/Ritzkowski, 2001b/.....	78
Abbildung 3-8:	Vergleich des Kohlenstoffaustrags unterschiedlicher Abfallproben unter anaeroben und aeroben Bedingungen nach Untersuchungen der TUHH /Heyer, 1999b/.....	78
Abbildung 4-1:	Vergleich des Wasserdurchsatzes in einer Deponie und im DSR mit dem sich daraus ergebenden Beschleunigungsfaktor /in Anlehnung an Höring, 1996/.....	81
Abbildung 4-2:	Schematische Darstellung der Deponiesimulationsreaktoren im anaeroben Betrieb.....	83
Abbildung 4-3:	Vergleich theoretische und reale Methanproduktion der Reaktoren. A: theoretische Produktion nach Kruse /1994/; B: Produktion DSR 1; C: Produktion DSR 2.....	87
Abbildung 4-4:	Schematische Darstellung der DSR im belüfteten Betrieb.....	92
Abbildung 4-5:	Schematische Darstellung der Abfallmatrix /in Anlehnung Haug, 1980/.....	94
Abbildung 5-1:	Verlauf des pH-Wertes in DSR 1 und DSR 2.....	99
Abbildung 5-2:	Verlauf des Redoxpotenzials in DSR 1 und DSR 2.....	100
Abbildung 5-3:	Elektrische Leitfähigkeit im Sickerwasser von DSR 1 und DSR 2 über die Zeit.....	101
Abbildung 5-4:	CSB/TOC-Verhältnis im Sickerwasser von DSR 1 und DSR 2.....	102
Abbildung 5-5:	Verlauf von TC, TOC und TIC im Sickerwasser von DSR 1 und DSR 2.....	103

Abbildung 5-6:	TOC/TIC-Verhältnis als dominante Einflussgröße für den TC.....	104
Abbildung 5-7:	Vergleich des aeroben TOC-Verlaufs mit extrapoliertem Verlauf aus dem anaeroben Betrieb sowie in Abhängigkeit des Wasserregimes	104
Abbildung 5-8:	Summe C-Austrag über die Gasphase von DSR 1 (links) und DSR 2 (rechts) im anaeroben und aeroben Betrieb; A: seit Inbetriebnahme; B: Diplomarbeit	106
Abbildung 5-9:	Spezifischer C-Austrag über das Gas in Abhängigkeit der Belüftungsweise	108
Abbildung 5-10:	Feststoffspezifische Sauerstoffzehrung im belüfteten Betrieb	110
Abbildung 5-11:	Spezifischer Kohlenstoffaustrag über Sickerwasser und Gasphase	111
Abbildung 5-12:	Verhältnis von BSB ₅ zu CSB im Sickerwasser von DSR 1 und DSR 2.....	112
Abbildung 5-13:	Verlauf von TKN, Ammonium-Stickstoff und organisch gebundenem Stickstoff im Sickerwasser von DSR 1 und DSR 2.....	114
Abbildung 5-14:	Ammoniumkonzentration im aeroben Sickerwasser im Vergleich zum extrapolierten Verlauf aus dem anaeroben Betrieb.....	115
Abbildung 5-15:	Verlauf des TKN im aeroben Sickerwasser im Vergleich zum extrapolierten Verlauf aus dem anaeroben Betrieb.....	115
Abbildung 5-16:	Sulfatkonzentration im Sickerwasser von DSR 1 und DSR 2.....	117
Abbildung 5-17:	Verlauf des Chlorids in DSR 1 und DSR 2.....	118
Abbildung 5-18:	Verlauf der Konzentrationen an Blei, Nickel und Zink im Sickerwasser von DSR 1 (links) sowie DSR 2 (rechts).....	120
Abbildung 5-19:	Steigerung des biochemischen Abbaus durch Zugabe von Mineralsalzen zum Sickerwasser im Versuchsmaßstab.....	128
Abbildung 5-20:	Verlauf der Konzentration von PO ₄ -P im Sickerwasser von DSR 1	129
Abbildung 5-21:	Einleitung der Nitrifikation durch Zugabe von externen Nitrifikanten zum Sickerwasser von DSR 2 im Versuchsmaßstab	134
Abbildung 5-22:	Optimierter Versuchsaufbau für den Betrieb belüfteter DSR.....	144
Abbildung 6-1:	Verfahrensalternativen zur Sanierung von Altdeponien und Altablagerungen /Finck, 2000/.....	146
Abbildung 6-2:	Der Diskontierungsfaktor in Abhängigkeit der Zeit /nach Eitner, 2000/.....	153
Abbildung 6-3:	Alternative Oberflächenabdichtung (Alternative 1) /nach Heine, 2001/.....	156
Abbildung 6-4:	Oberflächenabdeckung mit verstärkter Rekultivierungsschicht und Einsatz einer Bentonitmatte (Alternative 2) /nach Stegmann, 2001a/.....	157
Abbildung 6-5:	Gesamtkostenersparnis durch eine in-situ Sanierung unter Einsatz einer um etwa 50 % kostengünstigeren Oberflächenabdichtung/-abdeckung im Vergleich zur Oberflächenabdichtung nach TASI.....	161
Abbildung 6-6:	Gesamtkostenersparnis durch eine in-situ Sanierung unter Einsatz einer um 75% kostengünstigeren Oberflächenabdeckung im Vergleich zur Oberflächenabdichtung nach TASI	161
Abbildung 6-7:	Gesamtkostenersparnis durch eine in-situ Sanierung unter Beibehaltung der temporären Abdeckung als Endabdeckung im Vergleich zur Oberflächenabdichtung nach TASI.....	162

Abbildungen im Anhang

Abbildung 9-1:	Verlauf der Chloridkonzentration in DSR 1 und DSR 2 im Vergleich zu einer alleinigen Verdünnung des freien Sickerwasservolumens.....	9-3
Abbildung 9-2:	Mobilisierung aus dem Feststoff in das Sickerwasser vor und nach der Belüftung anhand ausgewählter Parameter	9-5
Abbildung 9-3:	Vergleich des Verlaufs ausgewählter Parameter im Vergleich zu einer reinen Verdünnung durch den Wasseraustausch.....	9-7
Abbildung 9-4:	Verlauf der Atmungsaktivität des Materials in DSR 1 und DSR 2 zum Ende der Versuchsreihen im Doppelansatz (Probenahme am 02.05.01).....	9-17
Abbildung 9-5:	Fotografie von DSR 1 (rechts im Bild) und DSR 2 (links) während der Belüftung von DSR 1	9-20
Abbildung 9-6:	Verhalten der anaeroben und aeroben Sickerwasserproben beim Ansäuern.....	9-21

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2-1:	<i>Einfluss des Wassergehaltes auf den biochemischen Abbau /Weber, 1993/</i>	6
Tabelle 2-2:	<i>Hauptgruppen von Bakterien des chemotrophen Stoffwechsels</i>	8
Tabelle 2-3:	<i>Einteilung der chemo-organotrophen Organismen nach Verwendung unterschiedlicher Elektronenakzeptoren im Katabolismus /modifiziert nach Held, 2000/</i>	8
Tabelle 2-4:	<i>Phasen eines Deponiekörpers</i>	19
Tabelle 2-5:	<i>Sickerwasseranfall von Siedlungsabfalldeponien nach Daten aus /Andreas, 2000/ Krümpelbeck, 1999/</i>	27
Tabelle 2-6:	<i>Grenzwerte des Anhang 51 der Abwasserverordnung /AbwV, 1999/</i>	34
Tabelle 2-7:	<i>Erforderliche Nachsorgezeiträume nach unterschiedlichen Autoren</i>	34
Tabelle 2-8:	<i>Klassierung der Fraktionen von DDR-Abfällen nach biologischer Verfügbarkeit im Deponiekörper /Andreas, 2000/</i>	38
Tabelle 2-9:	<i>Erforderliche Nachsorgedauer für ostdeutsche Deponien /nach Andreas, 2000/</i>	41
Tabelle 2-10:	<i>Löslichkeitsprodukte (K_L) von ausgewählten Metallhydroxiden, –carbonaten und –sulfiden /Eisenlauer, 1995/Wilkens, 1995/Gräf, 1997/</i>	51
Tabelle 4-1:	<i>Daten zum Einbau des Reaktormaterials 1998</i>	84
Tabelle 4-2:	<i>Methan-Kohlendioxidverhältnis im anaeroben Betrieb</i>	89
Tabelle 4-3:	<i>Abschätzung des zu Beginn der Diplomarbeit in DSR 1 und DSR 2 noch vorhandenen Kohlenstoffs und des theoretischen Luftbedarfs zur vollständigen aeroben Umsetzung</i>	90
Tabelle 4-4:	<i>Im Sickerwasser untersuchte Parameter</i>	95
Tabelle 5-1:	<i>Ergebnisse der organoleptischen Ansprache des Sickerwassers</i>	97
Tabelle 5-2:	<i>Steigerung der spezifischen Kohlenstoffaustragsrate durch die Belüftung (Mittelwerte über die Zeit der Diplomarbeit)</i>	107
Tabelle 5-3:	<i>Beobachtungen beim Öffnen der DSR am 02.05.01</i>	121
Tabelle 5-4:	<i>Vergleich der Feststoffuntersuchungen mit den Zuordnungskriterien der AbfAbIV für mechanisch-biologisch vorbehandelte Abfälle</i>	122
Tabelle 5-5:	<i>Vergleich der Ein- und Ausbauwerte des DSR-Materials</i>	122
Tabelle 5-6:	<i>Zusammenstellung wesentlicher Ergebnisse aus den durchgeführten Versuchen</i>	136
Tabelle 5-7:	<i>Veränderung des Redoxpotenzials durch Umschütten des Sickerwassers</i>	144
Tabelle 6-1:	<i>Fragenkatalog zur Planung einer Stabilisierungsmaßnahme</i>	147
Tabelle 6-2:	<i>Bohrverfahren bei der Erkundung von Abfallablagerungen /Brammer, 1997/</i>	150
Tabelle 6-3:	<i>Eignung von Erkundungsmaßnahmen zur Ermittlung bewertungsrelevanter Sachverhalte für in-situ Stabilisierungen /in Anlehnung an Brammer, 1997/</i>	151
Tabelle 6-4:	<i>Kostenstruktur von Deponien nach der Verfüllung /nach Gallenkemper, 1997/</i>	153
Tabelle 6-5:	<i>Kosten der Alternative 1 für eine Oberflächenabdichtung /nach Heine, 2001/</i>	157
Tabelle 6-6:	<i>Kosten der Alternative 2 (Oberflächenabdeckung mit Bentonitmatte und verstärkter Rekultivierungsschicht)</i>	158
Tabelle 6-7:	<i>Kosten einer einfachen Oberflächenabdeckung mit einer Bentonitmatte als Dichtungselement (Alternative 3) /in Anlehnung an Heine, 2001/</i>	158
Tabelle 6-8:	<i>Einsparpotenziale alternativer Oberflächenabdichtungen/-abdeckungen gegenüber der TASI-Abdichtung</i>	159
Tabelle 6-9:	<i>Einsparpotenziale durch die in-situ Stabilisierung bei der Rekultivierung und Nachsorge von Deponien</i>	159

Tabellen im Anhang

Tabelle 9-1:	<i>Mathematische Beschreibung des Verdünnungseffektes</i>	9-3
Tabelle 9-2:	<i>Parameter und Analysenverfahren für die Untersuchung der Gasphase</i>	9-8
Tabelle 9-3:	<i>Analysenverfahren für die Untersuchung von Feststoffproben</i>	9-8

<i>Tabelle 9-4:</i>	<i>Analysenverfahren für die Untersuchung des Sickerwassers und der Eluate.....</i>	<i>9-9</i>
<i>Tabelle 9-5:</i>	<i>Gasproduktion DSR 1 und DSR 2 im anaeroben Betrieb vor Beginn der Diplomarbeit (wie protokolliert).....</i>	<i>9-10</i>
<i>Tabelle 9-6:</i>	<i>Gasproduktion DSR 1 und DSR 2 im anaeroben Betrieb ab Beginn der Diplomarbeit.....</i>	<i>9-10</i>
<i>Tabelle 9-7:</i>	<i>Belüftungsmodus DSR 1, Gasvolumina und -zusammensetzung.....</i>	<i>9-11</i>
<i>Tabelle 9-8:</i>	<i>Belüftungsmodus DSR 2, Gasvolumina und –zusammensetzung.....</i>	<i>9-12</i>
<i>Tabelle 9-9:</i>	<i>Messwerte im Sickerwasser von DSR 1 aus dem anaeroben und aeroben Betrieb.....</i>	<i>9-13</i>
<i>Tabelle 9-10:</i>	<i>Messwerte im Sickerwasser von DSR 2 aus dem anaeroben und aeroben Betrieb.....</i>	<i>9-14</i>
<i>Tabelle 9-11:</i>	<i>Konzentrationen von ausgewählten Ionen im zum Wasseraustausch verwendeten Leitungswasser zu ausgewählten Zeiten.....</i>	<i>9-15</i>
<i>Tabelle 9-12:</i>	<i>Gegenüberstellung der Sickerwasserkonzentrationen einzelner Parameter aus den Messreihen und aus Daten der Deponieüberwachung nach Abschluss einer Deponie bzw. eines Deponieabschnittes (nur alte Bundesländer).....</i>	<i>9-16</i>
<i>Tabelle 9-13:</i>	<i>Beurteilung der Sickerwasserkonzentrationen aus den Versuchsreihen durch Vergleich mit realem Deponiesickerwasser.....</i>	<i>9-16</i>
<i>Tabelle 9-14:</i>	<i>Feststoffanalytik bei Abschluss der Versuchsreihen (Probenahme vom 02.05.01).....</i>	<i>9-17</i>
<i>Tabelle 9-15:</i>	<i>Ergebnisse der Eluatuntersuchung nach DEV S4 (Feststoffprobe vom 02.05.01).....</i>	<i>9-17</i>
<i>Tabelle 9-16:</i>	<i>Bestimmung des Wasser- und Feststoffgehalts in DSR 1 und DSR 2 bei Beendigung der Versuchsreihen.....</i>	<i>9-18</i>
<i>Tabelle 9-17:</i>	<i>Messwerte aus dem Laborversuch zur Einleitung einer Nitrifikation durch Zugabe von externen Nitrifikanten zum Sickerwasser.....</i>	<i>9-18</i>
<i>Tabelle 9-18:</i>	<i>Zusammensetzung der zugegebenen Nährlösung.....</i>	<i>9-19</i>
<i>Tabelle 9-19:</i>	<i>Steigerung der Sauerstoffzehrung durch Zugabe einer Nährsalzlösung zum Sickerwasser.....</i>	<i>9-19</i>

Verzeichnis verwendeter Abkürzungen und wiederkehrender Formelzeichen

AbfAbIV	Abfallablagereungsverordnung
AbwV	Abwasserverordnung
ADP	Adenosin-Di-Phosphat
Ag	Silber
AMP	Adenosin-Mono-Phosphat
AOX	Adsorbable Organic Halogen (Adsorbierbare organische Halogenverbindungen) [mg/L]
As	Arsen
ATP	Adenosin-Tri-Phosphat
BBodSchG	Bundes-Bodenschutzgesetz
BBodSchV	Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung
BGBI	Bundesgesetzblatt
BRD	Bundesrepublik Deutschland
BSB ₅	Biochemischer Sauerstoffbedarf (Sauerstoffzehrung) in 5 Tagen [mg O ₂ /L]
C, CO ₂ , CH ₄	Kohlenstoff, Kohlendioxid, Methan
c _S	Substratkonzentration [z.B. in mg/L]
Ca, Cd, Co, Cr, Cu	Calcium, Cadmium, Cobalt, Chrom, Kupfer
Cl, Cl ⁻	Chlor, Chlorid
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf [mg O ₂ /L]
DC	Dissolved Carbon (Gelöster Gesamtkohlenstoff) [mg/L]
DDR	Deutsche Demokratische Republik
DepRL	Deponierichtlinie
DEV S4	Deutsches Einheitsverfahren, Schlamm und Sediment, Teil 4
DOC	Dissolved Organic Carbon (Gelöster organischer Kohlenstoff) [mg/L]
DSR	Deponiesimulationsreaktor
Eh	Redoxpotenzial [mV]
FAD	Flavin-Adenin-Dinukleotid
Fe	Eisen
g(t)	Gasproduktion zur Zeit t [z.B. in m ³ /(t*a) oder mL/(kg TS*d)]
G(t)	bis zur Zeit t produzierte Gassumme [z.B. in m ³ /t]
g _{max}	max. Gasproduktion (zum Zeitpunkt T _{EW}) [mL/(kg TS*d)]
G _{pot}	Gaspotenzial (maximal erzielbare Gasmenge) [z.B. in m ³ /t]
Gew.-%	Gewichtsprozente (Anteile Einzelmassen an der Gesamtmasse)
GV	Glühverlust – bestimmt als Gew.-% des Trockenrückstandes der Originalsubstanz nach DIN 38414 Teil 3 (gilt als Maß für die gesamte organische Substanz einer Feststoffprobe)
H, H ⁺	Wasserstoff, Proton
Hg	Quecksilber
k	Abbaukonstante [d ⁻¹]
K	Kalium

k_w, k_z	Wachstumskonstante in der Wachstumsphase [d^{-1}], Zerfallskonstante in der Zerfallsphase [d^{-1}]
KDB	Kunststoffdichtungsbahn
KrW-/AbfG	Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz
L, mL	Liter, Milliliter
LF	Leitfähigkeit
Mg, Mn, Mo	Magnesium, Mangan, Molybdän
Na	Natrium
N, N_{ges} , N_{org}	Stickstoff, Stickstoff gesamt, organisch gebundener Stickstoff
NH_3 , NH_4^+ , NH_4^+-N	Ammoniak, Ammonium, in Ammonium enthaltener Stickstoff
NO_2^- , $NO_2^- - N$	Nitrit, in Nitrit enthaltener Stickstoff
NO_3^- , $NO_3^- - N$	Nitrat, in Nitrat enthaltener Stickstoff
NAD	Nicotinamid-Adenin-Dinukleotid
NADP	Nicotinamid-Adenin-Dinukleotid-Phosphat
Ni	Nickel
O, O_2	Sauerstoff
p	Druck [bar oder mbar]
P, PO_4^{3-} , $PO_4^{3-} - P$	Phosphor, Phosphat, in Phosphat enthaltener Phosphor
Pb	Blei
PEHD	Polyethylen (high density)
PP	Polypropylen
r, r_{max}	Reaktionsrate bzw. Abbauleistung, maximale Reaktionsrate bzw. max. Abbaurrate [z.B. mg/ kg*h]
S, H_2S , SO_4^{2-}	Schwefel, Schwefelwasserstoff, Sulfat
t	Zeit [d]
$T_{1/2}$	Halbwertszeit [d]
T_{EL} , T_{EW}	Zeitpunkt Ende der Lag-Phase [d], Zeitpunkt Ende der Wachstumsphase [d]
T	Temperatur [$^{\circ}C$ oder Kelvin]
TASi	Technische Anleitung Siedlungsabfall
TC	Total Carbon (Gesamtkohlenstoff) [g/kg TS oder Gew.-% bei Feststoff-TOC und mg/L bei Flüssig-TC]
TIC	Total Inorganic Carbon (gesamter anorganischer Kohlenstoff) [mg/L]
TKN	Total Kjeldahl Nitrogen (Gesamter Kjeldahl-Stickstoff) = $NH_4^+ - N$ + N_{org}
TOC	Total Organic Carbon (gesamter organischer Kohlenstoff) [g/kg TS oder Gew.-% bei Feststoff-TOC und mg/L bei Flüssig-TOC]
TS	Trockensubstanz [Gew.-%]
TU, TUHH	Technische Universität, Technische Universität Hamburg-Harburg
V	Volumen [L]
Vol.-%	Volumenprozent (Anteile Einzelvolumina am Gesamtvolumen)
Zn	Zink

1 Einleitung

1.1 Einführung in die Thematik

Aus der Zeit vor dem Inkrafttreten der TA Siedlungsabfall und auch im Rahmen des Betriebes nach den geltenden Übergangsvorschriften, gibt es eine Vielzahl von Altdeponien und Altablagerungen, auf denen unbehandelte Abfälle abgelagert wurden und derzeit im Rahmen der Übergangsregelungen der Abfallablagerversordnung noch weiter abgelagert werden. Aufgrund der organischen Inhaltsstoffe verfügen diese Deponien hinsichtlich der Deponiegasbildung sowie der organischen Sickerwasserbelastung über ein erhöhtes Emissionspotenzial, was eine Überwachung und Nachsorge über sehr lange Zeiträume bedeutet. Weiterhin muss zur Minimierung des Sickerwasseranfalls durch versickerndes Niederschlagswasser sowie zur Verhinderung des unkontrollierten Austritts von Deponiegas nach der Verfüllung bzw. dem Abklingen der Hauptsetzungen ein entsprechend den Vorgaben der TA Siedlungsabfall aufwendiges Oberflächenabdichtungssystem aufgebracht werden, was mit erheblichen Investitionen verbunden ist.

In den letzten Jahren gewinnen Fragestellungen zum Abschluss der Deponie und der damit verbundenen Nachsorge zunehmend an Aktualität, wobei die Diskussion stark von ökonomischen Überlegungen geprägt ist. Als Lösungsansatz bietet die in-situ Stabilisierung von Abfallablagern durch Belüftung die Möglichkeit, durch Umstellung von anaeroben zu aeroben Verhältnissen im Deponiekörper den Abbau der organischen Inhaltsstoffe zu beschleunigen und damit die erforderliche Nachsorgedauer zu verkürzen. Nach erfolgreicher Stabilisierung kann statt der aufwendigen Oberflächenabdichtung der TASI eine einfachere und kostengünstigere Alternative aufgebracht werden.

Gegenüber der alleinigen Sicherung eines Standortes durch Abdichtungen, die durch die Unterbindung der biochemischen Prozesse häufig eine Konservierung der Abfallinhaltsstoffe bewirken, zielt die in-situ Stabilisierung durch die Aktivierung der biochemischen Abbaumechanismen auf die Verringerung des Emissionspotenzials insgesamt. Das Verfahren steht damit in Einklang mit dem gesellschaftlichen Meinungskonsens, nachhaltige Lösungen anzustreben, um Probleme nicht auf nachfolgende Generationen zu verlagern. Vom ökonomischen Standpunkt betrachtet, steht hier ein relativ kostengünstig anwendbares Verfahren erheblichen Einsparpotenzialen für die Zukunft gegenüber, so dass sich ökonomische und ökologische Überlegungen ergänzen.

Da es sich bei der in-situ Sanierung von Altdeponien und Altablagerungen durch Belüftung um ein relativ neues Verfahren handelt, sind bisher nur wenige Erfahrungen zur Anwendbarkeit in der Praxis vorhanden. Um das Potenzial, das diese Technik bietet, besser beurteilen und ausschöpfen zu können, besteht eine Notwendigkeit zu Untersuchungen in diesem Bereich.

1.2 Ziele der Diplomarbeit

Im Rahmen dieser Diplomarbeit am Institut für Abfallwirtschaft und Altlasten der TU Dresden wird die in-situ Belüftung als Verfahren zur biologischen Stabilisierung von Altdeponien und Altablagerungen näher betrachtet. Das Prinzip und bisherige Erfahrungen zur Belüftung von Abfallablagerungen werden anhand einer Literaturrecherche vorgestellt. Zur Einordnung des Verfahrens in die Abfallwirtschaft sind Grundlagen zum aeroben wie zum anaeroben Abbau organischer Substanzen sowie zu möglichen Langzeitauswirkungen von Deponien auf die Umwelt vorangestellt.

Im Rahmen des praktischen Teils der Diplomarbeit wurden an zwei Deponiesimulationsreaktoren Versuche durchgeführt und ausgewertet, die die Auswirkungen einer Belüftung auf eine Ablagerung simulieren. Dabei richtet sich das Interesse sowohl auf den Emissionspfad Gas wie auch auf den Emissionspfad Sickerwasser. Ablauf der Versuche sowie Umfang und Art der durchzuführenden Analysen wurden so geplant, dass aus den Ergebnissen Erkenntnisse über Möglichkeiten und Schwachstellen des Verfahrens gewonnen werden können. Für nach Abschluss dieser Arbeit folgende Versuche zur Aerobisierung von Deponiesimulationsreaktoren werden Vorschläge zur Optimierung des Belüftungsverfahrens erarbeitet.

Um im Rahmen der Suche nach einem geeigneten Sanierungsverfahren für einen Einzelstandort eine Entscheidungsfindung zu erleichtern, werden Faktoren genannt, die ausschlaggebend dafür sind, für welche Deponien das Verfahren der in-situ Sanierung geeignet ist. Anhand eines Kostenvergleichs wird weiterhin gezeigt, inwieweit die Stabilisierung einer Altdeponie mittels Belüftung im Vergleich zur unverkürzten Nachsorgephase mit einer TASI-konformen Oberflächenabdichtung zu einer Reduzierung der Gesamtkosten beitragen kann. Überlegungen zur grundsätzlichen Eignung des Verfahrens als Sanierungsstrategie speziell für ostdeutsche Standorte werden angestellt.

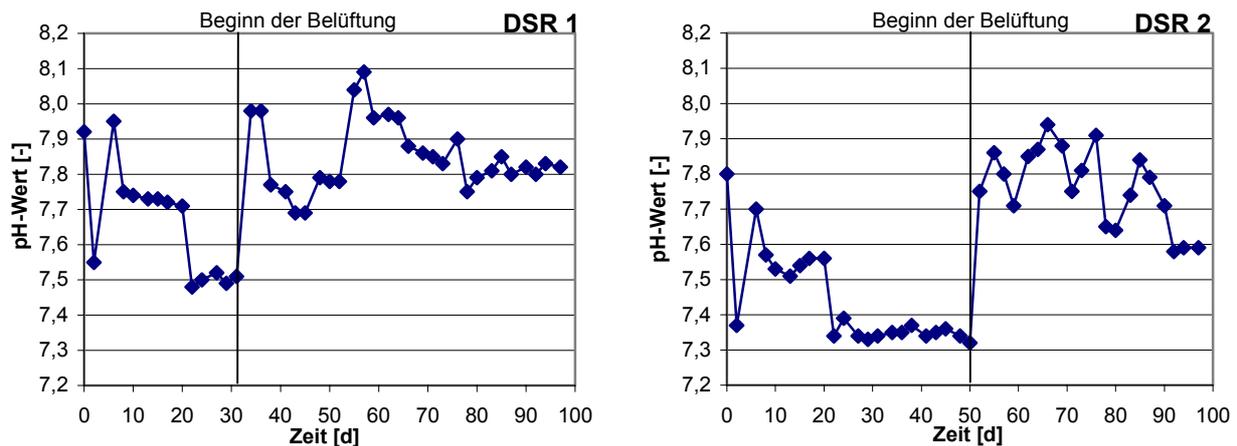


Abbildung 5-1: Verlauf des pH-Wertes in DSR 1 und DSR 2

Aufgrund der verhältnismäßig hohen Belüftungsraten im aeroben DSR-Betrieb kam es im Rahmen der vorliegenden Versuchsreihen zu einem Ausstrippen von CO_2 in umfangreichem Ausmaß, siehe auch Kapitel 5.1.3.1. Damit verbunden ist der teilweise Verbrauch des Carbonatpuffers (um pH 6,3), wodurch sich der pH-Wert in Richtung des Ammoniakpuffers (pH 10) verschiebt, siehe auch Kapitel 2.4.1. Ein Ausstrippen von Ammoniak muss zwar ebenfalls angenommen werden, allerdings liegt das Gleichgewichtssystem Ammonium-Ammoniak bei den in den DSR vorhandenen pH-Werten fast vollständig auf der Seite des Ammoniums (Kapitel 5.1.4), so dass nur ein verhältnismäßig geringer Anteil in Form des gasförmigen Ammoniaks ausgetragen wurde.

Ansäuern von Carbonatlösungen führt zu Kohlendioxid-Entwicklung, da die primär in Freiheit gesetzte Kohlensäure H_2CO_3 in H_2O und CO_2 zerfällt, so dass bald die Löslichkeit des Kohlendioxids in Wasser überschritten wird /Holleman-Wiberg, 1995/, siehe auch Kapitel 2.4.1. Bei der Säurezugabe im Rahmen der Analysenvorbereitung wurde bei den Sickerwasserproben aus dem anaeroben Betrieb eine umfangreiche Gasentwicklung unter starkem Schäumen beobachtet. Nach Beginn der Belüftung ging dieses Verhalten deutlich zurück, wobei nach wenigen Wochen nur noch eine sehr geringe Gasentwicklung beim Ansäuern des Sickerwassers auftrat. Dies ist ebenfalls ein Indiz für den Verbrauch des Carbonatpuffers infolge der hohen Belüftungsraten.

5.1.2.2 Redoxpotenzial als Parameter zur Bestimmung des Aerobisierungsgrades

Im anaeroben Milieu ist das Redoxpotenzial charakteristischerweise im negativen Bereich, da es infolge der biochemischen Abbauprozesse zu einer Anhäufung von reduzierten Verbindungen im System kommt, siehe Kapitel 2.1.4. Durch die Belüftung wird ein oxidatives Milieu erzeugt, wodurch das Redoxpotenzial ansteigt und positive Werte erreicht. Abbildung 5-2 zeigt das Potenzial in DSR 1 und DSR 2 über die Versuchszeit.

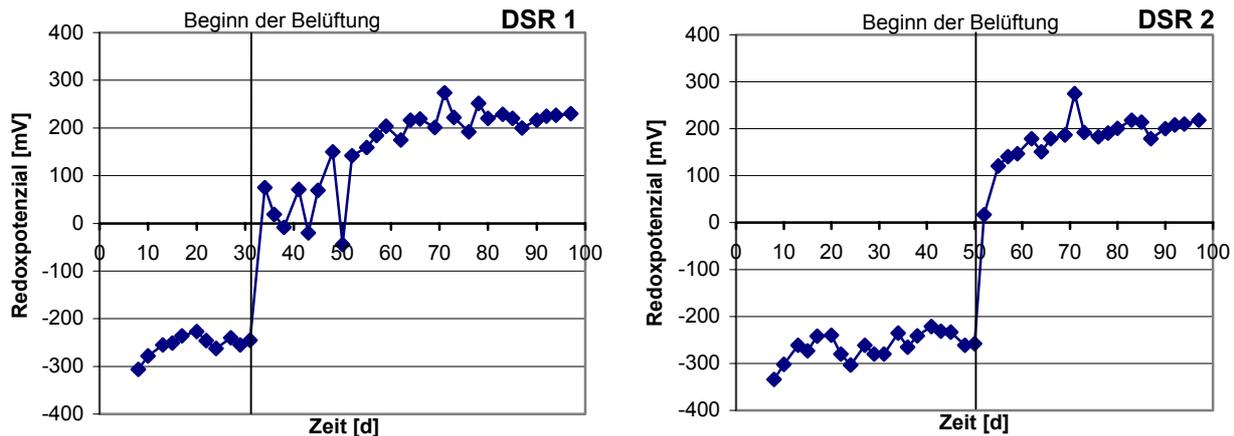


Abbildung 5-2: Verlauf des Redoxpotenzials in DSR 1 und DSR 2

Bereits in der ersten Wasserprobe, die nach Beginn der Belüftung entnommen wurde, lag ein positives Redoxpotenzial vor. Mit Ausnahme von wenigen Messwerten bei DSR 1 konnte das Potenzial über die gesamte Versuchsdauer im positiven Bereich gehalten werden, wobei eine ansteigende Tendenz zu erkennen ist. Der Verlauf näherte sich jedoch relativ rasch einem Grenzwert von etwas oberhalb 200 mV.

Die Betrachtung des Redoxpotenzials zeigt, dass mit der gewählten Belüftungsmethode eine erfolgreiche Aerobisierung über die gesamte Versuchszeit gelungen war. Mit Beginn der Belüftung von DSR 2 am 51. Versuchstag wurde als weiterer Parameter zur Kontrolle des Aerobisierungsgrades der Sauerstoffgehalt im Sickerwasser bestimmt. Alle Messwerte sind im Anhang in Tabelle 9-9 und Tabelle 9-10 aufgelistet. Nach etwa 10 Tagen Belüftung stellte sich ein Sauerstoffgehalt auf ausreichend hohem Niveau ein, da der O_2 -Gehalt mit wenigen Ausnahmen nicht unter 1,5 mg/L sank und stets höher als 1,0 mg/L war. Nach Bever /1995/ wird in der kommunalen Abwasserreinigung für den idealen Betrieb einer Kläranlage ein Mindestsauerstoffgehalt von 2 mg/L angestrebt, wobei ein Wert von 0,5 mg/L als niedrig eingestuft wird.

5.1.2.3 Elektrische Leitfähigkeit

Abbildung 5-3 zeigt den Verlauf der Leitfähigkeit in beiden Versuchsanlagen. Die exponentielle Regression der Messwerte erweist sich mit einem sehr guten Korrelationskoeffizienten als geeignet zur Beschreibung der langfristigen Entwicklung. Eine wesentliche Beeinflussung durch die Belüftung ist nicht festzustellen. Offenbar wirkte sich auch die massive Bildung von Sulfat als Folge der Aerobisierung (siehe Kapitel 5.1.5.1) auf diesen Parameter nicht aus. Es ist daher anzunehmen, dass der Überwachung der elektrischen Leitfähigkeit kaum Aussagekraft bei Aerobisierungsprojekten zukommt.

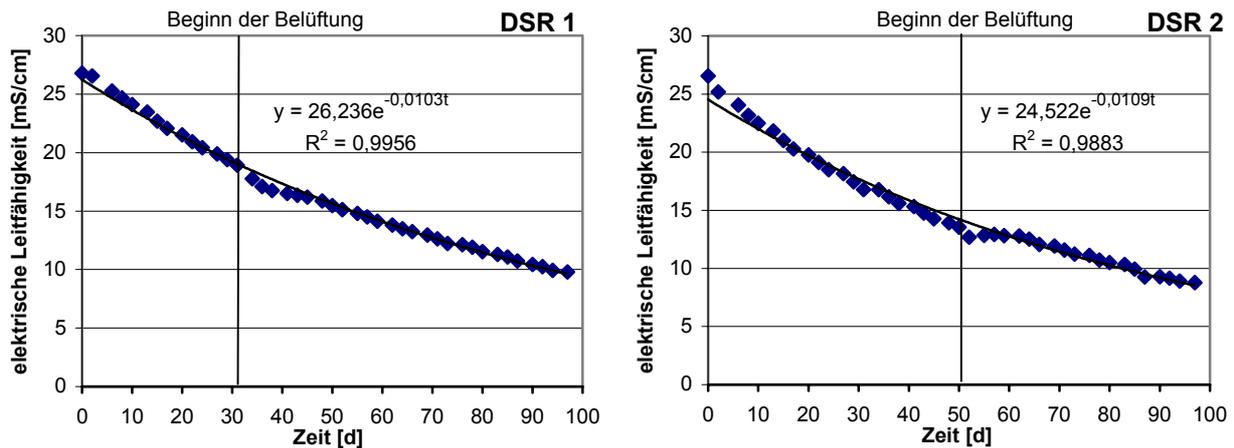


Abbildung 5-3: Elektrische Leitfähigkeit im Sickerwasser von DSR 1 und DSR 2 über die Zeit

5.1.3 Parameter Kohlenstoff

Kohlenstoff verlässt den Reaktor sowohl mit der Gasphase als auch dem Sickerwasser. Über das Gas wird Kohlenstoff im Anaeroben hauptsächlich als Methan und Kohlendioxid und im Aeroben nur in der Form CO_2 als Endprodukt der vollständigen Mineralisierung ausgetragen. Die biochemischen Grundlagen sind Abschnitt 2.1 zu entnehmen. Da Kohlendioxid in Wasser sehr gut löslich ist, wird ein Teil im System zurückgehalten und kann über das Sickerwasser als gelöstes CO_2 , Kohlensäure, Hydrogencarbonate oder suspendierte Carbonate ausgetragen werden. Durch die Belüftung kann es darüber hinaus zu einem Ausstrippen von gelöstem CO_2 kommen. Die Zusammenhänge wurden in Kapitel 2.4.3 ausführlich dargestellt. Darüber hinaus befindet sich organischer Kohlenstoff in sehr unterschiedlichen Verbindungen im Sickerwasser, so als Huminstoffe, als niedermolekulare Stoffwechselprodukte der mikrobiellen Umsetzungen oder als Teil lebender oder abgestorbener Biomasse.

5.1.3.1 Kohlenstoffaustrag über das Sickerwasser

Der Chemische Sauerstoffbedarf (CSB) ist eine nach einem genormten Verfahren bestimmte Kenngröße für den Verschmutzungsgrad eines Wassers insbesondere mit organischen Verunreinigungen (siehe Kapitel 4.3.2). Abbildung 5-4 stellt den Verlauf von CSB, TOC sowie das Verhältnis beider Parameter im Sickerwasser von DSR 1 und DSR 2 dar. Mit Beginn der Belüftung erfolgte sowohl ein Anstieg des CSB als auch des TOC. Der Quotient zeigt jedoch, dass der CSB in höherem Maße zunahm, was darauf deutet, dass die Belüftung auch reduzierte Verbindungen mobilisiert hatte, die nicht organischer Form waren. Im weiteren Verlauf der Belüftung sank das Verhältnis jedoch wieder auf den Ausgangswert, so dass die chemische Oxidierbarkeit und der Gehalt an organischem Kohlenstoff wieder weitgehend parallel verliefen.

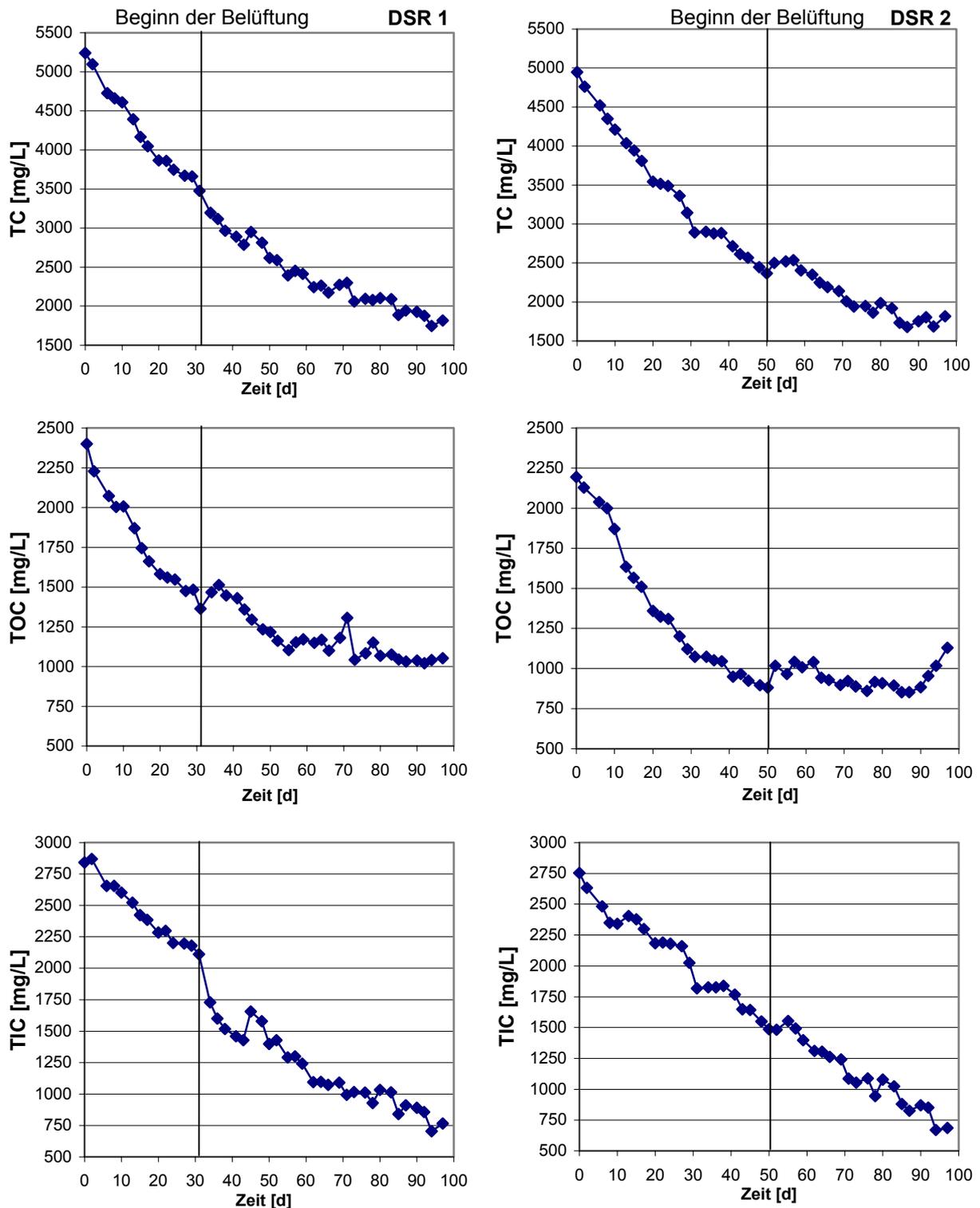


Abbildung 5-5: Verlauf von TC, TOC und TIC im Sickerwasser von DSR 1 und DSR 2

Der TC erfasst den gesamten organisch und anorganisch gebundenen Kohlenstoff und spiegelt daher die Summe der Einzelverläufe wieder. Während im Anaeroben der TIC der dominierende Parameter war, verlor er im Aeroben zunehmend an Bedeutung, da das TOC/TC-Verhältnis entsprechend Abbildung 5-6 kontinuierlich anstieg.

Die feststoffspezifische Sauerstoffverbrauchsrate ergibt sich daraus nach Gleichung 5-2. Diese Beziehungen gelten jedoch nur, wenn keine zusätzlichen Mengen an Stickstoff durch eine Denitrifikation nach vorangegangener Nitrifikation entstehen. In Kapitel 5.1.4 wird gezeigt, dass im Rahmen der hier durchgeführten Belüftungsversuche keine Nitrifikation stattfand, so dass das Modell angewendet werden kann. Die Ergebnisse des berechneten Sauerstoffverbrauchs zeigt Abbildung 5-10.

$$sv = \frac{0,21}{22,414} * 32 * V * \left(1 - \frac{O_2}{N_2} * \frac{0,79}{0,21}\right) * \frac{1}{t_{GB}} * \frac{1}{TS} * 1000 \quad [\text{mg O}_2/(\text{kg TS} * \text{d})] \quad \text{Gleichung 5-2}$$

mit

sv	feststoffspezifische Sauerstoffverbrauchsrate [mg O ₂ /(kg TS*d)]
t _{GB}	Zeitraum der Nutzung des betrachteten Gasbeutels [d]
TS	Trockensubstanzgehalt im Reaktor [kg]
1000	Dimensionierungsfaktor [mg/g]

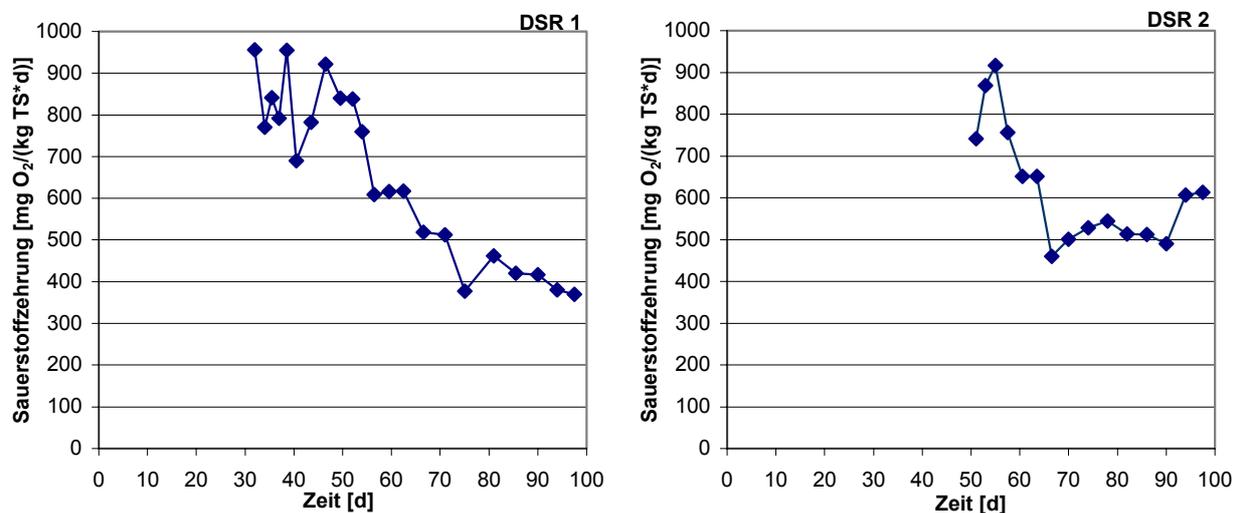


Abbildung 5-10: Feststoffspezifische Sauerstoffzehrung im belüfteten Betrieb

Unmittelbar nach Beginn der Belüftung fand ein hoher Sauerstoffverbrauch statt, wobei anzunehmen ist, dass dies hauptsächlich auf die Oxidation von anorganischen Komponenten, wie beispielsweise Sulfiden (Kapitel 5.1.5.1), zurückzuführen ist. Die aus der Abbildung ersichtlichen Schwankungen zu Beginn der Belüftung von DSR 1 beruhen sicherlich auf der ungenauen Bestimmung der Gasvolumina in diesem Zeitraum (siehe Kapitel 4.3.1), was eine Beurteilung erschwert. Im weiteren Verlauf der Belüftung ging die spezifische Sauerstoffzehrung zurück, wobei für DSR 1 über die gesamte Dauer eine abnehmende Tendenz erkennbar ist. Bei DSR 2 setzte hingegen etwa nach 15 Tagen eine Zunahme des Sauerstoffverbrauchs ein, was auf eine gesteigerte biochemische Aktivität hinweist. Zum Ende der Versuchsreihen ist festzustellen, dass erneut ein Anstieg der Sauerstoffzehrung durch das Material in Reaktor 2 stattfand. Bei Abschluss der Versuchsreihen war die feststoffspezifische Sauerstoffumsetzung der Anlage 2 im Vergleich zur Anlage 1 nahezu doppelt so hoch.

Die Betrachtung der Sauerstoffzehrung bestätigt im Wesentlichen die Schlussfolgerungen aus der Analyse des Kohlenstoffaustrags über die Gasphase. Somit kann für DSR 1 eine über die Dauer der Belüftung abnehmende biologische Aktivität angenommen werden, jedoch erschweren die unsicheren Messergebnisse zu Beginn der Belüftung die Beurteilung. Bei DSR 2 war die Umsatzrate im Vergleich zu DSR 1 höher, wobei bei Abschluss der Versuche eine ansteigende Tendenz vorlag. Ein Einfluss der veränderten Wasserzirkulation im System ist nicht zu erkennen.

5.1.3.3 Gesamtaustrag an Kohlenstoff

Abbildung 5-11 ist zu entnehmen, dass über die Gesamtzeit der Diplomarbeit der spezifische Kohlenstoffaustrag aus DSR 1 trotz der geringeren biochemischen Aktivität dieses Reaktors mit 19,05 g/kg TS höher war als in DSR 2 mit 15,61 g/kg TS. Ursachen hierfür könnten die höhere Kohlenstoffentfrachtung über das Sickerwasser, das massive Austreiben von Kohlenstoff bei Beginn der Belüftung sowie die längere Belüftungsperiode sein. Jedoch ist auch die unterschiedliche Menge an Trockensubstanz von Bedeutung (19,30 kg in DSR 1 und 23,45 kg in DSR 2), während die freie Sickerwassermenge mit 12,9 bzw. 12,8 L in beiden Reaktoren nahezu gleich war (siehe Tabelle 9-16 im Anhang). Die Bestimmung der Absolutmenge an ausgetragenen Kohlenstoff ergibt für DSR 1 insgesamt 367,7 g und für DSR 2 mit 366,1 g einen nahezu identischen Wert.

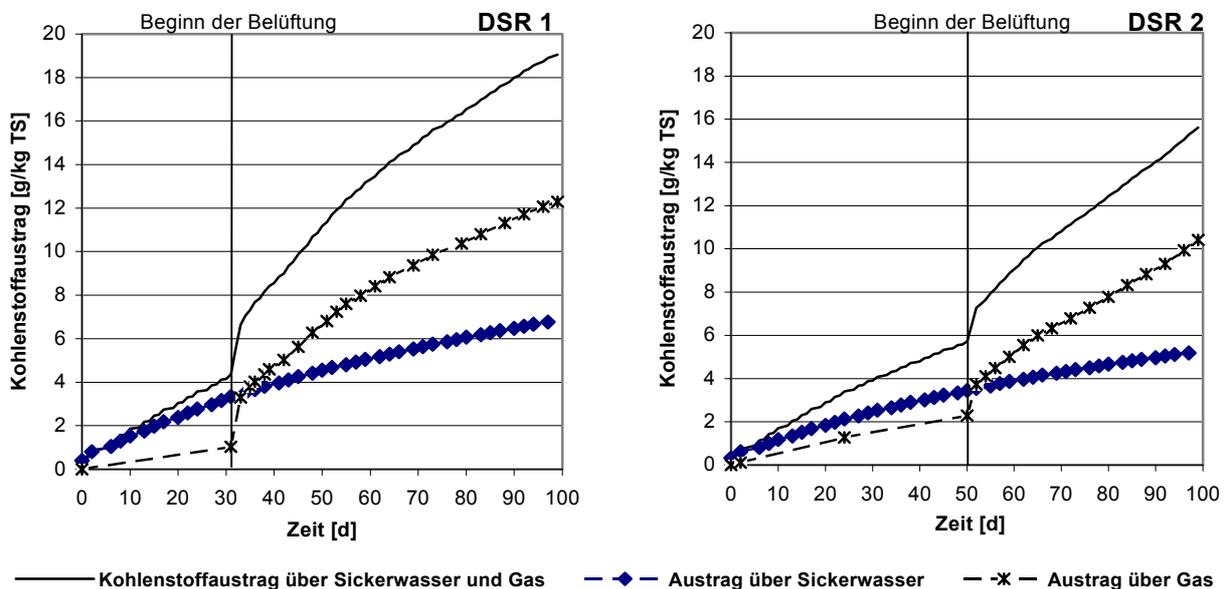


Abbildung 5-11: Spezifischer Kohlenstoffaustrag über Sickerwasser und Gasphase

Durch die Entnahme von Sickerwasser wurde eine relevante Kohlenstoffmenge aus dem System ausgetragen. Im Laufe des anaeroben Betriebs verließen 76,5% bzw. 60,2% des insgesamt ausgetragenen Kohlenstoffs DSR 1 bzw. DSR 2 auf dem Wasserweg. Für den aeroben Zeitraum verringerte sich der relative Anteil auf 23,3% (Reaktor 1) bzw. 17,7% (Reaktor 2), wobei sich jedoch der Absolutaustrag über das Wasser nahezu

Stickstoff, so dass der Anteil des $\text{NH}_4\text{-N}$ am TKN bis zum Abschluss der Versuche auf 82,4% sank, mit einem aeroben Mittel bei 87,8% und einer fallenden Tendenz. Es kann daher festgehalten werden, dass durch die Belüftung insgesamt mehr Stickstoff in das Sickerwasser mobilisiert wurde, wobei der organisch gebundene Stickstoff relativ an Bedeutung zunahm. Die Zunahme der Organik im Sickerwasser wurde auch anhand des Parameters TOC bereits in Kapitel 5.1.3.1 diskutiert.

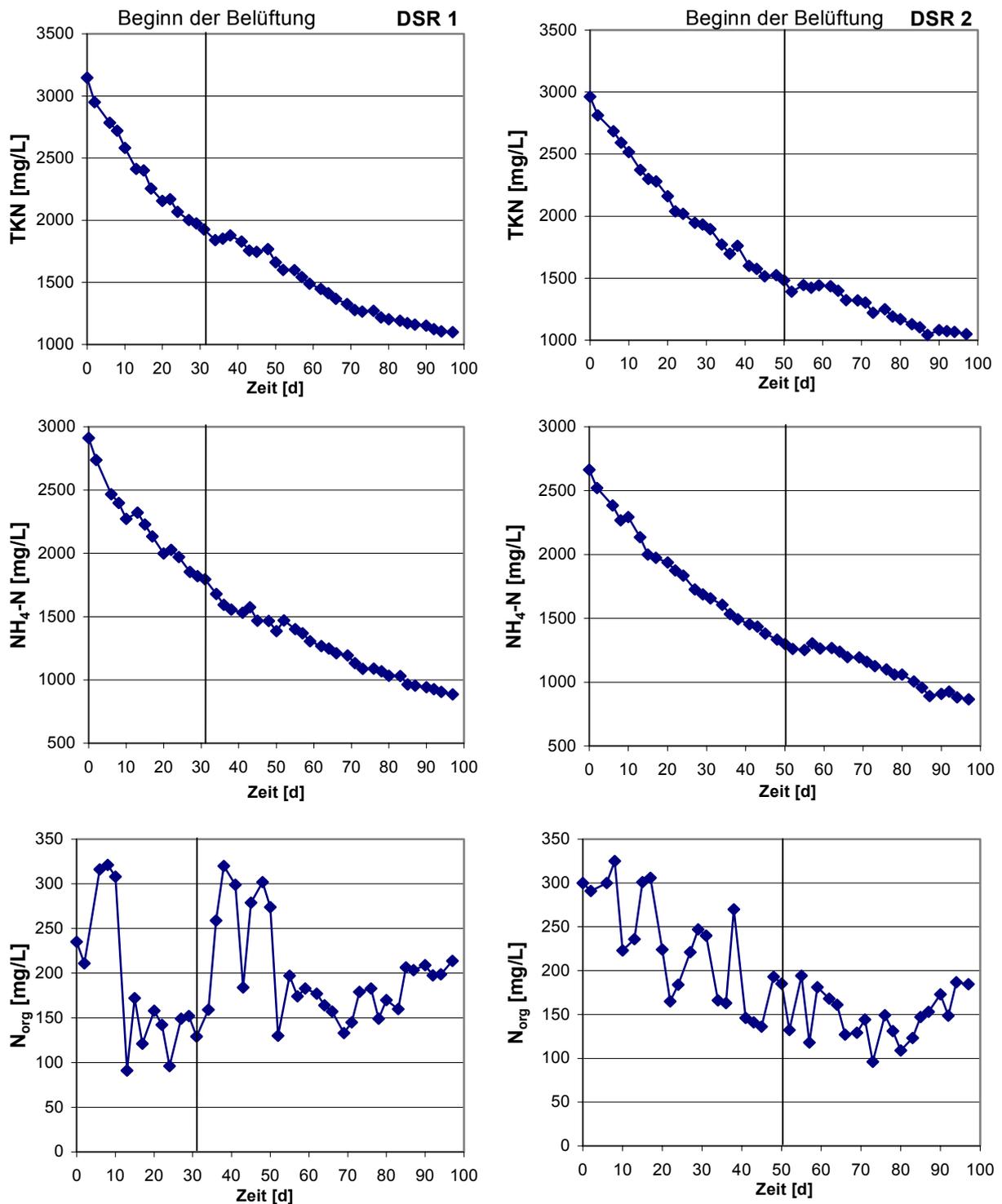


Abbildung 5-13: Verlauf von TKN, Ammonium-Stickstoff und organisch gebundenem Stickstoff im Sickerwasser von DSR 1 und DSR 2



Gleichung 5-3

Da der pH-Wert im Sickerwasser der DSR im leicht alkalischen lag, ist anzunehmen, dass im anaeroben Betrieb der Hauptanteil des Schwefels in Form von Sulfid vorlag. Im Deponiegas wurden keine hohen H_2S -Konzentrationen gemessen (< 55 ppm, siehe Anhang). Beim Setzen der Belüftungsblase wurde eine schwarze Farbe des Abfallkörpers beobachtet, was ein charakteristisches Indiz für hohe Sulfidgehalte ist. Ebenso war die Siliconleitung, die der Wasserrezirkulation diente, schwarz gefärbt. Jedoch wurden die Sulfidgehalte analytisch nicht bestimmt. In Abbildung 5-16 ist der Verlauf der Sulfatkonzentrationen im Sickerwasser der beiden Reaktoren graphisch dargestellt.

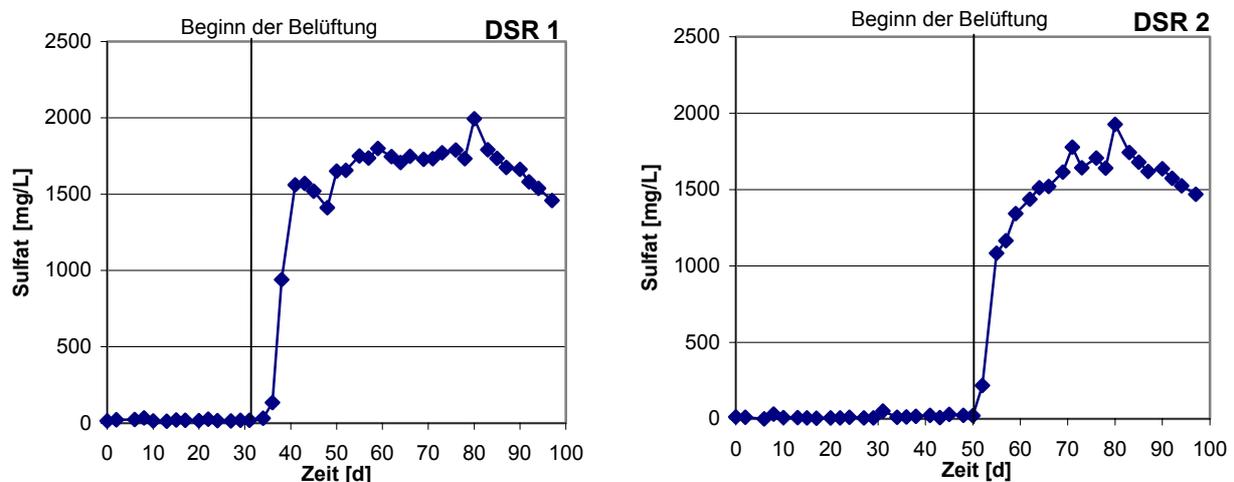


Abbildung 5-16: Sulfatkonzentration im Sickerwasser von DSR 1 und DSR 2

Im anaeroben Betrieb lagen die Sulfatkonzentrationen im Sickerwasser unterhalb von 50 mg/L und waren damit geringer als in dem zum Wasseraustausch verwendeten Leitungswasser (Messwerte im Anhang). Während der Belüftung stiegen die Konzentrationen sehr schnell an und erreichten Maximalwerte um 2000 mg/L. Anschließend gingen die Konzentrationen als Folge der Verdünnung zurück. In Tabelle 9-12 des Anhangs wird eine Gegenüberstellung der Messwerte im DSR-Sickerwasser mit Daten aus der Überwachung realer Deponien durchgeführt. Für den Parameter Sulfat zeigt sich, dass die in Folge der Belüftung aufgetretenen Konzentrationen höher waren als auf realen Deponien gemessene Werte.

5.1.5.2 Chlorid

Der Austrag von Chlorid aus dem Deponiekörper unterliegt weitgehend nur der Verdünnung /Kruse, 1994/Krümpelbeck, 1999/Andreas, 2000/, da Chloride sehr leicht löslich sind. Abbildung 5-17 stellt die Chloridkonzentration im Sickerwasser von DSR 1 und DSR 2 über die Dauer der Versuche dar. Der Verlauf zeigt sich unbeeinflusst von der Belüftung und somit den veränderten Milieubedingungen oder biochemischen Prozes-

sen. Der sehr gute Korrelationskoeffizient von 0,98 bzw. 0,99 erlaubt die Annahme eines exponentiellen Verlaufs für diesen Parameter. Im Anhang 1 wird gezeigt, dass ein solcher Verlauf eine charakteristische Folge einer Verdünnung ist. Aufbauend auf dieser Erkenntnis wird dort ein Modell entwickelt, um den reinen Verdünnungseffekt zu quantifizieren und somit den Verlauf unterschiedlicher Parameter unter Vernachlässigung der bei DSR-Versuchen künstlich induzierten Verdünnung zu beurteilen.

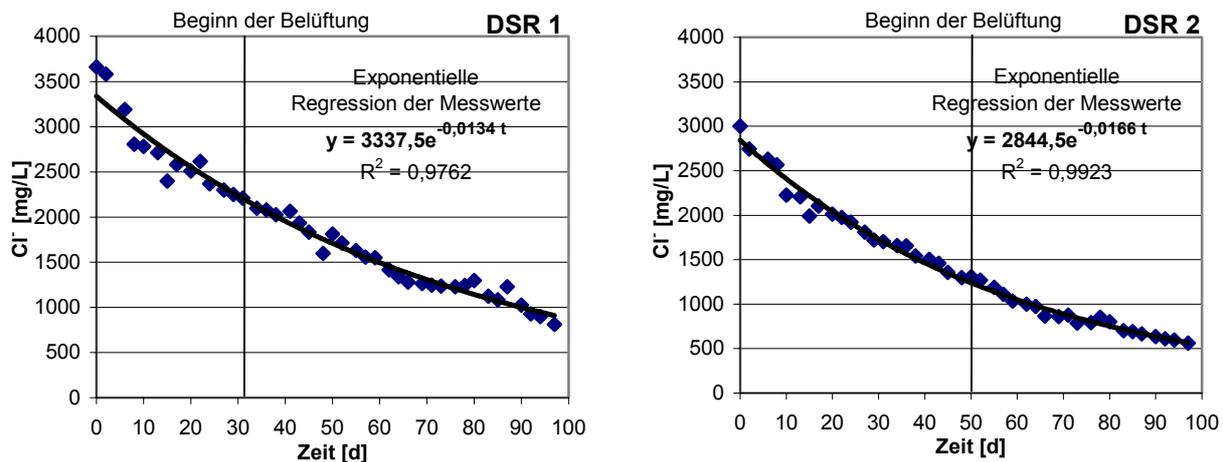


Abbildung 5-17: Verlauf des Chlorids in DSR 1 und DSR 2

5.1.6 Schwermetalle

Wie in Kapitel 2.4.5 ausgeführt wurde, ist es nach dem derzeitigen Kenntnisstand nicht möglich, die Auswirkungen einer Belüftungsmaßnahme auf den Austrag von Schwermetallen über das Sickerwasser zu prognostizieren, da diese im Abfallkörper ein sehr komplexes Verhalten aufweisen und von unterschiedlichen Faktoren wie den Milieubedingungen, der Anwesenheit von Anionen oder dem Gehalt und der Art der vorhandenen Organik beeinflusst werden. Darüber hinaus verhalten sich die einzelnen Elemente unter gleichen Bedingungen unterschiedlich und beeinflussen sich auch gegenseitig, was eine Prognose zusätzlich erschwert. Im Rahmen dieser Arbeit wurden im Sickerwasser der DSR die Konzentrationen an Blei, Nickel und Zink überwacht. Abbildung 5-18 zeigt den Verlauf der drei Schwermetalle über die Dauer der Diplomarbeit.

Die Bleikonzentration stieg im Sickerwasser von DSR 1 durch die Belüftung von zunächst 13 auf 37 $\mu\text{g/L}$, ging dann wieder zurück und blieb anschließend trotz der stattfindenden Verdünnung durch den regelmäßigen Wasseraustausch relativ konstant bei Werten von ca. 12 $\mu\text{g/L}$. Im Sickerwasser von DSR 2 konnte eine Veränderung der Bleikonzentration aufgrund der Belüftung nicht festgestellt werden.

Die Nickelgehalte im aeroben Sickerwasser unterschieden sich kaum von denjenigen im anaeroben Wasser. Zwar trat unmittelbar nach Aufnahme der Belüftung bei beiden Reaktoren eine leichte Zunahme der Konzentration ein, jedoch kommt dieser Beobachtung wenig Aussagekraft zu, da die festgestellte Veränderung die Größenordnung der sonst auftretenden Schwankungen nicht übertraf und somit nicht verlässlich der Belüftung zugeordnet werden kann. Ein Verdünnungseffekt durch den Wasseraustausch ist für diesen Parameter nicht festzustellen.

Wesentlich beeinflusst durch die Belüftung wurde Zink. Nach Aufnahme der Aerobisierung stiegen die Konzentrationen im Sickerwasser beider Reaktoren an, wobei auch bei Abbruch der Untersuchungen noch ein Anstieg auftrat. Im anaeroben Zeitraum waren die Zinkgehalte bei beiden Reaktoren mit Werten um die 300 bis 500 µg/L ähnlich hoch. Die Endkonzentration im Wasser des Reaktors 1 war mit 2400 µg/L um etwa 700% über dem anaeroben Wert. Für Reaktor 2 führte die Belüftung zu einer Zunahme von etwa 400%, wobei die kürzere Belüftungsdauer dieses DSR zu berücksichtigen ist.

Es ist festzuhalten, dass unter den vorliegenden Versuchsbedingungen die Aerobisierung des Abfallkörpers für die untersuchten Schwermetalle in keinem Fall zu einer Reduzierung des Austrags über das Sickerwasser führte. Für Blei und Nickel ist ein eindeutiger Zusammenhang auf der Basis der vorhandenen Messwerte nicht zu erkennen. Zink wurde infolge der Belüftung verstärkt in das Sickerwasser mobilisiert. Die Freisetzung von Metallen durch die Oxidation der Sulfide bietet keine ausreichende Erklärung, da das Löslichkeitsprodukt der Sulfide ebenso wie der Carbonate in der Reihenfolge Ni>Zn>Pb abnimmt (Tabelle 2-10 in Kapitel 2.4.5) und somit anzunehmen wäre, dass eine Sulfidoxidation verstärkt Blei mobilisiert. Nach Kapitel 2.4.5 bildet Zink eine große Zahl anorganischer Komplexe aus, deren Verhalten nur schwer prognostizierbar ist.

Da jedoch auf der Grundlage der hier durchgeführten Analysen nicht bekannt ist, in welcher Bindungsform die Schwermetalle vorlagen, ist es nicht möglich, die kausalen Zusammenhänge für ihr Verhalten zu erkennen. Es bleibt unklar, ob die Metalle hauptsächlich in gelöster Form ausgewaschen wurden, ob eine anorganische Komplexbildung dominierte oder ob die Affinität zu Huminstoffen einen wesentlichen Einfluss ausübte. Um diese Fragen zu klären, wären genauere Untersuchungen notwendig.

Dieses Ergebnis verdeutlicht jedoch, dass die einzelnen Metalle durchaus ein unterschiedliches Mobilisierungsverhalten bei der Erzeugung eines oxidativen Milieus in einem zuvor anaeroben Abfallkörper aufweisen. Die Veränderung der Konzentration eines bestimmten Schwermetalles im Sickerwasser lässt somit nur bedingt Rückschlüsse auf andere Komponenten zu, wobei noch zu klären wäre, ob Metalle, die unter

anderen Randbedingungen ein vergleichbares Verhalten zeigen, auch bei Aerobisierungsprojekten eine Ähnlichkeit zeigen.

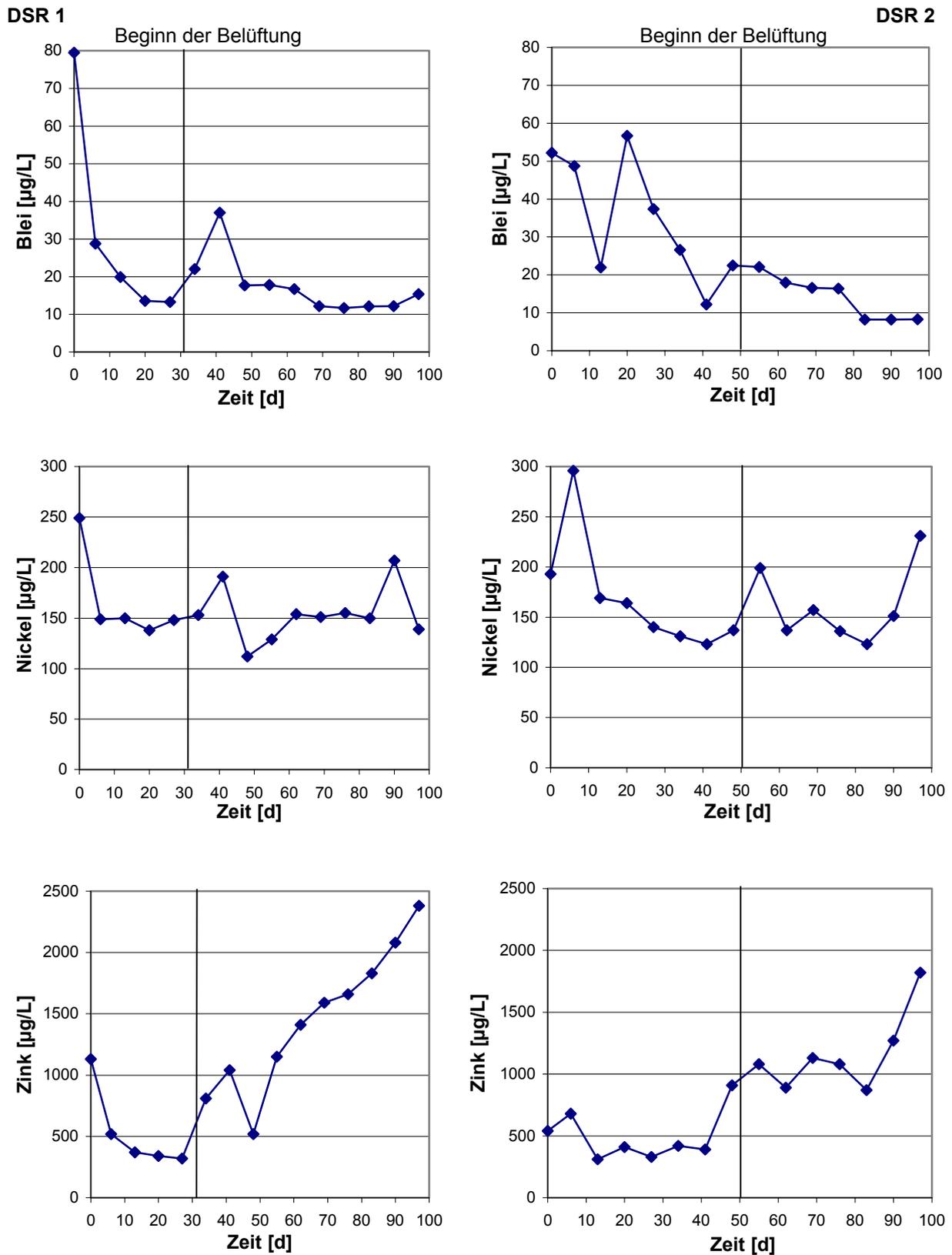


Abbildung 5-18: Verlauf der Konzentrationen an Blei, Nickel und Zink im Sickerwasser von DSR 1 (links) sowie DSR 2 (rechts)

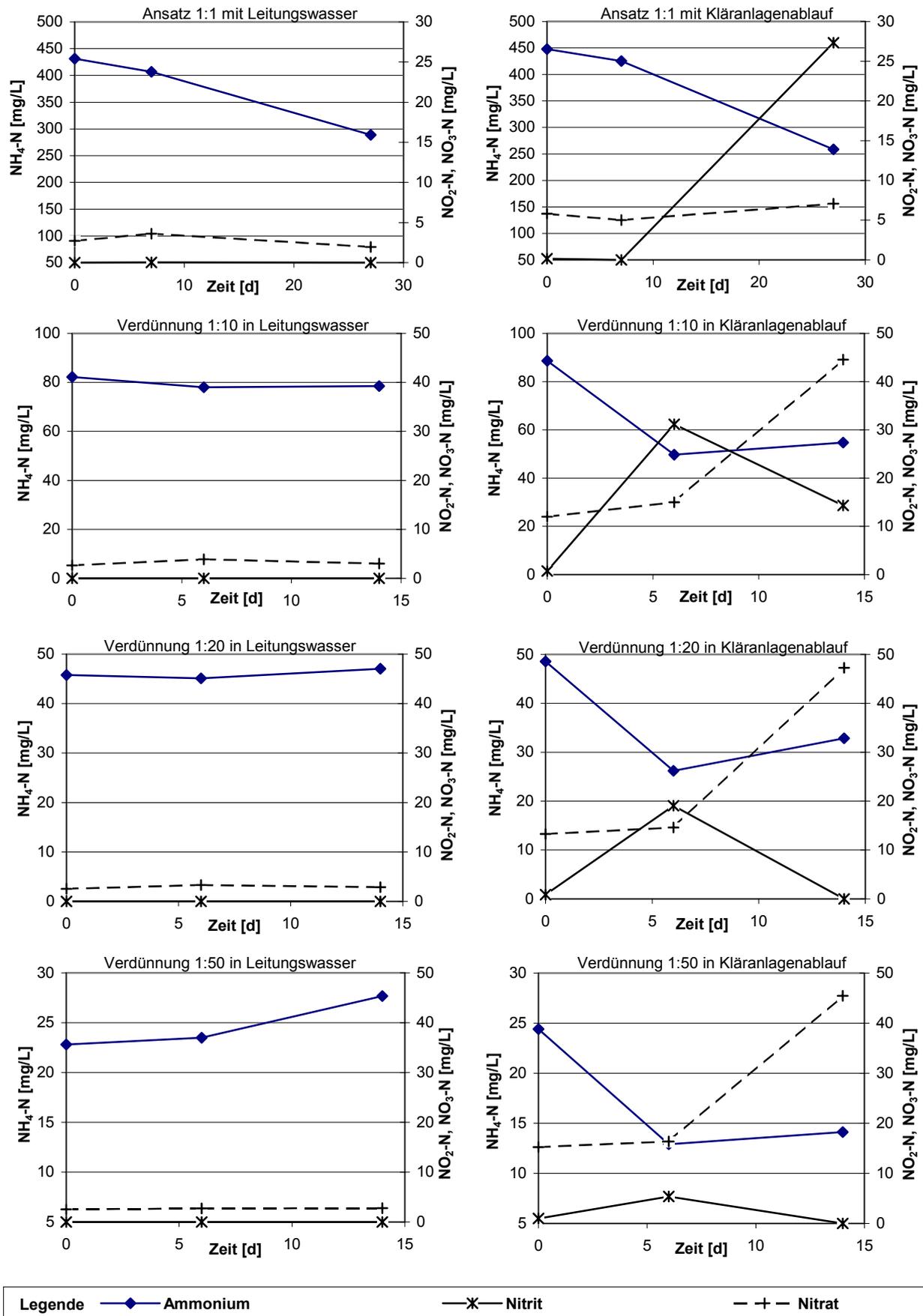


Abbildung 5-21: Einleitung der Nitrifikation durch Zugabe von externen Nitrifikanten zum Sickerwasser von DSR 2 im Versuchsmaßstab

6 Bewertungsfaktoren für die Wahl der in-situ Belüftung als Sanierungsstrategie

6.1 Vorüberlegungen

Die Entscheidung über das Sanierungsverfahren für eine Deponie ist ein komplexer Prozess, weil viele unterschiedliche Aspekte berücksichtigt werden müssen. Aus der Menge der am Markt angebotenen Sanierungsverfahren muss das für einen speziellen Standort technisch geeignete sowie ökonomisch und ökologisch günstige gewählt werden. Abbildung 6-1 gibt einen Überblick über die Alternativen, die neben der aeroben in-situ Stabilisierung bestehen.

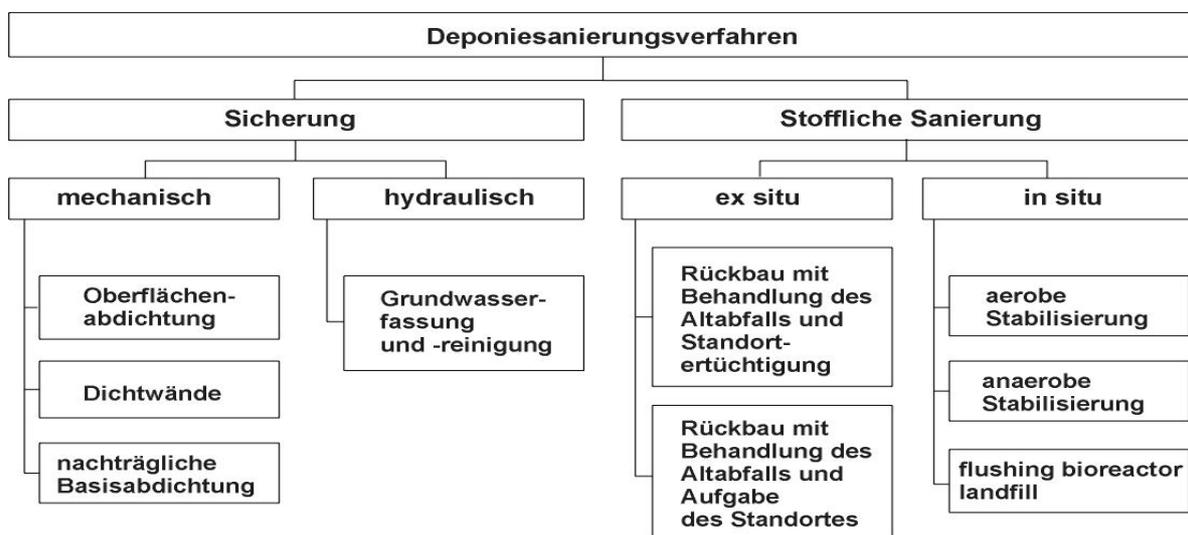


Abbildung 6-1: Verfahrensalternativen zur Sanierung von Altdeponien und Altablagerungen /Finck, 2000/

Für die Auswahl eines Verfahrens ist das formulierte Sanierungsziel von entscheidender Bedeutung. Das Sanierungsziel muss in Abhängigkeit des Emissionsverhaltens eines Standortes entsprechend der Gefährdungsabschätzung sowie der Dringlichkeit des Handlungsbedarfs unter besonderer Berücksichtigung von Schutzgütern wie beispielsweise dem Grundwasser festgelegt werden. Im Vergleich zu einer stofflichen Sanierung sind Sicherungsmaßnahmen in der Regel kurzfristiger zu realisieren. Darüber hinaus kann mit biologischen Sanierungsverfahren wie der in-situ Belüftung keine vollständige Unterbindung der Emissionen erzielt werden, da die Geschwindigkeiten, mit denen biochemische Abbauprozesse stattfinden, für verschiedene Substrate sehr unterschiedlich sind und zum Teil beträchtliche Zeiträume für die vollständige Mineralisierung notwendig sind. Humifizierte Organik hat auch in natürlichen Ökosystemen eine Verweilzeit von mehreren Jahrhunderten (siehe Kapitel 2.1.1.2) und bedingt dadurch eine Aktivität des Standortes über einen entsprechend langen Zeitraum.

6.4 Ökonomische Betrachtungen

6.4.1 Kosten der Deponienachsorge

Die Verpflichtung zur Bildung von Rückstellungen während der Betriebsphase einer Abfalldéponie zur Finanzierung der Kosten nach Ende der Verfüllung ist durch das KrW-/AbfG festgeschrieben. Fast alle Kommunalabgaben- oder Abfallgesetze der verschiedenen Bundesländer enthalten Regelungen zur Bildung von Rücklagen für die Kosten des Abschlusses, der Rekultivierung und Nachsorge von Deponien /Jänicke, 2001/. Die deutsche Gesetzgebung macht allerdings keine Vorgaben zur Dauer der Nachsorge, siehe Kapitel 2.3.3. Auf europäischer Ebene wird mittels Artikel 10 der am 16. Juli 1999 in Kraft getretenen Deponierichtlinie (DepRL) des Rates der Europäischen Gemeinschaften festgelegt, dass die Mitgliedsstaaten Maßnahmen treffen müssen, die sicherstellen, dass die geschätzten Kosten für die Stilllegung und Nachsorge für einen Zeitraum von mindestens 30 Jahren durch das vom Betreiber in Rechnung zu stellende Entgelt für die Ablagerung auf der Deponie abgedeckt werden /DepRL, 1999/. Hier wird eine eindeutige verursachergerechte Zuordnung der Kosten der Nachsorge festgelegt /Eitner, 2000/. Die Regelung bedeutet jedoch nicht, dass die Nachsorge zwingend 30 Jahre andauert, da nach Artikel 13 der DepRL die zuständige Behörde die Dauer im Einzelfall und in Abhängigkeit von den Überwachungswerten festlegt. Die Mitgliedsstaaten müssen die Anforderungen bis zum 16. Juli diesen Jahres in das nationale Recht umsetzen.

Zum Vorgehen bei der Kalkulation der erforderlichen Rückstellungen wird hier auf die Literatur verwiesen, beispielsweise /Gallenkemper, 1997/. Berücksichtigt man die in Kapitel 2.3.3 prognostizierten Zeiträume bis zum Erreichen umweltverträglicher Emissionen, so ist wahrscheinlich, dass die Behörde die Deponie erst wesentlich später als nach den in der DepRL genannten 30 Jahren aus der Nachsorge entlässt. Für den Bereich Sickerwasser nennt Gallenkemper /1997/ mindestens einen Zeitraum von 50 Jahren, der bei der Kalkulation anzusetzen ist. Geht man davon aus, dass eine Oberflächenabdichtung ihre Dichtungswirkung nicht beibehält, so ist praktisch von einer unbegrenzten Nachsorge für den Bereich Sickerwasser und sämtliche Maßnahmen zur Kontrolle und Überwachung der Deponie auszugehen /Eitner, 2000/.

Die Überlegung zu den Kosten einer unendlichen Nachsorge relativiert sich, da sich aus finanzmathematischen Zusammenhängen ergibt, dass zeitlich unbegrenzte Nachsorgezeiträume nur eine begrenzte Erhöhung der erforderlichen Rückstellungen zur Folge haben. Werden nämlich alle Kosten auf den Zeitpunkt der Deponiestilllegung abgezinst, so haben Aufwendungen, die in einem großen zeitlichen Abstand nach der Stilllegung der Deponie entstehen, nur noch einen geringen Einfluss auf die notwendige Rückstellungshöhe. Dieser Sachverhalt wird durch Abbildung 6-2 verdeutlicht. Der Diskon-

6.7 Überlegungen zur Eignung des Verfahrens speziell für Altstandorte in den neuen Bundesländern

Abfallablagerungen, deren Betrieb in DDR-Zeiten aufgenommen wurde, verfügen über keine bzw. nur eine technisch mangelhafte Basisabdichtung. In Abhängigkeit der Abfallzusammensetzung und der Geologie am Standort kommt es zu einer Belastung des Grundwassers über lange Zeiträume. Eine besondere Stellung in der deutschen Abfallwirtschaft nehmen dabei diejenigen ostdeutschen Deponien ein, die nach der Wende weiter betrieben wurden. Auf einen Abfallkörper der Vorwendezeit mit einem verhältnismäßig geringen Schadstoffpotenzial wurden Schichten mit hohem organischem Gehalt aufgebracht, siehe auch Kapitel 2.3.4. Die Gefährdung, die derzeit und künftig von einem solchen Standort ausgeht, begründet sich vor allem auf den Nachwendeabfällen mit ihrem wesentlich höheren Emissionspotenzial.

Beim Einsatz der in-situ Belüftung als Stabilisierungsverfahren muss dem Einstellen des Wassergehaltes im Deponiekörper besonderes Augenmerk zukommen, da dieser in alten DDR-Deponien niedriger als in Deponien der alten Bundesländer ist. Bei Untersuchungen von Andreas /2000/ wiesen 95% der Proben weniger als 30% und fast die Hälfte (46%) weniger als 20% Wassergehalt auf, während bei Untersuchungen an westdeutschen Deponien bei 90% der Proben mehr als 25% Wassergehalt ermittelt wurde. Im Durchschnitt lag der Wassergehalt der DDR-Deponien bei 24% und der Westdeponien bei 33%. Als Ursachen für den geringeren Wassergehalt sind zu nennen /Andreas, 2000/:

- geringerer Wassergehalt bei Ablagerung und Verringerung durch Rotteprozess an der Deponieoberfläche
- relativ geringe Wasserhaltekapazität des Abfalls (\varnothing 29%) aufgrund des niedrigen Organikanteils
- kaum Eindringen von Niederschlagswasser als Folge der nahezu undurchlässigen Deponieoberfläche nach Einbau, Überfahren und evtl. Verdichten bei hohem Feinkorn- und Ascheanteil des Abfalls
- geringes Porenvolumen im Deponiekörper aufgrund der Abfallzusammensetzung (Kapitel 2.3.4.1)

Nach Kapitel 2.1.2.1 bedingt ein Wassergehalt unter 30%, was für 95% der von Andreas /2000/ untersuchten DDR-Proben zutrifft, eine Hemmung des mikrobiellen Abbaus. Noch aussagekräftiger als der absolute Wassergehalt eines Materials ist vermutlich die Relation zur spezifischen Wasserhaltekapazität (Wassersättigung), die je nach Material sehr unterschiedlich sein kann. Kaltenbrunner /1999/ zitiert aus der Literatur eine für den Abbau optimale Bodenfeuchte von 50 bis 80 % der spezifischen Wasserhaltekapazität. Zu beachten ist in diesem Zusammenhang auch der stark ansteigende Wasseraustrag

7 Zusammenfassung und Ausblick

Die in-situ Belüftung von Altdeponien und Altablagerungen ist ein mikrobiologisches Sanierungsverfahren, das über die Totalrotte der enthaltenen Organik eine beschleunigte Dekontamination alter Abfallkörper anstrebt. Hierzu wird durch geeignete Belüftungseinrichtungen eine Umstellung des zunächst anaeroben Deponiemilieus auf aerobe Verhältnisse herbeigeführt, wodurch die mikrobielle Aktivität gesteigert wird.

Im Vergleich zur Sicherung eines Altstandortes durch eine kostenintensive Oberflächenabdichtung ergeben sich durch die in-situ Stabilisierung ökonomische Vorteile, die sich hauptsächlich daraus ableiten, dass nach einer erfolgten Sanierung statt der in der TASI vorgesehenen Kombinationsabdichtung eine einfachere Oberflächenabdeckung aufgebracht werden kann (Kapitel 6.4). Darüber hinaus ist die Dekontamination das ökologisch vorteilhaftere Sanierungsverfahren, da im Gegensatz zur Sicherung eine nachhaltige Verringerung statt einer Konservierung des Emissionspotenzials stattfindet. Die Verantwortung für eine durch die Ablagerung von Abfällen geschaffene Umweltgefährdung wird übernommen und nicht an künftige Generationen weitergegeben.

Im Rahmen dieser Diplomarbeit wurden zwei Deponiesimulationsreaktoren belüftet, um die Auswirkungen des Luftzutritts in ein zuvor anaerobes Milieu zu untersuchen. Der Lufteintrag erfolgte über eine vertikal in den Abfallkörper gesetzte Lanze. Mit dem gewählten Verfahren konnte eine vollständige Aerobisierung des Materials erreicht werden, wodurch anaerobe Reaktionen bereits unmittelbar nach Beginn der Luftbeaufschlagung unterbunden wurden. Die Belüftung führte zu einer Steigerung der biologischen Aktivität im System, jedoch war dies gleichzeitig mit einer höheren Belastung des Sickerwassers mit organischen Komponenten, Ammonium sowie Schwermetallen verbunden. Berücksichtigt man, dass biologische Prozesse eine gewisse Zeit benötigen, um sich an veränderte Milieubedingungen zu adaptieren, so war die Versuchszeit dieser Diplomarbeit zu kurz, um eine langfristige Prognose zu erlauben. Die Ergebnisse zeigen jedoch, dass es im Rahmen einer in-situ Stabilisierung durch Belüftung zu einem erhöhten Stoffaustrag über das Sickerwasser kommen kann. Dies bedeutet zwar auf der einen Seite eine schnellere Entfrachtung des Deponiekörpers und damit eine beschleunigte Reduktion des Emissionspotenzials, auf der anderen Seite besteht jedoch bei Deponiestandorten ohne eine Basisabdichtung die Gefahr eines erhöhten Stoffeintrags in das Grundwasser.

Im Versuchsmaßstab konnte gezeigt werden, dass die Zugabe von externen Nährstoffen eine Beschleunigung des Abbaus und damit eine schnellere Stabilisierung des Materials bewirken kann. Darüber hinaus ist aus der Literatur bekannt, dass sich das

Einbringen von allochthonen Mikroorganismen besonders in der Startphase einer Sanierung positiv auswirken kann. So wurden standortfremde Organismen bei der Sanierung der Deponie Feldbach erfolgreich eingesetzt (Kapitel 3.3.2.2). Die mögliche Steigerung der Effektivität des Verfahrens durch zugegebene Nährstoffe oder Mikroorganismen muss abgewogen werden gegenüber dem zusätzlichen Einbringen von Stoffen in den zu stabilisierenden Deponiekörper.

Um einen beschleunigten Abbau im Deponiekörper zu erreichen, müssen günstige Entwicklungsbedingungen für die aeroben Mikroorganismen geschaffen werden. Neben einem genügenden Sauerstoffangebot betrifft dies insbesondere die Einstellung eines ausreichenden Wassergehaltes. Bei zu hoher Wasserzugabe besteht jedoch bei nicht vorhandener Basisabdichtung die Gefahr eines erhöhten Stoffaustrages in das Grundwasser. Darüber hinaus ist mit einer Verminderung der Gaswegigkeit im Abfallkörper durch eine Wasserzugabe zu rechnen, was beispielsweise den Wirkungsradius der Belüftungs- bzw. Absaugbrunnen verändert. Dies sollte bereits bei der Dimensionierung der Anlagen berücksichtigt werden.

Die grundsätzliche Eignung der in-situ Belüftung als Stabilisierungsverfahren für Altdeponien und Altablagerungen kann nach bisherigem Kenntnisstand angenommen werden, muss jedoch für jeden Standort individuell betrachtet werden. Dabei ist eine Behandlung von Deponien, bei denen die organische Substanz im Laufe der Ablagerungsdauer schon weitgehend umgesetzt worden ist, unter Umständen nicht mehr sinnvoll. Deshalb sollte im Einzelfall an Feststoff- und Sickerwasserproben geprüft werden, inwieweit das Reaktionspotenzial der Abfälle durch eine Beschleunigung der biologischen Prozesse überhaupt noch reduziert werden kann. In eingestauten Bereichen ist ein beschleunigter Abbau nicht zu erwarten. Da die Geschwindigkeiten, mit denen biologische Abbauprozesse stattfinden, für verschiedene Substrate sehr unterschiedlich sind und zum Teil beträchtliche Zeiträume für die vollständige Mineralisierung notwendig sind, ist eine totale Unterbindung der Emissionen mit biologischen Sanierungsverfahren nicht zu erreichen. Der Einsatz der in-situ Belüftung hängt daher wesentlich vom angestrebten Sanierungsziel ab.

Für die Reduktion der Emission anorganischer Komponenten über das Sickerwasser ist die Belüftung kein geeignetes Verfahren. Eine Ausnahme ist hier das Ammonium, das unter günstigen Bedingungen über eine Nitrifikation mit nachfolgender Denitrifikation in Atmosphärenstickstoff umgewandelt werden kann. Der Prozess konnte im Rahmen der Versuche dieser Arbeit jedoch nicht beobachtet werden, was zeigt, dass es nicht notwendigerweise zu einer Reduktion der Ammoniumemissionen nach einer Belüftung kommen muss. Im Versuchsmaßstab konnte nachgewiesen werden, dass im vorliegen-

den Fall eine Nitrifikation aufgrund der Abwesenheit von nitrifizierenden Bakterien im System nicht stattgefunden hatte.

Als Sanierungsstrategie für Deponiestandorte in den neuen Bundesländern wird die in-situ Stabilisierung mittels Belüftung als grundsätzlich geeignetes Verfahren beurteilt, wobei auch hier die Wahl standortspezifisch getroffen werden muss. Eine besondere Stellung nehmen diejenigen Deponien ein, die nach der Wiedervereinigung weiter genutzt wurden, so dass auf einen relativ organikarmen DDR-Altkörper sehr organikreiche Nachwendeabfälle geschichtet wurden. Es wird hier zur Diskussion gestellt, ob nicht eine alleinige Aerobisierung dieser oberen, organikreichen Nachwendesichten sinnvoll wäre, wobei die Belüftung mittels Lanzen in einem wesentlich engeren Raster und mit höheren Belüftungsraten vorgeschlagen wird (Kapitel 6.7). Einerseits werden somit gerade die Deponiebereiche intensiv behandelt, die die erhöhte Emission der Standorte bedingen, andererseits wird die Pufferkapazität der alten DDR-Abfälle nicht beeinträchtigt. Jedoch ist die Formulierung von Sanierungszielen im Vorfeld notwendig.

Im Rahmen dieser Arbeit wurden zahlreiche Fragestellungen offensichtlich, für deren Klärung weitere Untersuchungen als notwendig erachtet werden. Eine Frage betrifft hierbei die Übertragung von Ergebnissen aus DSR-Untersuchungen auf Deponiebedingungen. In der Regel wird hierbei das Wasser-Feststoff-Verhältnis verwendet, wodurch sich für DSR aufgrund des erhöhten Wasserdurchsatzes ein Beschleunigungsfaktor bestimmen lässt (Kapitel 4.1.1.2). Die erhöhten feststoffspezifischen Wasseraustauschraten beschleunigen jedoch insbesondere Auslaugungs- und Verdünnungsprozesse, wohingegen biologische Prozesse und damit der Austrag über die Gasphase nur bedingt schneller verlaufen. Wie die anorganischen Inhaltsstoffe unterliegen auch die in der Wasserphase befindlichen potenziell abbaubaren organischen Verbindungen der Verdünnung, so dass im Vergleich zu Deponiebedingungen ein deutlich erhöhter Austrag über das Sickerwasser stattfindet. Diese im Vergleich zu Deponiebedingungen in DSR geschaffene Divergenz der Geschwindigkeiten von biochemischer Umsetzung inklusive Austrag über die Gasphase und Auslaugung und Verdünnung inklusive Austrag über die Wasserphase führt zu einer Unterschätzung der grundsätzlich möglichen Abbauprozesse, die um so größer ist, je höher der abbaubare Anteil im Abfall noch ist und je höher die Wasseraustauschrate im DSR gewählt wurde. Das bisherige Verfahren eignet sich daher nur bedingt, um eine Beschleunigung des biochemischen Abbaus zu quantifizieren.

Das Füllmaterial der Deponiesimulationsreaktoren mit denen die Versuchsreihen dieser Diplomarbeit durchgeführt wurden, entsprach nicht realem Deponiematerial, da nur die Fraktion kleiner 50 mm eingebaut wurde. Insbesondere sind keine Aussagen über das

Verhalten von Abfällen speziell auf ostdeutschen Deponien möglich. Hier sind gesonderte Untersuchungen sinnvoll, wobei gegebenenfalls die Kombination von Vor- und Nachwendeabfällen zu beachten ist, wie sie an vielen Standorten anzutreffen ist.

Speziell für ostdeutsche Deponien sind genauere Untersuchungen zur Puffer- und Reinigungskapazität der DDR-Abfälle aber auch für spezifische Emissionen wie beispielsweise infolge der hohen Schwefelgehalte in Verbindung mit einer Belüftung des Deponiekörpers notwendig. Zu erwarten ist eine Reduktion der Pufferwirkung sowie erhöhte Sulfatkonzentrationen im Sickerwasser infolge der Oxidation von Schwefelverbindungen nach der Belüftung. Eine Unterscheidung zwischen dem Einfluss der Nachwendeabfälle und des Altkörpers muss getroffen werden, um die stattfindenden Prozesse charakterisieren zu können und somit auf andere Standorte übertragbare Zusammenhänge zu erkennen.

Die Belüftung eines Abfallstandortes wird nur über eine bestimmte Zeit durchgeführt. Es stellt sich daher die Frage, welche Prozesse im Deponiekörper nach Beendigung der Aerobisierung stattfinden. Mittels Untersuchungen an Deponiesimulationsreaktoren könnten Erkenntnisse gewonnen werden, wie sich aerob stabilisierter Abfall in Abhängigkeit des erzielten Abbaugrades nach Abschluss der Belüftung verhält. Darüber hinaus ist von Interesse, ob ein Wechsel zwischen anaeroben und aeroben Verhältnissen im Vergleich zum permanent aeroben Verfahren zu einer weiteren Beschleunigung der mikrobiellen Abbautätigkeit führen kann.

Neben den reinen Veränderungen der Sickerwasserzusammensetzung infolge der Belüftung sollte der Einfluss insgesamt auf das Emissionsverhalten eines Abfallstandortes betrachtet werden, wobei hierbei für Standorte ohne Basisabdichtung der Stoffeintrag in das Grundwasser das wesentliche Kriterium darstellt. Aus der Literatur ist bekannt, dass Sickerwässer aus anaeroben und aus aeroben Deponien ein grundsätzlich unterschiedliches Verhalten zeigen, da sich die Strukturen der darin enthaltenen Komponenten nicht gleichen (Kapitel 5.6). Im Rahmen dieser Arbeit erfolgte keine Einzelanalyse der Sickerwasserinhaltsstoffe, da die Veränderungen im Wesentlichen über Summenparameter beschrieben wurden. So wurde beispielsweise die Bildung von Huminsäuren beim Ansäuern der Proben offensichtlich, konnte jedoch analytisch nicht erfasst werden. Zum Verständnis der Wirkungsmechanismen ist jedoch eine Bestimmung der Einzelstoffe notwendig, wobei hier insbesondere die Ausbildung von Huminkolloiden aber auch von anorganischen Kolloiden wie Eisenoxide, Carbonate und Silikate sowie deren Verhalten interessant erscheint.

Eine Erhöhung der Sickerwasserkonzentration im Deponiekörper bedeutet nicht gleichzeitig auch einen höheren Stoffeintrag in das Grundwasser, da die Einzelstoffe entsprechend ihrer Struktur bzw. Eigenschaften eine unterschiedliche Bewegungskarakteristik aufweisen. Insbesondere die Bildung von Huminsäuren, wie sie im Rahmen dieser Arbeit als Folge der Belüftung in großem Umfang beobachtet wurde, dürfte sich entscheidend auf die Mobilität von Stoffen im Deponiekörper aber auch in der Bodenpassage auswirken. Zur Untersuchung des Verhaltens könnten Säulenversuche mit verschiedenen Bodenmaterialien Erkenntnisse liefern, wobei ein Vergleich von aeroben mit anaeroben Wässern durchzuführen wäre. Das Potenzial einzelner Verbindungen für den Stofftransport in Deponiekörpern und in Aquiferen, beispielsweise für den Schwermetalltransport, kann nur durch Untersuchung der Wechselwirkungen der Einzelkomponenten untereinander unter definierten Randbedingungen geklärt werden.

9 Anhang

Anhang 1: Entwicklung eines Modells zur Quantifizierung der auf Mobilisierung und Verdünnung beruhenden Konzentrationsänderung im DSR-Sickerwasser

Bei der Auswertung der Messergebnisse aus den Versuchsreihen bereitete die Tatsache Schwierigkeiten, dass aufgrund der gewählten hohen Wasseraustauschrate auch ein sehr hoher Verdünnungseffekt stattgefunden hatte. In der Folge war es nicht möglich zu unterscheiden, ob eine stattfindende Reduktion der Sickerwasserkonzentrationen auf einen Abbau oder aber lediglich auf die Verdünnung zurückzuführen war. Dies ist jedoch von entscheidender Bedeutung für die Beurteilung des Prozesses, da es gegebenenfalls bei einer geringeren Verdünnung bzw. keiner Verdünnung zu einer beträchtlichen Erhöhung der Sickerwasserkonzentrationen gekommen wäre. Im Folgenden wird daher ein Modell entwickelt, mit dem der Einfluss der reinen Verdünnung näherungsweise quantifiziert werden kann. Da das Modell jedoch einige vereinfachende Annahmen enthält und sicherlich noch deutliches Verbesserungspotenzial beinhaltet, das in der für die Diplomarbeit zur Verfügung stehenden Zeit nicht ausgeschöpft werden konnte, wird es an dieser Stelle im Anhang dargestellt.

Vorüberlegungen

Neben der Verdünnung durch den regelmäßigen Wasseraustausch findet eine Veränderung der Sickerwasserkonzentration durch chemische Prozesse wie Lösen oder Fällungen, Adsorption oder Desorption sowie durch biochemische Prozesse statt. Grundsätzlich kann es somit zu einer Mobilisierung oder einer Immobilisierung sowie einer Produktion oder einem Abbau von Komponenten im Sickerwasser kommen. Die Effekte werden im Folgenden ohne weitere Unterteilung unter dem Begriff Mobilisierung zusammengefasst.

Aufgrund des im Vergleich zu Deponiebedingungen sehr hohen Wasseraustausches in DSR besteht die Gefahr, dass Mobilisierungseffekte nicht wahrgenommen werden, da sie insgesamt von einem Verdünnungseffekt in einer Größenordnung übertroffen werden, die alles andere in den Hintergrund treten lässt. Dies gilt in besonderem Maße für biochemische Vorgänge, die durch einen erhöhten Wasserdurchsatz nicht beschleunigt werden und somit von der Wasseraustauschrate unabhängig sind. Im Rahmen dieser Arbeit kommt aber gerade den mikrobiell bedingten Veränderungen eine wesentliche Bedeutung zu. Im Folgenden wird daher ein Verfahren entwickelt, um die Effekte der Verdünnung und der Mobilisierung zu unterscheiden.

Der Verlauf der Konzentrationen von Inhaltsstoffen im Sickerwasser kann insgesamt mit Gleichung 9-1 beschrieben werden. Aus dem in Versuchsreihen ermittelten Verlauf der Sickerwasserkonzentration kann daher durch Abzug der durch die Verdünnung verursachten Konzentration die allein durch Mobilisierung hervorgerufene Veränderung bestimmt werden. Damit können Aussagen gemacht werden, inwieweit es durch die Belüftung von zuvor anaeroben Abfallablagerungen zu einer verstärkten Freisetzung von Schadstoffen kommen kann bzw. inwieweit eine beschleunigte Reduktion der Konzentrationen stattfindet. Positive Werte von c_M bedeuten hierbei eine Freisetzung, negative Werte hingegen eine Fixierung oder einen Abbau von Schadstoffen.

$$c(t) = c_M(t) + c_V(t) \quad [\text{mg/L}], [\mu\text{g/L}] \text{ etc.} \quad \text{Gleichung 9-1}$$

mit $c(t)$ Konzentration im Sickerwasser zum Zeitpunkt t [z.B. in mg/L]
 $c_M(t)$ durch Mobilisierung entstandene Konzentration im Sickerwasser zum Zeitpunkt t [z.B. mg/L]
 $c_V(t)$ durch Verdünnung entstandene Konzentration im Sickerwasser zum Zeitpunkt t [z.B. mg/L]

Zu beachten ist dabei, dass letztlich auf diese Weise keine Unterscheidung zwischen Elution und biochemischer Umsetzung möglich ist, allerdings können Tendenzen leichter erkannt werden und es besteht nicht die Gefahr, dass Veränderungen vollständig durch die Verdünnung überlagert werden.

Mathematische Beschreibung des Verdünnungsvorgangs

Die durch die Verdünnung hervorgerufene Veränderung der Sickerwasserkonzentrationen kann mathematisch in Anlehnung an die Bemessung von Misch- und Ausgleichsbecken in der industriellen Abwassertechnik erfolgen. Der Austausch von Sickerwasser durch Frischwasser führt hier zu einer Verdünnung des Wassers im Reaktor. Die nach jedem Wasseraustausch allein durch die Verdünnung hervorgerufene Konzentration im Sickerwasser ergibt sich nach Umformung von Gleichung 9-2 aus Gleichung 9-3.

$$\begin{aligned} V_{SV} * c_S^t &= V_{SV} * c_S^{t-1} + V_{aus} * c_W - V_{aus} * c_S^{t-1} \\ &= V_{SV} * c_W - V_{CS}^{t-1} * c_W + V_{CS}^{t-1} * c_S^{t-1} \end{aligned} \quad \text{Gleichung 9-2}$$

$$c_S^t = (V_{CS}^{t-1}/V_S) * c_S^{t-1} - (V_{CS}^{t-1}/V_S) * c_W + c_W \quad \text{Gleichung 9-3}$$

mit	V_{SV}	verdünnte Sickerwassermenge [L]
	c_S^t	Konzentration im Sickerwasser zum Zeitpunkt t [z.B. in mg/L]
	c_S^{t-1}	Konzentration zum Zeitpunkt t-1 [z.B. in mg/L]
	V_{aus}	im Zeitintervall t – (t-1) ausgetauschte Sickerwassermenge [L]
	c_W	Konzentration im Austauschwasser [z.B. in mg/L]
	$V_{CS}^{t-1} = V_{SV} - V_{aus}$	Volumenanteil im Sickerwasser mit der Konzentration c_S^{t-1} zum Zeitpunkt t-1 [L]

Hierbei wird angenommen, dass in jedem Zeitabschnitt soviel Austauschwasser nachgefüllt wird, wie Sickerwasser entnommen wird und somit die Sickerwassermenge insgesamt unverändert bleibt. Die Konzentration im Austauschwasser wird ebenfalls als konstant vorausgesetzt. Es gilt nun folgender Zusammenhang: Die während dem Zeitabschnitt dt einströmende Wassermenge ($Q \cdot dt$) verhält sich zur Sickerwassermenge V_S wie die Abnahme des Volumenanteils mit der Konzentration c_S^{t-1} (dV_{CS}^{t-1}) zum Volumenanteil mit der Konzentration c_S^{t-1} (V_{CS}^{t-1}), womit sich Gleichung 9-4 formulieren lässt. Nach Umformung und Integration in den Grenzen 0 bis t ergibt sich daraus Gleichung 9-5.

$$\begin{aligned} (Q * dt) / V_{SV} &= - dV_{CS}^{t-1} / V_{SV}^{t-1} \\ &= - (dV_{CS}^{t-1} / V_{SV}) / (V_{CS}^{t-1} / V_{SV}) \end{aligned} \quad \text{Gleichung 9-4}$$

$$1 / (V_{CS}^{t-1} / V_{SV}) * d(V_{CS}^{t-1} / V_{SV}) = - Q / V_{SV} * dt$$

$$\ln (V_{CS}^{t-1} / V_{SV}) = -Q / V_{SV} * t$$

$$V_{CS}^{t-1} / V_{SV} = \exp ((-Q \cdot t) / V_{SV}) \quad \text{Gleichung 9-5}$$

Aus Gleichung 9-3 ergibt sich mit Hilfe des in Gleichung 9-5 gefundenen Zusammenhangs Gleichung 9-6 zur Berechnung der Sickerwasserkonzentration zu jedem beliebigen Zeitpunkt bei Vorliegen reiner Verdünnung.

$$c_V(t) = c_A * \exp ((-Q \cdot t) / V_{SV}) - c_W * \exp ((-Q \cdot t) / V_{SV}) + c_W \quad \text{Gleichung 9-6}$$

mit	$c_V(t)$	durch Verdünnung entstandene Konzentration im Sickerwasser zum Zeitpunkt t [z.B. mg/L]
	c_A	Konzentration im Sickerwasser zu Beginn des Sickerwasseraustausches [z.B. in mg/L]
	c_W	Konzentration im Austauschwasser [z.B. in mg/L]
	Q	Wasseraustauschrate [L/d]
	V_{SV}	verdünnte Sickerwassermenge [L]

Berechnung von Verdünnung und Mobilisierung im Reaktor

Für den Wasseraustausch wurde abgestandenes Leitungswasser verwendet. Die Konzentrationen der relevanten Parameter im Austauschwasser waren im Vergleich zum Sickerwasser sehr gering und können daher vernachlässigt werden. Die Verdünnung kann daher mathematisch nach der vereinfachten Gleichung 9-7 beschrieben werden.

$$c_V(t) = c_A * \exp ((-Q/V_{SV}) * t) \quad \text{Gleichung 9-7}$$

mit	$c_V(t)$	durch Verdünnung entstandene Konzentration im Sickerwasser zum Zeitpunkt t [z.B. mg/L]
	c_A	Konzentration im Sickerwasser zu Beginn des Sickerwasseraustausches [z.B. in mg/L]
	Q	Wasseraustauschrate [L/d]
	V_{SV}	der Verdünnung zugängliche Sickerwassermenge [L]

Für die Verdünnung steht allerdings nicht nur die freie Sickerwassermenge zur Verfügung, sondern auch große Bereiche des Haftwassers. Für DSR-Bedingungen kann aufgrund der Kreislaufführung des Wassers angenommen werden, dass sich ein weitgehender Konzentrationsausgleich zwischen freiem Sickerwasser und Haftwasser einstellt. Ohnehin sind dies keine getrennten Phasen, da beim Durchströmen des Abfallkörpers eine ständige Mischung stattfindet. Eine analytische Erfassung des Wasseranteils, der der Verdünnung direkt zugänglich ist, ist jedoch nicht möglich. Gelingt es hingegen, einen Sickerwasserparameter zu identifizieren, der sich weitgehend in der Wasserphase befindet und sich darüber hinaus unabhängig von biochemischen Prozessen verhält, so kann anhand dieses Parameters der Verlauf der Verdünnung bestimmt werden.

Ein Parameter, der typischerweise dieses Verhalten zeigt, ist Chlorid. Chloride sind sehr leicht löslich und darüber hinaus ein üblicher Inhaltsstoff von Deponiesickerwässern. Studien haben wiederholt gezeigt, dass der Austrag von Chlorid aus dem Deponiekörper weitgehend nur der Verdünnung unterliegt /Kruse, 1994/Krümpelbeck, 1999/Andreas, 2000/. Damit eignet sich der langfristige Verlauf des Chlorids zur Bestimmung des Konzentrationsverlaufs eines Stoffes X bei Vorliegen reiner Verdünnung (Verdünnungsfunktion $c_{X,V}$) sowie nach Umformung von Gleichung 9-7 damit auch der Wassermenge, die der Verdünnung zugänglich ist. In Abbildung 9-1 sind die Verläufe der Chloridkonzentrationen in DSR 1 und DSR 2 im Vergleich zu einer berechneten Verdünnung, die sich nur auf die freie Sickerwassermenge bezieht, dargestellt. Die freie Sickerwassermenge wurde zum Abschluss der Untersuchung bestimmt. Die Wasseraustauschrate betrug über die Versuchszeit 3 L/Woche (theoretisch 0,43 L/d).

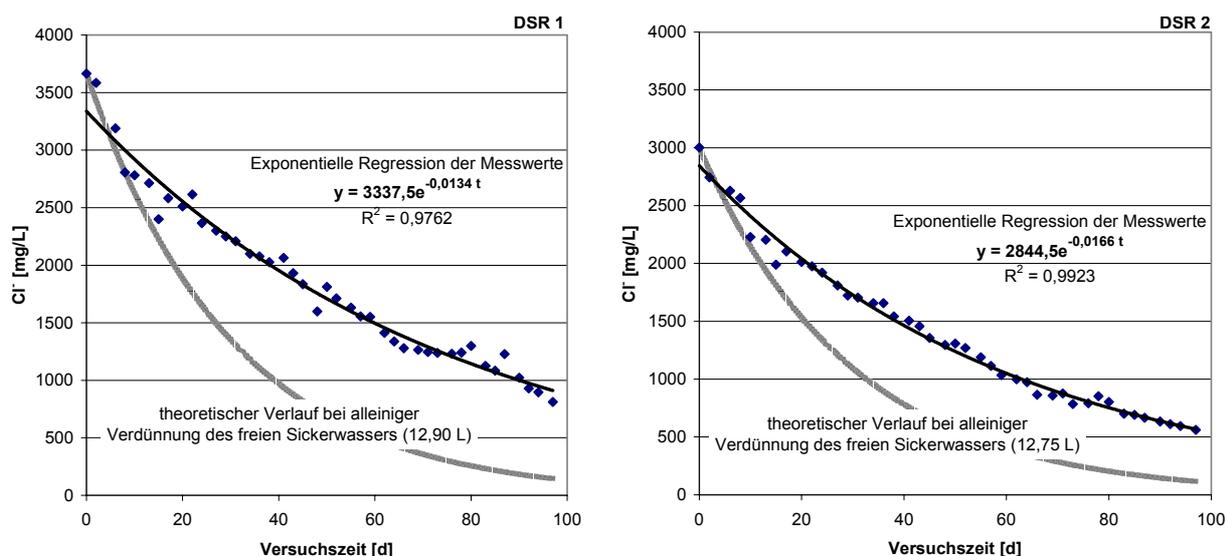


Abbildung 9-1: Verlauf der Chloridkonzentration in DSR 1 und DSR 2 im Vergleich zu einer alleinigen Verdünnung des freien Sickerwasservolumens

Der sehr gute Korrelationskoeffizient für die exponentielle Regression des Chloridverlaufs bestätigt die getroffene Annahme, dass das Chlorid im wesentlichen nur dem Verdünnungseffekt unterliegt, da eine Verdünnung sich mathematisch zwangsläufig durch eine exponentielle Abnahme der Konzentrationen äußert. Auch zeigt sich der Chloridverlauf unabhängig von der Belüftung und damit veränderten Milieubedingungen und biochemischen Prozessen. Chlorid kann daher für weitere Betrachtungen herangezogen werden. Der Vergleich mit dem berechneten Verlauf der theoretisch alleinigen Verdünnung des freien Sickerwassers zeigt, dass die Nachlösung aus dem Haftwasser einen bedeutenden Einfluss hat und daher keinesfalls vernachlässigt werden darf. Ein allein auf der Grundlage der freien Sickerwassermenge bestimmter Verdünnungsverlauf könnte höchstens darüber Auskunft geben, welche Mindestkonzentrationen im Sickerwasser zu erwarten sind bzw. wie hoch die Chloridentfrachtung des Deponiekörpers maximal sein kann.

Die mit dieser Methode bestimmten Zusammenhänge sind in Tabelle 9-1 zusammengestellt. Für jeden Parameter X kann mit der ermittelten Beziehung die Konzentration bestimmt werden, die sich bei Vorliegen einer reinen Verdünnung ergeben würde.

Tabelle 9-1: Mathematische Beschreibung des Verdünnungseffektes

	interpolierter Verlauf des Chlorids	Verdünnungsfunktion	theoretisch der Verdünnung zugängliche Wassermenge
DSR 1	$c_{Cl1}(t) = 3337,5 \cdot \exp(-0,0134 \cdot t)$	$c_{X,V1}(t) = c_{X,A1} \cdot \exp(-0,0134 \cdot t)$	$V_{SV1} = 31,98 \text{ L}$
DSR 2	$c_{Cl2}(t) = 2844,5 \cdot \exp(-0,0166 \cdot t)$	$c_{X,V2}(t) = c_{X,A2} \cdot \exp(-0,0166 \cdot t)$	$V_{SV2} = 25,82 \text{ L}$

mit $c_{Cl1}(t)$, $c_{Cl2}(t)$ Konzentration von Chlorid zum Zeitpunkt t in DSR 1 bzw. 2 [z.B. mg/L]
 $c_{X,V1}(t)$, $c_{X,V2}(t)$ durch Verdünnung entstandene Sickerwasserkonzentration des Parameters X zum Zeitpunkt t in DSR 1 bzw. 2 [z.B. mg/L]
 $c_{X,A1}$, $c_{X,A2}$ Konzentration des Parameters X im Sickerwasser in DSR1 bzw. DSR 2 zu Beginn des Wasseraustausches [z.B. in mg/L]
 V_{SV1} , V_{SV2} der Verdünnung zugängliche Sickerwassermenge in DSR 1 bzw. DSR 2 [L]

Diese Zusammenstellung verdeutlicht, dass sich der Verdünnungseffekt bei DSR 1 im Vergleich zu DSR 2 trotz eines freien Sickerwasservolumens in ähnlicher Höhe insgesamt geringer auswirkt, da die berechnete zur Verfügung stehende Wassermenge mit 32,0 L in DSR 1 gegenüber 25,8 L in DSR 2 deutlich höher ist. Dies entspricht den Erwartungen, da DSR 2 im Laufe der Versuchsreihen noch eine höhere biologische Aktivität zeigte. Bei der Umsetzung organischer Substrate wird durch den Rückgang der Trockenmassesubstanz zusätzlich Haftwasser freigesetzt, so dass sich unabhängig von dem insgesamt vorhandenen Wasser der Anteil des biologisch gebundenen Wassers verringert. Dies bedeutet, dass sich ein Verdünnungseffekt bei gleicher Wasserzugabe um so geringer auswirkt, je weiter fortgeschritten die Stabilisierung des Materials ist, da insgesamt der verdünnbare Wasseranteil zunimmt.

Über die fortschreitende Versuchszeit ist nun zu beachten, dass der Verdünnung nicht nur die Anfangskonzentration zu Beginn des Wasseraustauschs zugänglich ist, sondern dass jeweils die gesamte Konzentration zu einem Zeitpunkt, also auch die im vorangegangenen Zeitabschnitt mobilisierte Stoffmenge, der Verdünnung unterliegt. Daraus folgt, dass die in jedem Zeitintervall mobilisierte Stoffmenge nach Gleichung 9-8 berechnet werden kann. Positive Werte von m_M bedeuten wiederum eine Freisetzung, negative Werte hingegen eine Fixierung im Abfallkörper oder einen Abbau.

$$m_M(\Delta t) = \{c^t - c^{t-1} * \exp((-Q/V_{SV}) * \Delta t)\} * V_{SV}/TS \quad [\text{mg/kg TS}] \quad \text{Gleichung 9-8}$$

mit	$m_M(\Delta t)$	mobilisierte Stoffmenge im Zeitabschnitt t-1 bis t [mg/kg TS]
	c^t	Konzentration im Sickerwasser zum Zeitpunkt t [mg/L]
	c^{t-1}	Konzentration im Sickerwasser zum Zeitpunkt t-1 [mg/L]
	Q	Wasseraustauschrate [L/d]
	Δt	Zeitabschnitt t-1 bis t
	V_{SV}	der Verdünnung zugängliche Sickerwassermenge [L]
	TS	Trockensubstanzgehalt im Reaktor [kg]

Die insgesamt seit Beginn der Versuchsreihen ($t=0$) bis zu einem Zeitpunkt t ins Sickerwasser mobilisierte Stoffmenge ergibt sich durch Summation der mobilisierten Stoffmengen in den vorangegangenen Zeitabschnitten nach Gleichung 9-9.

$$M_M(t) = \sum_{j=1}^k m_{Mj} \quad [\text{mg/kg TS}] \quad \text{Gleichung 9-9}$$

mit	$M_M(t)$	seit Versuchsbeginn bis zum Zeitpunkt t mobilisierte Stoffmenge [mg/kg TS]
	m_{Mj}	im Zeitabschnitt j mobilisierte Stoffmenge [mg/kg TS]
	k	Anzahl der Zeitabschnitte seit Versuchsbeginn bis zum Zeitpunkt t (mit jedem Wasseraustausch beginnt ein neuer Zeitabschnitt)

Durch Multiplikation von $M_M(t)$ mit (TS/V_{SV}) erhält man daraus die Konzentration, die sich im Sickerwasser ohne eine Verdünnung, d.h. ohne Wasseraustausch, eingestellt hätte.

Es muss darauf hingewiesen werden, dass mit Hilfe dieses Modells lediglich eine Abschätzung der tatsächlich im Abfallkörper ablaufenden Prozesse stattfindet. Das Modell beinhaltet die Annahme, dass im gesamten der Verdünnung zugänglichen Wasservolumen die gleiche Konzentration vorliegt. Aufgrund der Inhomogenitäten der Feststoffphase sowie eines breiten Spektrums der möglichen Porengrößen in der Abfallmatrix stellt dies eine wesentliche Vereinfachung dar. Darüber hinaus besitzen Parameter unterschiedliche Diffusionskoeffizienten und damit eine unterschiedliche Bewegungskarakteristik, selbst wenn sie sich bereits vollständig in der Wasserphase befinden. Weitgehend unberücksichtigt bleiben auch die über die Wasserzugabe veränderten Wechselwirkungen der Sickerwasserkomponenten mit der Feststoffphase, die in einem Modell, das eine höhere Genauigkeit anstrebt, über Sorptionsisothermen zu berücksichtigen wären. Dieses Modell ist trotzdem geeignet, Veränderungen in der Freisetzung bzw. dem Abbau oder der Festsetzung zu bestimmen und damit den wahrscheinlichen Verlauf der Komponenten für den Fall abzuschätzen, dass kein Wasseraustausch stattgefunden hätte.

Beurteilung der Versuchsergebnisse mit Hilfe des entwickelten Modells

Abbildung 9-2 zeigt die Anwendung des entwickelten Modells für die Parameter organisch gebundener Kohlenstoff (TOC), anorganisch gebundener Kohlenstoff (TIC), Ammonium-Stickstoff ($\text{NH}_4\text{-N}$) und organisch gebundener Stickstoff ($N_{\text{org}} = \text{TKN} - \text{NH}_4\text{-N}$). Die starken Schwankungen der Einzelwerte sind auf Messungenauigkeiten zurückzuführen.

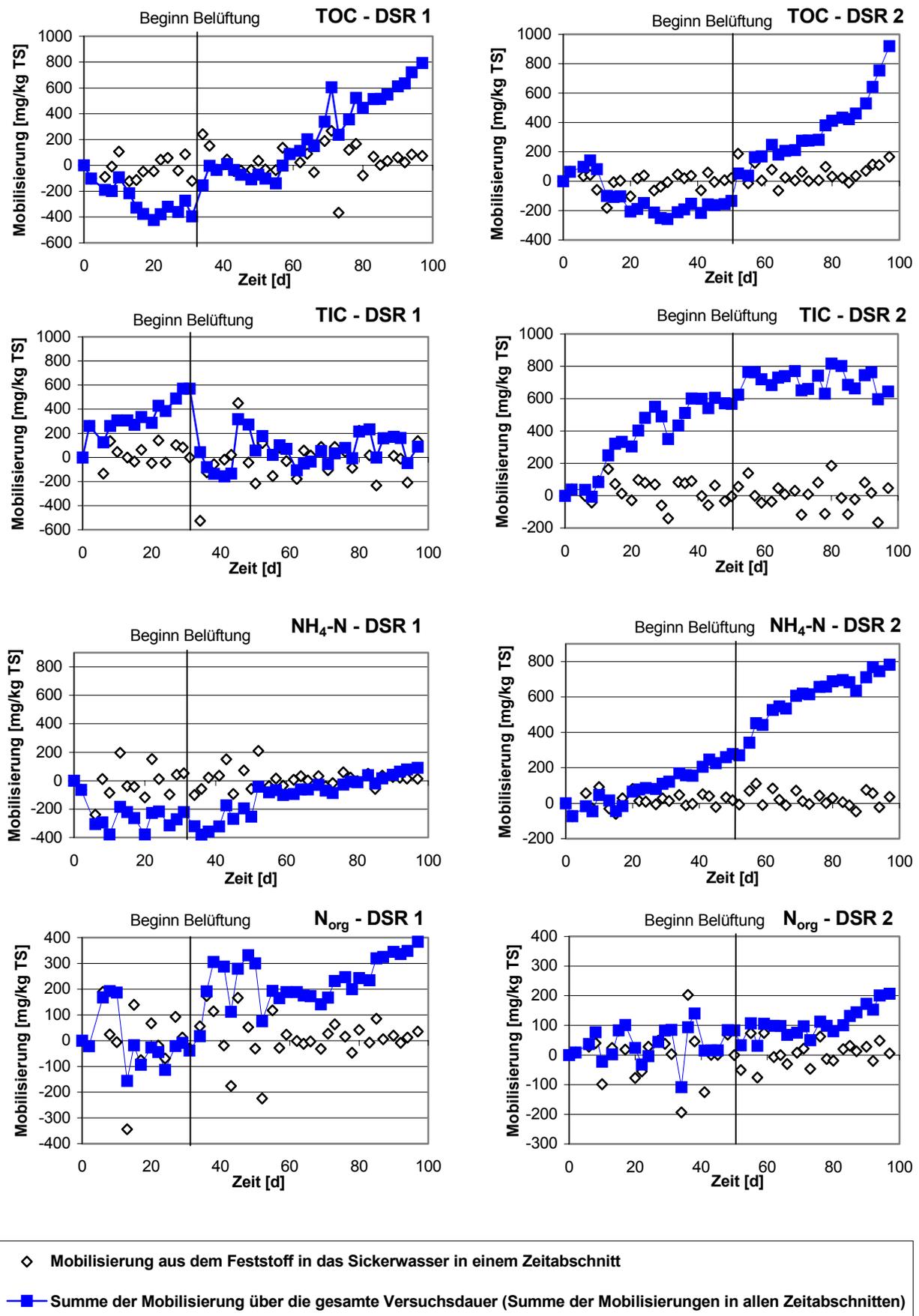


Abbildung 9-2: Mobilisierung aus dem Feststoff in das Sickerwasser vor und nach der Belüftung anhand ausgewählter Parameter

Für den Parameter TOC ist im anaeroben zunächst ein Rückgang festzustellen, was den Abbau der organischen Komponenten charakterisiert. Entsprechend steigt die Menge des in das Sickerwasser mobilisierten anorganischen Kohlenstoffs, da das sich bildende CO_2 gut wasserlöslich ist und daher nicht vollständig mit dem Deponiegas ausgetragen wird. Mit Beginn der Belüftung ist bei beiden DSR eine deutliche Mobilisierung des TOC in die Wasserphase festzustellen, wobei diese unter Berücksichtigung der kürzeren Belüftungsdauer in DSR 2 in höherem Maße stattfindet. Bei beiden DSR nähert sich die Mobilisierung zum Ende der Versuchsreihen noch keinem Endwert, d.h. es muss angenommen werden, dass bei einer längeren Betriebszeit eine weitere Mobilisierung stattgefunden hätte.

Im Verlauf des anorganischen Kohlenstoffs ergeben sich Unterschiede bei den DSR. In DSR 1 ist mit Beginn der Belüftung zunächst ein Rückgang zu beobachten, der darauf zurückzuführen ist, dass bei diesem Reaktor durch die sehr hohen Belüftungsvolumina zu Beginn Große Mengen an CO_2 ausgestrippt wurden. Im weiteren Verlauf findet eine Nachlösung bzw. Produktion in nur geringem Maße statt. Zum Abschluss der Versuchsreihen ist die Gesamtmobilisierung aus dem Feststoff nahe null, d.h. Nachlösung bzw. Produktion und Austrag sind über die Versuchsdauer im langfristigen Gleichgewicht. In DSR 2 ist bei Beginn der Belüftung kein Rückgang in der CO_2 -Freisetzung festzustellen, da hier die Belüftung mit geringeren Luftraten erfolgte. Wie bei DSR 1 ist die Mobilisierung in das Sickerwasser während der Belüftung praktisch null, d.h. es herrscht ein Gleichgewichtszustand.

Der Ammonium-Stickstoff zeigt in DSR 1 insgesamt nur eine geringe Mobilisierung, was auf einen nur geringen biochemischen Umsatz deutet. In DSR 2 ist eine stetige Zunahme festzustellen, wobei sich der Verlauf noch keinem Endwert nähert. Mit Beginn der Belüftung ist in beiden DSR eine leichte Zunahme der Mobilisierung von $\text{NH}_4\text{-N}$ zu beobachten. Der Verlauf des organisch gebundenen Stickstoffs ähnelt qualitativ weitgehend dem des organischen Kohlenstoffs, wobei die Mobilisierung quantitativ geringer ist.

Diese Betrachtung gibt insgesamt einen Hinweis auf den wahrscheinlichen Verlauf der Komponenten in dem Fall, dass kein Wasseraustausch stattgefunden hätte und damit auch keine Verdünnung. Im Anaeroben wäre danach eine Reduktion der Organik im Sickerwasser zu erwarten gewesen. Im Aeroben hingegen wären alle vier oben betrachteten Komponenten in ihrer Konzentration gestiegen. Dies bedeutet, dass im Aeroben ein etwaiger Abbau der betreffenden Komponenten von dem Nachlösen aus dem Feststoff infolge von biochemischen Prozessen quantitativ deutlich übertroffen wurde. Ohne Wasseraustausch wäre damit nicht eine langsamere Abnahme sondern sogar eine deutliche Zunahme der Sickerwasserkonzentrationen eingetreten.

Das vorgestellte Verfahren ist jedoch nur für DSR-Untersuchungen anwendbar, da es sich auf die durch den Wasseraustausch definierten Zeitabschnitte stützt. Ein wesentlich einfacheres Modell, das zudem auf Deponieverhältnisse übertragbar wäre, stellt der direkte Vergleich des Verlaufs eines Parameters mit der nach Tabelle 9-1 ermittelten Verdünnungsfunktion dar. Anders ausgedrückt, wird der Verlauf eines Parameters mit dem auf die Ausgangskonzentration des Parameters normierten Verlauf des Chlorids verglichen, da weiterhin gültig ist, dass das Chlorid, unabhängig von gegebenenfalls schwankenden Wassermengen, den Verdünnungseffekt beschreibt. Zur Beurteilung ist nicht von Bedeutung, ob der Verlauf eines Parameters und seine Verdünnungsfunktion deckungsgleich verlaufen, sondern die Steigungen sind ausschlaggebend. Es gelten folgende Zusammenhänge:

- realer Verlauf eines Parameters nimmt schneller ab als Verdünnungsfunktion: es findet ein Abbau bzw. eine Festsetzung im Feststoff statt
- realer Verlauf eines Parameters steigt an oder sinkt langsamer als die Verdünnungsfunktion: es findet eine Produktion bzw. eine Nachlösung aus dem Feststoff statt
- realer Verlauf und Verdünnungsfunktion verlaufen parallel: a) der Parameter unterliegt nur der Verdünnung oder b) Abbau (oder Austrag über Gasphase) und Produktion sowie Nachlösung aus dem Feststoff befinden sich im Gleichgewicht

Abbildung 9-3 vergleicht den Verlauf der Parameter TOC, TIC, $\text{NH}_4\text{-N}$ sowie TKN im Sickerwasser beider DSR mit der jeweils entsprechenden Verdünnungsfunktion.

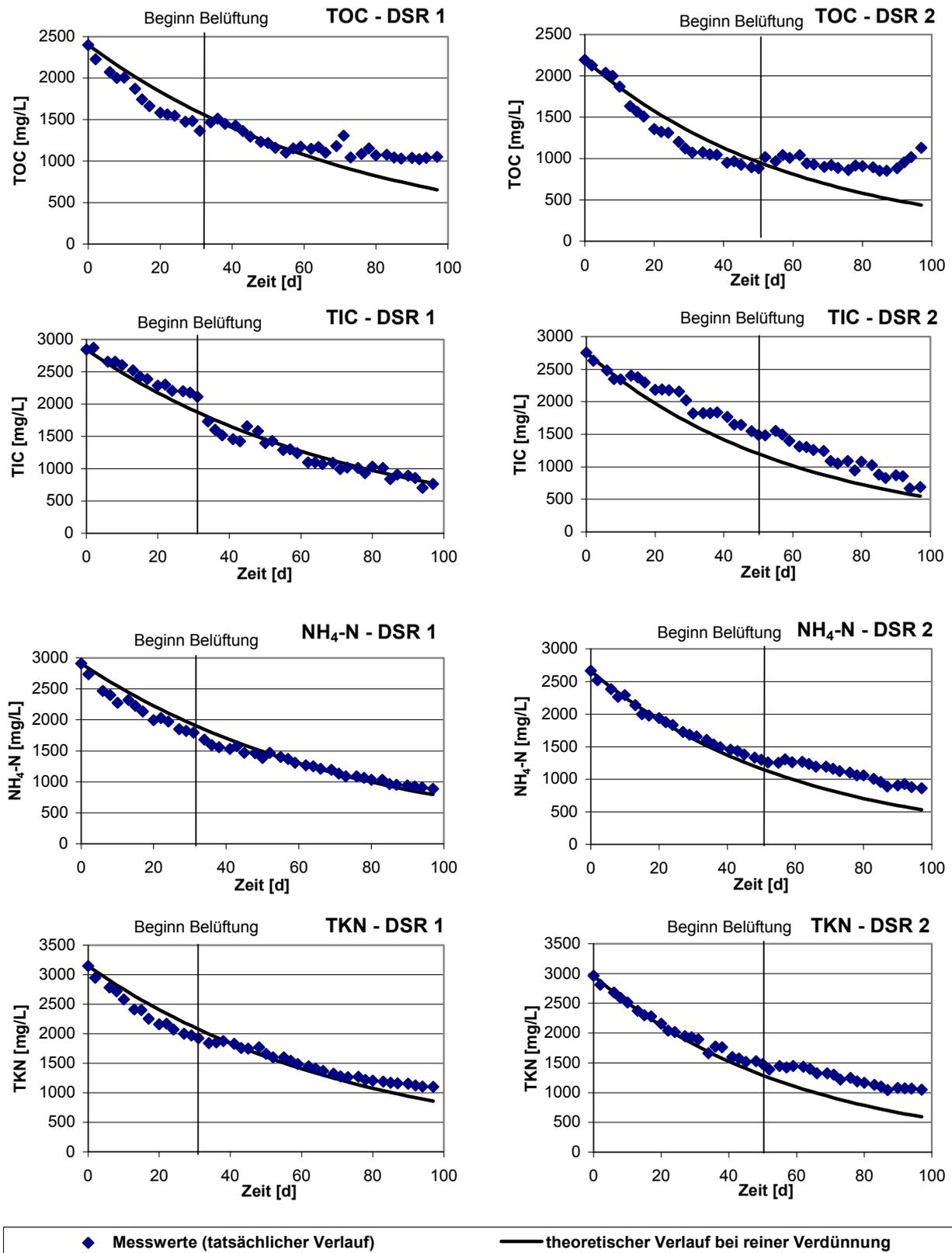


Abbildung 9-3: Vergleich des Verlaufs ausgewählter Parameter im Vergleich zu einer reinen Verdünnung durch den Wasseraustausch