

Ludwig, Sabrina

Vom Fachbereich VI (Geographie/ Geowissenschaften) der Universität Trier zur Verleihung
des akademischen Grades Doktor der Naturwissenschaften (Dr. rer. nat.) genehmigte
Dissertation

**Zusammensetzung und Eigenschaften des umgelagerten
Altmüllkörpers der Deponie Muertendall unter
Berücksichtigung des Wasserhaushaltes der
darüberliegenden Oberflächenabdeckung**

Betreuer: Univ.-Prof. Dr. J.F. Wagner

Berichterstattender: Univ.- Prof. Dr. J.B. Ries



Datum der wissenschaftlichen Aussprache: 22.07.2015

Trier 2015

Für
Felix & Moritz

DANKSAGUNG

Diese Arbeit entstand an der Universität Trier im Fach Geologie des Fachbereiches Geographie/Geowissenschaften

Zu besonderem Dank bin ich Herrn Prof. Dr. F.-J. Wagner verpflichtet, der mir die Bearbeitung des Themas und die Arbeiten in Trier ermöglichte und mich immer voll und ganz unterstützte. Dem Berichterstattenden Herr Prof. Dr. J.B. Ries gilt ebenfalls ein herzliches Dankeschön. Frau Jutta Moschansky gilt ebenfalls ein großes Dankeschön, da Sie mir bei den Laborarbeiten in der Geologie sehr geholfen hat.

Danke sage ich vor allem dem SIGRE, das meinem Antrag über die Verfassung der Arbeit stattgegeben hat und somit die Arbeit erst ermöglichte.

Des weiteren danke ich allen Mitarbeitern der Firma U.M.Z., insbesondere dem Inhaber, Herrn Bernhard Zens, für die stetige und großzügige Förderung und die wertvollen Ratschläge.

Auch dem FNR in Luxemburg ein herzliches Dankeschön für die finanzielle Unterstützung während der Promotion.

Herrn Dr. Raimund Schneider danke ich für die Benutzung seines Labors und die Beratung bei den bodenphysikalischen Untersuchungen. Frau Petra Ziegler möchte ich danken, die mich bei meinen Laboranalysen in der Bodenkunde unterstützt hat.

Dem Ing.-Büro KOCKS vielen Dank für die zur Verfügung gestellten Pläne.

Zuletzt möchte ich mich bei meinen Eltern und meiner Familie für Ihre liebevolle Unterstützung während meines Studiums bedanken.

Zusammenfassung

Zur Sicherung von Deponien ist es notwendig geeignete Oberflächenabdichtungen bzw. – abdeckungen aufzubringen. Sie sollen die Emissionen, die durch die Deponierung von Abfällen entstehen minimieren. Dies betrifft zu einem das entstehende Deponiegas zum anderen das Sickerwasser. Diese Emissionen entstehen durch den Abbau der organischen Substanz im Deponiekörper. Der Abbau erfolgt unter aeroben sowie aneoroben Bedingungen im Deponiekörper. Vor allem der Wassergehalt der Abfälle spielt bei den biologischen Abbauprozessen eine entscheidende Rolle. Damit die Prozesse optimal ablaufen können, sollten diese bei etwa 40 Gew.% der Feuchtmasse liegen. Der Wassergehalt der Abfälle wird maßgeblich vom Wasserhaushalt der Oberflächenabdichtung/-abdeckung bestimmt. Sie bestimmt wie viel Niederschlag in den Deponiekörper infiltrieren kann und somit auch wie viel Sickerwasser entsteht. Im Idealfall soll kein Niederschlagswasser eindringen, um die Entstehung von belastetem Sickerwasser zu minimieren.

Aus oben genannten Gründen ist es jedoch sinnvoll, dass unter gewissen Bedingungen Niederschlagswasser, in den Deponiekörper infiltrieren kann. Dies gilt vor allem für Deponiekörper, die noch große Mengen an abbaubarer organischer Substanz enthalten. Wird der Wasserzutritt bei solchen Deponien unterbunden, kommt es zu einer Mumifizierung der Abfälle, das Emissionspotential der Deponie bleibt erhalten und wird auf nachfolgende Generationen verschoben. Da die Nachsorgezeiträume für Deponien jedoch in einer überschaubaren Zeitspanne ablaufen sollen, ist dies nicht erwünscht.

Bis 2009 wurde der Aufbau von Oberflächenabdichtungen durch die Technische Anleitung Siedlungsabfall geregelt. Es wurde eine Kombinationsabdichtung bestehend aus Kunststoffdichtungsbahn und mineralischer Dichtung vorgeschrieben. Da dieses System mit hohen Kosten verbunden ist und zudem durch seine Wasserundurchlässigkeit, die Abbauprozesse im Deponiekörper hemmt, wurden in den letzten Jahren eine Reihe von alternativen Oberflächenabdichtungen entwickelt. Auf vielen Deponien wurden Testfelder angelegt, um deren Wirksamkeit zu untersuchen. 2009 ist die Verordnung zur Vereinfachung des Deponierechts in Kraft getreten nach der kein Regelabdichtungssystem mehr vorgeschrieben wird. Je nach Deponieklasse wird nur noch die Anzahl der Abdichtungskomponenten sowie die erforderliche Leistungsfähigkeit vorgegeben.

Seit 2005 wird auch auf der Deponie Muertendall der Wasserhaushalt einer Oberflächenabdeckung untersucht. Die Deponie wurde 1979 in Betrieb genommen. 1991 wurde sie erstmals geschlossen, da ihre Kapazität ausgeschöpft war. Anschließend wurde die Deponie saniert und mit einer Basisabdichtung ausgestattet. Der sanierte Altmüllkörper wurde anschließend mit einer etwa 80 cm starken Oberflächenabdeckung versehen. In diesem Bereich befindet sich auch das Testfeld. Ziel dieser Arbeit ist es den Wasserhaushalt der derzeitigen Abdeckung zu bilanzieren und deren Wasserdurchlässigkeit zu beurteilen. Durch Untersuchungen am darunter liegenden Altmüll wird geklärt wie weit die Abbauprozesse im Deponiekörper fortgeschritten sind. Aus den gewonnen Ergebnissen werden Vorschläge für die endgültige Abdichtung der Deponie gemacht.

Auf dem Testfeld wurden der Niederschlag, der Oberflächenabfluss und der Abfluss unter der Abdeckung gemessen. Anhand dieser Daten wurden mittels der Wasserhaushaltsgleichung für das Testfeld jährliche Wasserbilanzen erstellt. Diese zeigen, dass zwischen 30 und 66% des Niederschlages jährlich unterhalb der Abdeckung als Drainageabfluss auftreten. Deutlich zu erkennen ist eine jahreszeitliche Abhängigkeit mit hohen Drainageabflüssen im Winter und geringen im Sommer. Im Winter erreicht der Drainageabfluss bis zu 80% der Niederschläge während er in den Sommermonaten maximal 37% des Niederschlages beträgt. Der Oberflächenabfluss ist vernachlässigbar klein. Im Vergleich mit Testfeldern anderer Deponien, ist der Drainageabfluss als sehr hoch zu bezeichnen. Gründe für den hohen Drainageabfluss sind die hohe Wasserdurchlässigkeit der Abdeckung, die geringe nutzbare Feldkapazität und die Ausbildung von Sekundärporen.

Die für die Abdeckung berechneten Wirkungsgrade liegen nur in den Sommermonaten bei 80- 100%. Somit lässt sich festhalten, dass die vorhandene Abdeckung nicht geeignet ist, um die Sickerwassermengen deutlich zu minimieren. Nach der derzeitigen gesetzlichen Vorgabe dürfen bei mineralischen Abdichtungskomponenten im fünfjährigen Mittel nicht mehr als 20mm/Jahr an Durchfluss aufweisen.

Trotz der hohen Wasserdurchlässigkeit der Abdeckung liegen die Wassergehalte im Deponiekörper nur bei knapp 33 Gew.% der Feuchtsubstanz, also deutlich unter den 40 Gew.% FS, die optimal für die biologischen Abbauprozesse sind. Die Analyse des Stoffinventars der Deponie zeigt, dass der Altmüll größtenteils aus der Fraktion < 20mm besteht. Dies ist das Resultat der biologischen Abbauprozesse. Die Fraktion > 20 mm besteht größtenteils aus Stoffen, die nur noch schwer biologisch abbaubar sind.

Die chemisch- physikalische Analytik hat jedoch gezeigt, dass noch Organik im Deponiekörper vorhanden ist. Der organische Kohlenstoffgehalt erreicht noch knapp 10 Gew. %, die Glühverluste liegen bei ca. 20 Gew.%.

Die gemessenen Atmungsaktivitäten sind nur noch sehr gering. Sie erreichen maximal noch 2,5 mgO₂/gTS. Diese Werte deuten auf nur noch schwer abbaubare Verbindungen hin. Im Vergleich mit dem Ausgangspotential liegen sie bei nur noch 5%.

Die Ergebnisse der Elutionsversuche zeigen ebenfalls nur noch ein geringes Emissionspotential. Der Großteil der Werte liegt unterhalb der vorgegebenen Grenzwerte. Da im Altmüll noch Organik vorhanden ist, sollte der Wasserzutritt nicht vollständig unterbunden werden. Die biologischen Abbauprozesse im Deponiekörper sollten weiter ablaufen können.

Die Wasserdurchlässigkeit der Abdeckung ist als sehr hoch zu bezeichnen, deshalb soll eine Verringerung der Wasserdurchlässigkeit angestrebt werden. Dazu bieten sich für den Standort im Wesentlichen 3 Möglichkeiten an:

1. Die derzeitige Abdeckung bleibt bestehen und es werden oberflächliche Maßnahmen zur Verringerung der Wasserdurchlässigkeit durchgeführt,
2. Neubau einer Abdichtung oder Ausbau der bestehenden Abdeckung zur Abdichtung oder
3. Bau einer Wasserhaushaltsschicht oder alternativen Abdeckung mit geringer Restdurchlässigkeit.

Allerdings ist hier durch weitere Untersuchungen, Versuche und Modellierung zu prüfen welches System für den Standort am geeignetsten ist.

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis	5
Abbildungsverzeichnis	8
Verzeichnis der Bilder	15
1. Einleitung	16
2. Wasserhaushalt von Deponien	18
2.1 Wasserhaushalt Deponiekörper	18
2.2 Verhalten und hydrogeologische Eigenschaften des Wassers im Deponiekörper ..	20
2.2.1 Wasserbindung im Deponiekörper.....	20
2.2.2 Bewegung des Wassers im Deponiekörper	21
2.2.3 Durchlässigkeit und Infiltrationsrate.....	23
2.2.4 Speicherung.....	24
2.3 Aufbau und Wasserhaushalt Oberflächenabdichtung/-abdeckung.....	25
2.3.1 Gesetzliche Grundlagen zur Gestaltung von Oberflächenabdichtungen	25
2.3.2 Aufbau Oberflächenabdichtung und Abdeckung.....	29
2.3.3 Wasserhaushalt Rekultivierungsschicht	32
2.3.4 Wasserhaushaltsbilanzierung von Oberflächenabdichtungen/-abdeckungen...	35
2.3.5 Parameter des Wasserhaushalts	36
2.3.6 Einflussfaktoren auf den Wasserhaushalt von Abdeckungssystemen	37
2.3.7 Oberflächenabdeckung contra Abdichtung.....	46
3 Zusammensetzung und biologische Abbauprozesse im Deponiekörper	48
3.1 Zusammensetzung Deponiekörper	48
3.1.1 Die Abfallzusammensetzung von Deponien	48
3.1.2 Bestandteil der Organik im Deponiekörper	49
3.2 Biologische Abbauprozesse.....	50
3.2.1 Aerobe Abbauprozesse	51
3.2.2 Anaerobe Prozesse	52
3.2.3 Einflußfaktoren.....	53
3.3 Emissionen Deponie.....	56
3.3.1 Sickerwasserentstehung und –menge.....	56
3.3.2 Sickerwasseremissionen und deren zeitliche Entwicklung	58
3.3.3 Deponiegas	63
3.3.4 Gasbildung bei Deponien.....	64
3.3.5 Deponiegaspotential	67

4	Untersuchungsobjekt Deponie Muertendall	72
4.1	<i>Standort, Lage und historische Entwicklung</i>	72
4.2	<i>Abfallmengen</i>	74
4.3	<i>Geologische, hydrologische und meteorologische Verhältnisse</i>	77
4.4	<i>Emissionssituation der Deponie</i>	78
4.4.1	<i>Sickerwasser</i>	78
4.4.2	<i>Deponiegas</i>	79
4.5	<i>Basisabdichtung und Oberflächenabdeckung</i>	82
5	Untersuchungskonzept und Untersuchungsmethoden	87
5.1	<i>Konzept und Methoden</i>	87
5.2	<i>Probenahme</i>	89
5.2.1	<i>Altmüll/Rottemüll</i>	89
5.2.2	<i>Sickerwasser</i>	90
5.2.3	<i>Gas</i>	91
5.2.4	<i>Oberflächenabdeckung</i>	91
5.3	<i>Methoden</i>	91
5.3.1	<i>Klassier- und Sortieranalyse</i>	91
5.3.2	<i>Chemisch-physikalische Analytik</i>	92
5.3.3	<i>Elution</i>	93
5.3.4	<i>Atmungsaktivität</i>	94
5.3.5	<i>Bodenphysikalische Parameter</i>	96
5.3.6	<i>Wetterdaten</i>	101
5.4	<i>Wasserhaushalt Oberflächenabdeckung</i>	102
6	Darstellung und Auswertung der Untersuchungsergebnisse	103
6.1	<i>Charakterisierung des Stoffinventars der Deponie</i>	103
6.1.1	<i>Klassier- und Sortieranalysen</i>	103
6.1.2	<i>chemisch- physikalische Analytik</i>	113
6.1.3	<i>Atmungsaktivität</i>	122
6.1.4	<i>Eluate</i>	125
6.2	<i>Bodenphysikalische Eigenschaften des Altmüllkörpers</i>	131
6.2.1	<i>Dichte</i>	131
6.2.2	<i>Wasserdurchlässigkeit</i>	131
6.3	<i>Sickerwasser</i>	135
6.3.1	<i>Sickerwassermenge</i>	135
6.3.2	<i>Sickerwasserqualität</i>	137
6.4	<i>Gas</i>	146

6.4.1	Gasqualität.....	146
6.4.2	Gasmenge	147
6.5	Oberflächenabdeckung	149
6.5.1	Dichte und Porenvolumen.....	149
6.5.2	Luft- und Wasserdurchlässigkeiten und Eindringwiderstände	153
6.5.3	Feldversuche zur Bestimmung der Durchlässigkeit und Infiltrationsrate.....	154
6.6	Fazit der Untersuchungsergebnisse	156
7	Wasserhaushalt und Bilanzen der Oberflächenabdeckung	158
7.1	Wetterverhältnisse	158
7.1.1	Niederschlag	158
7.1.2	Temperatur	159
7.1.3	potentielle Evapotranspiration	160
7.2	Auswertung Testfeld	163
7.2.1	Gesamtübersicht	163
7.2.2	Darstellung der einzelnen Wasserhaushaltsgrößen.....	166
7.3	Bilanzen	171
7.3.1	Bilanzen nach Untersuchungsjahren	171
7.3.2	Bilanzen nach Winter- und Sommermonaten.....	176
7.3.3	Vergleich Jahreswasserbilanzen.....	178
7.4	Zusammenfassung	179
8	Bewertung der Oberflächenabdeckung in Hinblick auf ihre Wirksamkeit	180
8.1	Bewertung der Abdeckung in Hinsicht auf ihr Wasserrückhaltevermögen.....	180
8.2	Auswirkung der Oberflächenabdeckung auf den Altmüllkörper.....	189
8.3	Zusammenfassung.....	195
9	Verbesserungsmöglichkeiten	196
9.1	Verringerung der Wasserdurchlässigkeit der Abdeckung	196
9.2	Ausbau der Abdeckung/ Bau einer Abdichtung	200
9.3	Bau einer Wasserhaushaltsschicht oder alternativen Abdeckung	205
9.4	Zusammenfassung	209
10	Zusammenfassung	213
11	Literatur	216
	Lebenslauf.....	227
	Anhang 1.....	229
	Anhang 2.....	244
	Anhang 3.....	248
	Anhang 4.....	252

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2-1: Wasserhaushalt des Deponiekörpers (aus Heyer, 2003, S.14)	18
Abbildung 2-2: schematisches Bild der Wasserbewegung in Deponien (aus Döberl et al., 2002, S.206)	21
Abbildung 2-3: Bewegung des Wassers im Deponiekörper (aus Drees, 2000, S.35)	22
Abbildung 2-4: Regelabdichtungssystem nach TaSi (Heyer, 2003, S.16)	27
Abbildung 2-5: Komponenten für den Aufbau des Oberflächenabdichtungssystems (Bundesgesetzblatt, 2009, S.918)	28
Abbildung 2-6: Wasserspannungskurve in Abhängigkeit vom Wassergehalt für verschiedene Böden (aus Melchior, 2001b, S.29)	33
Abbildung 2-7: Wasserhaushalt einer Rekultivierungsschicht (aus: Melchior, 2001b, S. 28)	34
Abbildung 2-8: Schema zum Wasserhaushalt einer Oberflächenabdichtung (aus: GDA E 2-30, 2003, S. 2)	35
Abbildung 2-9: Hauptsteuerelemente zur Beeinflussung des Wasserhaushaltes von Oberflächensicherungen dargestellt (aus Dunger, 2007, S.89)	38
Abbildung 2-10: Sickerwassermengen verschiedener Oberflächenabdeckungen-/ abdichtungen (aus Heyer, 2003, S.26)	38
Abbildung 2-11: Relativer Sickerwasseranfall aus Altdeponien in Abhängigkeit von der aufgetragenen Rekultivierungsschicht (aus Drees, 2000, S. 63)	39
Abbildung 2-12: Zusammenfassung der Ergebnisse von Testfeldern mit unterschiedlichen Oberflächenabdeckungssystemen (aus Henken- Mellies, 2009, S.80)	40
Abbildung 2-13: Mittlere jährliche Gesamtverdunstung und Abfluss von verschiedenen Landoberflächen und Vegetationsdecken auf tiefgründigen Deckschichten der Bodenart Sand bis schwach lehmiger Sand, Jahresniederschlag N= 663 mm/a (aus Krümpelbeck, 2000, S.20)	42
Abbildung 2-14: Abhängigkeit zwischen Verdunstung/ Absickerung und Vegetation (aus Wattendorf, 2001, S.2)	43
Abbildung 2-15: Abhängigkeit der Sickerwassermenge von der Bodenart (aus Krümpelbeck, 2000, S.21)	44
Abbildung 3-1: Vergleich von Restmüllanalysen mit der bundesweiten Hausmüllanalyse von 1985 (aus Heyer, 2003, S.12)	49
Abbildung 3-2: Reaktionen, die in einer Deponie ablaufen (aus Drees, 2000, S.13)	51

Abbildung 3-3: Hauptabbauwege der organischen Abfälle unter anaeroben Bedingungen (aus blpGeoServices, 2009, S.27).	52
Abbildung 3-4: Entwicklung der Gas- und Sickerwasseremissionen (aus Heyer, 2003, S.64)	61
Abbildung 3-5: Methanemissionen einer Deponie (aus Fellner et al., 2003, S.7).....	63
Abbildung 3-6: Konzentrationsverlauf der Hauptkomponenten des Deponiegases während der Abbauphasen (aus Heyer, 2003, S.58)	66
Abbildung 3-7: Faktoren, die die Gasproduktion beeinflussen (aus Drees, 2000, S.46)	67
Abbildung 3-8: Zusammenstellung von Deponiegasmodellen (aus Fellner et al., 2003, S.13)	68
Abbildung 4-1: Geographische Lage der Deponie (aus SIGRE, 1994, Anhang)	72
Abbildung 4-2: Schema zur Sanierung der Deponie (aus SIGRE, 1994, Anhang)	73
Abbildung 4-3: Angelieferte Abfallmengen von 1994- 2011	75
Abbildung 4-4: Kaminzugverfahren (aus Collins, 1998, S. 332)	75
Abbildung 4-5: Prozentualer Anteil der einzelnen Wertstoffe.....	76
Abbildung 4-6: Schema der Sickerwasserfassung auf der Deponie (aus SIGRE, 1994, Anhang)	78
Abbildung 4-7: jährlicher Sickerwasseranfall von 1994- 2011	79
Abbildung 4-8: Schema zur Ausbreitung des Deponiegases (aus Kocks, 1993, S. 73).....	80
Abbildung 4-9: schematische Darstellung der aktiven Entgasung (aus: Welling, 1998, S.8).	81
Abbildung 4-10: Gesamtlageplan der Entgasungseinrichtungen, Erläuterung der Zahlen siehe Text (aus SIGRE, 1994, Anhang)	82
Abbildung 4-11: Aufbau der Basisabdichtung (aus SIGRE, 1994)	83
Abbildung 4-12: Aufbau des Testfeldes	85
Abbildung 5-1: Untersuchungskonzept	88
Abbildung 5-2: Schnitt durch einen Gasbrunnen (aus Welling, 1998, S.8, Anhang)	100
Abbildung 6-1: Ergebnisse der Klassieranalyse für die Schürfe des Altmülls	103
Abbildung 6-2: Ergebnisse der Sortieranalyse aufgeteilt nach Korngrößen für den Altmüll	105
Abbildung 6-3: mittlere Stoffgruppenzusammensetzung des Altmülls.....	106
Abbildung 6-4: Ergebnisse der Klassieranalyse des Rottemülls	107
Abbildung 6-5: Ergebnisse der Sortieranalysen für den Rottemüll nach Korngrößen	108
Abbildung 6-6: mittlere Stoffgruppenzusammensetzung des Rottemülls	109

Abbildung 6-7: Vergleich der Sortieranalysen des Rotte- und Altmülls mit der Restmüllanalyse Luxemburgs.....	110
Abbildung 6-8: Einteilung des Altmülls nach der Abbaubarkeit.....	111
Abbildung 6-9: Einteilung des Rottemülls anhand der Abbaubarkeit.....	112
Abbildung 6-10: Vergleich der Abbaubarkeiten	113
Abbildung 6-11: Häufigkeiten der Wassergehalte des Altmülls aufgeteilt nach Fraktionen	114
Abbildung 6-12: Anteil der einzelnen Fraktionen am Wassergehalt.....	115
Abbildung 6-13: Mittelwerte, Minima und Maxima der Glühverluste des Altmülls	115
Abbildung 6-14: Mittelwerte, Minima und Maxima der Kohlenstoffgehalte des Altmülls	116
Abbildung 6-15: Mittelwerte, Minima und Maxima des organischen Kohlenstoffgehalts des Altmülls.....	117
Abbildung 6-16: mittlere Gehalte an gesamt, organischem und anorganischem Kohlenstoff des Altmülls.....	118
Abbildung 6-17: Korrelation zwischen Glühverlust und organischem Kohlenstoff.....	118
Abbildung 6-18: Gehalte an heißwasserlöslichem Kohlenstoff der Altmüllproben	119
Abbildung 6-19: Anteil des heißwasserlöslichen Kohlenstoffs am Gesamtkohlenstoffgehalt	120
Abbildung 6-20: Mittelwerte, Minima und Maxima der Stickstoffgehalte des Altmülls.....	120
Abbildung 6-21: Abhängigkeit zwischen Stickstoff- und Kohlenstoffgehalt.....	121
Abbildung 6-22: Mittelwerte, Minima und Maxima des C/N Verhältnisses des Altmülls	122
Abbildung 6-23: Mittelwerte der Atmungsaktivitäten des Altmülls in Abhängigkeit von der Zeit ..	123
Abbildung 6-24: AT₄, AT₇ und AT₁₀ Werte in mgO₂/gTS ausgewählter Proben in Abhängigkeit vom Wassergehalt	124
Abbildung 6-25: Verlauf des pH Wertes während der Elution	125
Abbildung 6-26: Verlauf der Leitfähigkeiten während der Elution	126
Abbildung 6-27: Verlauf der CSB- Konzentrationen während der Elution	127
Abbildung 6-28: Verlauf der Ammoniumkonzentration während der Elution	129
Abbildung 6-29: Abhängigkeit der Leitfähigkeit von der Chloridkonzentration.....	130
Abbildung 6-30: Verlauf der Nitratkonzentration während der Elution	130
Abbildung 6-31: Verlauf der Pumpversuche bei Gasbrunnen 1 und 8	133

Abbildung 6-32: Vierteljährliche Sickerwasser- und Niederschlagsmengen und Anteil des Sickerwassers am Niederschlag	137
Abbildung 6-33: Konzentrationsverteilung CSB für die Messstellen Pumpwerk (PW) und Kläranlage (ZUL)	141
Abbildung 6-34: Konzentrationsverteilung BSB₅ für die Messstellen Pumpwerk (PW) und Kläranlage (ZUL)	141
Abbildung 6-35: Konzentrationsverteilung NH₄ für die Messstellen Pumpwerk (PW) und Kläranlage (ZUL)	142
Abbildung 6-36: Monatsmittel der Leitfähigkeiten	143
Abbildung 6-37: Jährliche Mittelwerte der CSB und BSB₅ Konzentrationen sowie deren Verhältnis	143
Abbildung 6-38: Jahresfrachten des CSB, BSB₅, NH₄ und dazugehörige Sickerwassermengen	145
Abbildung 6-39: mittlere Gaszusammensetzung der verschiedenen Gasfassungssystemen	146
Abbildung 6-40: mittlere monatliche Methankonzentrationen	147
Abbildung 6-41: Vergleich der Gasprognosen mit den tatsächlich erfassten Gasmengen	148
Abbildung 6-42: Körnungslinie des Bodenmaterials der Oberflächenabdeckung	149
Abbildung 6-43: Trockenrohichte und Porenvolumen in Abhängigkeit von der Tiefe für die Schürfe der Oberflächenabdeckung	150
Abbildung 6-44: Aufteilung des Porenvolumen für die einzelnen Probenahmestellen	151
Abbildung 6-45: Vergleich der Eindringwiderstände	154
Abbildung 7-1: Monatssummen der Niederschläge im Untersuchungszeitraum	158
Abbildung 7-2: Vergleich der mittleren monatlichen Niederschläge mit dem langjährigen Mittel des Findels	159
Abbildung 7-3: Monatsmittel der Minimum-, Maximum- und mittleren Temperatur	160
Abbildung 7-4: Monatssummen der potentiellen Evapotranspiration berechnet nach HAUDE	161
Abbildung 7-5: Vergleich der Monatssummen der aktuellen und potentiellen Evapotranspiration	162
Abbildung 7-6: Klimatische Wasserbilanzen für den Untersuchungszeitraum	162
Abbildung 7-7: Summenkurve der Parameter des Wasserhaushaltes	163
Abbildung 7-8: Wochensummen des Niederschlages, der Abflüsse und der Verdunstung in mm ..	165
Abbildung 7-9: monatliche Niederschläge und Anteil des Oberflächenabflusses am Niederschlag	166

Abbildung 7-10: Einteilung des Drainageabflusses in Drainphasen	169
Abbildung 7-11: monatliche Niederschläge und Anteil des Drainageabflusses am Niederschlag ...	170
Abbildung 7-12: monatliche Niederschläge und Anteile des Oberflächenabflusses am Niederschlag	171
Abbildung 7-13: Wasserbilanz in Prozent für das Jahr 2005/2006	172
Abbildung 7-14: Wasserbilanz in Prozent des Niederschlages für das Untersuchungsjahr 2006/2007	173
Abbildung 7-15: Wasserbilanzen in Prozent des Niederschlages für das Untersuchungsjahr 2007/2008	173
Abbildung 7-16: Wasserbilanzen in Prozent des Niederschlages für das Untersuchungsjahr 2008/2009	174
Abbildung 7-17: Wasserbilanz in Prozent des Niederschlages für das Untersuchungsjahr 2009/2010	175
Abbildung 7-18: Wasserbilanz in Prozent des Niederschlages für das Untersuchungsjahr 2010/2011	175
Abbildung 7-19: Wasserbilanzen für die Winterhalbjahre des Untersuchungszeitraumes in mm ..	176
Abbildung 7-20: Wasserbilanzen für die Sommerhalbjahre des Untersuchungszeitraums in mm ..	177
Abbildung 7-21: Vergleich der prozentualer Anteile der Parameter an den jährlichen Wasserbilanzen	179
Abbildung 8-1: Vergleich der Sickerwasser-, und Drainageabflüsse sowie der Niederschläge von 2005-2011	180
Abbildung 8-2: Vergleich der wöchentlichen Abflüsse und Niederschläge in einem ausgesuchten Zeitraum.....	181
Abbildung 8-3: Vergleich der Abfluss/Niederschlagsverhältnisse des Drainage- und Sickerwassers	182
Abbildung 8-4: berechnete Wirkungsgrade für die Abdeckung während der Untersuchungsjahre	183
Abbildung 8-5: Vergleich der Minima, Maxima und Mittel der Drainageabflüsse der Testfelder ...	188
Abbildung 8-6: Anteil der eluierten Schadstoffkonzentrationen an der Gesamtbelastung des Sickerwassers	194
Abbildung 9-1: Beispiele für alternative Dichtungssysteme (aus Melchior 2001b, S.21)	201
Abbildung 9-2: Aufbau der Kapillarsperre (aus: GDA 2-33, 2010, S.2)	204

Abbildung 9-3: Schematischer Vergleich der alterungsbedingten Zunahme der Durchlässigkeit einzelner Komponenten und vollständiger Oberflächenabdichtungssysteme (aus Melchior, 2001b, S.45)	206
Abbildung 9-4: Beispiel für eine alternative Oberflächenabdeckung (aus Stegmann et al., 2001, S.408)	208
Abbildung 9-5: Aufbau der Abdichtungssysteme (aus Zepp (2011), S.7)	209
Abbildung 9-6: Kriterien, die für die qualifizierte Abdeckung bzw. Abdichtung sprechen (aus Egloffstein & Burkhardt, 2001, S.343)	210
Abbildung 9-7: Schema zur qualitativen Bewertung von Oberflächensicherungssystemen (aus Ramke, 2004, S.71)	211

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2-1: Maximale Wasserhaltekapazitäten von Abfällen (aus Heyer, 2003, S. 18)	25
Tabelle 2-2: Einfluss der Vegetationsart auf die Evapotranspiration (nach GDA E 2-32, 2000)	36
Tabelle 3-1: Anteil und Abbaubarkeit der Abfallarten am Siedlungsabfall (Hempel und Haarstrick, 2002 S.3)	49
Tabelle 3-2: Abhängigkeit der Sickerwassermenge vom Verdichtungsgerät (aus Drees, 2000, S.37)	57
Tabelle 3-3: Literaturwerte des Sickerwassers aus Deponien (aus Entenmann, 1998, S.283)	58
Tabelle 3-4: Sickerwasserqualität in Abhängigkeit von der Abbauphase (aus Heyer, 2003, S.63)	60
Tabelle 3-5: Sickerwasserzusammensetzung in Abhängigkeit Mittelwerte von der Ablagerungsdauer (nach Krümpelbeck, 2000)	61
Tabelle 3-6: abgeschätzte Zeiträume bis zum Erreichen der Grenzwerte nach verschiedenen Autoren (Angabe in Jahren, * Anhang 51 der Rahmenwasserverordnung (VwV), ° Schweizer Verordnung)	63
Tabelle 3-7: Literaturangaben zu produzierten Gasmengen (aus Drees, 2000, S.48)	67
Tabelle 3-8: Vergleich der Literaturangaben zur Halbwertszeit und Abbaukonstanten (aus Drees, 2000, S.50)	71
Tabelle 4-1: Materialeigenschaften der mineralischen Dichtung (nach Hart, 1993)	83
Tabelle 5-1: Probenbezeichnung der genommenen Proben	89
Tabelle 5-2: Probevolumen in Abhängigkeit vom Messbereich	90

Tabelle 5-3: Sortierkatalog (aus Wirtz et al., 1997, S.18)	92
Tabelle 6-1: Minima und Maxima der CSB Konzentrationen in mg/l für die einzelnen Elutionszyklen	127
Tabelle 6-2: Ergebnisse der Pumpversuche bei den Gasbrunnen	132
Tabelle 6-3: Vergleich ermittelter kf Werte (Staub et al., 2009)	134
Tabelle 6-4: bestimmte Wasserdurchlässigkeiten in Abhängigkeit von der Feuchtdichte	135
Tabelle 6-5: Sickerwassermengen, Niederschläge und Anteil des Sickerwassers am Niederschlag	136
Tabelle 6-6: Jährliche Mittelwerte der Sickerwasserzusammensetzung Messstelle Kläranlage	139
Tabelle 6-7: Mittelwerte der Sickerwasserzusammensetzung Messstelle Pumpwerk	140
Tabelle 6-8: mittlere Sickerwasserzusammensetzung in Abhängigkeit vom Ablagerungsalter (nach Krümpelbeck, 2000)	144
Tabelle 6-9: erfasste Gasmengen in m³/h	147
Tabelle 6-10: Vergleich der Feldkapazitäten	152
Tabelle 6-11: Vergleich der Luft- und Wasserdurchlässigkeiten	153
Tabelle 6-12: Ergebnisse der Standrohrversuche (R1-R12Messstellen außerhalb des Testfeldes, R1T- R3T Messstellen Testfeld)	155
Tabelle 6-13: Ergebnisse der Infiltrationsversuche	156
Tabelle 7-1: Vergleich der Tagesmittel-, der Tagestiefst-, und der Tageshöchsttemperatur mit dem langjährigen Mittel	160
Tabelle 7-2: Jahressummen der potentiellen und aktuellen Evapotranspiration	161
Tabelle 7-3: Monatssummen des Oberflächenabflusses für die Untersuchungsjahre in mm	166
Tabelle 7-4: Monatssummen des Drainageabflusses für die Untersuchungsjahre	167
Tabelle 7-5: Monatssummen der Verdunstung für die Untersuchungsjahre	170
Tabelle 7-6: Zusammenfassung der Wasserbilanzen für die Sommer- und Winterhalbjahre in mm	178
Tabelle 7-7: Jährliche Wasserbilanzen in mm und % für die Untersuchungsjahre	178
Tabelle 8-1: Allgemeine Daten der zum Vergleich herangezogenen Testfelder	184
Tabelle 8-2: Vergleich der Rekultivierungsschichten und der Dichtungselemente	185

Verzeichnis der Bilder

Bild 4-1: Zweite (Bild links) und dritte (Bild rechts) Ausbaustufe der Deponie (jeweils orange markiert)	74
Bild 4-2: Einbau der Abfälle mit dem Kompaktor	76
Bild 4-3: oberflächenabgedeckter Bereich der Deponie (Bild links, rot umrandet) und Lage des Testfeldes auf der Deponie (Bild rechts, rot umrandet)	84
Bild 5-1: Oxi Top Messsystem der Firma WTW	90
Bild 5-2: Sensomat Messsystem zur Bestimmung der Atmungsaktivität	95
Bild 5-3: Doppelringinfiltrrometer	99
Bild 5-4: Behälter zur Durchführung der Durchlässigkeitsversuche	101
Bild 9-1: Klassischer Einbau von Trisoplast mit Langarmbagger und Walze (aus Melchior 2005b, S.129)	200
Bild 9-2: Kunststoffdichtungsbahn (Bild links, www.ludwig-kunststoffe.de) , mit Kunststoffdichtungsbahnen abgedichtete Deponie (Bild rechts, www.akgws.de)	202
Bild 9-3: Aufbau einer Bentonitmatte (Bild links, www.bentonit.de) und ihre Verlegung (Bild rechts, www.bentonit.de).....	203

1. Einleitung

Die Ablagerung von Abfällen auf Deponien führt zur Entstehung von mit Schadstoffen belastetem Sickerwasser und Deponiegas. Diese Emissionen stellen ein großes Gefährdungspotential für die Umwelt dar.

Um diese Emissionen zu minimieren und damit das Gefährdungspotential zu verringern, trat 1993 die Technische Anleitung Siedlungsabfall (TASi) in Kraft. Nach dieser soll eine Reduktion der Emissionen durch eine Basisabdichtung sowie einer möglichst wasserundurchlässigen Oberflächenabdichtung der Deponie erfolgen. Der Deponiekörper wird somit vollkommen eingekapselt. Durch die Oberflächenabdichtung wird ein Wasserzutritt in die Deponie verhindert und somit die Sickerwassermenge minimiert. Außerdem wird eine kontrollierte Gasfassung möglich.

Im Laufe der letzten Jahre ist die Aufbringung einer Oberflächenabdichtung nach TASi jedoch zunehmend in Kritik geraten. Die Wasserundurchlässigkeit des Systems führt zu einer Reihe von negativen Auswirkungen.

Hauptproblem ist, dass durch den Wassermangel die Deponie austrocknet und somit die Abfälle mumifiziert werden. Dadurch können die biologischen Prozesse im Deponiekörper nicht mehr vollständig ablaufen und das Emissionspotential der Abfälle bleibt erhalten. Damit die biologischen Prozesse im Deponiekörper vollständig ablaufen können, sind Wassergehalte von 40-60 Gew. % der Feuchtsubstanz notwendig.

Trotz der hohen Lebensdauer der Systeme lässt sich nicht ausschließen, dass zu einem späteren Zeitpunkt wieder Wasser, z.B. durch Beschädigung der Abdichtung, in die Deponie eintritt. Sickerwasser und Gasproduktion beginnen erneut und werden auf zukünftige Generationen verschoben. Außerdem konnte auf einer Reihe von Deponien nach Aufbringung der Abdichtung ein Rückgang der Gasbildung festgestellt werden. Dies ist wiederum auf die Hemmung der biologischen Abbauprozesse, des durch die Oberflächenabdichtung hervorgerufenen Wassermangels, zurückzuführen.

Deshalb wurde von einer Vielzahl von Autoren die Abkehr von der passiven Vorgehensweise nach TASi hin zu einer aktiven Vorgehensweise zur Emissionsreduktion und somit Verkürzung der Nachsorgedauer gefordert. Zu diesen aktiven Maßnahmen gehören Belüftungsverfahren, die Infiltration von Wasser in den Deponiekörper sowie die Aufbringung wasserdurchlässiger Abdeckungen. 2009 wurde durch die neue Deponieverordnung ein wichtiger Schritt getan. Nach dieser sind die obengenannten Maßnahmen erlaubt um eine Stabilisierung des Deponiekörpers zu erreichen.

Unklar ist bis dato jedoch wie viel Wasser ein Deponiekörper braucht damit die Abbauprozesse optimal ablaufen und sich somit ein stabiler Zustand der Deponie einstellt. In der Literatur werden Werte von 3-12% des Niederschlages diskutiert.

Durch die Heterogenität des Deponiekörpers stellt sich jedoch nicht überall der gleiche Wassergehalt ein. Es kommt zur Ausbildung bevorzugter Sickerwasserbahnen auf denen das Wasser den Müllkörper passiert.

Da jeder Deponiestandort andere Milieubedingungen aufweist, können die in der Literatur gemachten Angaben zu den Wassermengen nicht einfach übertragen werden.

Ziel dieser Arbeit ist es den Wasserhaushalt der derzeitigen temporären Oberflächenabdeckung auf der Deponie Muertendall zu bilanzieren und deren Qualität im Hinblick auf die Wasserdurchlässigkeit zu beurteilen. Außerdem soll durch verschiedene Untersuchungen am darunter liegenden Altmüll

(ca. 25 Jahre alt) geklärt werden, welche Stoffe noch enthalten sind bzw. wie weit die biologischen Prozesse fortgeschritten sind. Aus den gewonnenen Ergebnissen werden Vorschläge für eine endgültige Oberflächenabdeckung-/abdichtung gemacht.

Die Hauptfragestellungen der Arbeit sind:

1. Reicht die bisherige Abdeckung zur Sicherung der Deponie aus?
2. Welches Restgefährdungspotential geht vom Altmüllkörper aus?
3. Wie viel Niederschlag lässt die Abdeckung durch? Reicht es aus zur Erhaltung der biologischen Abbauprozesse?
4. Wie sieht die optimale Abdeckung für den Standort aus?

Die Arbeit ist wie folgt aufgebaut. In Kapitel 2 wird der Wasserhaushalt von Deponien sowie das Verhalten des Wassers in Deponien beschrieben. Anschließend wird auf den Aufbau von Oberflächensicherungssystemen eingegangen sowie deren Wasserhaushalt. Kapitel 3 beschäftigt sich mit der Zusammensetzung der Abfälle in Deponien und den biologischen Abbauprozessen sowie den dadurch entstehenden Emissionen. In Kapitel 4 wird das Untersuchungsobjekt beschrieben, in Kapitel 5 das Untersuchungskonzept sowie die Methoden. Kapitel 6 beschäftigt sich mit der Auswertung der Untersuchungen in Bezug auf den Altmüllkörper, in Kapitel 7 werden die Ergebnisse für das Testfeld ausgewertet. Die Bewertung der derzeitigen Abdeckung erfolgt in Kapitel 8 und in Kapitel 9 werden Verbesserungsvorschläge für die Deponie gemacht. Eine abschließende Betrachtung der Ergebnisse erfolgt in Kapitel 10.

2. Wasserhaushalt von Deponien

Die Beschreibung des Wasserhaushaltes von Deponien ist sehr komplex.

Die Kenntnis des Wasserhaushaltes ist sehr wichtig, da er das Emissionsverhalten einer Deponie maßgeblich bestimmt. Wichtigste Voraussetzung für den biologischen Abbau der organischen Substanz im Deponiekörper ist ein ausreichender Wassergehalt der Abfälle. Das Wasser dient als Transportmittel für Substrat, Nährstoffe und Umsetzungsprodukte.

Der Wasserhaushalt selbst ist wiederum abhängig von den klimatischen Bedingungen sowie vom Vorhandensein eines Oberflächenabschlusses und dessen Aufbau.

Die Gestaltung des Oberflächenabflusses hat entscheidenden Einfluss auf die biologischen Abbauprozesse im Deponiekörper. Völlig wasserundurchlässige Oberflächenabschlüsse führen zu Wassermangel im Deponiekörper. Daraus resultiert ein Stopp der Abbauprozesse und somit eine Konservierung der Abfälle. Das Emissionspotential der Deponie wird somit erhalten und auf zukünftige Generationen übertragen.

Im Folgenden wird nun auf den Wasserhaushalt des Deponiekörpers und von Oberflächenabdeckungen/-abdichtungen eingegangen.

2.1 Wasserhaushalt Deponiekörper

Das im Deponiekörper enthaltene Wasser stammt zum einen aus der Eigenfeuchte der Abfälle und zum anderen aus den Niederschlägen und Zuflüssen aus angrenzenden Bereichen. Durch die Verdichtung der Abfälle wird aus den Ablagerungen mit hohem Wassergehalt (z.B. Vegetabilien, Grünschnitt, Klärschlamm) Wasser ausgepresst und von trockenen saugfähigen Bestandteilen (Papier, Textilien) aufgesaugt. Dies bewirkt eine Vergleichmäßigung des Wassergehaltes jedoch nur in Teilbereichen. Für den gesamten Deponiekörper ist die Durchfeuchtung als ungleichförmig anzusehen (Ehrig, 1980 zitiert in Andreas, 2000). In Abbildung 2-1 ist der Wasserhaushalt des Deponiekörpers schematisch dargestellt.

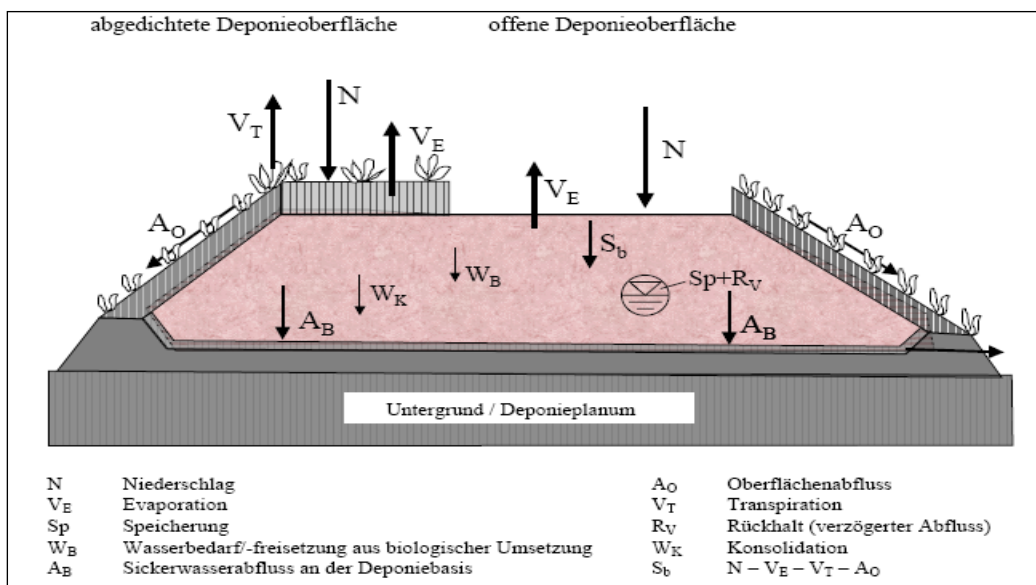


Abbildung 2-1: Wasserhaushalt des Deponiekörpers (aus Heyer, 2003, S.14)

Aus diesem Grund ist eine Beschreibung des Wasserhaushaltes sehr schwierig.

Der Wasserhaushalt des Deponiekörpers wird mit folgender Gleichung beschrieben (Ramke, 1991 zitiert in Krümpelbeck, 2000):

$$N - V_R - S \pm Z - A_B - A_O \pm W_B + W_K = 0 \quad [\text{mm}] \quad (\text{Gleichung 2-1})$$

N	Niederschlag
V_R	aktuelle Verdunstung
S	Speicherung
Z	Rückhalt
A_B	Sickerwasserabfluss Deponiebasis
A_O	Oberflächenabfluss
W_B	Wasserneubildung/-verbrauch durch biochemische Prozesse
W_K	Wasserabgabe infolge von Konsolidationsprozessen

Dabei ist

N	die entscheidende Größe für die Sickerwasserbildung, auf Grund der räumlichen und zeitlichen Variationen regelmäßig und möglichst vor Ort zu messen (Andreas, 2000)
V_R	abhängig von der Beschaffenheit der Oberfläche und von meteorologischen Parametern, Deponien ohne Oberflächenabschluss eine V_R von 49% (Ramke (1993, zitiert in Heyer, 2003) Für abgedeckte rekultivierte Deponien (Brechtel, 1984 zitiert in Heyer, 2003): 20-40% des Niederschlages bei Abdeckung mit Boden und bis 90% des Niederschlages bei Abdeckungen mit Strauch- und Grasbewuchs.
S	abhängig vom Einbauwassergehalt und der klimatischen Sickerwasserbildung, max. Speicherkapazität 50-70%, im Durchschnitt 40-50%, bei den meisten Deponien liegt die verfügbare Speicherkapazität < max. Wasserhaltekapazität. Grund dafür sind bevorzugte Fließwege im Deponiekörper
Z	Rückhalt beschreibt die zeitliche Verzögerung des Abflusses
A_B	Sickerwasserabfluss, abhängig von Einbautechnik, Sättigungsgrad der Deponie, Niederschlag, Verdunstung und Oberflächenabfluss. <i>Mengen Ehrig (1980, zitiert in Heyer, 2003):</i> Neudeponie <10% N Betriebsdeponie 10-22% N Ältere Deponie 30-45%. <i>Kruse (1994) in Abhängigkeit vom Sättigungsgrad:</i> 16% N (0,03 l/s * ha bzw. 110 mm/a) bei ungesättigtem Deponiekörper 43 % N (0,10 l/s* ha bzw. 300 mm/a) bei gesättigtem Deponiekörper <i>Ehrig (1991, zitiert in Andreas, 2000) in Abhängigkeit von der Einbautechnik:</i> 30-58% N bei Deponien mit lockerer OF 30-40% N bei verdichteter OF (Raupen) ca. 25% N bei Einbau mit Kompaktoren
A_O	abhängig von der Beschaffenheit der Oberfläche und dem Gefälle
W_B	aerober Abbau: $C_6H_{10}O_5 + H_2O + 6 O_2 \rightarrow 6 CO_2 + 6 H_2O$ Bildung von 0,56 t H_2O pro 1t abgebauter Zellulose anaerober Abbau: $C_6H_{10}O_5 + H_2O \rightarrow 3 CH_4 + 3 CO_2$ Verbrauch (Bindung) von 0,11 t H_2O pro 1 t abgebauter Zellulose (Andreas, 2000)
W_K	nach Kruse (1994) bei Schüttgeschwindigkeiten von > 2 m/a vernachlässigbar, Wassersättigung der Abfälle erst nach Betriebsende erreicht, allenfalls bei Schlammablagerungen zu erwarten

Die Gleichung ist nur gültig wenn es keine unter- oder oberirdischen Fremdwasserzuflüsse zur Deponie gibt und das Sickerwasser ausschließlich über das Deponieentwässerungssystem abgeführt wird (Krümpelbeck, 2000).

Berücksichtigt man die Einflüsse einer Oberflächenabdichtung/- abdeckung lautet die vollständige Bilanzierungsgleichung:

$$N - E_R - T_R - A_O - A_B - GWN - S \pm Z \pm W_B + W_K + K = 0 \quad [\text{mm}] \quad (\text{Gleichung 2-2})$$

E_R reale (aktuelle) Evaporation

T_R reale (aktuelle) Transpiration

GWN Grundwasserneubildung (Durchsickerung der Deponiebasis)

K Kapillarer Aufstieg

DOA klimatische Sickerwasserspende bzw. Durchsickerung der Oberflächenabdichtung

Der Anteil $N - V_R - A_O (=S_b)$ wird als klimatische Sickerwasserbildung (S_b) bezeichnet (Ramke, 1993 zitiert in Heyer, 2003). S_b ist der Anteil des Niederschlages, der in den Deponiekörper eindringt.

2.2 Verhalten und hydrogeologische Eigenschaften des Wassers im Deponiekörper

Wie genau sich das Wasser im Deponiekörper verhält ist noch nicht vollends geklärt. In der Literatur werden unterschiedliche Theorien verfolgt. Praktische Untersuchungen zum Verhalten und den hydrogeologischen Eigenschaften des Wassers im Deponiekörper sind schwierig. In verschiedenen Forschungsvorhaben wurden dazu vielfach Tracerversuche verwendet und Versuche mit Infiltrationsbecken. Kloos (2009) untersuchte die Wasserverteilung im Deponiekörper, nach gezielter Infiltration, mittels der geoelektrischen Impedanztomographie. Mittels dieser Methode kann die Leitfähigkeitsstruktur im Inneren der Deponie, durch Messungen von Spannungen und Strömen auf der Oberfläche, nachvollzogen werden. Durch eine Auswertungs- und Darstellungsalgorithmus ist es möglich die Wasserverteilung im Deponiekörper darzustellen.

2.2.1 Wasserbindung im Deponiekörper

Bevor das Sickerwasser an der Deponiebasis austritt, wird es durch den Deponiekörper beeinflusst. Das Sickerwasser ist in den Poren des Abfalls nur zum Teil frei beweglich. Der andere Teil unterliegt Bindungen durch die Eigenschaften der Abfallmatrix. Durch die Art der Bindung wird das Verhalten des Wassers bestimmt. Deshalb kann das Sickerwasser nach der Art der Bindungen in Analogie zu gewachsenen Böden unterteilt werden (Heyer, 2003).

Das Wasser, das gegen den Einfluss der Schwerkraft im Abfall verbleibt, wird als Haftwasser bezeichnet. Es beruht auf der Wirkung verschiedener Kräfte zwischen den festen Abfallbestandteilen und den Wassermolekülen sowie den Kräften zwischen den Wassermolekülen selbst. Nach der Art der Kräfte lässt sich das Haftwasser in Adsorptions- und Kapillarwasser unterscheiden. Der größte Teil des Sickerwassers unterliegt sowohl Adsorptions- und Kapillarkräften. Je höher der Wassergehalt ist, um so mehr überwiegt die kapillare Bindung (Heyer, 2003).

Nach Bendz (1998, zitiert in Döberl et al., 2002) lässt sich das in Deponien gespeicherte Wasser in mobiles und immobiles Wasser unterteilen. Der immobile Teil des Wassers wird durch Kapillarkräfte so stark gebunden, dass ein Wasseraustausch fast nicht stattfinden kann. Abbildung 2-2 zeigt ein Schema der mobilen und immobilen Wasserphase.

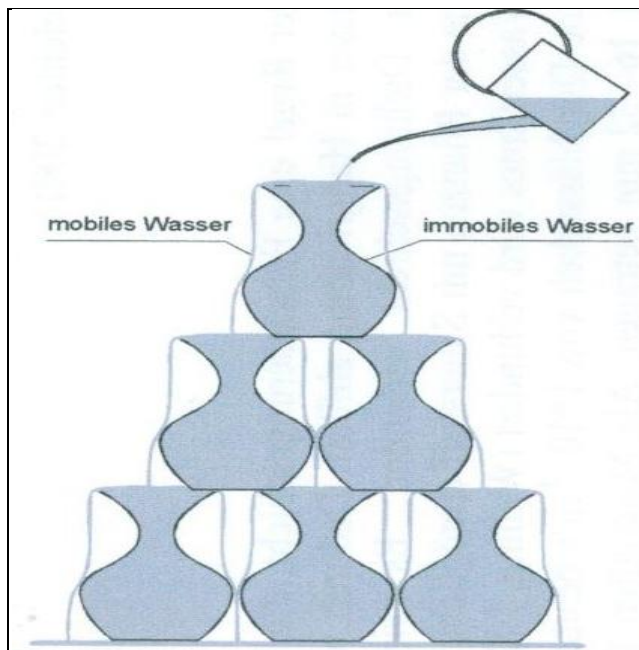


Abbildung 2-2: schematisches Bild der Wasserbewegung in Deponien (aus Döberl et al., 2002, S.206)

Der größte Teil des gebundenen Wassers befindet sich im Porenraum der Abfallgüter, die eine hohe Kapillarwirkung besitzen. Der immobile Wasseranteil steht in direktem Kontakt mit der Festsubstanz. Er benetzt die innere und äußere Oberfläche der festen Abfallmatrix. Der immobile Wasseranteil ist für den Stoffübergang von der festen in die flüssige Phase bestimmend. Lösungs- und Hydrolyseprozesse erfolgen über die immobile Wasserphase (Benz, 1998, zitiert in Döberl et al., 2002).

Die Geschwindigkeit der Stofffreisetzung ist abhängig von (Döberl et al., 2006):

- betrachtetem Stoff,
- seiner vorliegenden Bindungsform und dem bestimmenden Lösungsprozess,
- vom Verhältnis der benetzten Oberfläche zur Masse der Festsubstanz,
- von Milieubedingungen,
- von der Differenz der aktuellen Konzentration zur Gleichgewichtskonzentration in der flüssigen Phase.

Von der immobilen Phase gelangt der Stoff durch Diffusion in die mobile Phase. Die Diffusionsgeschwindigkeit ist vom Konzentrationsgradienten und vom betrachteten Stoff abhängig (Döberl et al., 2002).

2.2.2 Bewegung des Wassers im Deponiekörper

Über die Bewegung des Wassers im Deponiekörper ist nur wenig bekannt. In der Literatur reichen die Vorstellungen von einer gleichmäßigen Wasserbewegung bis hin zu bevorzugten Fließbahnen im Deponiekörper auf denen sich das Wasser bewegt. Aufgrund der Heterogenität des Deponiekörpers ist die Ausbildung von bevorzugten Fließbahnen jedoch zutreffender.

Die Heterogenität des Deponiekörpers resultiert aus der räumlichen Struktur, der Einbautechnik der Abfälle, der Porenstruktur und der Bindungsverhältnisse was dazu führt, dass der Deponiekörper nicht völlig homogen durchflossen wird (Drees, 2000). Die Heterogenität des Deponiekörpers wird zudem durch Deponieeinbauten verstärkt (Döberl et al., 2006). Daraus resultiert eine Bewegung des Sickerwassers auf bevorzugten Fließbahnen. Dadurch kommt es zu örtlich trockenen oder zu sehr stark durchfeuchteten Zonen.

Baumann und Schneider (1998, zitiert in Krümpelbeck, 2000) konnten durch Traceruntersuchungen diese Theorie bestätigen. Sie unterteilen den Wassertransport in Deponien in zwei Phasen. In der ersten Phase werden im frisch abgelagerten Abfall die Hauptwasserwegigkeiten freigespült. Im Normalzustand, der zweiten Phase, läuft der Wassertransport auf den langsamen konvektiv durchströmten Wasserwegen ab. Die bevorzugten Fließpfade bestimmen die Dynamik des Wasserhaushaltes. Auf diesen flossen in der untersuchten Deponie $1/3$ bis $3/8$ der Wasservolumina ohne nennenswerte Verzögerung in die Basisdrainage.

Döberl et al. (2004) führten Tracerversuche auf der Deponie Breitenau (Österreich) durch. Die Ergebnisse gaben klare Hinweise auf präferentiellen Sickerwasserabfluss.

Tiebel- Pahlke (2001) stellte durch Tracerversuche auf der Deponie Wilsum jedoch fest, dass es keine bevorzugten Sickerbahnen gibt, auf denen das Wasser relativ schnell wieder ausgetragen wird.

Da die Abfälle in horizontalen Schichten eingebaut werden, ist die vertikale Wasserdurchlässigkeit geringer als die horizontale (Drees, 2000). Powrie und Beaven (1999, zitiert in Döberl et al., 2006) stellten in ihren hydraulischen Versuchen fest, dass auf Deponien die Durchlässigkeit in horizontaler Richtung 10mal höher ist als in vertikaler.

Diese horizontalen Strömungswege werden über vertikale Sickerpfade kurzgeschlossen. Es entsteht ein Netzwerk von Strömungswegen, die ähnlich jenen in geklüfteten Gesteinen sind (Bendz 1998, zitiert in Döberl et al., 2002). Rosquist, 1999 und Beaven, 2001 (zitiert in Döberl et al., 2002) stellten fest, dass der rasch durchströmte Anteil von Deponien unter 5% liegt. Je homogener die Wasserströmung, desto höher ist die ausgetragene Stofffracht bei gleichem durchgesetzten Wasservolumen. Durch hohe Wasserdurchsatzraten tritt ein verstärktes Abfließen über präferentielle Sickerwege auf. Dies hat zur Folge, dass die Sickerwasserkonzentrationen rasch abnehmen, was aber irrtümlich als weitgehende Stabilisierung des Deponiekörpers gedeutet werden könnte. Ein geringerer Wasserdurchsatz bewirkt eine gleichmäßigere Durchströmung des Deponiekörpers. Dadurch kommen größere Deponieabschnitte mit Wasser in Berührung. Die ausgetragene Stofffracht kann dann jedoch kurzfristig höher sein (Döberl et al., 2004).

Durch gering wasserdurchlässige Schichten kann die Abwärtsbewegung des Sickerwassers im Deponiekörper behindert werden. Über diesen Schichten reichert sich das Wasser an und es bilden sich Stauwasserhorizonte. Die Mächtigkeit und Ausdehnung kann dabei sehr unterschiedlich sein. Diese Stauwasserhorizonte entstehen durch Kunststofffolien, die durch die Einbauverfahren horizontal flächig im Deponiekörper liegen können oder durch die Ablagerung von bindigem Erdaushubmaterial, was einen z.T. völlig gegensätzlichen Wasserhaushalt in unmittelbarer räumlicher Nähe zur Folge haben kann (Heyer, 2003). Dieser Effekt wird nach Mesu (1982) als Dachfanneneffekt bezeichnet und ist in Abbildung 2-3 dargestellt.

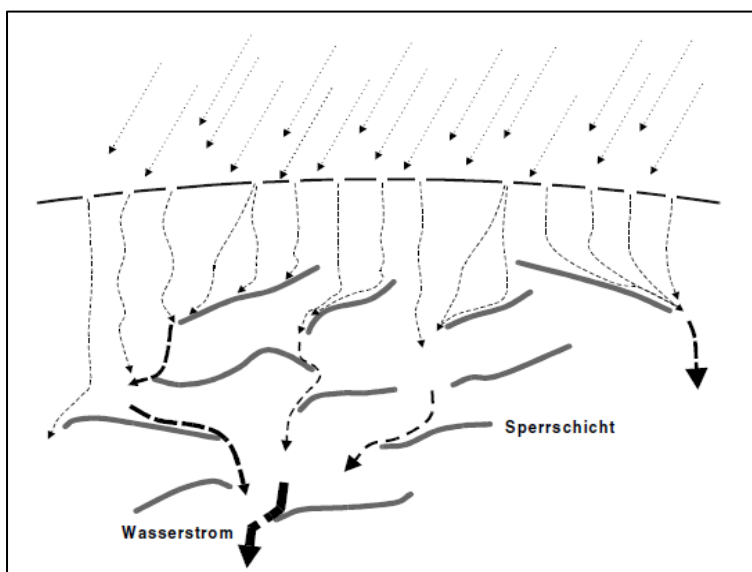


Abbildung 2-3: Bewegung des Wassers im Deponiekörper (aus Drees, 2000, S.35)

Die Kunststofffolien decken die gesamte Abfallfront ab, so dass es zu Trockenzonen und wassereingestauten Zonen kommt.

Xie (2003) entwickelte ein Dünnschnittmodell um die Auswirkungen von Folienstücken auf den hydraulischen Durchlässigkeitsbeiwert zu analysieren. Er stellte fest, je mehr Folien und je größer die Folienfragmente sind, desto länger ist der Transportweg für perklorierendes Sickerwasser. Dies führt zu einer deutlichen Erniedrigung des hydraulischen Durchlässigkeitsbeiwerts.

Drees (2000) hält eine gleichmäßige Befeuchtung des Deponiekörpers aus diesen Gründen für nahezu unmöglich.

Auch die im Deponiekörper ablaufenden biochemischen Prozesse beeinflussen die Wasserbewegung. Durch die mikrobiellen Prozesse werden die Korngrößenverteilung sowie die Gefügestruktur verändert (Kabbe & Dohmann, 1999).

2.2.3 Durchlässigkeit und Infiltrationsrate

Für die Wasserbewegung im Deponiekörper sind die hydrogeologischen Eigenschaften der Abfallmatrix von entscheidender Bedeutung wie zum Beispiel der Durchlässigkeitsbeiwert.

Die hydraulische Durchlässigkeit ist abhängig von (Heyer, 2003):

- der Art des Abfalls,
- der Aufbereitung vor der Ablagerung,
- dem Abbaugrad der biologisch verfügbaren Anteile,
- der Einbau- und Lagerungsdichte,
- der Ablagerungsmächtigkeit,
- dem Sättigungsgrad und
- der Deponiegasproduktion.

Die Literaturwerte für die hydraulische Durchlässigkeit von Abfällen zeigen große Schwankungsbreiten. Dies liegt an den unterschiedlichen Methoden der Bestimmung aber vor allem an den unterschiedlichen Abfallarten, Einbaumethoden, den Verdichtungsgraden etc. (Münnich & Hudson, 2009).

Es gibt nur wenige Praxisversuche bei denen die hydraulische Leitfähigkeit unmittelbar am Deponiekörper bestimmt wurde. Die Bestimmung erfolgt dabei meist mittels Versickerungsversuchen an Infiltrationsbecken. Dabei wird jedoch nur das hydraulische Verhalten des an der Oberfläche liegenden Abfalls in der unmittelbaren Umgebung des Beckens ermittelt. Die hierbei ermittelten Werte lagen im Bereich von $4 \cdot 10^{-4}$ bis $1 \cdot 10^{-5}$ m/s (Landva, Clarke, 1990) bzw. $3 \cdot 10^{-8}$ m/s (Townsend et al., 1995) (zitiert in Münnich & Hudson, 2009).

Häufiger als diese Versuche werden Pumpversuche an Deponiekörpern zur Ermittlung der hydraulischen Leitfähigkeit angewandt. Oweis und Khera (1990) führten an einer 35m hohen Deponie mit einem Sickerwassereinstau von 9m an der Basis, Pumpversuche durch. Sie ermittelten für die hydraulische Leitfähigkeit Werte von $2,4 \cdot 10^{-5}$ bis $9,4 \cdot 10^{-6}$ m/s. 1985 führte Beaven an einer nur 9 m hohen Deponie mit einem Sickerwassereinstau von 5-6 m ebenfalls Pumpversuche durch und ermittelte einen Wert von $1 \cdot 10^{-4}$ m/s (beide zitiert in Münnich & Hudson, 2009).

12 Jahre später wiederholte er den Versuch, die Deponie war mittlerweile 23m hoch, und bestimmte einen kf Wert von $8 \cdot 10^{-6}$ m/s. Burrows et al. (1997) erhielten bei ihren Pumpversuchen ebenfalls Werte für die hydraulische Leitfähigkeit zwischen $6,7 \cdot 10^{-5}$ und $3,9 \cdot 10^{-7}$ m/s (zitiert in Münnich & Hudson, 2009).

Versuche von Münnich und Collins (1993) an der Zentraldeponie Hannover ergaben Werte von $3 \cdot 10^{-6}$ m/s, bei einer Abfallhöhe von ca. 30m und einer Einstauhöhe von 7m (zitiert in Münnich & Hudson, 2009).

Bei den Laborversuchen stellen die starke Heterogenität und die teilweise großen Abfallbestandteile bei der Anwendung von Standardversuchsgeräten aus dem Grundbau und der Bodenmechanik ein großes Problem dar.

Deshalb ist eine Zerkleinerung der Abfälle vor der Versuchsdurchführung meist unumgänglich.

1977 führt Franzius Versuche an zerkleinerten Abfällen in kleinen Versuchszylindern (Durchmesser 10 cm) durch und ermittelte hydraulische Leitfähigkeiten von $1 \cdot 10^{-5}$ m/s. Fungaroli und Steiner (1979) ermittelten für zerkleinerte Abfälle k_f Werte im Bereich von $1 \cdot 10^{-4}$ und $1 \cdot 10^{-6}$ m/s (beide zitiert in Münnich & Hudson, 2009).

Umfassende Versuche mit Frischabfällen verschiedener Zusammensetzung und verschiedenen Alters zur Ermittlung des k_f Werts in Abhängigkeit von der vertikalen Auflast wurden von Beaven (2000) durchgeführt. Für unabgesiebte Frischabfälle wurden Werte zwischen $6,5 \cdot 10^{-4}$ bis $3,7 \cdot 10^{-8}$ m/s bei einer maximalen Auflast von 603 kPa ermittelt. Für Frischabfall bei dem der Feinanteil (<10mm) und der Grobanteil >140 mm entfernt wurde, wurden Werte von $3,3 \cdot 10^{-4}$ bis $<4,8 \cdot 10^{-8}$ m/s gemessen. Außerdem wurden Altabfälle mit einem Alter von ca. 20 Jahren untersucht. Die Werte lagen wie bei den anderen Abfällen in der Größenordnung von $1,5 \cdot 10^{-4}$ bis $1,1 \cdot 10^{-8}$ m/s (zitiert in Münnich & Hudson, 2009).

Hudson (2002, 2004 und 2007, zitiert in Münnich & Hudson, 2009) ermittelte für alten Abfall hydraulische Leitfähigkeit von $1 \cdot 10^{-4}$ (vertikale Auflast 40 kPa) bis $1 \cdot 10^{-8}$ m/s (603 kPa).

Das Infiltrationsverhalten von Abfall ist wegen der Inhomogenität des Materials praktisch kaum zu ermitteln. Von Collins und Brammer (1994, zitiert in Drees 2000) wurden Infiltrationsuntersuchungen an Abfällen durchgeführt. Die Bewässerung der Mülloberfläche erfolgt als Schwerkraftbewässerung, bei der das Wasser direkt über die zu bewässernde Fläche geleitet wird und sich in Fließrichtung und im Untergrund ausbreitet. Der Oberflächenabfluss durchläuft bei konstantem Zufluss und freiem Abfluss am Feldende drei Phasen. In der ersten Phase, der Vortriebsphase, fließt das Wasser über die anfangs trockene Oberfläche und benetzt diese. In der Bewässerungsphase, der zweiten Phase, fließt solange Wasser über den Boden, bis das gewünschte Wasservolumen versickert ist. Bei kleinräumiger Betrachtung teilt sich das über die Oberfläche eines Flächenelements fließende Wasser in den nach unten gerichteten Infiltrationsstrom und den nach vorn gerichteten Oberflächenabfluss. Oberflächenabfluss entsteht erst wenn die infiltrierende Wassermenge kleiner als der Zulauf ist. In der Benetzungsphase wird mit vorrücken der Wasserwelle bei einem unveränderten Zufluss die Überstauhöhe wegen der ständig größer werdenden Versickerungsfläche immer kleiner. Im oberen Feldbereich findet gleichzeitig eine zunehmende Sättigung des anfänglich trockenen Untergrunds statt, d.h. die Infiltrationsrate nähert sich einem Endwert. Der Vortrieb der Welle wird immer langsamer und kommt zum Stillstand, wenn das insgesamt infiltrierende Wasservolumen gleich dem Zulaufwasservolumen ist (Drees, 2000).

Mit Hilfe der Vortriebskurven wurden von Collins und Brammer (1994, zitiert in Drees 2000) die Infiltrationsraten abgeschätzt. Dazu definierten sie die mittlere Überstauzeit der Müllfläche als Hälfte der Benetzungszeit. Anhand ihrer Messergebnisse konnten im Feldversuch mittlere Infiltrationsraten von $2,5 \cdot 10^{-5}$ bis $5,3 \cdot 10^{-5}$ m/s ermittelt werden.

2.2.4 Speicherung

Wasser kann im Deponiekörper bis zum Erreichen der Feldkapazität gespeichert werden.

Die Wasserspeicherung im Deponiekörper erfolgt im Wesentlichen durch drei Faktoren:

1. Einstau von freiem Wasser an abflusslosen Stellen, das sich unter dem Einfluss der Gravitation in der Schüttung bewegen kann;
2. durch Kapillarkräfte in kleinen Poren und Hohlräumen gebundenes Wasser;
3. in den Zellen der organischen Substanz gebundenes Wasser (Steinbach, 1968, zitiert in Andreas, 2000).

Abhängig ist die maximal speicherbare Wassermenge vom Sättigungsgrad der Abfälle beim Einbau, ihrer Feldkapazität und der Deponiehöhe.

Diese sind wiederum abhängig vom Gesamtvolumen der Hohlräume des Abfalls. Es kann umso mehr Wasser gespeichert werden, je kleiner die Partikelgröße bzw. je größer die Partikeloberfläche der abgelagerten Stoffe ist. Außerdem gilt: je größer der Gehalt an organische Substanz, desto größer ist auch das Wasserhaltevermögen (Andreas, 2000).

Wird die Feldkapazität der Abfälle überschritten, entsteht freies Sickerwasser, das sich in Richtung Deponiebasis bewegt.

Die Speicherkapazität für Wasser in trockenem Abfall beträgt nach Ehrig (zitiert in Kabbe& Dohmann, 1999) 90-160 kg/t bezogen auf die Trockensubstanz. Kruse (1994) gibt Werte von 90-330 kg/t TS an. Für die maximalen Wasserhaltekapazitäten werden in der Literatur die in Tabelle 2-1 zusammengefassten Angaben gemacht (Heyer, 2003):

Maximale Wasserhaltekapazität (% der Feuchtmasse)	Quelle
50%	Stegmann, 1982
53%	Dernbach, 1982
46%	Spillmann, 1986
37%	Ehrig, 1989
40-45%	Heyer et al., 1997

Tabelle 2-1: Maximale Wasserhaltekapazitäten von Abfällen (aus Heyer, 2003, S. 18)

Zusammenfassend lässt sich zum Abfluss- und Speicherverhalten folgendes feststellen:

- Bei wassergesättigtem Abfall bzw. nach Erreichen der Speicherkapazität des Deponiekörpers entspricht der jährliche Sickerwasserabfluss der Höhe der Sickerwasserbildung infolge klimatischer Einflüsse.
- Hohe Verdunstungsraten führen insbesondere bei kurzen und starken Niederschlägen zur Sickerwasserbildung.
- Abfluss- und Speichervorgänge verlaufen parallel zueinander. Bevor die Speicherkapazität erschöpft ist, beträgt der Anteil des Abflusses am Niederschlag mindestens 10%.
- Ist die Speicherkapazität erschöpft, erhöhen sich die Abflüsse (Ramke, 2002).

2.3 Aufbau und Wasserhaushalt Oberflächenabdichtung/-abdeckung

2.3.1 Gesetzliche Grundlagen zur Gestaltung von Oberflächenabdichtungen

1. Technische Anleitung Abfall und Siedlungsabfall

Die ersten Verordnungen, die Vorschriften zum Aufbau von Oberflächenabdichtungssystemen machten, waren die 1991 in Kraft getretene Technische Anleitung Abfall (TAA) und die 1993 in Kraft getretene Technische Anleitung Siedlungsabfall (TASi). Inhaltlich stimmen diese Verordnungen im Wesentlichen überein. 2009 wurden diese Verordnungen in Deutschland durch die neue Deponieverordnung abgelöst.

Die Ziele der TASi waren:

- nicht vermeidbare Abfälle soweit wie möglich zu verwerten,

- den Schadstoffgehalt der Abfälle so gering wie möglich zu halten und
- eine umweltverträgliche Behandlung und Ablagerung der nichtverwertbaren Abfälle sicherzustellen.

Die Ablagerung sollte nach TASI so erfolgen, dass die Entsorgungsprobleme von heute nicht auf zukünftige Generationen verlagert werden.

Die TASI (1993) verfolgte den Grundsatz des Multibarrierenprinzips (Stief, 1986). Danach sind Deponien so zu planen, zu errichten und zu betreiben, dass:

- durch geologisch und hydrogeologisch geeignete Standorte,
- durch geeignete Deponieabdichtungssysteme,
- durch geeignete Einbautechnik für die Abfälle,
- durch Einordnung der Zuordnungswerte nach Anhang B

mehrere voneinander unabhängig wirksame Barrieren geschaffen und die Freisetzung und Ausbreitung von Schadstoffen nach dem Stand der Technik verhindert werden.

Es wurde zwischen zwei Deponieklassen unterschieden (wurde bei der neuen Deponieverordnung beibehalten), je nach Deponiekategorie ist ein anderes Oberflächenabdichtungssystem aufzubringen:

- *Deponiekategorie I:* Deponie, in der Abfälle abgelagert werden können, die einen sehr geringen organischen Anteil enthalten und bei denen eine sehr geringe Schadstofffreisetzung im Auslaugungsversuch stattfindet.
- *Deponiekategorie II:* Deponie, in der Abfälle abgelagert werden können, die einen höheren organischen Anteil enthalten als die, die auf Deponien der Kategorie I abgelagert werden dürfen, und bei denen auch die Schadstofffreisetzung im Auslaugungsversuch größer ist als bei der Deponiekategorie I, zum Ausgleich sind die Anforderungen an den Deponiestandort und an die Deponieabdichtung höher.

Die Zuordnung erfolgte anhand der Zuordnungswerte im Anhang B.

Jede Deponie ist entsprechend dem Multibarrierenkonzept mit einer Basisabdichtung und nach Verfüllung mit einer Oberflächenabdichtung auszustatten. Die Oberflächenabdichtung ist nach den Vorgaben der TAA bzw. TASI herzustellen. Abgewichen werden kann von diesen Regelabdichtungssystemen, wenn nachgewiesen wird, dass das Alternativsystem gleichwertig ist. Den Aufbau von Regelabdichtungssystemen nach TASI zeigt Abbildung 2-4.

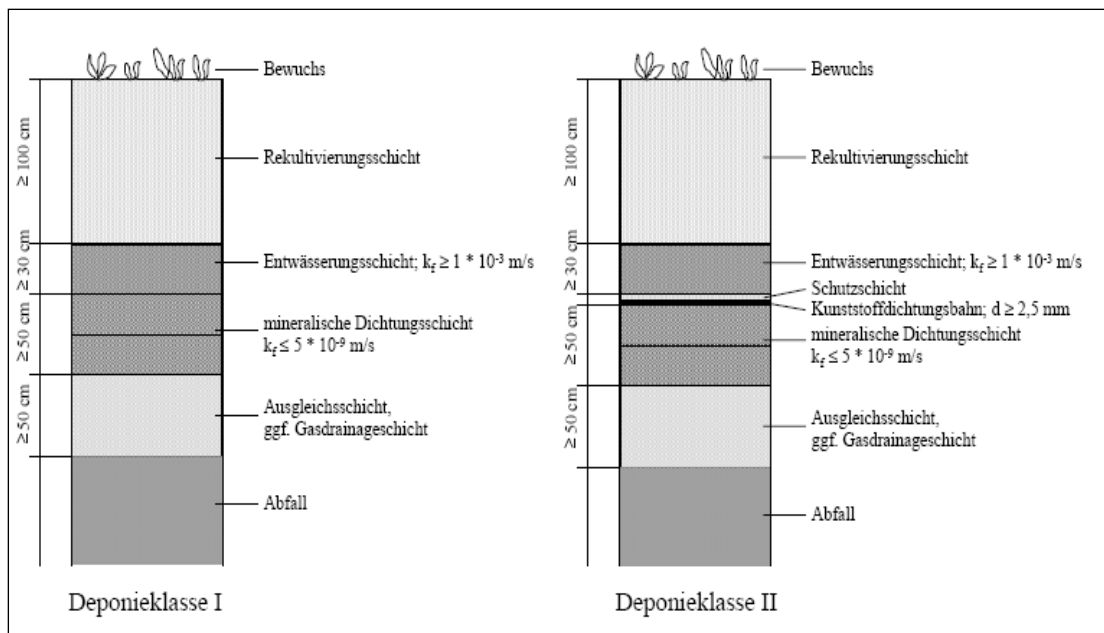


Abbildung 2-4: Regelaabdichtungssystem nach TaSi (Heyer, 2003, S.16)

Die einzelnen Schichten müssen hinsichtlich ihrer Mächtigkeit und Eigenschaften konkrete Anforderungen erfüllen. Oberflächenabdeckungen waren nach TASI nur erlaubt, wenn große Setzungen zu erwarten waren. In diesem Fall konnte bis zum Abklingen der Hauptsetzungen eine Abdeckung vorgenommen werden.

2. Verordnung zur Vereinfachung des Deponierechts/ Deponieverordnung

Die neue Deponieverordnung ist 2009 in Kraft getreten. Durch sie wurden die TASI und TAA ungültig. Regelaabdichtungssysteme mit vorgegebenen Abdichtungskomponenten werden nach der neuen Deponieverordnung nicht mehr vorgeschrieben. Für die einzelnen Deponieklassen werden nur noch die jeweilige Anzahl der Abdichtungskomponenten und die erforderlichen Leistungsfähigkeiten vorgegeben. Material, Dicken und Kombination der Komponenten bleiben dem planenden Ingenieur und der Genehmigungsbehörde überlassen (Engelmann, 2010). In Abbildung 2-5 sind die Komponenten für Oberflächenabdichtungssysteme nach der neuen Deponieverordnung dargestellt.

Nr.	Systemkomponente	DK 0	DK I ⁵⁾	DK II ⁶⁾	DK III
1	Ausgleichsschicht ¹⁾	nicht erforderlich	ggf. ⁷⁾ erforderlich	ggf. ⁷⁾ erforderlich	ggf. ⁷⁾ erforderlich
2	Gasdränschicht ¹⁾	nicht erforderlich	nicht erforderlich	ggf. ⁸⁾ erforderlich	ggf. ⁸⁾ erforderlich
3	Erste Abdichtungskomponente	nicht erforderlich	erforderlich ²⁾	erforderlich ²⁾	erforderlich ³⁾
4	Zweite Abdichtungskomponente	nicht erforderlich	nicht erforderlich	erforderlich ²⁾	erforderlich ³⁾
5	Dichtungskontrollsystem	nicht erforderlich	nicht erforderlich	nicht erforderlich	erforderlich
6	Entwässerungsschicht ⁴⁾ d ≥ 0,30 m, k ≥ 1x10 ⁻³ m/s, Gefälle > 5 %	nicht erforderlich	erforderlich	erforderlich	erforderlich
7	Rekultivierungsschicht/ technische Funktionsschicht	erforderlich	erforderlich	erforderlich	erforderlich

¹⁾ Die Ausgleichsschicht kann bei ausreichender Gasdurchlässigkeit und Dicke die Funktion der Gasdränschicht nach Nummer 2 mit erfüllen.

²⁾ Werden Abdichtungskomponenten aus mineralischen Materialien verwendet, darf deren rechnerische Permeationsrate nicht größer sein als die einer 50 cm dicken mineralischen Dichtung mit einem Durchlässigkeitsbeiwert von $k \leq 5 \times 10^{-9}$ m/s bei einem Druckgradienten von $i = 30$ (Laborwert nach DIN 18130-1, Ausgabe Mai 1998, Baugrund – Untersuchung von Bodenproben; Bestimmung des Wasserdurchlässigkeitsbeiwerts – Teil 1: Laborversuche) und einen permanenten Wasserüberstau von 0,30 m einhalten. Abweichend von Satz 1 können mineralische Abdichtungskomponenten, deren Wirksamkeit nicht mit Durchlässigkeitsbeiwerten beschrieben werden kann, eingesetzt werden, wenn sie im fünfjährigen Mittel nicht mehr als 20 mm/Jahr Durchfluss aufweisen. Werden Kunststoffdichtungsbahnen als Abdichtungskomponente eingesetzt, darf ihre Dicke 2,5 mm nicht unterschreiten.

³⁾ Werden Abdichtungskomponenten aus mineralischen Materialien verwendet, darf deren rechnerische Permeationsrate nicht größer sein als die einer 50 cm dicken mineralischen Dichtung mit einem Durchlässigkeitsbeiwert von $k \leq 5 \times 10^{-10}$ m/s bei einem Druckgradienten von $i = 30$ (Laborwert nach DIN 18130-1, Ausgabe Mai 1998, Baugrund – Untersuchung von Bodenproben; Bestimmung des Wasserdurchlässigkeitsbeiwerts – Teil 1: Laborversuche) und einen permanenten Wasserüberstau von 0,30 m einhalten. Abweichend von Satz 1 können mineralische Abdichtungskomponenten, deren Wirksamkeit nicht mit Durchlässigkeitsbeiwerten beschrieben werden kann, eingesetzt werden, wenn sie im fünfjährigen Mittel nicht mehr als 10 mm/Jahr Durchfluss aufweisen. Werden Kunststoffdichtungsbahnen als Abdichtungskomponente eingesetzt, darf ihre Dicke 2,5 mm nicht unterschreiten.

Abbildung 2-5: Komponenten für den Aufbau des Oberflächenabdichtungssystems (Bundesgesetzblatt, 2009, S.918)

Nach Anhang 1 der DepV ist das Abdichtungssystem so herzustellen, dass die Funktionserfüllung der einzelnen Komponenten und des Gesamtsystems unter allen äußeren und gegenseitigen Einwirkungen über einen Zeitraum von mindestens 100 Jahren nachgewiesen ist.

Für die Deponieklasse II sind zwei Abdichtungskomponenten erforderlich. Diese dürfen frei gewählt werden, müssen jedoch dem Stand der Technik entsprechen (vgl. Anhang 1 Punkt 2.1 und 2.1.1).

Anstelle eines Abdichtungssystems ist nach der neuen DepV, der Einbau einer Wasserhaushaltsschicht erlaubt. Allerdings nur wenn der Deponiebetreiber, Maßnahmen zur Beschleunigung der biologischen Abbauprozesse und zur Verbesserung des Langzeitverhaltens nachweislich erfolgreich durchgeführt oder durchgeführt hat.

Zu diesen Maßnahmen gehören eine gezielte Befeuchtung durch Infiltration von Wasser oder die Belüftung oder eine Kombination der Verfahren. Allerdings müssen gewisse Mindestanforderungen erfüllt werden (§25 Abs.4).

Nach TAsi war die Infiltration von Wasser in den Deponiekörper verboten.

3. Luxemburger Deponieverordnung

Da das Untersuchungsobjekt sich in Luxemburg befindet, soll noch kurz auf die Großherzogliche Verordnung zur Abfalldeponierung von 2003 eingegangen werden. Es wird hier unterschieden in 4 Deponietypen:

- Deponie für gefährliche Abfälle (entspricht DK III),
- Deponien für nicht gefährliche Abfälle (entspricht DK II),
- Deponien für Inertabfälle Typ I,
- Deponien für Inertabfälle Typ II.

Die letzten beiden entsprechen der Deponieklasse I. Für diese Deponietypen werden keine Vorschriften zur Oberflächenabdichtung gemacht.

Der Aufbau der Oberflächenabdichtung für Deponien für nicht gefährliche und gefährliche Abfälle, der in dieser Verordnung vorgeschrieben wird, entspricht dem der TASI. Aufzubringen ist diese am Ende des Betriebs der Deponie oder eines Teiles der Deponie. Nach dieser Verordnung sind auch Alternativen zugelassen, wenn ein Gleichwertigkeitsnachweis erfolgt.

2.3.2 Aufbau Oberflächenabdichtung und Abdeckung

Generell wird zwischen Oberflächenabdichtungen und –abdeckungen unterschieden. Abdichtungen bestehen aus mehreren Komponenten, wobei die wichtigste das Abdichtungssystem ist. Nach der bis 2009 gültigen TA Siedlungsabfall war als Abdichtungssystem eine Kombinationsabdichtung mit Kunststoffdichtungsbahn und mineralischer Dichtung vorgeschrieben. Von diesem System konnte nur dann abgewichen werden, wenn gleichwertige Alternativen vorgewiesen werden konnten. In den letzten 20 Jahren wurde eine Reihe von Alternativen zur Kombinationsabdichtung entwickelt und in Testfeldern umfangreich untersucht. Dazu gehören Kapillarsperren, Bentonitmatten, Asphalt, bindige und modifizierte mineralische Dichtungen.

Die Hauptkomponenten von Abdichtungen sind:

1. Bewuchs

- bietet Schutz vor Wind und Wassererosion und
- Maximierung der Verdunstung, dadurch Minimierung der Sickerwassermenge (Hirschmann & Melchior, 2003).

Die Vegetationsform Wald trägt aufgrund ihrer Interzeptions- und Transpirationsleistung am meisten zur Sickerwasserminimierung bei (Böneck, 1995). Welche Einfluss die unterschiedlichen Vegetationstypen auf die Sickerwassermenge haben, wird in Kapitel 2.4.2 näher diskutiert.

2. Rekultivierungsschicht

- dient dem Bewuchs als Lieferant für Nährstoffe und Wasser sowie Verankerung,
- Schutz vor mechanischen Einwirkungen,
- Dämpfung der atmosphärischen Temperaturschwankungen und Frostschutz,
- Schutz von schrumpfungsempfindlichen Abdichtungsschichten vor Wasserverlust,
- Vorbeugung gegen das Einwachsen von Pflanzenwurzeln in die Entwässerungsschicht und in die Abdichtung,
- Schutz der Entwässerungsschicht und der Abdichtung vor Tieren und
- Schutz vor Erosion (GDA E 2-31, 2006).

In den letzten Jahren wurde vor allem der Rekultivierungsschicht viel Aufmerksamkeit geschenkt, da sie als langfristiges Sicherungselement für Deponien immer mehr an Bedeutung gewinnt. Rekultivierungsschichten mit optimiertem Wasserhaushalt (sog. Wasserhaushaltsschichten) können die Sickerwassermengen unter geeigneten klimatischen Bedingungen auf ein Minimum reduzieren. Dazu sind folgende Anforderungen zu erfüllen:

- geeignete Substrate mit Steinanteilen <30 Vol. %,
- geringe Trockenraumdichten,
- keine horizontalen Schichtungen um eine intensive Durchwurzelung zu ermöglichen,
- hohe Wasserspeicherkapazität,
- ausreichendes Infiltrationsvermögen und gute Wasserleitfähigkeit für eine nachhaltige Wasserversorgung,
- stockwerkartig aufgebaute Bestände mit hoher Interzeptionsverdunstung und Transpiration und
- wenn möglich Anteile von immergrünen Gehölzarten, die auch eine hohe Interzeptionsverdunstung außerhalb der Vegetationszeit ermöglichen (Haubrich & Wattendorf, 2002)

Als geeignete Bodenarten kommen schluffige und schluffig-lehmige Sande, Schluffe und sandige schluffige Lehme mit Tongehalten <25% in Frage. Die Mächtigkeit sollte zwischen 1,5 und 3,0 m betragen. Für das Rekultivierungsziel Wald sollte die Mächtigkeit über 2m liegen.

Zudem sollte die Rekussschicht aus 2 Lagen bestehen, dem humushaltigem Oberboden und dem Unterboden der meist sehr wenig oder keine organische Substanz enthält (Melchior, 2002).

3. Entwässerungsschicht

Sie soll:

- die Bildung von Staunässe oberhalb Dichtungsschicht verhindern und
- eine ausreichende Versorgung der Wurzelbereiche mit Sauerstoff gewährleisten

Die Entwässerungsschicht kann aus mineralischen Materialien bestehen oder aus geosynthetischen Drainmatten.

4. Dichtungsschicht

Als Dichtungsschicht kommen folgende Elemente in Frage:

- Mineralische Abdichtungen,
- Kunststoffdichtungsbahnen,
- Bentonitmatten,
- Kapillarsperren und
- Asphaltabdichtungen.

Die Kunststoffdichtungsbahn besteht aus PEHD und hat eine Dicke von 2,5 mm. Es kann zwischen glatten, sandrauh und strukturierten Bahnen unterschieden werden (Melchior, 1999).

Bei Bentonitmatten handelt es sich um vernähte und vernadelte Produkte mit ein oder zwei Lagen Bentonit. Im gequollenen Zustand erzielen sie eine Dichtungswirkung, die einer mineralischen Dichtungsschicht mit Durchlässigkeitsbeiwerten von $5 \cdot 10^{-9}$ m/s entspricht (Bräcker, 2002).

Kapillarsperren bestehen aus zwei Schichten von durchlässigen Lockersedimenten. Die Grenzfläche zwischen der oberen feinkörnigen Schicht, der Kapillarschicht, und der unteren grobkörnigen Schicht, dem Kapillarblock, stellt die eigentliche Sperre dar. Im ungesättigten Zustand bildet das in die obere Schicht infiltrierende Wasser Kapillarmeniskens aus. Die Oberflächenspannung der Menisken und die sehr geringe ungesättigte Wasserleitfähigkeit im Kapillarblock verhindern, das Eindringen von Wasser in die grobkörnige Schicht (Meggyes, 1994).

Die mineralische Dichtungsschicht besteht aus den Bodengruppen Tone, Schluffe ggf. Sande mit schluffigem oder tonigem Feinkornanteil. Der Feinstkorngehalt (<2 μ m) muss mindestens 20 Gew. % betragen. Der Anteil der Tonminerale muss bei 10 % liegen (Welling, 1998).

Die Dichtsysteme können in Einfach-, Doppel- oder Verbundabdichtungen eingesetzt werden (Melchior,

1999).

5. Ggf. Gasdränschicht und Ausgleichschicht.

Die Anforderungen an diese Komponenten sind in der DepV im Anhang 1 zusammengefasst.

Im Gegensatz zu Abdichtungen bestehen Abdeckungen meist nur aus mehreren cm mächtigem Bodenmaterial, das als Bewuchs- und Rekultivierungsschicht dient. Abdeckungen sind im Gegensatz zu Abdichtungen wasserdurchlässig.

Man unterscheidet zwischen temporären und qualifizierten Abdeckungen.

Temporäre Abdeckung

Diese wird aufgebracht wenn nach der Verfüllung eines Deponieabschnittes noch große Setzungen zu erwarten sind. Sie soll solange funktionieren bis die Hauptsetzungen abgeklungen sind.

Qualifizierte Abdeckung

Sie besteht aus einem System von ein- oder mehrlagigen Abdeckschichten mit geringer Durchlässigkeit sowie einer Rekultivierungsschicht mit Vegetationsdecke, mit dem eine maximale Rückhaltung bzw. Verdunstung des Niederschlages erreicht werden soll. Die Abdeckschicht sollte mindestens 30 cm und einen kf Wert von $>10^{-7}$ m/s besitzen. Die Rekuschiicht soll aus mindestens zwei Schichten aufgebaut sein (Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, 1998).

Die Mächtigkeit der Abdeckung hat großen Einfluss auf die Sickerwassermengen. Bei geringmächtigen Abdeckungen ist der Sickerwasseranfall am höchsten. Nimmt die Mächtigkeit zu, so nimmt die Sickerwassermenge ab. Einfache Bodenabdeckungen mindern nur in den Sommermonaten den Niederschlagseintrag (Spillmann, 1994).

Nach Meinung von Egloffstein et al. (1995) kann durch eine zielgerechte Ausgestaltung und Dimensionierung von Abdeckungen und Rekuschiichten deren Wirkungsgrad gesteigert werden. Dieses Ziel kann durch geringe Durchlässigkeit, hohe nutzbare Feldkapazität, eine gewisse Neigung und eine Bepflanzung mit hoher Interzeption und Transpiration sowie durch eine auf den Wurzelraum abgestimmte Mächtigkeit erreicht werden.

Bei einer stark positiven Wasserbilanz ($N \gg ET$) empfiehlt sich grundsätzlich keine Abdeckung während in Gebieten mit negativer Wasserbilanz ($N < ET$) bei sachgerechter Gestaltung im langjährigen Mittel durchaus sehr geringe Durchsickerungsraten erreichbar sind (Egloffstein et al. 1995).

Aus wasserhaushaltlicher Sicht lassen sich Oberflächensicherungssysteme wie folgt systematisieren (Dunger, 2007):

- erkennbare, meist einschichtige Oberflächenabdeckung mit Rekultivierungsmaterialien ohne besondere wasserhaushaltliche Anforderung für Halden und Deponien ohne Gefährdungspotential,
- qualifizierte, ein- und mehrschichtige Abdeckung mit gut wasserspeicherfähigen, bewuchsfördernden Rekultivierungsmaterialien und ggf. integrierter Hemmschicht z.B. Altablagerungen (Halden, Altdeponien), von denen kaum noch eine Gefährdung ausgeht,
- mehrschichtige Abdichtungssysteme, in die wasserhaushaltlich recht verschieden wirksame Schichten integriert sind für Ablagerungen mit spürbarem Gefährdungspotential.

2.3.3 Wasserhaushalt Rekultivierungsschicht

Die Rekultivierungsschicht hat in den letzten Jahren als langfristiges Sicherungselement in Bezug auf die Oberflächensicherung von Deponien deutlich an Bedeutung zugenommen. Mit einem optimal gestalteten Wasserhaushalt kann bereits durch die Rekultivierungsschicht die Sickerwassermenge deutlich reduziert werden.

Besonders wichtig ist in dieser Hinsicht ein hohes Wasserspeichervermögen.

Diese Vermögen wird in der Bodenkunde durch die drei folgenden Parameter beschrieben:

- **Feldkapazität (FK):** Wassergehalt in Vol. % oder mm/m, bei dem das in den Poren des Bodens gespeicherte Wasser gegen die Schwerkraft gehalten werden kann. Die zugehörige Wasserspannung liegt bei 6 kPa (pF 1,8); der zugehörige Porendurchmesser bei 50µm.
- **Permanente Welkepunkt (PWP):** Wassergehalt in Vol. % oder mm/m, bei dem das in den Poren gespeicherte Wasser von der Saugspannung der Pflanzen nicht mehr erfasst werden kann. Dies hat eine irreversible Welkung der Pflanzen zur Folge. Die zugehörige Wasserspannung liegt bei ca. 1600 kPa (pf 4,2); der zugehörige Porendurchmesser liegt bei 0,2µm.
- **Nutzbare Feldkapazität (nFK):** bildet die Differenz aus der Feldkapazität und dem permanenten Welkepunkt. Dies ist der Anteil des Porenvolumens, der in der Lage ist Wasser längerfristig zu speichern und an die Pflanzen abzugeben. Dies sind die Poren von 0,2 bis 50µm (Polednik et al., 2010).

Das Wasserhaltevermögen ist vor allem von der Bodenart abhängig. Umso feinkörniger der Boden ist, desto höher ist auch seine Feldkapazität. Allerdings ist hier auch der Permanente Welkepunkt sehr hoch. Deshalb ist die nutzbare Feldkapazität eher gering. Optimal sind Böden mit einem großen Anteil von Mittel- und engen Grobporen (Polednik et al., 2010).

Abbildung 2-6 zeigt die pF- Kurve verschiedener Bodenarten.

Im Gegensatz zum Sand- und Tonboden zeigt der Schluffboden die höchste Spannweite des Wassergehaltes und somit auch das höchste Wasserspeichervermögen. Sandböden haben die geringste nutzbare Feldkapazität.

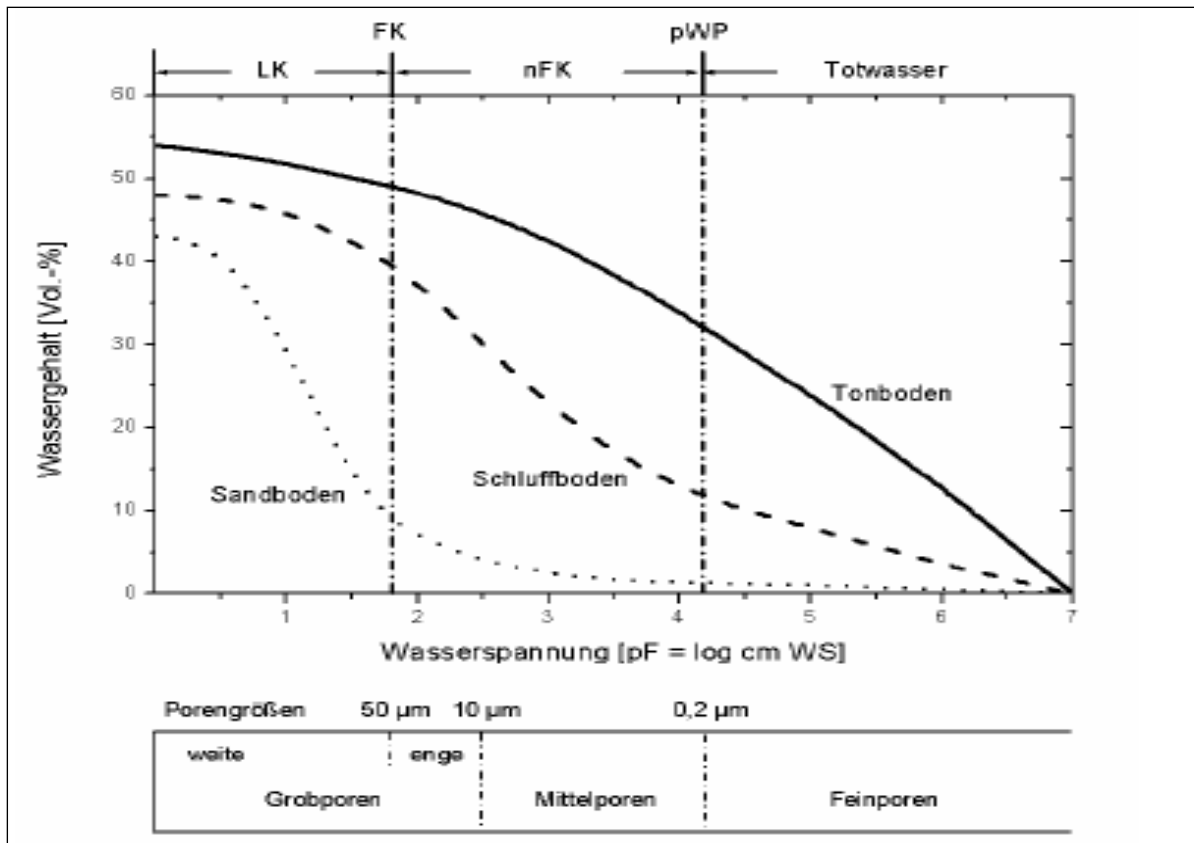


Abbildung 2-6: Wasserspannungskurve in Abhängigkeit vom Wassergehalt für verschiedene Böden (aus Melchior, 2001b, S.29)

Zur Bilanzierung des Wasserhaushaltes einer Rekussschicht müssen folgende Parameter berücksichtigt werden:

- Niederschlag,
- Oberflächenabfluss,
- Verdunstung,
- Transpiration über Pflanzen,
- Abfluss in die Drainage,
- Kapillarer Aufstieg aus der Drainschicht und
- Porenwasservolumen (Polednik et al., 2010).

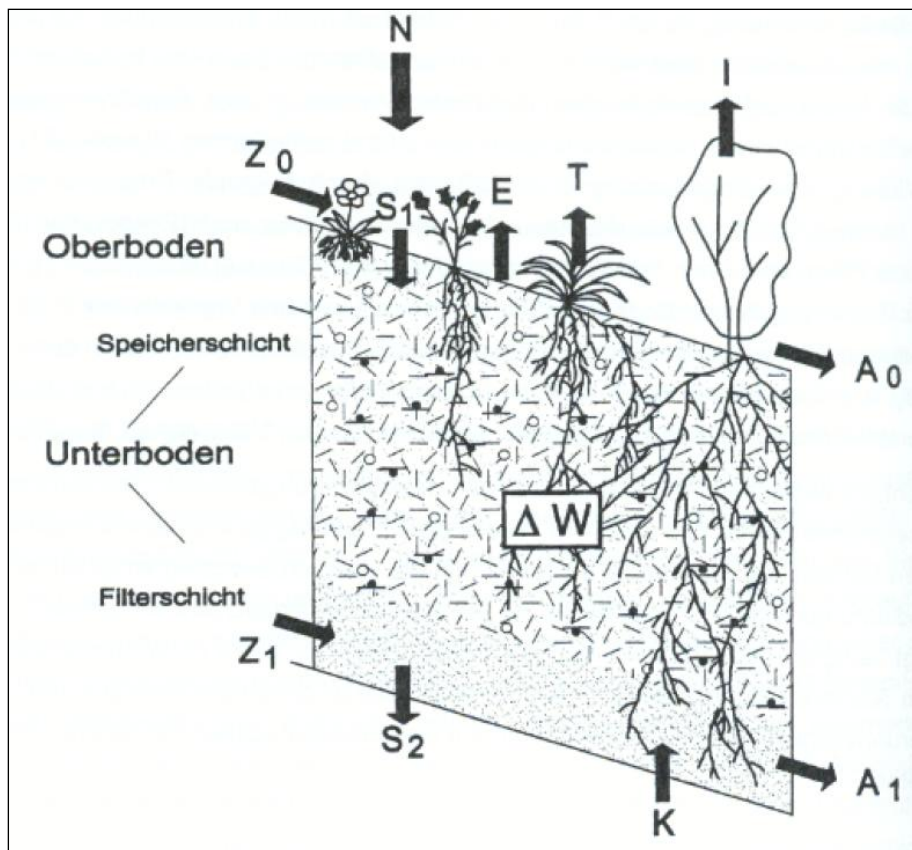


Abbildung 2-7: Wasserhaushalt einer Rekultivierungsschicht (aus: Melchior, 2001b, S. 28)

In Abbildung 2-7 ist der Wasserhaushalt einer Rekultivierungsschicht schematisch dargestellt. Der Eintrag von Wasser in das System erfolgt über flüssige und feste Niederschläge (N). Durch den Niederschlag werden die Bodenoberfläche und die Pflanzen benetzt und von dort aus kann das Wasser durch Interzeption (I) wieder verdunstet. Das restliche Wasser versickert in den Boden (S1) oder fließt auf der Oberfläche ab (A0). Das in den Boden infiltrierende Niederschlagswasser bewirkt eine Erhöhung des Bodenwasserspeichers ΔW . Vom Oberhang lateral zufließendes Wasser (Z1) trägt ebenfalls dazu bei. Zur Verringerung des Bodenwassers kommt es durch folgende Prozesse: Evaporation (E), Transpiration (T), lateraler Abfluss im Boden parallel zur Bodenoberfläche (A1) und vertikale Versickerung in die nächst tiefere Bodenschicht (S2). Durch kapillaren Aufstieg in den Trockenphasen aus den tieferen Bodenschichten kann den Wasserverlust der Rekultivierungsschicht durch Verdunstung entgegengewirkt werden (K) (Melchior, 2001b).

In niederschlagsreichen Perioden fällt idealerweise ein Wasserüberschuss an, der im Porenvolumen gespeichert wird. Bei Überschreitung der Feldkapazität entsteht ein Abfluss über die Drainschicht. In Trockenzeiten wird der Wasserentzug durch Verdunstung und Transpiration aus dem Porenwasservolumen gespeist (Polednik et al., 2010).

Durch folgende Bedingungen lässt sich ein günstiger Wasserhaushalt fördern (Polednik et al, 2010):

- Hohe Infiltrationsleistung der Oberbodenzone, damit ein möglichst hoher Anteil des Niederschlages die Rekultivierungsschicht speist,
- Große Mächtigkeit der Rekultivierungsschicht und eine hohe nutzbare Feldkapazität, damit möglichst viel Wasser langfristig gespeichert werden kann,
- Angepasstes Pflanzeninventar, das durch eine gute Transpirationsleistung die Tiefensickerung begrenzt, jedoch die Rekultivierungsschicht in Trockenzeiten nicht zu stark belastet.

2.3.4 Wasserhaushaltsbilanzierung von Oberflächenabdichtungen/-abdeckungen

Der Wasserhaushalt des Oberflächenabschlusses hat entscheidenden Einfluss auf den Wasserhaushalt des Deponiekörpers und somit auf dessen Emissionsverhalten.

Je höherwertiger der Oberflächenabschluss ist, desto weniger Wasser kann in den Deponiekörper eindringen.

Ist noch viel Organik im Deponiekörper vorhanden, kann Wassermangel zu großen Problemen führen. Die biologischen Abbauprozesse laufen nur bei optimalen Wassergehalten vollständig ab. Durch fehlendes Wasser trocknet der Deponiekörper aus, die Abbauprozesse werden gehemmt und es kommt zu einer Mumifizierung des Deponiekörpers.

Die Emissionen, die von einer Deponie ausgehen bleiben somit dauerhaft erhalten.

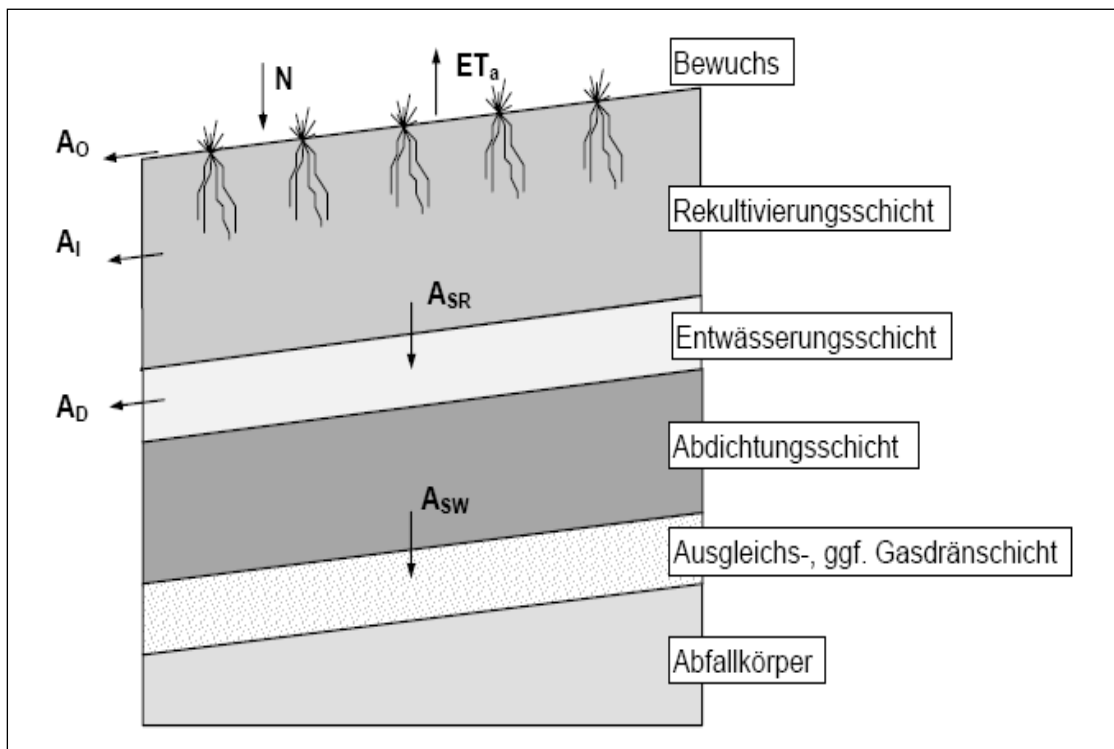


Abbildung 2-8: Schema zum Wasserhaushalt einer Oberflächenabdichtung (aus: GDA E 2-30, 2003, S. 2)

In Abbildung 2-8 ist der Wasserhaushalt einer Oberflächenabdichtung schematisch dargestellt. Für Oberflächenabdichtungen/- abdeckungen gilt folgende Wasserhaushaltsgleichung:

$$N = ETR + A_0 + A_l + A_d + A_{sw} + (R - B) \quad [\text{mm}] \quad (\text{Gleichung 2-3})$$

Wobei

- N Niederschlag
- ETR reale Evapotranspiration
- A_0 Oberflächenabfluss
- A_l lateraler Abfluss
- A_d Abfluss aus der Drainageschicht
- A_{sw} Abfluss aus der Abdichtungsschicht
- R-B Rückhalt – Aufbrauch

Die Größen werden in der Regel als Höhe einer Wasserschicht (in mm) über einer horizontalen Fläche, also als Volumen je Flächeneinheit, ausgedrückt (GDA E 2-30, 2003).

Obenstehende Gleichung beschreibt eigentlich den Wasserhaushalt einer Oberflächenabdichtung. Wird sie bei Oberflächenabdeckungen angewandt, entfällt der Abfluss aus der Abdichtschicht, da diese bei Abdeckungen nicht vorhanden ist.

Der Wasserhaushalt von Oberflächensicherungen kann durch verschiedene Möglichkeiten gesteuert werden. Näheres dazu siehe in Kapitel 2.3.6.

2.3.5 Parameter des Wasserhaushalts

1. Niederschlag

Der Niederschlag ist die maßgebliche Eingangsgröße des Wasserhaushaltes. Seine räumliche und zeitliche Verteilung unterliegt erheblichen Schwankungen (GDA E 2-30, 2003).

Er ist von allen Parametern am einfachsten zu bestimmen. Gemessen wird er mit Niederschlagsmessern oder -schreibern. Leider treten dabei eine Reihe von Messfehlern auf (Häckel, 1996).

2. Reale Evapotranspiration

Der Begriff setzt sich zusammen aus der Evaporation, der Verdunstung von freien Wasseroberflächen oder benetzten Oberflächen und der Transpiration, der Abgabe von Wasserdampf durch die Organismen.

Der Begriff beinhaltet ebenfalls die Interzeption, die Verdunstung von Niederschlagswasser, das von Blattoberflächen bzw. vom Kronendach der Bäume wieder verdunstet, bevor es die Bodenoberfläche erreicht. Nadelwälder sind das ganze Jahr über belaubt deshalb besitzen sie die höchsten Interzeptionswerte (Böneckel, 1995). In Tabelle 2-2 ist der Einfluss der Vegetationsart auf die Evapotranspiration dargestellt.

Vegetationsart	Durchschnittliche jährliche reale Evapotranspiration in mm/a
Immergrüner Nadelwald (mittelalt/alt)	Ca. 600-700
Laubwald (alt)	Ca. 500-600
Geschlossener Buschbestand	Ca. 500-600
Grünlandvegetation (Gräser und Kräuter)	Ca. 450-550
Ackerkulturen	Ca. 400 -500

Tabelle 2-2: Einfluss der Vegetationsart auf die Evapotranspiration (nach GDA E 2-32, 2000)

Die Transpiration lässt sich durch optimale Wasseraufnahme aus dem Boden durch eine möglichst intensive, stockwerksartig aufgebaute und nahezu über die ganze Rekultivierungsschicht wurzelnde Bepflanzung erreichen (Egloffstein et al., 1995).

Im Frühjahr und Sommer findet größtenteils Transpiration statt.

3. Oberflächenabfluss

Damit wird der Teil des Niederschlages bezeichnet, der nicht in den Boden versickert sondern oberflächlich abfließt. Seine Entstehung ist abhängig von:

- der Niederschlagsmenge und der Intensität des Niederschlages,
- der Interzeption,

- der Schneebildung/Schneesmelze,
- der Infiltrationsrate,
- der Geländeneigung,
- der Bodenfeuchte/Bodenfrost und
- der Oberflächenbeschaffenheit/Vegetation (Frères, 2002).

Oberflächenabfluss wird im Wesentlichen durch 3 Prozesse gebildet (Dunger, 2007):

- HORTON'scher Oberflächenabfluss: Entstehung bei Überschreiten der Infiltrationskapazität der Bodenoberfläche durch die Niederschlagsintensität, folglich Aufsättigung von oben,
- Sättigungsflächenabfluss: Oberflächenabfluss von Flächen, die sich von unten nach oben auf sättigen und
- Wiederaustreten von Wasser, das bereits infiltriert, versickert und hypodermisch abgefließen ist, an der Bodenoberfläche bzw. im Oberflächengewässer.

Je höher die Niederschlagsintensität, umso größer ist der Oberflächenabfluss (Frères, 2002).

Der jährliche Oberflächenabfluss von rekultivierten, gut bewachsenen Deponien ist meistens gering (GDA E 2-30, 2003).

Von Egloffstein et al. (1995) werden für Gras gedüngt ca. 0,1%, für Gras ungedüngt ca. 2,8% und im unbewachsenen Zustand ca. 8,4% des Jahresniederschlags als Oberflächenabfluss angegeben.

4. Zwischenabfluss

Als Zwischenabfluss wird der Teil des Niederschlages bezeichnet, der lateral in der Rekultivierungsschicht abfließt ohne die Entwässerungsschicht zu erreichen (GDA E 2-30, 2003).

5. Drainabfluss

Der Drainabfluss ist der Teil an der Durchsickerung der Rekultivierungsschicht, der in der Entwässerungsschicht abfließt und aus dem System entfernt wird (GDA E 2-30, 2003).

6. Sickerwasserbildung

Das Wasser, das durch die Abdichtungsschicht hindurchsickert, tritt in den Abfallkörper ein und wird zu Deponiesickerwasser (GDA E 2-30, 2003).

7. Vorratsänderung

Sie beschreibt die Veränderung des Wassergehaltes der Schichten der Oberflächenabdichtung während des Beobachtungszeitraumes (GDA E 2-30, 2003).

2.3.6 Einflussfaktoren auf den Wasserhaushalt von Abdeckungssystemen

Qualität und Gestaltung der Abdeckungen haben erheblichen Einfluss auf deren Wasserhaushalt und auf die Sickerwassermengen der Deponien. Eine Oberflächenabdeckung besteht häufig nur aus einer Rekultivierungsschicht und dem Bewuchs.

Oberflächenabdichtungen hingegen bestehen aus mehreren Komponenten, wobei die Wichtigste das Abdichtungssystem ist. Als Abdichtungssystem kommen Kapillarsperren, Kunststoffdichtungsbahnen, Bentonitmatten etc. zum Einsatz.

Abdeckungen haben auf Grund ihres fehlenden Dichtungssystems meist einen höheren Sickerwasserabfluss zur Folge.

In Abbildung 2-9 sind die Hauptsteuerelemente zur Beeinflussung des Wasserhaushaltes von Oberflächensicherungen dargestellt.

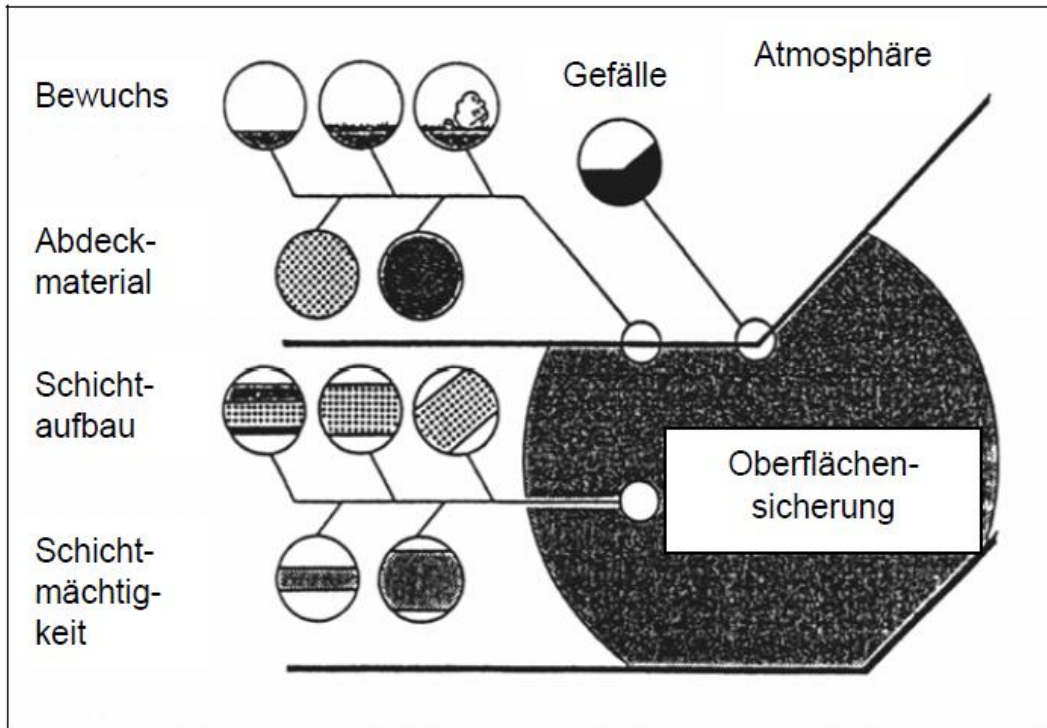


Abbildung 2-9: Hauptsteuerelemente zur Beeinflussung des Wasserhaushaltes von Oberflächensicherungen dargestellt (aus Dunger, 2007, S.89)

1. Art und Mächtigkeit der Abdeckung:

Krümpelbeck (2000) kam bei ihrem Vergleich unterschiedlicher Abdeckungen zu den in Abbildung 2-10 dargestellten Ergebnissen.

Oberflächenabdeckung/-abdichtung	Anzahl untersuchter Standorte	Sickerwasserabfluss A_b [als % von N]
• geringmächtige Bodenabdeckung	22	25 – 60
• Bodenabdeckung mit stärkerer Mächtigkeit	29	15 – 40
• mineralische Oberflächenabdichtung	17	10 - 40
• Kunststoffdichtungsbahn, Bentonitmatte	8	k.A.

Abbildung 2-10: Sickerwassermengen verschiedener Oberflächenabdeckungen/- abdichtungen (aus Heyer, 2003, S.26)

In einer Untersuchung von Krümpelbeck et al. (1998, zitiert in Drees, 2000) wurde der relative Sickerwasseranfall in Abhängigkeit von der aufgetragenen Rekultivierungsschicht weiter differenziert. Die Ergebnisse sind in Abbildung 2-11 dargestellt. Wie die Ergebnisse zeigen, kommt es bei rein sandigen bzw. geringmächtigen Rekultivierungsschichten zu den höchsten Sickerwasserabflüssen.

Altdeponien	Rekultivierung	Sickerwasser in [%] vom Niederschlag
A	0,5 m Formsand, 0,9 m Mutterboden	15 – 20
B	0,3 m Formsand, 15 cm Oberboden, 5 % Gefälle	7 – 14
C	0,1 m Sand	28 – 55
I	0,3 m Ton	14 – 22
M	bis zu 2,5 m Boden	15 – 28
N	1 - 3 m Lehmboden, Gefälleausbildung	14 – 20
T	Dünne Bodenlage (Aussage des Betreibers)	89 – 95
W	Mineralische Abdichtung	geschätzt 10 – 20

Abbildung 2-11: Relativer Sickerwasseranfall aus Altdeponien in Abhängigkeit von der aufgetragenen Rekultivierungsschicht (aus Drees, 2000, S. 63)

Schnatmeyer (1998) untersuchte den Wasserhaushalt von Testfeldern auf einer Gichtstaubdeponie in Luxemburg. Sie ermittelte für einfache Bodenabdeckungen mit einer Mächtigkeit von 0,75m einen Sickerwasseranfall von 32-38% des Niederschlages.

Außerdem untersuchte sie den Wasserhaushalt unterschiedlicher Abdichtungssysteme. Für einfache mineralische Tondichtungen lag der Sickerwasserabfluss zwischen 1,1 und 1,5 % des Niederschlages, für die Kapillarsperre zwischen 11,6 und 14,7 % des Niederschlages und für die Bentonitmatte zwischen 0,2 und 0,6 % des Niederschlages.

In Deutschland laufen derzeit zahlreiche Untersuchungen von Oberflächenabdichtungssystemen anhand von Testfeldern. In Abbildung 2-12 sind zusammenfassend einige Standorte und die wichtigsten Ergebnisse der verschiedenen Testfelder dargestellt.

Projekt / Standort	Art der untersuchten Oberflächenabdichtung	Literaturquelle
Deponie HH-Georgswerder	<ul style="list-style-type: none"> • feinkornmineralische Dichtung unter 0,75m Rekultivierungsschicht: Versagen nach 5 Jahren. • Bentonitmatten unter 0,3m Reku.: Versagen nach 2 Jahren 	Melchior et al, 2002
Schlickdeponie HH-Francop	<ul style="list-style-type: none"> • Dichtung aus Hafenschlick unter 0,8m Rekultivierungsschicht: Versagen nach 5 Jahren 	Gröngröft et al, 2002
Deponie Karlsruhe-West	<ul style="list-style-type: none"> • 1,0m Reku; feinkornmineralische Dichtung; Kapillarsperre: Versagen der mineral. D. nach 7 Jahren 	Giurgea & Hötzl, 2004
Deponie „Im Dienstfeld“ / Aurach	<ul style="list-style-type: none"> • 1,0m Reku; Bentonitmatte: zunehmende Durchsickerung nach 4 Jahren • 1,5m bzw. 2,0m Reku; tonmineral. D: nach 5 Versuchsjahren noch keine Verschlechterung der Dichtung 	Henken-Mellies & Schweizer, 2007
Dillinger Hütte, Saarland	<ul style="list-style-type: none"> • 1,0m Reku; unterschiedliche mineralische und technische Dichtungskomponenten; nach 6 Jahren generell gute Abdichtungswirkung; bei feinkornmineralischer Dichtung Tendenz zu höheren Durchlässigkeiten. • 2,0m Reku als einzige Komponente: nur ca. 3% Durchsickerung 	Arlt & Wolsfeld, 2008
Deponie Heinersgrund	<ul style="list-style-type: none"> • 1,5m Reku; Kapillarsperre: nach 6 Jahren: gleich bleibend befriedigende Wirksamkeit 	Brühl, 2006
Deponie Kuhstedt	<ul style="list-style-type: none"> • 1,5m Reku; tonmineral. Dichtung: nach 6,5 Versuchsjahren noch volle Wirksamkeit • 1,5m Reku; Bentonitmatte: nach 6,5 Versuchsjahren noch volle Wirksamkeit • 1,5m Reku; Kapillarsperre: wegen geringer Hangneigung und Stauhorizont in der Reku: eingeschränkte Wirksamkeit der Kapillarsperre 	BMBF / KO-RA, 2008
Deponie Deetz	<ul style="list-style-type: none"> • jeweils 1,0 m Reku, darunter unterschiedliche Dichtungskomponenten; nach 3 Versuchsjahren noch keine eindeutigen Aussagen erkennbar. 	Melchior et al, 2006
Hausmülldeponien in Bayern	Auswertung des Sickerwasseranfalls von mineralisch endabgedichteten Hausmülldeponien: Sickerwasserbildung ca. 10 – 15% vom Niederschlag	Huber, 2003

Abbildung 2-12: Zusammenfassung der Ergebnisse von Testfeldern mit unterschiedlichen Oberflächenabdeckungssystemen (aus Henken-Mellies, 2009, S.80)

Im Folgenden werden die Ergebnisse einiger Testfelder detaillierter dargestellt.

Melchior (1993) untersuchte den Wasserhaushalt verschiedener Oberflächenabdichtungen auf der Deponie Hamburg- Georgswerder. Seit 1988 werden dort bereits Untersuchungen durchgeführt. Dazu gehörten mineralische Dichtungen aus Geschiebemergel, Kombinationsdichtungen aus einer Kunststoffdichtungsbahn und eine Verbunddichtung aus Geschiebemergel über Kapillarsperre sowie Bentonitmatten.

Er stellte fest, dass die Wirksamkeit der untersuchten bindigen Dichtungen und Bentonitmatten innerhalb weniger Jahre stark nachgelassen hat. Nach dieser Alterungsphase lag die Jahresdurchsickerung je nach Witterungsverlauf zwischen 90 und 220 mm/a. Die Kombinationsabdichtungen zeigen demgegenüber den erwarteten hohen Wirkungsgrad, es werden im

Mittel nur rund 2 mm/a unter den Dichtungen als Abfluss aufgefangen. Auch die Kapillarsperre hat sich gut bewährt. Hier liegt der Abfluss bei 17,6 mm/a (Melchior et al., 2007b).

Auf der Deponie Aurach (Henken-Mellies & Gartung, 2002, Henken-Mellies, 2005 und Henken-Mellies, 2007) werden verschiedene Oberflächenabdeckungen auf ihren Wasserhaushalt hin untersucht. Dazu gehören eine einfache mineralische Abdeckung mit einer Mächtigkeit von 1,5 m, zwei Testfelder mit mineralischen Abdichtungen mit unterschiedlich mächtiger Rekuschicht (1,5 und 2m) und ein Abdichtungssystem mit Bentonitmatte und 1 m Rekuschicht.

Für die 1,5 m mächtige einfache mineralische Abdeckung wurde innerhalb des 4-jährigen Untersuchungszeitraums ein Sickerwasserabfluss von 23% des Niederschlages gemessen (Henken-Mellies & Gartung, 2002).

Das Testfeld mit der 1,5 m hohen Rekuschicht zeigte einen Abfluss von 16,2 % N, das mit der 2,0 m Rekuschicht von 15,8 % N. Durch die Erhöhung der Schicht um 0,5 m ist also keine deutliche Verringerung der Abflüsse zu erreichen. Im Vergleich mit der 1 m mächtige Rekultivierungsschicht, die einen Abfluss von 33% N zeigt, ist jedoch eine deutliche Verringerung zu erkennen. Allerdings ist hier auch der Effekt der unterschiedlichen Bodenarten zu berücksichtigen (Henken-Mellies, 2007).

Behling (2007) verglich die Untersuchungsergebnisse von 62 Testfeldern in Deutschland. Er untersuchte u.a. die Abhängigkeit der Durchsickerung von der Mächtigkeit der Rekultivierungsschicht. Seine Ergebnisse zeigen, dass mächtigere Rekultivierungsschichten nicht unbedingt eine geringere Durchsickerung zur Folge haben. Vielmehr spielen hier auch klimatische Verhältnisse eine Rolle.

Untersuchungen von Arlt und Wolsfeld (2008) an Testfeldern der Dillinger Hütte zeigten, dass bei gleichen klimatischen Bedingungen eine Erhöhung der Rekultivierungsschicht von 100 cm auf 200 cm die Evaporationsrate im Untersuchungszeitraum von 90% des Niederschlages auf 97% erhöhte.

Reuter et al. (2004) stellten bei ihren Untersuchungen auf der Deponie Erfurt-Schwerborn fest, dass bereits geringmächtige Bodenschichten mit einer hohen nutzbaren Feldkapazität und eine standortangepasste mehrschichtige Vegetation das Eindringen von Sickerwasser in den Deponiekörper auf ein Minimum reduzieren kann.

Auf der Deponie Deetz (Melchior et al., 2007b und 2010, Bollin et al., 2005) wurden insgesamt 9 Testfelder mit unterschiedlichen Oberflächensicherungen auf ihren Wasserhaushalt hin untersucht. Dabei handelt es sich um 2 Wasserhaushaltsschichten mit 1,5 bzw. 2,3 m Mächtigkeit, eine MBA Dichtung, Trisoplast, eine mineralische Dichtung, Bentofix, Kapillarsperre, Kapillarblockbahn und eine temporäre mineralische Dichtung.

Die bisherigen Ergebnisse lassen sich folgendermaßen zusammenfassen:

Die MBA Dichtung weist eine sehr geringe Durchlässigkeit auf. Die Dichtungen mineralische Dichtungsbahn, Bentofix sowie die temporäre mineralische Dichtung weisen geringe Abflüsse auf, die sich in ihrer Höhe jedoch unterscheiden.

In der mineralischen Kapillarsperre und der Kapillarsperre mit Kapillarblockbahn wurde das Wasser fast vollständig in der Kapillarschicht oberhalb der Schichtgrenze zum Kapillarblock lateral abgeführt (Melchior, 2007b).

Auf der Deponie Karlsruhe-West wurden zur Untersuchung des Wasserhaushaltes Messungen an 2 Lysimetern durchgeführt (Hötzl & Giurgea, 2004). Folgende Varianten wurden untersucht:

- Lysimeter I: Kapillarschicht mit mineralischer Dichtung und 1m Rekultivierungsschicht
- Lysimeter II: Kapillarschicht mit mineralischer Dichtung und 2m Rekultivierungsschicht Kapillarsperre und 2m Rekultivierungsschicht.

Durch die geringmächtige Rekultivierungsschicht kam es bei Lysimeter I zur Austrocknung der mineralischen Dichtungsschicht und somit zur Verringerung der Leistungsfähigkeit der Dichtung. Die Erhöhung der Rekultivierungsschicht führt zu einer Verhinderung der Austrocknung. Außerdem zeigt das Lysimeter 2 deutlich bessere Wirkungsgrade bedingt durch die größere Mächtigkeit der Rekuschicht. Die Sickerwasserbildungsrate liegt unter 1% des Niederschlages.

Die Untersuchungen an Testfeldern auf verschiedenen Deponien zeigen, dass bei Abdeckungen fast immer mit einem höheren Sickerwasserabfluss zu rechnen ist, als bei funktionierenden Abdichtungssystemen.

2. Bewuchs

Die Leistung von Abdeckungen kann im Hinblick auf den Sickerwasserabfluss durch einfache Maßnahmen erhöht werden. Dazu gehört auch die Art des Bewuchses.

Die Verdunstung und somit auch die Sickerwassermenge werden von der Wahl des Bewuchses entscheidend beeinflusst. In Abbildung 2-13 ist der Zusammenhang zwischen der Vegetationsdecke, der Verdunstung und der Abflusshöhe dargestellt.

Tab. 2.4: Mittlere jährliche Gesamtverdunstung und Abfluß von verschiedenen Landoberflächen und Vegetationsdecken auf tiefgründigen Deckschichten der Bodenart Sand bis schwach lehmiger Sand, Jahresniederschlag N = 663 mm/a, nach BRECHTEL [1984]

Vegetationsdecke	Gesamtverdunstung		Abflußhöhe	
	mm	% von N	mm	% von N
Nackter Boden	265	40	398	60
Spärliche Vegetation	354	52	318	48
Ackerland	431	65	232	35
Grasland	497	75	166	25
Strauchvegetation	564	85	99	15
Laubwald	579	87	84	13
Kiefernwald	622	94	41	6
Eiche III, Gras	657	99	6	1
Kiefer III, Gras	690	104	0	0
Freie Wasserfläche (potentielle Verdunstung)	713	108	0	0

Abbildung 2-13: Mittlere jährliche Gesamtverdunstung und Abfluss von verschiedenen Landoberflächen und Vegetationsdecken auf tiefgründigen Deckschichten der Bodenart Sand bis schwach lehmiger Sand, Jahresniederschlag N= 663 mm/a (aus Krümpelbeck, 2000, S.20)

Je höher die Vegetation entwickelt ist, desto höher ist die Verdunstung und desto niedriger sind die Sickerwassermengen, die anfallen.

Für die Begrünung von Oberflächensicherungen eignen sich je nach Standort folgende Vegetationstypen (Wattendorf, 2001):

- Grünlandvegetation,
- Buschvegetation,
- Wald,
- Natürliche Sukzession,
- Ackernutzung und
- Sondernutzung.

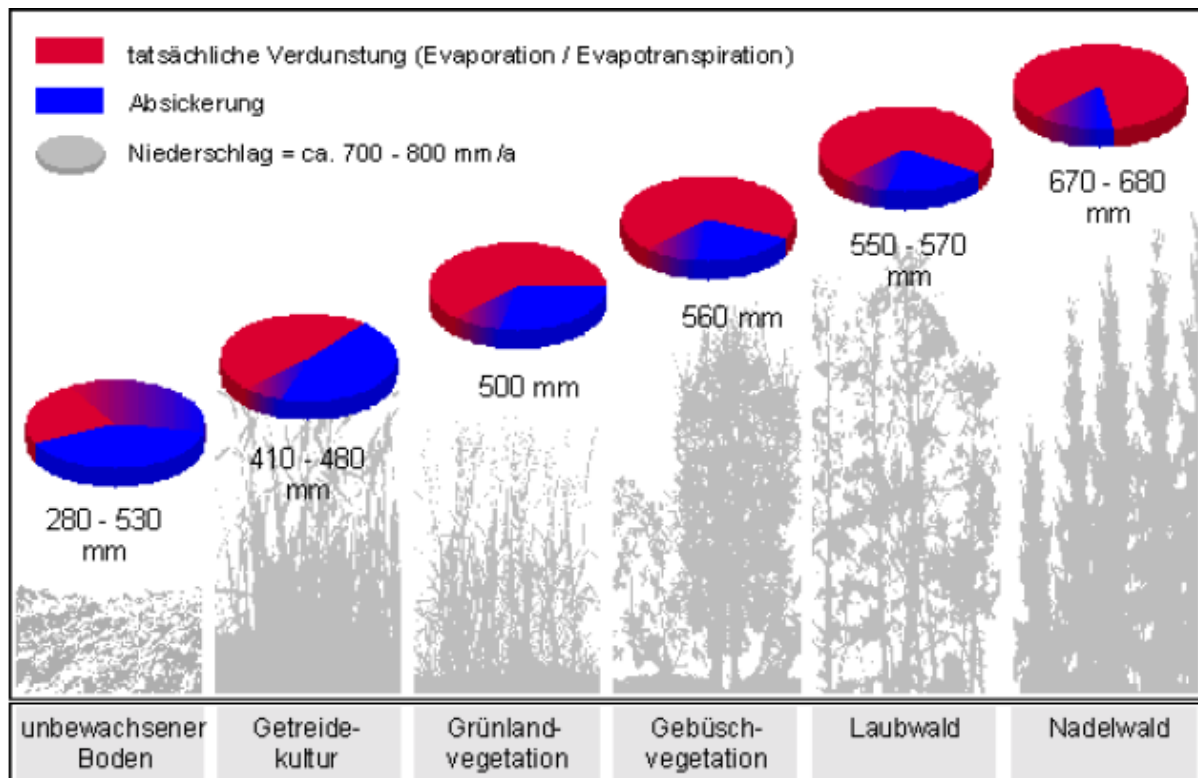


Abbildung 2-14: Abhängigkeit zwischen Verdunstung/ Absickerung und Vegetation (aus Wattendorf, 2001, S.2)

In Abbildung 2-14 ist der Zusammenhang zwischen Vegetationstyp und Verdunstung sowie der Absickerung dargestellt.

Grünlandvegetationen haben den Vorteil, dass sie sich unter günstigen Bedingungen innerhalb von 2-3 Vegetationsperioden so gut entwickeln, dass hohe Vegetationsbedeckungsgrade erreicht werden und damit bereits nach kurzer Zeit die für einen Gras-/Krautbewuchs maximal möglichen Verdunstungsleistungen erreicht werden. Diese betragen nach Berger und Sokollek (1997, zitiert in Dunger, 2007) 450- 550 mm/a, verglichen mit anderen Bewuchsarten sind sie als mäßig hoch zu bezeichnen.

Als weitere Vorteile einer Grünlandvegetation können nach Berger und Sokollek (1997, zitiert in Dunger, 2007) die vielfältige Folgenutzung und eine jederzeit gute Zugänglichkeit aller Deponiebereiche angesehen werden. Als Nachteil ist der hohe Aufwand im Rahmen der Nachsorge anzusehen. Dies betrifft den langen Nachsorgezeitraum und die laufenden Kosten, die durch die Mahd und Mahdbeseitigung entstehen (Dunger, 2007).

Ein Strauchbewuchs zeigt gegenüber einem Grasbewuchs eine Verdunstungsleistung von 500 - 600 mm/a, die allerdings erst nach 10-20 Jahren erreicht wird. Im Falle eines Buschbewuchses sind höhere Anforderungen an die Rekuschicht bezüglich Mächtigkeit und wasserhaushaltlich relevanter pedologischer Parameter zu stellen (Dunger, 2007).

Melchior (2007a) konnte bei seinen Untersuchungen an Testfeldern auf der Deponie Hamburg Georgswerder ebenfalls eine Abhängigkeit zwischen Verdunstung und Vegetationsart feststellen. Unter den dort herrschenden Klimabedingungen verdunsteten Gehölzbestände 70-100 mm/a mehr als Grünlandbestände.

Wald hat unter günstigen Standortbedingungen die höchsten Verdunstungswerte (500-700 mm) von allen Vegetationsbeständen. Diese Werte werden allerdings bei Nadelwäldern erst nach 10-20 Jahren bei Laubwäldern erst nach 30-50 Jahren erreicht (Wattendorf & Sokollek, 2000).

Das Rekultivierungsziel Wald kann im Zusammenhang mit einer Deponieoberflächensicherung nur dann erfolgreich sein, wenn die Rekultivierungsschicht ein hohes Wasserspeichervermögen und eine große Mächtigkeit aufweist (Dunger, 2007).

Unter der natürlichen Sukzession versteht sich die selbstständige und ungestörte Entwicklung des Bewuchses. Welches Arten des Bewuchses sich ausbilden, hängt von den Bedingungen am Standort ab. Vorteile der natürlichen Sukzession sind (Wattendorf, 2001):

- kein Pflegeaufwand,
- die Etablierung standortangepasster Bewuchsarten,
- eine stetig steigende wasserhaushaltliche Wirksamkeit des Bewuchses und die
- Bereicherung der Standortvielfalt vor allem in ökologisch verarmten Gebieten.

Die landwirtschaftliche Nachnutzung oberflächengesicherter Deponien stellt die Ausnahme dar.

3. Bodenart

Proksch (1990, zitiert in Krümpelbeck, 2000) erkannte neben der Abhängigkeit der Sickerwasserbildung von der Vegetationsdecke auch eine Abhängigkeit von der Bodenart. In Abbildung 2-15 sind die Sickerwassermengen verschiedener Bodenarten dargestellt. So haben rein sandige Böden stets höhere Sickerwassermengen zur Folge während bei lehmigen Böden bis zu 36% weniger Sickerwasser anfällt.

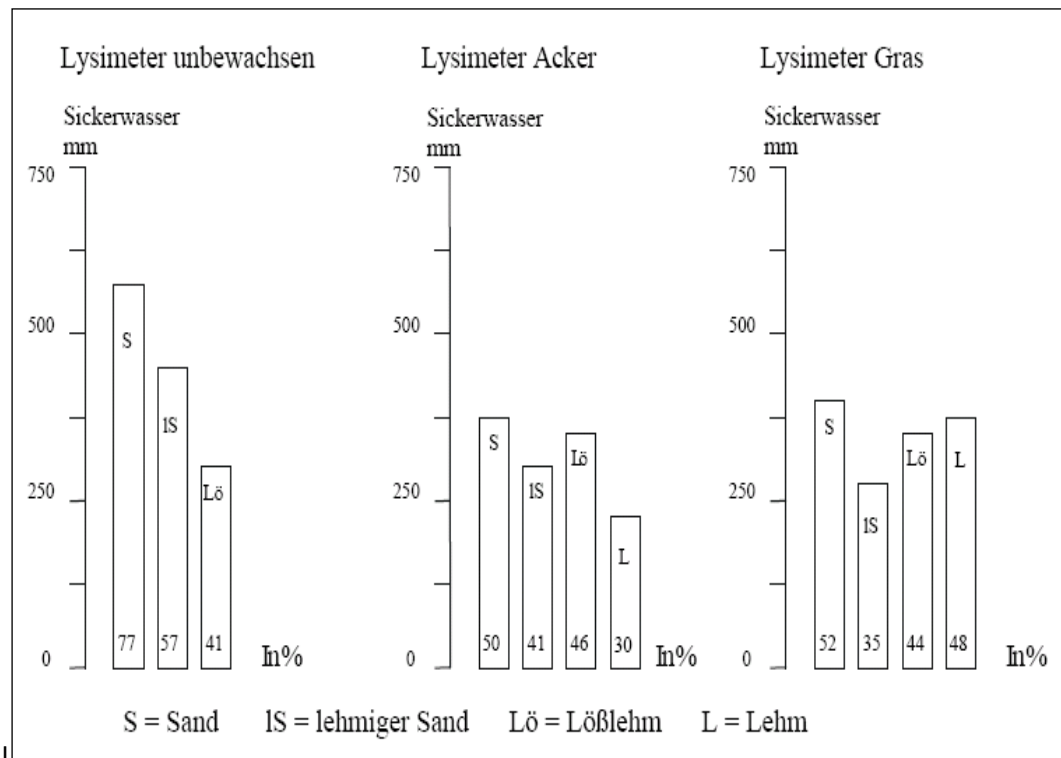


Abbildung 2-15: Abhängigkeit der Sickerwassermenge von der Bodenart (aus Krümpelbeck, 2000, S.21)

Gomiscek et al. (1998) untersuchten auf der Deponie Breitenau den Einfluss unterschiedlicher Abdeckungsvarianten. Es wurden drei Versuchsfelder angelegt, wobei Feld 1 eine Abdeckung aus einer Schluff- Ton Schicht erhielt, Feld 2 eine durchlässige Oberfläche mit wenig Bewuchs und Feld 3 eine Abdeckung mit Kompost und Bewuchs.

Feld 3 zeigte die geringste Sickerwassermenge von 14% des Niederschlages auf Grund des hohen Wasserhaltevermögens des Kompost und der dichten Vegetation.

Bei Feld 1 wurde ein Sickerwasseranfall von 27% und bei Feld 2 von 31% des Niederschlages ermittelt. Die hohe Durchlässigkeit von Feld 1 ist durch die Rissbildung im Material zu erklären.

Von den Autoren wurde ebenfalls die Abhängigkeit der Sickerwassermenge von der Vegetationsart untersucht. Sie stellten fest, dass bei bewachsenen Varianten der Sickerwasseranfall um 30-40% abnahm.

4. Witterung und Klima

Witterung und Klima beeinflussen im Zusammenhang mit der Oberflächensicherung folgende Punkte (Dunger, 2007):

- Art der Oberflächensicherung (Abdeckung, Abdichtung),
- Schichtenaufbau,
- Schichtmächtigkeiten,
- Eigenschaften der Sicherungsmaterialien bezüglich Wassertransport und –speicherung und
- Art des Bewuchses.

Regional klimatisch ist vor allem das Verhältnis von Niederschlag und potentieller Verdunstung von hydrologischem Interesse. Die Differenz von Niederschlag und potentieller Verdunstung wird auch als klimatische Wasserbilanz bezeichnet (Dunger, 2007). Je nach Region ergeben sich negative (Wasserdefizit) oder positive (Wasserüberschuss) Wasserbilanzen. In den Gebieten mit Wasserdefizit sind vorrangig Untersuchungen bezüglich des Austrocknungsverhaltens der Sicherungselemente maßgeblich in trockenen Jahren durchzuführen. Dies betrifft insbesondere die Rekultivierungsschicht und mineralische Dichtungselemente (Dunger, 2007).

In Gebieten mit Wasserüberschuss liegt der Schwerpunkt auf der Messung der Sickerwassermengen innerhalb und an der Basis der Oberflächensicherung in klimatisch mittleren und nassen Jahren. Ferner interessieren Oberflächenabflussmessungen und hypodermische Abflüsse in Bezug auf die Bemessung der Entwässerungseinrichtungen (Dunger, 2007).

Egloffstein und Burkhardt (2001) empfehlen für Gebiete mit negativer klimatischer Wasserbilanz qualifizierte Abdeckungen während sie für Gebiete mit positiver Bilanz Abdichtungen empfehlen.

5. Morphologie

Zu der Morphologie zählen die Parameter Exposition, Hangneigung sowie Hanglänge. Bezüglich des Wasserhaushaltes einer Oberflächensicherung werden beeinflusst:

- die Menge der sich bildenden Abflüsse und
- die Höhe der Verdunstung.

Die Exposition beeinflusst die Abflussbildung nicht primär, sondern lediglich im Zusammenspiel mit der realen Verdunstung und der damit verbundenen Abnahme der Bodenfeuchte. So führt eine hohe Bodenfeuchte zu einer erhöhten Abflussbildung (Dunger, 2007).

Der Oberflächenabfluss wird jedoch direkt von der Hangneigung beeinflusst. Bezüglich der Sickerwassermengen ist der Einfluss der Hangneigung hingegen invers (Wessolek, 1995, zitiert in Dunger, 2007).

Exposition und Hangneigung haben Auswirkungen auf den Energieeintrag insbesondere durch kurzweilige Strahlung und folglich auf die Verdunstung. Eine nach Süd geneigte Fläche erhält mehr Energie als ein nach Nord geneigter Standort.

Auch Behling (2007, 2010) konnte beim Vergleich der Messergebnisse von 62 Testfeldern feststellen, dass Hangneigung und Exposition erheblichen Einfluss auf den Sickerwasserabfluss haben. Beispielsweise kann an einer Deponie bei einer Neigung von 1:3 das Verdunstungspotential am Südhang etwa 60% höher sein als am Nordhang.

2.3.7 Oberflächenabdichtung contra Abdichtung

Im Laufe der letzten Jahre ist die Aufbringung einer wasserundurchlässigen Oberflächenabdichtung zur Reduzierung der Emissionen, die von Deponie und Altlasten ausgehen, vielfach in Kritik geraten. Bereits Spillmann und Collins (1986) weisen auf die negativen Auswirkungen von sperrenden Deckschichten hin. Viele Autoren sind der Meinung, dass es dadurch zu keiner Verringerung der Emissionen kommt sondern zu einer Verzögerung.

Die Qualität der Abdichtungen ist teilweise so hoch, dass die biologischen Abbauprozesse im Deponiekörper vollständig zum Erliegen kommen. Trotz der hohen Lebensdauer der Systeme lässt sich jedoch nicht ausschließen, dass zu einem späteren Zeitpunkt wieder Wasser in den Deponiekörper eintritt. Sickerwasser- und Gasproduktion beginnen erneut und die Maßnahmen der Nachsorge verschieben sich auf zukünftige Generationen (Hoins, 2000).

Dies steht jedoch im Widerspruch mit dem eigentlichen Ziel nämlich: „ Die Ablagerung soll so erfolgen, dass Entsorgungsprobleme nicht auf zukünftige Generationen verlagert werden“. Durch die Oberflächenabdichtung kommt es zu einer Konservierung der Abfälle und das Emissionspotential bleibt auf Dauer erhalten (Heyer et al., 2005). Rettenberger (1998) bezeichnet die Oberflächenabdichtung hinsichtlich einer nachhaltigen Entwicklung als kontraproduktiv. Eine kurzfristige Lösung gibt die Deponieverordnung dadurch, dass sie das Aufbringen temporärer Abdeckungen erlaubt bis die Hauptsetzungen abgeklungen sind. Ist die Abdeckung semipermeabel ausgerichtet, kann weiterhin Niederschlagswasser in den Müllkörper eindringen.

Nach Krümpelbeck (2000) zeichnen sich zwei Grundpositionen beim Umgang mit bereits verfüllten Deponien mit unterschiedlichen Konzepten und Zielen ab:

- die Befürworter der Kombinationsabdichtung sprechen sich für die möglichst schnelle und weitestgehend wasserundurchlässige Oberflächenabdichtung der Deponien aus, um eine weitere Emission von Sickerwasser und Deponiegas in die Umwelt zu vermeiden.
- Die Kritiker der Kombinationsabdichtung befürworten hingegen einen umfassenden Frachtenaustrag aus der Deponie, um den nachfolgenden Generationen einen soweit wie möglich inerten Abfallkörper zu hinterlassen.

Um dieses Ziel zu erreichen, wird es auch weiterhin als notwendig erachtet Wasser durch den Deponiekörper hindurchfließen zu lassen. Hierbei ist die Frage, wie viel Wasser bis zur Inertisierung des Abfallkörpers notwendig ist, noch strittig.

Nussbaum (1986, zitiert in Krümpelbeck, 2000) hält die Vermeidung der Durchfeuchtung jedoch für eine technische mögliche und wirksame Maßnahme, die zur Steigerung der Gesamtsicherheit einer Deponie beitragen kann. Die Sickerwasserfreiheit ist für ihn das Idealziel.

Für Bothmann (1997, zitiert in Krümpelbeck, 2000) stellt eine Deponie keinen steuerbaren Bioreaktor dar. Zugeführtes Wasser übt zudem nur eine begrenzte Wirkung auf die Mineralisierungsprozesse aus. Wasser in der Deponie bringt nach seiner Meinung nur Probleme in den Bereichen Gaserfassung, Sickerwassererfassung, Basisabdichtung, Standsicherheit, Sackungen und Rückbau. Er befürwortet eine möglichst frühzeitige Aufbringung einer Kombinationsabdichtung.

Weber (1990, zitiert in Krümpelbeck, 2000) bezeichnet eine Deponie mit einer Oberflächenabdichtung die den Wasserzutritt unterbindet als Sargdeckeldeponie, da der Abfall trockengelegt und die Stabilisierung somit behindert wird.

Hupe und Heyer (2003) sind der Meinung, dass es bei Deponien mit unvorbehandelten Abfällen, die somit ein erhebliches Emissions- und Setzungspotential aufweisen, durch die Trockenkonservierung des Abfallkörpers mittel- bis langfristig zu neuen Problemen kommt. Punktuelle oder flächige Undichtigkeiten können bei Wassereintrag zu unerwünschten Emissionen von Sickerwasser und Deponiegas sowie Setzungen führen.

Bräcker (2007) hält die Unterbindung der Abbauprozesse nicht für eine geeignete Maßnahme, um eine schnellere Entlassung der Deponie aus der Nachsorge zu erreichen.

Auf einigen Deponien konnte wenige Monate nach Aufbringung der Oberflächenabdichtung ein drastischer Einbruch der Deponiegasmenge festgestellt werden. Als Grund hierfür werden die eingeschränkte Wasserbewegung und der Austrocknungseffekt angenommen (Hupe et al., 2002).

Henken- Mellies (2006) befürwortet aus diesem Grund eine Aufbringung der OAD erst nach der weitgehenden Inertisierung des Deponiekörpers, d.h. 15-20 Jahre nach Ablagerungsende.

Die Notwendigkeit der Aufrechterhaltung der biologischen Abbauprozesse im Deponiekörper wurde auch vom Gesetzgeber erkannt. So ist nach der Deponieverordnung die Infiltration von Wasser unter bestimmten Voraussetzungen erlaubt (Hoins et al., 2003.)

Weiteres Problem bei Oberflächenabdichtungen ist die Frage nach ihrer Funktionsfähigkeit. In der neuen Deponieverordnung wird eine 100 jährige Funktionsfähigkeit gefordert. Der Beobachtungs- und Erfahrungszeitraum im Bereich von Oberflächenabdichtungen liegt jedoch nur bei 10-20 Jahren. Reuter et al. (2004) sind der Meinung, dass die Kombinationsabdichtung, wie sie als Regelabdichtung in der TASI vorgegeben war, keine nachhaltige und gleichermaßen kostengünstige Stilllegung für jeden Deponiestandort ermöglicht.

Eine nachhaltige und kostengünstige Oberflächenabdichtung ist nur dann zu erreichen, wenn jeder Deponiestandort individuell bewertet und das Oberflächenabdichtungssystem ingenieurmäßig entsprechend den standortspezifischen Bedingungen von oben nach unten dimensioniert wird (Reuter et al., 2004).

Stegmann et al. (2001) schlagen den Einsatz restdurchlässiger Abdeckungen vor, um das Emissionspotential des Deponiekörpers und den Wartungsaufwand auf lange Sicht zu minimieren. Dabei sollte die Abdeckung aus einer 1,5 m mächtigen Rekultivierungsschicht bestehen, die auf Grund ihrer Bodeneigenschaften und ihrer Bepflanzung eine annähernd ausgeglichene Wasserbilanz aufweist.

Wasserdurchlässige Abdeckungen bieten die Möglichkeit weiterhin Wasser in den Deponiekörper infiltrieren zu lassen. Dadurch wird den biologisch abbaubaren Anteilen des Abfalls, Wasser zur Aufrechterhaltung der biologischen Prozesse zur Verfügung gestellt.

Sind die organischen Anteile im Deponiekörper vollständig abgebaut, kann je nach Gefährdungspotential der Deponie für die Umwelt die Abdeckung zu einer Abdichtung ausgebaut werden oder belassen (Stegmann et al., 2001).

Eine weitere Alternative ist die sogenannte Wasserhaushaltsschicht.

Von Melchior (2005a) wird der Begriff Wasserhaushaltsschicht folgendermaßen definiert: „ Rekultivierungsschicht, die an Standorten mit geringem Niederschlagseintrag und hoher potentieller Evapotranspiration so gestaltet und hergestellt wird, dass sie so viel Wasser pflanzenverfügbar speichern kann, dass sie die vertikale Absickerung von Wasser aus dem Wurzelraum (und mithin die potentielle Einsickerung in die Deponie) im Verbund mit einer auf dieses Ziel hin etablierten Vegetation so stark reduziert, dass sie im Fall der Deponieklasse II und III der Deponieverordnung (DepV) eine Komponente der Kombinationsabdichtung und im Fall der Deponieklasse I die mineralische Dichtung ersetzen kann“ (Melchior, 2005a).

Wasserhaushaltsschichten bestehen aus einer Vegetations-, Versickerungs- und Wasserspeicherschicht (Krath, 2001). Solche Wasserhaushaltsschichten wurden beispielsweise auf der Hausmülldeponie Sprendlingen im Landkreis Mainz-Bingen (Maier-Harth et al., 2005), auf der Deponie Deetz in Brandenburg (Melchior et al., 2007b) und der Deponie Eisenberg im Donnersbergkreis (Fein & Manz, 2001) verwirklicht. Der Vorteil zu einer herkömmlichen Abdichtung liegt darin, dass die Wirksamkeit von Wasserhaushaltsschichten im Laufe der Zeit zunimmt. Bei herkömmlichen Dichtungen nimmt infolge der Alterung die Wirksamkeit ab (Melchior, 2001b). Problematisch bei Wasserhaushaltsschichten ist allerdings das Vorhandensein geeigneter Bodenarten und die strengen Einbaubedingungen, die eingehalten werden müssen

3 Zusammensetzung und biologische Abbauprozesse im Deponiekörper

Deponiekörper zeigen einen sehr heterogenen Aufbau. Sie setzen sich aus vielen verschiedenen Stoffen zusammen, die auf Grund ihrer Zusammensetzung unterschiedliche Gefährdungspotentiale zeigen.

Auch bezüglich der Abbaubarkeiten zeigen die Stoffe ein unterschiedliches Verhalten. So gibt es biologisch sehr gut abbaubare Stoffe aber auch biologisch nicht abbaubare Stoffe.

Damit überhaupt biologische Abbauprozesse im Deponiekörper ablaufen können, müssen bestimmte Milieubedingungen gegeben sein. Besonders wichtig ist hier auch der Wassergehalt der Abfälle.

Aus dem biologischen Abbau resultieren teils umweltgefährdende Stoffe, die zum einen über das Sickerwasser zum anderen über das Deponiegas ausgetragen werden, wobei der Großteil des abgebauten Kohlenstoffes über das Deponiegas ausgetragen wird.

3.1 Zusammensetzung Deponiekörper

Die Zusammensetzung von Deponiekörpern ist sehr komplex. Er setzt sich aus verschiedenen Abfallfraktionen zusammen, die auch in ihrer Quantität deutliche Unterschiede zeigen. Außerdem unterscheiden sich die Abfallfraktionen hinsichtlich des Gehalts an organischer Substanz und ihrer Abbaubarkeit.

Eine genaue Charakterisierung der Zusammensetzung von Deponiekörpern erfolgt anhand von Sortier- und Klassieranalysen.

3.1.1 Die Abfallzusammensetzung von Deponien

Die Abfallzusammensetzung ist variabel und von sozioökonomischen Faktoren abhängig. Um die Zusammensetzung des Mülls zu bestimmen werden Klassier- und Sortieranalysen durchgeführt (Kögel-Knabner & Bäumler, 2003).

Klassieranalysen ermöglichen die Einteilung des Mülls in verschiedene Korngrößenklassen. Mit Hilfe der Korngröße ist eine Beurteilung der Umsetzbarkeit der Müllbestandteile vor allem durch biologische Prozesse von Bedeutung. Die Umsetzung erfolgt umso schneller, je kleiner die Korngröße ist. Für die biologischen Umsetzungsprozesse ist das Material <40mm maßgeblich.

Der größte Teil der organischen Substanz ist in der Fein- und Mittelfraktion des Mülls zu finden. Von dieser geht die Hauptlast der Emissionen über Deponiegas und Sickerwasser aus (Kruse, 1994).

Jäger (1980, zitiert in Drees, 2000) gibt in Abhängigkeit von der Korngröße folgende Hausmüllzusammensetzung an:

- Feinmüll < 8 mm: 5-31 Gew. %
- Mittelmüll 8- 40mm: 26-36 Gew. %
- Grobmüll 40- 120 mm: 32-59 Gew. %
- Siebreste 120 mm: 5-10 Gew. %

Durch Sortieranalysen wird der Abfall in Stoffgruppen aufgeteilt. Die letzte bundesweite Hausmüllanalyse wurde 1985 durchgeführt. In Abbildung 3-1 ist die danach ermittelte Zusammensetzung der Siedlungsabfälle dargestellt.

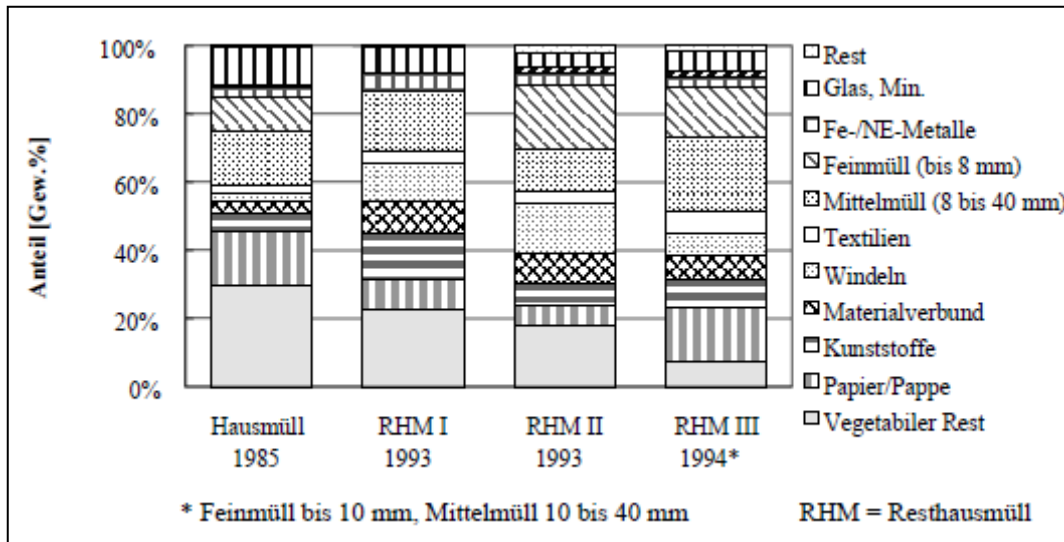


Abbildung 3-1: Vergleich von Restmüllanalysen mit der bundesweiten Hausmüllanalyse von 1985 (aus Heyer, 2003, S.12)

Deutlich zu erkennen ist, dass der vegetabile Rest, also die Organik im Laufe der Zeit deutlich abgenommen hat. Dies ist vor allem auf die Einführung der Biotonne zurückzuführen. Die Anteile der Windeln, den Materialverbunden und des Feinmülls zeigt mit den Jahren eher eine zunehmende Tendenz.

In Tabelle 3-1 sind die typischen Abfallarten von Siedlungsabfällen und ihre Abbaubarkeit dargestellt.

Abfallart	Massenanteil (%)	Abbau
Biomüll	12 – 18, (15)	biologisch (leicht)
Gartenabfälle, Papier	18 – 22, (20)	biologisch (leicht bis gut)
Pappe, Holz, Textilien	16	biologisch (schwer bis kaum abbaubar)
Kunststoffe, Leder	13	biologisch (kaum abbaubar)
Metalle	5	chemisch (Korrosion)
Glas	5	inert
Reststoffe	26	inert

Tabelle 3-1: Anteil und Abbaubarkeit der Abfallarten am Siedlungsabfall (Hempel und Haarstrick, 2002 S.3)

Die Siedlungsabfälle bestehen etwa zu je einem Drittel aus biologisch leicht bis gut abbaubaren Abfällen, aus Inertstoffen und aus biologisch kaum bis schwer abbaubaren Stoffen.

3.1.2 Bestandteil der Organik im Deponiekörper

Die organische Substanz im Deponiekörper besteht aus organischen Verbindungen, die biogenen sowie synthetischen Ursprungs sind.

Als chemische Stoffgruppen sind in der Organik enthalten:

- Lingin, Hemizellulose, Zellulose,
- Zucker, Stärke,
- Fette, Wachse,
- Proteine und

- Synthetische Polymere (PE, PP, PVC, etc.) (Prantl, 2007).

Lingin und Zellulose sind mengenmäßig am häufigsten im organischen Abfall vertreten. Da sie häufig in engem stofflichem Verbund vorliegen, werden sie auch als Lignozellulose bezeichnet. Diese ist schwer abbaubar und trägt damit entscheidend zum Abbauverhalten und zur biochemischen Verfügbarkeit des Abfalls bei (Kögel-Knabner& Bäumler, 2003).

Zellulose ist in Papier, Textilien und Speiseresten enthalten. Die nicht mit Lingin vergesellschafteten Anteile, wie sie in Baumwolle oder holzfreiem Papier vorliegen, sind für den mikrobiellen Abbau gut zugänglich (Kögel-Knabner& Bäumler, 2003).

Lingin ist der wesentliche Bestandteil von Holz. Unter aeroben Bedingungen kann es mäßig, unter anaeroben Bedingungen kaum abgebaut werden (Kögel-Knabner& Bäumler, 2003).

Die Proteine sind Bestandteile des Zellplasmas. Sie sind leicht abbaubar. Auch Lipide sind durch Mikroorganismen gut umsetzbar (Kögel-Knabner& Bäumler, 2003).

Die im Restmüll dominierenden synthetischen Polymere sind als mikrobiell nicht abbaubar einzustufen und reichern sich mit zunehmender Ablagerungsdauer an.

Anhand ihrer biologischen Abbaubarkeit können die Stoffe in folgende Gruppen eingeteilt werden (Scheelhaase, 2002):

- Leicht abbaubar: Zucker, Stärke, Hemicellulose, zahlreiche Proteine,
- Langfristig abbaubar: Cellulose, Fette, Eiweißstoffe,
- Sehr resistent: Lingine, Keratine,
- Biologisch inert: Kohle, Kocks, Gummi, Leder, die meisten Kunststoffe.

Die beiden letzten Gruppen können im anaeroben Milieu nicht biologisch abgebaut werden und verursachen daher keine Deponiemissionen. Sie besitzen jedoch einen hohen Kohlenstoffanteil, der zu einem hohen Glühverlust bzw. TOC_{Fest} führt.

Unter biologisch nicht abbaubare Substanzen fallen folgende Materialgruppen:

- Kunststoffe (Folien und Hartplastik),
- Sonstige Verbundstoffe,
- Holz zu 50 Gew.%,
- Textilien zu 50 Gew.%,
- Windeln zu 20 Gew.%,
- Kartonverbund zu 40 Gew.% (Scheelhaase, 2002).

3.2 Biologische Abbauprozesse

Deponien sind Bioreaktoren. Im Deponiekörper laufen eine Reihe von Umsetzungsprozessen ab, die aus einer Vielzahl von einzelnen Prozessen bestehen, die voneinander abhängig sind.

Man unterscheidet chemisch-physikalische Mechanismen, die für die Ausbreitung von Salzen und Spurenstoffen im Deponiekörper maßgeblich sind, und biochemische Prozesse, durch die die Hauptmasse des Abfalls umgesetzt wird (Rettenberger, 1990 zitiert in Kögler-Knabner& Bäumler, 2003). Nach Elling (1985, zitiert in Dress, 2000) können in einer Deponie die in Abbildung 3-2 gezeigten Reaktionen ablaufen.

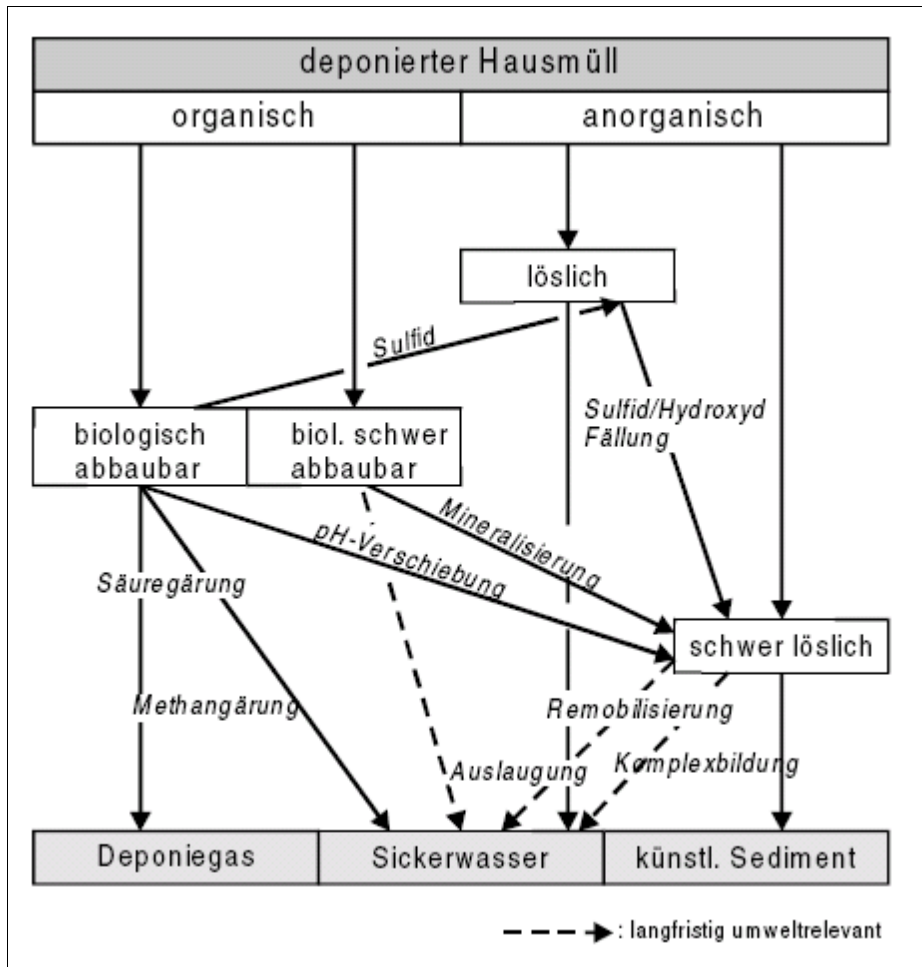


Abbildung 3-2: Reaktionen, die in einer Deponie ablaufen (aus Drees, 2000, S.13)

Die ablaufenden Reaktionen beeinflussen die Höhe und die Qualität der Emissionen.

Die biochemischen Abbauprozesse lassen sich in aerobe und anaerobe Prozesse gliedern. Abhängig sind sie vom Wasserhaushalt, der Abfallzusammensetzung und der Deponietechnik.

Die abzubauen organische Substanz setzt sich aus der biologisch abbaubaren Substanz und aus der biologisch nicht bzw. nur schwer abbaubaren organischen Substanz zusammen.

3.2.1 Aerobe Abbauprozesse

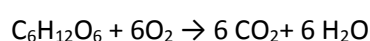
Bei diesen Prozessen wird die organische Substanz unter Anwesenheit von Sauerstoff zu Wasser und Kohlendioxid abgebaut. Dabei werden komplexe organische Strukturen und Biomasse aufgebaut.

Die abzubauenen Stoffe bestehen aus C, H, O, N und S und werden enzymatisch aufgeschlossen (Drees, 2000).

Dabei entsteht Energie, die von Mikroorganismen genutzt und teilweise wieder als Wärme abgegeben wird (Heyer, 2003).

Aerobe Abbauprozesse laufen nur über sehr kurze Zeitspannen ab. Durch die zunehmende Überdeckung der Abfallschichten mit neuen Abfällen kommt es zum Abschluss des Luftsauerstoffes. Es können nur leicht abbaubare organische Substanzen abgebaut werden (Stegmann, 1990 zitiert in Drees 2000).

Typische Reaktion in dieser Phase ist der Abbau von Glukose :



(Gleichung 3-1)

3.2.2 Anaerobe Prozesse

Die wichtigsten Abbauprozesse finden unter anaeroben Bedingungen statt. Die organischen Stoffe werden zu Methan und Kohlendioxid umgesetzt (Drees, 2000).

Die anaeroben Abbauprozesse dauern theoretisch solange bis der gesamte abbaubare Kohlenstoff in Faulgas, Bakteriensubstanz und andere Stoffwechselprodukte umgesetzt ist. Beim anaeroben Abbau bei 10°C werden ca. 42% des Kohlenstoffs abgebaut bei 30°C etwa 70% (Dogu, 1991 zitiert in Welling 1998). Ein vollständiger anaerober Abbau ist nur möglich wenn sich ein Gleichgewicht zwischen allen Abbaustufen eingestellt hat.

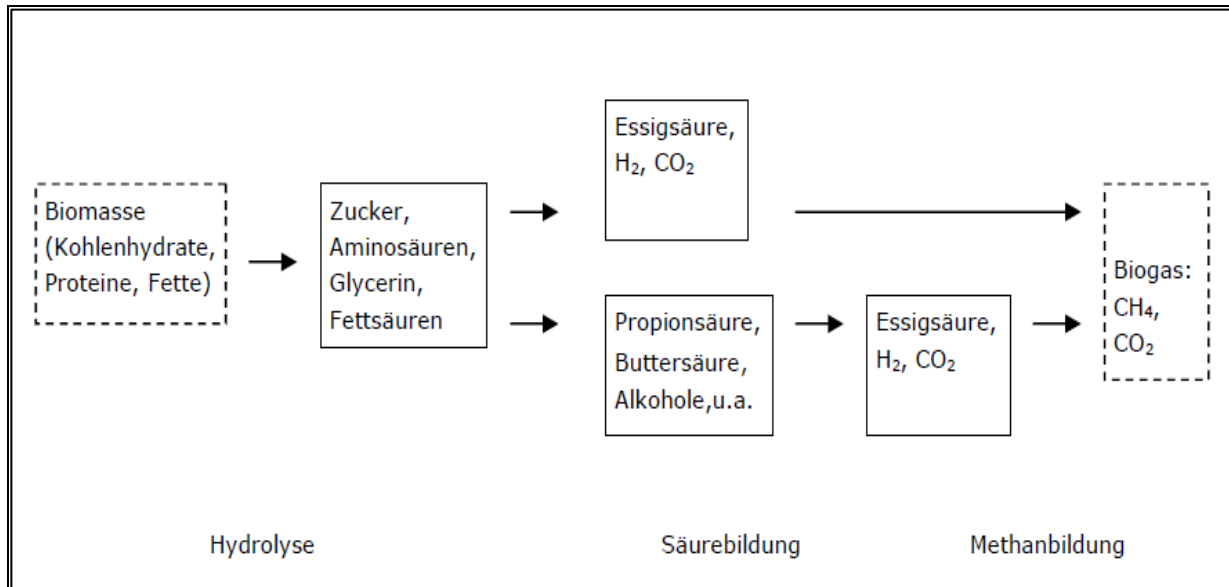


Abbildung 3-3: Hauptabbauwege der organischen Abfälle unter anaeroben Bedingungen (aus blpGeoServices, 2009, S.27).

Der anaerobe Abbau lässt sich in folgende Reaktionsphasen unterteilen (vgl. Abbildung 3-3):

1. Hydrolyse

Die Biomasse und länger-kettige Moleküle (Proteine, Fette und Kohlenhydrate) werden durch bakterielle Exoenzyme zu Aminosäuren, Glukose und anderen kleinen Einheiten abgebaut (Drees, 2000).

Durch die Überführung ungelöster Stoffe in Lösung findet eine Stoffmobilisierung statt (Kögler-Knabner & Bäuml, 2003).

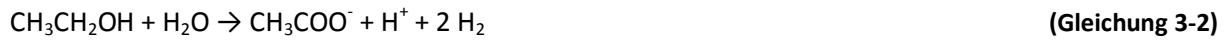
2. Saure Phase

Die Stoffe, die in der Hydrolyse gebildet wurden, werden von verschiedenen Bakteriengruppen in organische Säuren umgewandelt. Einige Bakterien können diese Substanzen direkt in Wasserstoff, Kohlendioxid und Essigsäure umsetzen.

Je nach Zusammensetzung der Ausgangssubstrate entstehen zusätzlich Ammoniak und Schwefelwasserstoff. Fermentative, fakultativ anaerobe Bakterien bauen die Hydrolyseprodukte weiter ab. Es kommt zu einem starken Anstieg organischer Säuren. Diese sind für die Geruchsbelastungen verantwortlich. In dieser Phase spielt der Wasserstoffpartialdruck für die Umsetzungsprozesse eine wesentliche Rolle. Bei niedrigen pH-Werten werden vorwiegend Essigsäure, Wasserstoff und Kohlendioxid gebildet, bei hohen pH-Werten mehr Propion- und Buttersäure (Kögler-Knabner & Bäuml, 2003).

3. acetogene Phase (Essigsäurebildung)

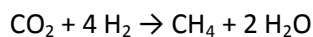
Acetogene Bakterien bauen die Zwischenprodukte der sauren Phase zu Wasserstoff, Kohlendioxid und Essigsäure ab.



Aus reaktionskinetischen Gründen leben die acetogenen Bakterien eng mit den Methanogenen oder anderen Wasserstoff verbrauchenden Organismen. Dies dient zum einem zum Energieaustausch zwischen acetogenen und methanogenen Bakterien, zum anderen wird dadurch der bei der Acetogenese entstehende Wasserstoff, der aber gleichzeitig hemmend darauf wirkt, aus der Umgebung der acetogenen Bakterien entfernt und für die Methanogenese verwendet (Andreas, 2000).

4. Methanbildung

In dieser Phase wird durch methanogene Bakterien aus Acetat, Wasserstoff und Kohlendioxid Methan gebildet. 70% des Methans entstehen aus Acetat, 30% aus Wasserstoff und Kohlendioxid. In dieser Phase laufen z.B. folgende Reaktionen ab:



Der Phasenkomplex der Hydrolyse/Versäuerung und der Schritt der Aceto-/ Methanogenese können in der Praxis anhand der gasförmigen und flüssigen Emissionen einer Deponie unterschieden werden. Es befindet sich jedoch nicht der gesamte Deponiekörper in der einen oder anderen Stufe des Abbaus. Die Prozesse laufen vielmehr zeitlich nebeneinander ab (Andreas, 2000).

Die stabile Methangärung setzt nach Kruse (1994) erst nach ca. 4-6 Jahren ein.

Nach Ehrig (1980, zitiert in Andreas, 2000) setzt die Methangärung ein, wenn das Verhältnis der niederen Fettsäuren zur Alkalität Werte als kleiner 0,8 erreicht und der pH- Wert vom sauren in den alkalischen Bereich ansteigt.

Der Stabilisierungsgrad einer Deponie kann am pH Wert des Sickerwassers, dem BSB₅/CSB Verhältnis und den Hauptinhaltsstoffen des Gases erkannt werden. Die Sickerwässer junger Deponien zeigen deutlich höhere Belastungen an organischen Säuren, sowie höhere CSB und BSB₅ Konzentrationen und einen niedrigen pH- Wert (Andreas, 2000).

3.2.3 Einflußfaktoren

Die aeroben Abbauprozesse werden von folgenden Milieubedingungen beeinflusst (Heyer, 2003):

1. Temperatur

In der mesophilen Phase werden die leichtabbaubaren Substrate durch mesophile Mikroorganismen umgesetzt. Es kommt zu einem Temperaturanstieg auf 40°C.

Daran schließt sich die thermophile Phase an. Es kommt zu einem weiteren Temperaturanstieg und zum Absterben mesophiler und zum Wachstum thermophiler Mikroorganismen.

Während der Abkühlungsphase bilden sich mesophile Mikroorganismen und die schwer abbaubaren Verbindungen werden abgebaut.

In der abschließenden Aufbauphase erfolgt der Abbau bis zur Mineralisation, gleichzeitig erfolgt der Aufbau von Huminstoffen.

2. Wassergehalt

Wasser ist als Transportmedium nötig. Die optimalen Wassergehalte liegen bei 50-55 Gew. % der Feuchtsubstanz für frischen Hausmüll, bei 35-40% bei älteren abgelagerten Abfällen.

Doedens (1989, zitiert in Drees, 2000) gibt folgende Werte an:

- unterbundener Abbau <15 Gew.% FS
- gehemmter Abbau <30 Gew.% FS und >60 Gew.% FS
- optimal 40-60 Gew.% FS

3. Sauerstoff

Der Sauerstoffbedarf ist vor allem abhängig von der Mikroorganismenaktivität. Anhand der Zusammensetzung des Substrates lässt sich der theoretische Sauerstoffbedarf ermitteln. Für verschiedene Substrate werden je nach Oxidationsgrad theoretische Sauerstoffverbrauchswerte von 0,6 bis 2,8 g O₂ pro Gramm abgebauter organischer Substanz angegeben (Heyer, 2003).

4. Gasporenvolumen

Ein ausreichendes Gasporenvolumen/ Gaswegigkeit ist erforderlich um die Ausgangsprodukte mit Sauerstoff zu versorgen und die entstehenden Produkte (Wasserdampf und Kohlendioxid) abzuführen. Für die Verteilung von Sauerstoff ist das Verhältnis von Gasvolumen zu Wasser-/ Feststoffvolumen bestimmend. Es sollte bei ca. 30% liegen.

Die geringe Gaswegigkeit, die verdichtet eingebauten Abfälle und der hohe Sauerstoffbedarf sind Gründe, dass die aeroben Abbauprozesse schon bald nach der Ablagerung in anaerobe übergehen (Heyer, 2003).

5. Nährstoffgehalt C,S

Die Menge der Nährstoffe ist abhängig von der chemischen Zusammensetzung, der abbauenden Mikroorganismen und von weiteren am Stoffwechsel benötigten Elementen.

Nach Golueke (1997, zitiert in Heyer, 2003) wird unterschieden in Makro- und Mikronährstoffe. Zu den Makronährstoffen gehören: C, N, P und K. Die Abbaugeschwindigkeit ist vom C/N Verhältnis abhängig. C/N Verhältnisse < 20 weisen auf einen schnellen Abbau hin, C/N >20 auf einen langsamen Abbau. Günstige C/N Verhältnisse liegen bei 25:1 bis 30:1.

6. pH Wert

Alle Mikroorganismen können in einem bestimmten pH- Wert Bereich wachsen, wobei jedoch ein pH Wert optimal ist. Er hängt von der Zusammensetzung der Mikroorganismenpopulation ab.

Die optimalen pH Werte liegen zwischen 5-9 (Heyer, 2003).

Die anaeroben Abbauprozesse sind von folgenden Milieubedingungen abhängig:

1. Wasser

Wasser ist unabdingbar für die biochemischen Prozesse. Da die Mikroorganismen nur in Anwesenheit von Wasser leben können, muss ein genügend hoher Wassergehalt vorhanden sein. Außerdem müssen die Nährstoffe zum Abbau in der wässrigen Phase gelöst vorliegen.

Der Wassergehalt sollte mindestens 20 Gew. % der Feuchtsubstanz (FS) betragen. Mit zunehmendem Wassergehalt steigt bei frischen Abfällen die Gasproduktionsrate kontinuierlich an bis die Feldkapazität bei etwa 50-60 Gew. % erreicht ist (Ehrig 1980, zitiert in Heyer, 2003). Drees (2000) gibt für die maximalen Wassergehalte 37-53 Gew. % FS an.

Doedens (1989, zitiert in Drees, 2000) gibt folgende Werte im Hinblick auf die Abbauprozesse an:

- unterbundener Abbau <15 Gew. % FS
- gehemmter Abbau 15-30 Gew. % FS
- optimaler Abbau >40 Gew. % FS.

2. Temperatur

Für Methanbakterien liegt das Temperaturoptimum bei 30-40°C, für einige Arten liegt das Optimum im thermophilen Bereich bei etwa 55°C.

Für versäuernde Bakterien liegt das Temperaturoptimum bei 30°C (Mudrack et al., 1991, zitiert in Heyer, 2003).

3. pH Wert und Pufferung des Systems

Der pH Wert im Deponiekörper wird durch die biologische Aktivität, die Produktion an organischen Säuren und die Säurepufferkapazität bestimmt (Kruse, 1994).

Über den pH- Wert wird die Enzymaktivität der verschiedenen Bakterien beeinflusst.

Für versäuernde Bakterien liegt das Optimum bei 5,3 bis 6,3, für methanogene bei 6,7 bis 7,4.

4. niedere Fettsäuren (Carbonsäuren)

Die Carbonsäurekonzentration kann sich hemmend bzw. toxisch auf die Methanbildung auswirken.

5. Nähr-/ Spurenstoffe

Aufgrund des geringen Wachstumsertrages anaerober Mikroorganismen werden nur geringe Mengen an Nähr- und Spurenstoffen verbraucht.

Das Nährstoffverhältnis (CSB:N:P) sollte bei 350:5:1 liegen für noch nicht versäuertes Sickerwasser (Heyer, 2003).

6. Redoxpotential

Das Redoxpotential ist abhängig von der An- oder Abwesenheit von Sauerstoff. Es bestimmt ob aerobe oder anaerobe Prozesse ablaufen (Kögel- Knabner& Bäumler,2003).

Für Methanbakterien sollte das Redoxpotential < -330 mV liegen. Das Optimum beträgt -530 mV (Heyer, 2003).

Durch folgende Faktoren kann es zur Hemmung des anaeroben Abbaus kommen (Heyer, 2003):

1. Kohlendioxid und Salze

Anaerob produziertes Kohlendioxid kann hemmend auf die Umsetzung von Essigsäure wirken. Bei Ablagerungsbeginn kann der Kohlendioxidgehalt in der Deponie bis zu 90 Vol. % betragen.

Die Abfälle können große Mengen an anorganischen Salzen enthalten. In geringen Konzentrationen wirken diese stimulierend auf die Abbauprozesse, bei höheren Konzentrationen kann eine Hemmung auftreten (Heyer, 2003).

2. Schwermetalle

Schwermetalle wirken nur in gelöster Form hemmend auf die Methangärung. Das Mobilisierungsverhalten von Schwermetallen im Deponiekörper ist abhängig von:

- Wechsel von reduzierenden zu oxidierenden Verhältnissen,
- Veränderung des pH- Wertes,
- biologische Aktivität,
- ansteigende Salzgehalte in der Wasserphase können Sorptionsplätze für Schwermetalle reduzieren oder die Bildung löslicher Chlorokomplexe fördern und
- die Anwesenheit natürliche synthetischer Komplexbildner führt zur erhöhten Mobilität (Heyer, 2003).

3.3 Emissionen Deponie

Das Emissionspotential von hausmüllähnlichen Ablagerungen ist im Wesentlichen von drei Faktoren abhängig:

1. von dem zum Zeitpunkt der Ablagerung vorhandenen Stoffpotential,
2. von der Wassermenge, die in die Ablagerung eingedrungen ist. Wasser ist für den Ablauf biochemischer und chemisch- physikalischer Prozesse unbedingt notwendig. Je mehr Wasser den Deponiekörper durchflossen hat, desto geringer ist sein zukünftiges Emissionspotential,
3. von der Verteilung des Wassers innerhalb der Ablagerung. Je inhomogener die Wasserströmung, desto geringer das aktuelle Emissionsniveau allerdings desto höher das konservierte Restemissionspotential (Döberl et al., 2006).

Deponien stellen eine potentielle Emissionsquelle für Schadstoffe über den Sickerwasser- und Gaspfad dar. Die Hauptursache dieser Emissionen ist der Umsatz des organischen Materials in den Deponien unter Ablauf vielfältiger Ab- und Umbauprozesse. Entscheidend für das Emissionspotential sind daher Zusammensetzung und mikrobielle Verwertbarkeit des rezent vorhandenen Materials (Kögel- Knabner& Bäuml, 2003).

3.3.1 Sickerwasserentstehung und –menge

Sickerwasser entsteht infolge des Durchsickerns von Niederschlagswasser durch den Abfallkörper. Die Menge ist abhängig von der Niederschlagshöhe, -intensität und -häufigkeit, der Höhe der Verdunstung über die Deponieoberfläche und gegebenenfalls dem Bewuchs, der Speicherung im Deponiekörper sowie der Art der Durchsickerung durch den Deponiekörper.

Sickerwasser kann aber auch noch nach der Aufbringung einer undurchlässigen Oberflächenabdichtung entstehen. Grund dafür sind Konsolidierungsprozesse, die infolge des

Eigengewichts und der Auflast aus der Oberflächenabdichtung entstehen. Sie führen zu einer zeitlich verzögerten Abgabe von Porenwasser und zu einer daraus resultierenden Volumenverminderung (Stegmann et al., 2006).

Der Sättigungszustand hat einen großen Einfluss auf die Höhe und den Verlauf des Sickerwasserabflusses nach Aufbringen der Oberflächenabdichtung. Die Speicherung von Wasser im Deponiekörper findet nur solange statt bis die Wasserhaltekapazität des Abfalls erreicht ist. Nach einer Literaturlauswertung von Drees (2000) liegen die maximalen Wassergehalte zwischen 37 - 53 Gew. % FS.

Ehrig (1980, zitiert in Heyer, 2003) gibt folgende Sickerwassermengen an:

- Neudeponie <10% N
- Betriebsdeponie 10-22% N
- Ältere Deponie 30-45% N.

Die Sickerwassermenge kann auch anhand der Einbauart eingeteilt werden. So führt der Einsatz unterschiedlicher Verdichtungsgeräte zu unterschiedlichen Sickerwassermengen. Tabelle 3-2 zeigt die Sickerwasserspense in Abhängigkeit vom Verdichtungsgerät (Drees, 2000).

Verdichtungsgerät	Sickerwasserspense bei N = 700 mm/a			
	[%] von N	[mm/a]	[m ³ /(ha*d)]	[mm/d]
Raupe	ca. 40	ca. 280	ca. 7,7	ca. 0,8
Kompaktor	ca. 25	ca. 175	ca. 4,8	ca. 0,5

Tabelle 3-2: Abhängigkeit der Sickerwassermenge vom Verdichtungsgerät (aus Drees, 2000, S.37)

Ehrig (1980, zitiert in Heyer, 2003) gibt für den Einbau der Abfälle mittels Raupe Sickerwassermengen von 31,3- 58,2 %N und für den Einbau mittels Kompaktor 15,1- 22 %N an.

So führt der Abfalleinbau mittels Kompaktor zu deutlich geringeren Sickerwasserspensen, da hier eine größere Ablagerungsdichte des Abfalls erreicht wird und damit eine höhere spezifische Wasserspeicherkapazität.

Kruse (1994) unterscheidet zur Abschätzung der Sickerwasserspense in Deponien:

1. Deponien mit freier Speicherkapazität und ungesättigter Deponiekörper,
2. Deponien mit gesättigtem Deponiekörper und
3. Deponien mit übersättigtem Deponiekörper aufgrund intensiver Sickerwasserkreislaufführung

für 1 Durchschnitt 0,5 mm/d

für 2 Durchschnitt <1,0 mm/d

für 3 Angabe nicht möglich

Nach Abschluss der Deponie wird in Abhängigkeit vom Klima eine Sickerwasserspense bei nicht oder nur geringfügig abgedeckten Deponien von 3-20 m³ / (ha*d) erreicht. Von Landesumweltamt NRW (1998, zitiert in Koos und Trapp, 2003) werden für Altdeponien folgende durchschnittliche Jahressickerwassermengen angegeben:

- Offene Flächen 4- 10 m³/ha*d,
- Rekultivierte Flächen 1-3 m³/ha*d,
- Abgedichtete Fläche << 1m³/ha*d.

Untersuchungen an über 50 Deponien zeigten, dass ein durchschnittliches Sickerwasseraufkommen von $5 \pm 2 \text{ m}^3/(\text{ha} \cdot \text{d})$ auftritt, das zum Ende der Ablagerungsdauer zunimmt. Grund dafür ist die abnehmende Speicherkapazität der Abfälle (Stegmann et al., 2006).

Je nach Art der Oberflächenabdichtung ist eine Abnahme bis auf $0,5 - 5 \text{ m}^3/(\text{ha} \cdot \text{d})$ möglich. Jahreszeitlich und in Abhängigkeit der Vegetationsentwicklung sowie der Mächtigkeit der Oberflächenabdeckung kann es zu Schwankungen der Sickerwassermenge kommen (Stegmann et al., 2006).

Zustand der Deponie	Niederschlag N [mm/a]	Sickerwasser- abfluß A_u [mm/a]	Verhältnis- wert A_u / N [%]	Zitat
oben offen - lockere Oberfläche - verdichtete Oberfläche	Auswertung einer Vielzahl von Einzelversuchen		30 bis 60 10 bis 25	EHRIG (1980)
Oberflächen- abdichtung (Großlysimeter)	561,7 763,5	71,4 58,0	12,7 7,6	WOHNLICH (1987)
oben offen	-	182 bis 365	-	DOEDENS (1989)
Mittelwert (von 17) max. min.	772 998 950	138,2 216 116	17,9 21,6 12,2	EHRIG (1989)
abgedeckt, bewachsen	700	190	27,1	SOKOLLEK & BORTZ (1990)
abgedeckt (sandig)	609	286	46,9	MARKWARDT & WOHNLICH (1992)
abgedeckt, begrünt	831	292	35,1	MELCHIOR (1993)
abgedeckt	792	300,7	37,9	ROTH (1995)

Tabelle 3-3: Literaturwerte des Sickerwassers aus Deponien (aus Entenmann, 1998, S.283)

In Tabelle 3-3 sind weitere Sickerwassermengen in Abhängigkeit von Zustand der Deponie dargestellt. Die Mengen schwanken zwischen 7,6 und bis zu 60% des Niederschlages je nach Zustand der Deponie.

3.3.2 Sickerwasseremissionen und deren zeitliche Entwicklung

Die Sickerwasserbeschaffenheit wird von den Abbauprozessen im Deponiekörper und der Wasserinfiltration über den Ablagerungszeitraum bestimmt. Je höher die Deponie ist, je länger sind die Fließwege und Aufenthaltszeiten im Deponiekörper, desto größer ist die Belastung des Sickerwassers (Heyer, 2003).

Außerdem ist sie abhängig von der Zusammensetzung der abgelagerten Abfälle, der Einbautechnik und dem Alter der Deponie bzw. des Abfalls (Krümpelbeck, 2000).

Hauptbestandteil des Sickerwassers sind organische Inhaltsstoffe ausgedrückt durch die Parameter CSB, BSB₅, AOX und TOC. Außerdem sind im Sickerwasser Stickstoffverbindungen und große Mengen anorganischer Salzbildner enthalten (Emig & Nienhaus, 2001).

Die Qualität des Sickerwassers ändert sich im Laufe der Zeit. Grund dafür sind Veränderungen der Bakterienaktivität und der Randbedingungen. Sofern noch Niederschlagswasser in den Deponiekörper eindringen kann, sind die Konzentrationen der biochemisch beeinflussten Sickerwasserinhaltsstoffe (z.B. CSB) rückläufig, was hauptsächlich in der Art und Änderung der stattfindenden Umsetzungsprozesse liegt (Stegmann et al., 2006).

Kruse (1994) und Ehrig (1980, zitiert in Heyer, 2003) untersuchten die Sickerwasserqualität in Abhängigkeit von der biochemischen Abbauphase. Die Ergebnisse sind in Tabelle 3-4 dargestellt.

Tabelle 3-4: Sickerwasserqualität in Abhängigkeit von der Abbauphase (aus Heyer, 2003, S.63)

Parameter	Einheit	Deponiesickerwasser westdeutscher Deponien in den siebziger und achtziger Jahren (ENRIG, 1989)				Deponiesickerwasser niedersächsischer Deponien zu Beginn der neunziger Jahre (KRUHL, 1994)					
		Saure Phase		Methanphase		Saure Phase		Übergangsphase		Methanphase	
		Bereich	Mittel	Bereich	Mittel	Bereich	Mittel	Bereich	Mittel	Bereich	Mittel
pH-Wert	-	4,5 - 7	6	7,5 - 9	8	6,2 - 7,8	7,4	6,7 - 8,3	7,5	7,0 - 8,3	7,6
CSB	mg/l	6.000 - 60.000	22.000	500 - 4.500	3.000	950 - 40.000	9.500	700 - 28.000	3.400	460 - 8.300	2.500
BSB ₅	mg/l	4.000 - 40.000	13.000	20 - 550	180	600 - 27.000	6.300	200 - 10.000	1.200	20 - 700	230
TOC	mg/l	1.500 - 25.000	7.000	200 - 5.000	1.300	350 - 12.000 ²⁾	2.600 ²⁾	300 - 1.500 ²⁾	880 ²⁾	150 - 1.600 ²⁾	660 ²⁾
AOX	µg/l	540 - 3.450	1.674	524 - 2.010	1.040	260 - 6.200	2.400	260 - 3.900	1.545	195 - 3.500	1.725
org. N ¹⁾	mg/l	10 - 4.250	600	10 - 4.250	600	n.b.	-	n.b.	-	n.b.	-
NH ₄ -N ¹⁾	mg/l	30 - 3.000	750	30 - 3.000	750	17 - 1.650	740	17 - 1.650	740	17 - 1.650	740
TKN ¹⁾	mg/l	40 - 3.425	1.350	40 - 3.425	1.350	250 - 2.000	920	250 - 2.000	920	250 - 2.000	920
NO ₂ -N ¹⁾	mg/l	0 - 25	0,5	0 - 25	0,5	n.b.	-	n.b.	-	n.b.	-
NO ₃ -N ¹⁾	mg/l	0,1 - 50	3	0,1 - 50	3	n.b.	-	n.b.	-	n.b.	-
SO ₄	mg/l	70 - 1.750	500	10 - 420	80	35 - 925	200	20 - 230	90	25 - 2.500	240
Cl	mg/l	100 - 5.000	2.100	100 - 5.000	2.100	315 - 12.400	2.150	315 - 12.400	2.150	315 - 12.400	2.150
Na ^{b)}	mg/l	50 - 4.000	1.350	50 - 4.000	1.350	1 - 6.800	1.150	1 - 6.800	1.150	1 - 6.800	1.150
K ¹⁾	mg/l	10 - 2.500	1.100	10 - 2.500	1.100	170 - 1.750	880	170 - 1.750	880	170 - 1.750	880
Mg	mg/l	50 - 1.150	470	40 - 350	180	30 - 600	285	90 - 350	200	25 - 300	150
Ca	mg/l	10 - 2.500	1.200	20 - 600	60	80 - 2.300	650	40 - 310	150	50 - 1.100	200
tot. P ^{b)}	mg/l	0,1 - 30	6	0,1 - 30	6	0,3 - 54	6,8	0,3 - 54	6,8	0,3 - 54	6,8
Cr ¹⁾	mg/l	0,03 - 1,6	0,3	0,3 - 1,6	0,3	0,002 - 0,52	0,155	0,002 - 0,52	0,155	0,002 - 0,52	0,155
Fe	mg/l	20 - 2.100	780	3 - 280	15	3 - 500	135	2 - 120	36	4 - 125	25
Ni ¹⁾	mg/l	0,02 - 2,05	0,2	0,02 - 2,05	0,2	0,01 - 1	0,19	0,01 - 1	0,19	0,01 - 1	0,19
Cu ^{b)}	mg/l	0,004 - 1,4	0,08	0,004 - 1,4	0,08	0,005 - 0,56	0,09	0,005 - 0,56	0,09	0,005 - 0,56	0,09
Zn	mg/l	0,1 - 120	5	0,03 - 4	0,6	0,05 - 16	2,2	0,06 - 1,7	0,6	0,09 - 3,5	0,6
As ¹⁾	mg/l	0,005 - 1,6	0,16	0,005 - 1,6	0,16	0,0053 - 0,11	0,0255	0,0053 - 0,11	0,0255	0,0053 - 0,11	0,0255
Cd ¹⁾	mg/l	0,0005 - 0,14	0,006	0,0005 - 0,14	0,006	0,0007 - 0,525	0,0375	0,0007 - 0,525	0,0375	0,0007 - 0,525	0,0375
Hg ^{b)}	µg/l	0,0002 - 0,01	0,01	0,0002 - 0,01	0,01	0,000002 - 0,025	0,0015	0,000002 - 0,025	0,0015	0,000002 - 0,025	0,0015
Pb ¹⁾	mg/l	0,008 - 1,02	0,09	0,008 - 1,02	0,09	0,008 - 0,4	0,16	0,008 - 0,4	0,16	0,008 - 0,4	0,16

n.b. nicht bestimmt

¹⁾ Parameter weitgehend unabhängig von der biologischen Abbauphase

²⁾ DOC

Die größten Unterschiede zwischen den Abbauphasen zeigen die Parameter CSB, BSB₅ und TOC während sich die Parameter TKN, NH₄, NO₃ und NO₂ nur geringfügig unterscheiden. Das wichtigste Kriterium zur Beurteilung der biochemischen Abbauphase ist das BSB₅/CSB Verhältnis. In der sauren Gärung liegt es bei 0,5 in der stabilen Methanphase <0,1. In Abbildung 3-4 sind die charakteristischen Emissionsverläufe der einzelnen Phasen dargestellt (Christensen et al. 1989, zitiert in Heyer, 2003).

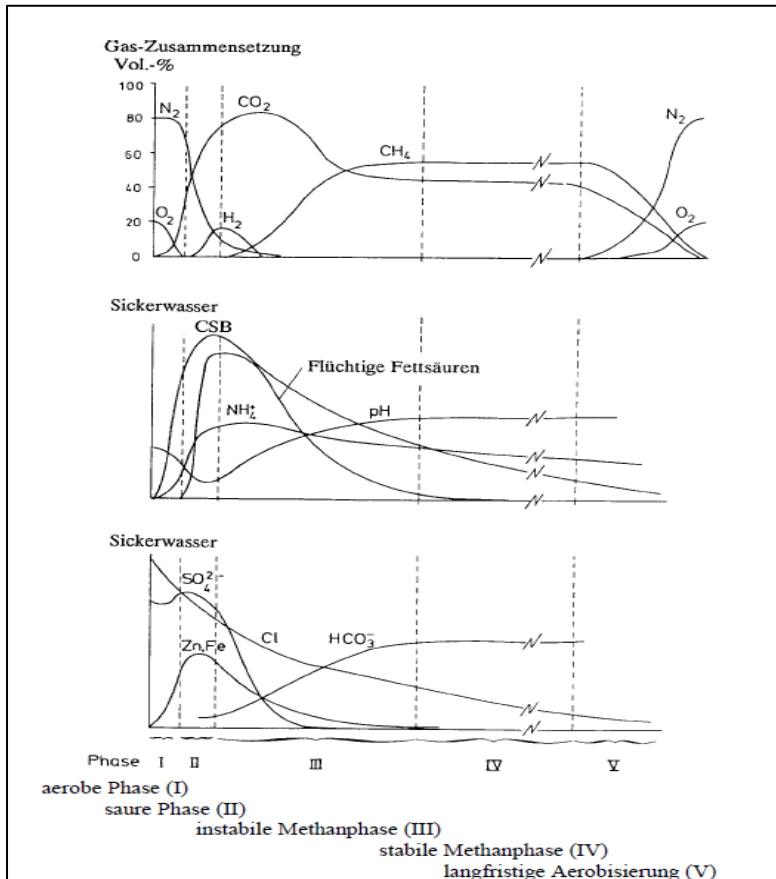


Abbildung 3-4: Entwicklung der Gas- und Sickerwasseremissionen (aus Heyer, 2003, S.64)

Krümpelbeck (2000) wertete die Sickerwasserzusammensetzung von 76 Deponien in NRW in Abhängigkeit von der Ablagerungsdauer aus. In Tabelle 3-5 sind die Ergebnisse dargestellt.

Parameter	Mittelwert 1-5 Jahre	Mittelwert 6-10 Jahre	Mittelwert 11-20 Jahre	Mittelwert 21-30 Jahre
pH-Wert	7,3	7,5	7,6	7,7
Leitfähigkeit µs/cm	9280	12160	10610	12930
CSB mgO ₂ /l	3810	3255	1830	1225
BSB ₅ mgO ₂ /l	2285	1210	465	290
NH ₄ -N mg/l	405	600	555	445
NO ₃ -N mg/l	3,6	7,6	11,7	9,2
NO ₂ -N mg/l	0,064	0,63	0,54	0,84

Tabelle 3-5: Sickerwasserzusammensetzung in Abhängigkeit Mittelwerte von der Ablagerungsdauer (nach Krümpelbeck, 2000)

Während die Summenparameter CSB und BSB₅ mit zunehmender Ablagerungsdauer abnehmen, zeigen die Stickstoffparameter tendenziell eher eine leichte Zunahme.

Der zeitliche Verlauf der Emissionen über den Wasserpfad ist abhängig von:

- mobilisierbaren Stoffpotential,
- Wasserhaushalt Deponiekörper,
- Mobilisierungsverhalten auf Grund der Verfügbarkeit und
- den Milieubedingungen (Stegmann et al., 2006).

Der Parameter Stickstoff zeigt einen unsteten Verlauf mit niedrigen Stickstoffgehalten zu Beginn der Deponierung. Mit zunehmendem Deponiealter ist auch eine Zunahme der Stickstoffgehalte zu verzeichnen. Organische Sickerwasserinhaltsstoffe zeigen hingegen einen asymptotischen zeitlichen Verlauf mit hohen Werten zu Beginn der Ablagerung und stetiger Abnahme. Diese Situation ergibt sich als Folge der biologischen Abbauprozesse, Verdünnungsvorgängen und neu mobilisierten Stoffen (Stegmann et al., 2006).

Salze nehmen im Sickerwasser schneller ab, da sie hauptsächlich der Auslaugung unterliegen (Heyer, 2003).

Wie lange es dauert bis die einzelnen Sickerwasserinhaltsstoffe umweltverträgliche Konzentrationen erreichen, wurde von verschiedenen Autoren untersucht. Da Deponien einen sich ständig verändernden Körper darstellen, ist die Abschätzung der Nachsorgedauer schwierig. Die gegenwärtigen Untersuchungen bestehen in der Regel auf Versuchen im Labormaßstab (Krümpelbeck, 2000).

In Tabelle 3-6 sind die Zeiträume bis zum Erreichen der Grenzwerte nach verschiedenen Autoren dargestellt.

Die Ergebnisse von Belevi und Baccini (1989) beruhen auf einfachen Elutionsversuchen. Bei diesen Versuchen werden jedoch nur Auswaschungsprozesse berücksichtigt.

Kruse (1994) sowie Heyer und Stegmann (1997) untersuchten das Langzeitverhalten von Abfällen mit Hilfe von Deponiesimulationsreaktoren. Diese Reaktoren wurden teilweise über mehrere Jahre betrieben.

Krümpelbeck (2000) schätzte das langfristige Emissionsverhalten von Deponien anhand realer Überwachungsdaten ab.

Die von den Autoren ermittelten Zeiträume bis zum Erreichen der Grenzwerte zeigen deutliche Abweichungen. Grund hierfür ist die große Bandbreite der in den theoretischen Ansätzen zugrunde gelegten mobilisierbaren Stoffpotentiale (Drees, 2000).

Allen gemeinsam ist jedoch, dass der Parameter Stickstoff den größten Zeitraum bis zum Erreichen des Grenzwertes beansprucht.

Parameter	Grenzwert	Krümpelbeck 2000	Belevi, Baccini 1989	Kruse 1994	Heyer, Stegmann 1997
Corg			500-1700a		
CSB	200 mg/l*	65-320a		280a	80-360a
Nges	70 mg/l*		55-80a		
TKN	5 mg/l°				120-450a
TKN	10 mg/l*				
NH4-N		Jahrzehnte- Jahrhunderte		815a	
Cl	100 mg/l°	25-60a	100-150a	210a	90-250a
AOX	0,5 mg/l*	40-100a			30-120a
Schwer- metalle	0,1- 2mg/l*	< 10a			

Tabelle 3-6: abgeschätzte Zeiträume bis zum Erreichen der Grenzwerte nach verschiedenen Autoren (Angabe in Jahren, * Anhang 51 der Rahmenwasserverordnung (VwV), ° Schweizer Verordnung)

3.3.3 Deponiegas

„Als Deponiegas werden die im Deponiekörper durch mikrobielle Abbauprozesse entstandenen gasförmigen Stoffwechselprodukte –soweit sie nicht gelöst werden- und die in die Gasphase übergegangenen abgelagerten Stoffe bezeichnet.“ (Welling, 1998). Nach TASI (1993) wird der Begriff Deponiegas folgendermaßen definiert: „ Deponiegas ist ein Gemisch, das unter günstigen Bedingungen aus bis zu 55 Vol. % Methan, bis zu 45 Vol. % Kohlendioxid und einer Vielzahl von Spurenstoffen besteht. Der Anteil der Spurenstoffe liegt meist deutlich unter 1 Vol. %“.

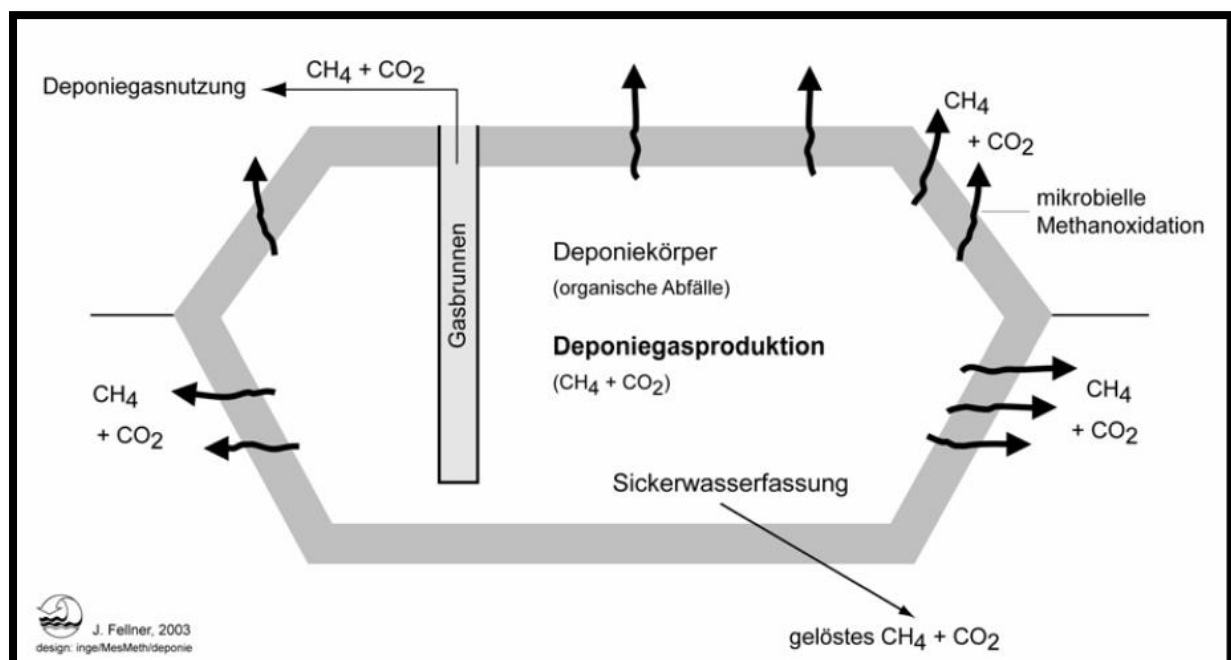


Abbildung 3-5: Methanemissionen einer Deponie (aus Fellner et al., 2003, S.7)

Das entstehende Deponiegas kann den Deponiekörper über folgende Pfade verlassen (vgl. Abbildung 3-5):

- diffus über die Deponieoberfläche,
- bei mangelhafter seitlicher Abdichtung ist eine laterale Verteilung in den umgebenden Boden bzw. in das umgebende Gestein möglich,
- für den Fall einer aktiven oder passiven Entgasungseinrichtung wird ein Teil des Deponiegases gezielt gefasst und über entsprechende Behandlungs- und Verwertungseinrichtungen geführt und
- ein geringer Teil des Deponiegases kann den Deponiekörper auch über die Sickerwasserfassung verlassen (Fellner et al., 2003).

3.3.4 Gasbildung bei Deponien

Die Bildung von Deponiegas kann durch folgende Prozesse stattfinden:

- biochemischer Abbau von Biomasse,
- physikalischer Übergang fester oder flüssiger Stoffe in die Gasphase und durch die
- chemische Reaktion abgelagerter Stoffe (Rettenberger, 1995 zitiert in Drees, 2000).

Der größte Teil des Deponiegases wird durch den biochemischen Abbau der Biomasse gebildet.

Die organischen Stoffe, die im Abfall enthalten sind, werden von Bakterien durch anaeroben Abbau zu den Endprodukten Essigsäure, Kohlendioxid und Methan abgebaut. Dieser Prozess läuft in vier Stufen ab. Die Produkte der einzelnen Abbaustufen sind die Nährstoffe für die Mikroorganismen des nächsten Abbauschrittes.

I: Aerobe Phase

In dieser Stufe werden Kohlenhydrate, Eiweiße, Fette und Nukleinsäuren zu Einfachzuckern, Aminosäuren und langkettigen Fettsäuren zerlegt.

Während dieser Phase steigt die organische Sickerwasserbelastung, der pH- Wert fällt und der Sauerstoffgehalt nimmt deutlich ab. Die Dauer der Phase ist abhängig vom Einbauverfahren und der Schüttgeschwindigkeit (Welling, 1998).

Diese Phase dauert solange an wie eine Sauerstoffzufuhr gegeben ist. Als Hauptabbauprodukt entstehen Kohlendioxid und Wasser (Heyer, 2003).

II: Anaerobe saure Gärung

Werden die abgelagerten Abfälle überdeckt, kommt es zu einer Abnahme verfügbaren Sauerstoffs und Veränderung der aeroben zu anaeroben Milieubedingungen (Heyer, 2003).

Die in der ersten Stufe gebildeten Stoffe werden von den Bakterien zu organischen Säuren umgesetzt. Das Sickerwasser weist hohe organische Belastungen auf (Heyer, 2003).

Kennzeichen dieser Phase ist der fallende pH- Wert, der ein Minimum von 5,5-6,0 erreicht.

Diese Phase kann je nach Deponie und angewandter Einbautechnik bis zu 5 Jahren, bei älteren Deponie noch länger anhalten (Krümpelbeck, 2000).

III: Anaerobe instabile Methanbildung

Acetogene Mikroorganismen bilden in dieser Stufe die Nährstoffe, die von Methanbakterien in Methan und Kohlendioxid umgesetzt werden. Dadurch steigt die Methankonzentration bis auf ca.

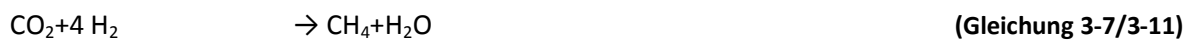
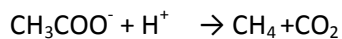
55 %. In dieser Stufe sinkt die organische Belastung des Sickerwassers, da die organischen Säuren zu Methan umgesetzt werden, was einen steigenden pH bedeutet. Diese Phase dauert ca. 2 Jahre (Welling, 1998).

In dieser Phase unterliegt die Gasproduktion starken Mengen- und Konzentrationsschwankungen (Figueroa, 1998).

IV : Anaerobe stabile Methanphase

Die biologischen Abbauprozesse unter anaeroben Milieubedingungen führen in der stabilen Methanphase zur Umsetzung der organischen Bestandteile zu Methan und Kohlendioxid (Heyer, 2003). Diese Phase wird erreicht, wenn sich längerfristig ein Gleichgewicht in der Methan- und Kohlendioxidproduktion aus den Gärungsprodukten einstellt (Figueroa, 1998).

Die Bildung von Methan erfolgt nach folgenden Reaktionen:



Rund 70 % des gebildeten Methans stammen aus Acetat, die restlichen 30 % aus H_2 und CO_2 . Der pH-Wert in dieser Stufe ist konstant und die organische Sickerwasserbelastung gering. Die Methankonzentration liegt konstant bei etwa 45-70 % (Welling, 1998). Das entstehende Deponiegas besteht zu 99% aus Methan und Kohlendioxid (Krümpelbeck, 2000)

Heyer (2003) gibt für den Beginn dieser Phase einen Zeitraum von 1 bis 3 Jahren nach Ablagerungsbeginn an.

Die ersten vier Phasen laufen in einer Betriebsdeponie meistens zeitlich und räumlich nebeneinander ab. Die oberen jüngeren Abfallablagerungen können sich noch in der sauren Phase befinden, während tiefere und ältere Ablagerungsbereiche bereits in der stabilen Methanphase sind (Heyer, 2003).

An diese vier Hauptstufen der Deponiegasbildung schließen sich Langzeitphasen (V- X) an.

V: Methanphase

Diese Phase ist identisch mit der vierten Phase der Methanbildung.

Es ist ein Anstieg des Methangehalts und eine Abnahme des Kohlendioxidgehaltes festzustellen (Heyer, 2003).

Das Deponiegas enthält ca. 55 % Methan und 44 % Kohlendioxid (Welling, 1998).

VI: Langzeitphase

Typisch für diese Phase ist ein hoher Methangehalt von deutlich über 60 Vol. % und eine Abnahme des Kohlendioxidgehaltes (Heyer, 2003). Das Verhältnis Methan- zu Kohlenstoffdioxid kann Werte bis 4 erreichen, was vermutlich u. a. auf ein Auswaschen von Kohlendioxid zurückzuführen ist (Krümpelbeck et al., 2001).

VII: Lufteindringphase

Die Gasbildung nimmt soweit ab, dass zeitweilig oder örtlich Luft in die Deponie eindringen kann. Beim Methangehalt kommt es zu einem Rückgang während der Kohlendioxid- und Stickstoffgehalt leicht ansteigen (Heyer, 2003).

Typisch für diese Phase ist das Auftreten von Stickstoff und das Fehlen von Sauerstoff. Es können Stickstoffkonzentrationen von bis zu 25 Vol. % auftreten (Krümpelbeck et al., 2001).

VIII: Methanoxidationsphase

Da die Gasbildung weiter abnimmt, dringt Luft in den Deponiekörper ein, Methan wird zu Kohlendioxid oxidiert (Heyer, 2003). Das Verhältnis von Methan- zur Kohlendioxidkonzentration verschiebt sich auf Werte unter 1. Die Sauerstoffkonzentrationen erreichen Werte von bis zu 5 Vol. % (Krümpelbeck et al., 2001).

In dieser Phase finden in der Regel keine gasförmigen Emissionen mehr statt (Welling, 1998).

IX: Kohlendioxidphase

Der Methangehalt geht gegen Null, der Kohlendioxidgehalt liegt zwischen 5 und 20 Vol. % . Der Gehalt an Stickstoff erreicht Werte wie in normaler Bodenluft und der Sauerstoffgehalt steigt an (Heyer, 2003).

X: Luftphase

Der Kohlendioxidgehalt fällt weiter, der Methangehalt geht gegen Null. Sauerstoff und Stickstoff erreichen die für die Bodenluft normalen Werte (Heyer, 2003).

Für die Dauer dieser Phasen können keine Angaben gemacht werden, da sie stark von den jeweiligen örtlichen Gegebenheiten abhängen (Welling, 1998).

In Abbildung 3-6 sind die einzelnen Phasen der Gasbildung sowie die Langzeitphasen und die dazugehörigen Gasvolumen in % der einzelnen Gase dargestellt.

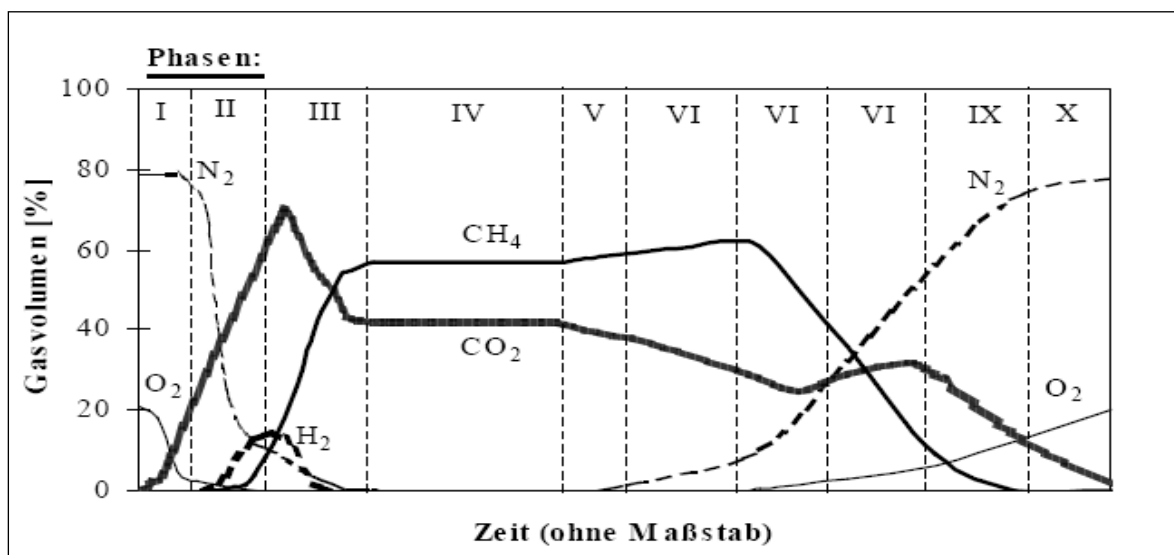


Abbildung 3-6: Konzentrationsverlauf der Hauptkomponenten des Deponiegases während der Abbauphasen (aus Heyer, 2003, S.58)

Die Deponiegasbildung wird durch die in Abbildung 3-7 dargestellten Faktoren beeinflusst.

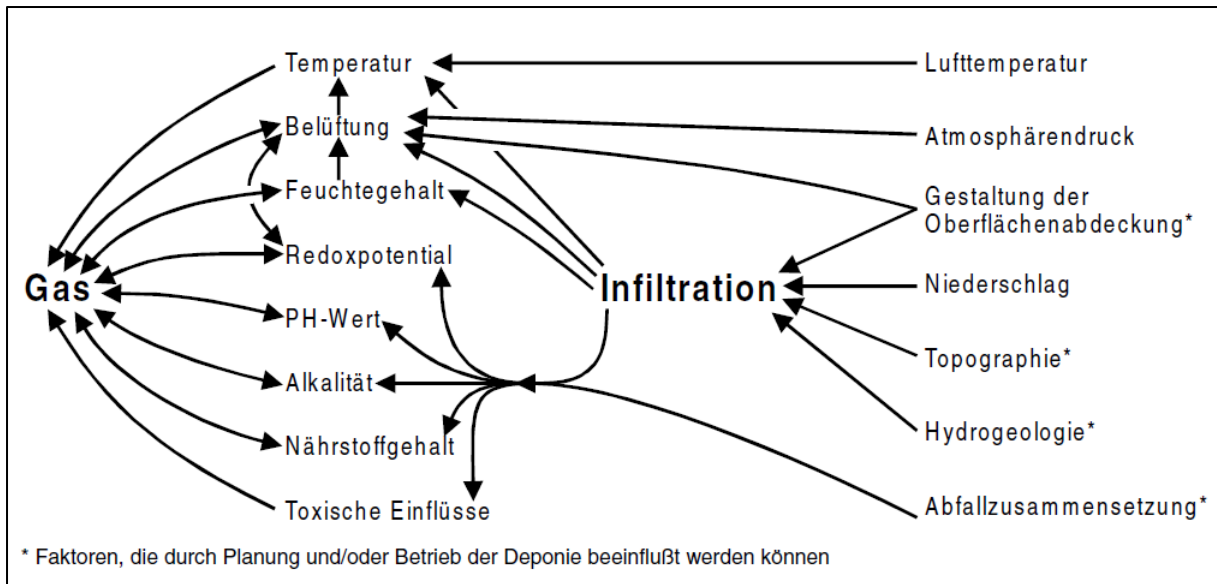


Abbildung 3-7: Faktoren, die die Gasproduktion beeinflussen (aus Drees, 2000, S.46)

3.3.5 Deponiegaspotential

Die genaue Bestimmung der Gasproduktion eines Deponiekörpers ist schwierig. Die produzierten Gasmengen können durch die technischen Einrichtungen zur Gasfassung nicht vollständig erfasst werden.

Für das Gaspotential von Abfällen einer herkömmlichen Hausmülldeponie werden aufgrund von Laboruntersuchungen, Messungen an Deponien und Berechnungen häufig Werte im Bereich von etwa 120 – 280 m³/Mg TS angegeben. Der Verlauf der Gasproduktion weist auf Halbwertszeiten zwischen 4 und 8 Jahren hin.

Drees (2000) führte eine Auswertung der Literaturangaben in Hinblick auf die produzierten Gasmengen aus. In Tabelle 3-7 sind die Ergebnisse dargestellt. Die Angaben stammen aus Laborversuchen, aus Versuchen in Testzellen und aus Versuchen an Deponien.

Quelle	Gasmenge [m ³ /t Hausmüll]
PFEFFER (1987)	185
KLEIN (1987)	235
HIELTE (1987)	204
STEGMANN (1987)	120 bis 150
EHRIG (1986) (feuchter Müll, Wassergehalt 30 %)	111
(trockener Müll)	151 bis 271
DOGGE (1987)	250 bis 300
TABASARAN (1976) (Messungen an Deponien)	60 bis 180
DOEDENS (1985) (Testzellen+trockener Müll)	50 bis 114
HAM (1979)	190 bis 240

Tabelle 3-7: Literaturangaben zu produzierten Gasmengen (aus Drees, 2000, S.48)

Krümpelbeck (2000) wertete die erfassten Gasmengen zahlreicher Deponien in Abhängigkeit von der Ablagerungsdauer aus:

- bis zu 20 m³/MgTS*a unmittelbar nach Abschluss der Verfüllung,
- bis zu 12 m³/MgTS*a nach 5 Jahren Ablagerungsdauer,
- bis zu 5 m³/MgTS*a nach 10 Jahren Ablagerungsdauer,
- etwa 1 – 2 m³/MgTS*a nach 15 bis 20 Jahren Ablagerungsdauer (Stegmann et al., 2006)

Zur theoretischen Abschätzung des Deponiegaspotentials einer Deponie werden Deponiegasprognosemodelle herangezogen. Häufig führen diese Modelle jedoch zu einer Überschätzung der Gasproduktion im Vergleich mit den messtechnisch ermittelten Ergebnissen. In Abbildung 3-8 sind die gängigsten Modelle zur Abschätzung der Deponiegasmenge dargestellt.

Modell	Vorgaben der Autoren
Tabasaran-Rettenberger-Modell¹⁾ $G_p = 1,868 \cdot \text{TOC}_{\text{abb}} \cdot (0,014 \cdot T + 0,28) = \text{m}^3/\text{t}$ $G_{(t)} = G_p \cdot (1 - 10^{-(t/k)}) = \text{m}^3/\text{t Deponiegas}$	$k = 0,04 \text{ a}^{-1}$ $\text{TOC}_{\text{abb}} = 170 - 200 \text{ kgC/t}$ $T = 30 \text{ }^\circ\text{C}$
Schweizer-Modell²⁾ $G_{(t)} = A \cdot (1 - e^{-t/k_1}) \cdot e^{-t/k_2} = \text{m}^3/(t \cdot \text{a}) \text{ Deponiegas}$	$A = 13,61 \text{ m}^3/(t \cdot \text{a})$ $k_1 = 1,1 \text{ a}$ $k_2 = 15,72 \text{ a}$
Ehrig-Modell³⁾ $G_{(t)} = G_{\text{max}} \cdot e^{-k_1 \cdot (t_1 - t)} = \text{m}^3/(t \cdot \text{a}) \text{ Deponiegas}$ $G_{(t)} = G_{\text{max}} \cdot e^{-k_2 \cdot (t - t_1)} = \text{m}^3/(t \cdot \text{a}) \text{ Deponiegas}$	$G_{\text{max}} = 100 - 180 \text{ m}^3/\text{t}; \phi 120$ $k = 0,139 \text{ a}^{-1}$ $G_{\text{max}} = (G_{\text{max}} \cdot k) = 13,9 - 25,0 \text{ m}^3/(t \cdot \text{a})$ $k_1 = 3,0 \text{ a}^{-1} / t_1 = 3 \text{ a}$
Hoeks-Oosthoeks-Modell⁴⁾ $G_{(t)} = \sum 0,8 P_i \cdot (1 - e^{-t/k_i}) = \text{m}^3/\text{t Deponiegas}$	$k_a = 0,693 \text{ a}^{-1}; t_{1/2} = 1 \text{ a}$ $k_b = 0,04 \text{ a}^{-1}; t_{1/2} = 15 \text{ a}$
Martcorena-Modell⁵⁾ $MP_{(t)} = MP_{(0)} \cdot e^{-t/k} = \text{m}^3/\text{t Deponiegas}$	
Abkürzungen: A = Maximale Gasproduktionsrate [m ³ /(t*a)] k = Geschwindigkeitskonstante [a ⁻¹] t = Ablagerungszeit [a] G _{max} = Maximale Deponiegasmenge [m ³ /t] G _{max} = Maximale Gasbildungsrate [m ³ /(t*a)] t ₁ = Zeitpunkt der maximalen Gasproduktion k ₁ = Zeitkonstante (ansteigender Ast) [a] k ₂ = Zeitkonstante (abfallender Ast) [a] k _a = Geschwindigkeitskonstante (leicht abbaubar) [a ⁻¹] k _b = Geschwindigkeitskonstante (schwer abbaubar) [a ⁻¹] MP ₍₀₎ = Deponiegasbildungspotential [m ³ /t] MP _(t) = Deponiegasbildungspotential zur Zeit t [m ³ /t] P ₁ = Anteil leicht abbaubarer Kohlenstoff [kgC/t] P ₂ = Anteil schwer abbaubarer Kohlenstoff [kgC/t] G _p = Gaspotential [m ³ /t] G _t = gebildete Deponiegasmenge [m ³ /t] TOC _{abb} = biologisch abbaubarer Anteil Kohlenstoff [kgC/t] T = Temperatur [°C] FS = Feuchtsubstanz	

Abbildung 3-8: Zusammenstellung von Deponiegasmodellen (aus Fellner et al., 2003, S.13)

Allen Modellen gemeinsam ist die Annahme, dass die Methanproduktion eine Reaktion 1. Ordnung ist. Das heißt es besteht eine direkte Abhängigkeit von der Substratausgangskonzentration. Weiterhin wird zur Vereinfachung angenommen, dass der gesamte organische Kohlenstoff in Methan und Kohlendioxid überführt wird. Für den Abfallkörper wird angenommen, dass er eine relativ konstante Temperatur besitzt (Krümpelbeck, 2000).

Bei kompletter Umsetzung des Kohlenstoffes zu Methan und Kohlendioxid gilt folgende Gleichung:

$$Ge = 1,868 \cdot C \cdot \text{m}^3/\text{t} \quad (\text{Gleichung 3-12})$$

- C Kohlenstoffgehalt in kg C/t Abfall
- 1,868 Faktor zur Umrechnung der Kohlenstoffmasse in das entsprechende Gasvolumen
- Ge Gesamtgasmenge in m³/t Abfall

Tabasaran (1976, zitiert in Bogon, 2005), auf den die Anfänge der Deponiegasmodelle in Deutschland zurückgehen, erweiterte diese Gleichung um einen Korrekturfaktor aus der Schlammfäulung:

$$Ge = 1,868 * C * (0,014 * T + 0,28) \quad m^3/t \quad \text{(Gleichung 3-13)}$$

Zur Abschätzung des zeitlichen Verlaufs der Gasproduktion wurde von ihm folgende Summenfunktion aufgestellt:

$$Gt = Ge * (1 - e^{-k*t}) \quad m^3/t \quad \text{(Gleichung 3-14)}$$

- k $-\ln(0,5)/t_{1/2}$
 t 1/2 Halbwertszeit
 t Zeit seit Ablagerung des Abfalls

Dieses Modell wurde bisher häufig modifiziert, da es sich in der ursprünglichen Form in der Praxis oft nicht bewährt hat, da es zu einer Überschätzung der Gasmengen führt (Krümpelbeck, 2000).

Weber (1990, zitiert in Bogon, 2005) ergänzte das Tabasaran Modell um betriebsbedingte Faktoren, die Einfluss auf den Verlauf der Gasproduktion nehmen. Er stellte folgende Gleichung auf:

$$Q_{a,t} = 1,868 * M * TC * f_{a0} * f_a * f_0 * f_s * k * e^{-k*t} \quad m^3/a \quad \text{(Gleichung 3-15)}$$

- $Q_{a,t}$ tatsächlich fassbare gesamte Gasproduktion zum Zeitpunkt t (m^3/a)
 M jährlich angelieferte Abfallmenge (kg)
 TC Kohlenstoffgehalt des Abfalls (kg/t), entspricht in etwa dem organischen Kohlenstoffgehalt TOC
 f_{a0} Anfangszeitfaktor; Berücksichtigung der Gasverluste im ersten halben Jahr nach erfolgter Ablagerung durch aerobe Umsetzung (0,95 (-) für Kippkantenbetrieb, 0,8 (-) für Dünnschichteinbau)
 f_a Abbaufaktor, Verhältnis von unter optimalen Bedingungen vergasbarem zum gesamten Kohlenstoffgehalt (ca. 30% des TC sind für biochemische Umsetzung nicht zugänglich, z.B. Lingin und Kunststoffe) $f_a \sim 0,7$
 f_0 Optimierungsfaktor, Verhältnis von unter praktischen Deponiebedingungen umgesetztem Kohlenstoff zu unter optimalen Laborbedingungen vergasbarem Kohlenstoff (anaerober Abbau in der Deponie nicht optimal wegen örtlich begrenzter trockener Nester, Hemmung durch bestimmte Stoffe, Unterversorgung mit Nährsalzen und Spurenelementen) $f_0 \sim 0,7$
 f_s systembedingter Fassungsgrad, Verhältnis der unter Deponiebedingungen in Abhängigkeit von Entgasungssystem und Abdichtung gefassten zur tatsächlich produzierten Gasmenge (100% Erfassungsrate sind in der Praxis unrealistisch, bei sehr guten Erfassungssystemen mit Oberflächenabdichtung des Deponiekörpers sollten max. 60-70% angesetzt werden)
 k Abbaukonstante $k = \ln 0,5 / T_{1/2}$
 $T_{1/2}$ Zeit, in der 50% des Kohlenstoffs umgesetzt sind (Halbwertszeit)
 betrachteter Zeitabschnitt (t=0 bezeichnet nicht den Beginn der Ablagerung, sondern den Beginn der Gasproduktion unter anaeroben Bedingungen (a))

Anhand des Schweizer Modells (zitiert in Bogon, 2005), das vom Umweltamt in Bern vorgeschlagen wurde, wird die Gasmenge ausgehend von der jährlichen Maximalgasmenge modifiziert.

Beim Modell nach Ehrig (zitiert in Bogon, 2005) wird die zeitliche Verzögerung der Gasproduktion mit eingerechnet. In Anlehnung an das Schweizer Modell wird ein modifizierter Ablauf auf der Grundlage zweier Gleichungen beschrieben.

Die erste Gleichung beschreibt die Phase der ansteigenden Deponiegasproduktion, die zweite die Phase der abfallenden Gasproduktion.

Ein weiteres Modell zur Prognose der Gasmengen wurde von Hoeks- Oesthoeks (1991, zitiert in Bogon, 2005) entwickelt. Hier werden die Abfälle in 3 Fraktionen (leicht, mittel und schwer abbaubar) unterteilt mit Halbwertszeiten von 1, 5 und 15 Jahren. 30% der Abfallmasse sind leicht, 30% mittel und 40% schwer abbaubar. Der abbaubare Anteil von Organik wird von ihm auf 400 kg/t Feuchtsubstanz geschätzt (Krümpelbeck, 2000).

Im Modell von Marticorena (1993) findet eine weitere Unterteilung des organischen Kohlenstoffs in 3 Kategorien (leicht, schwer abbaubar, sehr schwer abbaubar) mit den Halbwertszeiten 2,7 und 2600 Jahre statt (Bogon, 2005).

Ein großes Problem bei allen Deponiegasprognosen ist die Bestimmung der Halbwertszeit. In der Literatur werden diesbezüglich sehr unterschiedliche Angaben gemacht. Drees (2000) führte eine Literaturlauswertung für die Abbaufaktoren k bzw. die Halbwertszeit $T_{1/2}$ durch.

Die dort gemachten Angaben sind nur schwer auf Abfalldeponien übertragbar, da dort kaum konstante Feuchte- und Temperaturverhältnisse herrschen (Drees, 2000). Die Ergebnisse ihrer Auswertung sind in Tabelle 3-8 zusammengefasst.

Literaturquelle	k-Werte für		T _{1/2} [a]
	$k = \frac{\ln 2}{T_{1/2}}$	$k = \frac{\log 2}{T_{1/2}}$	
TABASARAN (1976)	0,07		10
RETTENBERGER (1978)	0,228		2,4
TABASARAN, RETTENBERGER, (1987) allgemeine Angaben Messungen an Deponien		0,025 bis 0,05 0,035 bis 0,04	12 bis 6 8,6 bis 7,5
HOEKS (1983)	0,0365		19
ROVERS (1983) leicht abbaubar mäßig abbaubar schwer abbaubar	0,693 0,139 0,046		1 5 15
HOEKS (1980) Messungen an Deponien	0,1		7
STEGMANN (1978/79) leicht abbaubar mäßig abbaubar			1,5 25
MOOLENAAR (1981) leicht abbaubar mäßig abbaubar schwer abbaubar			1 bis 5 5 bis 25 20 bis 100
BOWERMANN (1976) leicht abbaubar mäßig abbaubar schwer abbaubar	1,84 1,15 0,115		0,4 bis 1 0,6 bis 2 6 bis 20
HAM (1979) leicht abbaubar mäßig abbaubar andere Werte zitiert: leicht abbaubar mäßig abbaubar			1 15 0,5 bis 10 2 bis 25
EHRIG (1986)	0,198 bis 0,347		3,5 bis 2
WEBER (1989)	0,05 bis 0,15		6 bis 10

Tabelle 3-8: Vergleich der Literaturangaben zur Halbwertszeit und Abbaukonstanten (aus Drees, 2000, S.50)

4 Untersuchungsobjekt Deponie Muertendall

Im folgenden Kapitel wird der Standort Deponie Muertendall beschrieben. Dazu gehören die Lage der Deponie und ihre historische Entwicklung sowie geologische, hydrologische und meteorologische Verhältnisse. Desweiteren wird die aktuelle Emissionsituation der Deponie dargestellt.

4.1 Standort, Lage und historische Entwicklung

Die Deponie Muertendall liegt im Kanton Grevenmacher, ca. 5 km westsüdwestlich von Grevenmacher.

Ca. 50 m südlich von der Deponie verläuft die Autobahn E4 Trier- Luxemburg. Parallel dazu verläuft der CR 142 von Potaschberg nach Flaxweiler über die, die Anlieferer die Deponie erreichen.

Der Standort liegt auf der Hochfläche über dem Moseltal, die zur naturräumlichen Einheit des Luxemburger Gutlandes gerechnet wird. Im Umland wird der Boden forst- und landwirtschaftlich genutzt. Die Deponie liegt in einem Waldgebiet mit Laubmischwald und Nadelwald. Abbildung 4-1 zeigt die geographische Lage der Deponie.

Erstmals in Betrieb genommen wurde die Deponie am 01. Januar 1979 vom Gemeindegewerksverband SIGRE (Syndicat intercommunal pour la gestion des déchets ménagers, encombrants et assimilés en provenance des communes de la region de Grevenmacher, Remich et Echternach). Das SIGRE wurde 1974 gegründet mit dem Ziel eine kontrollierte Zentraldeponie für die Kantone Grevenmacher, Remich und Echternach zu betreiben.

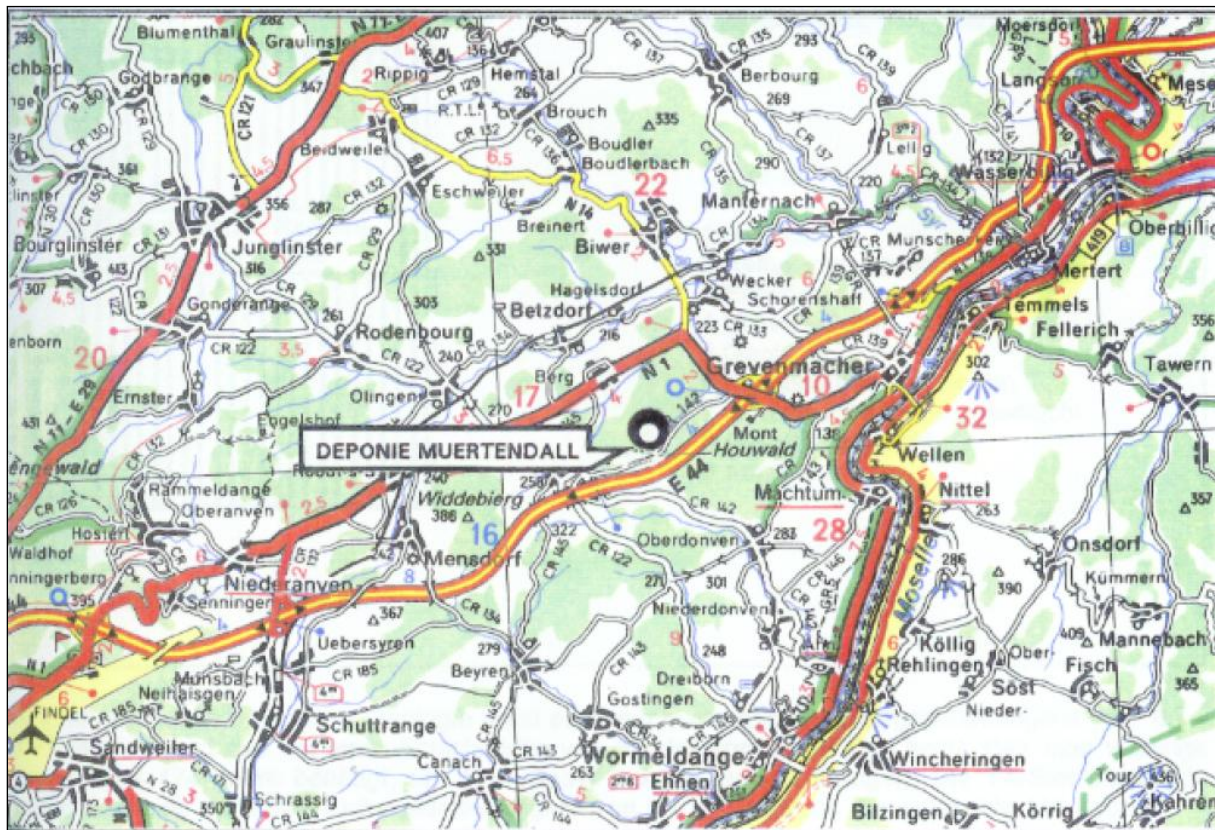


Abbildung 4-1: Geographische Lage der Deponie (aus SIGRE, 1994, Anhang)

In dem Syndicat sind alle 25 Gemeinden der Ostkantone, außer Befort, mit einer Gesamteinwohnerzahl von über 60.000, zusammengeschlossen. Das Einzugsgebiet beträgt 511 km². Die damaligen Berechnungen ergaben, dass die Kapazität der Deponie bis ins Jahr 1990 ausreichen würde. Am 17. Dezember 1991 musste die Deponie geschlossen werden, da sie die genehmigte Höhe von 285 m über NN und die Ablagerungskapazität von 300.000 m³ erreicht hatte.

Im Dezember 1992 wurde die Deponie erneut in Betrieb genommen, zuerst nur mit provisorischen Einrichtungen. Die Sanierung der Deponie erfolgte von 1995-2000 aus Platzgründen in zwei Ausbaustufen. In den Sommermonaten wurde die Basisabdichtung gebaut und in den Wintermonaten der Abfall umgelagert. Von 1995-1996 (1. Ausbaustufe) wurde im nördlichen Teil der Deponie ein Damm errichtet und anschließend der erste Teil der Basisabdichtung gebaut. Darauf wurde ein Teil des Mülls, der von 1979-1994 auf der Deponie abgelagert wurde, umgelagert. Auf den umgelagerten Altmüll wurde der Neumüll eingebaut bis zur Fertigstellung der zweiten Ausbaustufe. Der Müll der 1. Ausbaustufe wurde 1997 mit einer ca. 80 cm mächtigen Bodenschicht abgedeckt. In der zweiten Ausbaustufe von 1997-2000 wurde der zweite Teil der Basisabdichtung gebaut. Nach deren Fertigstellung wurde der Rest des Altmüllkörpers umgelagert. Bis 2010 wurde der angelieferte Müll dort abgelagert.

Die Schritte der Sanierung sind in Abbildung 4-2 dargestellt. Im Anhang 1 zeigen die Bilder 1-3 den Bau der Basisabdichtung sowie die Umlagerung des Altmülls. Abbildung 1 zeigt die Ausbaustufen der Deponie.

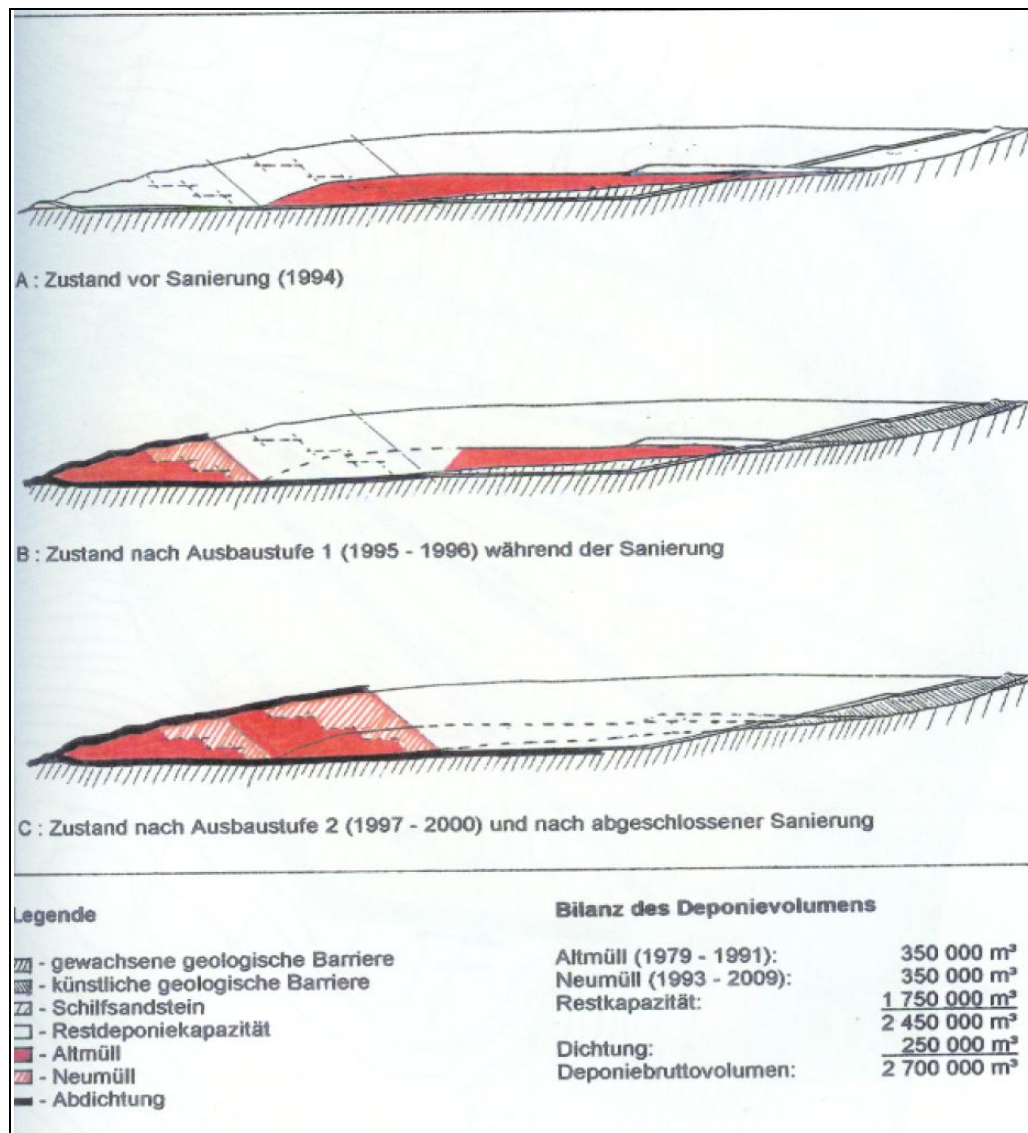


Abbildung 4-2: Schema zur Sanierung der Deponie (aus SIGRE, 1994, Anhang)

Nach Verfüllung der zweiten Ausbaustufe wurde der Müll mit Straßenkehricht und Bauschutt abgedeckt und eine Schottererschicht aufgebracht. Außerdem wurden 4 Gasrigolen verlegt. Mit der dritten Ausbaustufe wurde 2009 begonnen. Die Basisabdichtung wurde nach Süden erweitert. Fertig gestellt wurde die dritte Ausbaustufe 2010. Seitdem wird dort der angelieferte Müll abgelagert. Bild 4-1 zeigt die zweite und dritte Ausbaustufe der Deponie.



Bild 4-1: Zweite (Bild links) und dritte (Bild rechts) Ausbaustufe der Deponie (jeweils orange markiert)

Das Areal der Deponie betrug 1979 7,2 ha, davon waren 5,8 ha Ablagerungsfläche. Nach Sanierung und Erweiterung der Deponie beträgt die Gesamtfläche 14,5 ha, die Ablagerungsfläche 11 ha. In Anhang 1 Bild 4 zeigen Luftaufnahmen die Veränderung der Deponie im Zuge der Ausbauphasen.

4.2 Abfallmengen

Auf der Deponie werden hauptsächlich Hausmüll und hausmüllähnliche Gewerbeabfälle abgelagert. In Abbildung 4-3 ist die Entwicklung der Abfallmengen seit Sanierung der Deponie dargestellt. Der Hausmüll macht den Großteil der Abfallmenge aus. Rund 2/3 der angelieferten Abfälle sind Hausmüll. Die sehr großen Hausmüllmengen in den Jahren 1996, 1998, 2005 und 2010 stammen aus zusätzlichen Hausmüllanlieferungen der SIDOR.

An zweiter Stelle steht der Gewerbeabfall. Sein Anteil liegt bei ca. 25%. Die restlichen Abfallarten spielen nur eine untergeordnete Rolle.

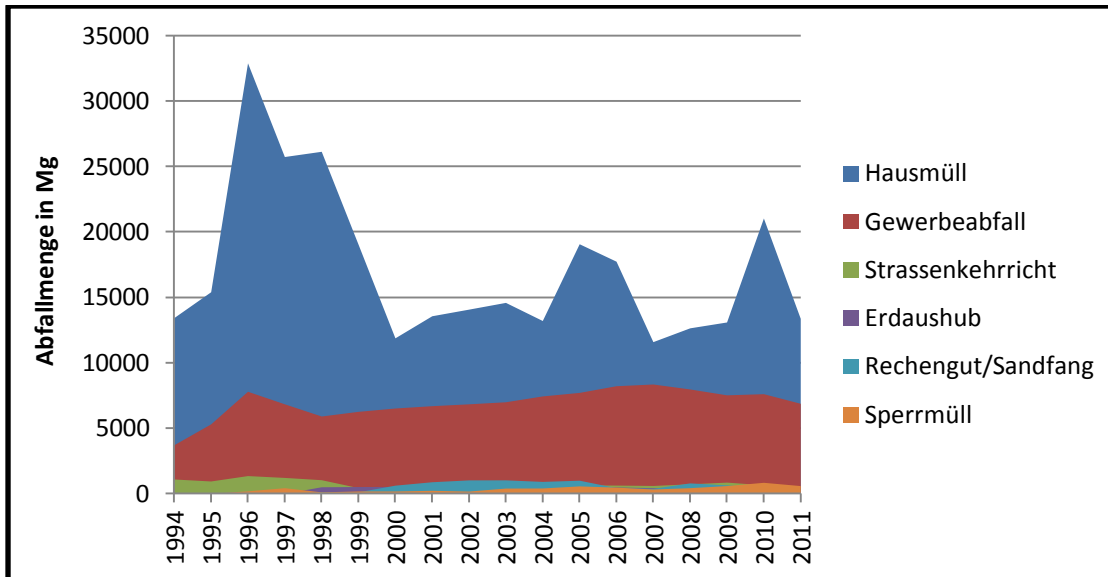


Abbildung 4-3: Angelieferte Abfallmengen von 1994- 2011

Mit einem deponieinternen LKW werden die angelieferten Abfälle auf die Deponie verbracht. Dort werden sie mechanisch-biologisch vorbehandelt. Die mechanische Zerkleinerung der Abfälle erfolgt mit einem Kompaktor. Anschließend werden die Abfälle zu Rottemieten aufgesetzt. Die biologische Behandlung erfolgt in Anlehnung an das Kaminzugverfahren. Dieses Verfahren hat sich über mehrere Jahre im praktischen Betrieb erfolgreich bewährt. Bei diesem Verfahren wird für die Belüftung der Mieten die Temperaturdifferenz zwischen Miete und Außenluft ausgenutzt (Collins, 1998). Am Standort Muertendall werden die Mieten nicht auf Holzpaletten sondern direkt auf perforierte Drainrohre mit einem Durchmesser von 150 mm aufgesetzt. Diese bewirken, dass von unten Luft in die Miete eindringen kann. Eine Abdeckschicht wird nicht auf die Rotte aufgebracht. Abbildung 4-4 zeigt eine Skizze des Prinzips.

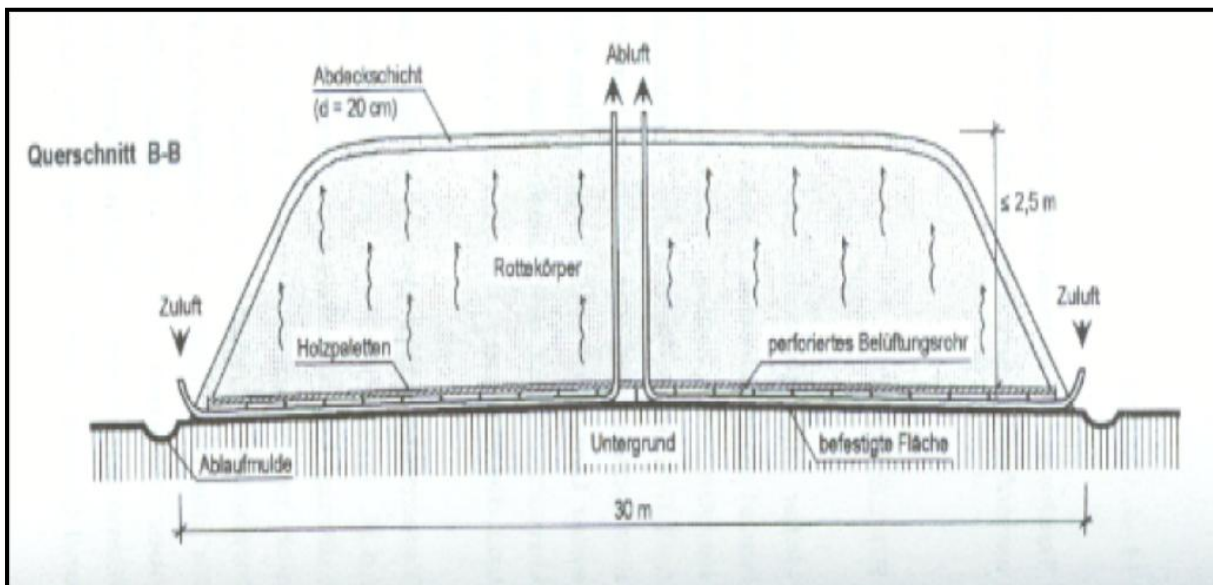


Abbildung 4-4: Kaminzugverfahren (aus Collins, 1998, S. 332)

Durch die Rotte wird organische Substanz abgebaut, was auch zur Reduktion der Belastung des Sickerwassers aus der Deponie führen wird (Collins, 1998). Dies wird für den Standort durch Untersuchungen der RUK (2007) bestätigt. Es wurden Proben aus Rottemieten unterschiedlichen Alters entnommen und deren AT_4 und TOC bestimmt. Die Ergebnisse zeigen, dass der AT_4 und der TOC mit zunehmender Rottedauer abnehmen. Nach der Rotte werden die Abfälle verteilt und im Dünnenschichtverfahren eingebaut. Vor Sanierung der Deponie erfolgte keine Vorbehandlung der

Abfälle, sie wurden direkt im Dünnschichtverfahren eingebaut. Bild 4-2 zeigt den derzeitigen Einbau der Abfälle auf der Deponie mittels Kompaktor.



Bild 4-2: Einbau der Abfälle mit dem Kompaktor

Neben Abfällen werden auf der Deponie auch Wertstoffe angenommen. Aus den angenommenen Garten- und Parkabfällen wird seit 2006 Kompost hergestellt. Der angelieferte Bauschutt wird für den Wege- und Platzbau auf der Deponie verwendet. Die anderen Wertstoffe werden auf der Deponie gesammelt und zu externen Verwertern transportiert. In Abbildung 4-5 sind die prozentualen Anteile der einzelnen Wertstoffe (durchschnittliche Menge von 2005- 2011) dargestellt.

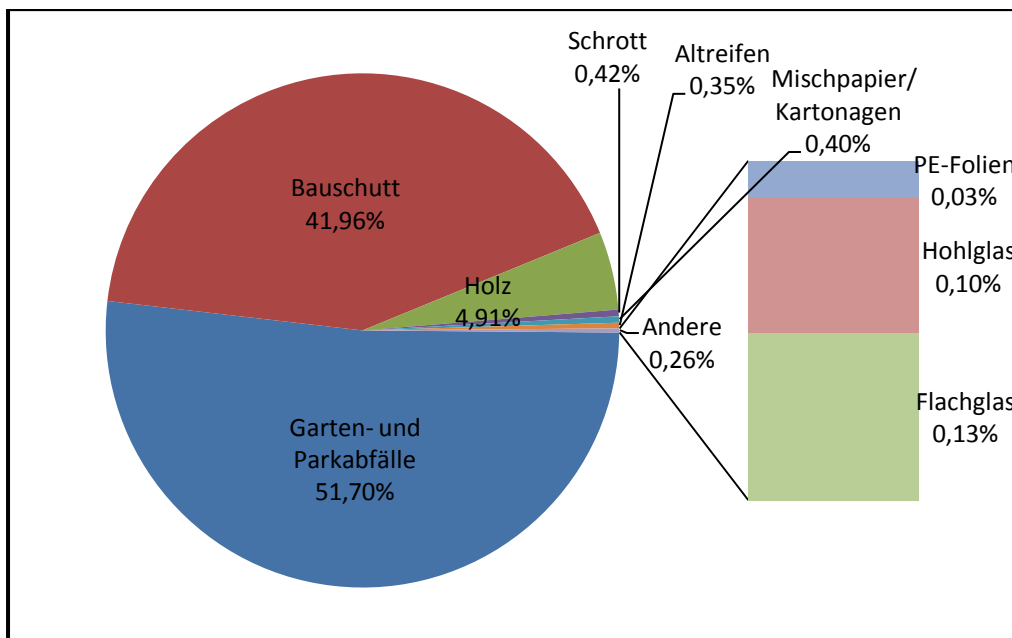


Abbildung 4-5: Prozentualer Anteil der einzelnen Wertstoffe

Die Garten- und Parkabfälle sowie der Bauschutt stellen mengenmäßig die größten Fraktionen dar. Die Anteile der restlichen Wertstoffe liegen zwischen 0,03% und 4,91%.

4.3 Geologische, hydrologische und meteorologische Verhältnisse

Geologisch zählt der Standort zum Luxemburger Gutland, das von mesozoischen Sedimentgesteinen aufgebaut wird. Es zählt zu der geologischen Einheit der Trier- Luxemburger Bucht, einem Nord-Ost Ausläufer des Pariser Beckens. Das Mesozoikum umfasst eine Zeitspanne von etwa 155 Millionen Jahren. Es wird in die Perioden Buntsandstein, Muschelkalk und Keuper eingeteilt. Diese werden stratigraphisch wieder in drei Stufen gegliedert: unterer, mittlerer und oberer. Das Moseltal in Grevenmacher wird von Gesteinen des Muschelkalks aufgebaut. Während der Zeit des Muschelkalkes wurden hauptsächlich kalkige und mergelige Sedimente, sowie Gipse, Anhydrite, Dolomite und Salze, die durch Eindampfung des Meerwassers entstanden, abgelagert.

Die Kalke und Dolomite des Oberen Muschelkalkes, die im Moseltal bei Grevenmacher abgelagert wurden, bilden eine Schichtstufe. Die Hochfläche auf der die Deponie sich befindet, wird aus Sedimenten des Keupers aufgebaut. Die Schichten des Keupers fallen ca. 5 Grad nach Südwesten ein. Aufgrund tektonischer Beanspruchungen sind die Gesteine in einzelne Schollen zerfallen. Dabei handelt es sich im Allgemeinen um Abschiebungen. Der Versatz zwischen den einzelnen Schollen kann wenige 10er m erreichen (Kocks, 1993).

Der Untergrund der Deponie wird von Gesteinen des Mittleren Keupers (Pseudomorphosenkeuper-km1) gebildet. Es handelt sich dabei um Tonsteine, Mergel und Tonmergel.

Als karbonatische Komponente findet man Dolomite. Im oberen Bereich verwittern die Gesteine zu Tonen. Dolomitische, dünnplattige, härtere Gesteinsbänke sind zwischengeschaltet. Der Farbton rot dominiert im Deponiegebiet. Daneben kommen graugrüne und graue Lagen vor. Unter dem Verwitterungshorizont konnte Sulfat nachgewiesen werden, dass in mm-großen weißen Nestern vorkommt.

Die Gebäude gründen auf den Schichten des Schilfssandsteines, der über dem Pseudomorphosenkeuper lagert (Mittlerer Keuper, km 2s). Die Grenze zwischen den beiden Schichten liegt bei ca. 295 m über NN. Der Pseudomorphosenkeuper hat eine Mächtigkeit von 60 m, daraus ergibt sich, dass die Basis in 235 m über NN zu finden ist. Der tiefste Punkt der Deponie liegt bei 263 m über NN. Das bedeutet, dass unter der Deponiebasisabdichtung 30 m Tone und Mergel anstehen. Somit beträgt die Höhe der geologischen Barriere mindestens 30 m (Kocks, 1993).

Das Gebiet liegt zwischen den beiden Vorflutern, der Mosel im Osten und der Syr im Nordwesten. Die Hochfläche wird von zahlreichen kleinen Bächen entwässert.

Die Deponie liegt am Ende eines Tales. Das Oberflächenwasser fließt nach Norden zur Syr.

Die Schichten des Pseudomorphosenkeupers sind schwach durchlässig. Es gibt keine nennenswerten Grundwasservorkommen. Wasserzuflüsse treten nur in der Verwitterungszone des km 1 auf. Auf dem Deponiegelände befindet sich eine Grundwassermessstelle zur Überwachung. Am 23.09.2003 wurde ein Pumpversuch in der Grundwassermessstelle durchgeführt. Dabei wurde das Wasser in der Messstelle abgepumpt und der Wiederanstieg anschließend gemessen. Für Transmissivität und Gebirgsdurchlässigkeit wurden folgende Werte ermittelt:

- aus der Absenkung: Transmissivität: $3,4 \cdot 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$
- Gebirgsdurchlässigkeit: $5,7 \cdot 10^7 \text{ m/s}$
- aus dem Wiederanstieg: Transmissivität: $6,8 \cdot 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$
- Gebirgsdurchlässigkeit: $1,1 \cdot 10^6 \text{ m/s}$

Diese Werte belegen, dass die Grundwassermessstelle in einem gering bis sehr gering durchlässigen Gestein ausgebaut worden ist. Die Bohrung ist im sehr gering durchlässigen Pseudomorphosenkeuper abgeteuft worden. Es zeigt sich eine sehr geringe Grundwasserneubildung, was durch die Messung der Tiefe des Grundwassers bestätigt wird (Kocks, 2003). Das in der Bohrung angetroffene Grundwasser entstammt den Sandsteinen des km 2s; aus dem km 1 kann kein Grundwasser bzw. keine messbare Menge von Grundwasser zufließen. Die Grundwassermächtigkeit im km 2s ist gering, es wird in einer Größenordnung von einigen Dezimetern bis wenigen Metern geschätzt. Das neu

gebildete Grundwasser stammt aus den Niederschlägen in dem Waldgebiet zwischen Deponiehang und Landstraße. Ein weiterer Teil des Grundwassers kann sich aus dem von der Landstraße abfließenden Oberflächenwasser bilden (Kocks, 2003).

Das regionale Klima wird durch die vom Atlantik beeinflussten Großwetterlagen geprägt. Es zeichnet sich durch gemäßigte Sommertemperaturen und milde Winter aus. Niederschläge fallen ganzjährig. Der mittlere Niederschlag beträgt 750 mm (Kocks, 1993).

4.4 Emissionssituation der Deponie

Typische Emissionen einer Deponie sind zum einen Deponiegas sowie belastetes Sickerwasser. Sie entstehen durch den Abbau der Organik im Deponiekörper. Wie hoch diese Emissionen ausfallen, ist von Deponie zu Deponie unterschiedlich und hängt von vielen Faktoren ab (Abfallzusammensetzung, Einbauart, klimatische Verhältnisse etc.). Um Umweltgefährdungen zu vermeiden, müssen die entstehenden Emissionen durch geeignete Maßnahmen erfasst bzw. behandelt werden.

4.4.1 Sickerwasser

Das Sickerwasser, das auf der Deponie Muertendall anfällt wird auf der Basisabdichtung gesammelt und von insgesamt 4 Sammlern (1-4) gefasst. Abbildung 4-6 zeigt ein Schema der Sickerwasserfassung.

Im freien Gefälle fließt das Sickerwasser in das Sickerwasserpumpwerk (5), welches sich im Tiefpunkt der Deponie befindet. Von dort aus wird es zur Kläranlage gepumpt (6).

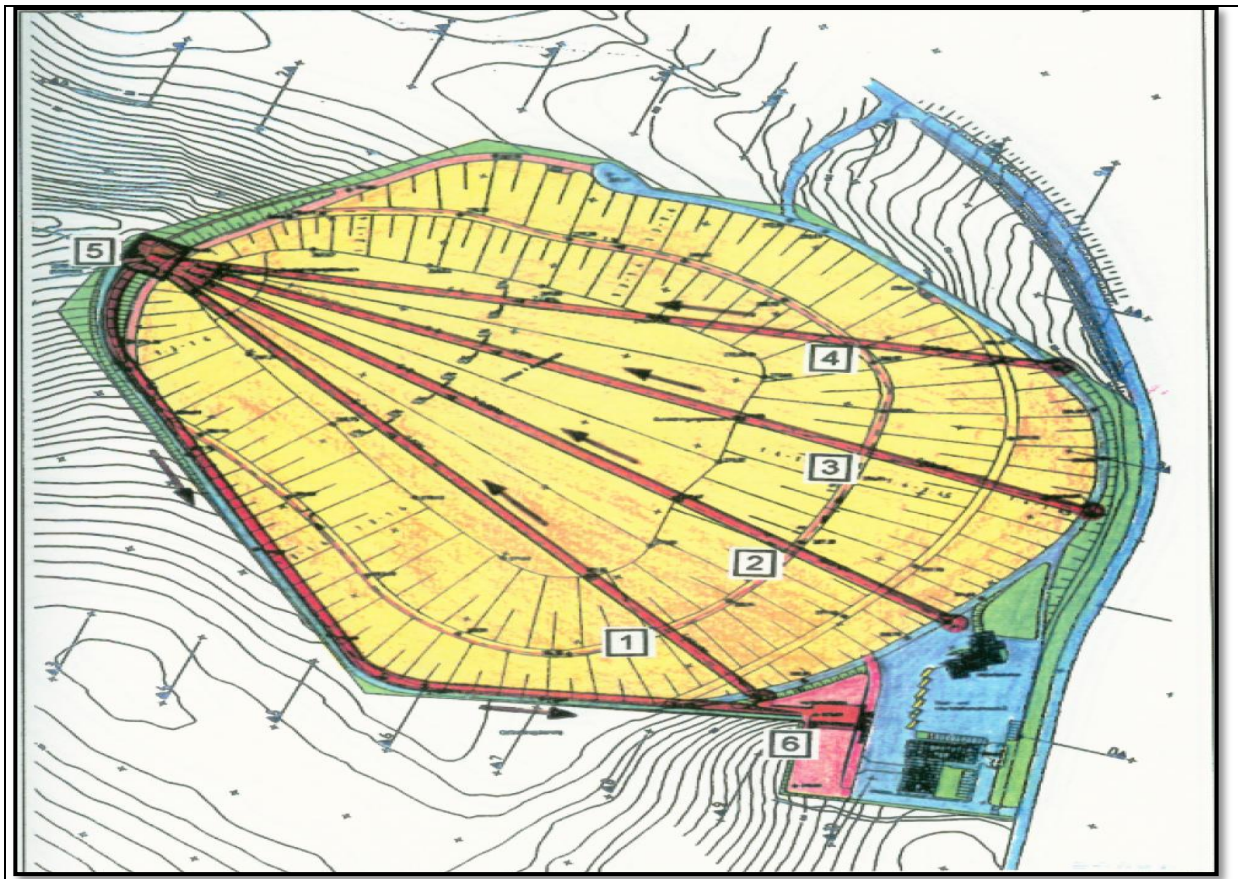


Abbildung 4-6: Schema der Sickerwasserfassung auf der Deponie (aus SIGRE, 1994, Anhang)

Das Pumpwerk wird von Sickerwasserzulaufleitungen gespeist, wovon 4 direkt aus dem Deponiekörper kommen. Der Vorlagebehälter im Pumpwerk hat ein Speichervolumen von 120 m³. Die Menge des Sickerwassers wird durch Handmessungen, Echolotmessungen und Messungen über den Höhenstand ermittelt. Die Sickerwasserqualität wird wöchentlich durch deponieeigene Laboruntersuchungen überprüft. Es wird der CSB, BSB₅, der Nitrat-, Nitrit- und Ammoniumgehalt des Sickerwassers bestimmt.

Abbildung 4-7 zeigt die Sickerwassermengen und die Niederschläge von 1994-2011. Auffällig ist, dass vor 1998 die anfallenden Sickerwassermengen sehr gering waren. Bis zum August des Jahres 2004 wurde die anfallende Sickerwassermenge auf den Deponiekörper rückverregnet. Mit Inbetriebnahme der Kläranlage wurde die Rückverregnung eingestellt. Die Sickerwassermengen haben seit diesem Zeitpunkt deutlich abgenommen.

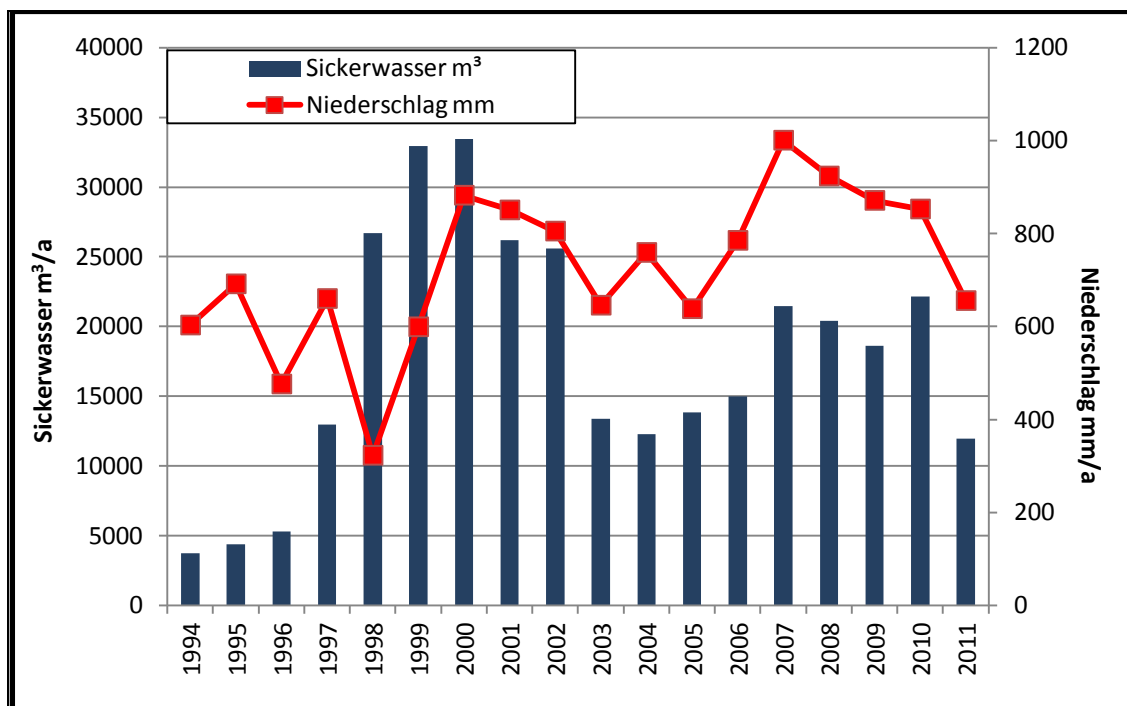


Abbildung 4-7: jährlicher Sickerwasseranfall von 1994- 2011

Die Behandlung des Sickerwassers erfolgt in einer deponieeigenen Kläranlage. Angewendet wird hier das Belebtschlammverfahren mit nachgeschalteter Membranfiltration.

4.4.2 Deponiegas

Durch die mikrobiellen Abbauprozesse im Deponiekörper, die unter anaeroben Bedingungen ablaufen, entsteht in allen Deponien Deponiegas. Hauptbestandteile des entstehenden Deponiegases sind Methan mit 55-65 Vol. %, Kohlendioxid mit ca. 25-35 Vol.% und gasförmige Produkte mit nicht mehr als 2 Vol.%. In geringen Konzentrationen kommen Schwefelwasserstoff und Kohlenwasserstoffverbindungen vor (GDA E 2-18, 1997).

Deponiegas entsteht in nahezu allen Tiefenbereichen einer Siedlungsabfalldeponie. Infolge Auflast und mechanischer Verdichtung wird jedoch die Gaswegsamkeit in größerer Tiefe geringer (GDA E 2-18, 1997). Abbildung 4-8 zeigt ein Schema zur Deponiegasausbreitung. Die Ausbreitungswege des Deponiegases werden beeinflusst durch die Form der Deponie, durch konstruktive Elemente (Abdeckschichten, Oberflächenabdichtung), durch lokale Verdichtungen und das umgebende Erdreich der Deponie (Figueroa, 1998).

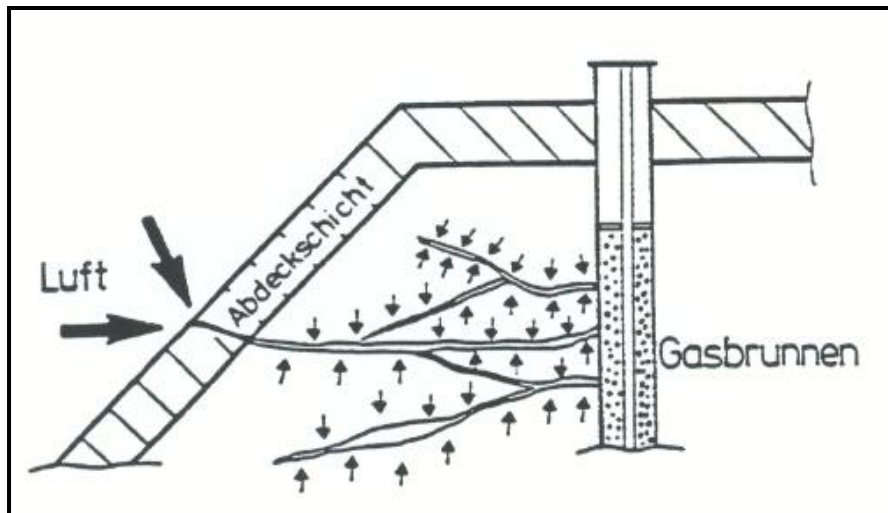


Abbildung 4-8: Schema zur Ausbreitung des Deponiegases (aus Kocks, 1993, S. 73).

Aus folgenden Gründen muss das Deponiegas beseitigt werden:

- Verhinderung von Brand- und Explosionsgefahren,
- Vermeidung von Vegetationsschäden,
- Vermeidung von Gesundheitsschäden,
- Einschränkung des Treibhauseffekts und
- Vermeidung von Geruchsbelästigungen.

Die Gasfassung kann durch passive und aktive Entgasung erfolgen. Nach TASI (1993), lässt sich nur mit Hilfe der aktiven Entgasung eine zufrieden stellende Gasfassung erreichen. Hiermit können 20 bis 70 % der produzierten Gasmenge gefasst werden (Figueroa, 1998). In Abbildung 4-9 ist die aktive Entgasung schematisch dargestellt. Die passive Entgasung, bei der das Deponiegas durch Eigendruck entweicht, ist nur bei Altdeponien mit sehr geringem Gasaufkommen in Betracht zu ziehen.

Zur aktiven Fassung des Gases kommen vertikale und horizontale Systeme zum Einsatz.

Vertikale Gasbrunnen werden durch das Abteufen von Bohrungen hergestellt. Für die mit geringem Unterdruck betriebenen Systeme werden die Gasbrunnen rasterförmig in einem Grundnetz mit geringem gegenseitigem Abstand angeordnet.

Der obere Abschluss des Brunnens kann als frei stehender Brunnenkopf oberirdisch oder unterflur in einem Schacht ausgeführt werden (GDA E 2-18, 1997).

Als horizontale Gasfassungssysteme kommen Rigolen zum Einsatz. Sie werden parallel zueinander in versetzter Anordnung über den einzelnen Verfüllebenen im Zuge der Abfallablagerung eingebaut. Die Rigolen können mit quadratischem, rechteckigem oder trapezförmigem Querschnitt ausgeführt werden. Mittig im Rigolenquerschnitt wird eine mit Drainmaterial umhüllte Drainleitung eingelegt. Der gesamte Rigolenquerschnitt ist mit dem Drainmaterial vollständig zu verfüllen. Zur Verbesserung der Gasfassung können horizontale Rigolen mit vertikalen Gasbrunnen kombiniert werden. Hierbei werden die Rigolen sternförmig um die vertikalen Gasbrunnen angelegt (GDA E 2-18, 1997).

Vertikale Systeme besitzen den Vorteil, eine gute Entgasung auch in der Tiefe zu erzielen, da die horizontale Gaswegigkeit in einer Deponie um ein Vielfaches höher liegt als die vertikale (Figueroa, 1998).

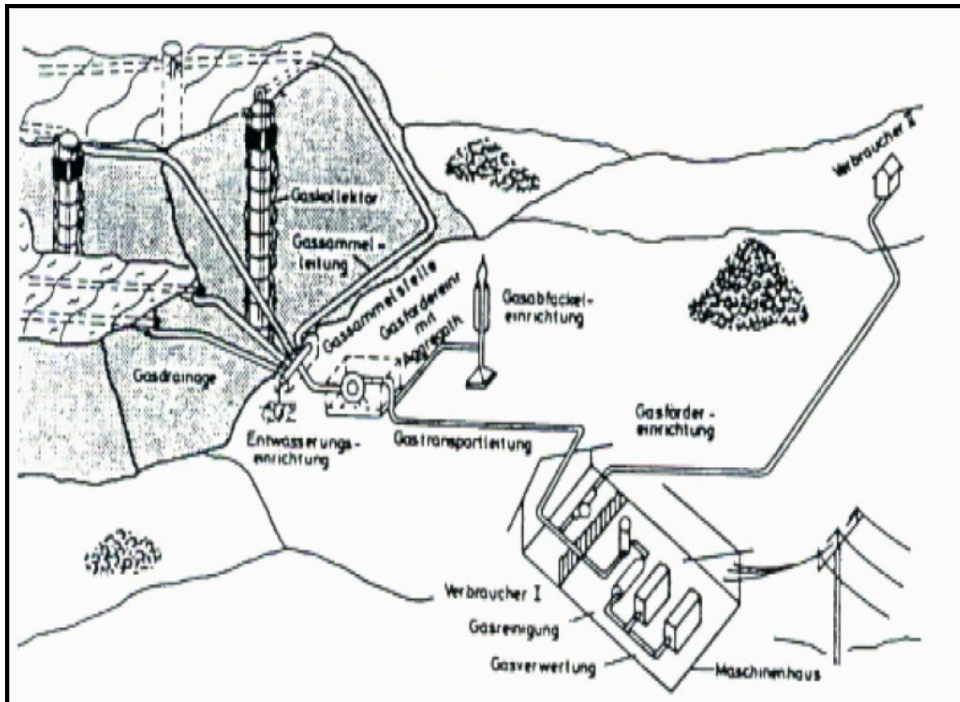


Abbildung 4-9: schematische Darstellung der aktiven Entgasung (aus: Welling, 1998, S.8).

Auf der Deponie Muertendall erfolgt eine aktive Entgasung in Form vertikaler Gasbrunnen und horizontaler Gasrigolen. Die Ausbreitung des Deponiegases erfolgt horizontal, bedingt durch den schichtenweisen Einbau des Mülls.

Der Durchmesser eines Gasbrunnens beträgt 1,0 m. In dem Gasbrunnen befindet sich ein perforiertes Innenrohr. Das Bohrloch ist mit Schotter 16/32 mm verfüllt. Am Brunnenkopf sind Messstutzen zur Kontrolle von Temperatur und Gasgeschwindigkeit angeordnet. Die Sammelleitungen von Gasbrunnen zur Gassammelstation sind unter Flur verlegt mit einem Gefälle von 5 %. Alle Gasleitungen haben Gefälle zur Gassammelstation, so dass das Kondensat in die gleiche Richtung bis zum Sammelbalken abfließt.

Insgesamt gibt es 2 Gassammelstationen an die die Gasbrunnen und –rigolen angeschlossen sind. Im Endausbau sollen es insgesamt vier sein. Zurzeit erfolgt die Entgasung des Altmüllkörpers über insgesamt 10 Gasbrunnen. Im Bereich der 2. Ausbaustufe wurden 4 Gasrigolen verlegt. Die Abbildung 4-10 zeigt einen Gesamtlageplan der Entgasungseinrichtungen im Endzustand der Deponie. Das Deponiegas wird über eine Reihe von Gasbrunnen gefasst (1) und den Gassammelstationen (2) zugeführt. Von dort aus wird es über eine Hauptverbundleitung (3) zur Fackel im Eingangsbereich befördert, wo die Absaugstation (4) den erforderlichen Unterdruck erzeugt.

Seit 2010 erfolgt eine energetische Verwertung des Deponiegases in einem Blockheizkraftwerk. Davor wurde das anfallende Deponiegas in einer Gasfackel beseitigt.

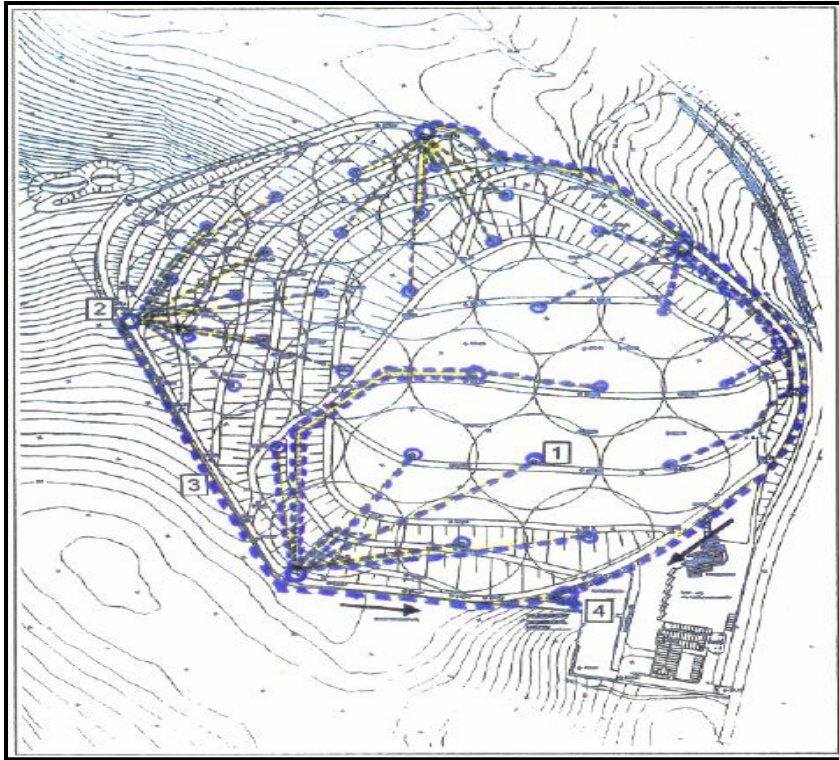


Abbildung 4-10: Gesamtlageplan der Entgasungseinrichtungen, Erläuterung der Zahlen siehe Text (aus SIGRE, 1994, Anhang)

4.5 Basisabdichtung und Oberflächenabdeckung

Die Basisabdichtung wurde auf Grundlage der TAsi vom 01.06.1993 errichtet. Sie besteht von unten nach oben aus folgenden Komponenten:

1. geologische Barriere,
2. Kombinationsabdichtung,
3. Entwässerungsschicht.

Der natürlich anstehende Untergrund bis zum Deponieplanum und im weiteren Umfeld einer Deponie, der aufgrund seiner Eigenschaften und Abmessungen die Schadstoffausbreitung maßgeblich behindert, bezeichnet man als geologische Barriere. Sie besteht grundsätzlich aus natürlich anstehendem, schwach durchlässigem Locker- oder Festgestein mit einer Mächtigkeit von mindestens 3 m Dicke. Am Standort Muertendall sind diese Bedingungen erfüllt (Ludwig, 2007). Abbildung 4-11 zeigt den Aufbau der Basisabdichtung.

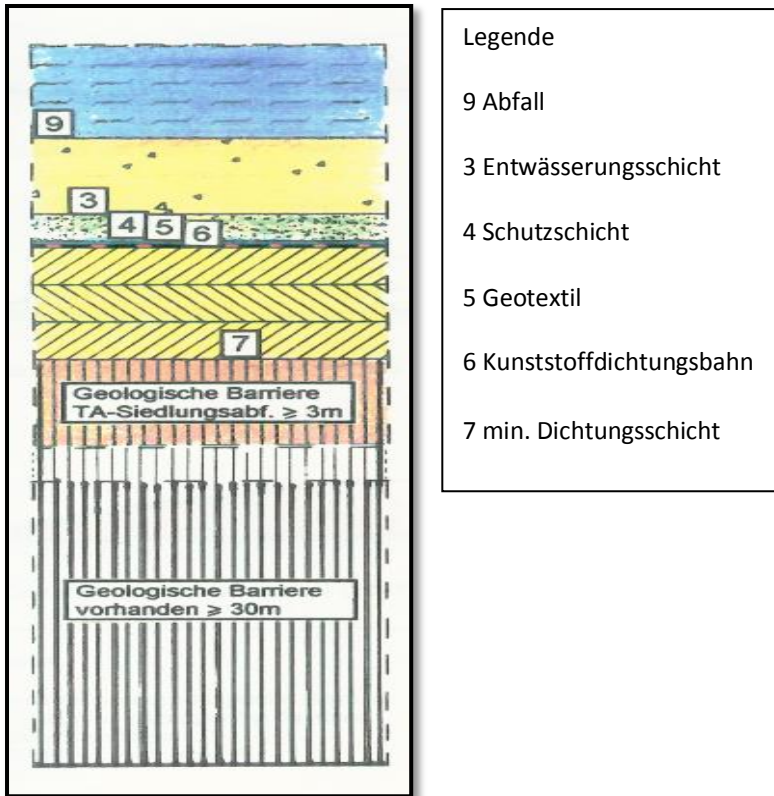


Abbildung 4-11: Aufbau der Basisabdichtung (aus SIGRE, 1994)

Die mineralische Abdichtung wurde in 3 Schichten mit jeweils 25 cm Dicke aufgebracht. Nach Anhang E der TA Abfall soll der Feinkornanteil < 2µm mindestens 20 Gew. % betragen und zur Hälfte aus Tonmineralen bestehen. Der organische Anteil darf 5 Gew. %, der karbonatische Anteil 15 Masse % nicht überschreiten. Ein Durchlässigkeitsbeiwert von $k_f < 5 \cdot 10^{-10}$ m/s ist einzuhalten.

In Tabelle 4-1 sind die Eigenschaften des Materials zusammengefasst, aus dem die mineralische Dichtung hergestellt wurde.

Feinkornanteil < 2µm	20– 50 Gew.- %
Grobkornanteil > 2µm	0- 9 Gew.- %
Konsistenzgrenzen	Steif bis halbfest
Durchlässigkeitsbeiwert bei $D_{pr} = 98\%$	$9,0 \cdot 10^{-11}$ m/s
Durchlässigkeitsbeiwert bei D_{fPr}	$4,4 \cdot 10^{-11}$ m/s
Tonmineralogische Untersuchung:	
Smektit	35-40 Gew.- %
Dolomit	15-21 Gew.- %
Calcit	0-20,5 Gew.- %
Illit	14,5 -41,5 Gew.- %
Karbonatgehalt	0-11,8 Gew.- %
Kationenaustauschkapazität	18 mmol/ 100g
Wassergehalt	14,2 Gew.- % - 27,0 Gew.- %
Fliessgrenze	37,5- 51,5 Gew.- %

Tabelle 4-1: Materialeigenschaften der mineralischen Dichtung (nach Hart, 1993)

Auf die mineralische Abdichtung wurde eine Kunststoffdichtungsbahn aufgelegt und verschweißt. Sie besteht aus 2,5 mm dickem PE-HD. Darauf wurde ein Geotextil von 1200 g/m² verlegt, zum Schutz der KDB. Die Schutzschicht besteht aus einer 20 cm dicken Lage calciumkarbonatarmes Korngemisch. Darauf befindet sich ein weiteres Geotextil mit 500 g/m², damit sich aus der Entwässerungsschicht keine Größtkörner eindrücken können.

Die Entwässerungsschicht besteht aus Mineralkörnern der Körnung 16/32 mm und hat einen k_f Wert von $>1 \cdot 10^{-3}$ m/s. In die Flächendrainage wurden Rohre zur Ableitung des Sickerwassers verlegt. Der Auftrag der Schutz- und Entwässerungsschicht erfolgt in der Vorkopfarbeitsweise. Die Dichtungsoberfläche soll dachförmig geformt sein und nach Abklingen der Setzungen ein Quergefälle von 5 % und ein Längsgefälle von 2,5 % aufweisen, damit das Sickerwasser abfließen kann. In Anhang 1 befindet sich ein Plan, in dem die basisabdichtete Fläche der Deponie eingetragen ist.

Derzeit gibt es auf der Deponie Muertendall noch keine Oberflächenabdichtung. Im Bereich der 1. Ausbaustufe wurde lediglich eine temporäre Oberflächenabdeckung aus ca. 80 cm Bodenmaterial aufgebracht (vgl. Bild 4-3). Sie soll das Eindringen von Niederschlagswasser und die Emissionen, die von der Deponie ausgehen vermindern. Die Leistung dieser Oberflächenabdeckung wird derzeit anhand Testfeldes überprüft (Ludwig, 2007)

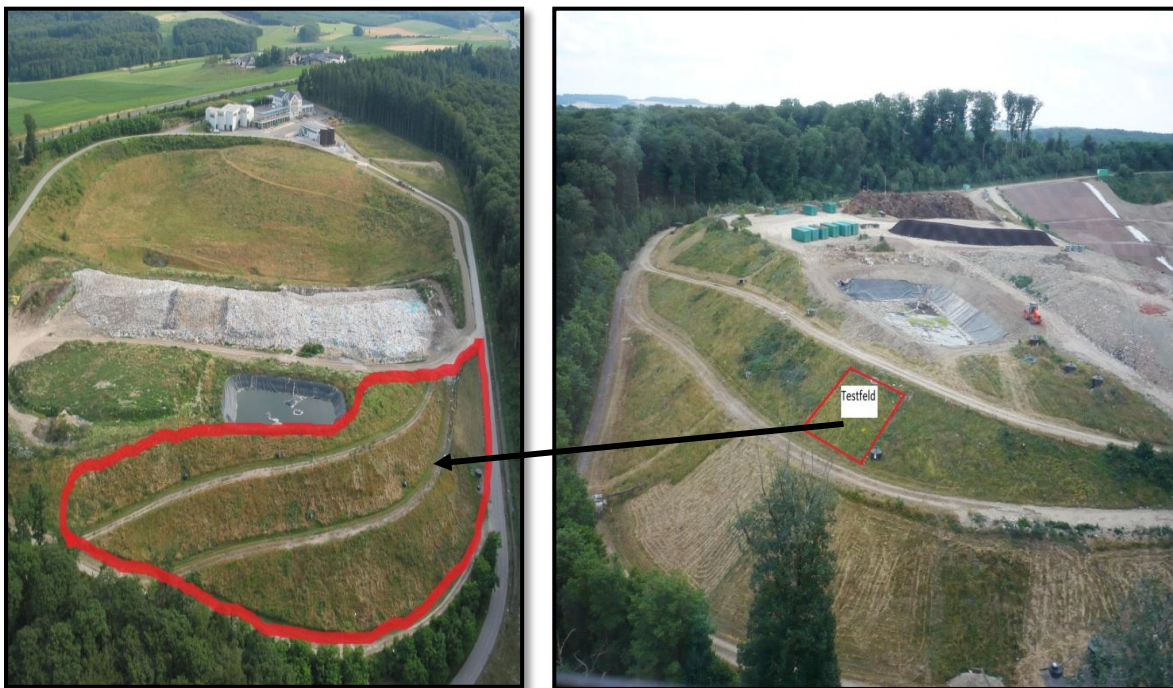


Bild 4-3: oberflächenabgedeckter Bereich der Deponie (Bild links, rot umrandet) und Lage des Testfeldes auf der Deponie (Bild rechts, rot umrandet)

Geplant wurde das Testfeld vom Ingenieurbüro KOCKS aus Koblenz. Der Bau des Testfeldes wurde von der Fa. Backes aus Tholey durchgeführt. Mit dem Bau wurde im Sommer 2005 begonnen.

Die vorhandene Bodenschicht wurde abgetragen und bis zur Wiederverwendung zwischengelagert. Auf den freigelegten Müllkörper wurde eine Schotterschicht von 10 cm Stärke (16/32 mm) aufgetragen (Anhang 1, Bild 5). Der unter dem Testfeld liegende Müll wurde im Zeitraum von 1979-1991 auf der Deponie abgelagert und im Zuge der Sanierung in die Nordböschung der Deponie eingebaut. Das mittlere Alter beträgt somit 22 Jahre. Bei dem in diesem Zeitraum abgelagerten Müll handelt es sich hauptsächlich um Haus- und Gewerbeabfälle und in geringen Mengen um Bauschutt. Dieser Müll wurde im Gegensatz zu dem heute abgelagerten Müll keiner Vorbehandlung unterzogen (Ludwig, 2007)

In die Schotterschicht wurde ein perforiertes Rohr verlegt, durch das das Deponiegas abgeführt wird. Es befindet sich am höchsten Punkt des Testfeldes (siehe Anhang 1, Abbildung 2, Detailplan obere Abschlusswand). Von der Firma Hees und Brockstedt wurde dieses Rohr an den Gasbrunnen 2, der direkt neben dem Testfeld liegt, angeschlossen (Anhang 1, Bild 6).

Um die Messung des eindringenden Niederschlagswassers durch die Abdeckung zu ermöglichen, wurde auf die Schotterschicht eine Hohlrippendrainbahn verlegt. Sie verhindert, dass der eindringende Niederschlag im Untergrund versickert (Ludwig, 2007).

Die Hohlrippendrainbahn besteht aus einem filterwirksamen PP- Vlies, das mit der Noppenkrone

verbunden ist, und einem druckstabilen PEHD- Drainkörper mit Spezialhohlnoppen. Diese Hohlnoppendrainbahnen werden normalerweise verwendet um eine dauerhafte Horizontal- bzw. Vertikaldrainage zu ermöglichen. Es wurden insgesamt zwei Lagen übereinander verlegt. Die erste Lage der Bahn wurde so verlegt, dass das Vlies auf der Schotterebene liegt und die Hohlnoppen nach oben zeigen (Anhang 1, Bild 7). Diese Lage soll die Gasfassung ermöglichen. Darüber wurde die zweite Lage dergleichen Hohlnoppendrainbahn jedoch umgekehrt, also mit dem Vlies nach oben und den Hohlnoppen nach unten verlegt (Anhang 1, Bild 8). Diese Lage ermöglicht das Abführen des Wassers aus der Drainageschicht. Auf die Hohlnoppendrainbahnen wurde eine 10-20 cm starke Kiesschicht (2-5 mm) aufgetragen (Anhang 1, Bild 9). In diese Schicht wurde das Rohr zum Ableiten des anfallenden Drainwassers eingebettet (Anhang 1, Bild 10). Es befindet sich am Tiefpunkt des Testfeldes (Anhang 1, Abbildung 2 Detailplan Entwässerung am Tiefpunkt) (Ludwig, 2007).

Als Abschluss wurde das vorhandene Bodenmaterial mit einer Mächtigkeit von 80 cm mittels Teleskopbagger (Anhang 1, Bild 11) aufgetragen und mit einer Grabenwalze leicht verdichtet (Anhang 1, Bild 12). Es wurde eine Böschungsneigung von 1:2,5 erreicht.

Um das Oberflächenwasser abzufangen wurde am unteren Teil des Testfeldes eine Mulde angelegt die in einen Einlaufschacht führt (Anhang 1, Bild 13).

An den Wänden des Testfeldes wurden Folien hochgezogen, um das Eindringen von Wasser aus den umliegenden Bereichen zu verhindern (Anhang 1, Bild 14). Um die Standsicherheit des Testfeldes zu gewährleisten wurde im oberen Teil ein Einbindegraben angelegt (Anhang 1, Bild 15) (Ludwig, 2007).

Ende September 2005 wurde das Testfeld fertig gestellt (Anhang 1, Bild 16).

Beim Einbau der Abdeckschicht musste darauf geachtet werden, dass die vorhandene Proctordichte von 90 % wieder erreicht wurde um repräsentative Ergebnisse zu erhalten.

Zur Begrünung wurde eine Grasansaat verwendet. Die vollständige Vegetation hatte sich bis Juni 2006 entwickelt. Bild 17 im Anhang zeigt das vollständig begrünte Testfeld nach der Mahd am 04.06.2007 (Ludwig, 2007).

Abbildung 4-12 zeigt den Aufbau des Testfeldes.

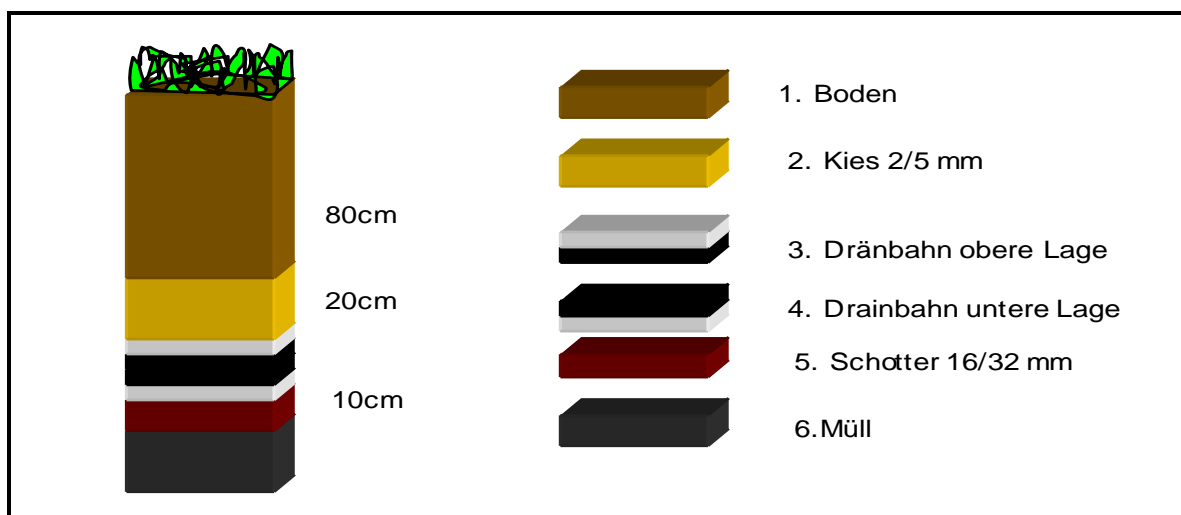


Abbildung 4-12: Aufbau des Testfeldes

Während der Testphase werden folgende Parameter gemessen:

- Klimadaten, insbesondere die Niederschlagsmengen,
- Durchsickerungsraten und Menge von Sickerwasser (Drainageabfluss),
- Oberflächenabfluss,
- Anfallendes Deponiegas,
- Auffälligkeiten, z.B. Materialveränderungen, Rutschungen usw.
- Aufnahme in Vermessungsplan/ Setzungsüberprüfung

Um den Oberflächenabfluss zu messen wurde eine Mulde am Fuß des Testfeldes angelegt, die in

einen Einlaufschacht mündet. Von diesem Schacht aus fließt das Wasser durch ein Rohr, das im oberen Teil der Bodenschicht verlegt wurde, in den Messcontainer.

Arbeitstäglich wird der Wasserstand in diesem Messcontainer per Hand gemessen.

Als Drainage wird in diesem Fall das Niederschlagswasser bezeichnet, das durch die Bodenschicht hindurchsickert und in der Drainage abfließt. Es entspricht dem Sickerwasserabfluss. Die Bezeichnung Drainageabfluss soll jedoch beibehalten werden, da das Wasser durch die Drainage abfließt. In die Kiesschicht wurde ein Rohr verlegt, um dieses Drainagewasser zu fassen. Es wird ebenfalls in einen Messcontainer geleitet und dort mit Hilfe einer Kippwaage gemessen. Die Kippwaage besteht aus einem Auffangbehälter, der durch ein Blech in zwei Hälften geteilt ist. Der Behälter ist mittig auf einer Schneide gelagert. Aus dem Messcontainer gelangt das Wasser zuerst in die eine Hälfte des Behälters. Der Behälter füllt sich bis zu einem Volumen von 5,8 l. Wenn das Volumen erreicht ist kippt der Behälter um, das Wasser fließt aus dem Behälter. Das zufließende Wasser tropft nun in die andere Hälfte bis diese gefüllt ist und erneut kippt. Die Zahl der Kippungen wird mittels eines Zählers erfasst. Arbeitstäglich wird der Stand des Kippzählers abgelesen und die Menge des Drainagewassers errechnet.

Als Gasdrainagewasser wird das Wasser bezeichnet, das unterhalb der Hohlrippendrainbahn durch die Gasdrainage austritt. Beim Bau des Testfeldes fiel auf, dass es im darunter liegenden Müllkörper lokale Wasseraustritte gab. Um dieses Wasser zu fassen wurde in die Schotterschicht ein Rohr verlegt. Das Wasser wird durch das Rohr in einen separaten Messcontainer geleitet und wie die anderen arbeitstäglich gemessen. Im Anhang zu Kapitel 4 (Bild 18 & 19) befinden sich Fotos der Messcontainer.

Der Niederschlag wird mit einem Niederschlagsmesser nach Hellmann, der direkt neben dem Testfeld aufgestellt ist, gemessen.

Ein weiterer Niederschlagsmesser befindet sich neben der Umladestation in der deponieeigenen Wetterstation (ca. 400 m südlich des Testfeldes).

5 Untersuchungskonzept und Untersuchungsmethoden

In diesem Kapitel wird das Untersuchungskonzept vorgestellt. Außerdem werden die Methoden beschrieben mit denen die Untersuchungsergebnisse gewonnen werden.

5.1 Konzept und Methoden

In Abbildung 5-1 sind die wesentlichen Untersuchungsschritte dargestellt. Ziel dieser Untersuchungen ist es, die Zusammensetzung und das Restemissionspotential des Altmüllkörpers zu bestimmen. Die aus den Schürfen entnommenen Proben werden einer Klassier- und Sortieranalyse unterzogen. Klassiert wird in die Fraktionen >80mm, 80-40mm, 40-20mm und <20mm. Die Sortieranalyse erfolgt an den Materialien >20mm.

Das Material <20mm beinhaltet den größten Anteil des Restemissionspotentials. Deshalb wird dieses Material eingehend untersucht hinsichtlich seiner chemisch- physikalischen Parameter, dem Elutionsverhalten und der Atmungsaktivität. Außerdem werden die Dichte und Wasserdurchlässigkeit des Altmüllkörpers untersucht, da sie großen Einfluss auf den Wasserhaushalt im Deponiekörper haben und somit auch auf das Emissionspotential.

Da eine Trennung in Altmüll und derzeitig abgelagertem Müll in Bezug auf Sickerwasser und Gas nicht möglich ist, beziehen sich diese Untersuchungen auf die Gesamtdeponie.

Die bodenphysikalischen Eigenschaften der Oberflächenabdeckung wurden durch In situ Versuche sowie durch Laborversuche ermittelt.

Die Aufstellung der Wasserhaushaltsbilanz für die Abdeckung erfolgte anhand der Untersuchungsergebnisse für das Testfeld. Ziel dieser Untersuchungen ist es, die Qualität der Abdeckung hinsichtlich der Sickerwasserminimierung zu beurteilen.

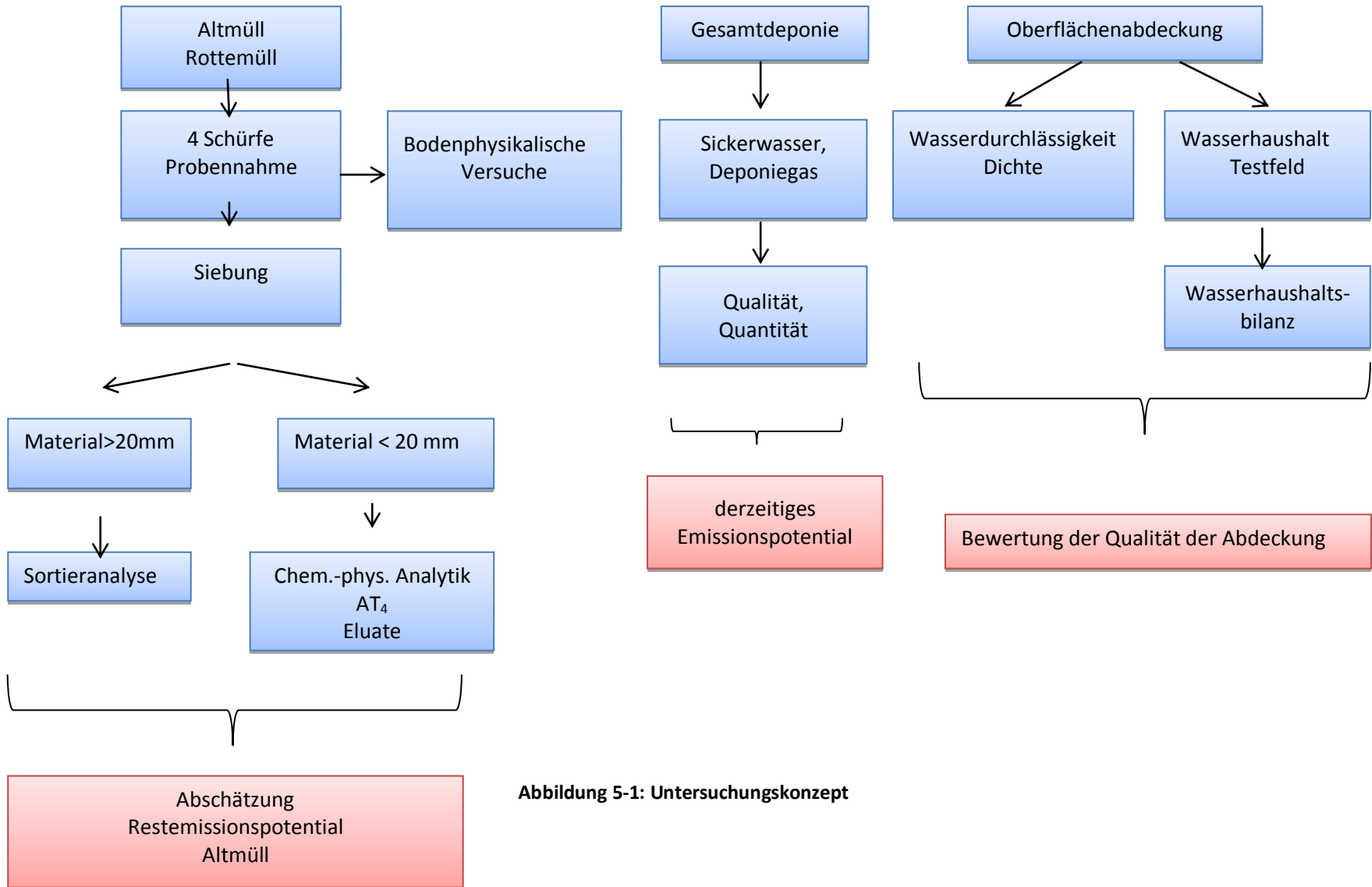


Abbildung 5-1: Untersuchungskonzept

5.2 Probenahme

Für die Untersuchungen wurden Proben aus dem Altmüllkörper und aus dem Rottemüll entnommen. Da über die Zusammensetzung und das Emissionspotential des Altmüllkörpers zum Zeitpunkt seiner Ablagerung keine Daten vorliegen, werden Proben aus dem derzeit abgelagerten Rottemüll entnommen. Durch einen Vergleich zwischen den Proben des Altmülls und Rottemülls wird das Restemissionspotential des Altmülls bewertet.

Um die Eigenschaften der Abdeckungen zu analysieren, wurden dort 2 Schürfe angelegt aus denen Bodenproben mittels Stechringen entnommen wurden.

5.2.1 Altmüll/Rottemüll

Zur Probenahme des Altmülls wurden 4 Baggerschürfe mit einer Größe von ca. 6m³ angelegt. In Anhang 2 zeigt Bild 1 die Lage der Schürfe im Bereich des Altmüllkörpers. Es konnten nur Schürfe im östlichen Bereich angelegt werden, da im westlichen Teil die Leitungen der Entgasungseinrichtungen verlegt wurden. Auf Grund der hohen Dichte der Abfälle war eine Probenahme aus Tiefen größer 3m nicht möglich.

Pro Tiefenmeter wurden 3 Proben à ca. 60- 80 kg entnommen, pro Schurf insgesamt 9 Proben. Diese wurden direkt einer organoleptischen Prüfung unterzogen. Die gesamte Probenahme wurde fotografisch dokumentiert und mittels Protokoll festgehalten.

Die Sortier- und Klassieranalysen wurden im Anschluss direkt auf der Deponie durchgeführt. Die Probenbezeichnung setzt sich aus folgenden Elementen zusammen:

- S= Schurf von 1-4
- T= Tiefe von 1-3 m
- P= Nummer der Probe von 1-3

Tabelle 5-1 beinhaltet die Probebezeichnung aller genommenen Proben.

Tiefe	Schurf 1	Schurf 2	Schurf 3	Schurf 4
1 m	S1T1P1	S2T1P1	S3T1P1	S4T1P1
	S1T1P2	S2T1P2	S3T1P2	S4T1P2
	S1T1P3	S2T1P3	S3T1P3	S4T1P3
2 m	S1T2P1	S2T2P1	S3T2P1	S4T2P1
	S1T2P2	S2T2P2	S3T2P2	S4T2P2
	S1T2P3	S2T2P3	S3T2P3	S4T2P3
3 m	S1T3P1	S2T3P1	S3T3P1	S4T3P1
	S1T3P2	S2T3P2	S3T3P2	S4T3P2
	S1T3P3	S2T3P3	S3T3P3	S4T3P3

Tabelle 5-1: Probenbezeichnung der genommenen Proben

Aus dem Rottemüll wurden mittels Laderaube vier Proben (à 80 kg) entnommen. Es handelte sich dabei um gerotteten Restmüll mit einem Alter von ca. 6 Monaten. Die Rottemüllproben werden mit einem R und der fortlaufenden Nummer (1-4) benannt.

5.2.2 Sickerwasser

Die Entnahme der Sickerwasserproben erfolgte wöchentlich durch die Mitarbeiter der Fa. UMZ. Es wurden sowohl Proben des Sickerwassers aus dem Pumpwerk und aus dem Zulauf der Sickerwasserkläranlage untersucht. Die Proben wurden anschließend im deponieeigenen Labor auf die Parameter pH-Wert, Leitfähigkeit, CSB, BSB₅, Nitrat, Nitrit und Ammonium untersucht. Die Untersuchung der Proben auf ihre chemischen Inhaltsstoffe (mit Ausnahme des BSB₅) erfolgt ausschließlich mit Küvettentests der Firma Hach- Lange mit den entsprechenden Messbereichen:

- Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB) LCK 014,
- Nitrat LCK 340,
- Nitrit LCK 342,
- Ammonium LCK 302.

Die Bestimmung des biologischen Sauerstoffbedarfs erfolgte mit dem Oxi- Top Messsystem der Firma WTW, in Bild 5-1 dargestellt. Dabei handelt es sich um ein manometrisches Messgerät, das heißt die Bestimmung beruht auf der Messung von Druckunterschieden in einem geschlossenen System. Beim Abbau der Organik in der Probe produzieren die Bakterien CO₂, das an ein Adsorptionsmittel (Natriumhydroxidplättchen) im Gefäß gebunden wird, wodurch ein Unterdruck entsteht.



Bild 5-1: Oxi Top Messsystem der Firma WTW

Das Volumen der Probe wird entsprechend des zu erwartenden Messwertes ausgewählt (siehe Tabelle 5-2).

Probenvolumen (ml)	Meßbereich (mg/l)	Faktor
432	0-40	1
365	0-80	2
250	0-200	5
164	0-400	10
97	0-800	20
43,5	0-2000	50
22,7	0-4000	100

Tabelle 5-2: Probenvolumen in Abhängigkeit vom Messbereich

Die Messflasche wird mit dem aufgesetzten OxiTop fünf Tage bei 20°C inkubiert und mittels Magnetrührstäbchen ständig gerührt. Nach fünf Tagen werden die Messwerte ausgelesen und mittels des Faktors in Tabelle 5-2 in die BSB₅ Konzentration in mg/l umgerechnet.

Die Daten der Sickerwasserqualität stammen aus den Jahresberichten des SIGRE, die ebenfalls im deponieeigenen Labor mittels Schnelltests bestimmt wurden.

Vor Fertigstellung der Kläranlage im Jahr 2005 wurde ausschließlich die Qualität des Sickerwassers an Proben aus dem Pumpwerk bestimmt. Seit 2005 werden zusätzlich Proben aus dem Zulauf zur Kläranlage untersucht.

Die Sickerwassermengen wurden im Pumpwerk automatisch gemessen durch Echolotmessungen und Messungen über den Höhenstand. Zusätzlich wurden arbeitstäglich die automatischen Messungen durch Handmessungen ergänzt. Die in der Auswertung angegebenen Sickerwassermengen sind Mittelwerte aus den drei Messmethoden.

Zuverlässige Daten für die Qualität und Quantität des Sickerwassers liegen erst ab dem Jahr 2000 vor. Vor dem Jahr 2000 befand sich die Deponie noch in ihrer Sanierungsphase, deshalb werden diese Daten zur Auswertung nicht herangezogen.

5.2.3 Gas

Die Daten für die Gasmengen werden auf der Deponie automatisch in m³/h erfasst. Die hier verwendeten Daten stammen aus den Jahresberichten des SIGRE.

Die Gasqualität wurde an den 10 Gasbrunnen, 4 Gasrigolen und 2 Sammelbalken anfangs wöchentlich und dann in vier wöchentlichem Abstand gemessen. Zur Messung wurde das Gasmessgerät der Firma Sewerin (SR-2 DO) benutzt, das den Anteil an Methan, Kohlendioxid und Sauerstoff in Volumenprozent erfasst.

Im Teleskoprohr der Gasbrunnen sammelt sich stets Wasser an. Deshalb wurden mittels Kabellichtlot die Wasserstände der einzelnen Gasbrunnen in Metern gemessen, anfangs in wöchentlichen Abständen später in vierwöchentlichen Abständen, da sich die Pegel als relativ konstant zeigten.

5.2.4 Oberflächenabdeckung

Innerhalb der Oberflächenabdeckung wurden zwei ca. 1m Tiefe Schürfe angelegt aus denen mittels Stechringen Proben entnommen wurden. Alle 20 cm wurden 8 Parallelproben entnommen und in Labor der Bodenkunde der Universität Trier bodenphysikalisch untersucht.

5.3 Methoden

5.3.1 Klassier- und Sortieranalyse

Sortier- und Klassieranalysen wurden direkt im Anschluss an die Probennahme durchgeführt. Sie wurde an jeweils einer Probe je Tiefe durchgeführt.

Zur Klassieranalyse wurden Siebe mit Maschenweiten von 80 mm, 40 mm und 20 mm benutzt. Die Wahl der Siebmaschenweiten erfolgte in Anlehnung an das Verbundvorhaben Deponiekörper (Wirtz et al., 1997)..

Nach der Siebung wurde jede Fraktion gewogen und ihr Anteil in Gew. % der Feuchtmasse an der Gesamtmenge der Probe berechnet. Außerdem wurde für jede Fraktion der Wassergehalt bestimmt. Die Sortierung erfolgte anhand der Stoffgruppen in Tabelle 5-3 für die einzelnen Fraktionen.

	Stoffgruppe	Bestandteile
A	Papier, Pappe, Papierverbund	Zeitungen, allg. Druckerzeugnisse, Kartonverpackungen, Getränkeverpackungen
B	Kunststoffe, Kunststofffolien	Plastiktüten und -folien, Hartkunststoffe, Formteile
C	Textilien	Altkleider, Gardinen
D	Holz	Behandelt und unbehandelt, Baum- und Strauchschnitt
E	Vegetabilien	Nativ- organische Abfälle
F	Erdähnliche Reste	Getrocknete Anhaftungen, sandartige Bestandteile
G	Glas	Braun-, Weiß- und Grünglas
H	Metalle	Schrott, Dosen, Alufolie
I	Inertes	Porzellan, Ziegelsteine
J	Windeln	Babywindeln, Damenhygieneartikel
K	Problemstoffe	Spraydosen, Batterien, Farbdosen
L	Materialverbund	Elektroverbund
M	Gummi	
N	Leder, Knochen	Tierknochen

Tabelle 5-3: Sortierkatalog (aus Wirtz et al., 1997, S.18)

Keine Sortierung wurde bei der Fraktion <20mm vorgenommen. Jede Stoffgruppe wurde verwogen und ihr Anteil an der jeweiligen Siebfraction in Gew.% der Feuchtmasse bestimmt.

5.3.2 Chemisch-physikalische Analytik

Die chemisch- physikalische Analyse wurde an den Proben der Fraktion <20mm durchgeführt. Die Analyse der Feststoffproben umfasste folgende Parameter:

- Wassergehalt,
- Glühverlust,
- Organischer Kohlenstoff,
- Gesamtkohlenstoff,
- Gesamtstickstoff und
- Heißwasserlöslicher Kohlenstoff.

Der Wassergehalt wurde für alle Fraktionen des Altmülls bestimmt (gesamt, >80mm, 80-40 mm und <20mm). Die Bestimmung erfolgte unmittelbar nach der Probenahme in Anlehnung an DIN 18121-1. Die Einwaage betrug je nach Fraktion zwischen 100- 1000g. Je größer die Fraktion, desto mehr Probenmaterial wurde eingewogen. An jeder Probe wurden drei Bestimmungen durchgeführt.

Die Wassergehalte werden in Gew. % Feuchsubstanz angegeben und nach folgender Formel berechnet:

$$W = (mw/mf) \cdot 100 \quad \text{[Gew.\%]} \quad \text{(Gleichung 5-1)}$$

W Wassergehalt (Gew. %)

mw Feuchteverlust (g) (Differenz zwischen feuchter Originalprobe und getrockneter Probe)

mf Masse der feuchten Probe (g)

Zur Bestimmung von Glühverlust, organischen und Gesamtkohlenstoff und Gesamtstickstoff wurden die Proben zuerst getrocknet und anschließend mit einer Schwingschleifmühle staubfein gemahlen.

Unter dem Glühverlust versteht man die Summe aller flüchtigen Verbindungen, die durch Glühen bei 550°C frei werden. Bestimmt wurde der Glühverlust nach DIN 18128. Jede Probe wurde dreimal untersucht, die Einwaage betrug ca. 5g. Zur Berechnung wurde folgende Formel herangezogen:

$$Vgl = ((md+mb)-(mgl+mb)/md)*100 \quad [Gew. \%] \quad \text{(Gleichung 5-2)}$$

Vgl Glühverlust (Gew. %)
 md Trockenmasse der Probe vor dem Glühen(g)
 mb Masse des Behälters (g)
 mgl Masse der geglühten Probe (g)

Mittels Multiphasen-Kohlenstoffanalysator Leco RC 612 wurde der Anteil des organischen Kohlenstoffs, durch Verbrennung in einer Sauerstoffatmosphäre, bestimmt. Die Bestimmung wurde in der Abteilung Hydrologie der Universität Trier durchgeführt.

Die Bestimmung des Gesamtkohlenstoffs und –stickstoffs erfolgte mittels Elementaranalysator in der Abteilung Bodenkunde der Universität Trier.

Die Untersuchung des heißwasserlöslichen Kohlenstoffs wurde in der Abteilung der Bodenkunde an der Uni Trier durchgeführt. Es ist ein Parameter zur Einschätzung des Gehaltes an leicht umsetzbarem Kohlenstoff.

Das Messprinzip beruht auf der Extraktion der am leichtesten umsetzbaren Fraktion der organischen Substanz einschließlich der mikrobiellen Biomasse durch einstündiges Kochen mit destilliertem Wasser. Es wurden 5 g der luftgetrockneten staubfein gemahlene Probe in Kjedadhl Gefäße eingewogen und mit 50 ml destilliertem Wasser versetzt. Die Proben werden anschließend 1 Stunde gekocht. Nach dem Zentrifugieren wird der Überstand dekantiert und der Gehalt an Kohlenstoff am TC Analysator bestimmt.

Zur Berechnung des Kohlenstoffgehalts wird folgende Formel verwendet:

$$TC = ppm \text{ TC} * V_{korr.} / EW \quad [\mu g/g] \quad \text{Gleichung 5-3}$$

TC Kohlenstoffgehalt der Probe (µg/g)
 ppm TC bestimmter Kohlenstoffgehalt der Probe nach dem Kochen (ppm)
 V_{korr.} Korrigiertes Volumen (ml)
 EW Einwaage der Probe (g)

5.3.3 Elution

Um das Auslaug- bzw. Extraktionsverhalten der Feststoffproben zu charakterisieren wurden Einfachelutionen nach DIN 38414 S4 durchgeführt. Jede Probe wurde 24h mittels Überkopfschüttler geschüttelt und anschließend mittels Druckfiltration über Membranfilter abfiltriert.

Um den mobilisierbaren Stoffanteil über den Wasserpfad zu bestimmen wurden zusätzlich Mehrfachelutionen durchgeführt. Die Mobilisierung der Stoffe erfolgt in diesem Fall durch physikalische und chemische Lösungsprozesse. Die Durchführung der Elution erfolgt ebenfalls nach DIN 38414 S4. Nach 24 Stunden wurde das Eluat entnommen und durch frisches destilliertes Wasser ersetzt und wieder geschüttelt. Es wurden insgesamt 5 Elutionszyklen durchgeführt.

Die dadurch erhaltenen Eluate wurden auf nachfolgende Parameter untersucht:

- Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB),
- Biologischer Sauerstoffbedarf nach 5 Tagen (BSB₅),
- Nitrit (NO₂), Nitrat (NO₃),
- Ammonium (NH₄),
- Organischer Kohlenstoff (TOC),
- pH Wert und
- Leitfähigkeit.

Die Bestimmung des CSB erfolgte mittels Küvettentests (LCK 314, 614) der Firma Hach- Lange mit verschiedenen Messbereichen.

Die Bestimmung des BSB₅ der Rottemüllproben wurde mit einem OxiTop Messsystem der Firma WTW im deponieeigenen Labor durchgeführt. Da der Messbereich dieses Systems sich für die Proben aus dem Altmüll als ungeeignet erwies, wurde der BSB₅ für die Altmüllproben mittels Sauerstoffsonde in Anlehnung an DIN EN 1899-2 bestimmt.

Nitrit und Nitrat sowie Chlorid wurden ionenchromatographisch (C-RSA Chromatopac von Shimadzu) bestimmt. Ammonium wurde photometrisch bestimmt. Dazu wurde die Probe mit zwei Färbereagenzien versetzt, durchmischt und nach 1 Stunden am Photometer Pye Unicam SP6-500 bei der Wellenlänge von 655 nm gemessen. Die Anleitung zur Versuchsdurchführung wurde von der Abteilung Hydrologie der Universität Trier übernommen.

Zur Messung des pH Wertes und der Leitfähigkeit wurden die im Labor der Deponie zur Verfügung stehenden Messsonden der Firma WTW benutzt.

Bei der Auswertung wird für jeden Schurf, der Mittelwert aus den neun Einzelproben angegeben.

5.3.4 Atmungsaktivität

Unter der Atmungsaktivität versteht man den Sauerstoffbedarf einer Probe zur biologischen Umsetzung der enthaltenen organischen Substanz unter optimalen Bedingungen. Sie wird über einen bestimmten Zeitraum, meist vier Tage, angegeben.

Nicht nur der Gehalt an leichtverfügbarer organischer Substanz hat einen Einfluss sondern auch hemmende oder toxische Bestandteile in der Probe, die Nährstoffverhältnisse oder die Temperatur (Bilitewski et al.,).

Der AT₄ erlaubt eine Aussage über den Restgehalt und die biologische Verfügbarkeit der bioabbaubaren Anteile in den Abfallproben. Es werden allerdings nur die aerob abbaubaren Anteile erfasst, wohingegen die biologischen Aktivitäten der Deponie wesentlich durch anaerobe Prozesse bestimmt werden. Dadurch wird die Aussagekräftigkeit des Parameters prinzipiell zwar eingeschränkt, doch es kann angenommen werden, dass anaerob umsetzbare Stoffe ebenso unter aeroben Bedingungen abbaubar sind (Soyez, 2001).

Als Messsystem wird ein Sensomat der Firma Aqualitic verwendet. Die Messung wurde nach dem Applikationsbericht AL 99007 durchgeführt (Robertz& Felde, 2000). Das Messprinzip beruht auf der Messung der Druckdifferenz im geschlossenen System. Bei der mikrobiellen Atmung werden die biologisch abbaubaren organischen Substanzen in der Probe unter Verbrauch von Sauerstoff zu Kohlendioxid veratmet. Das dadurch entstehende CO₂ wird an ein Absorptionsmittel im Gefäß gebunden, wodurch in der Gasphase des geschlossenen Reaktionsgefäßes ein dem

Sauerstoffverbrauch proportionaler Druckabfall resultiert. Im geschlossenen System erfolgt die Messung unabhängig vom atmosphärischen Luftdruck (Robertz& Felde, 2000). In Bild 5-1 ist ein Sensomat dargestellt.



Bild 5-2: Sensomat Messsystem zur Bestimmung der Atmungsaktivität

Gemessen wird die Atmungsaktivität an Proben der Fraktion <20mm. Jede Probe wurde dreimal untersucht. Es wurde über einen Zeitraum von 11 Tagen gemessen, um Rückschlüsse auf das Langzeitverhalten der Abfälle schließen zu können. Eine längere Messdauer war nicht möglich, da lediglich 6 Messsysteme zur Verfügung standen.

Um den Einfluss des Wassergehaltes auf die biologischen Abbauprozesse zu bestimmen, wurde die Atmungsaktivität an ausgewählten Proben bei unterschiedlichen Wassergehalten gemessen.

Zur Einstellung des Wassergehaltes wurden die Proben zunächst bei 60°C in Bechergläsern über mehrere Tage getrocknet. Dieses Verfahren wurde gewählt um die im Abfall enthaltenen Mikroorganismen nicht zu schädigen (Welling, 1998).

Die Einstellung der Wassergehalte erfolgte durch Wiegung, es wurden Wassergehalte von 20 - 60 Gew. % FS eingestellt. Außerdem wurden die Atmungsaktivitäten jeder Probe bei ihrem Originalwassergehalt bestimmt.

Die Auswertung der Ergebnisse erfolgt mittels des Programms ACHATOC. Zur Berechnung der Atmungsaktivität wird folgende Gleichung benutzt:

$$AT_4 = (M_R(O_2)/R \cdot T) \cdot V_{fr}/m_{TS} \cdot \Delta p \quad [mgO_2/gTS] \quad \text{(Gleichung 5-4)}$$

AT_4	Atmungsaktivität in 4 Tagen (mgO ₂ /gTS)
$M_R(O_2)$	Molmasse Sauerstoff: 32.000 (mg/mol)
R	allgemeine Gaskonstante: 83,144 (L*hPa/(mol*K))
T	Inkubationstemperatur, hier 293,15 (K)
V_{fr}	freies Gasvolumen (L)
m_{TS}	Trockenmasse der eingesetzten Probe (g)
Δp	Druckabnahme in Messansatz (hPa)

Es wurden die Atmungsaktivitäten nach 4, 7 und 10 Tagen berechnet.

5.3.5 Bodenphysikalische Parameter

1. Oberflächenabdeckung

Die bodenphysikalischen Parameter der Oberflächenabdeckung wurden in der Abteilung Bodenkunde der Universität Trier bestimmt. Die ungestörten Proben wurden mittels Stechringzylindern an zwei Stellen der Oberflächenabdeckung entnommen. Zur Bestimmung des Totwasseranteils wurden außerdem gestörte Bodenproben entnommen. Die Beprobung erfolgt bis in eine Tiefe von 100 cm. Pro Tiefe wurden acht Parallelproben entnommen. Folgende Parameter wurden untersucht:

- Wassergehalt,
- Trockendichte,
- Eindringwiderstand,
- Luftdurchlässigkeit,
- Wasserdurchlässigkeit (kf Wert) und
- Porengrößenverteilung.

Die Berechnung des Wassergehaltes erfolgte anhand folgender Formel:

$$\text{WG} = (m_f - m_t / m_t - m_{sr}) * 100 \text{ [Gew.\%]} \quad \text{(Gleichung 5-5)}$$

m_f Masse feucht in g
 m_t Masse trocken in g
 m_{sr} Masse Stechring in g

Unter der Trockenrohddichte ρ_t versteht man die auf das gesamte Volumen V bezogene trockene Masse m_d . In der Bodenkunde wird die Trockenrohddichte auch als Lagerungsdichte bezeichnet. Zur Berechnung wird folgende Formel verwendet:

$$\rho_t = m_d / V \quad \text{[g/cm}^3\text{]} \quad \text{(Gleichung 5-6)}$$

ρ_t Trockenrohddichte (g/cm³)
 m_d trockene Masse der Probe (g)
 V Volumen der Probe (cm³)

Die Dichtebestimmung wurde an den ungestörten Stechzylinderproben durchgeführt. Die Bestimmung erfolgte durch Wägung vor einer Ofentrocknung bei 105 °C.

Die Messung des Eindringwiderstandes erfolgte mittels einer Sonde. Dabei werden die Stechringe auf eine Waage gelegt, die unter einem Bohrständer aufgestellt wird. Eine an dem Bohrständer befestigte Sonde wird bis zur Markierung in den Stechring eingedrückt und das dabei erreichte Maximalgewicht wird an der Waage abgelesen.

Die Luftleitfähigkeit (k_a) wurde mit dem Luftpermeameter (Anhang 2, Abbildung 1) bestimmt (Kmochn&Hanus, 1965a). Bei dieser Methode wird die Zeit gemessen in der ein bestimmtes Luftvolumen die Bodenprobe durchströmt. Dazu wurden ungestörte Proben verwendet. Vor der Messung wurden die Randzonen der Probe verdichtet um zu verhindern, dass Luft an diesen Stellen

entweichen kann. Folgende Formel wurde zur Berechnung verwendet:

$$k_a = 89,43 \cdot (s/10) / (5703 \cdot 0,000182 \cdot h/A) \cdot 1/(t_1/t_2) \text{ [}\mu\text{m}^2\text{]} \quad \text{(Gleichung 5-7)}$$

s	Strecke mm
h	Höhe der Probe cm
A	Querschnitt cm ²
t ₁	Zeit 1 in s
t ₂	Zeit 2 in s

Die Bestimmung der Wasserdurchlässigkeit erfolgte mittels Wasserpermeameter nach Kmoch und Hanus (1965b). Als Grundlage dieser Methode dient das Gesetz von Darcy. Durch die ungestörten Bodenproben wird bei gleich bleibendem Gefälle Wasser gesaugt und die Durchflussmenge pro Zeiteinheit gemessen.

Auf die Oberseite des Stechringes wurde eine Kunststoffflasche ohne Boden aufgestülpt, die Unterseite wurde mit einem Stück Mull, das mit einem Gummi befestigt wurde versehen. Der Hals der Kunststoffflasche wurde mit einem doppelt durchbohrten Gummistopfen verschlossen. Durch das eine Loch des Stopfens ragt ein Plastikschlauch bis dicht über die Bodenprobe. Das zweite Loch dient zum Entweichen der Luft beim Füllen der Kunststoffflasche. Am Ende des Auffüllens wurde es mit einer Pipettenspitze verschlossen. Vor der Messung wurden die Proben eine Woche vorgesättigt.

Nach der Sättigung wurden die Proben in die Apparatur gesetzt und mit Wasser luftfrei aufgefüllt. Je nach Durchlässigkeit der Proben wurden unterschiedliche Druckhöhen eingestellt. Gemessen wurden über einen Zeitraum von 15 Minuten. Die nach dieser Zeit durch die Bodenprobe perklorierte Wassermenge wurde in Messzylindern aufgefangen und nach Beendigung der Messung abgelesen. Die Durchlässigkeit wird anhand folgender Formel bestimmt:

$$k_f = p / (t \cdot 60) \cdot h / A \cdot \Delta h \quad \text{[cm/d]} \quad \text{(Gleichung 5-8)}$$

k _f	Wasserdurchlässigkeit (cm/d)
p	Perkolat in mm
t	Zeit in min
h	Höhe der Probe
A	Querschnitt in cm ²
Δh	Höhenunterschied

Die Porengrößenverteilung wurde an ungestörten Stechzylinderproben mittels der Überdruckmethode bestimmt. Bei dieser Methode werden die Kapillarmeniskens und Wasserfilme einer Spannung ausgesetzt und all das Wasser aus der Probe getrieben, dessen Bindungsfestigkeit geringer ist, als der angelegten Wasserspannung entspricht (Hartge & Horn, 1989).

Bevor die Untersuchung durchgeführt wurde, wurden die Proben über einen Zeitraum von einer Woche gewässert. Die Entwässerung der Stechzylinderproben erfolgt bei den Druckstufen 60 und 300 hPa.

Zur Bestimmung der Feinporen wurden ungestörte Proben verwendet, die bei einem Druck von 15.000 hPa in einem Druckmembrantopf entwässert wurden.

Die Berechnung des Gesamtporenvolumens erfolgt mit der Gleichung:

$$PV = 1 - R_t / D_f * 100 \quad [\text{Vol.}\%] \quad (\text{Gleichung 5-9})$$

PV Porenvolumen (Vol.%)
 R_t Trockendichte (g/cm³)
 D_f Korndichte (g/cm³)

Die Durchlässigkeit der Abdeckung wurde zudem durch Feldversuche mittels Standrohren bestimmt. Bei den Standrohrversuchen handelt es sich um Durchlässigkeitsmessungen mit fallender Druckhöhe. Zur Berechnung wird folgende Formel verwendet (vgl. Hötzl & Liesch, 2005, U.S. Department of the Interior, 2001):

$$k_f = r_1 / 4 \Delta t * 2,3 * \lg(h_1 / h_2) \quad [\text{m/s}] \quad (\text{Gleichung 5-10})$$

r₁ Radius des Rohres in m
 Δt Zeit Messende- Zeit Messbeginn in s
 h₁ Wasserstand Messbeginn in m
 h₂ Wasserstand Messende in m

Bevor die Standrohre in die Abdeckung eingesetzt wurden, wurde die Grasnarbe großzügig entfernt. Anschließend wurden die Rohre auf die Abdeckung aufgesetzt und mit einem Hammer leicht eingeschlagen. Um die Rohre wurde ein Sand- Bentonit- Wasser Gemisch (1:1:1) trapezförmig aufgetragen. Darüber wurde Material der Abdeckung verteilt und anschließend die Grasnarbe aufgelegt. Dies dient zur Verhinderung eines hydraulischen Grundbruches. In das Rohr wurde Kies eingefüllt. Bevor die eigentliche Messung gestartet wurde, erfolgte eine Vorsättigung. Anschließend wurde mit der Messung begonnen. In Abbildung 2 im Anhang 2 sind die Messstellen eingezeichnet.

Die Bestimmung der ungesättigten Wasserbewegung erfolgte mittels Doppelringinfiltrometern. Es ist ein einfaches Instrument zur Bestimmung der Wasserinfiltration in Böden. Bild 5-2 zeigt eines der verwendeten Infiltrometer. Die zwei Ringe werden zum Teil in den Boden eingebracht und mit Wasser gefüllt. Danach wird die Rate gemessen, mit der das Wasser in den Boden infiltrierte. Das seitliche Versickern des infiltrierenden Wassers wird durch den Doppelring eingeschränkt (Eijkelkamp, 2012). Beim Einfüllen des Wassers in die Infiltrometer muss darauf geachtet werden, dass die Bodenoberfläche nicht verschlämmt. Um dies zu vermeiden wurde vor der Messung eine dünne Schicht Sand auf die Bodenoberfläche innerhalb der Infiltrometers aufgetragen. Es wird so viel Wasser eingefüllt, dass der Wasserstand in den Ringen im Bereich von 5cm bis 10 cm liegt. Abbildung 3 im Anhang 2 zeigt die Stellen an denen die Messungen durchgeführt wurden.



Bild 5-3: Doppelringinfiltrrometer

Zur Berechnung der Infiltrationskapazität (mm/min; mm/h) wird die Differenz der Wasserhöhe zu Messbeginn und Messende durch das Messintervall geteilt.

Die Messung der Infiltration erfolgte an insgesamt 12 Messstellen in 20 cm und 60 cm Tiefe (jeweils 4 Stellen im unteren, mittleren und oberen Hang der Abdeckung). Im Testfeld wurde an 3 Stellen eine Messung durchgeführt. In einem definierten Zeitintervall wurde die Abnahme der Wasserhöhe gemessen.

2. Altmüll

In Abbildung 5-2 ist der Aufbau eines Gasbrunnens schematisch dargestellt.

Die **Durchlässigkeit** des Altmüllkörpers wurde anhand von Pumpversuchen an den Gasbrunnen bestimmt. Im Inneren der Gasbrunnen sammelt sich in den Teleskoprohren ständig Wasser an (in Abbildung 5-2 rot markiert).

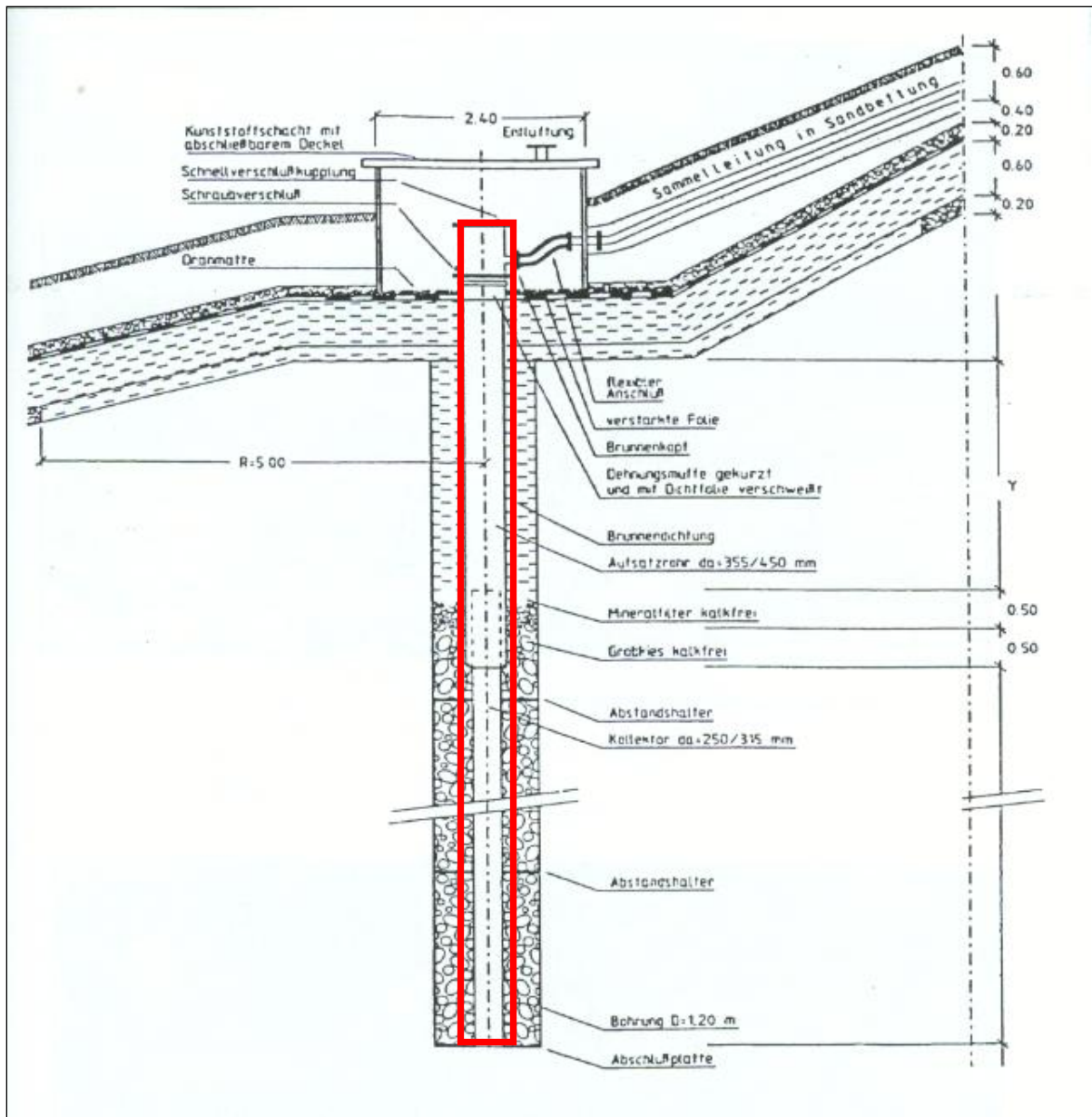


Abbildung 5-2: Schnitt durch einen Gasbrunnen (aus Welling, 1998, S.8, Anhang)

Wichtigster Bestandteil eines Gasbrunnens ist das Teleskoprohr (Aufsatzrohr plus Kollektor, in der Abbildung 5-2 rot markiert), durch das das Gas abgesaugt wird. In diesem Rohr erfolgten auch die Messungen.

An insgesamt 10 Gasbrunnen wurden diese Versuche durchgeführt. Die Tiefen der Brunnen schwanken zwischen 6 m bis 21,7 m, die mittleren Wasserstände in den Brunnen liegen zwischen 3,1 m bis 14,3 m. Vor Beginn der Messung wurde der Wasserstand im Gasbrunnen gemessen. Anschließend wurde die Pumpe in das Brunnenrohr abgelassen. Die Absenkung des Wasserspiegels wurde während des Abpumpens gemessen. Nach dem Leerpumpen des Brunnen wurde der Anstieg des Wasserspiegels gemessen. Die Messdauer des Wiederanstiegs sollte das 0,75- fache der Pumpdauer betragen (vgl. Küffner, 2001). Da in diesem Zeitraum keine große Veränderung gemessen werden konnte, wurde der Messzeitraum entsprechend angepasst. Aus den Messwerten für den Wiederanstieg wird die Durchlässigkeit nach folgender Formel berechnet:

$$k_f = r^2(2 \cdot l \cdot (t_2 - t_1) \cdot 5,3 \cdot (\lg(l/r) \cdot \lg(h_1/h_2)) \text{ [m/s]}$$

(Gleichung 5-11)

k_f	Wasserdurchlässigkeit (m/s)
r	Radius Teleskoprohr Gasbrunnen (m)
l	Länge Teleskoprohr Gasbrunnen (m)
t_1	zugehöriger Zeitpunkt zu h_1 (s)
t_2	zugehöriger Zeitpunkt zu h_2 (s)
h_1	Endpegel nach dem Abpumpen (m)
h_2	wiedererreichter Ursprungspegel (m)

Im Labor wurden die Durchlässigkeitsmessungen in einem Plexiglasbehälter bzw. Kunststoffrohr (in Bild 5-4 dargestellt) durchgeführt. Dazu wurde der Müll lagenweise in die Behälter eingebaut und mit einer Rüttelplatte sowie einer Hydraulikpresse lagenweise verdichtet.



Bild 5-4: Behälter zur Durchführung der Durchlässigkeitsversuche

Die Messung der Durchlässigkeit wurde bei verschiedenen Dichten im Bereich von $1,0 \text{ t/m}^3$ bis $1,6 \text{ t/m}^3$ durchgeführt bei fallender Druckhöhe. Es wurden 3 Proben des Altmülls untersucht jeweils à 20- 30 kg. Die Dichte des Abfalls hat entscheidenden Einfluss auf die Durchlässigkeit und somit auf die Wasserverteilung im Deponiekörper.

Die **Dichte** des Altmülls wurde durch eine vereinfachte Volumen- Ersatz Methode bestimmt. Der bei den Schürfen entnommen Altmüll wurde gewogen und das Volumen der Schurfstelle in m^3 bestimmt. Daraus wurde die feuchte Dichte errechnet.

5.3.6 Wetterdaten

Auf der Deponie erfolgt die Messung des Niederschlages, der Temperatur, der Luftfeuchte-/drucks, der Windgeschwindigkeit-/richtung an einer eigenen Wetterstation. Im Laufe des Untersuchungszeitraumes sind durch Defekte jedoch einige Messlücken entstanden. Für diese Zeiträume wurden die Messwerte der nahe gelegenen Station Luxemburg-Findel (Aéroport de Luxembourg, 2007 & Administration de la navigation aeriene, 2005- 2011) übernommen.

Die Auswertung der Niederschläge basiert auf den Daten des Testfeldes. Es wird die Summe der monatlichen Niederschläge angegeben. Die Temperaturen werden als Monatsmittel angegeben. Aus den Temperaturdaten und der relativen Luftfeuchte um 14:00 Uhr wurde die potentielle

Verdunstung nach HAUDE (siehe Gleichung 5-12, Häckel, 1996) berechnet, um die klimatische Wasserbilanz für den Standort ermitteln zu können.

$$W^* = \chi \cdot (E - e)_{14 \text{ Uhr}} \quad [\text{mm/d}] \quad (\text{Gleichung 5-12})$$

W potentielle Evapotranspiration (mm/d)

χ = Haude Faktor

E-e = Sättigungsdefizit der Luft um 14 Uhr

5.4 Wasserhaushalt Oberflächenabdeckung

Die Messung der Parameter des Wasserhaushaltes erfolgt auf dem ca. 200 m² großen Testfeld der Deponie. Dort werden der Niederschlag, der Oberflächenabfluss und der Drainageabfluss in Litern arbeitstäglich gemessen. Die Messung des Niederschlages erfolgt mittels eines Niederschlagsmessers nach Hellmann. Das Oberflächenwasser wird am Fuße des Testfeldes durch eine Mulde aufgefangen und in einen Einlaufschacht geführt. Von dort aus wird es in einen Messcontainer geleitet. Die Erfassung des Drainageabflusses erfolgt mittels Kippzähler. Die Verdunstung wird nicht gemessen sondern anhand der gemessenen Werte mittels der Wasserbilanzgleichung errechnet.

Die Daten wurden mittels Microsoft Excel bearbeitet und ausgewertet.

Die einzelnen Parameter werden aufgrund der fehlenden Messergebnisse am Wochenende als Wochen-, Monats- und Jahressummen dargestellt.

Für die Wasserbilanzen wurden Säulendiagramme erstellt, die den Anteil der Parameter am Niederschlag in Prozent sowie in mm darstellen.

Um jahreszeitliche Unterschiede zu erfassen werden die Bilanzen ebenfalls jeweils für die Sommer- und Wintermonate dargestellt. Außerdem werden Monatsbilanzen der einzelnen Jahre miteinander verglichen.

6 Darstellung und Auswertung der Untersuchungsergebnisse

In diesem Kapitel werden die Untersuchungsergebnisse ausgewertet und dargestellt. Die Ergebnisse werden mit den in der Literatur gemachten Angaben verglichen. Der erste Teil des Kapitels konzentriert sich auf die Charakterisierung des Stoffinventars der Deponie. Desweiteren behandelt das Kapitel die bodenphysikalischen Eigenschaften des Altmülls und der Oberflächenabdeckung, sowie quantitative und qualitative Aussagen zu Sickerwasser und Deponiegas.

6.1 Charakterisierung des Stoffinventars der Deponie

Um das Stoffinventar einer Deponie zu charakterisieren sind Klassier- und Sortieranalysen sehr hilfreich. Mittels Klassieranalysen werden die Anteile der einzelnen Korngrößen ermittelt. Die Sortieranalyse ist wichtig, um herauszufinden aus welchen Stoffgruppen der Abfall besteht. Da es keine Informationen über die Zusammensetzung des Altmülls zum Zeitpunkt seiner Ablagerung gibt, wird die Zusammensetzung des Altmülls mit der des derzeit abgelagerten Mülls verglichen. Der wichtigste Bestandteil der Abfälle ist die Organik, da sie für die Emissionen, die von einer Deponie ausgehen, verantwortlich ist. Deshalb werden die Abfälle auch einer chemisch-physikalischen Untersuchung unterzogen. Die Eluatuntersuchungen sollen dabei helfen das Restemissionspotential des Altmülls abzuschätzen.

6.1.1 Klassier- und Sortieranalysen

a) Altmüll

Die Klassier- und Sortieranalysen wurden an insgesamt 12 Proben durchgeführt. Aus jedem Schurf wurde 1 Probe pro Tiefe analysiert. Die Bilder 1-2 im Anhang 3 zeigen die Probenahme des Altmülls. Die Ergebnisse der Klassieranalyse sind in Abbildung 6-1 dargestellt.

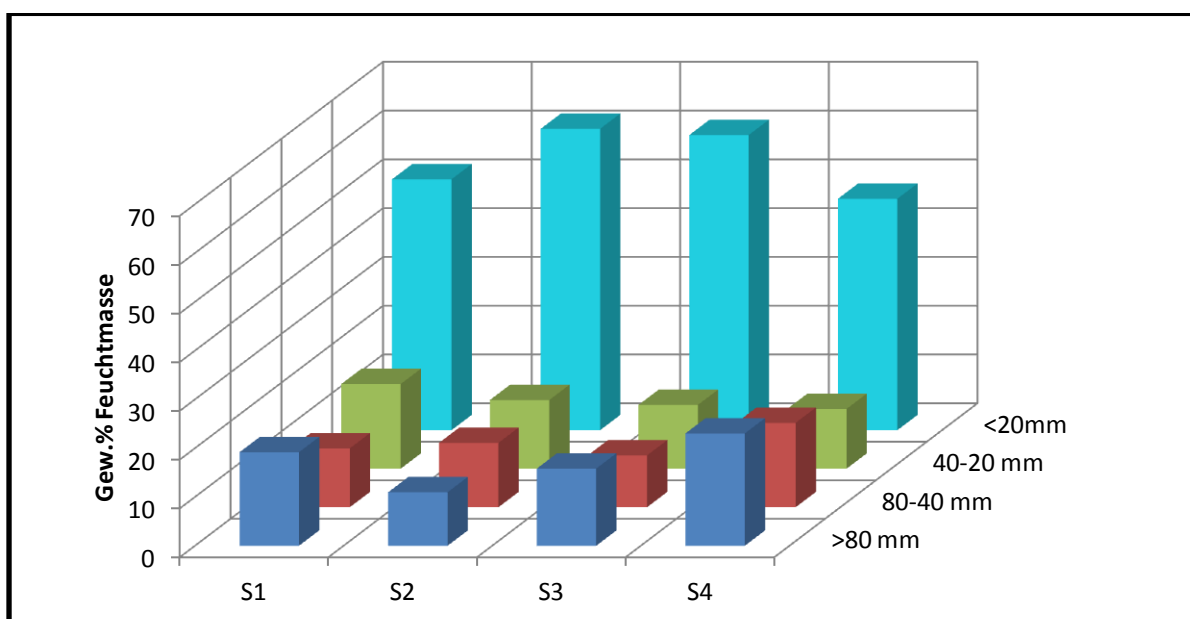


Abbildung 6-1: Ergebnisse der Klassieranalyse für die Schürfe des Altmülls

Die Fraktion <20mm zeigt für jeden Schurf den größten Anteil mit Werten von 48- 62 Gew. %. Bei der Fraktion >80 mm liegen die Werte zwischen 11-22 Gew. %, bei der Fraktion 80-40 mm zwischen 11- 17 Gew. % und bei der Fraktion 40-20 mm zwischen 13-17 Gew. %. Bild 3 in Anhang 3 zeigt die verschiedenen Korngrößenfraktionen des Altmülls.

Wirtz et al. (1997) stellten bei ihren Untersuchungen ebenfalls fest, dass sich der Feinanteil <20mm mit zunehmender Ablagerungsdauer erhöht. Der Feinanteil betrug hier im Mittel 50 Gew. % der Trockenmasse. Für Abfälle von Deponien im Alter von 25-35 Jahren lag der Feinanteil bei 62-65 Gew. % wohingegen er bei Deponien im Alter von 0-5 Jahren nur 32- 41 Gew. % betrug.

Der hohe Anteil der Fraktion <20mm ist auf die biochemische Zersetzung bzw. Mineralisierung der Abfälle zurückzuführen.

Pimolthai (2010) führte ebenfalls Klassieranalysen an Altmüllproben der Deponie Muertendall durch. Allerdings wählte Sie eine andere Einteilung der Fraktionen (>40mm, 40-10mm, <10 mm). Für die Fraktion 40- <10 mm gibt Sie einen Anteil von 98,74 Gew. % an. Dieser Anteil liegt rund 1/3 über den Ergebnissen dieser Arbeit. Im Mittel liegt der Anteil der Fraktion 40- <10mm der Schürfe 1-4 bei 70,33 Gew. %. Diese relativ hohe Abweichung könnte durch die deutlich geringere Probenmenge entstanden sein. Pimolthai (2010) führte ihre Klassieranalyse an ca. 3 kg des Altmülls durch während die hier vorliegenden Ergebnisse auf Probenmassen von im Mittel 40 kg beruhen.

Abbildung 6-2 zeigt die Ergebnisse der Sortieranalysen unterteilt nach den einzelnen Siebfraktionen. Den dominierenden Anteil an der Fraktion > 80 mm haben die Kunststoffe (26,4- 36,9 Gew. %). Mit relativ geringen Schwankungen zwischen den einzelnen Proben. Alle anderen Stoffe zeigen zwischen den einzelnen Proben relativ große Schwankungen, die sich mit abnehmender Korngröße jedoch verringern.

Innerhalb der Fraktion 80- 40 mm dominieren die Anteile an Inertem (27- 45 Gew. %) und erdähnlichem Material (12,3- 37,9 Gew. %) wobei letzteres starke Schwankungen bei den einzelnen Proben zeigt. Der Anteil an Kunststoffen hat deutlich abgenommen, zeigt aber gleichbleibende Anteile.

Pappe, Glas und Metall haben mit unter 10 Gew. % nur einen geringen Anteil.

Dominierend innerhalb der Fraktion 40- 20 mm sind ebenfalls die Inertanteile (24,6- 32,3 Gew. %) und das erdähnliche Material (19,8- 35 Gew. %). Der Kunststoffanteil hat weiter abgenommen während der Glasanteil deutlich zugenommen hat.

6 Darstellung und Auswertung der Untersuchungsergebnisse

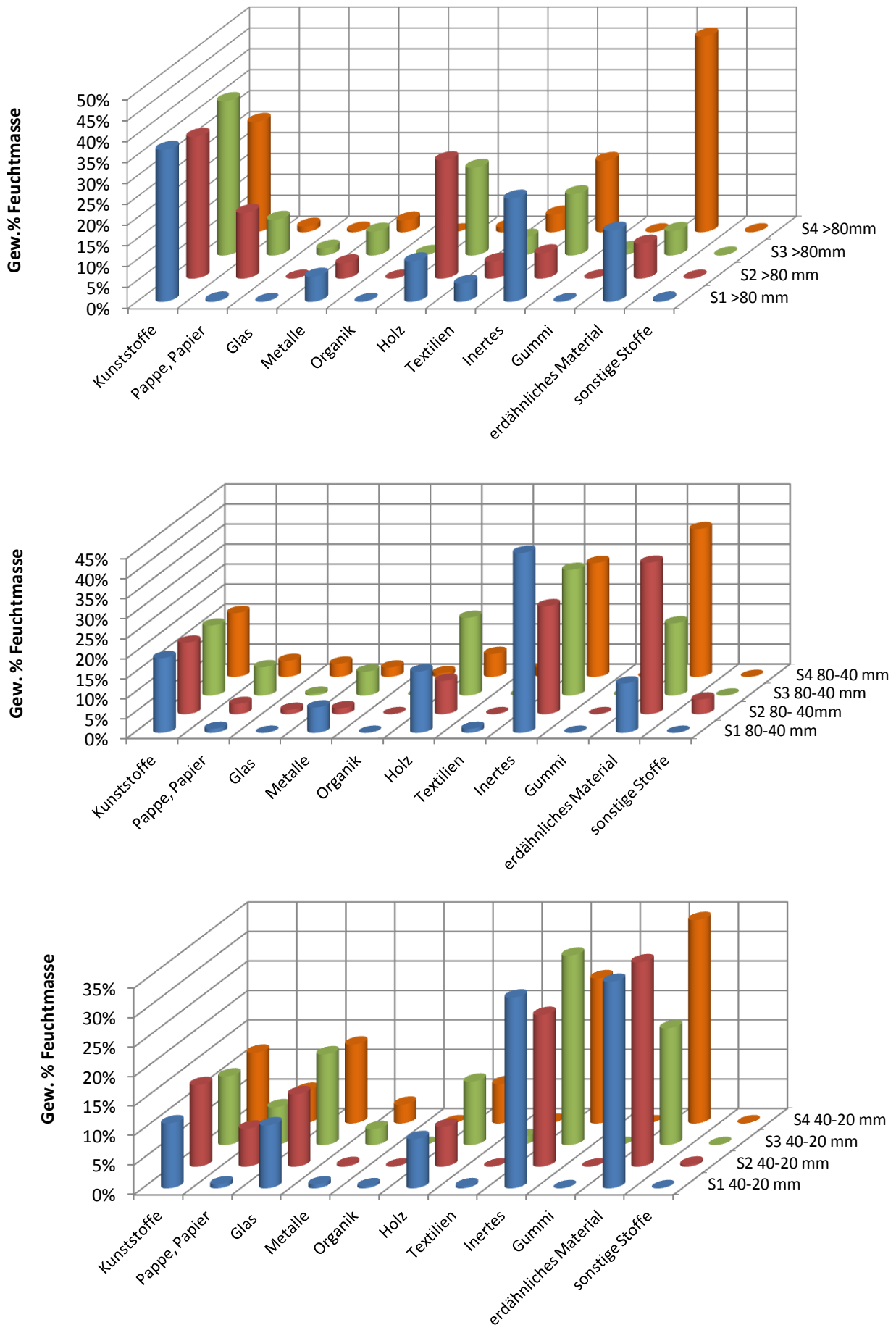


Abbildung 6-2: Ergebnisse der Sortieranalyse aufgeteilt nach Korngrößen für den Altmüll

Abbildung 6-3 zeigt die mittlere Stoffgruppenzusammensetzung (Mittel Schurf 1-4) für den Altmüll in Abhängigkeit von der Korngröße.

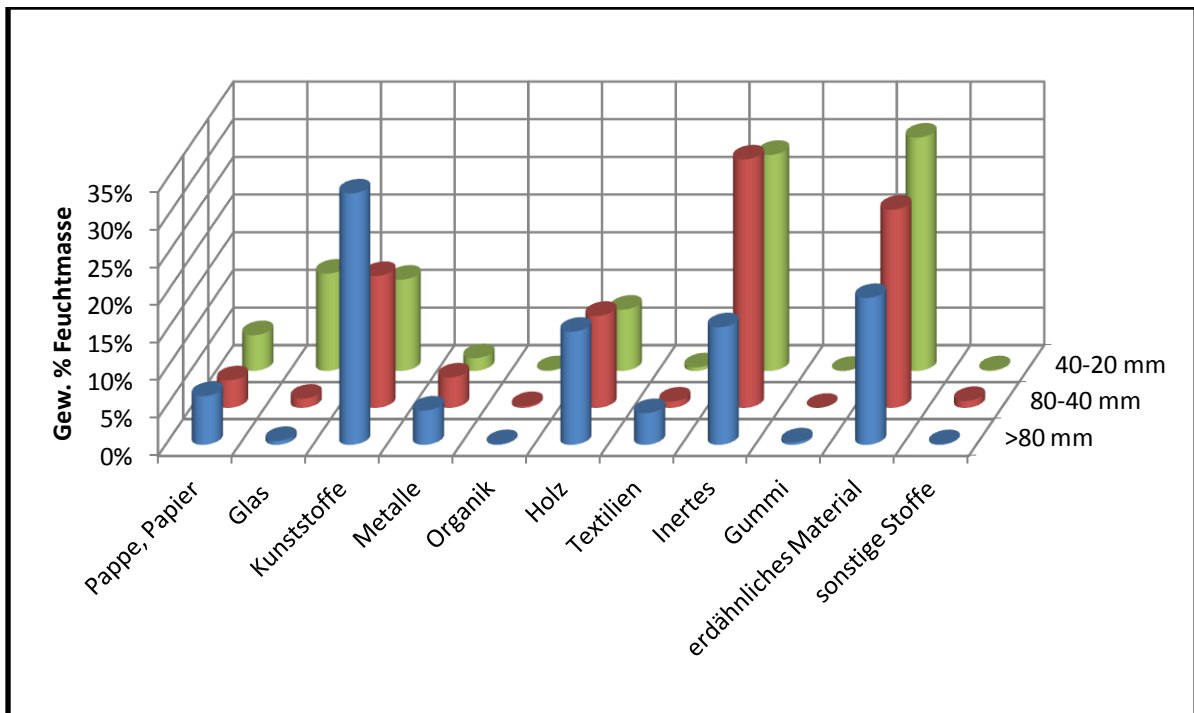


Abbildung 6-3: mittlere Stoffgruppenzusammensetzung des Altmülls

Fasst man die Ergebnisse der Sortieranalyse zusammen ist festzustellen, dass bei allen der Fraktionen das erdähnliche Material, die Kunststoffe, Holz und Inertes die größten Anteile haben. Die Stoffe Kunststoff und Holz zeigen eine Abnahme mit geringer werdender Korngröße während das erdähnliche Material und das Glas eine Zunahme zeigen. Der Papier sowie Metallanteil erweisen sich als relativ konstant und haben wie die Textilien und sonstigen Stoffe nur einen geringen Anteil am Altmüll.

Sortieranalysen innerhalb des BMBF Verbundvorhabens Deponiekörper (Wirtz et al., 1997) zeigten ebenfalls, dass sich die Fraktion > 20mm hauptsächlich aus Papier, Textilien, Holz, Kunststoffen und inerten Stoffen zusammensetzt. Es wurden Abfälle im Alter von 0-5 Jahren, 6-9 Jahren, 15-17 Jahren und 29-34 Jahren sortiert. Jedoch konnten nur geringfügige Unterschiede innerhalb der einzelnen Altersstufen nachgewiesen werden.

b) Rottemüll

Abbildung 6-4 zeigt die Korngrößenzusammensetzung für die 4 untersuchten Proben des Rottemülls. Die dominierende Fraktion ist die Fraktion >80 mm. Die Probe R1 zeigt mit über 50 Gew. % den höchsten Anteil. Die zweitgrößte ist die Fraktion <20 mm. Der höchste Anteil mit über 30 Gew. % ist bei der Probe R4 zu finden. Zwischen den beiden Fraktionen besteht eine deutliche Abhängigkeit. Hat die Fraktion > 80mm einen hohen Anteil sinkt der Anteil der Fraktion <20 mm und umgekehrt. Die Fraktionen 80-40 mm und 40-20 mm machen mit im Mittel 17,9 Gew. % bzw. 14,5 Gew. % nur einen geringen Anteil aus.

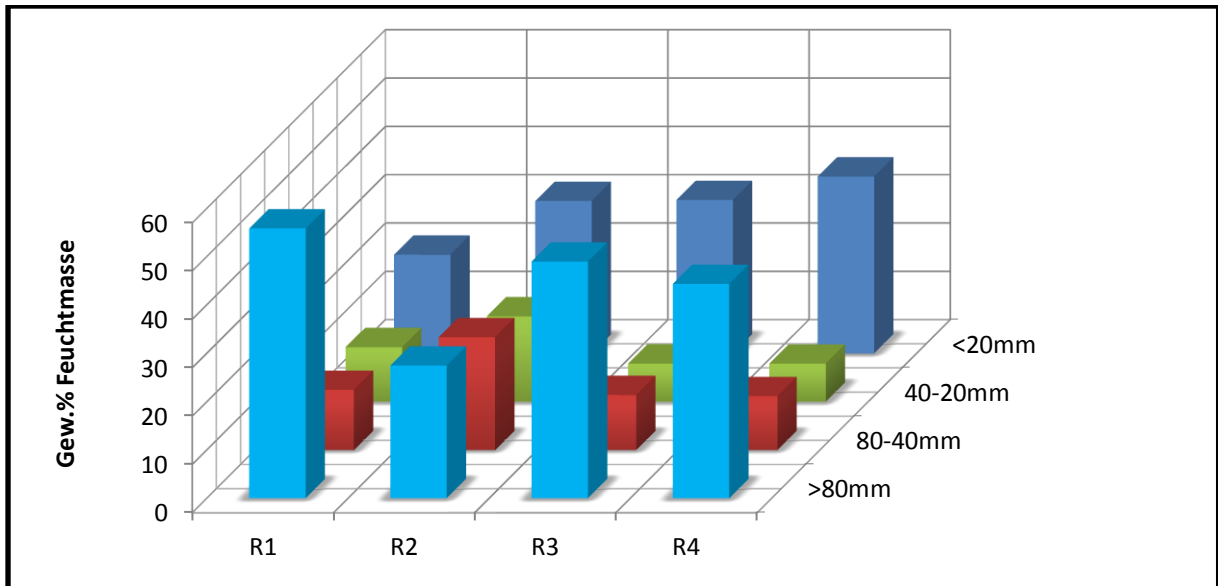


Abbildung 6-4: Ergebnisse der Klassieranalyse des Rottemülls

Die Abbildungen 6-5 zeigen die Ergebnisse der Sortieranalysen aufgeschlüsselt für die einzelnen Siebfractionen.

6 Darstellung und Auswertung der Untersuchungsergebnisse

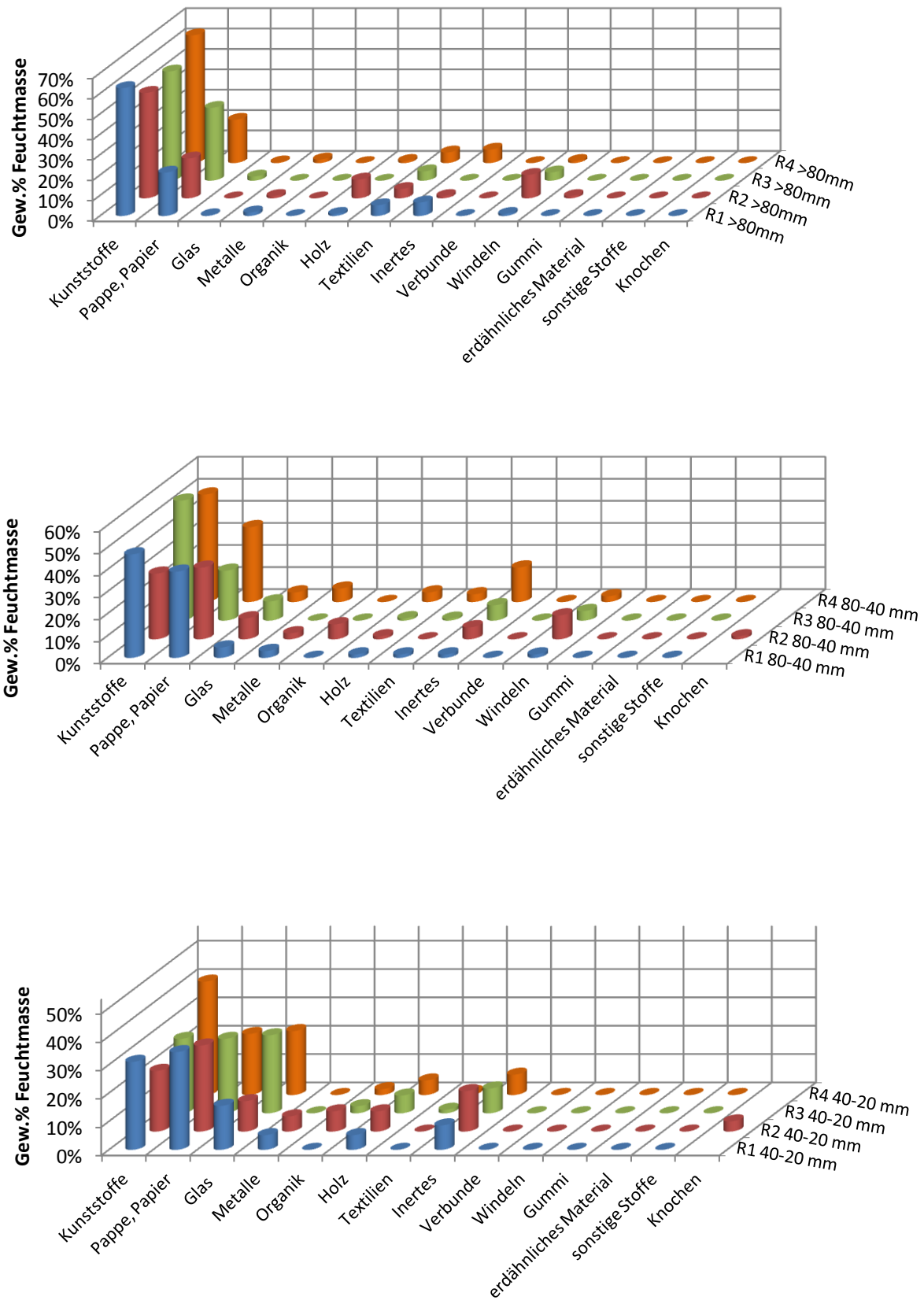


Abbildung 6-5: Ergebnisse der Sortieranalysen für den Rottemüll nach Korngrößen

Die Ergebnisse der Sortieranalyse für die Fraktion > 80 mm zeigen, dass sie hauptsächlich aus Kunststoff (52-63 Gew. %) und Pappe/Papier (20-36 Gew. %) besteht. Der Anteil der Fraktionen Holz, Textilien, Windeln und Inertes sind sehr gering.

Auch bei den Fraktionen 80-40 mm und 40-20 mm ist der Anteil an Kunststoff und Papier/Pappe sehr hoch. Der Kunststoffanteil zeigt im Gegensatz zum Papier jedoch mit abnehmender Korngröße einen deutlichen Rückgang.

Die Anteile an Glas und Inerten nehmen mit abnehmender Korngröße sogar zu. Organik findet sich nur in der Fraktion 80-20 mm.

In der Fraktion 40-20 mm sind keine Windeln mehr zu finden.

Abbildung zeigt 6-6 die mittlere Zusammensetzung des Rottemülls als Mittel der 4 Proben aufgeteilt in die einzelnen Siebfraktionen. Die Hauptfraktion des Rottemülls sind Kunststoff und Pappe/Papier. Der Anteil der Kunststoffe nimmt mit abnehmender Korngröße ab während der Anteil an Glas, Holz und Inertem zunimmt. Die anderen Stoffe zeigen keine klare Tendenz.

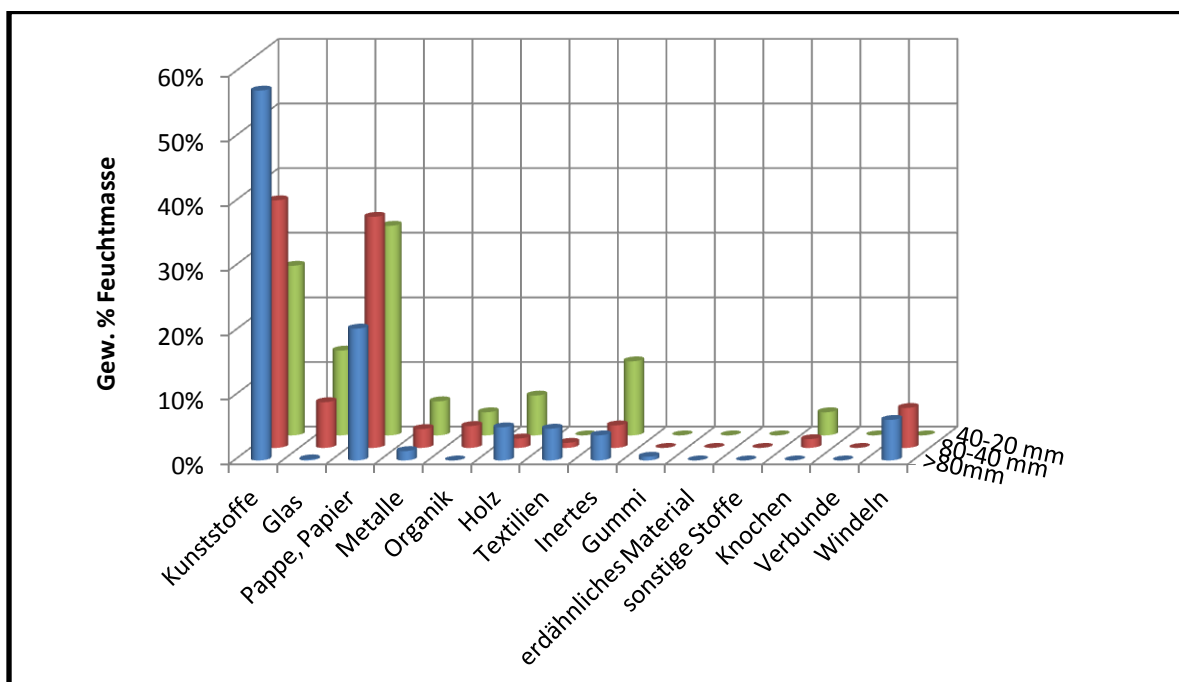


Abbildung 6-6: mittlere Stoffgruppenzusammensetzung des Rottemülls

Vergleicht man die Untersuchungsergebnisse des Altmülls mit denen des Rottemülls so lässt sich folgendes feststellen:

Die Korngröße < 20 mm dominiert beim Altmüll während beim Rottemüll die Fraktion > 80 mm dominiert. Grund dafür ist der fortgeschrittene Abbau des Altmülls.

Die Sortieranalysen zeigen, dass der Rottemüll einen fast doppelt so hohen Kunststoffanteil aufweist als der Altmüll. Auch die Anteile an Papier liegen deutlich über denen des Altmülls.

Der Altmüll zeigt höhere Anteile der Fraktionen Holz, Inertes und erdähnlichem Material. Erdähnliches Material war beim Rottemüll nicht zu finden. Der Altmüll (Fraktion > 20 mm) besteht hauptsächlich aus Stoffen, die nur noch schwer abbaubar sind.

Im Altmüll konnte keinerlei Organik und Windeln gefunden werden. Aber auch beim Rottemüll war der Anteil an Organik nur gering.

c) *Vergleich der Sortieranalysen mit der Restmüllanalyse des Großherzogtums Luxemburgs*

Abbildung 6-7 zeigt einen Vergleich der Müllzusammensetzung des Altmülls, des Rottemülls und des Frischmülls. Die Daten der Frischmüllzusammensetzung stammen aus der Restmüllanalyse 2009/2010 im Großherzogtum Luxemburg (Beyer et al., 2010). Allerdings erfolgte hier die Sortierung nur an der Korngrößenfraktion > 40 mm.

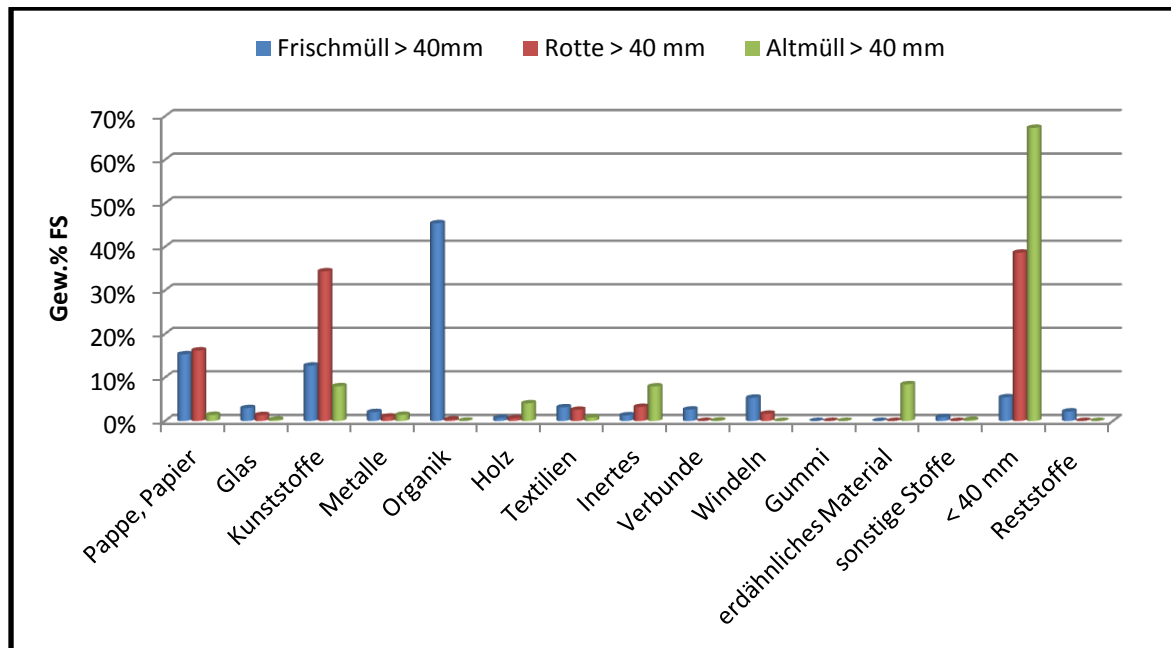


Abbildung 6-7: Vergleich der Sortieranalysen des Rotte- und Altmülls mit der Restmüllanalyse Luxemburgs

Die Stoffgruppen erdähnliches Material und Gummi wurden in der Restmüllanalyse nicht separat erfasst. Um die Daten vergleichen zu können, wurden die Fraktionen > 80 mm und 80-40 mm der Altmüll-/ und Rottemüllproben zusammengefasst zur Fraktion > 40mm. Die Fraktion 40-20 mm und < 20 mm wurden zur Fraktion < 40 mm zusammengefasst.

Bei allen Abfällen besteht die Fraktion > 40 mm hauptsächlich aus den Stoffgruppen Papier und Kunststoffe. Lediglich beim Frischmüll zeigt die Stoffgruppe Organik einen Anteil von ca. 45 Gew. %. Beim Rotte- bzw. Altmüll ist die Organik bereits weitestgehend mineralisiert. Die Stoffe Glas, Metalle, Textilien und Inertes spielen nur eine untergeordnete Rolle. Der Papieranteil zeigt zwischen Frisch- und Rottemüll keine deutlichen Unterschiede sondern mit ca. 15 Gew. % einen relativ gleichbleibenden Anteil. Im Altmüll findet sich nur noch ein Papieranteil von rund 1 Gew. %. Somit konnte der Großteil des Papiers abgebaut werden.

Der Anteil der Kunststoffe zeigt mit zunehmendem Abfallalter abnehmende Anteile wobei der Rottemüll mit rund 1/3 den größten Kunststoffanteil aufweist.

Die Fraktion < 40 mm nimmt mit zunehmendem Abfallalter zu aufgrund der fortschreitenden Abbauprozesse. So besteht der Altmüll zu 65 % aus dieser Fraktion.

d) Vergleich der Abbaubarkeiten der Abfälle

In Abbildung 6-8 sind die Ergebnisse der Sortieranalyse anhand ihrer Abbaubarkeit für den Altmüll dargestellt. Die einzelnen Stoffgruppen besitzen unterschiedliche Abbaubarkeiten:

- *Biologisch abbaubar*: Vegetabilien
- *Biologisch schwer abbaubar*: Papier, Pappe, Holz, Textilien
- *Biologisch nicht abbaubar*: Kunststoffe, Gummi
- *Inertstoffe*: Steine, Glas, Keramik (Ehrig & Brinkmann, 1998).

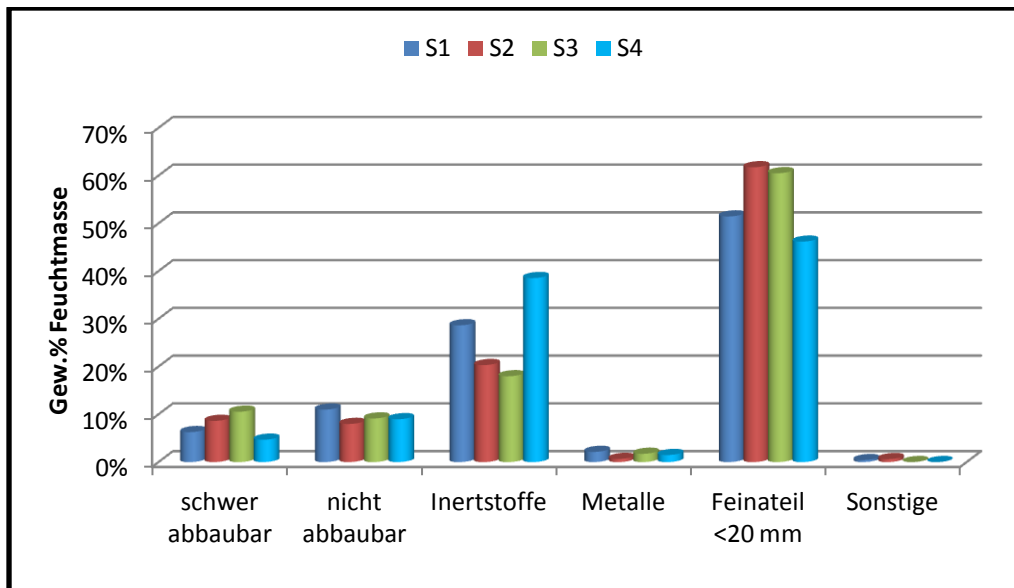


Abbildung 6-8: Einteilung des Altmülls nach der Abbaubarkeit

Der Großteil des Abfalls besteht aus dem Feinanteil < 20 mm sowie den Inertstoffen, die nicht abbaubar sind. Die prozentualen Anteile zeigen jedoch starke Schwankungen zwischen den einzelnen Schürfen, wobei zwischen Schurf 2 und 3 die beste Übereinstimmung herrscht. Die anderen Bestandteile gehören zur Gruppe der schwer bzw. nicht abbaubaren Stoffe (Pappe, Kunststoff, Gummi, Holz, Textilien), deren Anteil bei allen Schürfen unter 10 Gew. % liegt.

Somit besteht rund die Hälfte des Altmüllkörpers aus Stoffgruppen, die nicht biologisch abbaubar sind, die andere Hälfte besteht aus dem Feinanteil < 20 mm.

Die Ergebnisse, die im Zuge des Verbundvorhabens an Abfällen aus Westdeutschland gewonnen wurden, bestätigen die für die Deponie Muertendall gewonnenen Ergebnisse. Es wurde festgestellt, dass mit zunehmendem Ablagerungsalter, der Anteil der Inertstoffe sowie der Feinanteil in den Abfällen deutlich zunehmen. Nach einer Lagerzeit von ca. 10-20 Jahren waren keine biologisch abbaubaren Stoffgruppen mehr vorzufinden (Ehrig & Brinkmann, 1998).

Durch die biologischen Prozesse wurden die Anteile der abbaubaren Stoffe bereits deutlich reduziert bzw. vollkommen umgewandelt. Bei den Sortieranalysen konnten keine organischen Abfälle mehr gefunden werden.

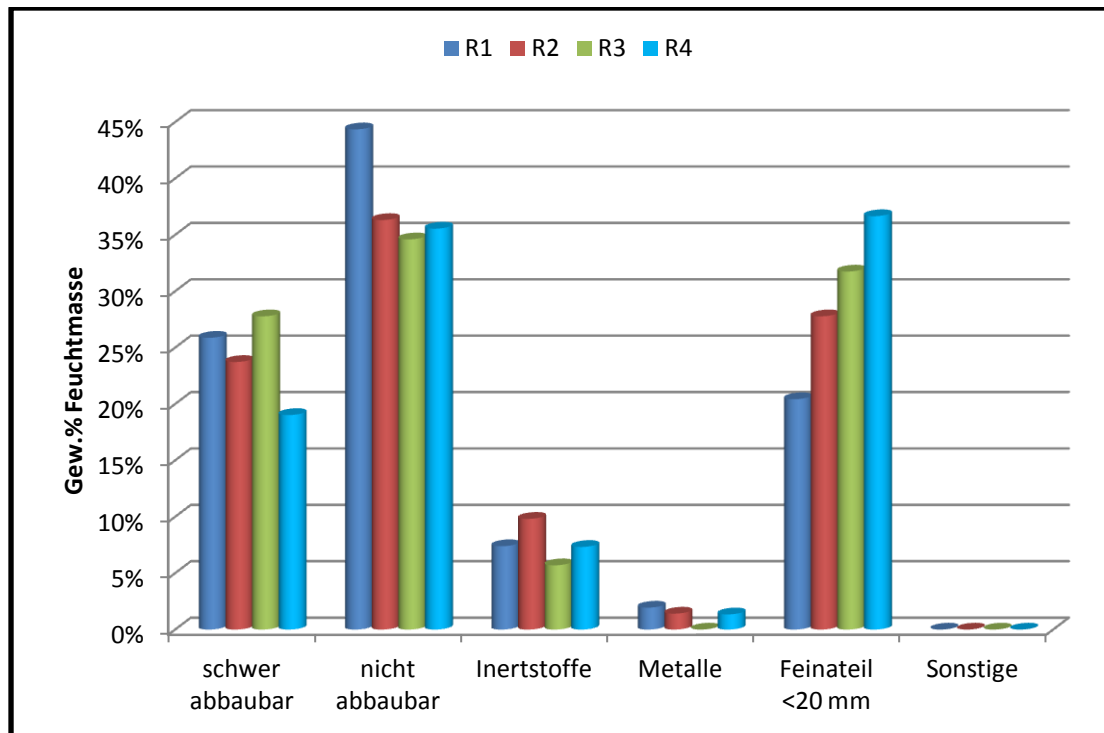


Abbildung 6-9: Einteilung des Rottemülls anhand der Abbaubarkeit

Abbildung 6-9 zeigt die Einteilung anhand der Abbaubarkeit für den Rottemüll.

Wie bei den Proben des Altmülls sind auch beim Rottemüll keine biologisch leicht abbaubaren Fraktionen zu finden. Dies liegt an der mechanisch- biologischen Vorbehandlung der Abfälle. Dadurch wird der biologische Abbau der leicht abbaubaren Fraktionen beschleunigt.

Der Großteil des Rottemülls besteht aus schwer bzw. nicht abbaubaren Stoffen, der Feinanteil < 20 mm beträgt ca. 1/3. Der Anteil an Inertstoffen liegt bei etwa 8 Gew. %, der Anteil der Metalle ist vernachlässigbar klein.

Vergleicht man die Abbaubarkeiten des Rottemülls mit denen des Altmülls lassen sich folgende Unterschiede feststellen:

Der Anteil der schwer bzw. nicht abbaubare Fraktion ist beim Rottemüll bis zum 4-fachen höher als beim Altmüll. Diese Fraktionen brauchen vor allem Zeit um abgebaut zu werden.

Der Anteil der Inertstoffe und des Feinanteils sind beim Altmüll deutlich höher als beim Rottemüll. Der Feinanteil nimmt mit zunehmender Ablagerungsdauer zu, bedingt durch den fortschreitenden Abbau. In der Abbildung 6-10 ist deutlich zu erkennen, dass die Anteile der abbaubaren Fraktionen abgenommen haben und der Feinanteil zugenommen hat. Beim Rottemüll zeigt sich ein entgegengesetztes Verhalten.

Der bis zum 4-fachen geringere Anteil an Inertstoffen im Rottemüll ist durch die getrennte Ablagerung von Bauschutt und Restmüll zu erklären.

Abbildung 6-10 zeigt die Abbaubarkeiten des Rotte- und des Altmülls im Vergleich mit Frischmüll.

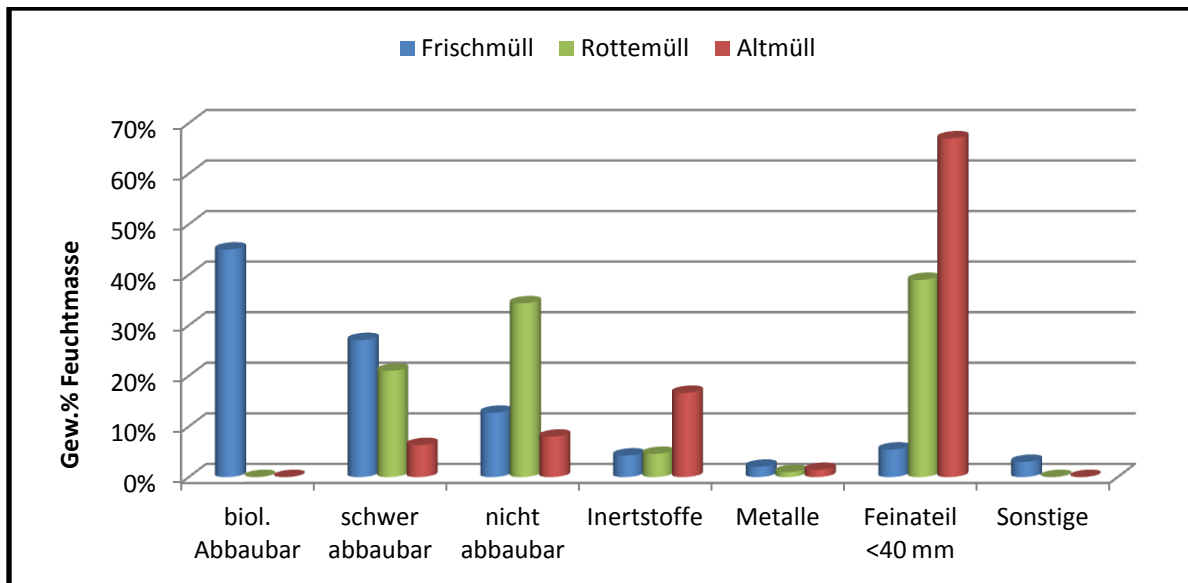


Abbildung 6-10: Vergleich der Abbaubarkeiten

Einzig beim Frischmüll sind noch biologisch abbaubare Stoffe vorhanden. Bei den schwer abbaubaren Stoffen zeigt sich eine Abnahme mit zunehmendem Abfallalter. Somit spielt bei diesen Stoffen vor allem der Faktor Zeit eine wichtige Rolle. Der Rottemüll besitzt mit rund 1/3 den größten Anteil an nicht biologisch abbaubaren Stoffen.

Die Inertstoffe sowie der Feinanteil < 40 mm zeigen mit zunehmender Ablagerungsdauer eine Zunahme. So hat sich der Feinanteil im Laufe der Zeit nahezu verzehnfacht.

Diesen Trend konnten auch Ehrig und Brinkmann (1998) bei Ihren Untersuchungen innerhalb des Verbundvorhabens Deponiekörper feststellen. Es konnte eine Verringerung des biologisch verfügbaren Materials und eine prozentuale Anreicherung von Inertstoffen nachgewiesen werden.

6.1.2 chemisch- physikalische Analytik

1. Wassergehalt

Die Analyse der Wassergehalte wurde an insgesamt 180 Abfallproben durchgeführt. Für jede Fraktion wurden 36 Proben analysiert, ebenso für jede Tiefe. Es wurden jeweils Dreifachbestimmungen durchgeführt.

Da keine Abhängigkeit des Wassergehaltes von der Tiefe bei der Auswertung der Ergebnisse festgestellt werden konnte, wurde auf eine Darstellung nach unterschiedlichen Tiefen verzichtet.

Abbildung 6-11 zeigt die Häufigkeiten in Gewichtsprozent der Feuchtschubstanz für die Gesamtfraktion und die Fraktionen >80 mm, 80-40 mm, 40-20 mm und < 20 mm.

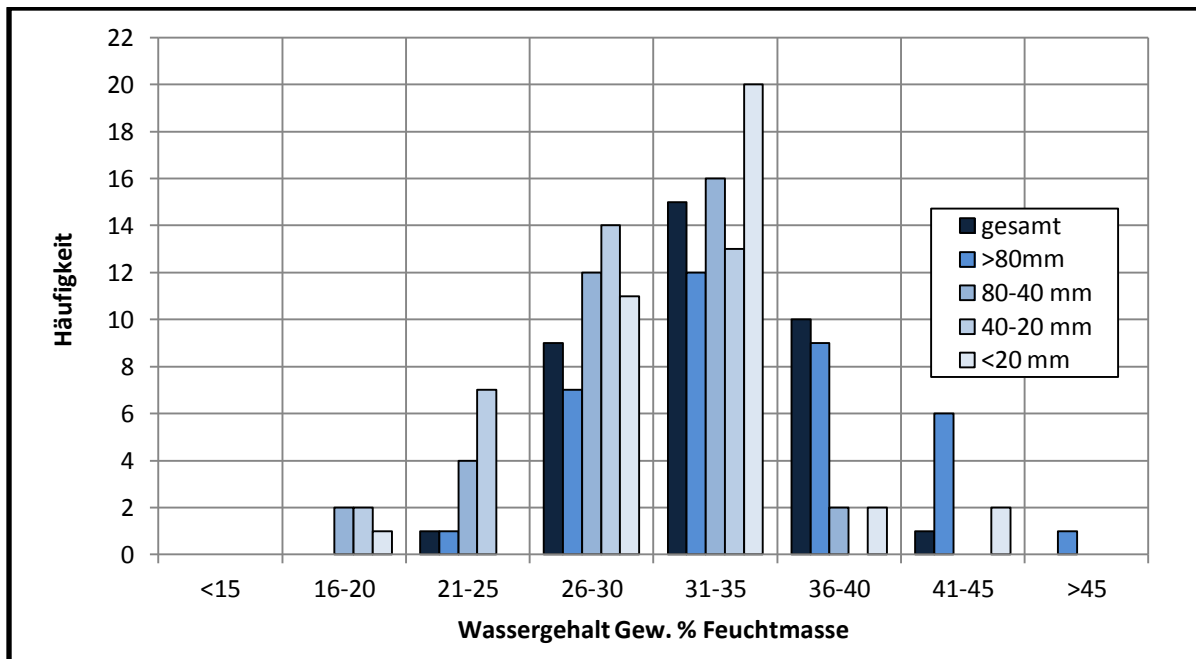


Abbildung 6-11: Häufigkeiten der Wassergehalte des Altmülls aufgeteilt nach Fraktionen

Dargestellt sind die Mittelwerte der Proben für jede Fraktion der vier Schürfe. Die dargestellten Wassergehalte beziehen sich alle auf die Feuchtsubstanz.

Wie die Abbildung 6-11 zeigt, ist der Hauptanteil der Wassergehalte im Bereich von 26 bis 35 Gew. % zu finden. Die Gesamtfraktion und die Fraktion > 80mm zeigen ebenfalls im Bereich von 36 bis 40 Gew. % Wassergehalt einen hohen Anteil. Grund dafür ist, dass hier teilweise größere Papier- und Erdklumpen bei der Bestimmung eingewogen wurden, die einen hohen Anteil Wasser enthielten.

Bei der Fraktion <20 mm zeigen sich die größten Häufigkeiten bei Wassergehalten von 31-35 Gew. %. Insgesamt 55,5 % der Werte liegen in diesem Bereich. 97,2 % der Werte liegen über 25 Gew. % Wassergehalt. Im Mittel hat die Fraktion < 20 mm einen Wassergehalt von 31,4 Gew. %.

Wirtz et al. (1997) kamen bei ihren Untersuchungen zu ähnlichen Ergebnissen. Die Wassergehalte der Fraktion < 20 mm betragen bei rund 90 % der untersuchten Proben mindestens 25 Gew. %. Als Mittel geben sie einen Wert von 33 Gew. % an.

Prozentual gesehen liegen 42,2 % aller gemessenen Wassergehalte im Bereich von 31-35 Gew. %, 39,4 % der untersuchten Proben zeigen Wassergehalte von unter 30 Gew. %. Nur 17,8 % der Proben besitzen Wassergehalte von über 40 Gew. %.

Für die biologischen Abbauprozesse ist der Wassergehalt der Gesamtfraktion ausschlaggebend, da der Abfall stets aus einem Gemisch der unterschiedlichen Fraktionen besteht.

Die Wassergehalte liegen zwischen 21 und 45 Gew. % wobei der Hauptteil der Werte zwischen 31 und 40 Gew. % liegt. Im Mittel lag der Wassergehalt bei 32,7 Gew. %. Somit sind die Wassergehalte größtenteils zu gering um einen optimalen Abbau zu gewährleisten.

Heyer (2003) ermittelte bei seinen Untersuchungen Wassergehalte von 25- 40 Gew. %, im Mittel 29,1 Gew. %. Er stellte allerdings fest, dass 1/3 der Werte unter 25 Gew. % lagen.

Belevi und Baccini (1989) ermittelten einen Wassergehalt von 25 Gew. % FS für Schweizer Hausmüll. Pierau (1971 zitiert in Baur 1990, zitiert in Krümpelbeck, 2000) gibt für alten Hausmüll einen mittleren Wassergehalt von 30- 35 Gew. % an. Die ermittelten Wassergehalte auf der Deponie Muertendall entsprechen somit den in der Literatur gemachten Angaben.

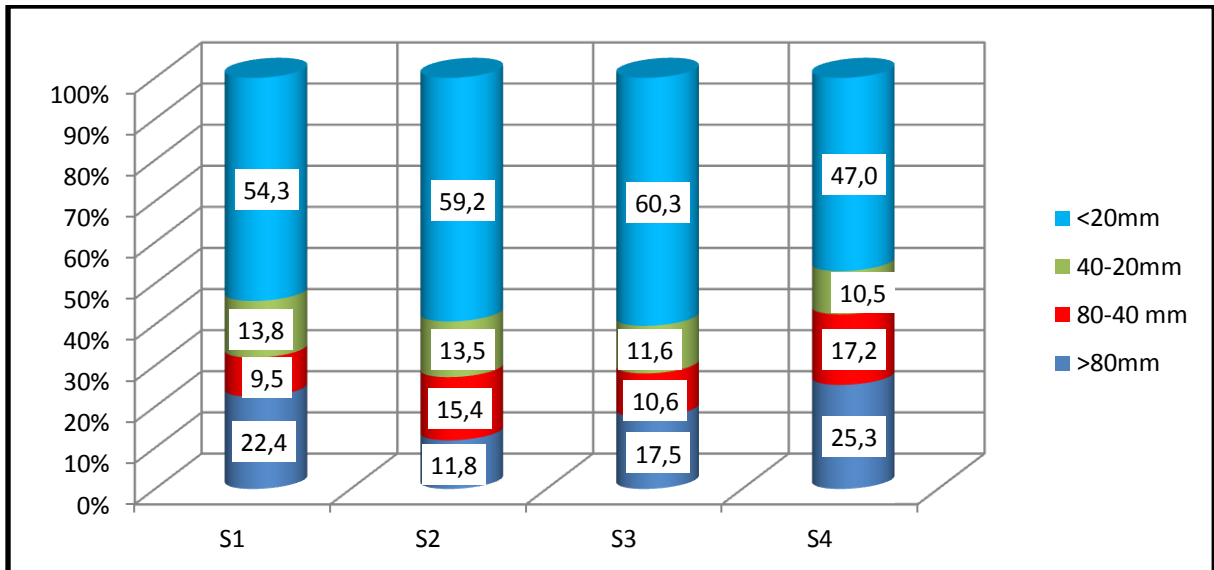


Abbildung 6-12: Anteil der einzelnen Fraktionen am Wassergehalt

Abbildung 6-12 zeigt den prozentualen Anteil der Wassergehalte der einzelnen Fraktionen am Wassergehalt der Gesamtfraktion. Auffällig ist, dass die Fraktion < 20 mm den größten Anteil am Wassergehalt der Gesamtfraktion ausmacht. Hier wird der größte Anteil des Wassers gespeichert. Den zweitgrößten Anteil macht die Fraktion > 80 mm aus.

Vergleicht man diese Ergebnisse mit denen der Klassieranalyse, so wird deutlich, dass die Fraktionen den größten Anteil am Wassergehalt haben, die auch mengenmäßig am größten sind. Außerdem kann in der Fraktion < 20 mm auf Grund der kleineren Korngröße und ihrer Zusammensetzung mehr Wasser gespeichert werden. Die Fraktion > 20 mm besteht größtenteils aus Stoffen, die nur eine geringe Wasserspeicherung (Glas, Kunststoffe, Inertes) aufweisen.

2. Glühverlust

Abbildung 6-13 zeigt die Minima, Maxima und Mittelwerte des Glühverlustes für die Schürfe 1-4 der Fraktion < 20 mm.

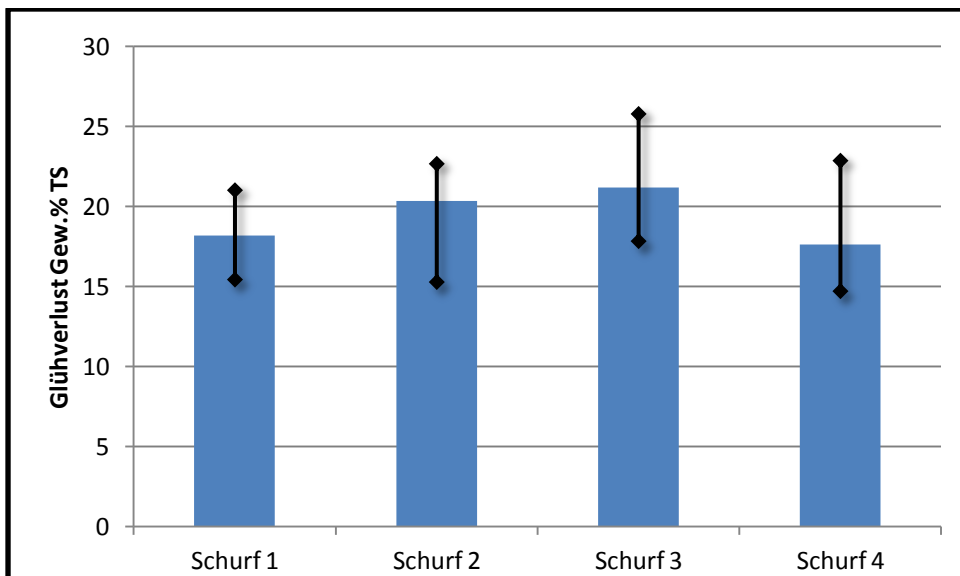


Abbildung 6-13: Mittelwerte, Minima und Maxima der Glühverluste des Altmülls

Die mittleren Glühverluste liegen im Bereich von 17,63 bis 21,19 Gew. %, wobei Schurf 3 den höchsten Wert aufweist. Hier wird ebenfalls das Maximum der Glühverluste von 25,79 Gew. % erreicht. Die gemessenen Maxima liegen im Bereich von 21,02 und 25,79 Gew. %.

Die Minima liegen deutlich unter 20 Gew. %. Sie schwanken zwischen 14,71 und 17,84 Gew. % wobei hier der höchste Wert ebenfalls bei Schurf 3 erreicht wird.

Die Messwerte von Schurf 1 schwanken in einer geringeren Bandbreite als die der anderen Schürfe. Die Glühverluste liegen alle über dem geforderten Grenzwert von 5 Gew. %. Der Grenzwert wird bis zum 5-fachen überschritten. Untersuchungen von Wirtz et al. (1997) an Abfällen des gleichen Alters zeigten ebenfalls Glühverluste um die 20 Gew. %. Außerdem konnten sie eine Abnahme mit der Zeit feststellen.

Prantl (2007) untersuchte die Zusammensetzung von ca. 20 Jahre alten Abfällen auf der Deponie Mannersdorf in Österreich. Der Glühverlust lag im Mittel bei 18 Gew. %.

Frischer Hausmüll besitzt einen Glühverlust von 53 Gew. %, abzüglich 13 Gew. %, die biochemisch nicht verwertbar bzw. abbaubar sind. Somit können über einen langen Zeitraum bis zu 40 % der ursprünglich abgelagerten Abfallmasse aus dem Deponiekörper in Form von Methan und Kohlendioxid entfernt werden (Wirtz et al., 1997).

Für die Deponie Muertendall bedeutet dies eine Reduktion des Glühverlustes von circa 50 %.

Heyer (2003) gibt für den Glühverlust von Frischmüll Werte zwischen 40- 65 Gew. % an. Für Abfälle des gleichen Alters ermittelte er Glühverlust von circa 20 Gew. %, teilweise noch deutlich höhere.

Grund für die noch relativ hohen Glühverluste könnte eine Verzögerung des biologischen Abbaus durch ungünstige Milieubedingungen sein wie mangelnde Feuchtigkeit. Dies kann durch die gemessene Wassergehalte des Altmülls bestätigt werden. Stoffe wie Lignine und Kunststoffe sind gegenüber biologischen Abbauprozessen sehr resistent bzw. inert. Allerdings besitzen sie einen hohen Anteil an Kohlenstoff, der zu hohen Glühverlusten führen kann (vgl. Scheelhaase, 2002)

Eine weitere Möglichkeit ist, dass die enthaltenen Stoffe nur noch schwer biologisch abbaubar sind.

Die Glühverluste des Rottemülls liegen im Vergleich mit dem Altmüll mehr als doppelt so hoch. Sie liegen zwischen 50,8 und 58,6 Gew. %, im Mittel bei 54,2 Gew. %.

Somit ist im Rottemüll noch eine Reihe von Organik enthalten, die zum biologischen Abbau zur Verfügung steht.

3. Gesamtkohlenstoff und organischer Kohlenstoff

Abbildung 6-14 zeigt die Minima, Maxima und Mittelwerte des Gesamtkohlenstoffgehaltes der Fraktion < 20 mm. Sie liegen zwischen 6,68 und 15,48 Gew. %. Die Minima schwanken zwischen 6,68 und 11,04 Gew. % die Maxima zwischen 10,68 und 15,48 Gew. %. Die Mittelwerte liegen zwischen 9,18 und 12,75 Gew. %.

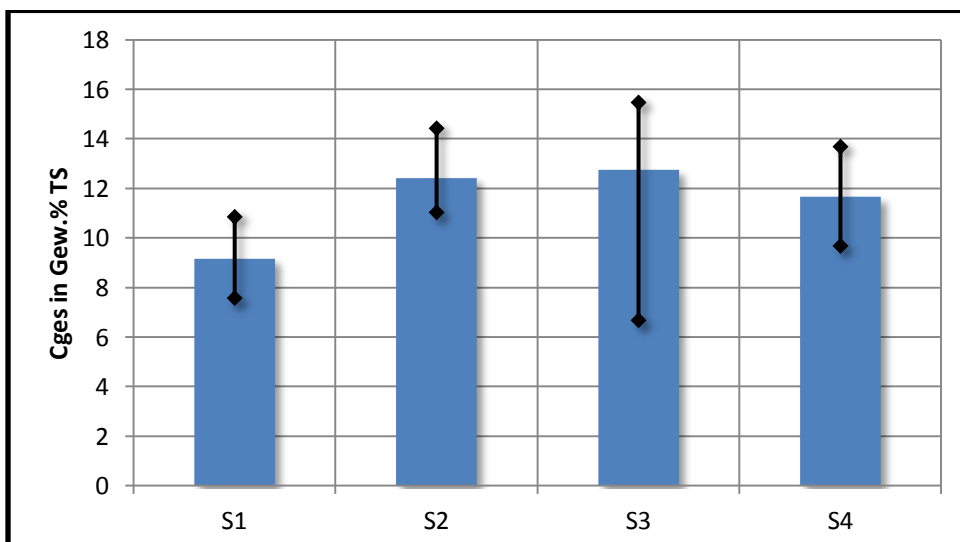


Abbildung 6-14: Mittelwerte, Minima und Maxima der Kohlenstoffgehalte des Altmülls

Schurf 1 hat im Mittel mit 9,18 Gew. % den geringsten Gesamtkohlenstoffanteil, der größte Anteil findet sich bei Schurf 3. Schurf 3 zeigt mit fast 10 Gew. % die größten Schwankungen innerhalb der Messwerte.

Die gemessenen Kohlenstoffgehalte des Rottemülls liegen zwischen 32,8 und 33,4 Gew. % . Sie liegen also bis zum dreifachen höher.

Heyer (2003) gibt für Frischmüll Kohlenstoffgehalte zwischen ca. 25- 37 Gew. % an. Für Deponien im Alter von ca. 30 Jahren gibt er Kohlenstoffgehalt von 13 Gew. % bis 25 Gew. % an. Diese liegen somit zum Teil noch über den hier gewonnenen Ergebnissen.

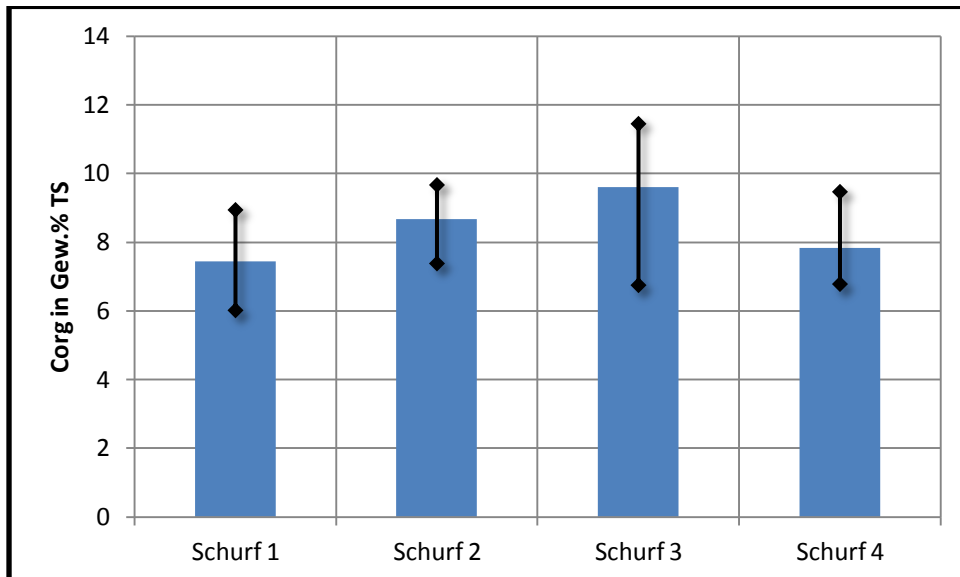


Abbildung 6-15: Mittelwerte, Minima und Maxima des organischen Kohlenstoffgehalts des Altmülls

Die prozentualen Anteile an organischem Kohlenstoff sind in Abbildung 6-15 dargestellt. Die Mittelwerte schwanken zwischen 7,4 und 9,6 Gew. % wobei Schurf 3 die höchsten Gehalte aufweist. Die Maxima liegen zwischen 8,9 und 11,4 Gew. %, auch hier zeigt Schurf 3 den höchsten Gehalt. Die Minima zeigen Gehalte zwischen 6 und 7,3 Gew. %.

Es zeigt sich eine gute Korrelation zwischen dem organischen und Gesamtkohlenstoffgehalt. Die Schürfe mit den größten Anteilen an Gesamtkohlenstoff zeigen auch die größten Anteile an organischem Kohlenstoff, wobei Schurf 3 die höchsten Schwankungsbreiten aufweist.

Wirtz et al. (1997) geben für Abfälle gleichen Alters organische Kohlenstoffgehalte von ca. 11 Gew. % an. Diese Werte liegen noch etwas über den hier gemessenen. Von Prantl (2007) werden organische Kohlenstoffgehalte von 6,4 bis 7,6 Gew. % für ca. 20 Jahre alte Abfälle angegeben.

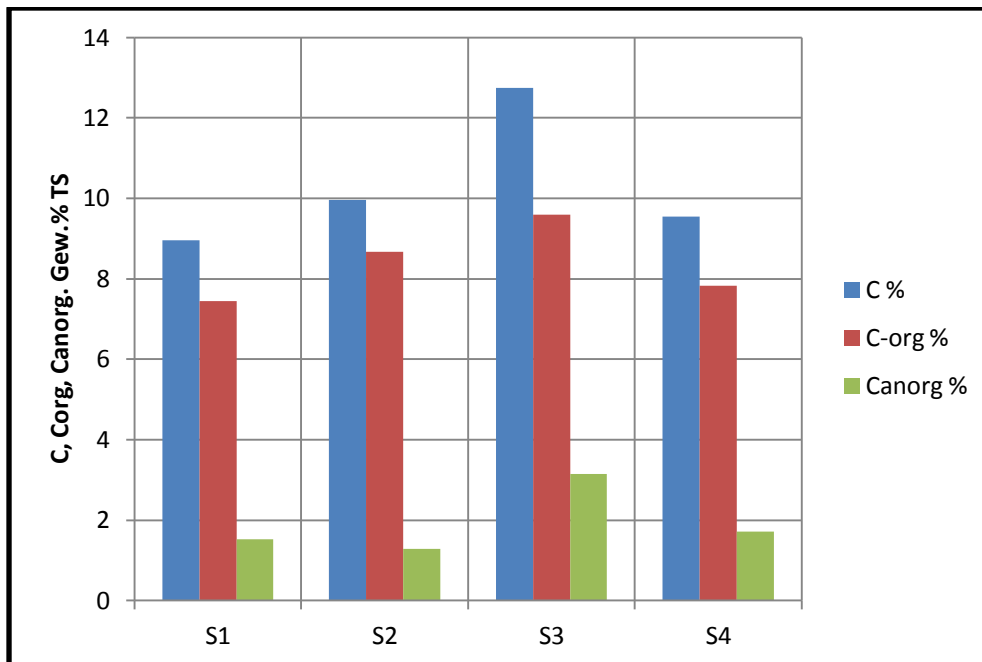


Abbildung 6-16: mittlere Gehalte an gesamt, organischem und anorganischem Kohlenstoff des Altmülls

Abbildung 6-16 zeigt die mittleren Gehalte an gesamt, organischem und anorganischem Kohlenstoff der einzelnen Schürfe im Vergleich. Schurf 3 zeigt für alle Kohlenstoffgehalte die höchsten Werte. Der Großteil des Gesamtkohlenstoffs besteht aus organischem Kohlenstoff. Der Anteil des anorganischen Kohlenstoffs liegt bei maximal 3 Gew. %.

Der Gesamtkohlenstoff des Rottemülls liegt mit im Mittel 33,2 Gew. % fast dreimal höher als der des Altmülls, ebenso der organische Kohlenstoff mit rund 26,4 Gew. %. Auch der anorganische Kohlenstoff mit Werten im Bereich von 5,9- 7,6 Gew. % liegt um rund das dreifache höher.

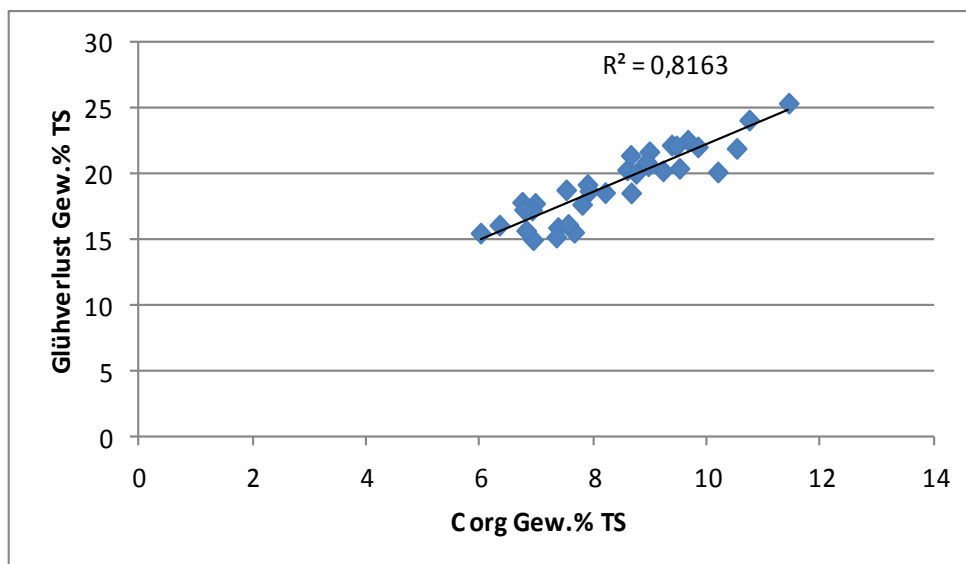


Abbildung 6-17: Korrelation zwischen Glühverlust und organischem Kohlenstoff

Wie Abbildung 6-17 zeigt besteht zwischen dem Glühverlust und dem organischen Kohlenstoff eine gute Korrelation. Hohe Gehalte an organischem Kohlenstoff führen zu hohen Glühverlusten. Die große Streubreite der Werte ist dadurch bedingt, dass der Altmüll sehr heterogen aufgebaut ist und im Deponiekörper durch unterschiedliche Milieubedingungen der Grad des biologischen Abbaus variiert.

Wirtz et al. (1997) stellten in ihren Untersuchungen fest, dass der organische Kohlenstoffanteil selbst nach ca. 30 Jahren Ablagerung noch Gehalt von 5- 15 Gew. % betrug. Die hier gemessenen Werte liegen ebenfalls in diesem Bereich.

4. Heißwasserlöslicher Kohlenstoff

Der heißwasserlösliche Kohlenstoff ist der Anteil des Kohlenstoffs, der durch Kochen mit Wasser gelöst wird. Somit dient er als Kriterium für den Gehalt an leicht umsetzbarer organischer Substanz im Boden.

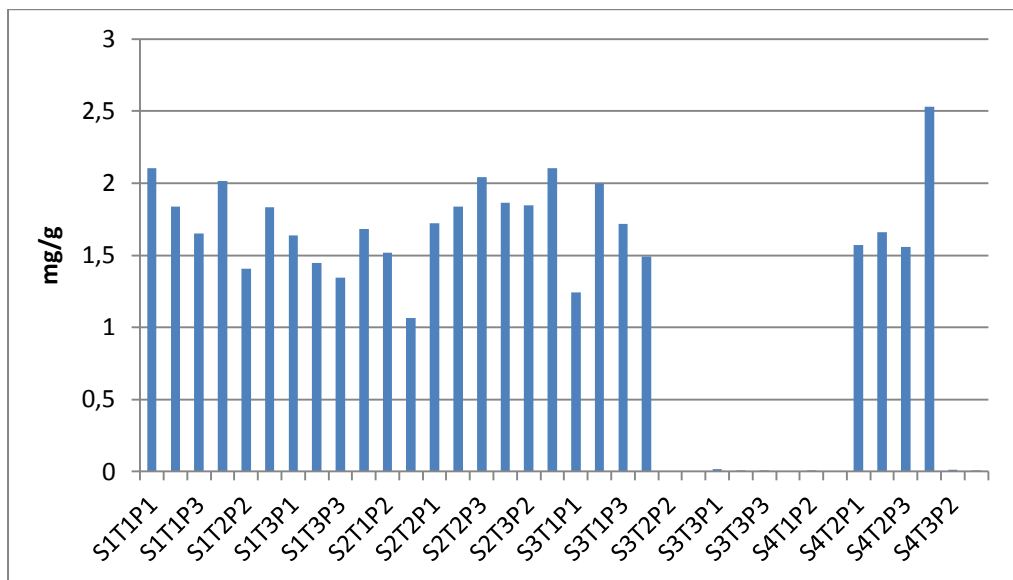


Abbildung 6-18: Gehalte an heißwasserlöslichem Kohlenstoff der Altmüllproben

Abbildung 6-18 zeigt die Gehalte an heißwasserlöslichem Kohlenstoff für die einzelnen Proben in mg/g. Der Großteil der Werte liegt im Bereich von 1- 2 mg/g. Für die Proben S3T3P2- S4T1P3 und S4T3P2- S4T3P3 liegen die Gehalte unter 0,1 mg/g.

Berechnet man die Mittelwerte für die einzelnen Schürfe so ergeben sich für Schurf 1 1,7 mg/g, Schurf 2 1,74 mg/g, Schurf 3 0,72 mg/g und Schurf 4 0,81 mg/g.

Der prozentuale Anteil des heißwasserlöslichen Kohlenstoffs am Gesamtkohlenstoff ist in Abbildung 6-19 dargestellt.

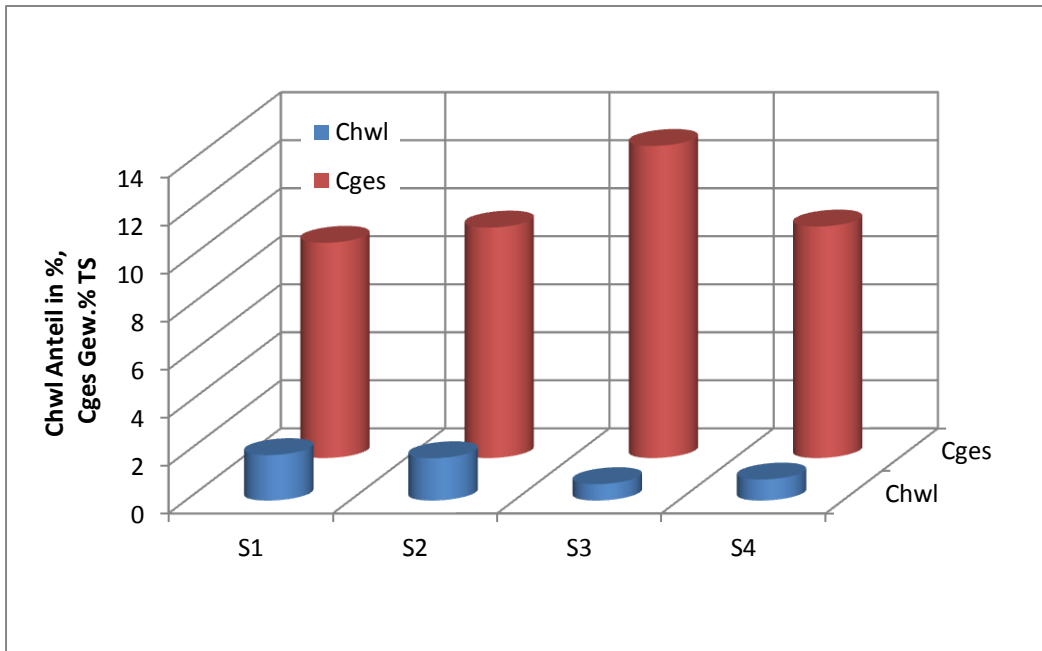


Abbildung 6-19: Anteil des heißwasserlöslichen Kohlenstoffs am Gesamtkohlenstoffgehalt

Obwohl Schurf 3 und Schurf 4 höhere Gehalte an Gesamtkohlenstoff zeigen, ist der Anteil des heißwasserlöslichen Kohlenstoffs mit 0,68 % bis 0,87 % niedriger als bei Schurf 1 und Schurf 2. Der maximale Anteil des heißwasserlöslichen Kohlenstoffs liegt bei 1,9 Gew.%. Somit kann davon ausgegangen werden, dass im Altmüll nur noch wenig leicht umsetzbare organische Substanz vorhanden ist.

5. Stickstoff

Die in Abbildung 6-20 dargestellten Stickstoffgehalte sind mit maximal 0,52 Gew. % als sehr gering zu bezeichnen. Mit im Mittel 0,41 Gew. % hat Schurf 3 den höchsten Wert, hier wird auch der maximale Stickstoffanteil erreicht aber auch das geringste Minimum. Ebenfalls zeigt sich bei Schurf 3 wie auch beim Glühverlust und Gesamtkohlenstoffgehalt die größte Schwankungsbreite der Messwerte, wobei die Messwerte von Schurf 1 die geringste Schwankungsbreite zeigt.

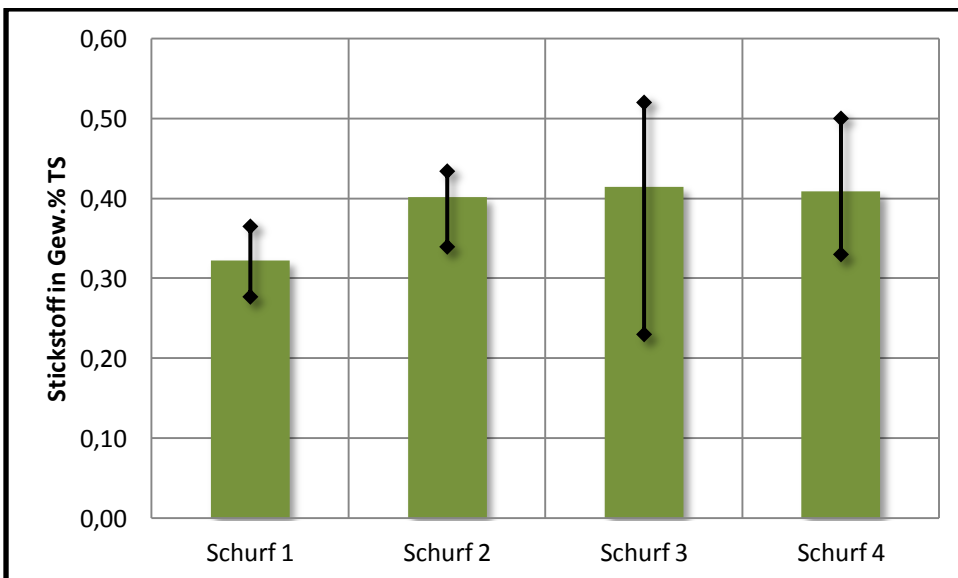


Abbildung 6-20: Mittelwerte, Minima und Maxima der Stickstoffgehalte des Altmülls

Die Stickstoffgehalte von Frischmüll liegen zwischen 0,7 und 1,2 Gew. %. Für Abfälle mit einer Ablagerungsdauer von ca. 30 Jahren liegen die Stickstoffgehalte zwischen 0,3 und 1,2 Gew. % (Heyer, 2003). Somit haben die Stickstoffgehalte im Laufe der Zeit um rund die Hälfte abgenommen. Dies bestätigen auch die hier gemachten Ergebnisse.

Die Stickstoffgehalte für die 20 Jahre alten Abfälle der Deponie Mannersdorf liegen zwischen 0,29 und 0,41 Gew. %. Sie liegen in der Größenordnung der hier ermittelten Werte (Prantl, 2007).

Vergleicht man die Abbildungen des Gesamtkohlenstoffs mit dem Stickstoffgehalt zeigt sich eine gute Korrelation. In Abbildung 6-21 ist der Stickstoffgehalt in Abhängigkeit vom C- Gehalt dargestellt.

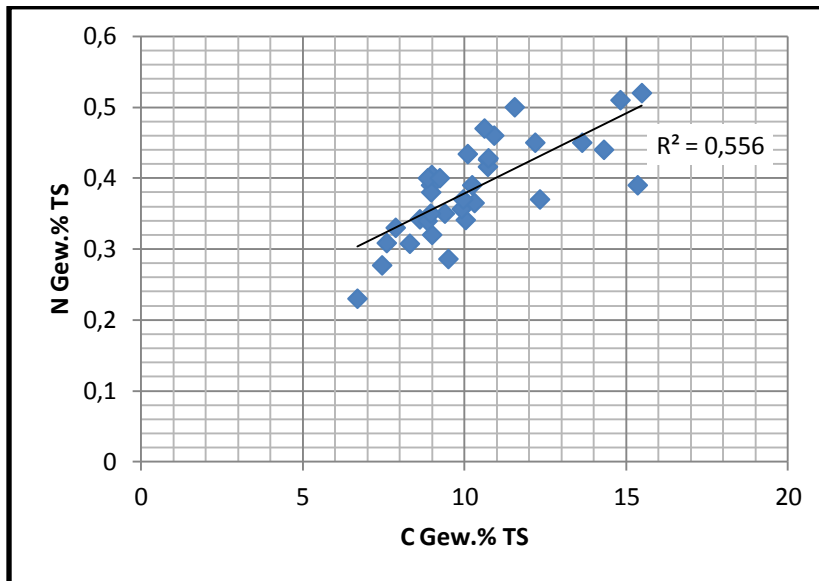


Abbildung 6-21: Abhängigkeit zwischen Stickstoff- und Kohlenstoffgehalt

Der Trend zeigt, dass organikreiche Proben höhere Stickstoffgehalte zeigen. Auch Heyer und Stegmann (1997) konnten bei ihren Untersuchungen eine Abhängigkeit zwischen dem Stickstoff- und Kohlenstoffgehalt nachweisen.

6. C/N Verhältnis

Abbildung 6-22 zeigt die C/N Verhältnisse der einzelnen Schürfe. Sie liegen im Mittel zwischen 22,3 und 30,8. Schurf 3 zeigt die größten Schwankungsbreiten während Schurf 4 die geringsten aufweist.

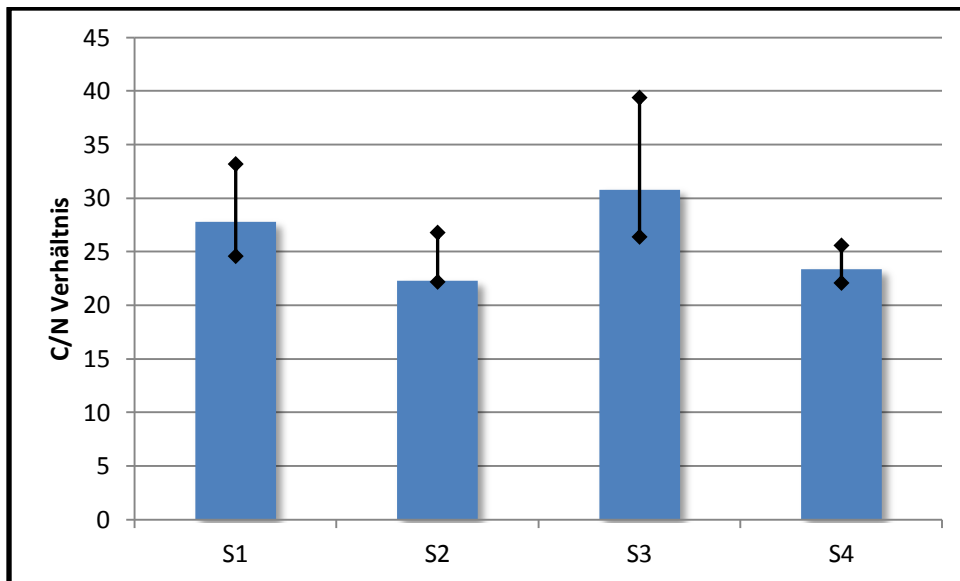


Abbildung 6-22: Mittelwerte, Minima und Maxima des C/N Verhältnisses des Altmülls

Um einen optimalen aeroben Abbau zu gewährleisten sollte das C/N Verhältnis zwischen 35:1 und 20:1 liegen. Nach Schuchard (1988, zitiert in Heyer, 2003) erfolgt bei C/N Verhältnissen < 20 ein schneller Abbau der organischen Substanz. Dabei kann der Stickstoff nicht schnell genug von den Mikroorganismen gebunden werden und wird gasförmig als Ammoniak ausgetragen. Bei C/N Verhältnissen > 20 , erfolgt ein langsamerer Abbau und es können stickstoffreiche Endprodukte gebildet werden. Für die Deponie Muertendall bedeutet dies demnach, dass die Abbauprozesse langsam ablaufen.

6.1.3 Atmungsaktivität

Die Messung der Atmungsaktivität erfolgt sowohl in Abhängigkeit von der Zeit als auch vom Wassergehalt.

Die Bestimmung der Atmungsaktivität in Abhängigkeit von der Zeit wurde bei allen Proben gemessen während die Messungen in Abhängigkeit vom Wassergehalt nur bei ausgewählten Proben durchgeführt wurden.

In Abbildung 6-23 sind die Atmungsaktivitäten als Mittelwerte der 9 Einzelproben für die 4 Schürfe dargestellt. Die Atmungsaktivität wurde nach 4 Tagen (AT_4), nach 7 Tagen (AT_7) und nach 10 Tagen (AT_{10}) gemessen. Für alle Schürfe ist eine Zunahme mit der Zeit erkennbar.

Schurf 1 zeigt eine Verdreifung des Wertes mit zunehmender Zeit während die Zunahme der Aktivität bei den anderen Schürfen deutlich geringer ausfällt.

Die Aktivitätssteigerung zwischen AT_4 und AT_7 ist deutlich größer als von AT_7 auf AT_{10} .

Im Vergleich mit frischem Hausmüll, bei dem die Atmungsaktivitäten (AT_4) noch zwischen 40 und 60 mgO_2/gTS betragen sind die hier ermittelten Werte der Atmungsaktivität als gering zu bezeichnen. Sie erreichen maximal noch 2,5 mgO_2/gTS . Für den auf der Deponie Muertendall abgelagerten Rottemüll liegen die AT_4 Werte im Mittel bei 15 mgO_2/gTS . Sie haben im Vergleich mit den Werten für Frischmüll schon deutlich abgenommen.

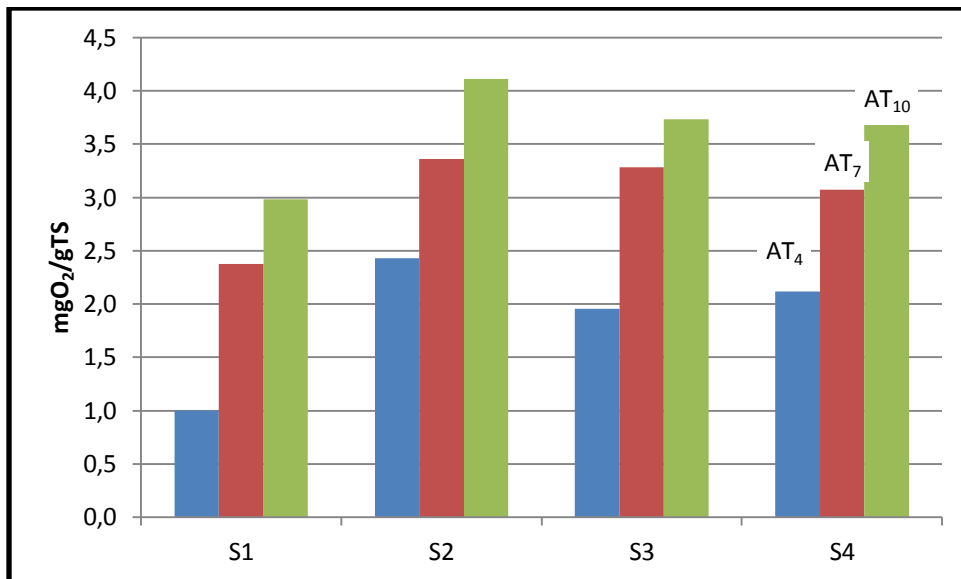


Abbildung 6-23: Mittelwerte der Atmungsaktivitäten des Altmülls in Abhängigkeit von der Zeit

Wirtz et al. (1997) führten im Rahmen ihrer Untersuchungen ebenfalls Versuche zur Bestimmung der Atmungsaktivität durch. Allerdings wurden dort für Proben vergleichbaren Alters deutlich höhere AT_4 Werte gemessen, das Maximum lag bei 23,4 mg O₂/gTS also etwa 10 mal höher als das Maximum der hier untersuchten Proben.

Die von Prantl (2007) gemessenen Atmungsaktivitäten (AT_4) an ca. 20 Jahren Abfällen lagen bei 3,5 mgO₂/gTS. Also noch bis 3-fachen höher als die hier gemessenen Werte. Er stellte ebenfalls eine Zunahme der Atmungsaktivität mit fortschreitender Zeit fest.

Mit zunehmender Versuchsdauer stellten auch Wirtz et al. (1997) einen Anstieg des Sauerstoffbedarfs fest.

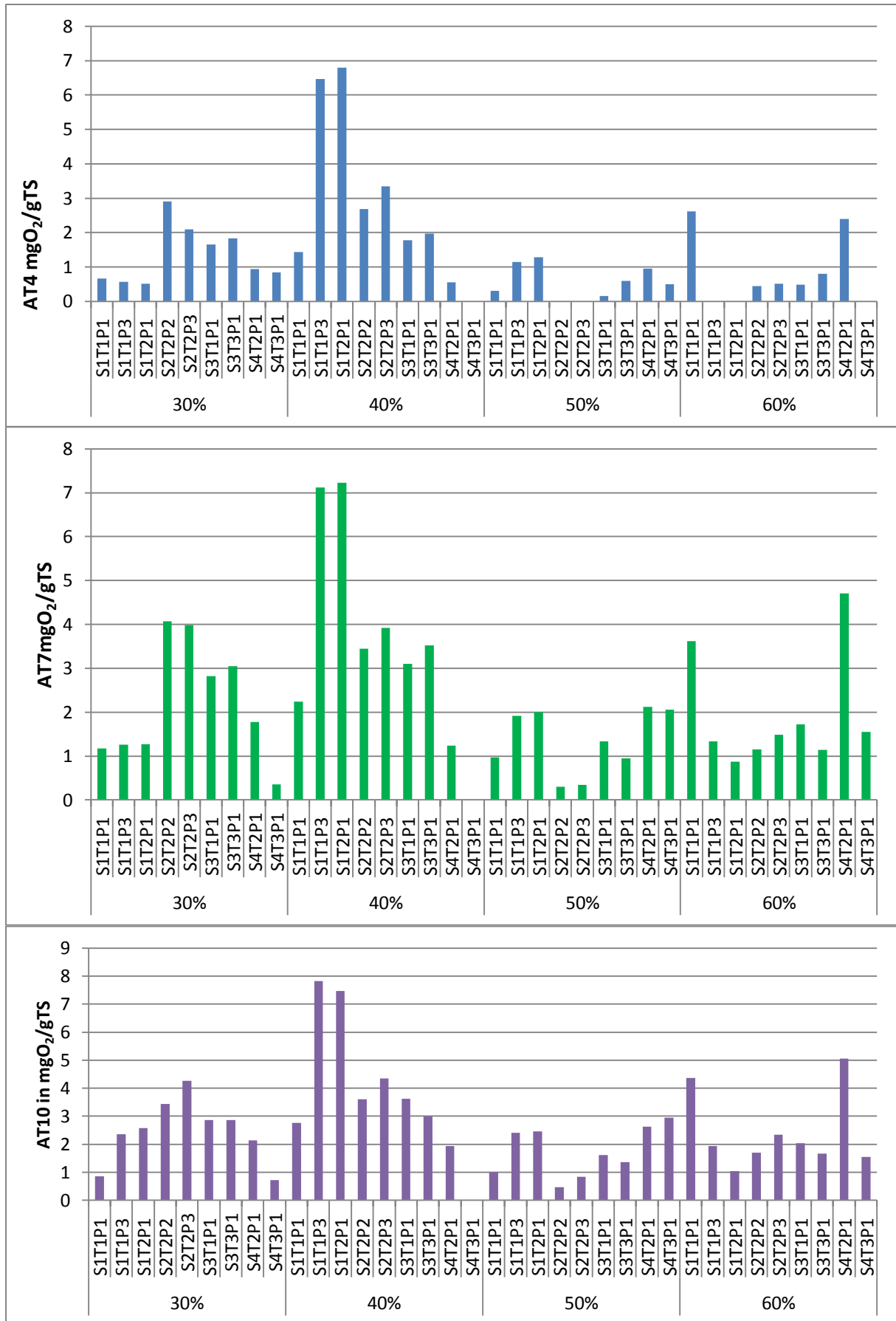


Abbildung 6-24: AT₄, AT₇ und AT₁₀ Werte in mgO₂/gTS ausgewählter Proben in Abhängigkeit vom Wassergehalt

Die Abbildung 6-24 zeigt die Abhängigkeit der Atmungsaktivität vom Wassergehalt. Die meisten Proben zeigen die höchsten Aktivitäten bei einem Wassergehalt von 30 bis 40 Gew. % FS. Nur 2 Proben zeigen im Bereich von 50 bis 60 Gew. % FS Wassergehalt ihre höchste Aktivität. Stabilisierte Abfälle zeigen im Vergleich zu frischem Material eine nur noch geringe Wasseraufnahmekapazität. Die optimale Sauerstoffversorgung kann bei einem Wassergehalt um 50 Gew.% FS durch einen zu hohen Anteil wassergesättigter Poren im Vergleich zum Luftporenvolumen beeinträchtigt sein (Kögel- Knabner& Bäuml, 2003).

Somit nimmt mit steigendem Wassergehalt nicht zwangsläufig die Atmungsaktivität zu. Allerdings ist auch hier zu beobachten, dass die Atmungsaktivität mit zunehmender Versuchsdauer ansteigt.

6.1.4 Eluate

1. pH Werte

Abbildung 6-25 zeigt den Verlauf des pH Wertes mit zunehmender Elutionsdauer.

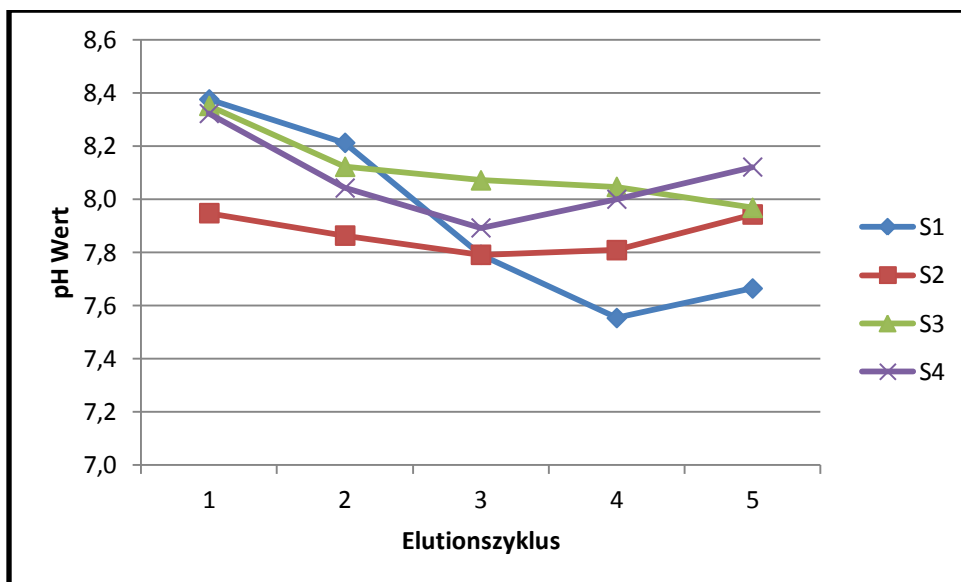


Abbildung 6-25: Verlauf des pH Wertes während der Elution

Bei allen Schürfen hat der pH Wert nach dem fünften Elutionszyklus im Vergleich zum Ausgangswert abgenommen. Die Anfangs pH Werte liegen im Bereich 7,9- 8,4, die Endwerte zwischen 7,7 und 8,1. Am stärksten erfolgte die Abnahme bei Schurf1. Allerdings erfolgt die Abnahme des pH Wertes nicht exponentiell. Alle Schürfe, mit Ausnahme Schurf 3, zeigen mit fortschreitender Elutionsdauer einen leichten Wiederanstieg des pH Wertes. Die gemessenen pH Werte liegen im neutralen bis leicht alkalischen Bereich. Im Vergleich mit den Eluaten des Rottemülls zeigen sich keine deutlichen Unterschiede.

Wirtz et al. (1997) ermittelten bei ihren Untersuchungen gleichaltriger Abfälle pH Werte im Bereich von 6,9 bis 8,37. Prantl (2007) gibt für ca. 20 Jahre Abfälle einen mittleren pH- Wert von 8,6 an.

Die pH Werte liegen in einem Bereich, der der stabilen Methanphase von Deponien zugeordnet wird. Ehrig (1989, zitiert in Heyer, 2003) gibt für diese Phase einen Wertebereich von 7,5-9, Kruse (1994) von 7,0- 8,3 an.

2. Leitfähigkeit

In Abbildung 6-26 ist die Abhängigkeit zwischen der Leitfähigkeit und der Elutionsdauer dargestellt.

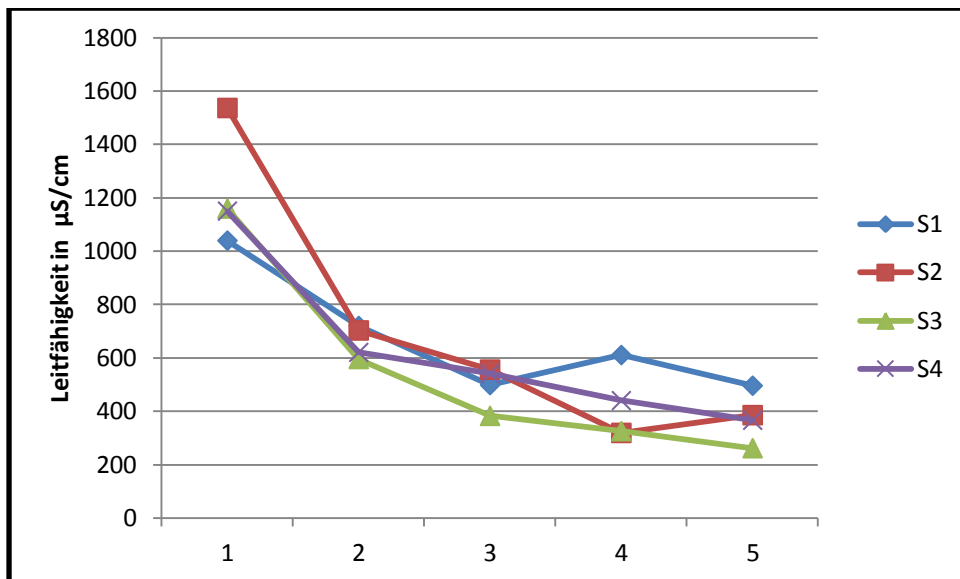


Abbildung 6-26: Verlauf der Leitfähigkeiten während der Elution

Nach der ersten Elution werden noch Leitfähigkeiten von bis zu 1600 $\mu\text{S}/\text{cm}$ erreicht. Mit zunehmender Elutionsdauer ist jedoch eine deutliche Abnahme zu verzeichnen. Die Abnahme der Leitfähigkeit ist bei Schurf 3 am größten. Nach dem fünften Zyklus hat die Leitfähigkeit um fast 80 % abgenommen. Schurf 1 zeigt demgegenüber die geringste Abnahme. Gegenüber dem Ausgangswert ergibt sich eine Reduktion um 50 %. Für den Rottemüll wurden nach der ersten Elution Leitfähigkeiten von bis zu 4600 $\mu\text{S}/\text{cm}$ gemessen. Nach dem letzten Elutionsschritt lagen die Leitfähigkeiten bei nur noch 440 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Gegenüber dem Ausgangswert erfolgte eine Reduktion von ca. 90%.

Untersuchungen von Heyer (2003) zeigen für Deponien des gleichen Alters ähnliche Leitfähigkeiten wie hier nach dem ersten Elutionszyklus ermittelt wurden. Zum Teil wurden hier auch höhere Werte von bis zu 3000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ erreicht.

Wirtz et al. (1997) stellten bei ihren Untersuchungen eine Abnahme der Leitfähigkeit mit zunehmendem Abfallalter fest. Im Eluat von Abfällen im Alter von 30- 35 Jahren konnten sich durchschnittliche Leitfähigkeiten von < 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ nachweisen. Prantl (2007) ermittelte nach 20 Jahren Ablagerungsdauer eine Leitfähigkeit von im Mittel 1662 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Die Abnahme der Leitfähigkeit mit zunehmendem Abfallalter ist die Folge von Elutionsprozessen. Hauptsächlich die gut wasserlöslichen Ionen wie z.B. Na^+ , NH_4^+ oder Cl^- werden schon in großem Umfang in den ersten Jahren der Ablagerung aus dem Feststoff in das Sickerwasser verfrachtet (Wirtz et al., 1997).

Für junge Abfälle geben Wirtz et al. (1997) Leitfähigkeiten von 3000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Somit hat die Leitfähigkeit des Altmülls um bis zu 70% abgenommen.

3. Chemischer Sauerstoffbedarf

In Abbildung 6-27 ist die Abhängigkeit der CSB Konzentration von der Elutionsdauer dargestellt. Für jeden Elutionsschritt wird der Mittelwert der 9 Einzelproben jedes Schurfes angegeben. Es werden nur noch sehr geringe Werte erreicht, die meist unter 200 mg/l liegen. Lediglich Schurf 3 erreicht noch eine Konzentration von 240 mg/l.

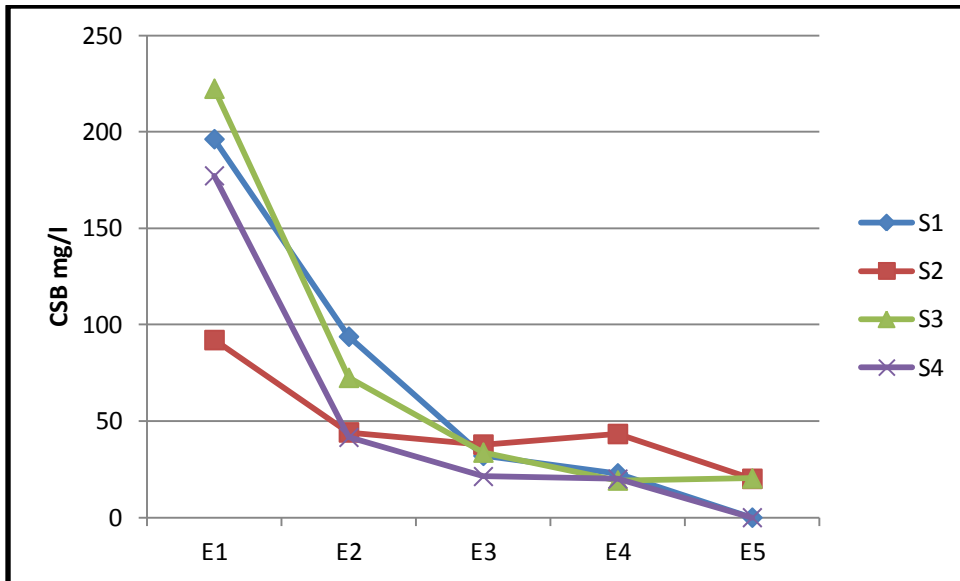


Abbildung 6-27: Verlauf der CSB-Konzentrationen während der Elution

Die Kurvenverläufe der CSB Konzentration zeigen einen exponentiellen Verlauf. Mit zunehmender Elutionsdauer verringert sich auch die CSB Konzentration, wobei die Abnahme nach der dritten Elution deutlich langsamer verläuft. Nach der 5. Elution konnte keine genaue Messung der Konzentration mehr erfolgen, da der Messbereich der Küvettestests (15-150 mg/l) unterschritten wurde.

In Tabelle 6-1 sind die Minima und Maxima der CSB Konzentration für die einzelnen Elutionszyklen und Schürfe zusammengefasst.

Probe	Elutionszyklus				
	1	2	3	4	5
S1					
Min	172	59,8	22,7	<15	<15
Max	240	126	53,5	57,4	<15
S2					
Min	62,6	18	8,33	21,7	<15
Max	141,5	66,7	63,8	67,5	26,8
S3					
Min	100,2	21,9	22,3	15,3	<15
Max	482,5	121,5	56,05	23,75	25,35
S4					
Min	78,75	15,4	11,8	20	<15
Max	245,5	65,2	28,7	20	<15

Tabelle 6-1: Minima und Maxima der CSB Konzentrationen in mg/l für die einzelnen Elutionszyklen

Die Konzentrationsbereiche der Schürfe der einzelnen Elutionszyklen zeigen unterschiedliche starke Schwankungsbreiten wobei Schurf 3 im ersten Elutionszyklus die höchste Schwankungsbreite aufweist.

Vergleicht man die Werte mit dem CSB von 2500 mg/l für junge Abfälle, so hat sich der CSB um einen Faktor von 12 minimiert. Wirtz et al. (1997) geben für Abfälle im Alter von 20-35 Jahren eine Abnahme des CSB auf unter 200 mg/l an.

Krümpelbeck (2000) stellte bei ihren Auswertungen von Daten unterschiedlicher Deponien ebenfalls eine Abnahme des CSB mit zunehmendem Alter fest. Für Deponien vergleichbaren Alters wird ein mittlerer CSB von 1225 mg/l angegeben. Dieser liegt jedoch deutlich über den Werten, die für die Deponie Muertendall ermittelt wurden. Eluatuntersuchungen von Heyer (2003) zeigen für Altdeponien CSB Konzentrationen im Bereich von 263- 3828 mg/l nach dem ersten Elutionszyklus. Diese liegen zum Teil ebenfalls höher als die hier gemessenen Werte.

Ehrig und Brinkmann (1998) geben für Eluate von Altdeponien Werte von 263- 4606 mg/l an.

Bei dem Vergleich mit Werten aus der Literatur ist allerdings zu beachten woher die Werte stammen. So handelt es sich bei den Daten von Krümpelbeck (2000) um Analysewerte des Sickerwassers. Die Ergebnisse von Heyer (2003) beziehen sich auf den gesamten Anteil des Abfalls während für die Deponie Muertendall nur die Fraktion < 20 mm zur Eluatherstellung herangezogen wurde. Auch die Ergebnisse von Wirtz et al. (1997) und Prantl (2007) beziehen sich auf die Eluate der Fraktion <20mm.

Für das Erreichen des Grenzwertes von 200 mg/l werden in der Literatur Nachsorgezeiträume von 65- 1700 Jahren angegeben (Krümpelbeck, 2000).

Auf der Deponie Muertendall liegen die CSB Werte bereits jetzt unter dem Grenzwert nach einer mittleren Ablagerungsdauer von 22 Jahren.

4. *Biologischer Sauerstoffbedarf (BSB₅)*

Die Bestimmung des biologischen Sauerstoffbedarfes erfolgte für den kompletten ersten Elutionszyklus sowie an ca. 30 Proben der darauffolgenden Zyklen. Aus Kapazitätsgründen und der jeweils fünftägigen Messdauer war die Bestimmung an allen Proben nicht möglich. Außerdem lagen die Konzentrationen bereits nach dem ersten Zyklus unter 20 mg/l, bei einigen Proben sogar unter 10 mg/l. Im Laufe der weiteren Elution nahmen die Konzentrationen bis auf 3 mg/l ab.

Für die Proben des Rottemüll konnten noch Werte von bis zu 1000 mg/l gemessen werden. Diese nahmen im weiteren Verlauf jedoch bis auf 100 mg/l ab.

5. *Ammonium*

Die Ammoniumkonzentrationen zeigen nach dem ersten Elutionszyklus eine recht große Bandbreite. Sie liegen zwischen ca. 60 mg/l und 140 mg/l. Bereits nach dem zweiten Elutionszyklus ist eine deutliche Abnahme der Konzentration zu verzeichnen. Je höher die Ausgangskonzentration ist, desto größer ist auch die Konzentrationsabnahme. Bis auf Schurf 1 ist mit fortschreitender Elutionsdauer eine Abnahme der Konzentration zu verzeichnen. Abbildung 6-28 zeigt den Konzentrationsverlauf während der Elution.

Die Konzentrationen nach der 1. Elution des Rottemülls liegen zwischen 103,4 und 203 mg/l. Mit zunehmender Elutionsdauer ist auch hier ein Rückgang zu verzeichnen. Die Endkonzentrationen liegen zwischen 4,4 und 29 mg/l.

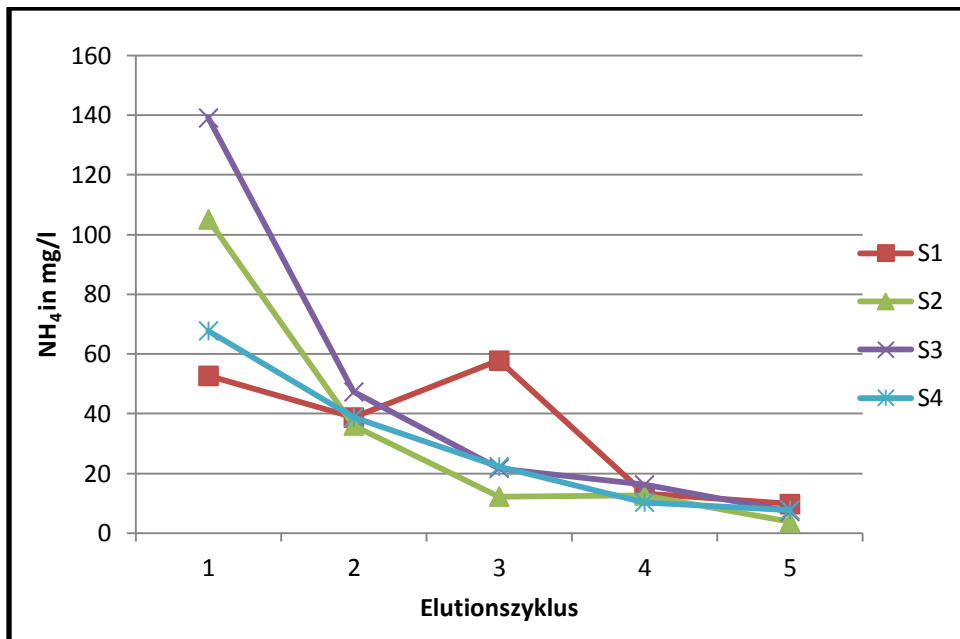


Abbildung 6-28: Verlauf der Ammoniumkonzentration während der Elution

Krümpelbeck (2000) stellte bei der Auswertung von Daten unterschiedlich alter Deponie fest, dass die Konzentration der Stickstoffverbindungen mit der Zeit zunimmt. Die geringeren Konzentrationen zu Ablagerungsbeginn resultieren daraus, dass die Stickstoffverbindungen zum Aufbau neuer Bakterienmasse verwandt werden. Nachdem die Population der Bakterien auf eine bestimmte Größe angewachsen ist, erfolgt ein Anstieg der Stickstoffkonzentration.

Wirtz et al. (1997) kamen bei ihren Untersuchungen ebenfalls zu der Schlussfolgerung, dass ältere Abfälle mit zunehmendem Abfallalter mittelfristig einen leichten Anstieg der Stickstoffgehalte aufweisen. Sie erklären dies durch den weiterschreitenden Abbau von organischer Substanz und dem damit einhergehenden Masseverlust, der zur Aufkonzentrierung von langsamer abbaubaren bzw. nicht emittierbaren Abfallinhaltsstoffen führt. Nach dem Abklingen der biologischen Prozesse ist langfristig mit einer Abnahme der Stickstoffgehalte zu rechnen. Außerdem stellten sie fest, dass etwa 76% der Gesamtstickstoffkonzentration der Eluate aus Ammonium besteht.

Für Deponien vergleichbaren Alters wird eine Konzentration von 445 mg/l angegeben. Allerdings ist hierbei zu beachten, dass diese Konzentration im Sickerwasser der Deponie gemessen wurde und somit ein direkter Vergleich nicht möglich ist.

6. Chlorid

Die Chloridkonzentrationen nach dem ersten Elutionszyklus liegen zwischen 53 mg/l und 100 mg/l, wobei Schurf 1 die niedrigste und Schurf 2 die höchste Konzentration zeigt. Bereits nach dem zweiten Elutionszyklus hat die Chloridkonzentration deutlich abgenommen, die Konzentrationen liegen zwischen 13,7 mg/l und 26,2 mg/l. Mit weiterer Elutionsdauer nehmen auch die Konzentrationen weiter ab. Prozentual gesehen hat eine Konzentrationsabnahme von 98% stattgefunden.

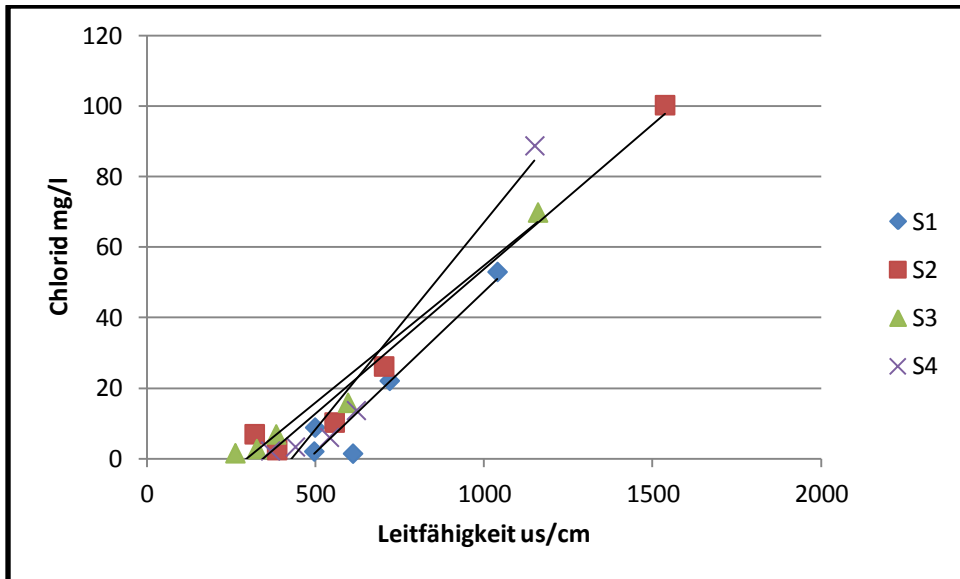


Abbildung 6-29: Abhängigkeit der Leitfähigkeit von der Chloridkonzentration

Ein Vergleich der Chloridkonzentrationen mit den gemessenen Leitfähigkeiten zeigt, dass zwischen beiden eine enge Korrelation besteht. In Abbildung 6-29 ist die Abhängigkeit der Parameter dargestellt. So bewirken hohe Chloridkonzentrationen hohe Leitfähigkeiten. Mit Abnahme der Leitfähigkeiten sinkt auch die Konzentration des Chlorids.

7. Nitrat

Anders als bei den übrigen Parametern ist bei Nitrat keine klare Abnahme mit zunehmender Elutionsdauer zu verzeichnen, dies gilt sowohl für den Altmüll wie auch für den Rottemüll. In Abbildung 6-30 ist der Verlauf der Konzentration dargestellt. Zwischen den einzelnen Proben zeigen sich starke Schwankungsbreiten. Die Konzentrationen für den Altmüll liegen zwischen 0,4 und 150 mg/l. An über der Hälfte der Proben konnte kein Nitrat nachgewiesen werden. Auch Prantl (2007) konnte bei seinen Eluat von ca. 20 Jahre alten Abfällen, nur vereinzelt Nitrat und Nitrit nachweisen.

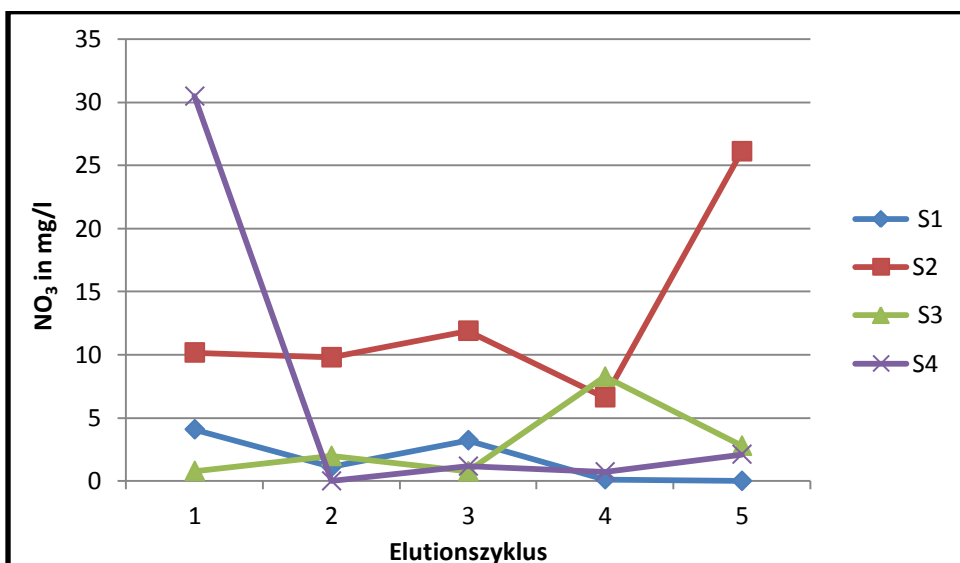


Abbildung 6-30: Verlauf der Nitratkonzentration während der Elution

Wie Abbildung zeigt, ist bei Schurf 2 nach dem letzten Elutionszyklus eine Konzentrationszunahme von 10 mg/l auf 25 mg/l feststellbar. Auch Schurf 3 zeigt eine Zunahme von mehr als dem Doppelten.

Die geringen Nitrat-/ und Nitritgehalte im Altmüll sind dadurch zu erklären, dass unter anaeroben Bedingungen diese Verbindungen sehr schnell reduziert werden. Stickstoff liegt in Deponien größtenteils als organischer Stickstoff und Ammonium/Ammoniak vor (Andreas, 2000).

8. *Organischer Kohlenstoff*

Der organische Kohlenstoff im Eluat wurde nur an 20 Proben bestimmt. Die gemessenen Konzentrationen liegen zwischen 27,3 und 212,2 mg/l. Im Verlauf der Elution nahmen die Konzentrationen um bis zu 80% ab.

6.2 **Bodenphysikalische Eigenschaften des Altmüllkörpers**

Die bodenphysikalischen Eigenschaften eines Deponiekörpers beeinflussen vor allem den Wasserhaushalt des Deponiekörpers und somit auch die Abbauprozesse.

Vor allem die Dichte der Abfälle und ihre Wasserdurchlässigkeit beeinflussen die Bewegung des Wassers in der Deponie.

Im Gegensatz zur Dichtebestimmung, ist die Bestimmung der Wasserdurchlässigkeit von Abfällen deutlich problematischer, da sie sehr heterogen aufgebaut sind.

6.2.1 *Dichte*

Die ermittelten Feuchtdichten für den Altmüllkörper liegen zwischen 1,4 t/m³ bis zu 1,6 t/m³ und sind somit als sehr hoch zu bezeichnen. Die hohen Dichten resultieren aus der Umlagerung des Altmülls. In der Literatur konnte keine Deponie gefunden werden, deren Feuchtdichten in ähnlichen Größenordnungen liegen. Döberl et al. (2006) geben für die Deponie Breitenau eine Dichte von 1,2 t/m³ an.

In Untersuchungen von Wiemer (1982, zitiert in Stegmann & Hupe, 1998) wurde nachgewiesen, dass bei einem extremen Dünnschichtbetrieb eine konstante Feuchtdichte von bis zu 1,2 t/m³ möglich ist. Beaven (1997, zitiert in Stegmann & Hupe, 1998) erreichte bei seinen Versuchen in Abfallkompressionszellen Feuchtdichten von maximal 1,4 t/m³. Durch konventionelle Verdichtungsmaßnahmen sind höhere Ablagerungsdichten nicht zu erreichen (Stegmann & Hupe, 1998).

6.2.2 *Wasserdurchlässigkeit*

In Tabelle 6-2 sind die mittleren Wasserstände und Tiefen der Gasbrunnen dargestellt. Die Wasserstände schwanken zwischen 2,06 m und 13,57 m, wobei der tiefste Brunnen den höchsten Wasserstand zeigt. Nicht immer korreliert die Tiefe des Brunnens mit der Höhe des Wasserstandes. So haben GB6 und GB10 annähernd die gleiche Tiefe jedoch mit 8,14 m und 3,69 m völlig unterschiedliche Wasserstände. Der niedrigste Wasserstand ist mit 2,75 m in GB 1 zu finden.

Wovon die Höhe der Wasserstände abhängig ist, konnte nicht geklärt werden. Eine Korrelation mit den Niederschlägen konnte nicht festgestellt werden. Eine Erklärung könnte die Ausbildung sogenannter virtueller Wasserstände sein. Dabei wird das Wasser in den Porenräumen durch das

entstehende Deponiegas verdrängt. Dabei ist die Höhe der virtuellen Wasserstände abhängig von der Intensität der Gasproduktion, der Sickerwasserrate und der in die Deponie eindringenden Niederschlagsmenge. Da die Gasproduktion im Müllkörper inhomogen ist, kommt es auch zu unterschiedlich hohen virtuellen Wasserständen (Stegmann & Buck, 1982). Dieses Phänomen wurde erstmals bei Säulen-versuchen von Stegmann und Buck (1982) beobachtet.

Eine weitere Erklärung wäre der Wasseraufstau im Abfall durch wasserundurchlässige Schichten. Dabei wirken die Gasbrunnen als Wasserdrainagen und füllen sich mit dem angestauten Wasser (Stegmann & Buck, 1982).

Die Analyse der Wasserproben aus den Gasbrunnen zeigt eine mäßige Belastung. Die pH Werte liegen im leicht alkalischen Bereich mit Werten von 7,1 bis 7,7. Die Messwerte der Leitfähigkeit liegen zwischen 5,44 und 15,8 mS/cm. Das Maximum der CSB Konzentration liegt bei 1913,5 mg/l, das Minimum bei 192,5 mg/l. Für Ammonium wurden Werte von 81- 182 mg/l, für Nitrat 0,76- 9,94 mg/l und für Nitrit 0,009- 0,03 mg/l gemessen. Eine Korrelation besteht ausschließlich zwischen den Parametern Leitfähigkeit und CSB. Je höher die Leitfähigkeit, desto höher die CSB Konzentration.

Somit handelt es sich bei dem in den Gasbrunnen anstehendem Wasser nicht um frisches Niederschlagswasser, sondern um Wasser das bereits einige Zeit Kontakt zum Deponiekörper hatte.

Die ermittelten k_f Werte und die Pegel zu Messbeginn und Messende sind in Tabelle 6-2 zusammengefasst. Die ermittelten Wasserdurchlässigkeiten liegen im Bereich von $1,21 \cdot 10^{-7}$ m/s und $6,24 \cdot 10^{-9}$ m/s. Sie sind somit als gering bis sehr gering durchlässig zu bezeichnen (Höling & Coldewey, 2005).

Die Pegel werden in m angegeben und beziehen sich auf die Entfernung zwischen Brunnenkopf und Wasserspiegel. Ein Vergleich zwischen der Tiefe und den Endpegeln zeigt, dass das Wasser nicht komplett aus den Brunnen abgepumpt werden konnte.

	Tiefe m	k_f Wert m/s	Anfangspegel	Endpegel	Höhe Wassersäule
GB 1	7,9	3,38E-08	5,15	7,21	2,75
GB 2	11,75	9,34E-09	5,33	10,19	6,42
GB 3	11,6	9,59E-09	5,59	10,95	6,01
GB 4	20,5	1,21E-07	7,9	19,6	12,6
GB 5	17,3	6,24E-09	6,92	15,85	10,38
GB 6	10,5	1,15E-08	2,36	9,6	8,15
GB 8	21,7	1,40E-08	8,13	20,0	13,57
GB 9	10,25	1,66E-07	6,56	9,68	3,69
GB 10	6	7,83E-09	2,6	5,5	3,4
GB 11	15,2	1,97E-08	5,94	14,36	9,26

Tabelle 6-2: Ergebnisse der Pumpversuche bei den Gasbrunnen

Die Abbildung 6-31 zeigt beispielhaft den Verlauf zweier Pumpversuche an den Gasbrunnen. Es wurde ein Gasbrunnen mit niedrigem und hohem Anfangspegel ausgewählt. Mit dem Pumpversuch an Gasbrunnen 1 wurde am 06.07.11 begonnen, an Gasbrunnen 8 wurde am 10.10.10 gestartet.

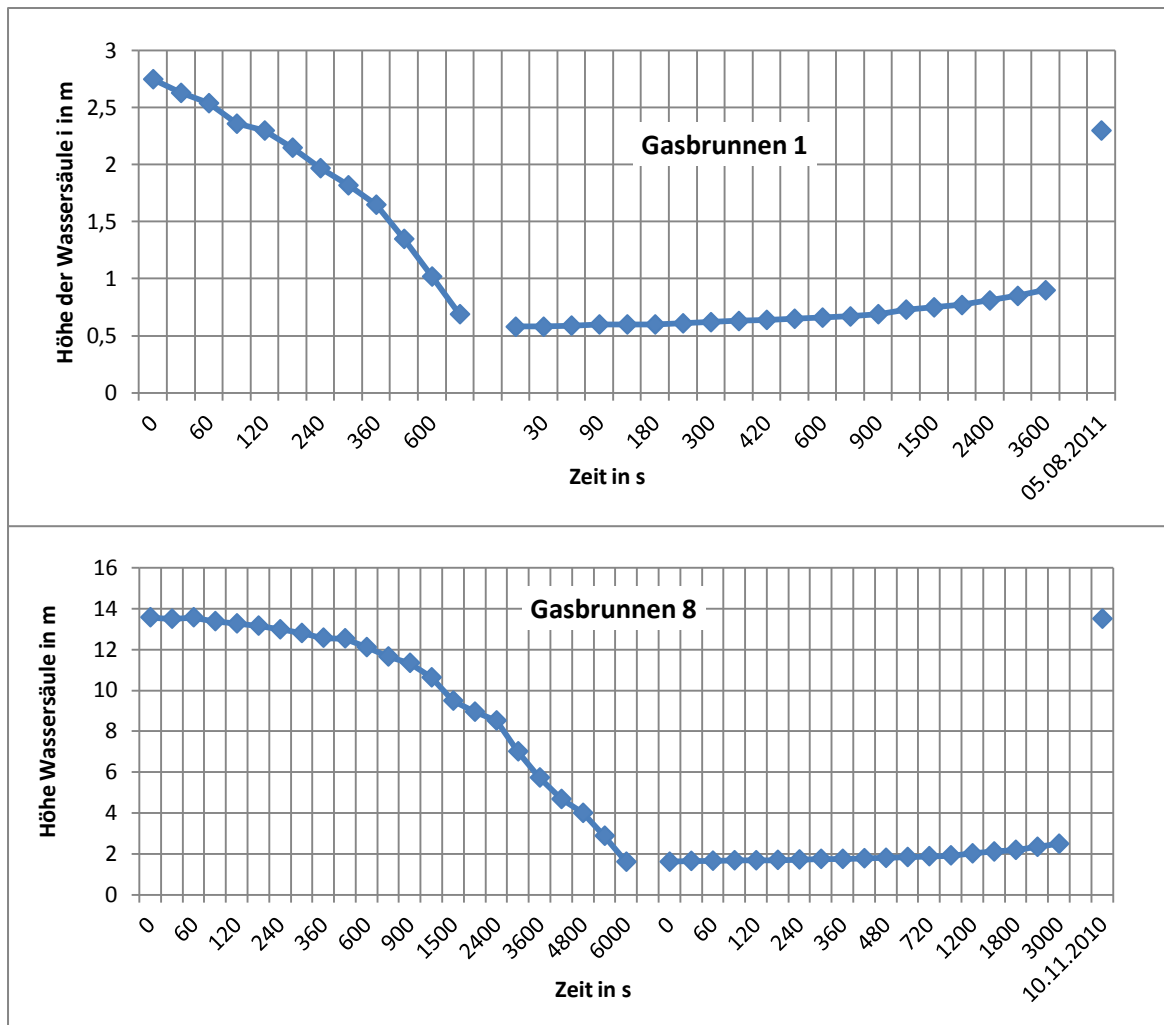


Abbildung 6-31: Verlauf der Pumpversuche bei Gasbrunnen 1 und 8

Die Absenkkurve bei GB 1 verläuft annähernd linear während die für GB 8 eine exponentielle Abnahme zeigt. Die Dauer der Absenkung ist bei GB 8 erwartungsgemäß höher, auf Grund des höheren Wasservolumens. Die Kurve des Wiederanstieges zeigt bei beiden einen exponentiellen Verlauf, wobei GB 8 eine höhere Zunahme mit der Zeit aufweist.

Beide Brunnen erreichen jedoch während des Messzeitraumes ihren Ursprungspegel nicht. Zu Ende des Pumpversuches betrug die Höhe der Wassersäule bei GB 1 knapp 1m von 2,75 m, bei GB 8 2,6 m von insgesamt 13,57 m.

Bei beiden Gasbrunnen vergeht bis zum Erreichen der Ursprungspegel ca. 1 Monat. Die unterschiedlichen Durchlässigkeiten sind durch die Beschaffenheit des Mülls im Umfeld/ Untergrund des Gasbrunnen zu erklären. Ist im Umfeld des Gasbrunnens Müll mit guten Wasserwegsamkeiten, verursacht beispielsweise durch Nester von Bauschutt oder Sperrmüll, so läuft Wasser schneller in den Gasbrunnen zurück und es ergibt sich eine höhere Durchlässigkeit.

Tabelle 6-3 zeigt eine Zusammenfassung von k_f Werten, die in der Literatur für Siedlungsabfälle angegeben werden.

Autor	k _f Wert m/s	Testbedingungen
Laboruntersuchungen		
Franzius (1977)	$1 \cdot 10^{-5}$	
Fungaroli und Steiner (1979)	$1 \cdot 10^{-4}$ bis $1 \cdot 10^{-6}$	
Beaven and Powrie (1995)	$1,7 \cdot 10^{-4}$ bis $2,0 \cdot 10^{-4}$	Constant head test
Chen and Chynoweth (1995)	$4,7 \cdot 10^{-7}$ bis $9,6 \cdot 10^{-4}$	Constant head test
Beaven (2000)	$1,5 \cdot 10^{-4}$ bis $1,1 \cdot 10^{-8}$	Falling head test
Durmusoglu et al (2006)	$4,7 \cdot 10^{-6}$ bis $1,2 \cdot 10^{-4}$	Falling head test
Olivier and Gourc (2007)	$1,0 \cdot 10^{-6}$ bis $1,0 \cdot 10^{-4}$	Constant head test
Reddy et al. (2009)	$1,0 \cdot 10^{-8}$ bis $1,0 \cdot 10^{-4}$	
Felduntersuchungen		
Oweis et al. (1990)	$1,0 \cdot 10^{-5}$ bis $2,5 \cdot 10^{-5}$	Pumping test
Landva and Clarke (1990)	$4 \cdot 10^{-4}$ bis $1 \cdot 10^{-5}$	Infiltrationsbecken
Townsend et al. (1995)	$3-4 \cdot 10^{-8}$	Infiltrationsbecken
Burrows et al. (1997)	$3,9 \cdot 10^{-7}$ bis $6,7 \cdot 10^{-5}$	Pumping test
Gawande et al. (2005)	$1,2 \cdot 10^{-5}$ bis $1,5 \cdot 10^{-5}$	Inverse flow modelling
Jain et al. (2006)	$5,7 \cdot 10^{-8}$ bis $1,9 \cdot 10^{-7}$	Borehold permeameter test
Münnich und Collins (2009)	$3 \cdot 10^{-6}$	

Tabelle 6-3: Vergleich ermittelter k_f Werte (Staub et al., 2009)

Vergleich man die Literaturwerte mit denen, die für den Altmüll der Deponie Muertendall bestimmt wurden, so sind diese deutlich niedriger.

Beim Vergleich muss beachtet werden, dass die Versuche an Siedlungsabfällen unterschiedlichen Alters und unter unterschiedlichen Testbedingungen durchgeführt wurden.

Vorrangiger Grund für die niedrigen k_f Werte ist die große Dichte des Altmülls.

Die Bestimmung der Durchlässigkeit der Müllproben im Labormaßstab gestaltete sich schwierig. Zur Verdichtung und Bestimmung des k_f Wertes war ursprünglich ein quadratischer Plexiglasbehälter vorgesehen, in dem die Probe mittels Rüttelplatte verdichtet werden sollte. Allerdings wurde hiervon schnell abgesehen, da Bedenken bestanden, dass das Gefäß bei einer Dichte von $1,6 \text{ m}^3/\text{t}$ Schaden erleiden würde.

Deshalb wurde ein neuer Versuchsbehälter aus einem schwarzen Kunststoffrohr (aus PEHD, Wandstärke 15 mm, Höhe 1000 mm) hergestellt. Dieser wurde an einem Ende mit einer Kunststoffplatte verschlossen und mit einem Wasserauslass versehen. In das Rohr wurde zuerst eine etwa 5 cm hohe Kiesschicht eingefüllt, um eine Verstopfung des Wasserauslasses durch feine Bestandteile aus dem Müll zu verhindern. Die Verdichtung erfolgte mittels Hydraulikpresse. Die Ergebnisse zeigen, dass die Durchlässigkeiten mit zunehmender Dichte abnehmen. In Tabelle 6-4 sind die Ergebnisse dargestellt.

Probe	Feuchtdichte	
	1,2 t/m ³	1,4 t/m ³
1	1,41*10 ⁻⁶ m/s	3,33*10 ⁻⁷ m/s
2	4,88*10 ⁻⁶ m/s	4,35*10 ⁻⁷ m/s
3	5,42*10 ⁻⁵ m/s	3,10*10 ⁻⁷ m/s

Tabelle 6-4: bestimmte Wasserdurchlässigkeiten in Abhängigkeit von der Feuchtdichte

Da eine Dichte von 1,0 m³/t nicht zu verwirklichen war, werden keine Werte angegeben. Bei allen Proben konnte nach einer erreichten Dichte von 1,6 m³/t keine Abnahme der Wassersäule während der Messung gemessen werden.

Vergleicht man diese Werte mit den in Tabelle 6-3 für Laboruntersuchungen angegeben Werten, so zeigt sich, dass die Ergebnisse eine gute Übereinstimmung zeigen.

Scheelhaase (2000) stellte bei ihren Untersuchungen an mechanisch- biologisch vorbehandelten Abfällen ebenfalls fest, dass mit zunehmender Dichte die hydraulische Durchlässigkeit des Abfalls sinkt. Außerdem konnte sich einen Zusammenhang zwischen der hydraulischen Durchlässigkeit, der Verdichtung und der Gasbildung herstellen. Mit abnehmender hydraulischer Durchlässigkeit kommt es zu einer eingeschränkten Wasserwegsamkeit die zu einem verminderten Stofftransport und somit zu einer Verlangsamung der Gasbildung führt. Durch eine zunehmende Verdichtung sinkt die Gasdurchlässigkeit des Abfallkörpers wodurch es zur Ausbildung hoher Gasdrücke im Porenraum kommt, die zu einer verlangsamten Gasbildung führen können (Scheelhaase, 2000).

6.3 Sickerwasser

Eine Messung der Sickerwassermengen erfolgt auf der Deponie Muertendall seit Beginn der Sanierung 1994. Nachfolgend werden die gemessenen Sickerwassermengen dargestellt.

Seit 2000 wird ebenfalls die Qualität des Sickerwassers untersucht. Diese wird zum einen an Proben des Pumpwerks und seit 2005 auch an Proben aus der Sickerwasserreinigungsanlage untersucht. Die Qualität beider Probennahmestellen wird im Folgenden verglichen.

6.3.1 Sickerwassermenge

Daten über die Sickerwassermengen der Deponie liegen seit dem Jahr 1994 vor. In Tabelle 6-5 sind die Sickerwassermengen von 1994-2011 dargestellt und die dazugehörigen Niederschläge. Die Sickerwassermengen werden für den Alt- und Neumüllkörper nicht separat erfasst, so dass die angegebenen Mengen aus beiden Müllkörpern stammen. Im Gegensatz zum Neumüll ist der Altmüllkörper bereits mit einer ca. 80 cm mächtigen Bodenschicht abgedeckt.

Die Menge aus dem Jahr 1994 bezieht sich auf den noch nicht umgelagerten Altmüll. Ab 1995 wurde mit der Sanierung der Deponie begonnen. Die Umlagerung des Altmülls wurde in 2. Ausbaustufen durchgeführt. Die von 1995-1996 gemessenen Sickerwassermengen stammen aus dem sanierten Altmüllkörper sowie dem noch nicht umgelagerten Altmüll. Ab 1997 werden die Sickerwassermengen aus dem sanierten Altmüllkörper und dem neu angelieferten Müll erfasst. Mit Baubeginn der 3. Ausbaustufe 2009 wurde die Ablagerungsfläche der Deponie von 5,5 ha auf 7 ha erweitert. Die Sickerwassermengen seit Oktober 2010 stammen somit von einer Ablagerungsfläche von 7 ha.

Jahr	Sickerwasser m ³	Niederschlag mm	Sickerwasser mm	SW/N
1994	3757,5	602,9	136	23%
1995	4400,3	691,5	86	12%
1996	5322,7	476	96,8	20%
1997	12985,1	659,9	236,1	36%
1998	2231,5	322,7	40,57	13%
1999	16481,9	599,1	299,7	50%
2000	30078,4	882,1	546	62%
2001	26810,9	850,5	487,5	57%
2002	25576,8	805	465,03	58%
2003	13392,3	645,5	243,5	38%
2004	12424,4	759	225,9	30%
2005	13780,9	638	250,6	39%
2006	19287,7	785	350,7	45%
2007	28171,8	1000,5	512,2	51%
2008	26459,6	923,5	481,1	52%
2009	22240,7	871	322,25	37%
2010	23253,6	852,5	332,2	39%
2011	12509,3	655,5	178,7	27%
Summe	299165,34	13020,2	5290,85	39%

Tabelle 6-5: Sickerwassermengen, Niederschläge und Anteil des Sickerwassers am Niederschlag

Die jährlichen Sickerwassermengen liegen zwischen ca. 2000 m³ im Jahr 1998 und 30.000 m³ im Jahr 2000. Die sehr geringe Sickerwassermenge im Jahr 1998 ist dadurch zu begründen, dass von September bis Dezember des Jahres keine Daten über die Mengen vorliegen.

Berechnet man den prozentualen Anteil des Sickerwassers am Niederschlag, so liegen die Werte zwischen 12% und 52%. Im Mittel hat das Sickerwasser einen Anteil von 39% am Niederschlag. Ehrig (1980, zitiert in Heyer, 2003) gibt für Betriebsdeponien eine Sickerwassermenge von maximal 22% des Niederschlages an. Für ältere Betriebsdeponien beträgt nach seinen Angaben die Sickerwassermenge bereits 30- 45% des Niederschlages. Für Deponien bei denen der Einbau des Mülls mit Kompaktoren erfolgt, sollte nach Ehrig (1991, zitiert in Andreas, 2000) die Sickerwassermenge bei 25% liegen.

Die relativ hohen Sickerwassermengen lassen sich durch die geringe Speicherkapazität des Altmüllkörpers, seine hohe Dichte und die geringmächtige Abdeckung zu erklären. Der eindringende Niederschlag kann vom Altmüllkörper nur zu einem sehr geringen Teil aufgenommen werden. Somit fällt an der Basis des Altmülls dieses Wasser als Sickerwasser an. Kruse (1994) gibt für wassergesättigte Deponien eine Sickerwassermenge von ca. 43% des Niederschlages an. Diese Literaturangabe spiegelt am ehesten die Verhältnisse, die auf der Deponie Muertendall vorzufinden sind.

Da bis zur Fertigstellung der Kläranlage im August 2004 das anfallende Sickerwasser rückverregnet wurde, sind zuverlässige Messwerte der Sickerwassermenge erst ab diesem Zeitpunkt zu erwarten. Abbildung 6-32 zeigt die drei Monatsmittel der Sickerwassermenge sowie die dazugehörigen Niederschläge. Die angegebenen Werte sind Mittelwerte aus drei verschiedenen Messmethoden (Hand-, Echolt-, und Höhenstandsmessung).

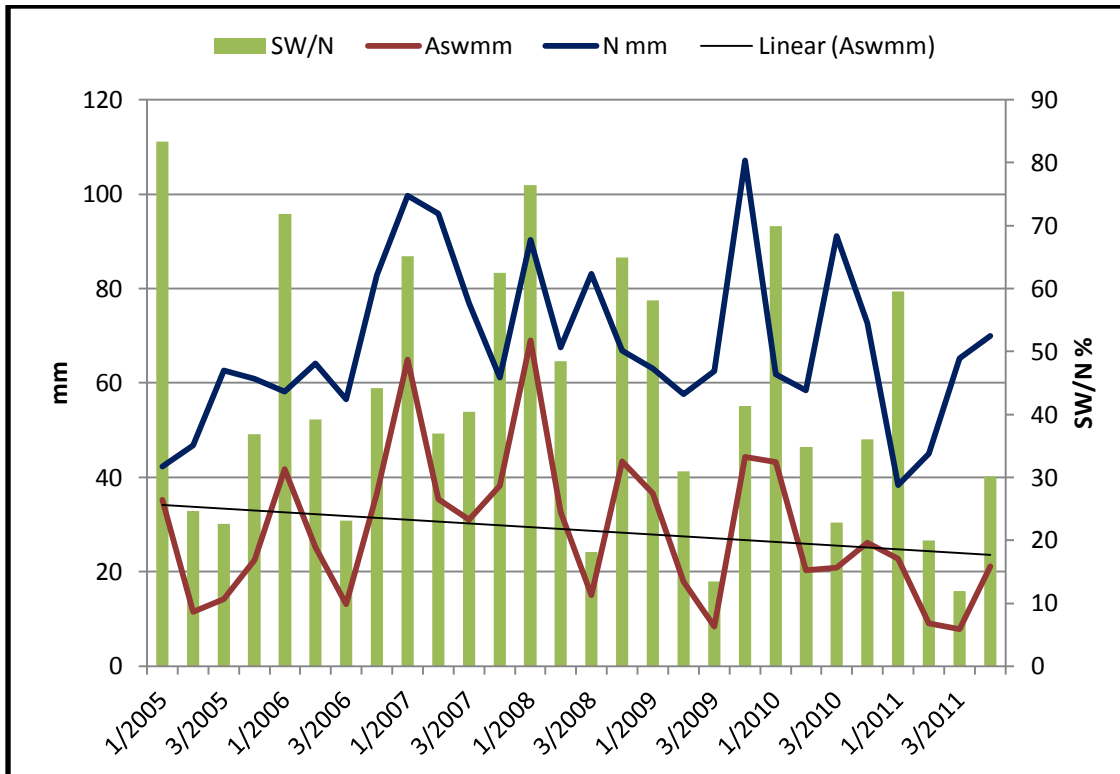


Abbildung 6-32: Vierteljährliche Sickerwasser- und Niederschlagsmengen und Anteil des Sickerwassers am Niederschlag

Die Sickerwasserminima und -maxima treten nicht immer mit denen des Niederschlages auf. In den Quartalen 3/2005, 3/2008 und ab 3/2010 zeigt sich sogar ein gegenläufiger Verlauf.

Deutlich zu erkennen ist die jahreszeitliche Abhängigkeit der Sickerwassermengen. Im Winter erreichen sie ihr Maximum während der Sommermonate ist ein deutlicher Rückgang der Menge zu verzeichnen.

Das Verhältnis von Sickerwasser zu Niederschlag spiegelt diese jahreszeitliche Abhängigkeit ebenfalls wieder. Im ersten und vierten Quartal des Jahres werden die höchsten Verhältnisse erreicht. Das zweite und dritte Quartal zeigt einen deutlichen Rückgang, das Verhältnis liegt unter 40 %.

Betrachtet man den Trend der vierteljährlichen Sickerwassermengen, so zeigt sich ein Rückgang der Menge obwohl die Ablagerungsfläche sich vergrößert hat. Dies ist auf den „Schwammefekt“ des in der letzten Ausbaustufe abgelagerten Mülls zurückzuführen. In den ersten Jahren nach der Ablagerung kann der Abfall noch einen Großteil des eindringenden Niederschlags speichern. Mit zunehmender Ablagerungsdauer nimmt die Speicherkapazität der Abfälle ab und somit die Sickerwassermenge zu.

6.3.2 Sickerwasserqualität

In Tabelle 6-6 sind die Minima, Maxima und Mittelwerte für die Messwerte des Zulaufs der Kläranlage dargestellt. Die Anlage wurde 2005 in Betrieb genommen. Aussagekräftige Werte liegen aber erst seit 2006 vor. Im Gegensatz zu den Proben des Pumpwerkes werden hier auch die Parameter Nitrit und Nitrat untersucht.

Die Tabelle 6-7 zeigt die jährlichen Minima, Maxima und Mittelwerte der Konzentrationen der Sickerwasserinhaltsstoffe für die Probenahmestelle Pumpwerk. Ab 2006 wurden die Parameter Leitfähigkeit und Temperatur nicht mehr bestimmt. Auch die Nitrat und Nitritkonzentrationen werden für diese Proben nicht bestimmt.

Der pH Wert ist relativ konstant während die Leitfähigkeit, der CSB und der BSB₅ einen abnehmenden Trend zeigen.

Anhand der Untersuchungsergebnisse von Kruse (1994) und Ehrig (1989) (s. Tabelle 3-4, Kapitel 3) ist die Deponie anhand ihrer Sickerwasserqualität der stabilen Methanphase zuzuordnen.

Da eine Trennung der Sickerwasserströme des Neu- und Altmülls nicht möglich ist, beziehen sich die Analysen auf das Sickerwasser der gesamten Deponie.

Die mittleren pH Werte der Proben unterscheiden sich nur geringfügig im Gegensatz zu den CSB-Konzentrationen. Die Proben des Pumpwerks zeigen eine deutlich höhere Belastung als die der Kläranlage. Das Maximum liegt beim Pumpwerk mit 6202,8 mg/l dreimal höher als bei den Proben der Kläranlage.

Auch beim BSB₅ ist die Belastung in den Proben des Pumpwerks deutlich höher. Sie beträgt annähernd das Doppelte. Die Ammoniumbelastung ist bei den Proben der Kläranlage niedriger. Im Vergleich zu den anderen Parametern sind die Differenzen zwischen den Ammoniumkonzentrationen deutlich kleiner.

Da das anfallende Sickerwasser in den Stapeltanks der Sickerwasserreinigungsanlage zwischengespeichert wird, finden in dieser Zeit schon Abbauprozesse statt, was die niedrigeren Konzentrationen in den Proben erklärt.

Parameter	2006	2007	2008	2009	2010	2011	Mittel
pH Mittel	7,81	7,78	7,8	7,8	7,83	7,8	7,8
pH MIN	6,21	7,58	7,52	7,48	6,87	7,44	7,2
pH MAX	8,28	7,97	8,05	8,1	8,36	8,14	8,2
Temperatur°C Mittel	21,7	19,5	19	19,9	20,5		20,1
Temperatur°C MIN	11,5	13,1	13,2	10,9	14,3		12,6
Temperatur°C MAX	27,5	24,6	23,4	27,4	26		25,8
Leitfähigkeit mS/cm Mittel	8,88	7,94	7,58	7,1	7,92	7,99	7,9
Leitfähigkeit mS/cm MIN	5,23	5,41	5,12	4,72	5,42	5,1	5,2
Leitfähigkeit mS/cm MAX	12,43	11,36	13,18	9,3	12,32	11,52	11,7
CSB mg/l Mittel	1940,11	1971,46	1609	1402,8	2032,06	1252,9	1701,4
CSB mg/l MIN	862	1016	813	164,7	891	586	722,1
CSB mg/l MAX	3354	2975	3602	1952	3564	3265	3118,7
BSB ₅ mg/l MITTEL	229,5	469,8	478,8	401,3	740,1	299,6	436,5
BSB ₅ mg/l MIN	80	120	80	60	80	33,3	75,6
BSB ₅ mg/l MAX	940	1650	1500	1200	1975	960	1370,8
NH ₄ mg/l Mittel	305,6	324,4	276,8	192	262,71	100,47	243,7
NH ₄ mg/l MIN	94,5	149	116	78	111	51,5	100,0
NH ₄ mg/l MAX	728	686		376	544	278	522,4
NO ₃ mg/l Mittel	41,4	15,9	22,6	24,5	31	90,53	37,7
NO ₃ mg/l MIN	3,04	2,1	7,7	7,26	5,05	7,24	5,4
NO ₃ mg/l MAX	198,25	58	89	86,5	127,8	184	123,9
NO ₂ mg/l Mittel	0,86	0,8	0,85	1	0,71	1,74	1,0
NO ₂ mg/l MIN	0,13	0,19	0,31	0,442	0,371	0,231	0,3
NO ₂ mg/l MAX	8,23	0,47	1,61	2,875	1,64	5,8	3,4

Tabelle 6-6: Jährliche Mittelwerte der Sickerwasserzusammensetzung Messstelle Kläranlage

Parameter	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	Mittel
pH Mittel	7,5	7,55	7,7	7,79	7,8	7,9	7,6	7,5	7,5	7,4	7,7	7,5	7,6
pH MIN	6,88	7,17	7,16	7,12	7,2	7,38	7,3	7,1	7,2	2,3	7,1	6,9	6,7
pH MAX	8,37	8,58	8,34	8,3	8,4	8,21	8	7,8	7,8	7,9	8,3	8	8,2
Temperatur Mittel °C	26,6	25,2	25,8	25,5	25,5	19,5							24,7
Temperatur MIN °C	17,6	14,6	18,2	18,1	15,8	13,5							16,3
Temperatur MAX °C	32	29,6	29,1	27,8	28,5	26							28,8
Leitfähigkeit mS/cm Mittel	11,38	9,74	13,1	14,67	13,2	11,6							12,3
Leitfähigkeit mS/cm MIN	5,1	4,55	4,65	4,21	5,91	7,05							5,2
Leitfähigkeit mS/cm MAX	19,42	19,39	24,5	24	20,3	19,33							21,2
CSB mg/l Mittel	4160,5	2333,2	3420	3326,4	3656,4	2529,8	2177,6	2331,6	1721,1	1791,1	2337,1	1408,3	2599,4
CSB mg/l MIN	1070	877	1019	915	1388	1078	951,5	1005	668	923,5	1014	567	956,3
CSB mg/l MAX	14458	8475	12779	6969	6410	6242	388,3	4175	3602	3431	4998	2506,5	6202,8
BSB₅ mg/l MITTEL	1254,1	711,3	762,2	1820,6	926,9	587,8	338,4	568	530,6	446,3	822,3	383,4	762,7
BSB₅ mg/l MIN	200	150	237,5	1275	250	93	100	183	40	93	216,7	73	242,6
BSB₅ mg/l MAX	4050	2525	2962,5	2262	3450	2125	990	2200	2083	1266	1980	780	2222,8
NH₄ mg/l Mittel		325,3	222,5	41,4	139,1	465,7	329,4	358,8	275	258,3	341	1293	368,1
NH₄ mg/l MIN		52,7	4,44	1,84	13,3	151	96,5	134,5	81	33,5	80,3	56	64,1
NH₄ mg/l MAX	970	1080	173	695	939	467	618	745	563	547,5	674	232	642,0

Tabelle 6-7: Mittelwerte der Sickerwasserzusammensetzung Messstelle Pumpwerk

Abbildung 6-33 zeigt die Konzentrationsverteilungskurve der Einzelwerte für den Parameter CSB für die gemessenen Werte im Pumpwerk und der Kläranlage.

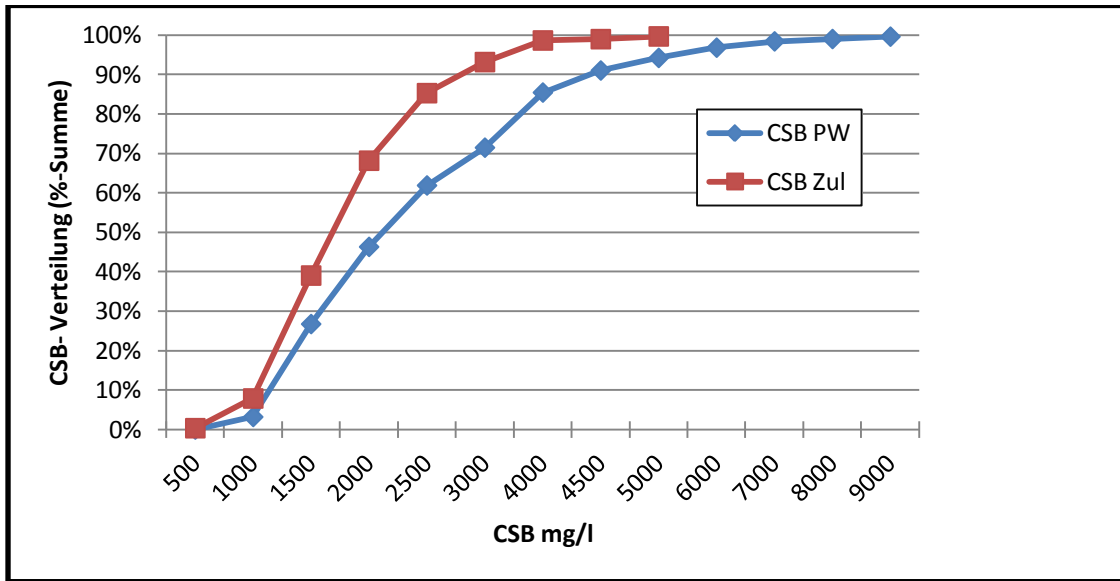


Abbildung 6-33: Konzentrationsverteilung CSB für die Messstellen Pumpwerk (PW) und Kläranlage (ZUL)

Zur Auswertung wurden 292 bzw. 501 (Pumpwerk) Einzelwerte herangezogen, die in einem Konzentrationsbereich von 500- 9000 mg/l liegen.

Über 2/3 der Werte liegen im Bereich von 500- 2500 mg/l CSB wobei der Großteil der Werte zwischen 1500 und 2000 mg/l liegt. Nur rund 30% bzw. 10% der Werte zeigen CSB Konzentrationen von mehr als 3000 mg/l.

Vergleicht man die Kurvenverläufe von Zulauf und Pumpwerk so zeigen sich deutliche Unterschiede ab einer CSB Konzentration von > 1000 mg/l. So ergibt sich für das Pumpwerk eine Aufteilung der Einzelwerte über eine größere Spanne des Konzentrationsbereiches. Der maximale CSB Gehalt liegt für den Zulauf nur bei 5000 mg/l, für das Pumpwerk bei 9000 mg/l.

68% der Werte des Zulaufs zeigen Konzentrationen bis 2000 mg/l wobei es beim Pumpwerk nur 46% sind. Im Konzentrationsbereich von 2000-3000 mg/l zeigen die Kurvenverläufe Abweichungen von über 20%.

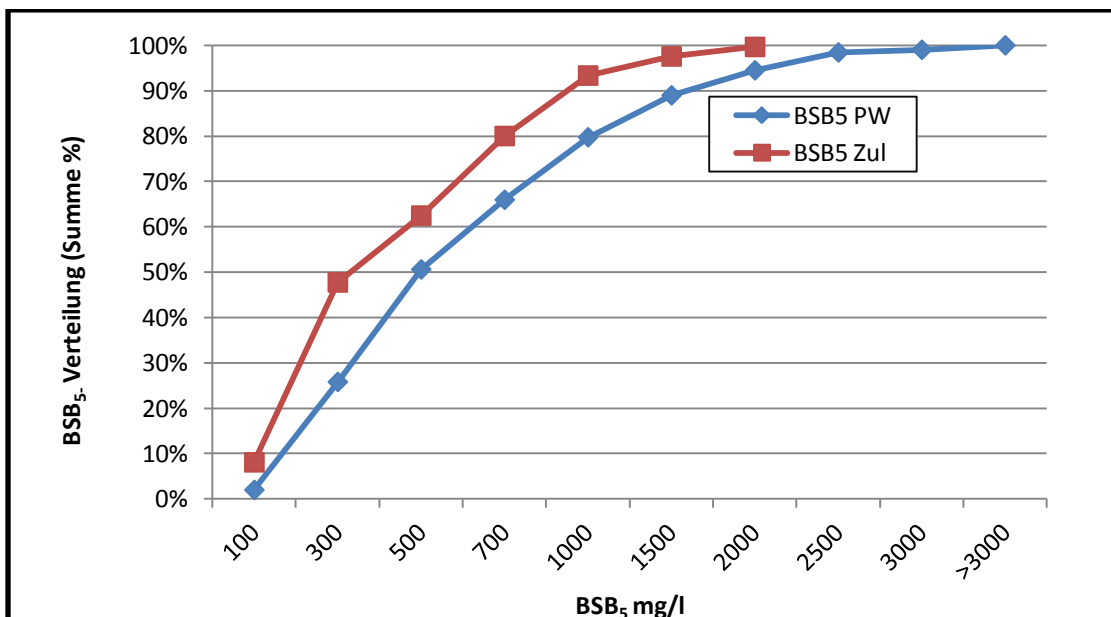


Abbildung 6-34: Konzentrationsverteilung BSB₅ für die Messstellen Pumpwerk (PW) und Kläranlage (ZUL)

Abbildung 6-34 zeigt die Konzentrationsverteilungskurven für den Parameter BSB_5 . Für den Zulauf lagen 285, für das Pumpwerk 508 Einzelwerte zur Auswertung vor. Die Werte liegen in einem Bereich von 100 bis >3000 mg/l. Mehr als die Hälfte, beim Zulauf sogar 2/3 der Werte, liegen unter 700 mg/l. Konzentrationen über 1000 mg/l zeigen beim Pumpwerk nur 20%, beim Zulauf sogar nur 10% der Werte.

Das Konzentrationsmaximum liegt beim Zulauf bei 2000 mg/l beim Pumpwerk >3000 mg/l.

Die Abweichung zwischen beiden Kurven liegt bei bis zu 20% wobei sie mit zunehmender Konzentration abnimmt.

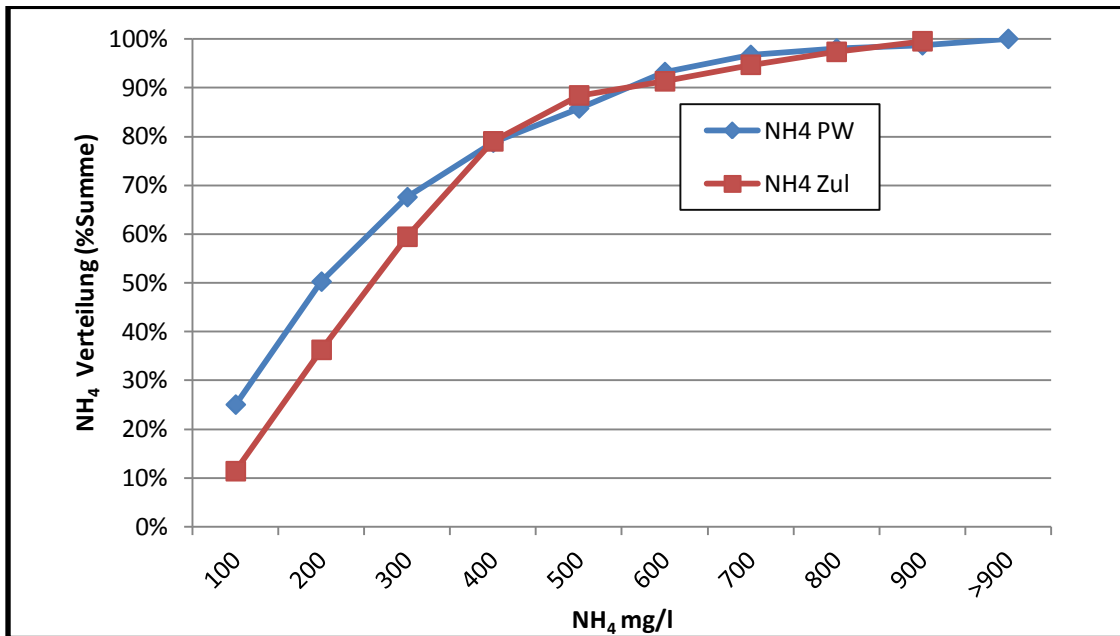


Abbildung 6-35: Konzentrationsverteilung NH_4 für die Messstellen Pumpwerk (PW) und Kläranlage (ZUL)

Die Konzentrationsverteilung von Ammonium ist in Abbildung 6-35 dargestellt. Zur Auswertung lagen für den Zulauf 414 und für das Pumpwerk 456 Einzelwerte vor. Der gemessene Konzentrationsbereich erstreckt sich bis zu > 900 mg/l NH_4 . Gut 2/3 der Werte zeigen Konzentrationen bis zu 300 mg/l. Nur 20% der Werte zeigen Konzentrationen über 400 mg/l.

Die Werte von Pumpwerk und Zulauf weichen nur bis zu einer Konzentration von 400 mg/l deutlich voneinander ab. Danach zeigen sie einen fast parallelen Verlauf.

Vergleicht man die gemessenen pH Werte des Pumpwerks mit denen des Zulaufes lassen sich keine deutliche Unterschiede erkennen. Für das Pumpwerk ergibt sich ein mittlerer pH von 7,5 für den Zulauf von 7,7. Deshalb wird auf eine umfangreiche Auswertung verzichtet.

Daten zur Leitfähigkeit liegen bis Ende 2004 für das Pumpwerk vor. Ab 2005 wurde die Leitfähigkeit nur noch an Proben des Zulaufes gemessen, was sich in Abbildung 6-36 mit einer Abnahme der Leitfähigkeit deutlich macht.

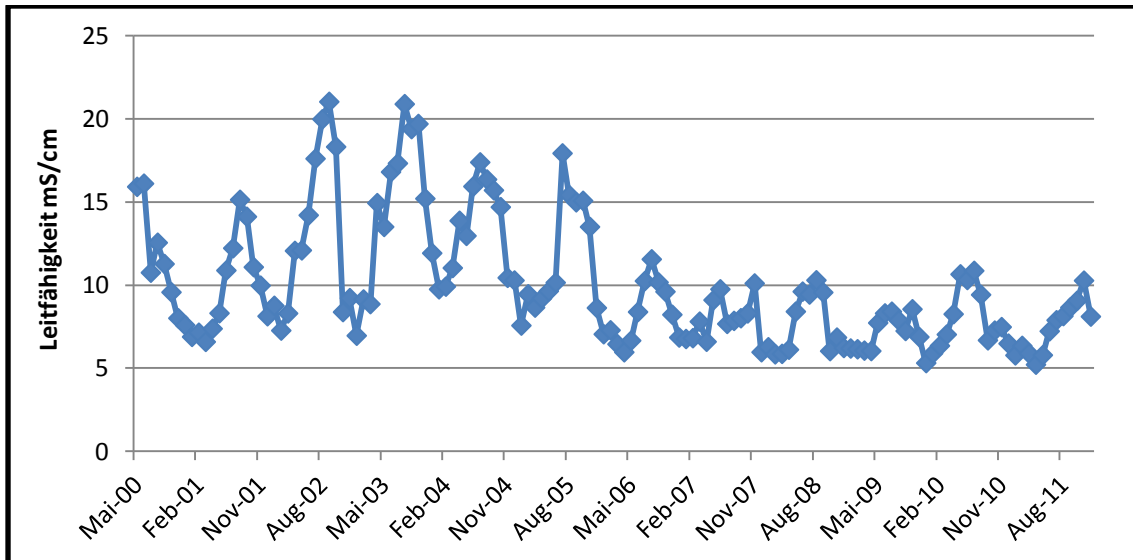


Abbildung 6-36: Monatsmittel der Leitfähigkeiten

Die Werte der Leitfähigkeit liegen im Bereich von 5 bis 22 mS/cm. Zu erkennen ist eine jahreszeitliche Abhängigkeit der Leitfähigkeit mit niedrigen Werten im Winter und hohen im Sommer. Zu erklären ist dies durch die unterschiedlichen Mengen an Sickerwasser während des Jahres. Im Winter sind die Sickerwassermengen durchweg höher, was zu einem Verdünnungseffekt führt. Infolgedessen sinkt die Leitfähigkeit.

In Abbildung 6-37 sind die Mittelwerte der jährlichen CSB und BSB₅ Konzentrationen dargestellt, sowie deren Verhältnis zueinander. Anhand dieses Verhältnisses lassen sich Rückschlüsse auf die biologische Abbaubarkeit ziehen. Bis zum Jahr 2005 liegen die CSB Konzentrationen meist über 2500 mg/l, die Mittelwerte der Folgejahre liegen zum Teil deutlich darunter. Diese Tendenz ist auch beim BSB₅ feststellbar.

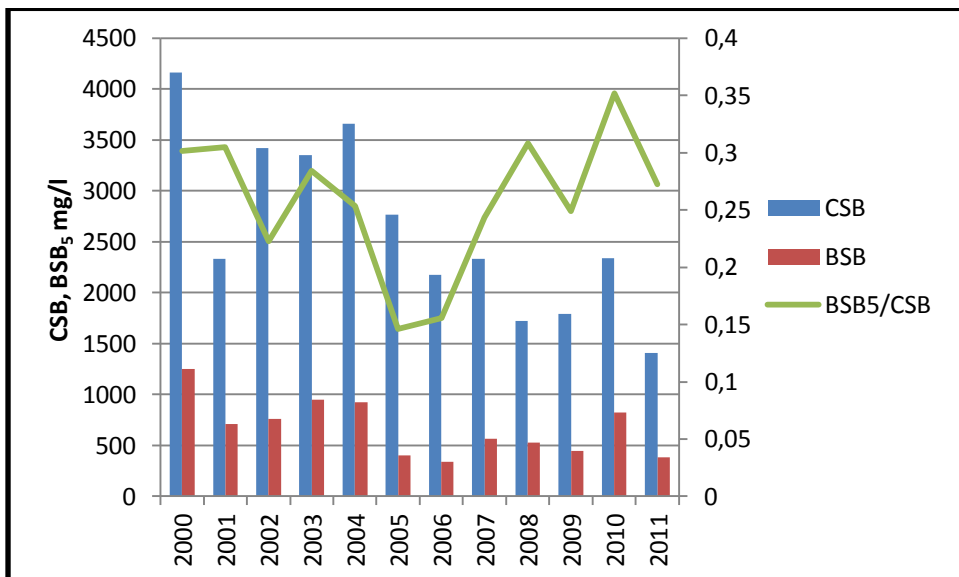


Abbildung 6-37: Jährliche Mittelwerte der CSB und BSB₅ Konzentrationen sowie deren Verhältnis

Der CSB zeigt wie der BSB₅ tendenziell eine Abnahme. Diese ist beim CSB jedoch deutlich stärker ausgeprägt als beim BSB₅. Das Verhältnis der beiden zueinander zeigt starke Schwankungen. Die Werte schwanken zwischen 0,15 und 0,35. Anhand dieses Verhältnisses können ebenfalls Rückschlüsse auf die Abbauphase gezogen werden. In der Phase der sauren Gärung liegt das Verhältnis bei 0,5 während es in der stabilen Phase < 0,1 ist. Somit befindet sich die Deponie Muertendall im Übergangsbereich der beiden Phasen.

Ein Vergleich der Sickerwasserqualität mit anderen Deponien ist schwierig, da das Sickerwasser der Deponie Muertendall zum einen aus dem abgedeckten Altmüllkörper stammt und zum anderen aus dem in Betrieb befindlichen Deponiekörper.

Parameter	Mittelwert	Mittelwert	Mittelwert	Mittelwert	Deponie Muertendall
	1-5 Jahre	6-10 Jahre	11-20 Jahre	21-30 Jahre	
pH-Wert	7,3	7,5	7,6	7,7	7,6
Leitfähigkeit	9280	12160	10610	12930	12300
CSB	3810	3255	1830	1225	2599,4
BSB₅	2285	1210	465	290	762,7
NH₄-N	405	600	555	445	368,1
NO₃-N	3,6	7,6	11,7	9,2	k.A.
NO₂-N	0,064	0,63	0,54	0,84	k.A.

Tabelle 6-8: mittlere Sickerwasserzusammensetzung in Abhängigkeit vom Ablagerungsalter (nach Krümpelbeck, 2000)

Krümpelbeck (2000) wertete Sickerwasserzusammensetzung von Deponien in Abhängigkeit vom Ablagerungsalter aus. Ihre Ergebnisse sind in Tabelle 6-8 zusammengefasst. Während der CSB und BSB₅ Gehalt mit den Jahren abnimmt, ist bei Nitrit und Nitrat ein leichter Anstieg zu verzeichnen. Die Daten der Deponie Muertendall liegen im Bereich der Deponien mit einem Alter von 6-10 Jahren, wobei der Ammoniumwert jedoch deutlich niedriger liegt.

Da die Qualität des Sickerwassers auch von der Sickerwassermenge abhängt, werden zusätzlich noch jährlichen Schadstofffrachten der Parameter CSB, BSB₅ und NH₄ betrachtet.

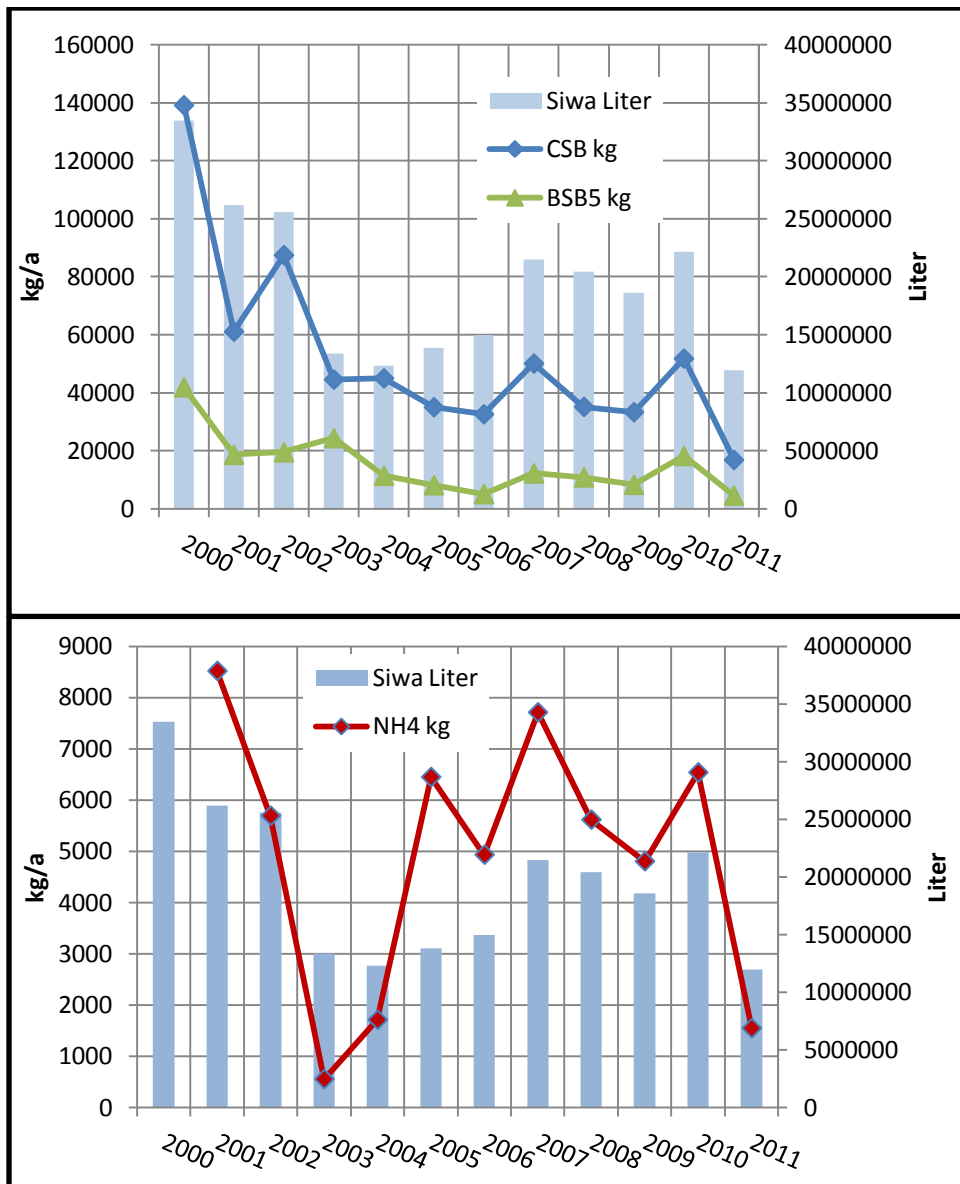


Abbildung 6-38: Jahresfrachten des CSB, BSB₅, NH₄ und dazugehörige Sickerwassermengen

Die Abbildung 6-38 zeigt die jährlichen Frachten in Kilogramm der Parameter CSB, BSB₅ und NH₄, sowie die dazugehörige Jahresmenge an Sickerwasser in Litern. Die Frachten ergeben sich aus der jährlichen Sickerwassermenge und der mittleren jährlichen Konzentration der einzelnen Parameter.

Bezüglich der Frachten von CSB und BSB₅ lassen sich folgende Aussagen treffen:

- Die Kurven der Frachten beider Parameter verlaufen nahezu parallel, wobei die BSB₅ Frachten deutlich niedriger sind.
- Je höher die jährliche Sickerwassermenge ist, desto höher ist auch die jährliche Fracht die ausgetragen wird.
- Die CSB und BSB₅ Frachten erreichen im Jahr 2000 ihr Maximum, danach zeigt sich ein abnehmender Trend.

Im Gegensatz dazu zeigt Ammonium einen von der Sickerwassermenge unabhängigen Verlauf. Hier treten die Maximalfrachten nicht mit den Maxima des Sickerwassers auf. Ein klarer Trend ist für Ammonium nicht erkennbar. Im Jahr 2000 wurden die Ammoniumkonzentrationen im Sickerwasser noch nicht bestimmt.

6.4 Gas

Die Erfassung des auf der anfallende Deponiegases erfolgt zum einen durch Gasrigolen und Gasbrunnen, wobei die Gasbrunnen (10) nur im Bereich des Altmüllkörpers zu finden sind während die Gasrigolen 1-4 sich im Bereich der 2. Ausbaustufen befinden. Die Leitungen der Brunnen und Rigolen werden in zwei Gassammelstationen gefasst und von dort wird das Gas dem Blockheizkraftwerk zugeführt und verwertet.

6.4.1 Gasqualität

Die Gasqualität wurde an den Entgasungseinrichtungen anfangs in einwöchigen, später monatlich gemessen, da sich die Zusammensetzung als relativ konstant erwies. In Abbildung 6-39 sind die Gaszusammensetzungen nach Art des Entgasungssystems sowie die Zusammensetzung am Sammelbalken (Brunnen+Rigolen) dargestellt.

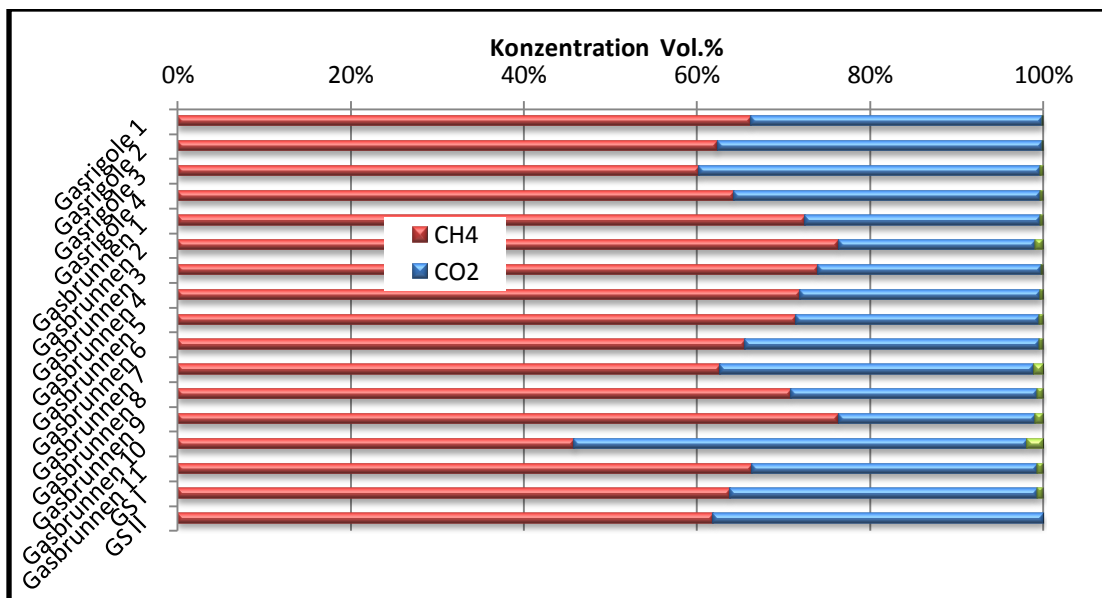


Abbildung 6-39: mittlere Gaszusammensetzung der verschiedenen Gasfassungssystemen

Die Brunnen zeigen meist deutlich höhere Methananteile als die Rigolen was daran liegt, dass die Brunnen in größere Tiefen (bis 21,7 m) reichen. Es werden Anteile von über 70 Vol. % gemessen. Aufgrund dessen sind die CO₂ Konzentrationen der Gasbrunnen niedriger als bei den Rigolen, sie liegen unter 30 Vol. %. Ausnahme stellt Brunnen 10 dar, bei dem der Methananteil nur 25 Vol. % beträgt und der Kohlendioxidanteil bei circa 30 Vol.% liegt.

Der Sauerstoffanteil ist sowohl bei den Brunnen als auch bei den Rigolen vernachlässigbar klein. Am Sammelbalken wird die Zusammensetzung des Gasgemischs aus Rigolen und Brunnen gemessen. In Abbildung 6-40 ist die mittlere monatliche Methankonzentration von 2004-2011 dargestellt.

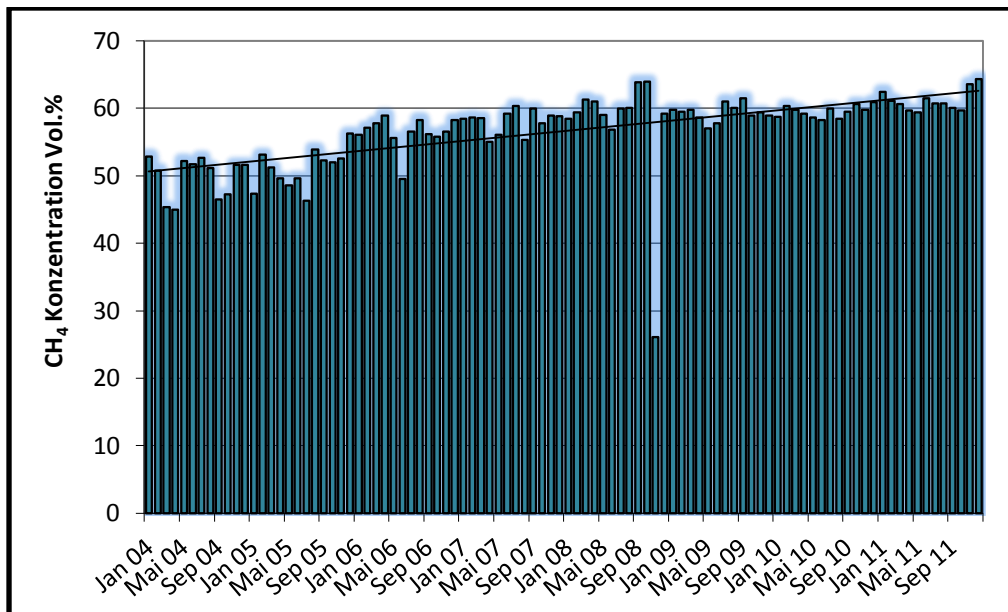


Abbildung 6-40: mittlere monatliche Methankonzentrationen

Der Großteil der Konzentrationen liegt im Bereich von 50 und 60 Vol. %, wobei ein leichter Anstieg mit den Jahren zu verzeichnen ist.

Die mittlere Methankonzentration lag im Jahr 2004 bei 49,9 Vol. % im Jahr 2011 bei 61,2 Vol. %. Somit ist ein Anstieg um 11,3 Vol. % zu verzeichnen.

Anhand Abbildung 3-5 in Kapitel 3 lässt sich die Gaszusammensetzung des Altmüllkörpers in die stabile Methanphase einordnen.

6.4.2 Gasmenge

Wie Tabelle 6-9 zeigt, wurde in den letzten Jahren auf der Deponie Muertendall im Mittel 44,3 m³/h im Monat, an Gas abgesaugt. Das sind circa 391766,7 m³/a. Die Gasmengen beziehen sich auf die gesamte abgelagerte Müllmenge.

Jahr	m ³ /h im Monat	m ³ Jahr
2002	53,6	469.536
2003	43	376.680
2004	33,2	290.832
2005	41,4	362.664
2006	56,4	494.064
2007	58,1	508.956
2008	57,4	502.824
2009	28,8	252.288
2010	30,6	268.056
2011	37,9	332.004
Mittel	44,7	391.766

Tabelle 6-9: erfasste Gasmengen in m³/h

Abbildung 6-41 zeigt die Summenkurven der tatsächlich erfassten Gasmengen im Vergleich mit den Werten der Gasprognose nach Tabasaran und Rettenberger (siehe Kapitel 3.3.5). Für die Prognose wurden jeweils eine minimale und maximale Variante berechnet. Die Berechnungen wurden 1993 von Ingenieurbüro KOCKS durchgeführt.

Folgende Parameter wurden für die Berechnung zu Grunde gelegt:

1) Prognose Max

Corg 200 kg/t Abfall
Temperatur T 36°C
Abbaukonstante k 0,04

2) Prognose Min

Corg 40 kg/t Abfall
Temperatur T 36°C
Abbaukonstante k 0,04

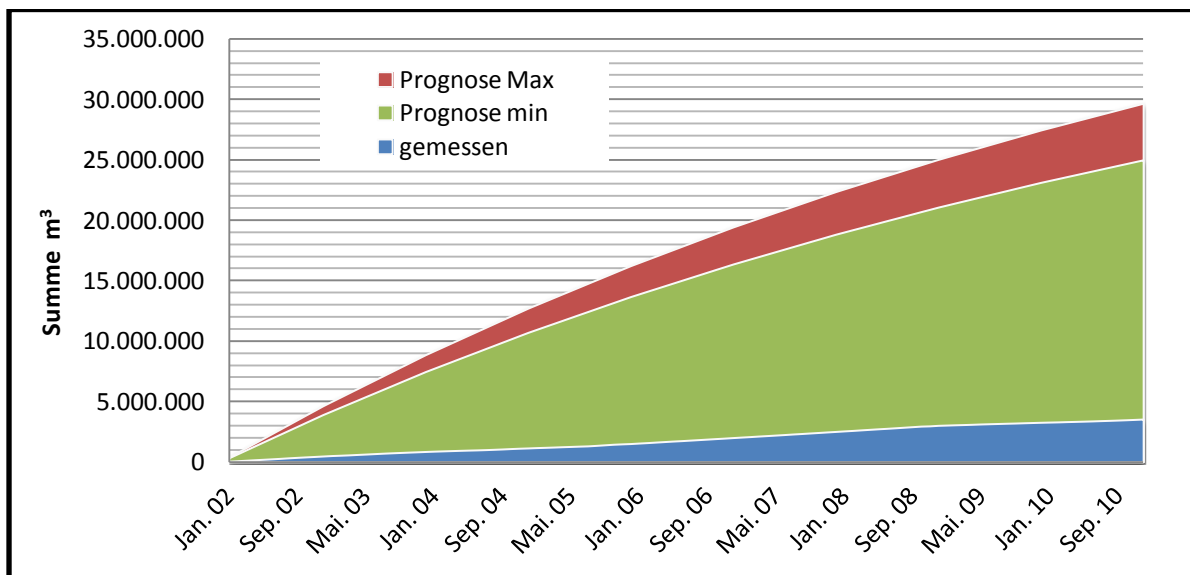


Abbildung 6-41: Vergleich der Gasprognosen mit den tatsächlich erfassten Gasmengen

Vergleicht man die Prognosen mit den tatsächlich gemessenen Gasmengen so zeigt sich, dass beide Prognosen deutlich höhere Gasmengen zeigen. So liegt die gemessene Gasmenge nach 9 Jahren bei knapp 3,5 Mio. m³ während nach den Prognosen 25 Mio. m³ bzw. 30 Mio. m³ Deponiegas zu erwarten gewesen wären. Es ist allerdings allgemein bekannt, dass solche Deponiegasprognosemodelle häufig zu einer Überschätzung der Gasmenge führen. Vor allem der Gehalt an organischem Kohlenstoff beeinflusst das Ergebnis. Mögliche Gründe für die Diskrepanzen zwischen Mess- und Rechendaten sind nach Fellner et al. (2003):

- geringere organisch abbaubarer Kohlenstoffgehalt im Haus- und Restmüll als angenommen,
- unvollständige Mineralisierung des organisch abbaubaren Kohlenstoffs,
- teilweise aerobe Mineralisierung des organisch abbaubaren Kohlenstoffs unmittelbar nach der Ablagerung und
- höhere Methanoxidationsraten in der Deponieabdeckung als angenommen (Fellner et al., 2003).

6.5 Oberflächenabdeckung

An insgesamt 112 Proben wurden die bodenphysikalischen Untersuchungen durchgeführt. Die Proben aus dem Testfeld wurden bereits im Rahmen der Diplomarbeit (Ludwig, 2007) entnommen und ausgewertet. Weitere Proben wurden aus der Abdeckung westlich und östlich des Testfeldes entnommen, so dass sich mit dem Testfeld als Mittelpunkt eine Diagonale ergibt. Die Bestimmung der Korngröße des Abdeckmaterials wurde bereits durch das Büro Geotechnik Ingenieure (2005) durchgeführt. Der Boden ist nach Ansprache bodenmechanisch als toniger Schluff mit variierenden sandigen und kiesigen Beimengungen anzusprechen. Lokal wurden auch steinige Beimengungen festgestellt. Der Boden enthält grobkörnige Bestandteile aus Sandsteinen und Bauschutt, untergeordnet auch Schwarzdeckenreste. Darüber hinaus wurden in geringen Mengen organische Beimengungen (Wurzelreste, Holz) festgestellt. Nach Kornverteilungsanalyse ist der Boden als toniger, sandiger, schwach kiesiger Schluff zu bezeichnen (Geotechnik Ingenieure, 2005). In Abbildung 6-42 ist die Körnungslinie dargestellt. Für die organische Substanz liegen die Werte zwischen 0,56 Gew. % bis 2,9 Gew. % (Ludwig, 2007). Somit ist der Boden als schwach bis mittel humos zu bezeichnen (Ag Boden, 1994). Bild 4 in Anhang 3 zeigt Steine, Holzreste, Mäuselöcher und Wurzeln im Bodenmaterial der Abdeckung.

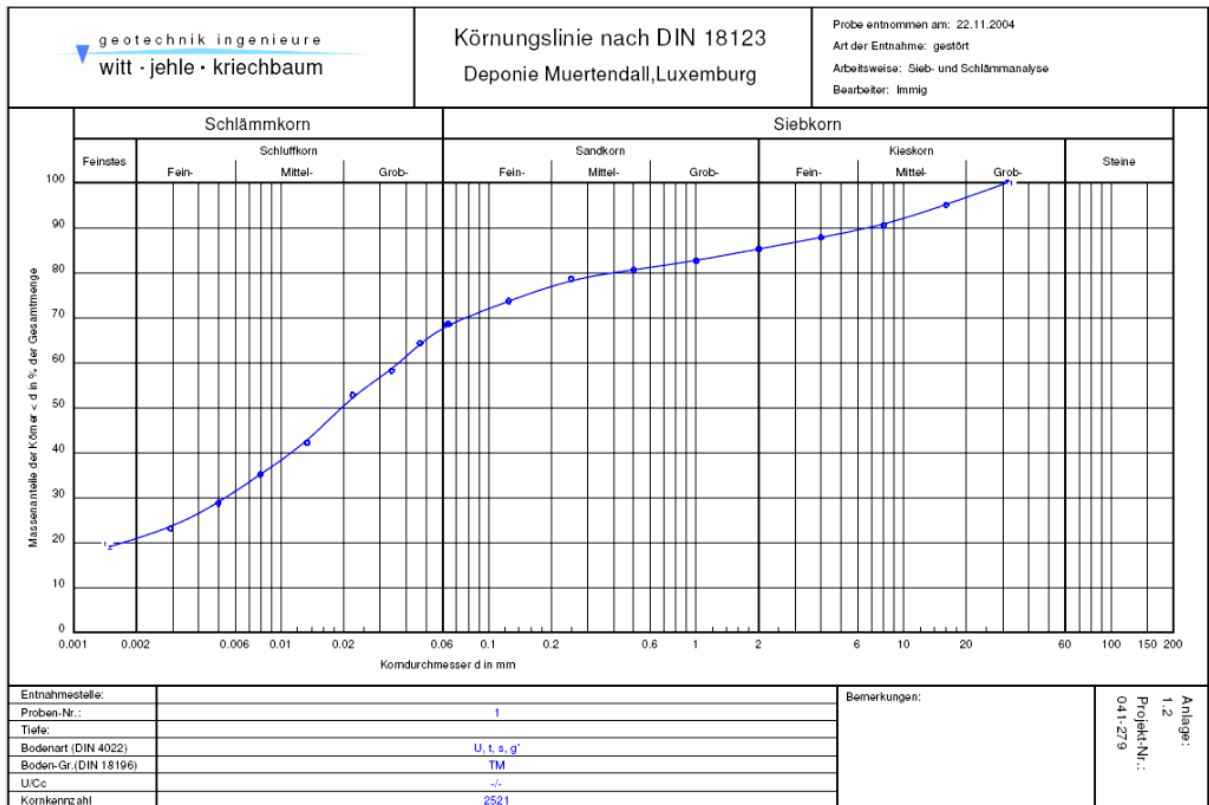


Abbildung 6-42: Körnungslinie des Bodenmaterials der Oberflächenabdeckung

6.5.1 Dichte und Porenvolumen

Abbildung 6-43 zeigt die Ergebnisse der Dichtebestimmung und des Porenvolumens für die unterschiedlichen Tiefen der drei Schürfe. Die beiden Kurven verlaufen spiegelbildlich zueinander.

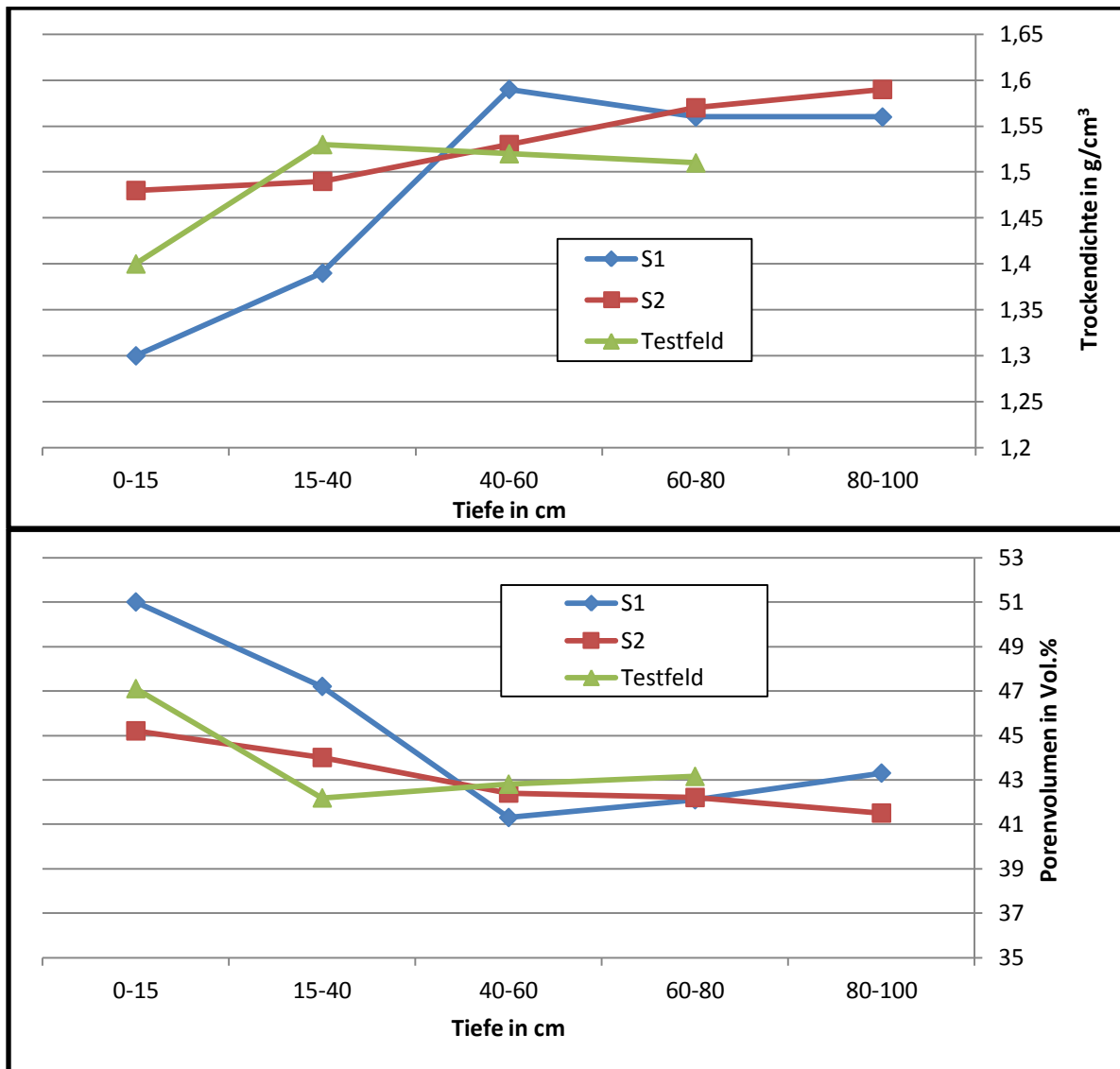


Abbildung 6-43: Trockenrohichte und Porenvolumen in Abhängigkeit von der Tiefe für die Schürfe der Oberflächenabdeckung

Die bestimmten Dichten des Testfeldes liegen zwischen 1,4- 1,53 g/cm³, die von Schurf 1 zwischen 1,3- 1,59 g/cm³ und die von Schurf 2 zwischen 1,48 und 1,59 g/cm³. Nach der bodenkundlichen Kartieranleitung (AG Boden, 1994) sind die gemessenen Werte als gering bis mittel einzustufen.

Allgemein lässt sich sagen, dass die Dichte bei allen drei Profilen eine Zunahme mit der Tiefe zeigt. Für das Profil des Testfeldes und Schurf 1 zeigt sich jedoch ein Maximum in einer Tiefe von 15-40 cm bzw. 40-60 cm, anschließend wieder eine Abnahme der Dichte.

Gleiches ist auch im Tiefenprofil des Porenvolumens zu erkennen. Erreicht die Dichte ihre Maxima, so bewirkt dies eine Verringerung des Porenvolumens.

Die folgende Abbildung 6-44 zeigt die Porengrößenverteilung der drei Standorte. Die Poren <0,2 µm haben den größten Anteil am Porenvolumen. Bei Schurf 1 und Schurf 2 zeigt sich eine Zunahme mit der Tiefe, jedoch nicht für das Testfeld. Der Anteil der Poren >50 µm zeigt die größten Anteile in den obersten Horizonten und bei Schurf 1 und Schurf 2 eine Abnahme mit der Tiefe. Anhand der Porenanteile >50 µm lassen sich Rückschlüsse auf die Luftkapazität schließen. Nach der Kartieranleitung (AG Boden, 1994) sind die Luftkapazitäten als sehr gering bis mittel zu bezeichnen.

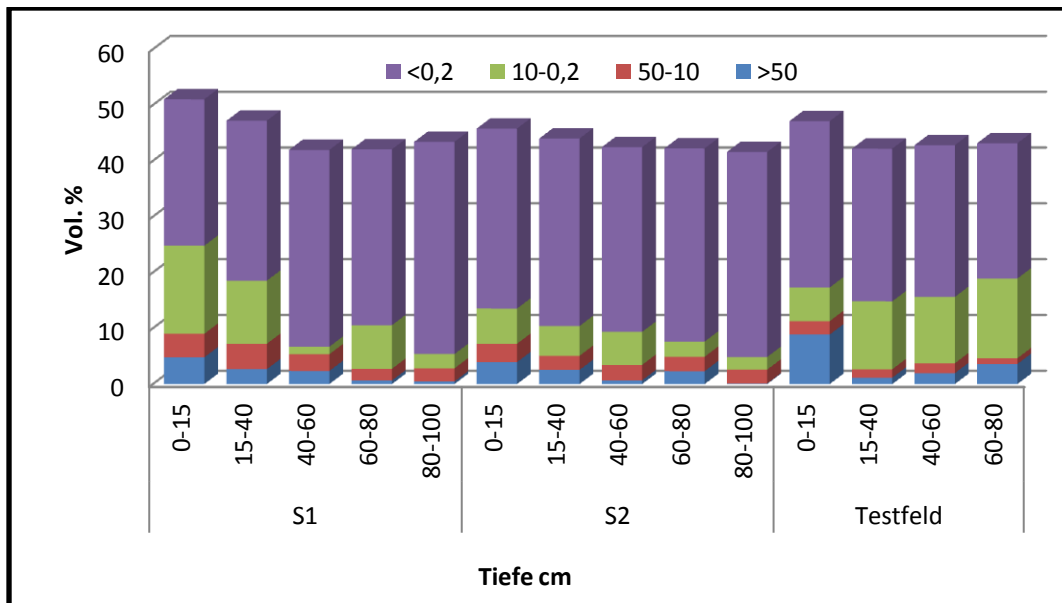


Abbildung 6-44: Aufteilung des Porenvolumen für die einzelnen Probenahmestellen

Relativ konstante Anteile pro Tiefe und Schurf zeigt die Porengröße 50-10 μm . Das Testfeld zeigt im Vergleich mit den anderen beiden Schürfen größere Anteile der Poren 10-0,2 μm .

Die Porengrößenverteilung des Testfeldes unterscheidet sich deutlich von der, der anderen Standorte. Im Zuge des Testfeldbaus 2007 wurde der vorhandene Boden abgetragen, zwischengelagert und später wieder in das Testfeld eingebaut. Diese Umlagerung hat zu einer Veränderung der Bodeneigenschaften geführt.

Anhand der Porengrößenverteilung lässt sich die Feldkapazität, die nutzbare Feldkapazität und der Totwasseranteil berechnen. Tabelle 6-10 zeigt die Ergebnisse.

Schurf 1			
Tiefe cm	Feldkapazität mm	Nutzbare Feldkapazität mm	Totwasser mm
0-15	69,3	30,0	39,3
15-40	111,4	39,7	71,7
40-60	79,2	8,7	70,5
60-80	82,9	19,8	63,1
80-100	85,8	9,8	76,0
Summe	428,6	108	320,6
Schurf 2			
Tiefe cm	Feldkapazität mm	Nutzbare Feldkapazität mm	Totwasser mm
0-15	62,8	14,4	48,4
15-40	103,7	19,7	84,0
40-60	83,6	17,4	66,2
60-80	79,8	10,6	69,2
80-100	83	9,5	73,5
Summe	412,9	71,6	341,3
Testfeld			
Tiefe cm	Feldkapazität mm	Nutzbare Feldkapazität mm	Totwasser mm
0-15	57,4	12,7	44,7
15-40	102,6	34,2	68,4
40-60	81,7	27,3	54,4
60-80	79,1	30,6	48,5
Summe	320,8	112,9	207,9

Tabelle 6-10: Vergleich der Feldkapazitäten

Die Feldkapazitäten liegen zwischen 320,8 und 428,6 mm, wobei zu beachten ist, dass für das Testfeld, die Feldkapazität nur für eine Mächtigkeit von 80 cm bestimmt wurde. Für die nutzbaren Feldkapazitäten ergeben sich Werte zwischen 71,6 und 112,9 mm. Die höchsten Feldkapazitäten und nutzbaren Feldkapazitäten sind bei allen Schürfe in einer Tiefe von 15-40 cm zu finden. Der Totwasseranteil beträgt 207,9 bis 341,3 mm. Die Werte sind typisch für diese Bodenart. Somit besitzt die Abdeckung einen hohen Anteil an Totwasser, der nicht pflanzenverfügbar ist. Außerdem liegt die nutzbare Feldkapazität unter den von der Deponieverordnung geforderten 140 mm.

6.5.2 Luft- und Wasserdurchlässigkeiten und Eindringwiderstände

In Tabelle 6-11 sind die Ergebnisse der Luft- und Wasserdurchlässigkeit dargestellt.

Tiefe cm	k_f cm/d	k_f m/s	Ka μm^2
Schurf 1			
0-15	406,46	$4,7 \cdot 10^{-5}$	7,15
15-40	105,31	$1,22 \cdot 10^{-5}$	3,06
40-60	46,11	$5,34 \cdot 10^{-6}$	2,58
60-80	80,54	$9,32 \cdot 10^{-6}$	0,35
80-100	40,16	$4,65 \cdot 10^{-6}$	1,67
Schurf 2			
0-15	56,12	$6,5 \cdot 10^{-6}$	2,35
15-40	37,18	$4,3 \cdot 10^{-6}$	1,17
40-60	69,33	$8,02 \cdot 10^{-6}$	1,37
60-80	33,24	$3,85 \cdot 10^{-6}$	0,32
80-100	43,46	$5,03 \cdot 10^{-6}$	1,64
Testfeld			
0-15	328,56	$3,8 \cdot 10^{-5}$	6,62
15-40	0,5	$5,8 \cdot 10^{-8}$	2,99
40-60	0,94	$1,1 \cdot 10^{-7}$	0,92
60-80	18,95	$2,2 \cdot 10^{-6}$	1,88

Tabelle 6-11: Vergleich der Luft- und Wasserdurchlässigkeiten

Die Wasserdurchlässigkeiten liegen im Bereich von 0,5- 406,46 cm/d bzw. $3,8 \cdot 10^{-5}$ - $5,8 \cdot 10^{-8}$ m/s. Nach der bodenkundlichen Kartieranleitung sind diese Werte als mittel bis äußerst hoch zu bezeichnen. Nach DIN 18130-1 (vgl. Hölting & Coldewey, 2005) sind die Werte als durchlässig bis schwach durchlässig zu bezeichnen.

Die maximalen Durchlässigkeiten sind im obersten Horizont zu finden, mit Ausnahme von Schurf 2. Eine klare Abnahme mit der Tiefe ist bei keinem Schurf erkennbar. Auffallend ist das beim Testfeld große Schwankungen der Messwerte auftreten.

Die Luftleitfähigkeiten haben ihre Maxima im obersten Horizont. Bei Schurf 1 und 2 zeigt sich eine Abnahme der Leitfähigkeit bis in eine Tiefe von 60- 80 cm anschließend ein leichter Anstieg. Beim Testfeld zeigt sich ebenfalls eine Abnahme bis in eine Tiefe von 40-60 cm und anschließend ein leichter Anstieg.

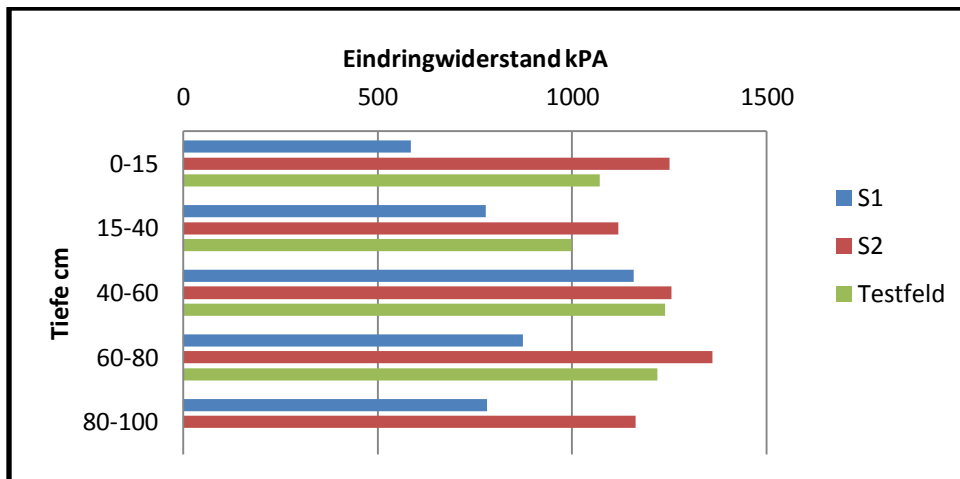


Abbildung 6-45: Vergleich der Eindringwiderstände

In Abbildung 6-45 sind die Werte des Eindringwiderstandes in Abhängigkeit der Tiefe dargestellt. Schurf 1 zeigt in allen Tiefen die niedrigsten Eindringwiderstände. Außerdem ist in einer Tiefe von 40-60 cm der Eindringwiderstand deutlich höher, was auf einen verdichteten Horizont hindeutet. Allerdings muss berücksichtigt werden, dass hier auch der geringste Wassergehalt anzutreffen war. Schurf 2 und das Testfeld zeigen keine ausgeprägten Unterschiede hinsichtlich der Eindringwiderstände. Im Gegensatz zu Schurf 1 zeigten sich auch hier die Wassergehalte relativ konstant mit der Tiefe. Für das Testfeld konnten, wegen bautechnischen Gründen, aus Tiefen größer 80 cm keine Proben entnommen werden, deshalb werden für die Tiefen von 80- 100 cm keine Werte angegeben.

6.5.3 Feldversuche zur Bestimmung der Durchlässigkeit und Infiltrationsrate

1. Auswertung der Standrohrversuche

Zur Bestimmung des k_f - Wertes der Abdeckung und des Testfeldes wurden an insgesamt 15 Stellen Standrohre eingesetzt. In Tabelle 6-12 sind die k_f Werte für die einzelnen Rohre dargestellt. Pro Rohr wurden bis zu 10 Einzelmessungen durchgeführt. Abbildung 2 im Anhang 2 zeigt eine Übersicht der Messstellen im Bereich der Oberflächenabdeckung.

Messstelle	k_f m/s
R1	$1,02 \cdot 10^{-04}$
R2	$4,91 \cdot 10^{-06}$
R3	$3,02 \cdot 10^{-05}$
R4	$3,48 \cdot 10^{-05}$
R5	0
R6	$2,72 \cdot 10^{-06}$
R7	0
R8	0
R9	$3,61 \cdot 10^{-05}$
R10	$2,64 \cdot 10^{-05}$
R11	$1,49 \cdot 10^{-07}$
R12	0
R1T	0
R2T	$1,46 \cdot 10^{-06}$
R3T	0

Tabelle 6-12: Ergebnisse der Standrohrversuche (R1-R12Messstellen außerhalb des Testfeldes, R1T- R3T Messstellen Testfeld)

Die Ergebnisse von Rohr 12 konnten nicht ausgewertet werden, da sich bis zum dritten Messdurchgang bereits Undichtigkeiten gebildet hatten.

Die Durchlässigkeiten für die Abdeckung schwanken im Bereich von $1,02 \cdot 10^{-4}$ und $1,49 \cdot 10^{-7}$ m/s. Rohr 5, 7 und 8 zeigten keinerlei Abnahme während des Messzeitraumes.

Die gemessenen Werte sind als durchlässig bis schwach durchlässig zu bezeichnen (Hölting& Coldewey, 2005). Innerhalb des Testfeldes wurden drei Messstellen eingerichtet, jedoch konnte nur an einer eine Abnahme des Wasserstandes verzeichnet werden. Daraus ergab sich ein k_f - Wert von $1,46 \cdot 10^{-6}$ m/s.

Im Jahr 2007 wurden bereits solche Versuche im Rahmen einer Diplomarbeit durchgeführt, zum einen innerhalb des Testfeldes sowie auf der Abdeckung außerhalb (Ludwig, 2007).

Für das Testfeld wurden damals Durchlässigkeiten im Bereich von $2 \cdot 10^{-5}$ und $<10^{-9}$ m/s ermittelt.

Außerhalb des Testfeldes wurden k_f Werte von $1,3 \cdot 10^{-5}$ bis $8,3 \cdot 10^{-11}$ m/s gemessen.

Die unterschiedlichen Durchlässigkeiten sind durch Inhomogenitäten des Bodens zu erklären. Bei Aufgrabungen innerhalb der Abdeckung wurden teils große Steine, Holzreste sowie Höhlen und Gänge von Tieren entdeckt, die die Durchlässigkeit stark herabsetzen.

2. Infiltrometer

Die Bestimmung der Infiltrationsraten erfolgte im Testfeld sowie außerhalb des Testfeldes mittels Doppelringinfiltrometern. Im Anhang 2 Abbildung 3 sind die Messstellen dargestellt. In 60 cm Tiefe konnte bei Berme 1 und 3 an Messstelle 4 keine Messung durchgeführt werden, da immer wieder Undichtigkeiten auftraten.

Bestimmt wurden die Endinfiltrationsrate in 20 und 60 cm Tiefe. Tabelle 6-13 zeigt die Ergebnisse der Einzelmessungen sowie den Mittelwert und die Standardabweichung.

20 cm Tiefe	Infiltration mm/h			
	Berme 1	Berme 2	Berme 3	Testfeld
Messstelle 1	0,0	138,6	9,6	0,0
Messstelle 2	54,0	138,0	141,6	49,2
Messstelle 3	15,0	85,8	87,6	27,6
Messstelle 4	138,0	61,8	168,6	
Mittel	51,8	106,1	101,9	25,6
Stabw	53,6	33,3	60,7	20,1

60 cm Tiefe	Infiltration mm/h			
	Berme 1	Berme 2	Berme 3	Testfeld
Messstelle 1	0,0	138,6	192,6	228,0
Messstelle 2	54,0	138,0	0,0	0,0
Messstelle 3	15,0	0,0	22,8	1500,0
Messstelle 4		61,8		
Mittel	23,0	84,6	71,8	576,0
Stabw	22,8	58,0	85,9	660,0

Tabelle 6-13: Ergebnisse der Infiltrationsversuche

Auch die Infiltrationsraten zeigen starke Schwankungen, was auch durch die Werte der Standardabweichung deutlich wird. Sie liegen zwischen 0 und 168,6 mm/h in einer Tiefe von 20 cm. Für Berme 1 wurde im Mittel eine Infiltrationsrate von 51,8 mm/h, für Berme 2 von 106,5 mm/h und Berme 3 von 101,9 mm/h bestimmt. Das Testfeld zeigt mit 25,6 mm/h die geringste Infiltrationsrate. Auch in 60 cm Tiefe zeigen sich starke Schwankungen der Messwerte. Dort werden teilweise noch höhere Infiltrationsraten erreicht. Hier zeigt das Testfeld sogar im Mittel die höchsten Infiltrationsraten.

Der Wert von 1500 mm/h ist durch Wurzeln unter dem Infiltrationsmeter zu erklären, die dort nach dem Ausbau des Infiltrationsmeters gefunden wurden.

Grund für die hohen Infiltrationskapazitäten ist das Vorhandensein von Makroporen.

6.6 Fazit der Untersuchungsergebnisse

Aus den durchgeführten Untersuchungen lassen sich folgende Schlüsse bezüglich des Altmülls ziehen:

- Die Korngröße < 20mm hat den größten Anteil am Altmüll. Aus der Literatur ist bekannt, dass dieser Anteil mit zunehmender Ablagerungsdauer zunimmt.
- Die Sortieranalysen haben gezeigt, dass der Altmüll hauptsächlich noch aus Fraktionen besteht, die nur noch schwer bzw. kaum abbaubar sind. Dazu zählen insbesondere die Kunststoffe, Holz sowie die Inertstoffe.
- Der Großteil der Wassergehalte liegt im Bereich von 31 bis 35 Gew.%. Damit die biologischen Abbauprozesse optimal ablaufen sind jedoch Wassergehalte von mehr als 40 Gew. % erforderlich.
- Die bestimmten Glühverluste liegen zwischen 17 und 21 Gew. %, also deutlich über dem Grenzwert von 5 Gew. %.

- Die Gehalte des Gesamtkohlenstoffs liegen zwischen 6 und 15 Gew.%. Somit haben sie sich im Vergleich zum Frischmüll um die Hälfte reduziert. Die Ergebnisse des heißwasserlöslichen Kohlenstoffs zeigen, dass nur ein geringer Teil des Kohlenstoffs noch gelöst werden kann (max. 2%).
- Auch die Stickstoffgehalte haben um rund die Hälfte abgenommen. Die C/N Verhältnisse sind > 20 , dies deutet auf einen langsamen Ablauf der Abbauprozesse hin. Somit werden stickstoffreiche Endprodukte gebildet.
- Die Atmungsaktivitäten sind als gering zu bezeichnen. Sie liegen unter dem gesetzlichen Grenzwert. Auch die Erhöhung des Wassergehaltes führt nicht zwingend zu einer Aktivitätssteigerung. Allerdings zeigt sich eine Zunahme der Aktivität mit fortschreitender Versuchsdauer.
- Die untersuchten Eluate weisen nur noch ein geringes Gefährdungspotential auf. Die mittleren CSB Konzentration liegen bereits unterhalb des Grenzwertes. Die Leitfähigkeiten zeigen, dass der Großteil der gut wasserlöslichen Ionen bereits ausgewaschen wurde. Die pH Werte sind typisch für Deponien, die sich in der Methanphase befinden. Lediglich die Ammoniumkonzentrationen spielen noch eine Rolle.
- Die ermittelten Durchlässigkeiten des Altmüll sind als sehr gering zu bezeichnen, was auf die hohe Dichte des Altmülls zurückzuführen ist, die bei der Umlagerung bzw. Sanierung der Deponie erreicht wurde.

In Bezug auf den Rottemüll lassen sich folgende Schlüsse ziehen:

- Im Gegensatz zum Altmüll dominiert hier die Fraktion $> 80\text{mm}$, wobei sich hier eine Abhängigkeit mit der Fraktion $< 20\text{mm}$ zeigt. Je höher der Anteil der Fraktion $> 80\text{mm}$, desto geringer ist der Anteil der Fraktion $< 20\text{mm}$ und umgekehrt.
- Die Hauptfraktionen des Rottemülls sind die Kunststoffe und das Papier/Pappe.
- Auch der Rottemüll besteht zum Großteil nur noch aus schwer bzw. kaum abbaubaren Stoffen. Durch die Vorbehandlung wurde der Abbau der Organik beschleunigt.
- Die Glühverluste liegen mit 50- 58 Gew.% mehr als doppelt so hoch im Vergleich zum Altmüll, die Gehalte an organischem Kohlenstoff liegen bis zum dreifachen höher.
- Die Eluate des Rottemülls zeigen eine deutlich höhere Belastung als die des Altmülls.

Bezüglich der Oberflächenabdeckung und der Gas- bzw. Sickerwassermenge der Gesamtdeponie können folgende Feststellungen gemacht werden:

- Der Anteil des Sickerwassers am Niederschlag liegt im Mittel bei ca. 39% des Niederschlages, was im Vergleich mit Literaturwerten im oberen Bereich liegt. Solche Werte werden in der Literatur für wassergesättigte Deponien angegeben.
- Die bisher erfassten Gasmengen auf der Deponie liegen deutlich unter den Werten der Gasprognose. Die Gasqualität ist mit ca. 60 Vol. % CH_4 und 40% CO_2 als gut zu bezeichnen und ist typisch für Deponien in der stabilen Methanphase.
- Die Durchlässigkeit der Abdeckung ist als hoch zu bezeichnen. Sie entspricht nicht den gesetzlichen Anforderungen, die derzeit an Oberflächensicherungen von Deponien gestellt werden.
- Die bestimmten nutzbaren Feldkapazitäten liegen unter den gesetzlich geforderten 140 mm.
-

7 Wasserhaushalt und Bilanzen der Oberflächenabdeckung

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse aus den Messungen am Testfeld ausgewertet und dargestellt. Die Darstellung der einzelnen Parameter erfolgt in wöchentlicher und monatlicher Auflösung.

Die Bilanzen werden mittels der Wasserhaushaltsgleichung erstellt und die Untersuchungsjahre werden miteinander verglichen.

7.1 Wetterverhältnisse

Um die Wetterverhältnisse während des Untersuchungszeitraumes zu charakterisieren, wurden zum einen die Niederschlagsdaten des Testfeldes und zum anderen die gemessenen Temperaturen an der deponieeigenen Wetterstation genutzt. Da es dort im Laufe der Jahre durch kleinere Defekte zu Datenlücken kam, wurde für diese Zeiträume die Wetterdaten der nahe gelegenen Station Luxemburg- Findel genutzt. Außerdem wurden die auf der Deponie gewonnen Messwerte mit dem langjährigen Mittel des Findels verglichen.

Mit Hilfe der Temperatur und der relativen Feuchte wurde die potentielle Verdunstung nach Haude für den Versuchszeitraum berechnet.

7.1.1 Niederschlag

Abbildung 7-1 zeigt die monatlichen Niederschläge in mm/Monat für den Zeitraum vom 01.11.2005 bis 31.10.2011.

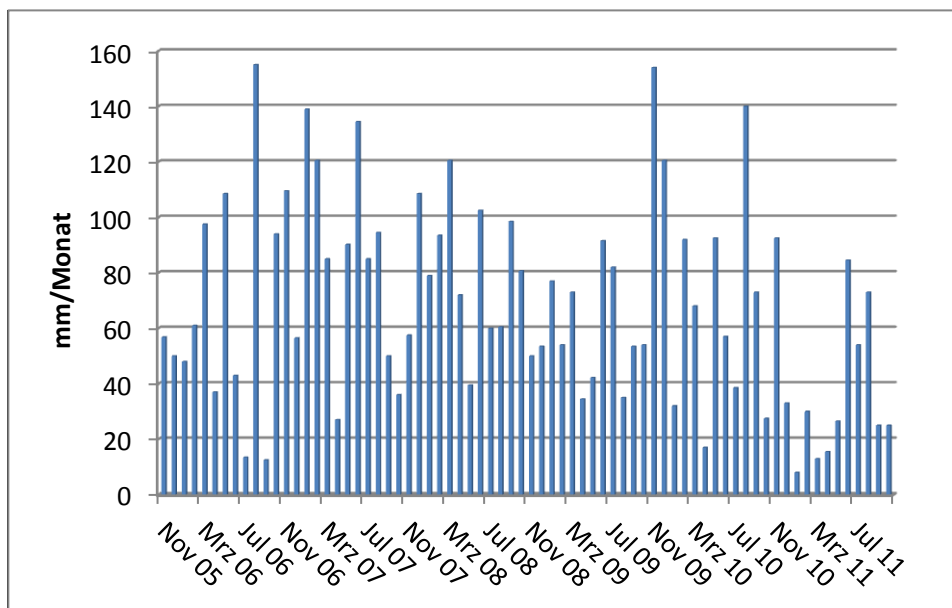


Abbildung 7-1: Monatssummen der Niederschläge im Untersuchungszeitraum

Der Niederschlag zeigt eine gleichmäßige Verteilung über den Untersuchungszeitraum. 30% der Monatssummen liegen bei 40 mm/Monat. Die Hälfte der monatlichen Niederschläge erreichen Werte bis 60 mm/Monat. Etwa 20% der Niederschlagssummen liegen über 100 mm/Monat, 8% der Werte liegen unter 20 mm/Monat.

Abbildung 7-2 zeigt den Vergleich der mittleren Monatssummen der Niederschläge des Testfeldes mit dem langjährigen Mittel (1971- 2000) der nahegelegenen Station Luxemburg Findel.

Das Mittel der monatlichen Niederschläge des Testfeldes wurde aus den Monatssummen der Niederschläge der Jahre 2005- 2011 gebildet.

Die Monate März, November und Dezember zeigen eine gute Übereinstimmung mit den langjährigen Mittel während die anderen Monate deutliche Abweichungen zeigen. Die gemessenen Niederschläge für die Monate Februar und August liegen über dem langjährigen Mittel während die anderen Monate geringere Niederschläge aufweisen.

Das langjährige Mittel des Niederschlages der Station Luxemburg- Findel liegt bei 862,5 mm/Jahr, für das Testfeld ergibt sich ein Mittel von 809,2 mm/Jahr für den Zeitraum von 2005-2011.

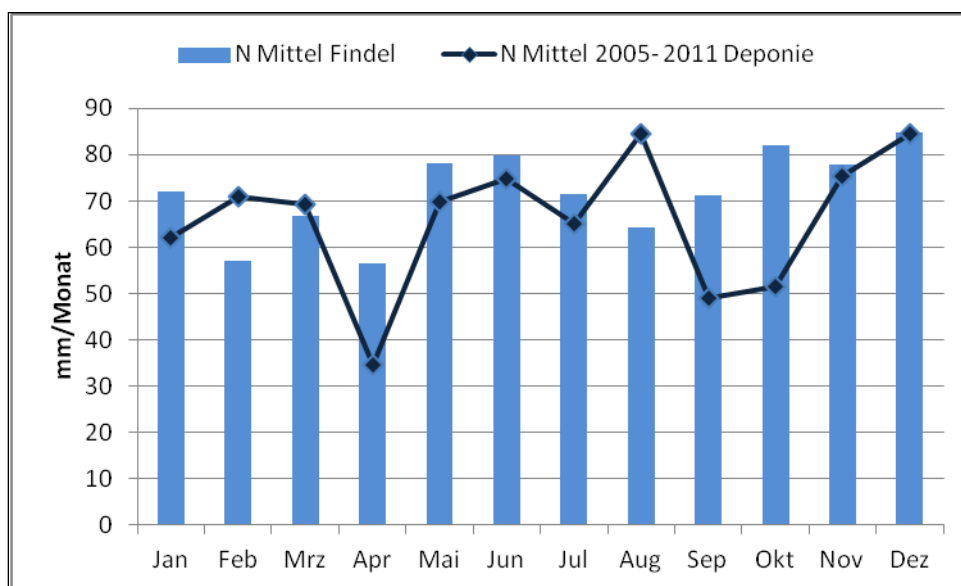


Abbildung 7-2: Vergleich der mittleren monatlichen Niederschläge mit dem langjährigen Mittel des Findels

7.1.2 Temperatur

Da es auf Grund technischer Probleme nicht möglich war, alle Temperaturdaten der deponieeigene Station auszulesen, werden hier ab Januar 2007 die Daten der nahe gelegenen Station Luxemburg-Findel dargestellt.

Abbildung 7-3 zeigt den Verlauf der Monatsmittel der mittleren, der Minimum- und der Maximumtemperatur.

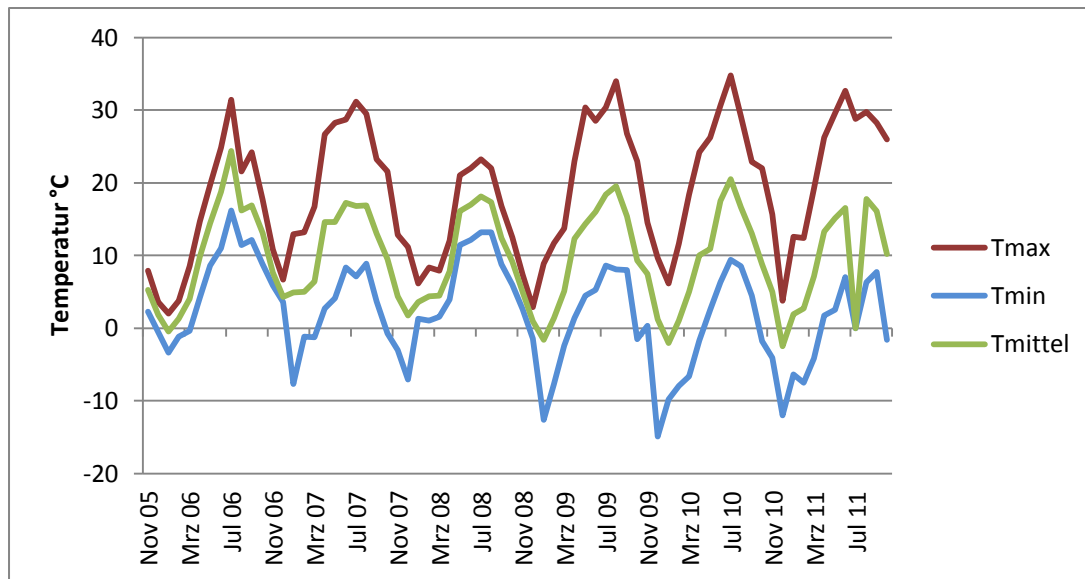


Abbildung 7-3: Monatsmittel der Minimum-, Maximum- und mittleren Temperatur

Typisch ist der sinusartige Verlauf der Kurven. Die Minimumtemperaturen schwanken zwischen $-14,9^{\circ}\text{C}$ im Dezember 2009 und $16,2^{\circ}\text{C}$ im Juli 2006. Die höchste Maximumtemperatur wird im Juli 2010 mit $34,8^{\circ}\text{C}$ erreicht. Die Werte für die mittlere Temperatur liegen zwischen $-2,5$ und $24,4^{\circ}\text{C}$.

	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	Langjähriges Mittel
Tmin °C	5,7	6,4	1,2	6,1	-0,2	-1,1	0,6	5,1
Tmax °C	14,7	10,9	21,3	13,5	21,2	20,5	21,3	12,7
Tmed °C	10,5	15,5	10,4	9,7	9,9	8,6	9,7	8,7

Tabelle 7-1: Vergleich der Tagesmittel-, der Tagestiefst-, und der Tageshöchsttemperatur mit dem langjährigen Mittel

Tabelle 7-1 zeigt einen Vergleich der Temperaturen mit dem langjährigen Mittel. Der Vergleich der Tagestiefsttemperaturen mit dem langjährigen Mittel zeigt, dass die Jahre 2007, 2009, 2010 und 2011 deutlich unter dem langjährigen Mittel lagen. Bei den Tageshöchsttemperaturen liegt lediglich das Jahr 2006 unter den langjährigen Mittel während die anderen Jahre deutlich darüber liegen. Die Tagesmitteltemperaturen liegen mit Ausnahme von 2010 alle über dem langjährigen Mittel. Somit war es im Untersuchungszeitraum deutlich wärmer.

7.1.3 potentielle Evapotranspiration

In Abbildung 7-4 sind die nach HAUDE berechneten potentiellen Evapotranspirationen für die Monate der Untersuchungsjahre dargestellt.

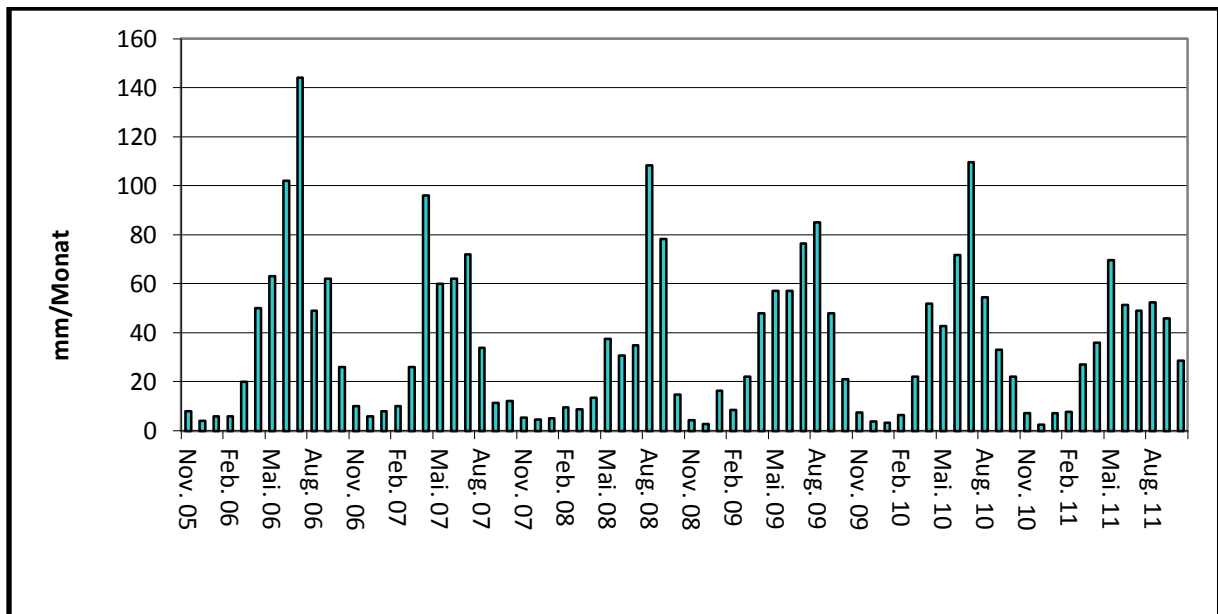


Abbildung 7-4: Monatssummen der potentiellen Evapotranspiration berechnet nach HAUDE

Deutlich zu erkennen ist der sinusartige Verlauf mit niedrigen Werten in den Wintermonaten und hohen Werten während des Sommers. Das Maximum von 140 mm/Monat wird im Juli des ersten Untersuchungsjahres erreicht. Im August 2008 und im Juli 2010 werden ebenfalls Evapotranspirationen von über 100 mm/Monat erreicht. In den Wintermonaten treten die geringsten Evapotranspirationen auf, sie liegen größtenteils unter 10 mm/Monat. Für den gesamten Untersuchungszeitraum ergibt sich eine potentielle Evapotranspiration von 2557 mm, die aktuelle liegt bei 2407,2 mm. In Tabelle 7-2 sind die potentiellen und aktuellen Evapotranspirationen für die Untersuchungsjahre dargestellt.

Untersuchungsjahr	ETP mm	ETA mm
2005/2006	540	549,5
2006/2007	407	514,8
2007/2008	351	432,8
2008/2009	447	371,3
2009/2010	428	324,1
2010/2011	384	214,7
Gesamt	2557	2407,2

Tabelle 7-2: Jahressummen der potentiellen und aktuellen Evapotranspiration

Ein Vergleich der potentiellen mit der aktuellen Evapotranspiration zeigt (Abbildung 7-5), dass die aktuelle meist höhere Werte erreicht. Beide Kurven zeigen den schon erwähnten sinusartigen Verlauf. Allerdings treten die Minima und Maxima der beiden nicht zu denselben Zeitpunkten auf sondern zeitverzögert.

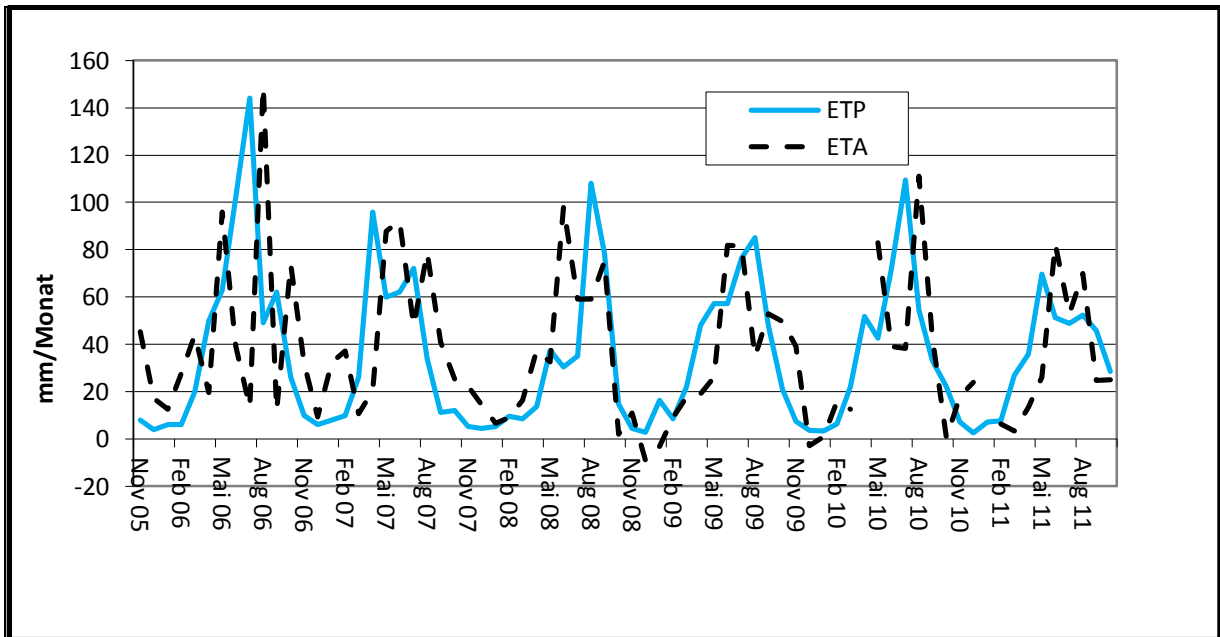


Abbildung 7-5: Vergleich der Monatssummen der aktuellen und potentiellen Evapotranspiration

Bildet man die Differenz zwischen Niederschlag und potentieller Evapotranspiration so erhält man die klimatische Wasserbilanz. Sie ist in Abbildung 7-6 dargestellt. Ergeben sich aus der Differenz positive Werte so ergibt sich ein Wasserüberschuss, ergeben sich negative Werte ergibt sich ein Wasserdefizit. Der die potentielle Evaporation übersteigende Anteil des Niederschlages wird zur Auffüllung des Bodenwasserspeichers bis zur Feldkapazität genutzt. Der verbleibende Rest, der reelle Wasserüberschuss versickert weiter in den Untergrund (Hölting & Coldewey, 2005).

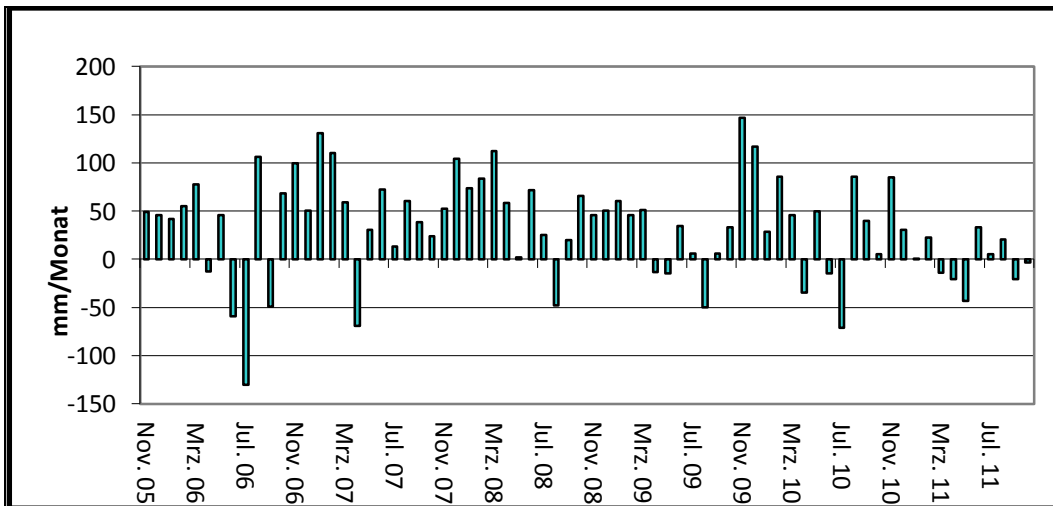


Abbildung 7-6: Klimatische Wasserbilanzen für den Untersuchungszeitraum

Für den Untersuchungszeitraum lässt sich feststellen, dass im Untersuchungszeitraum meist ein Wasserüberschuss vorzufinden ist. Dieser ist in den Wintermonaten am höchsten. Wasserdefizite treten meist in den Sommermonaten auf. Im Untersuchungszeitraum zeigen 17 von insgesamt 72 Monaten ein Wasserdefizit.

7.2 Auswertung Testfeld

Die Auswertung der Messungen erfolgte mittels Microsoft Excel in verschiedenen zeitlichen Auflösungen. Außerdem wird jeder Parameter mit dem Niederschlag ins Verhältnis gesetzt, um eine bessere Vergleichsmöglichkeit zu erhalten.

7.2.1 Gesamtübersicht

Abbildung 7-7 zeigt die Summenkurven des Niederschlages (N), des Oberflächenabflusses (Ao), des Drainageabflusses (Ad) und der aktuellen Evapotranspiration (ETA) vom 01.11.2005 bis 31.10.2011. Die Summenkurve des Niederschlages zeigt einen gleichmäßigen Anstieg, insgesamt fielen 4869,4 mm Niederschlag.

Der Oberflächenabfluss spielt nur eine geringe Rolle im Vergleich mit den anderen Parametern. Er beträgt lediglich 58,9 mm für den gesamten Untersuchungszeitraum.

Die Summenkurve des Drainageabflusses zeigt einen treppenartigen Verlauf. Die Plateaus innerhalb der Kurve deuten auf nur geringen bzw. fehlenden Drainageabfluss hin, was meist während der Sommermonate der Fall ist. Die Gesamtsumme des Drainageabflusses beläuft sich auf 2402,7 mm für den Untersuchungszeitraum.

Die aktuelle Verdunstung zeigt ebenfalls einen treppenartigen Verlauf spiegelbildlich zum Drainageabfluss. Auch hier sind Plateaus zu finden, die auf geringe bzw. fehlende Verdunstung vor allem im Winter hindeuten. Bis Januar 2011 liegt die Verdunstung über oder gleich dem Drainageabfluss. Ab diesem Zeitpunkt sinkt die Verdunstung unter den Drainageabfluss. Seit Juli 2011 nähert sich die Verdunstung wieder an den Drainageabfluss an. Die Gesamtsumme der Verdunstung liegt mit 2407,2 mm nur geringfügig höher als der Drainageabfluss.

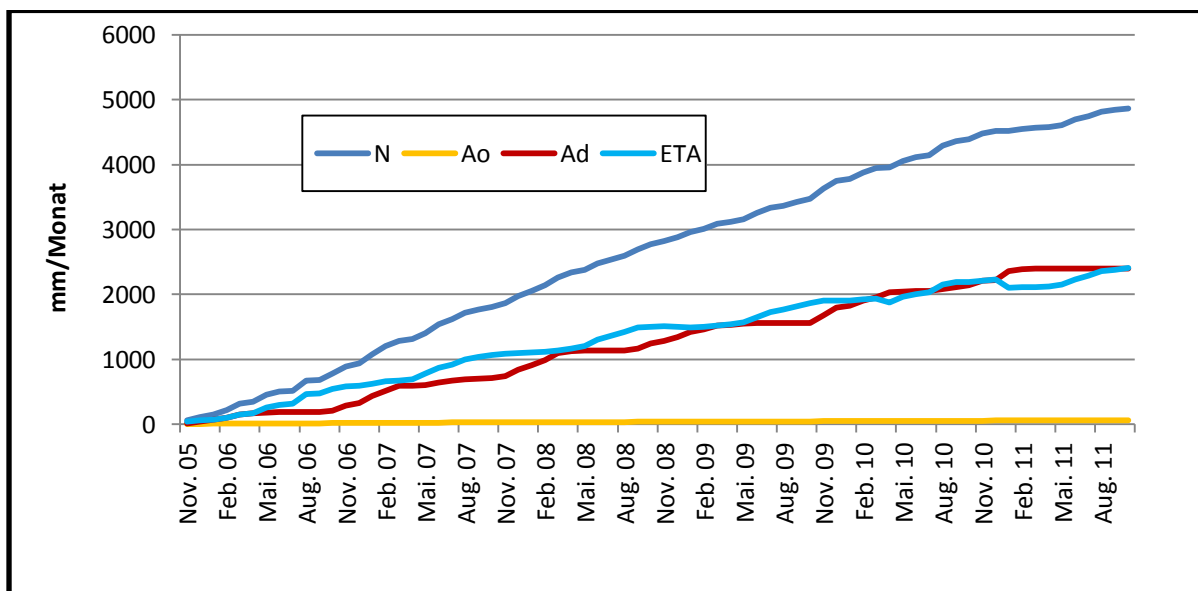


Abbildung 7-7: Summenkurve der Parameter des Wasserhaushaltes

Die Abbildung 7-8 zeigt die Wochensummen für die einzelnen Parameter vom 01.11.2005 bis 31.10.2011. Die Niederschläge sind gleichmäßig über den Zeitraum verteilt.

Nur wenige Niederschlagsereignisse übersteigen 40 mm/Woche, der Großteil der Niederschläge liegt unter 20 mm/Woche. Circa 50% der Niederschlagsereignisse liegen unter 15 mm/Woche. Über 2/3 der Niederschläge liegen unter 25 mm/Woche. Nur 10% der Werte erreichen Werte >40 mm/Woche.

Der Oberflächenabfluss stellt den geringsten Anteil an der Wasserbilanz dar. Der Großteil der Werte (90%) zeigt Abflüsse unter 1 mm/Woche. Nur im ersten Winterhalbjahr treten Werte von > 1mm/ Woche auf, die durch die spärliche Begrünung zu erklären sind.

Der Drainageabfluss hat neben der Verdunstung den größten Anteil an der Wasserbilanz. Auffällig sind die jahreszeitlichen Abhängigkeiten des Abflusses. In den Wintermonaten werden deutlich höhere Werte erreicht als in den Sommermonaten, in denen die Drainageabflüsse bis auf Null zurückgehen.

67% der Abflüsse liegen unter 10 mm/Woche, 10% liegen über 25 mm/Woche. Nur selten werden Abflüsse über 40 mm/Woche erreicht. Das Maximum von 138 mm/Woche wird im Januar 2011 im Zuge einer ergiebigen Schneeschmelze erreicht.

Im Vergleich mit den anderen Jahren zeigt 2011 schon ab April nur noch sehr geringe Drainageabflüsse was bis in den Oktober anhält. Grund dafür sind die fehlenden Niederschläge.

Für die Verdunstung zeigt sich ebenfalls eine jahreszeitliche Abhängigkeit, die spiegelbildlich zum Drainageabfluss verläuft. Die größten Werte werden im Sommer erreicht während die Minima in den Wintermonaten zu finden sind.

Die Hälfte der Werte liegt unter 10 mm/Woche, über 2/3 der Werte liegen unter 15 mm/Woche. Nur 10% der Werte überschreiten 25 mm/Woche.

Die negativen Werte der Verdunstung sind durch die Berechnungsweise der Verdunstung zu erklären. Die Verdunstung wird aus der Differenz zwischen Niederschlag und Abfluss ermittelt. Übersteigt der Abfluss den Niederschlag so werden negative Werte erreicht.

Grund dafür sind verzögerte Abflüsse, die z.B. durch Schneeschmelzen entstehen.

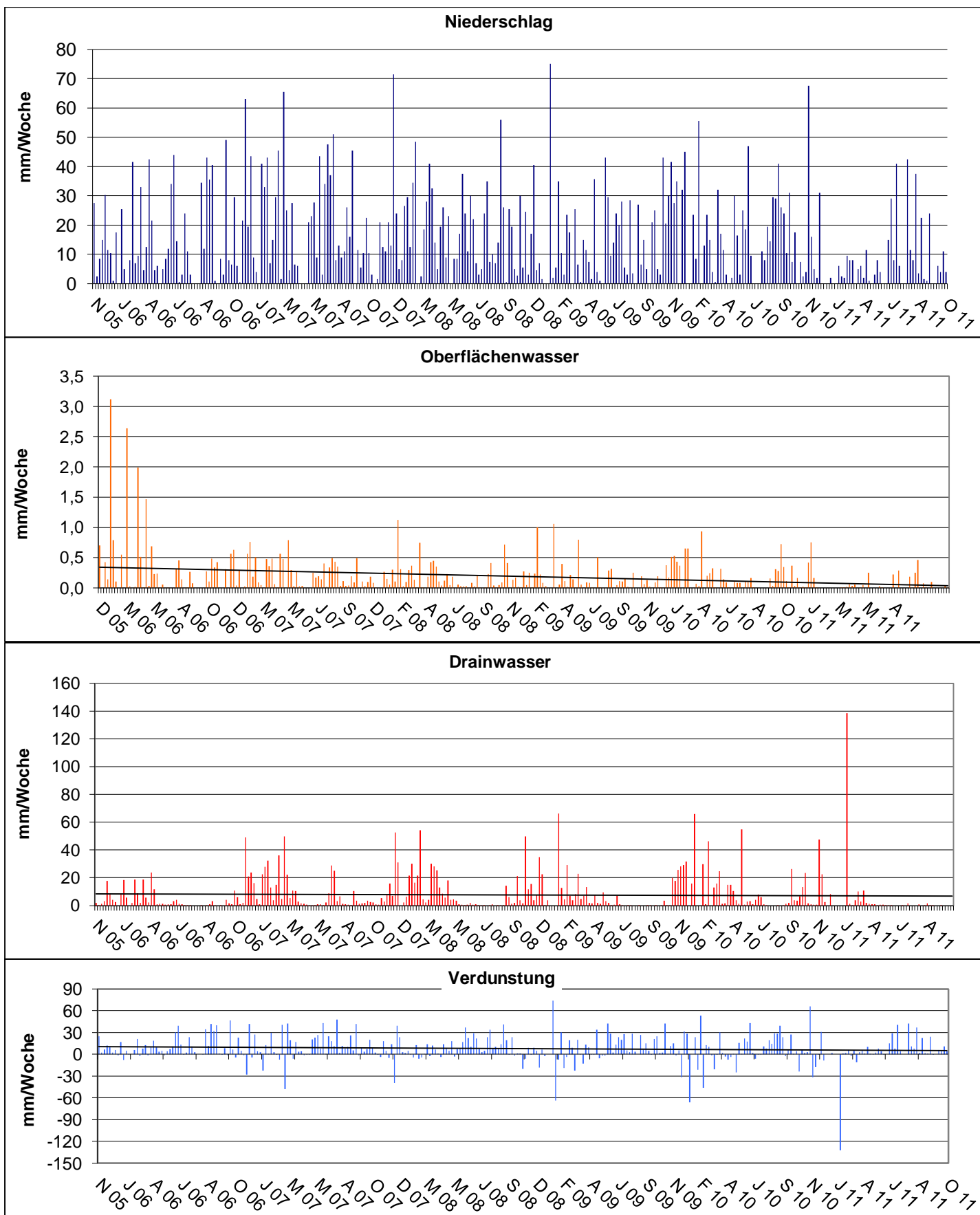


Abbildung 7-8: Wochensummen des Niederschlages, der Abflüsse und der Verdunstung in mm

7.2.2 Darstellung der einzelnen Wasserhaushaltsgrößen

Die einzelnen Wasserhaushaltsgrößen zeigen während des Jahres unterschiedliche Mengen. Auch die Untersuchungsjahre unterscheiden sich deutlich voneinander. Für jede Größe wird nachfolgend die monatliche Menge der einzelnen Untersuchungsjahre sowie das Verhältnis zum Niederschlag dargestellt.

1. Oberflächenabfluss

In Tabelle 7-3 sind die Monatssummen des Oberflächenabflusses dargestellt.

Monat	Ao mm 2005/2006	Ao mm 2006/2007	Ao mm 2007/2008	Ao mm 2008/2009	Ao mm 2009/2010	Ao mm 2010/2011
Nov	1,3	1,5	0,6	0,5	2,0	0,9
Dez	4	0,6	1,6	1,3	1,7	0,5
Jan	3,2	1,4	0,8	1,1	0,1	0,0
Feb	2,5	1,6	1,4	0,6	1,4	0,2
Mrz	2,4	0,9	1,4	1,2	0,8	0,1
Apr	0,3	0,3	0,6	0,2	0,2	0,3
Mai	0,9	0,8	0,2	0,5	0,4	0,0
Jun	0,4	1,4	0,1	0,6	0,2	0,5
Jul	0	0,5	0,5	0,4	0,2	0,2
Aug	1,6	0,8	0,5	0,3	1,7	0,8
Sep	0,3	0,4	1,2	0,4	0,5	0,1
Okt	1,5	0,4	0,6	0,3	0,4	0,0
Summe	18,4	10,6	9,5	7,4	9,5	3,6

Tabelle 7-3: Monatssummen des Oberflächenabflusses für die Untersuchungsjahre in mm

Im ersten Untersuchungsjahr hatte der Oberflächenabfluss mit 18,4 mm/a sein Maximum. Besonders im Winter dieses Jahres trat hoher Oberflächenabfluss auf wegen der fehlenden Vegetation. Im Jahr 2010/2011 beträgt der Oberflächenabfluss nur noch 3,6 mm/a und erreicht damit sein Minimum. Eine deutliche jahreszeitliche Abhängigkeit des Oberflächenabflusses ist nicht erkennbar.

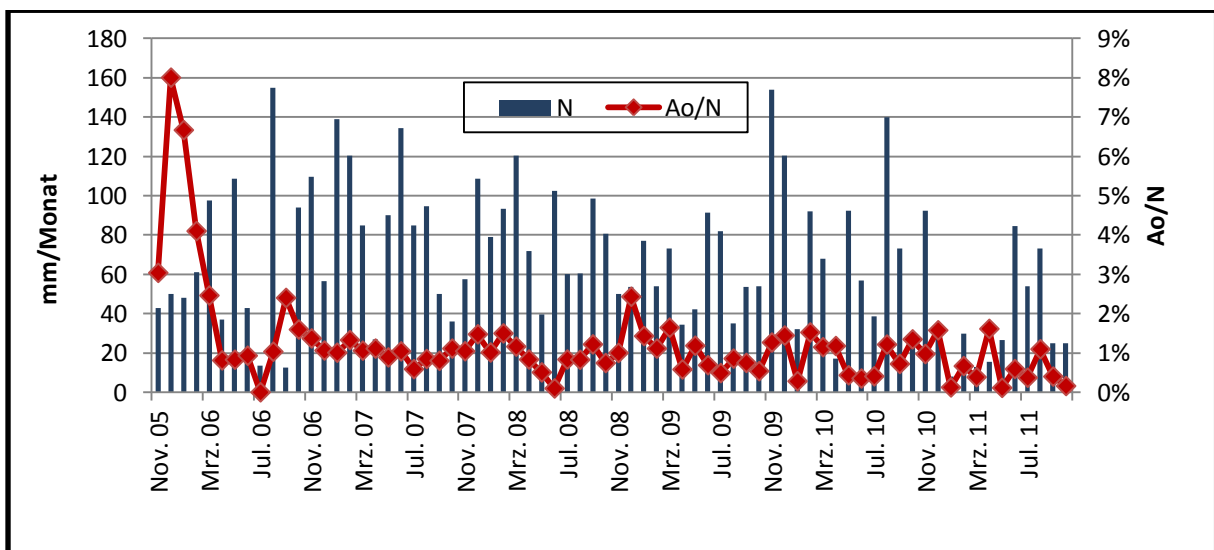


Abbildung 7-9: monatliche Niederschläge und Anteil des Oberflächenabflusses am Niederschlag

In Abbildung 7-9 sind der Niederschlag sowie der Anteil des Oberflächenabflusses am Niederschlag für die einzelnen Monate dargestellt. Der Oberflächenabfluss hat die größten Anteile am Niederschlag in den Wintermonaten des ersten Untersuchungsjahres mit bis zu 8%. Der Großteil der Oberflächenabflüsse macht nur 1% am Niederschlag aus. Es gibt auch keine deutliche Abhängigkeit zwischen den Niederschlagshöhen und dem Anteil des Abflusses am Niederschlag. Die Maxima des Niederschlages bedingen nicht immer ein Maximum des Oberflächenabflusses.

2. Drainageabfluss

	Ad mm 2005/2006	Ad mm 2006/2007	Ad mm 2007/2008	Ad mm 2008/2009	Ad mm 2009/2010	Ad mm 2010/2011
Nov	10,3	76,1	34,5	38,6	112,9	73,5
Dez	28,9	46,5	92,3	61,2	121,6	8,4
Jan	32,2	105,2	71,7	78,9	31,0	139,8
Feb	30,7	81,6	83,1	44,3	74,9	23,4
Mrz	51	73,5	102,6	54,2	54,8	9,4
Apr	17,2	6,4	33,8	15,1	72,8	1,8
Mai	11,8	1,7	6,6	15,6	9,1	0,3
Jun	3,3	40,9	4,4	9,1	17,6	1,6
Jul	0	36,7	0,3	0,09	0,1	1,0
Aug	4,4	14,7	0,9	0	27,3	2,2
Sep	0,2	8,6	22,2	0,1	29,5	0,2
Okt	18,8	10,4	39	4,08	53,5	0
Summe	208,8	502,3	491,4	321,3	605,1	261,6

Tabelle 7-4: Monatssummen des Drainageabflusses für die Untersuchungsjahre

In Tabelle 7-4 sind die Monatssummen der Drainageabflüsse für die einzelnen Untersuchungsjahre dargestellt. Betrachtet man die Gesamtsumme der Abflüsse so zeigen das erste und letzte Untersuchungsjahr die geringsten Abflüsse. Die höchsten Abflüsse sind mit 502,3 mm und 605,1 mm im zweiten und fünften Untersuchungsjahr zu finden.

Betrachtet man die monatlichen Abflüsse so fällt auf, dass der Drainageabfluss in den Sommermonaten deutlich geringer ist als in den Wintermonaten. In Abbildung 7-10 ist die Summenkurve der monatlichen Drainageabflüsse dargestellt. Auffällig ist der treppenartige Verlauf der Kurve. Es lassen sich verschiedene Phasen des Drainageabflusses definieren.

Weiß (2009) stellte bei ihren Untersuchungen an einem alternativen Oberflächenabdichtungssystem fest, dass sich der Drainageabfluss in unterschiedliche Phasen einteilen lässt. Auch für die Deponie Muertendall ist eine Unterteilung in verschiedene Phasen möglich. Es lassen sich 12 Phasen unterteilen:

1. Erste Drainphase:

Im ersten Winter des Untersuchungszeitraumes sind 153,1 mm als Drainageabfluss angefallen. Das sind knapp die Hälfte, der in dieser Zeit gefallenen Niederschläge.

2. Erste Trockenphase:

In den Monaten April 2006 bis September 2006 kommt es zur Ausbildung der ersten Trockenphase. Es sind nur geringe Drainageabflüsse zu verzeichnen, knapp 10% des Niederschlages fließen über die Drainage ab.

3. Zweite Drainphase:

In dieser Phase kommt es zu einem raschen Anstieg der Abflüsse. Bedingt durch die hohen Niederschläge (70% des Jahresniederschlages) ist das geringe Wasserspeichervermögen der Abdeckung schnell erschöpft und es werden sehr hohe Drainageabflüsse erreicht. Ca. 60% der Niederschläge werden über die Drainage abgeleitet.

4. Zweite Trockenphase

Sie dauert nur rund 2 Monate an von April bis Mai 2007. Der Drainageabfluss hat einen Anteil von nur 7% am Niederschlag. Im Vergleich mit dem ersten Untersuchungsjahr hat sich die Dauer der Trockenphase deutlich reduziert.

5. Dritte Drainphase:

Bereits ab Juni 2007 nehmen die Drainageabflüsse deutlich zu. Grund hierfür sind ergiebige Niederschläge in den Monaten von Juni und Juli. Im Vergleich mit dem Vorjahr liegen sie um das Vierfache höher. Der Anteil des Drainageabflusses beträgt ca. 30% am Niederschlag.

6. Vierte Drainphase:

In dieser Phase (Dezember 2007 bis März 2008) erfolgt ein sehr rascher Anstieg der Drainageabflüsse. Die Abdeckung erreicht schnell gesättigte Verhältnisse, so dass der Überschuss an Niederschlag durch die Drainage abfließt. Mit insgesamt 349,7 mm fließen fast 90% des Niederschlages in der Drainage ab. Im Vergleich mit dem Winterhalbjahr 2006/2007 ist dies eine deutliche Verschlechterung. Ursache hierfür ist die fortschreitende Rissbildung der Abdeckung durch Austrocknung in den Sommermonaten sowie die Ausbildung von Makroporen, die durch die Wühltätigkeit von Tieren entstehen.

7. Dritte Trockenphase:

Ab April 2008 beginnt der Rückgang der Drainageabflüsse. Diese Trockenphase erstreckt sich von April bis September 2008. Sie ist vergleichbar mit der Trockenphase im Jahr 2006. Trotz ergiebiger Niederschläge liegt der Anteil am Niederschlag bei nur 15%, knapp 5% höher als im Jahr 2006.

8. Fünfte Drainphase:

Ab Oktober 2008 nehmen die Drainageabflüsse wieder deutlich zu. Diese Drainphase hält bis zum März 2009 an. Auch in diesem Winterhalbjahr fließen wie im Vorjahr fast 90% der Niederschläge über die Drainage ab.

9. Vierte Trockenphase:

Die vierte Trockenphase beginnt im April und dauert bis September 2009 wie im Vorjahr 2008. 11% des Niederschlages fließen über die Drainage ab, es werden somit ähnliche Werte wie in den Vorjahren erreicht.

10. Sechste Drainphase:

Diese setzt wie im Vorjahr im Oktober 2009 ein und hält auch bis zum März 2010 an. - Es ist allerdings ein deutlich schnellerer Anstieg als im Vorjahr zu verzeichnen. Grund hierfür sind die höheren

Niederschläge im Winter 2009. Dennoch beträgt der Anteil des Niederschlages am Drainageabfluss nur ca. 76%.

11. Siebte Drainphase:

Im Sommer 2010 bildet sich keine deutliche Trockenphase aus. Bis Dezember 2010 ist eine langsame Zunahme der Drainageabflüsse zu verzeichnen. Grund hierfür sind die ungünstigen klimatischen Bedingungen während des Zeitraumes.

12. Fünfte Trockenphase:

Im Januar 2011 kommt es zu einem rasanten Anstieg der Drainageabflüsse durch eine ergiebige Schneeschmelze.

Ab Februar 2011 beginnen die Drainageabflüsse deutlich abzunehmen. Grund sind die fehlenden Niederschläge. Bis Oktober 2011 sind die Drainageabflüsse sehr niedrig. Der Anteil der Drainageabflüsse liegt bei ca. 11% des Niederschlages. Solche Ergebnisse werden sonst nur während der Sommermonate erreicht.

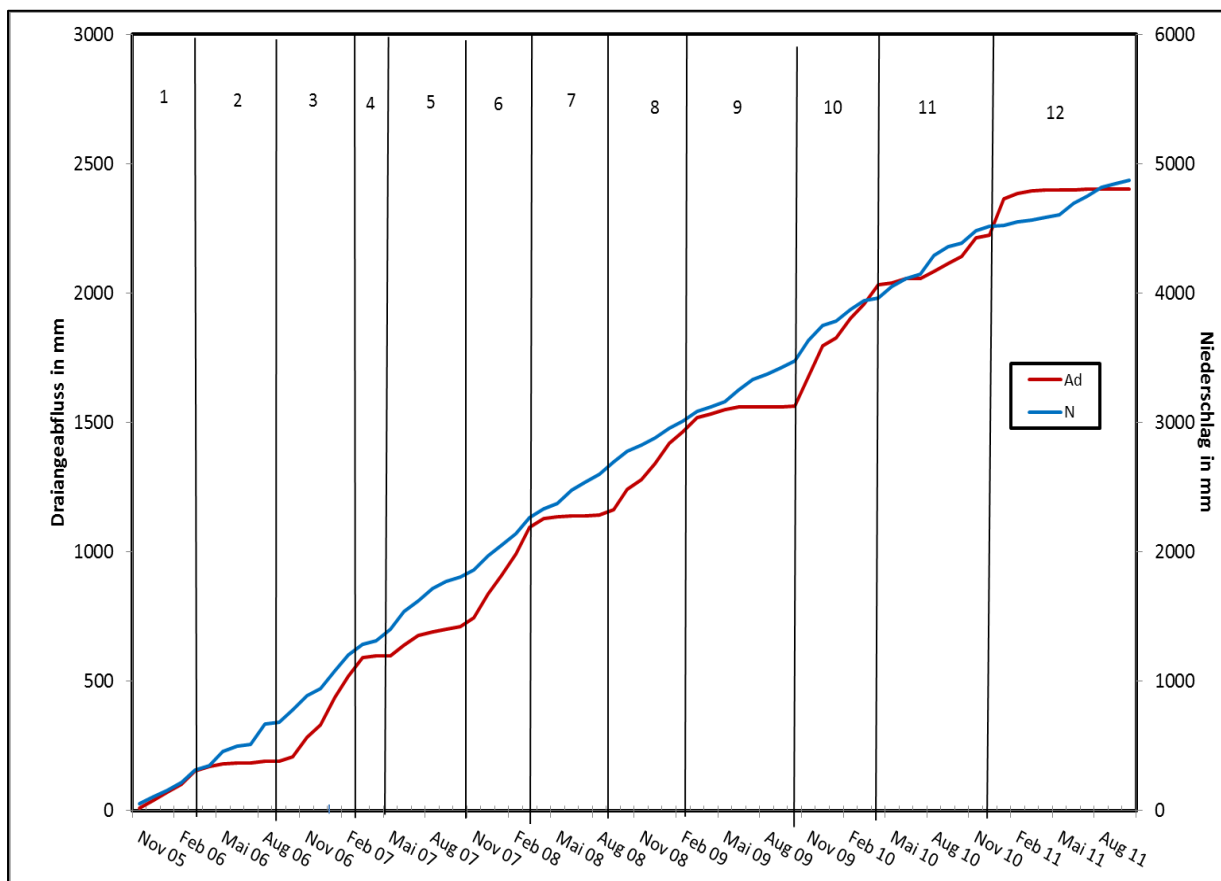


Abbildung 7-10: Einteilung des Drainageabflusses in Drainphasen

Abbildung 7-11 zeigt die Niederschläge sowie den Anteil des Drainageabflusses an diesem.

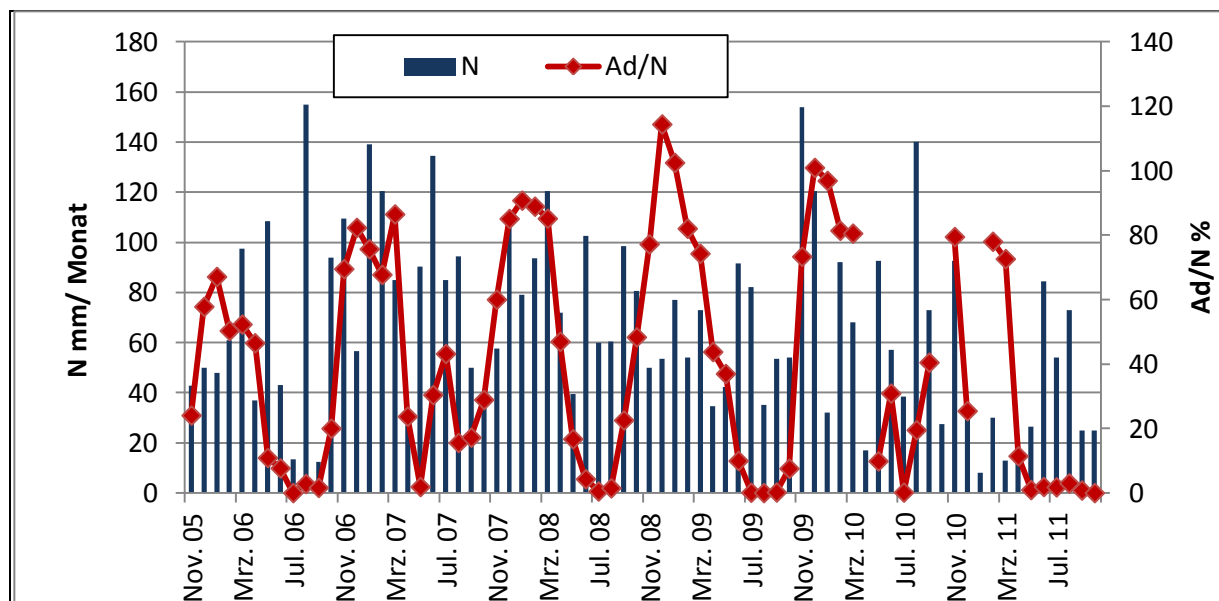


Abbildung 7-11: monatliche Niederschläge und Anteil des Drainageabflusses am Niederschlag

Auffällig ist der sinusartige Verlauf der Kurve. Im Winter haben die Drainageabflüsse einen hohen Anteil am Niederschlag im Sommer geht der Anteil bis auf null Prozent zurück. Im Winter werden Anteile von über 100% erreicht. Dies ist die Folge eines zeitverzögerten Abflusses z.B. durch Schneeschmelze. Der Großteil der Drainageabflüsse erreicht im Winter einen Anteil von 60% am Niederschlag.

Auffällig ist das Jahr 2011 in dem der Anteil des Drainageabflusses am Niederschlag bereits im März deutlich zurückgeht.

3. Verdunstung

In Tabelle 7-5 sind die Monatssummen der Verdunstung und die Gesamtsummen der einzelnen Untersuchungsjahre dargestellt. Im ersten und zweiten Untersuchungsjahr zeigt die Gesamtsumme der Verdunstung ihre höchsten Werte. Ab dann nimmt die Verdunstung ab. Im letzten Untersuchungsjahr ist wieder ein leichter Anstieg zu verzeichnen.

Die niedrigste Verdunstungsrate wird im vierten Untersuchungsjahr erreicht.

Monat	ETA mm 2005/2006	ETA mm 2006/2007	ETA mm 2007/2008	ETA mm 2008/2009	ETA mm 2009/2010	ETA mm 2010/2011
Nov	45,2	31,9	22,4	10,9	39,1	18,1
Dez	17	9,4	14,6	-9,1	-2,8	24,08
Jan	12,6	32,4	6,5	-3	0,9	-131,8
Feb	27,8	37,3	9	9,1	15,7	6,4
Mrz	44,1	10,6	16,5	17,6	12,5	3,5
Apr	19,5	20,3	37,6	19,2	-56,0	13,4
Mai	95,9	87,7	32,7	26,1	83,0	26,2
Jun	39,3	92,2	98	81,8	39,2	82,3
Jul	13,5	47,8	59,2	81,5	38,3	52,9
Aug	149	79	59,1	34,7	111,0	70
Sep	12	41	75,1	52,9	42,9	24,7
Okt	73,6	25,2	2,1	49,6	0,3	25
Summe	549,5	514,8	432,8	371,3	324,1	214,7

Tabelle 7-5: Monatssummen der Verdunstung für die Untersuchungsjahre

Betrachtet man die Monatssummen so zeigen die Sommermonate erwartungsgemäß höhere Summen als die Wintermonate. Das Maximum von 149 mm wird im August 2006 erreicht. Es werden auch negative Werte erreicht, was bedeutet dass die Abflüsse die Niederschläge übersteigen.

Die Anteile der Verdunstung am Niederschlag sind in Abbildung 7-12 dargestellt.

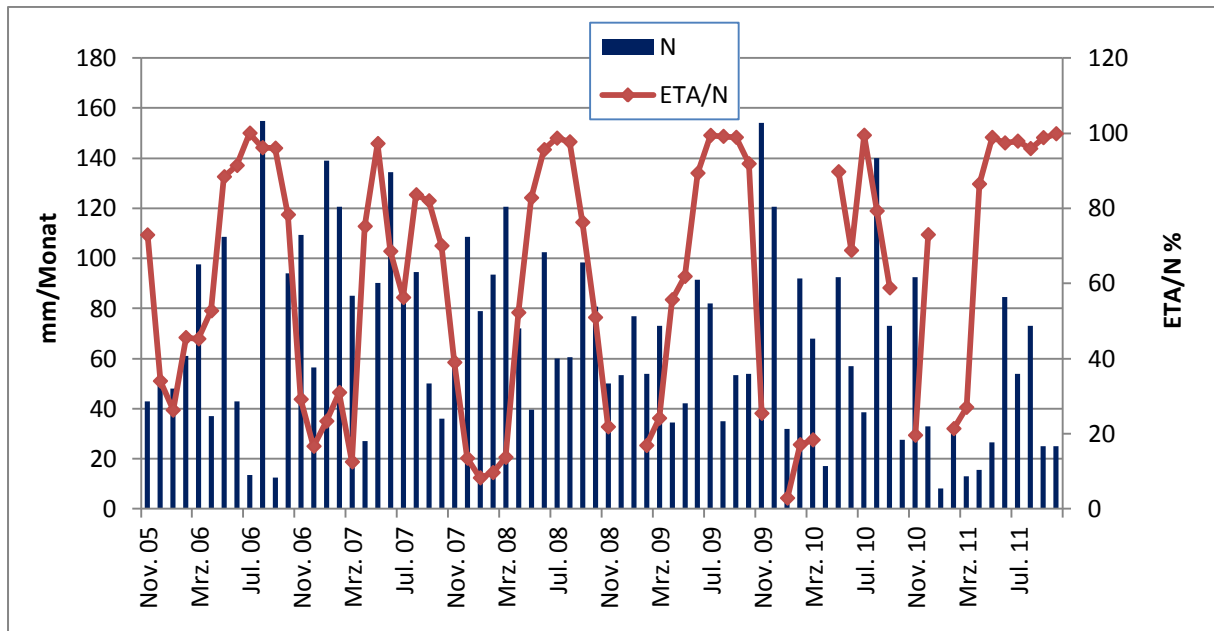


Abbildung 7-12: monatliche Niederschläge und Anteile des Oberflächenabflusses am Niederschlag

Wie beim Drainageabfluss ist auch hier ein sinusartiger Verlauf der Kurve zu erkennen. Die Verdunstung hat ihre höchsten Anteile am Niederschlag (bis 100%) in den Sommermonaten. Im Winter liegt der Anteil der Verdunstung am Niederschlag unter 40%. Einige Werte werden hier nicht dargestellt, da sie negative Prozentanteile zeigten.

Auffällig ist das Jahr 2011 in dem die Werte der Verdunstung bereits im März einen Anteil am Niederschlag von 100% erreichen.

7.3 Bilanzen

Die Bilanzen wurden mittels der Wasserhaushaltsgleichung erstellt. Es wird der Anteil der einzelnen Wasserhaushaltsgrößen am Niederschlag dargestellt. Bilanziert wurde nicht nach Kalenderjahren sondern nach hydrologischen Jahren also jeweils vom 01.11-31.10. des jeweiligen Jahres. Diese Zeiträume wurden gewählt, da der Bodenwasserhaushalt dabei vernachlässigt werden kann. In Bezug auf den Bodenwasserhaushalt wurden keine Messungen durchgeführt. Die Verdunstung ergibt sich rechnerisch aus der Differenz zwischen Niederschlag und den Abflüssen.

7.3.1 Bilanzen nach Untersuchungsjahren

1. Untersuchungsjahr

Abbildung 7-13 zeigt die Monatsbilanzen in % vom Niederschlag für das erste Untersuchungsjahr 2005/2006.

Der Oberflächenabfluss (Ao) zeigt nur in den ersten 4 Monaten einen deutlichen Anteil an der Bilanz und nimmt dann deutlich ab.

Der Drainageabfluss (Ad) zeigt im Monat November noch einen relativ geringen Anteil an der Bilanz. Der erste Niederschlag wurde zur Aufsättigung des Bodens verbraucht. Nach dessen Sättigung treten ab Dezember deutlich höhere Drainageabflüsse auf. Im Januar wird mit über 70% der höchste Anteil am Niederschlag erreicht. Danach geht der Abfluss zurück bis er im Juli ganz verschwindet.

Erst ab Oktober treten wieder nennenswerte Abflüsse auf.

Die Verdunstung verläuft antiproportional zum Drainageabfluss. Erreicht dieser hohe Werte, so ist die Verdunstung gering und umgekehrt. Im Sommer erreicht die Verdunstung bis zu 100% während sie im Winter bis auf ca. 30% zurückgeht.

Der Drainageabfluss hat am Niederschlag einen mittleren Anteil von 28%, die Verdunstung von 69% und der Oberflächenabfluss 3%.

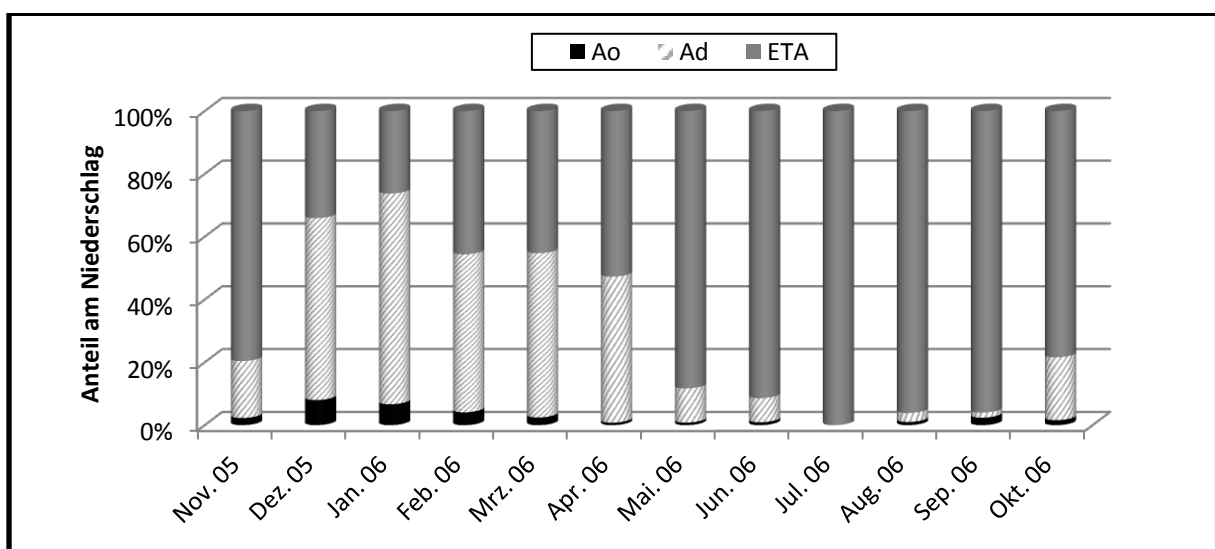


Abbildung 7-13: Wasserbilanz in Prozent für das Jahr 2005/2006

2. Untersuchungsjahr

In Abbildung 7-14 sind die Monatsbilanzen für das Jahr 2006/2007 dargestellt.

Auffällig ist der nur sehr geringe Anteil des Oberflächenabflusses an der Bilanz. Zu erklären ist dies durch die gute Entwicklung der Vegetation.

Die Drainageabflüsse zeigen bis März 2007 hohe Anteile. Im März 2007 wird mit über 80% das Maximum erreicht. Bis Mai nehmen die Abflüsse ab, steigen jedoch schon im Juni wieder deutlich an. Zu erklären ist dies durch hohe Niederschläge im Sommer 2007 und nur geringe Verdunstungsraten. Die Verdunstung erreicht ihr Maximum schon im Mai mit nahezu 100%. Das Minimum von 12% wird im März erreicht.

Der Anteil des Drainageabflusses liegt im Mittel bei 45%, die Verdunstung bei 54% und der Oberflächenabfluss bei nur noch 1%. Im Vergleich mit dem ersten Untersuchungsanteil hat sich der Anteil des Drainageabflusses am Niederschlag deutlich erhöht. Das Jahr 2006/2007 war ein sehr nasses Jahr mit 1027,7 mm Niederschlag. Im Winter war der Bodenwasserspeicher schnell gesättigt, was hohe Drainageabflüsse zur Folge hatte. Im Sommer herrschte nur eine geringe Verdunstung, was ebenfalls zu höheren Drainageabflüssen führte.

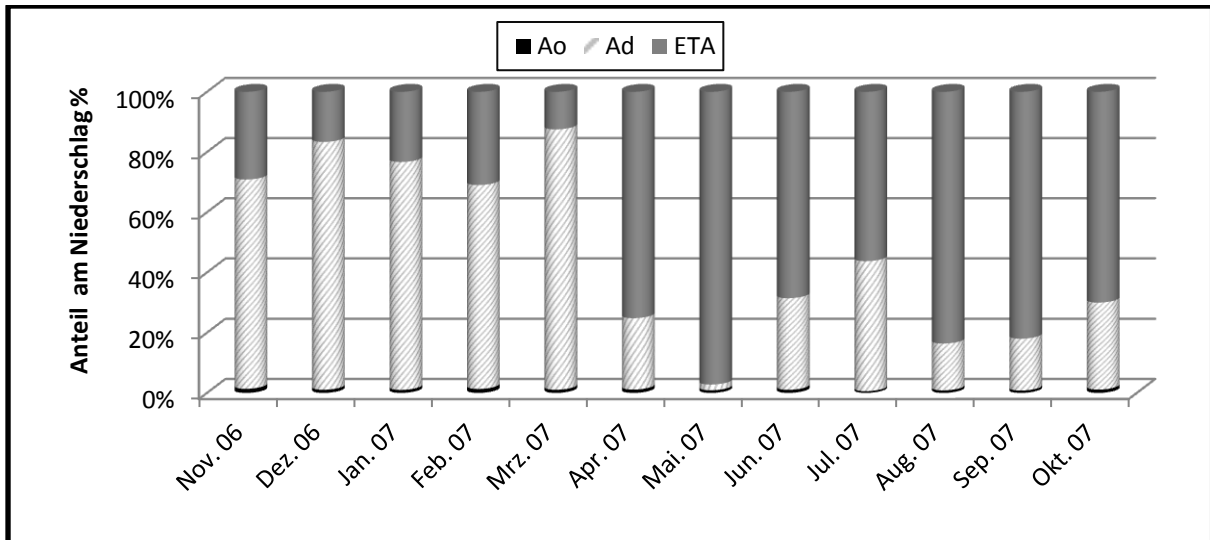


Abbildung 7-14: Wasserbilanz in Prozent des Niederschlages für das Untersuchungsjahr 2006/2007

3. Untersuchungsjahr

Die Monatsbilanzen für das Jahr 2007/2008 sind in Abbildung 7-15 dargestellt.

Der Oberflächenabfluss ist verschwindend gering. Bis März 2008 zeigt der Drainageabfluss einen hohen Anteil an der Wasserbilanz, danach erfolgt eine deutliche Abnahme bis zum August 2008. Ab September 2008 nehmen die Anteile wieder zu. Das Maximum des Drainageabflusses von nahezu 100% wird im Oktober erreicht. Das Minimum von 12% wird im März erreicht.

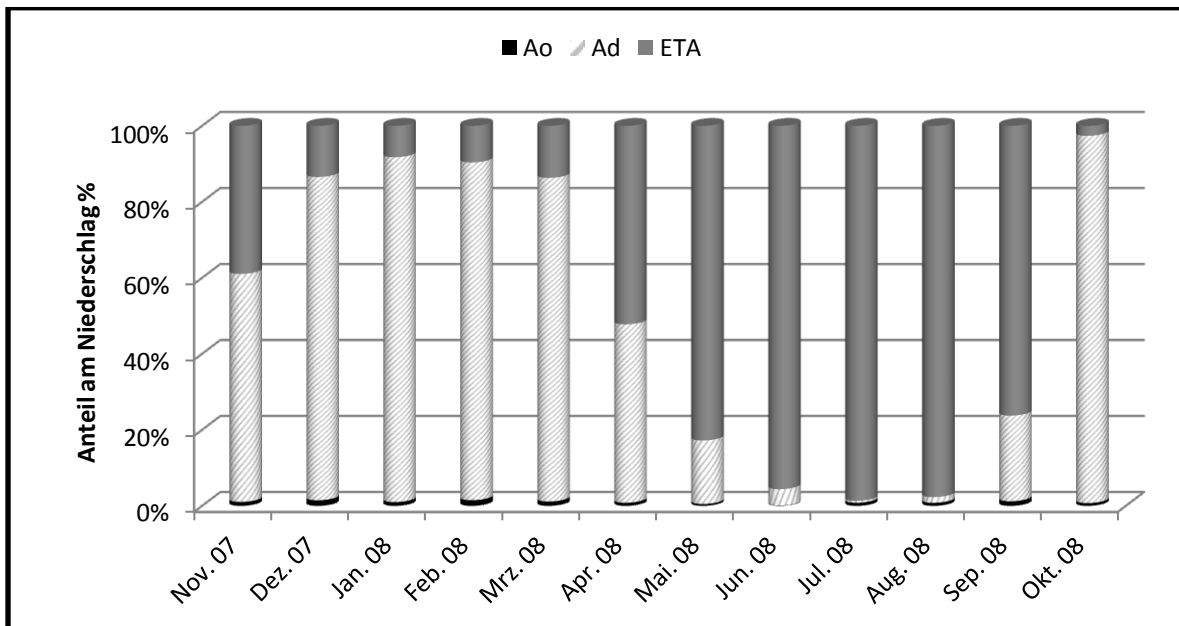


Abbildung 7-15: Wasserbilanzen in Prozent des Niederschlages für das Untersuchungsjahr 2007/2008

Für das Jahr 2007/2008 hat der Drainageabfluss einen Anteil von 50%, die Verdunstung von 49% und der Oberflächenabfluss von 1%

4. Untersuchungsjahr

Abbildung 7-16 zeigt die Bilanzen der Monate für 2008/2009. Der Oberflächenabfluss ist wie in den vorangegangenen Jahren als sehr niedrig zu bezeichnen.

Die Drainageabflüsse zeigen hohe Anteile bis in den März 2009 wie auch in den vorherigen Jahren.

Ab April ist eine deutliche Abnahme des Abflusses zu verzeichnen, der im Juli bis auf null zurückgeht. Erst im Oktober sind wieder deutliche Abflüsse zu verzeichnen.

Für die Verdunstung treten erstmals negative Werte in den Wintermonaten auf. In diesen Fällen übersteigt der Drainageabfluss den Niederschlag. Dies ist durch zeitverzögerte Abflüsse zu erklären die vor allem durch Schneeschmelzen entstehen.

Der Drainageabfluss hat einen Anteil von 46%, die Verdunstung von 53% und der Oberflächenabfluss von 1%.

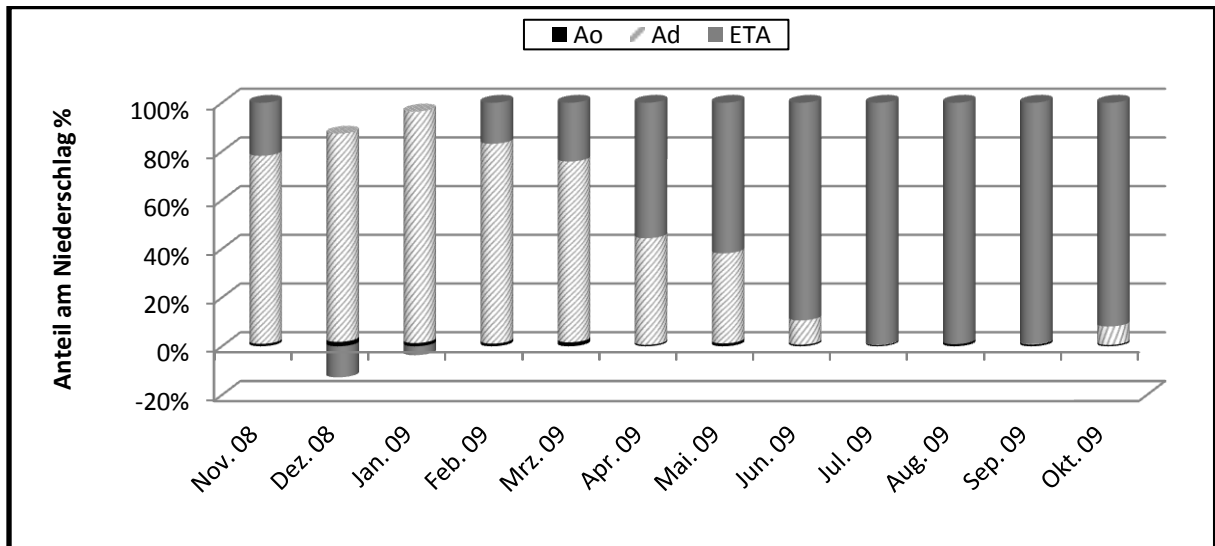


Abbildung 7-16: Wasserbilanzen in Prozent des Niederschlages für das Untersuchungsjahr 2008/2009

5. Untersuchungsjahr

In Abbildung 7-17 sind die Monatsbilanzen für 2009/2010 dargestellt. Die Oberflächenabflüsse sind vernachlässigbar klein.

Die Drainageabflüsse haben bis März hohe Anteile. Im Mai und Juli werden die Minima erreicht. In den anderen Sommermonaten zeigt der Abfluss mit bis zu 40% hohe Anteile. Im Oktober 2010 wird mit fast 100% das Maximum erreicht.

Die Verdunstung erreicht mit fast 100% im Juli ihr Maximum. Im Dezember wird sogar eine negative Verdunstung erreicht.

Im Vergleich zu den Vorjahren ist der Anteil am Drainageabfluss für das Jahr 2009/2010 auf 66% gestiegen. Die Verdunstung macht nur noch 33% an der Bilanz aus.

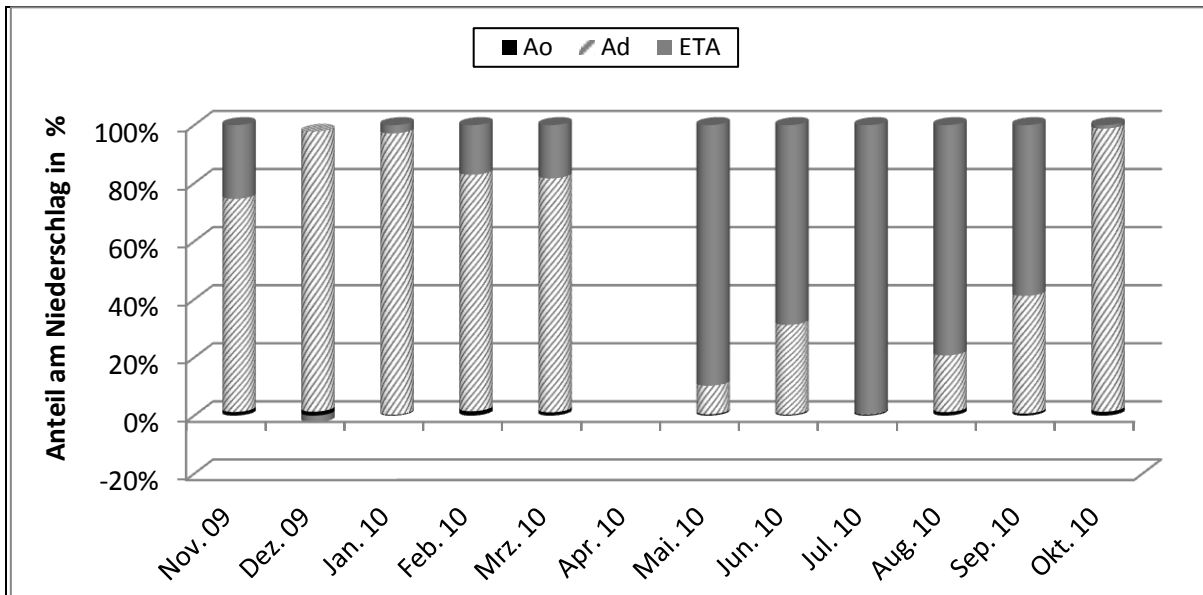


Abbildung 7-17: Wasserbilanz in Prozent des Niederschlages für das Untersuchungsjahr 2009/2010

6. Untersuchungsjahr

In Abbildung 7-18 sind die Monatsbilanzen für das Jahr 2010/2011 dargestellt. Im Vergleich mit den Vorjahren zeigt der Dezember erstaunlich niedrige Drainageabflüsse, was durch das Vorhandensein einer Schneedecke zu erklären ist. Die Werte für Januar können nicht dargestellt werden. Aufgrund der einsetzenden Schneeschmelze übersteigt der Drainageabfluss den Niederschlag um das zwanzigfache.

Hohe Werte des Drainageabflusses sind bis März zu finden. Danach beginnt ein kontinuierlicher Rückgang des Abflusses der bis in den Oktober anhält. Hauptgrund dafür sind die fehlenden Niederschläge. Für das Jahr 2010/2011 wurde ein Gesamtniederschlag von nur 480 mm gemessen. Ihr Minimum mit circa 20% hat die Verdunstung im November 2010. Ab April 2011 steigt der Anteil der Verdunstung deutlich an und zeigt von Mai bis Oktober einen nahezu konstanten Anteil.

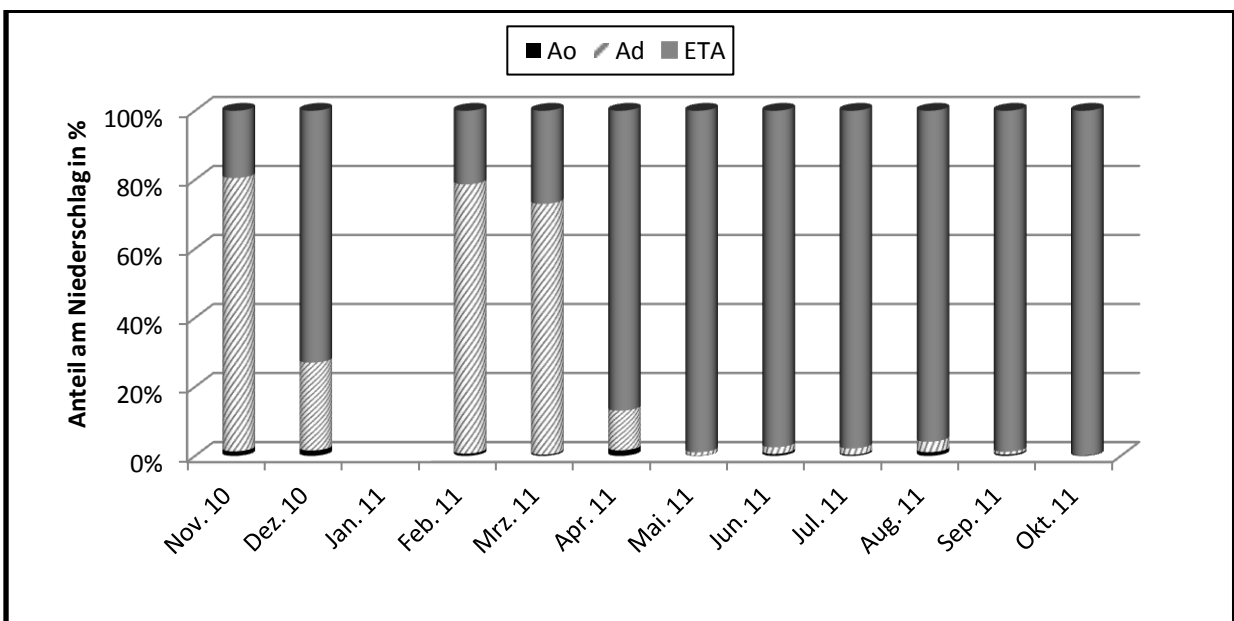


Abbildung 7-18: Wasserbilanz in Prozent des Niederschlages für das Untersuchungsjahr 2010/2011

Auf das Jahr bezogen hat der Drainageabfluss einen Anteil von 54%, die Verdunstung von 45% und der Oberflächenabfluss von 1% an der Bilanz.

Somit zeigt der Drainageabfluss gegenüber dem Vorjahr einen deutlichen Rückgang.

7.3.2 Bilanzen nach Winter- und Sommermonaten

Die Bilanzierung für die Winterhalbjahre erfolgte vom 01.10. bis zum 31.03. des darauffolgenden Kalenderjahres, die der Sommerhalbjahre vom 01.04. bis 30.09. Im Winterhalbjahr 2005/2006 fehlt der Oktober in der Bilanz, da die Messungen erst im November starteten.

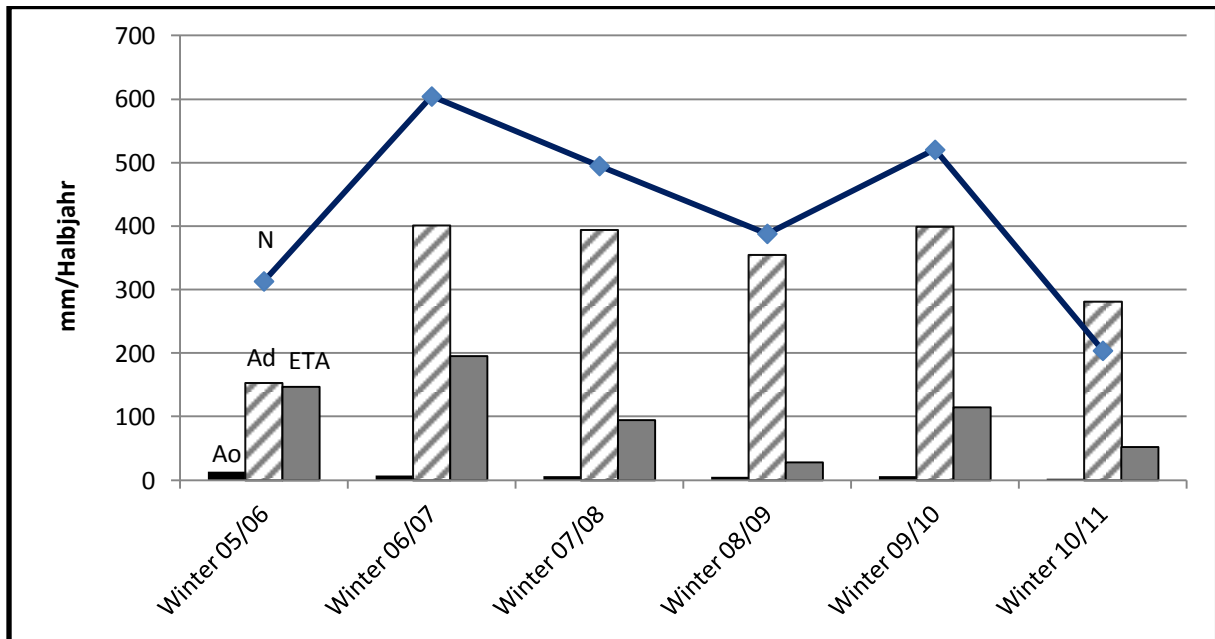


Abbildung 7-19: Wasserbilanzen für die Winterhalbjahre des Untersuchungszeitraumes in mm

Abbildung 7-19 zeigt die Parameter der Wasserbilanz in mm für die Winterhalbjahre der Untersuchungsjahre.

Während der Winterhalbjahre ist der Drainageabfluss die dominierende Größe. Den zweitgrößten Anteil an der Bilanz macht die Verdunstung aus. Der Oberflächenabfluss ist vernachlässigbar klein. Das Maximum des Drainageabflusses von 401 mm/Halbjahr wird im Winter 2006/2007 erreicht. Dort erreicht auch der Niederschlag sein Maximum. Im Winter 2009/2010 erreichen Niederschlag und Drainageabfluss ihr zweites Maximum. In den Wintermonaten wird die Höhe des Drainageabflusses durch die Höhe der Niederschläge bestimmt. Je höher der Niederschlag, desto höher sind auch die Drainageabflüsse. Im Winter 2010/2011 übersteigt der Drainageabfluss erstmals die Niederschlagssumme.

Abbildung 7-20 zeigt die Halbjahressummen der Verdunstung, des Drainage- und Oberflächenabflusses für die Sommermonate der Untersuchungsjahre.

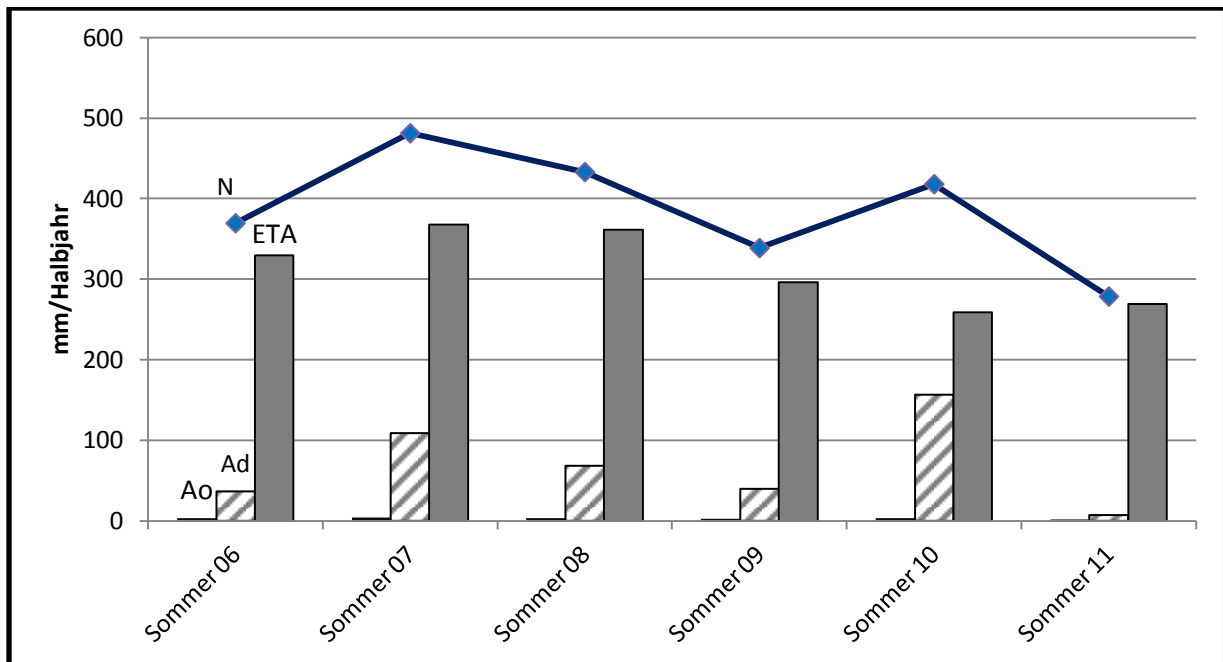


Abbildung 7-20: Wasserbilanzen für die Sommerhalbjahre des Untersuchungszeitraums in mm

In den Sommerhalbjahren ist die Verdunstung die dominierende Größe der Wasserbilanz. Der Drainageabfluss ist die zweitgrößte Komponente. Der Oberflächenabfluss ist wie in den Wintermonaten vernachlässigbar klein.

Die Werte für die Verdunstung liegen zwischen 258 und 361 mm/Halbjahr wobei das Maximum 2007 erreicht wird und das Minimum 2010. Auch die Verdunstung zeigt eine Korrelation mit den Niederschlägen. Je höher die Niederschläge, umso höher ist auch die Verdunstung.

Zwischen Verdunstung und Drainageabfluss besteht jedoch kein deutlicher Zusammenhang.

Auffällig ist das Jahr 2011 in dem nur knapp 10 mm/Halbjahr des Niederschlages als Drainageabfluss anfallen. Grund hierfür sind die fehlenden Niederschläge während der Messperiode und des vorherigen Winters.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass in den Winterhalbjahren die Drainageabflüsse überwiegen während in den Sommerhalbjahren die Verdunstung dominiert. Die Höhe des Drainageabflusses wird in den Wintern von der Niederschlagshöhe dominiert, in den Sommermonaten ist die Höhe der Verdunstung der entscheidende Faktor.

Der Oberflächenabfluss zeigt keine jahreszeitlichen Abhängigkeiten. Er ist sowohl im Winter und Sommer vernachlässigbar klein. In Tabelle 7-6 sind die Niederschläge sowie der Anteil der einzelnen Parameter am Niederschlag nochmals zusammengefasst.

	N mm	Ad %N	ETA %N	Ao %N
Winter 05/06	313,3	49%	47%	4%
Winter 06/07	604,5	66%	33%	1%
Winter 07/08	495	80%	19%	1%
Winter 08/09	388,2	91%	8%	1%
Winter 09/10	520,5	77%	22%	1%
Winter 10/11	204	138%	27%	0%
Sommer 06	369,5	10%	89%	1%
Sommer 07	481,2	23%	76%	1%
Sommer 08	433	16%	83%	1%
Sommer 09	338,7	12%	87%	1%
Sommer 10	418	37%	62%	1%
Sommer 11	278,5	3%	96%	1%

Tabelle 7-6: Zusammenfassung der Wasserbilanzen für die Sommer- und Winterhalbjahre in mm

7.3.3 Vergleich Jahreswasserbilanzen

In Tabelle 7-7 sind die Jahreswasserbilanzen für die einzelnen Untersuchungsjahre bilanziert von November bis Oktober in mm und Prozent vom Niederschlag dargestellt.

Die Niederschläge liegen im Bereich von 480 bis 1027,7 mm im Jahr. Das langjährige Mittel liegt bei 809,2 mm/Jahr. Somit liegen die Niederschläge von 3 Untersuchungsjahren unter und 3 über den Mittel.

Jahr	N mm	Ao mm	Ad mm	ETA mm	Ao %N	Ad %N	ETA %N
2005/2006	776,8	18,4	208,8	549,5	2%	27%	71%
2006/2007	1027,7	10,6	502,3	514,8	1%	49%	50%
2007/2008	972,7	9,5	530,4	432,8	1%	51%	49%
2008/2009	700,2	7,4	321,3	371,3	1%	46%	53%
2009/2010	912	9,5	578,4	324,1	1%	66%	33%
2010/2011	480	3,6	261,5	214,7	1%	54%	45%
Summe	4869,4	59,0	2402,7	2407,2	1%	49%	50%

Tabelle 7-7: Jährliche Wasserbilanzen in mm und % für die Untersuchungsjahre

Der Oberflächenabfluss zeigt nur im ersten Jahr hohe Werte. Mit den Jahren ist eine deutliche Abnahme zu verzeichnen. Prozentual gesehen macht er nur 1% an der Wasserbilanz aus.

Die Drainageabflüsse liegen zwischen 208,8 mm/Jahr und 578,4 mm/Jahr. Das Mittel beträgt 400,5 mm/Jahr. Somit liegen auch hier drei Werte über und drei Werte unter dem Mittelwert.

In niederschlagsreichen Jahren erreicht der Drainageabfluss deutlich höhere Werte mit bis zu 578,4 mm, in niederschlagsarmen Jahren geht er zurück bis auf 208,8 mm.

Im ersten Jahr hat der Drainageabfluss mit nur 27% am Niederschlag seinen geringsten Anteil. Schon im zweiten Jahr beträgt der Anteil 49%. Das Maximum von 66% wird im vorletzten Untersuchungsjahr erreicht. Auf den gesamten Untersuchungszeitraum bezogen, liegt der Anteil des Drainageabflusses bei 49%.

Die Verdunstung erreicht Werte von 214,7 bis 549,5 mm/Jahr. Das Mittel beträgt 401,2 mm/Jahr.

Die Verdunstung nimmt im Verlauf des Untersuchungsjahres ab. Im ersten Untersuchungsjahr hat die Verdunstung mit 70% ihren höchsten Anteil. Mit 33% erreicht sie im vorletzten Untersuchungsjahr ihr Minimum. Bezogen auf den Gesamtzeitraum hat die Verdunstung einen Anteil von 50%.

In Abbildung 7-21 sind die Jahreswasserbilanzen graphisch dargestellt als Prozentanteil vom Niederschlag.

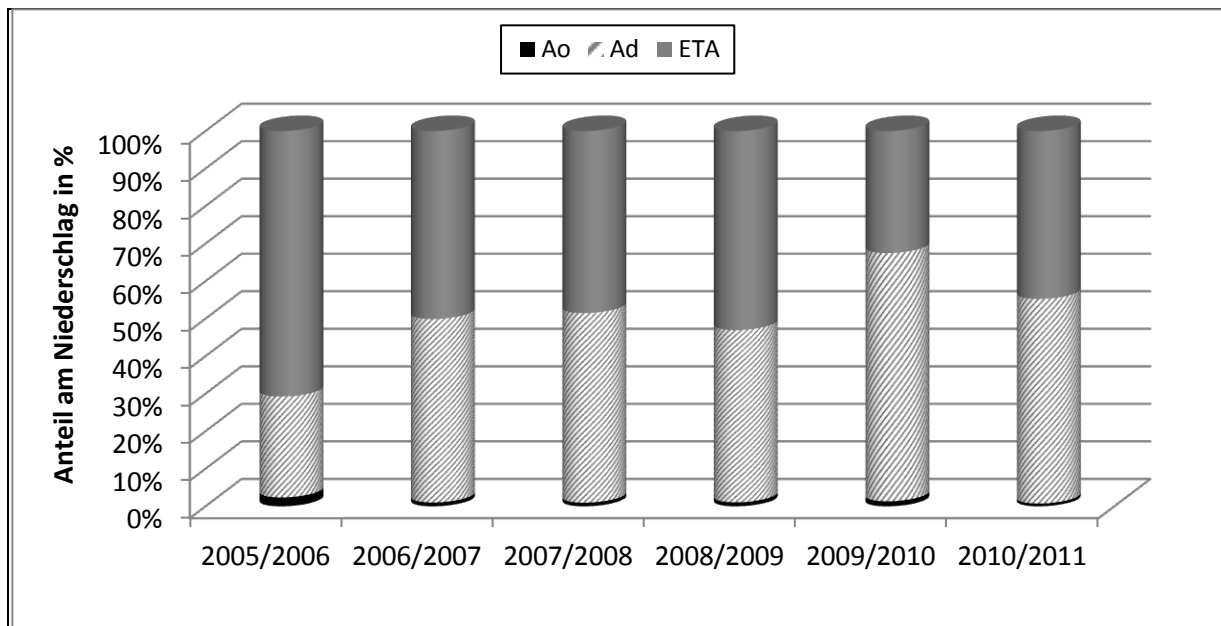


Abbildung 7-21: Vergleich der prozentualer Anteile der Parameter an den jährlichen Wasserbilanzen

7.4 Zusammenfassung

Die Niederschläge variieren zwischen 480 und 1027,7 mm/a. Der mittlere Niederschlag für den Untersuchungszeitraum liegt bei 809,2 mm. Somit werden während des Messzeitraumes drei regenreiche und drei regenarme Jahre erfasst.

Der Drainageabfluss ist die dominierende Größe des Wasserhaushaltes. Der Anteil am Niederschlag erreicht Werte von bis zu 66%. Das Mittel für den 6-jährigen Untersuchungszeitraum liegt bei 49% des Niederschlages.

Es konnte eine jahreszeitliche Abhängigkeit festgestellt werden. Im Winter werden die größten Abflüsse erreicht, im Sommer verschwinden die Abflüsse teilweise komplett. Während des Untersuchungszeitraumes bilden sich deutliche Trocken- und Drainphasen aus.

Die zweitgrößte Komponente des Wasserhaushaltes ist die Verdunstung. Auch sie zeigt eine jahreszeitliche Abhängigkeit mit hohen Werten im Sommer und geringe im Winter. Außerdem wird durch sie die Höhe des Drainageabflusses, vor allem während der Sommermonate, bestimmt. Hohe Werte der Verdunstung führen zu geringen Drainageabflüssen. Während des Untersuchungszeitraumes erreicht die Verdunstung mit 71% des Niederschlages ihr Maximum, im Mittel liegt sie bei 50%.

Der Oberflächenabfluss ist vernachlässigbar klein. Lediglich im ersten Winterhalbjahr treten nennenswerte Abflüsse auf. Durch die rasche Entwicklung der Vegetation nehmen die Abflüsse jedoch schnell ab. Im gesamten Untersuchungszeitraum beträgt der Anteil des Oberflächenabflusses an der Bilanz nur 1% des Niederschlages.

8 Bewertung der Oberflächenabdeckung in Hinblick auf ihre Wirksamkeit

In diesem Kapitel soll mit Hilfe der Ergebnisse aus Kapitel 6 und 7 eine Bewertung der Abdeckung erfolgen. Durch die Berechnung des Wirkungsgrades und den Vergleich mit den Ergebnissen anderer Testfeldern wird das Wasserrückhaltevermögen der Abdeckung beurteilt. Desweiteren wird diskutiert wie sich der Wasserhaushalt der Abdeckung auf den darunterliegenden Altmüllkörper auswirkt.

8.1 Bewertung der Abdeckung in Hinsicht auf ihr Wasserrückhaltevermögen

Wie die Auswertung der Jahreswasserbilanzen des Testfeldes zeigt, fallen unter der Abdeckung im Mittel circa 50% des Niederschlages als Drainageabfluss an. Es zeigt sich eine deutliche jahreszeitliche Abhängigkeit mit niedrigen bis zu fehlenden Abflüssen in den Sommermonaten und hohen Anteilen der Abflüsse in den Wintermonaten.

Ein Vergleich der Drainageabflüsse mit dem gesamten Sickerwasserabfluss zeigt deutliche Parallelen.

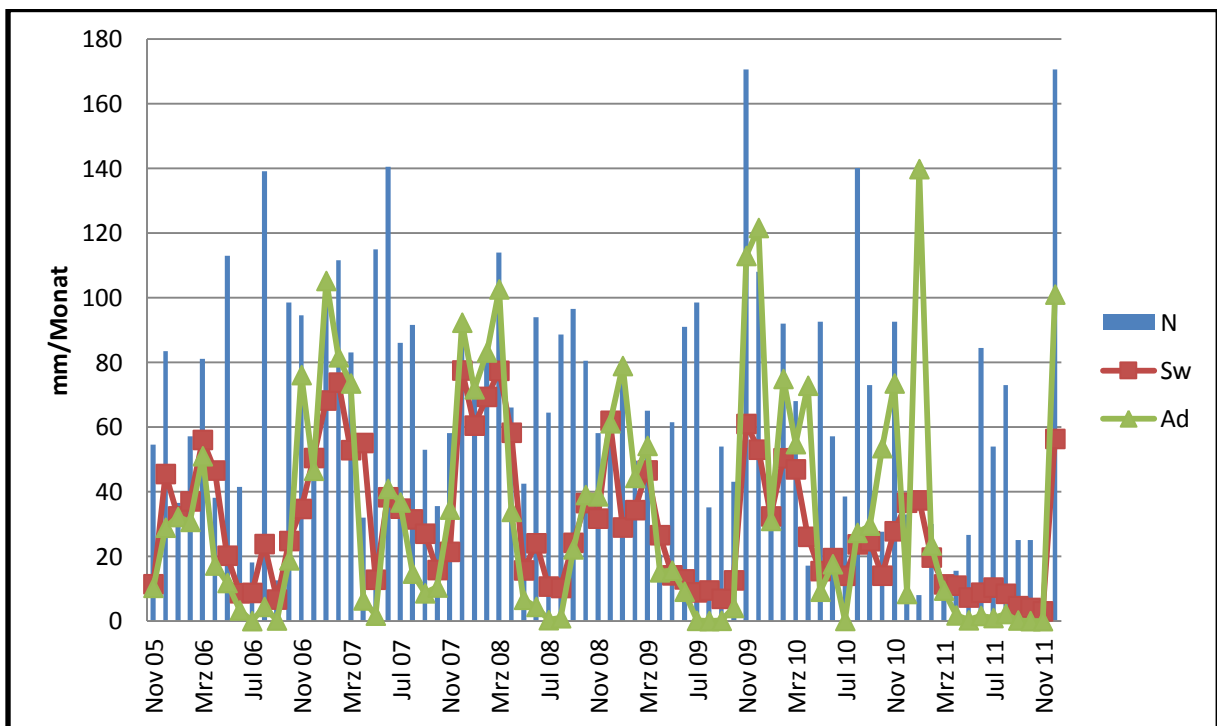


Abbildung 8-1: Vergleich der Sickerwasser-, und Drainageabflüsse sowie der Niederschläge von 2005-2011

Abbildung 8-1 zeigt den Zusammenhang zwischen den monatlichen Drainageabflüssen des Testfeldes und den Sickerwasserabflüssen der gesamten Deponie. Beide zeigen deutliche jahreszeitliche Abhängigkeiten, auch die Maxima und Minima treten zu den gleichen Zeitpunkten auf. In manchen Fällen übersteigt der Drainageabfluss jedoch die Sickerwasserabflüsse deutlich. Dieses Phänomen tritt meist in den Wintermonaten auf und ist auf die unterschiedlichen Speicherfähigkeiten zurückzuführen. Im Müllkörper kann über den Winter deutlich mehr Wasser gespeichert werden als in der Abdeckung. Vor allem der zurzeit abgelagerte Müll besitzt noch ein hohes Wasserspeichervermögen.

Bei der Auswertung der Sickerwassermengen konnte ein zeitverzögertes Abflussverhalten festgestellt werden. Dies bedeutet, dass das Maximum der Abflüsse nicht mit dem Maximum des Niederschlages zusammentritt sondern erst 2-3 Tage später. Bei der Oberflächenabdeckung tritt das Maximum der Abflüsse jedoch mit dem Maximum des Niederschlages auf. Auch dies begründet die zeitweise höheren Drainageabflüsse gegenüber den Sickerwasserabflüssen.

Die Höhe der Drainage- und Sickerwasserabflüsse ist vor allem von der Niederschlagshöhe, der Verdunstungsintensität und der Speicherkapazität abhängig.

Abbildung 8-2 zeigt einen Peak der Abbildung 8-1 in wöchentlicher Auflösung für den Zeitraum vom September 2006 bis Mai 2007.

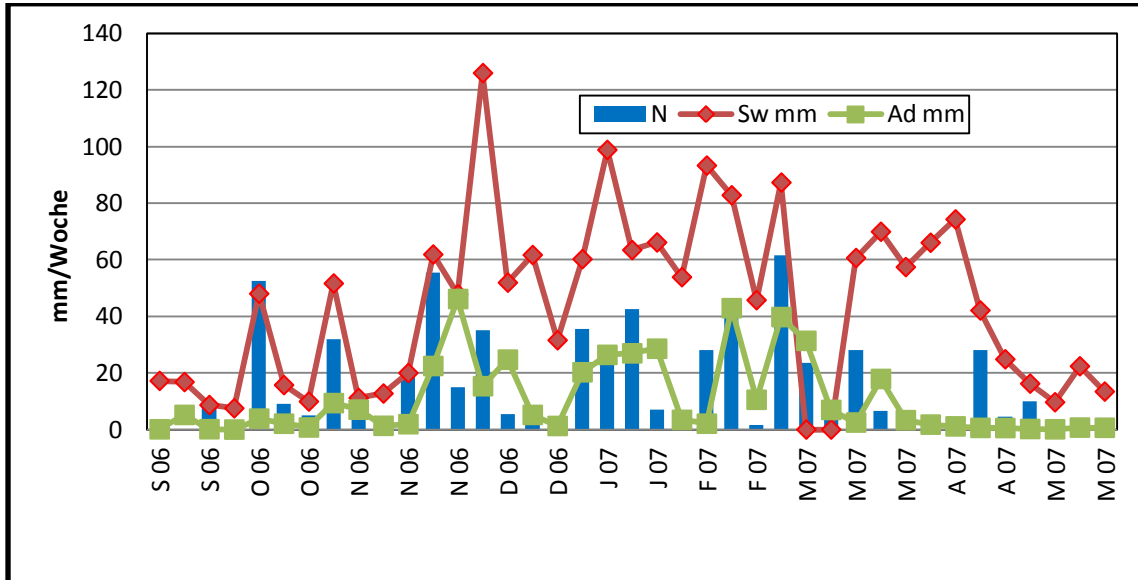


Abbildung 8-2: Vergleich der wöchentlichen Abflüsse und Niederschläge in einem ausgesuchten Zeitraum

In diesem Zeitraum liegen die Wochensummen des Sickerwassers deutlich über den Drainageabflüssen, besonders im Zeitraum von November 06 bis April 07 liegen die Sickerwasserabflüsse bis um das 6- fache höher. Die Kurven verlaufen jedoch annähernd parallel.

Ab Ende März 2007 gehen die Drainageabflüsse deutlich zurück (< 1 mm), auf Grund der nur noch geringen Niederschläge während die Sickerwassermengen erst ab Mitte April einen deutlichen Rückgang zeigen. Sie liegen jedoch noch bis zum 20- fachen über den Drainageabflüssen.

Dies zeigt, dass der Drainageabfluss deutlich schneller auf Veränderungen der Niederschläge reagiert als der Sickerwasserabfluss. Dies trifft allerdings nur während der Wintermonate zu.

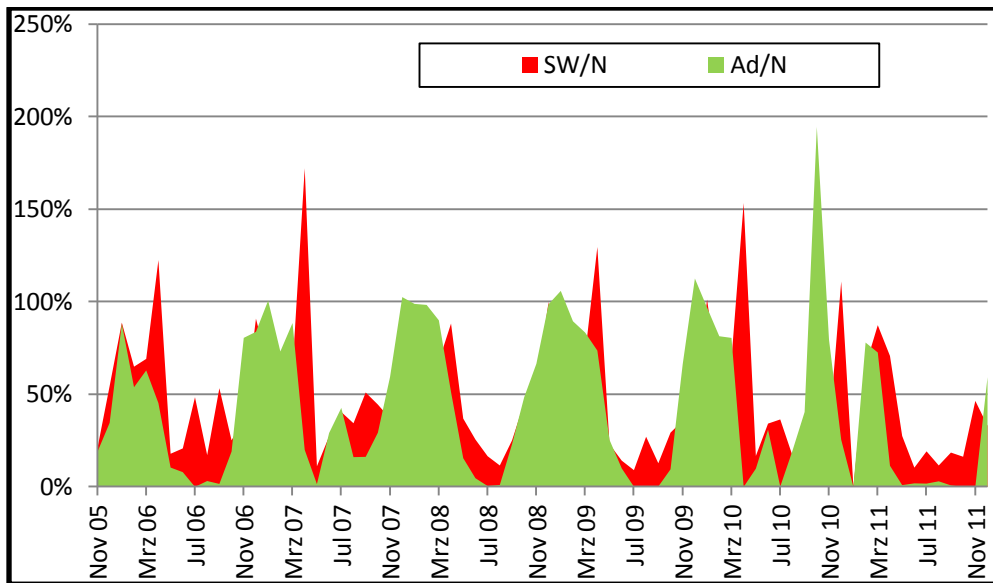


Abbildung 8-3: Vergleich der Abfluss/Niederschlagsverhältnisse des Drainage- und Sickerwassers

Die Verhältnisse des Sickerwassers und Drainageabflusses zum Niederschlag weisen ebenfalls deutliche Parallelen auf. Wie Abbildung 8-3 zeigt, erreichen beide in den Wintermonaten ihre größten prozentualen Anteile. In den Sommermonaten verschwinden die Drainageabflüsse teilweise ganz während Sickerwasserabfluss ganzjährig auftritt.

Auffällig ist, dass die größten prozentualen Anteile beim Sickerwasser zum Drainageabfluss zeitlich verzögert auftreten.

Auch die Ergebnisse der bodenkundlichen Untersuchungen zeigen eine gute Korrelation der bodenphysikalischen Eigenschaften des Testfeldes mit denen der restlichen Abdeckung. Somit können die Ergebnisse, die mittels des Testfeldes gewonnen wurden auf die gesamte Oberflächenabdeckung der Deponie übertragen werden.

Unter der Annahme, dass der anfallende Drainageabfluss komplett infiltriert und die Speicherkapazität der Abfälle des Altmüllkörpers erschöpft ist, errechnet sich mit einem mittleren Drainageabfluss von 400 mm/a für die gesamte Oberflächenabdeckung (2 ha) eine Sickerwassermenge von 8000 m³/a.

Dies sind 36% der gesamten Sickerwassermenge (bezogen auf den Mittelwert von 2006-2011).

Auf Grund der geringen Wasserdurchlässigkeiten und der hohen Dichte des Altmüllkörpers ist allerdings anzunehmen, dass nur ein Teil des Drainageabflusses in den Deponiekörper eindringen kann.

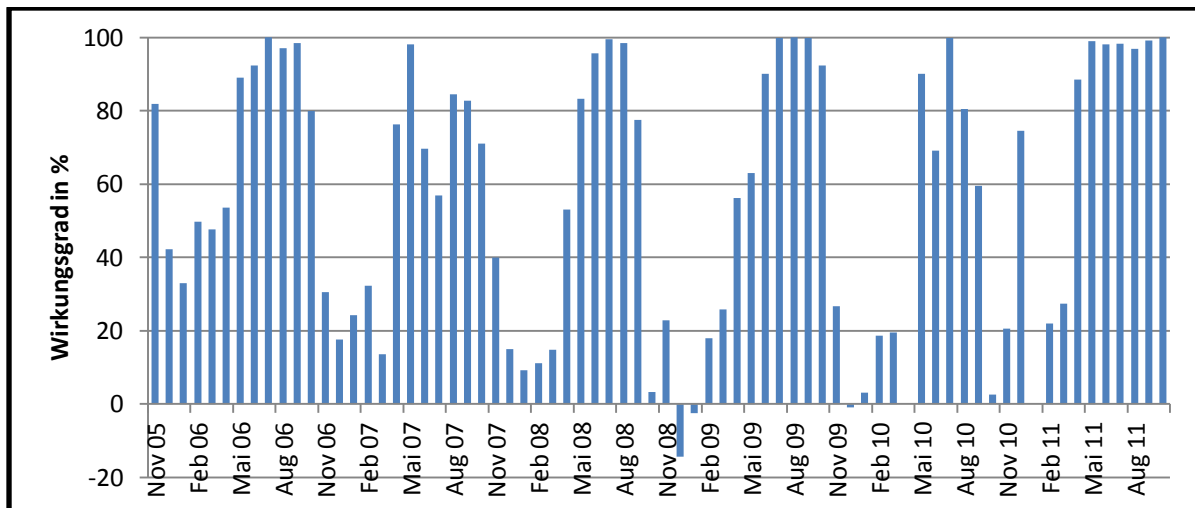


Abbildung 8-4: berechnete Wirkungsgrade für die Abdeckung während der Untersuchungsjahre

In Abbildung 8-4 ist der Wirkungsgrad der Oberflächenabdeckung des Testfeldes für die Monate vom 01.11.2005 bis 31.10.2011 dargestellt.

Der Wirkungsgrad wurde nach folgender Formel berechnet:

$$W = 100 - (Ad/N * 100) \quad [\%] \quad \text{(Gleichung 8-1)}$$

- W Wirkungsgrad (%)
- Ad Drainageabfluss (mm)
- N Niederschlag (mm)

Auffällig ist die jahreszeitlich bedingte Variation. Im Winter geht der Wirkungsgrad deutlich zurück. Dort nimmt er auf 20% ab. Ausnahme ist der Winter 2005/2006 in dem der Wirkungsgrad noch 80% erreicht. In den Sommern liegt der Wirkungsgrad meist über 80%, zum Teil werden sogar 100% erreicht.

40% der Wirkungsgrade liegen zwischen 80-100%. Im Bereich von 20- 80% liegen 44% der Wirkungsgrade.

Grund für den schlechten Wirkungsgrad der Abdeckung sind zum einen die hohen Wasserdurchlässigkeitswerte, zum anderen aber auch die niedrige Feldkapazität. Die Werte der Wasserdurchlässigkeit liegen im Bereich von $4,7 \cdot 10^{-5}$ m/s und $5,8 \cdot 10^{-8}$ m/s wobei der Großteil der Werte im Bereich 10^{-6} m/s liegt. Diese Werte sind nach der bodenkundlichen Kartieranleitung (AG Boden, 1994) als mittel bis äußerst hoch zu bezeichnen. Für die nutzbare Feldkapazität werden in der Deponieverordnung 140 mm gefordert, am Standort liegen sie zwischen 70,4 und 112,9 mm also bis zu 50% niedriger. Durch eine Erhöhung der nutzbaren Feldkapazität könnte das Wasserspeichervermögen der Abdeckung deutlich verbessert werden und somit auch der Anteil der Drainageabflüsse am Niederschlag verringert werden. Ebenso könnten eine Erhöhung der Abdeckung sowie die Änderung der Bewuchsart zu einer Minimierung der Drainageabflüsse beitragen. Näheres dazu Kapitel 9.

Weiter Ursachen sind das Vorhandensein großer Steine, Holzreste und die Wühltätigkeit von Tieren in der Abdeckung (siehe Bild 4, Anhang 3).

Vergleich mit anderen Testfeldern

In den Tabellen 8-1 und 8-2 sind die Daten von Testfeldern zusammengefasst, die in Hinblick auf ihre Wasserbilanz untersucht wurden. Im Anhang 4 finden sich die Abbildungen 1-6, denen der Aufbau der Testfelder entnommen werden kann. Zum Vergleich werden nur die Abflüsse herangezogen, die unterhalb der Rekultivierungsschichten der Testfelder anfallen, um herauszufinden welche Faktoren die Höhe des Drainageabflusses beeinflussen.

Deponie	Größe/Anzahl	Exposition	Niederschlag	Untersuchungsdauer
Im Dienstfeld, Aurach (Henken-Mellies & Gartung, 2002, Henken-Mellies 2005a, Henken-Mellies, 2007)	520 m ² E 35 E 35 TF1 E 35 TF2 E50	Südböschung 20% Neigung	750 mm	E 35 1997-2001 E 35 TF1 2002-2005 E 35 TF2 2002-2005 E 50 1998-2006
Hamburg-Georgswerder (Melchior, 1993, Melchior et al. 2002, Melchior et al., 2007a, Melchior, 2001a)	500 m ² Feld S1-S3 Feld F1-F3	4-20% Nord	769 mm	S1 und F1 1988-1997 S3 1998-1998 S2, F2, F3 1998-
Deponie Deetz (Melchior et al., 2007 & 2010) (Bollin et al., 2005)	250 m ² bzw. 625m ² WHS	1:6,7 Ost	590 mm	Seit 2003
Dillinger Hütte (Wolsfeld & Arit, 2005, Wolsfeld, 2005, Arit & Wolsfeld, 2008)	12x200m ²	Nordwest 1:2,5		04/2002-
Karlsruhe-West (Hötzl & Giurgea, 2004, Gerlach et al., 2004, Breh et al. 2002)	400m ² Lysimeter I 400m ² Lysimeter 2 unterteilt in 4 Kompartimente	1:2,3 Südhang	739 mm	Lysimeter I seit 1993 Lysimeter II seit 1999
Gichtstaubdeponie Luxemburg (Schnatmeyer, 1998)	42 m ²	5%	876 mm	1996-1997

Tabelle 8-1: Allgemeine Daten der zum Vergleich herangezogenen Testfelder

Deponie	Rekuschrift	Dichtung
Im Dienstfeld, Aurach	<p>1,5 m, tonig schluffiger Sand $k_f 10^{-7} - 10^{-10}$ m/s nFK 145- 225 mm</p> <p>1m Reku aus 0,2 m humoser, lehmiger Oberboden und 0,8 m schwach schluffigem Sand (Unterboden) $k_f 1 - 7 \cdot 10^{-6}$ m/s</p> <p>1,5m und 2m Reku aus schluffigem, schwach tonigem Sand</p>	<p>E35 Einfache Bodenabdeckung aus 1,5 m Bodenmaterial</p> <p>E50 Oberflächenabdichtung mit Bentonit- und Dränmatte</p> <p>E35 F mineralische Abdichtung mit erhöhter Dicke der Rekuschicht</p>
Hamburg-Georgswerder	<p>0,75m Rekuschicht aus schluffige-lehmigen Sanden nFK 102 mm, 25% < 0,063 mm, 1,1% Corg Gras-/Kraut-/ Staudenvegetation</p>	<p>Min. Dichtung aus Geschiebemergel Kombinationsdichtung aus KDB über Geschiebemergel Verbunddichtung aus Geschiebemergel über Kapillarsperre</p>
Deponie Deetz	<p>1,0 m aus Baurestmateriale (sandiger Boden/Bauschutt) und Klärschlammkompost für Oberboden (0,3m) nFK 122 mm, bei WHS 277 bzw. 197 mm</p>	<p>MBA-Dichtung Trisoplast Min. Dichtungsbahn Bentofix B 4000 Kapillarsperre Kapillarblockbahn Temp. Min. Dichtung 2x WHS (2,3 und 1,5 m)</p>
Dillinger Hütte	<p>30-200cm Rekuschicht Zweischichter Aufbau schluffreicher lehmiger Sand mit 23% kiesigem Bodenskelettanteil als Unterboden, schluffreicher Sand mit hohem Humusanteil als geringmächtige Oberbodenauflage nFK 134 mm</p>	<p>6 OAD Systeme nach DK I der DepV mit mineralischen Dichtungsbaustoffen der Eisen- und Stahlindustrie 3 ReferenzOAD 3 Rekuvarianten</p>
Karlsruhe-West	<p>Lysimeter I 1m Rekuschicht Lysimeter II Au und Bo 2m Reku</p>	<p>Modifizierte Kombiabdichtung nach TASI mit Kapillarsperre</p>
Gichtstaubdeponie Luxemburg	<p>0,75 m Reku Oberboden stark schluffiger Sand, Unterboden schwach toniger Lehm nFK 233mm Oberboden nFK 136 mm Unterboden</p>	<p>Mineralische Tondichtung Bentonitmatte Kapillarsperre</p>

Tabelle 8-2: Vergleich der Rekultivierungsschichten und der Dichtungselemente

Auf der Deponie Aurach wurde für das Testfeld E35 ein jährliches Sickerwasseraufkommen zwischen 90 und 250 mm/a ermittelt. Für den 4 jährigen Untersuchungszeitraum der Deponie Aurach wurde ein Abfluss von 23,3% des Niederschlages ermittelt. Henken- Mellies& Gartung (2002) konnten ebenfalls eine jahreszeitliche Abhängigkeit der Drainageabflüsse nachweisen. Im Sommer waren diese sehr gering während im Winter, das Maximum erreicht wurde. Im Sommer lagen die Sickerwasserabflüsse zwischen 0,3- 7% des Niederschlages. Für die Wintermonate konnte eine deutliche Abhängigkeit zwischen Niederschlagshöhe und Sickerwasserbildung festgestellt werden. In regenreichen Jahren betrug die Sickerwasserbildung 46% des Niederschlages, in regenarmen 23% des Niederschlages (Henken- Mellies& Gartung, 2002).

Im Testfeld E50 der Deponie „Im Dienstfeld“ ist der Drainageabfluss mit 150- 520 mm/a im Laufe des 8- jährigen Beobachtungszeitraumes die dominierende Größe. Die entspricht im Mittel 32% der Niederschlagssumme (Henken- Mellies, 2007). Diese Werte liegen deutlich höher als beim Testfeld E 35, was auf die unterschiedlichen Bodenarten und Mächtigkeiten zurückzuführen ist. Die Testfelder E 35 F mit erhöhter Rekultivierungsschicht zeigen mit ca. 17% Drainageabfluss den geringsten Anteil am Niederschlag. Die Evapotranspiration liegt bei diesen Testfeldern bei 80% des Niederschlages gegenüber ca. 65% im Versuchsfeld E50 mit der sandigen Rekultivierungsschicht und in E35 mit verdichteter Oberflächenabdeckung, die ein erheblich geringeres Wasserspeichervermögen besitzen (Henken- Mellies, 2007). Der Oberflächenabfluss ist auch auf den Testfeldern der Deponie Aurach vernachlässigbar klein.

Schnatmeyer (1998) ermittelte anhand von Testfeldern auf einer Gichtstaubdeponie in Luxemburg einen Sickerwasserabfluss zwischen 32 und 38% des Niederschlages und eine Verdunstung von 60 bis 63%. Somit zeigen auch diese Testfelder bessere Ergebnisse. Grund ist der höhere Humusgehalt im Oberboden mit 4,3 % Massenanteil und die höhere nutzbare Feldkapazität mit insgesamt 369 mm. Beides führt dazu, dass in der Abdeckung mehr Wasser gespeichert werden kann.

Auf der Deponie Georgswerder in Hamburg beträgt die Mächtigkeit der Rekultivierungsschicht 0,75 m. Der Drainageabfluss zeigt jahreszeitliche Abhängigkeiten und beträgt rund 1/3 des jährlichen Niederschlages. Für die F-Felder liegen die Drainageabflüsse im achtzehnjährigen Versuchszeitraum zwischen 39,6 und 553,1 mm/a (6-48%N) in den S-Feldern bei 52,2 und 571,2mm/a (8-50%N) (Melchior et al., 2007a). Die Werte dieser Testfelder zeigen teils ähnliche Werte wie die Wasserhaushaltsmessungen auf der Deponie Muertendall.

Auf der Deponie Deetz wurde neben der Wirksamkeit von Oberflächenabdichtungen auch die Wirksamkeit zweier Wasserhaushaltsschichten untersucht. Der Drainageabfluss betrug unter der 1m mächtigen Rekuschiicht 16- 24% des Niederschlages während er bei den Wasserhaushaltsschichten nur zwischen 5 und 28% vom Niederschlag betrug. Diese Werte liegen jedoch noch deutlich unter denen, die auf der Deponie Muertendall gemessen wurden. Verantwortlich hierfür sind die höhere Feldkapazität der Rekuschiicht und die günstigeren klimatischen Verhältnisse am Standort Deetz. Bei den Wasserhaushaltsschichten zeigten die Drainageabflüsse im ersten Jahr ihr Maximum aufgrund des hohen Einbauwassergehaltes und dem noch geringen Wasserverbrauch der Pflanzen. Ohne Berücksichtigung des ersten Jahres fallen 6, bis 7,2% N als Drainageabfluss an und zeigen somit eine gute Wirksamkeit (Melchior et al. , 2007b,2010)

Vergleicht man die Drainageabflüsse der Deponie Muertendall mit denen anderer Deponien, so zeigt sich das sie zum Teil deutlich höher sind. Ausnahme stellt hier die Deponie Hamburg- Georgswerder dar, bei der die Drainageabflüsse zeitweise bis zu 50% des Niederschlages betragen. Grund für die hohen Drainageabflüsse ist auf beiden Deponien die ungünstige Exposition nach Norden, die geringe Mächtigkeit der Rekuschiicht und der Bewuchs mit nur geringer Evapotranspirationsleistung.

Im Vergleich mit dem Testfeld E 35 und E 35F der Deponie Aurach zeigt die Deponie Muertendall größtenteils einen doppelt so hohen Anteil des Drainageabflusses im Jahr. Im Mittel liegt der Abfluss auf der Deponie Aurach bei 23% des Niederschlages während er auf der Deponie Muertendall bei

49% liegt. Ursache hierfür sind die unterschiedlichen Bodenarten, die günstigere Exposition der Deponie Aurach nach Süd und die Mächtigkeiten der Rekussschichten. Auch auf der Deponie Aurach wurde eine jahreszeitliche Abhängigkeit des Drainageabflusses festgestellt, mit Maximum im Winter und Minimum im Sommer. Der Anteil des Oberflächenabflusses ist wie bei allen anderen Deponien vernachlässigbar klein.

Im Vergleich mit der Deponie Deetz zeigen sich in Muertendall ebenfalls deutlich höhere Drainageabflüsse. Unter der 1m mächtigen Rekussschicht fielen auf der Deponie Deetz 16-24% des Niederschlages als Abfluss in der Drainage an. Unter den Wasserhaushaltsschichten sogar nur 6- 7% des Niederschlages. Die Drainageabflüsse auf der Deponie Muertendall sind zeitweise mehr als doppelt so hoch. Die Unterschiede sind durch die besseren klimatischen Verhältnisse der Deponie Deetz sowie die höheren Feldkapazitäten der Böden zu erklären.

Auf den Feldern der Gichtstaubdeponie (Schnatmeyer, 1998) lagen die gemessenen Drainageabflüsse zwischen 30 und 38% des Niederschlages. Obwohl die Testfelder sich ebenfalls in Luxemburg befinden und die Untersuchungen unter somit gleichen klimatischen Bedingungen stattfanden, sind die Drainageabflüsse trotzdem deutlich niedriger. Grund hierfür scheint die deutlich höhere Feldkapazität des Materials zu sein.

Die geringsten Drainageabflüsse wurden auf der Deponie Karlsruhe West gemessen. Sie liegen zwischen 2,2 und 13,7 % des Niederschlages für das Lysimeter. Im Lysimeter II Teil B liegen die Drainageabflüsse mit bis zu 47,8 % vom Niederschlag deutlich höher (Giurgea& Hötzl, 2004).

In Abbildung 8-5 die minimalen, maximalen und mittleren Anteile des Drainageabflusses am Niederschlag verschiedener Deponie im Vergleich mit der Deponie Muertendall zusammenfassend dargestellt. Die Deponie Hamburg- Georgswerder sowie die Deponie Muertendall zeigen die größten Schwankungsbreiten bei den Drainageabflüssen.

Die Minima der Deponien liegen zum Großteil unter 20% des Niederschlages während die Maxima Werte bis zu 70% des Niederschlages erreichen. Die Mittelwerte zeigen ebenfalls große Variationen. Sie liegen zwischen 5% des Niederschlages auf der Deponie Karlsruhe –West bis zu 49% des Niederschlages auf der Deponie Muertendall wobei sie den größten Mittelwert aufweist.

Die großen Schwankungen der Werte zwischen den einzelnen Deponien sind auf die unterschiedlichen Charakteristiken der Deponiestandorte zurückzuführen. Dazu gehören zum einen die klimatischen Gegebenheiten sowie die Exposition, der Aufbau der Systeme, die bodenkundlichen Eigenschaften der Rekultivierungsschicht und deren Bewuchs.

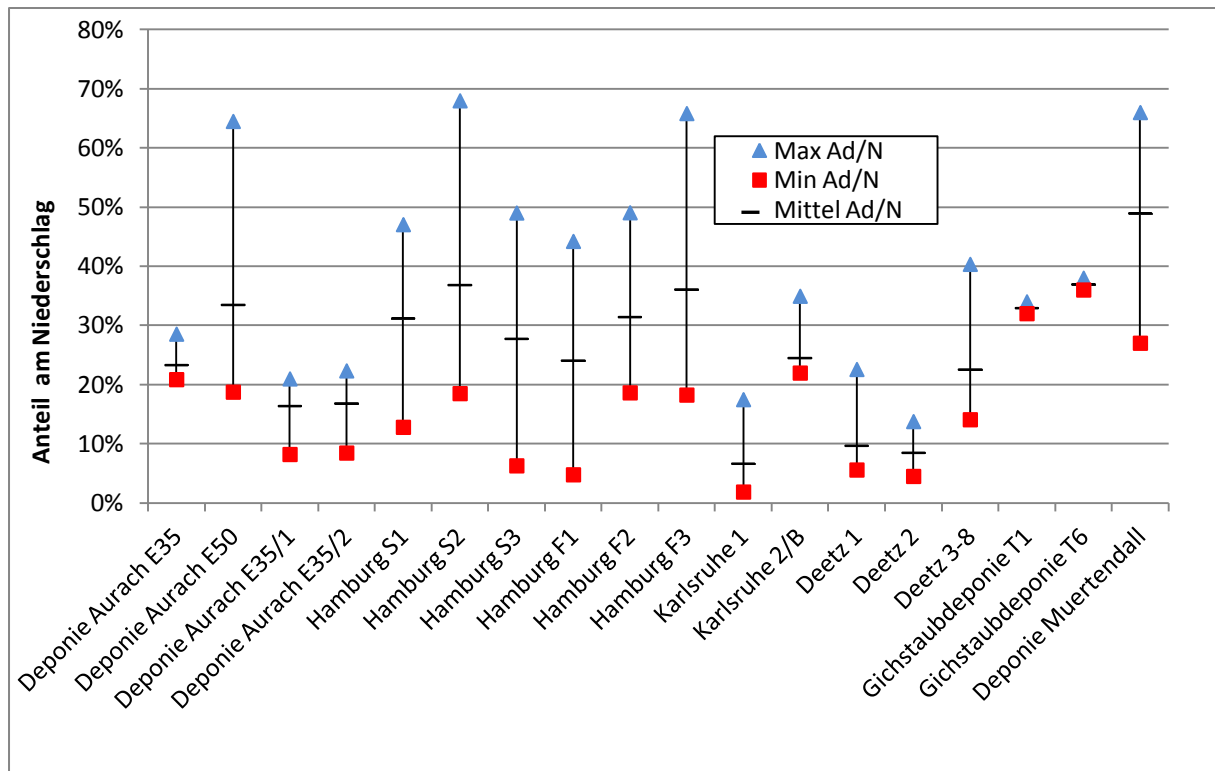


Abbildung 8-5: Vergleich der Minima, Maxima und Mittel der Drainageabflüsse der Testfelder

Behling (2007) wertete die Untersuchungsdaten von 62 Testfeldern in Deutschland aus. Er stellte dabei fest, dass die geringsten Durchsickerungsraten nicht unbedingt bei den mächtigsten Bodenabdeckungen bzw. Rekultivierungsschichten erreicht werden. Er weist eher auf eine Abhängigkeit vom Klima hin. Verdunstungsreiche Klimaverhältnisse bewirken auch bei gering mächtigen Rekuschichten eine fast vollständige Verdunstung des Niederschlages. Die Durchsickerungsrate liegt unter 100 mm/a. In niederschlagsreichen bzw. verdunstungsarmen Jahren erreicht die Durchsickerungsrate jedoch auch hier 200- 300 mm/a.

In durchsickerungsreichen Jahren werden Höchstwerte von 300- 600 mm/a erreicht, in durchsickerungsarmen Höchstwerte von 100- 250 mm/a.

Ein weiterer wichtiger Faktor ist der Bewuchs. Durch die Art des Bewuchses kann auch die Evapotranspiration beeinflusst werden. Melchior et al. (2007a) konnte bei seinen Untersuchungen an unterschiedlichen Vegetationsdecken auf der Deponie Hamburg- Georgswerder zu dem Schluss, dass eine Gehölzbepflanzung am besten geeignet ist, um eine geringe Sickerwasserbildung zu erreichen.

Untersuchungen von Melchior (2010) auf der Deponie Deetz haben ebenfalls gezeigt, dass unter den dort gegebenen klimatischen Verhältnissen mittels Wasserhaushaltsschichten ähnlich Ergebnisse wie mit Abdichtungssystem erreicht werden können. Die Ergebnisse zur Sickerwasserentstehung liegen unter den von der Deponieverordnung geforderten 10%.

Auch die bodenphysikalischen Eigenschaften haben einen deutlichen Einfluss auf die Höhe des Drainageabflusses. Vor allem das Vermögen zur Wasserspeicherung (nutzbare Feldkapazität) kann zur Minimierung des Abflusses beitragen. Je höher die nutzbare Feldkapazität ist, desto mehr Wasser kann im Boden gespeichert werden.

Auch die Bodenart beeinflusst die Höhe der Abflüsse. Rein tonige Böden sind wegen der Austrocknungsgefahr und ihrem hohen Totwasseranteil ungeeignet. Rein sandige Böden sind ebenfalls ungeeignet, da sie nur wenig Wasser speichern können. Als geeignete Bodenarten gelten schluffige und schluffig- lehmige Sande, Schluffe und sandige und schluffige Lehme mit Tongehalten < 25 % (Haubrich & Wattendorf, 2002).

Abschließend lässt sich festhalten, dass die Abdeckung der Deponie Muertendall zur Minimierung des eindringenden Niederschlagswasser eher ungeeignet ist. Die Wirkungsgrade zeigen nur in den Sommermonaten gute Werte. In den Wintermonaten liegen sie meist unter 20%. Grund dafür sind

zum einen die schlechten bodenkundlichen Eigenschaften der Abdeckung (hohe Durchlässigkeit, niedrige Feldkapazität) und zum anderen die ungünstige Exposition.

8.2 Auswirkung der Oberflächenabdeckung auf den Altmüllkörper

Der Wasserhaushalt der Oberflächenabdeckung kann die biologischen Abbauprozesse im Altmüllkörper folgendermaßen beeinflussen:

1. Zuviel Niederschlag infiltriert in den Deponiekörper. Die Wassergehalte sind zu hoch, die Abbauprozesse werden gehemmt.
2. Zuwenig Niederschlag infiltriert in den Deponiekörper. Die Wassergehalte sind zu niedrig, die Abbauprozesse werden gehemmt.
3. Die Abbauprozesse im Deponiekörper sind weitgehend abgeklungen. Die Infiltration von Niederschlagswasser ist überflüssig.
4. Das eindringende Niederschlagswasser verteilt sich nicht gleichmäßig im Deponiekörper. Es entstehen trockene Bereiche im Deponiekörper.

Im Folgenden wird nun geprüft welche dieser Möglichkeiten am Standort zutrifft.

Möglichkeit 1

Wie die Untersuchungen zum Wasserhaushalt der Oberflächenabdeckung zeigen, treten im Mittel ca. 50% des Niederschlages unter der Abdeckung als Abflüsse wieder aus, wobei saisonale Unterschiede bestehen. In den Sommermonaten gehen die Abflüsse bis auf null zurück während sie in den Wintermonaten ihr Maximum erreichen. Wie viel Wasser davon in den Deponiekörper infiltriert, konnte durch die durchgeführten Untersuchungen nicht geklärt werden. Jedoch ist anzunehmen, dass durch die hohe Dichte der Abfälle und ihre geringe Durchlässigkeit ein Großteil des eindringenden Wassers an der Grenzfläche zwischen Abdeckung und der Müloberfläche abläuft und in der Flächendrainage der Basisabdichtung wieder austritt.

Ramke (1993, zitiert in Zuhse, 1997) gibt an, dass zur Erhaltung der biologischen Abbauprozesse 3-4% des Niederschlages nötig ist. Zuhse (1997) hingegen hält die zwei- bis dreifache Menge für nötig, da sich infolge der Inhomogenitäten des Deponiekörpers Sickerwasserwege bilden. Vergleicht man dies mit den am Standort gegebenen Bedingungen, so steht eindeutig zu viel Niederschlagswasser zur Verfügung.

Zu ganz anderen Ergebnissen kommt Drees (2000) in ihren Untersuchungen. Sie untersuchte den Einfluss der Wasserrückführung auf den Deponiekörper zweier Altdeponien. Um eine optimale Gasproduktion bzw. optimale biologische Abbauprozesse zu gewährleisten, ist eine Wasserrückführung von 2mm/d notwendig. Bezogen auf das Jahr ergibt sich somit eine Gesamtwassermenge von 730 mm. Bezogen auf den Standort Muertendall entspricht dies fast dem Mittel der jährlichen Niederschläge.

Allerdings ist zu beachten, dass die Untersuchungsergebnisse von Drees (2000) standortbezogen sind und somit nicht einfach übertragbar.

Desweiteren muss beachtet werden, dass auf der Deponie Muertendall die infiltrierte Wassermenge nicht bei 2mm/d liegt, sondern deutlichen Schwankungen unterliegt.

Damit die biologischen Prozesse optimal ablaufen können, sollten die Wassergehalte über 40 Gew. % liegen. Der Großteil der Wassergehalte am Standort liegt unter 40 Gew. %. Somit ist eine Hemmung der biologischen Abbauprozesse durch zu hohe Wassergehalte auszuschließen.

Möglichkeit 2

Die Wassergehalte der Gesamtfraktion des Altmüll liegen zwischen 21 und 45 Gew. %, wobei 69,4% der Proben den Wassergehalt von 40 Gew. %, der in der Literatur für den optimalen Ablauf der biologischen Prozesse angegeben werden, deutlich unterschreiten. Betrachtet man die Fraktion <20mm, aus der der Altmüll größtenteils besteht und in der noch Organik steckt, so zeigen 86% der Proben Wassergehalte unter 40 Gew. %.

Dies deutet zum einen auf eine ungleichmäßige Verteilung bzw. Aufnahme des Wassers im Deponiekörper hin, sowie auf eine eventuell mangelnde Wasserzugabe.

Betrachtet man die geringen Gasmengen auf der Deponie Muertendall, so könnten diese ebenfalls auf einen Wassermangel hindeuten.

Auch die geringen Setzungen auf der Deponie deuten auf Abbauprozesse geringer Aktivität hin.

Welche Wassermenge bei einer Deponie erforderlich ist, um innerhalb eines Jahres den Wassergehalt von 30 Gew. % auf 40 Gew. % zu erhöhen und somit die biologischen Abbauprozesse zu intensivieren, lässt sich anhand Gleichung ermitteln (Heyer, 2003). Diese Gleichung darf jedoch nur angewendet werden, wenn die abgelagerten Abfälle die Wasserhaltekapazität deutlich unterschreiten.

$$Bw = hD \cdot \rho / t \cdot (w_{gef} - w_{vorh.}) / (1 - w_{gef}) \quad \text{(Gleichung 8-2)}$$

Bw	Bewässerungsrate (m/a)
hD	Ablagerungsmächtigkeit des Deponieabschnittes (m)
ρ	Feuchtdichte (Mg/m ³)
w _{gef.}	Geforderter Wassergehalt nach Bewässerung
w _{vorh.}	Geforderter Wassergehalt vor Bewässerung
δt	vorgegebener Zeitraum (a)

Für die Deponie Muertendall errechnet sich eine Bewässerungsrate von 10,68 mm/d bzw. 3898,2 mm/a mit Annahme einer Feuchtdichte von 1,5 Mg/m³, einer Deponiehöhe von 10m und einem Zeitraum von einem Jahr. Die entspricht etwa dem 5- fachen des Jahresniederschlags.

Diese Bewässerungsrate entspricht umgerechnet $1,23 \cdot 10^{-7}$ m/s. Bei dieser Bewässerungsrate wäre also eine Mindestdurchlässigkeit von $1,23 \cdot 10^{-7}$ m/s im Deponiekörper notwendig um einen Wasseraufstau zu verhindern.

Die ermittelten Durchlässigkeiten für die Deponie Muertendall liegen allerdings deutlich niedriger, so dass die Gefahr eines Wasseraufstaus besteht. In der Praxis sind außerdem aus Stabilitätsanforderungen insbesondere bei Haldendeponien jedoch höhere Durchlässigkeiten erforderlich (Heyer, 2003).

Da der Wasserhaushalt von Deponien sehr inhomogen und nicht vollständig zu kontrollieren ist, sollte hinsichtlich der Bewässerung folgendes beachtet werden:

- Zur Sicherheit sollte ein geringere Anteil als die theoretisch mögliche Wasserzugabemenge in den Deponiekörper eingebracht werden,
- Die Wasserzugabemengen und – intervallen sollten auf den veränderten Wasserhaushalt angepasst werden,
- Die Auswirkungen der kontrollierten Befeuchtung mit einem Monitoringprogramm überprüft werden (Heyer, 2003).

Untersuchungen der Atmungsaktivität in Abhängigkeit vom Wassergehalt zeigen jedoch, dass auch durch Erhöhung der Wassergehalte nur eine sehr geringe Aktivitätssteigerung erreicht werden konnte.

Die gemessenen Wassergehalte im Altmüllkörper sind größtenteils zu niedrig, so dass die biologischen Abbauprozesse nicht optimal ablaufen können. Allerdings zeigt sich auch eine große Bandbreite der Wassergehalte, was auf eine ungleichmäßige Wasserverteilung schließen lässt.

Möglichkeit 3

Mit Hilfe der durch die Sortieranalyse gewonnenen Ergebnisse lassen sich die Fraktionen hinsichtlich ihrer Abbaubarkeit einordnen. Die Fraktionen, die als schwer abbaubar gelten, erreichen einen Anteil von bis zu 11 Gew. %. Dazu gehören Pappe, Holz und Textilien. Die nicht abbaubaren Fraktionen Kunststoff und Gummi erreichen ebenfalls einen Anteil von bis zu 11 Gew. %. Lediglich in der Fraktion <20mm ist noch organische Substanz vorhanden, die zum biologischen Abbau zur Verfügung gestellt werden könnte.

Die Werte für den Glühverlust erreichen noch bis zu 25 Gew. %. Die Gehalte an organischem Kohlenstoff liegen zwischen 7,4 und 9,6 Gew. %. Allerdings weisen Wirtz et al. (1997) darauf hin, dass 13% des Glühverlustes nicht biochemisch verwertbar bzw. abbaubar sind.

Wie die Versuche zur Atmungsaktivität zeigen, ist die Intensität der Abbauprozesse nur noch sehr gering. Auch eine Erhöhung des Wassergehaltes führt nicht immer zur Steigerung der Aktivität. Unter aeroben Bedingungen ist somit kaum noch ein Abbau der organischen Substanz möglich. Nach Soyez (2001) kann dieses Ergebnis auch auf die aneroben Prozesse übertragen werden.

Der Großteil des Altmülls besteht aus der Fraktion < 20mm (ca. 50%), die somit auch maßgebend für das Restemissionspotential ist. Die Schadstoffbelastung, die durch die Elution bestimmt wurde, ist ebenfalls als gering zu bezeichnen.

Auch die Gasbildungsraten der Deponie sind als sehr gering zu bezeichnen. Anhand der Deponiegaszusammensetzung (60% Methan und 40% Kohlendioxid) lässt sich der Zustand der Deponie in die stabile Methanphase einordnen.

Die Setzungen, die auf der Deponie auftreten sind als sehr gering einzustufen und geben somit ebenfalls Hinweise auf eine weitgehende Stabilisierung der Abfälle.

Die biologischen Prozesse sind unter den gegebenen Milieubedingungen im Deponiekörper weitestgehend abgeklungen. Allerdings kann nicht sicher ausgeschlossen werden, dass eine Erhöhung der Wassergehalte zur Aktivitätssteigerung führen könnte. Die Auswertung der Atmungsaktivitäten hat gezeigt, dass eine Erhöhung des Wassergehaltes auf 40 Gew.% eine, wenn auch nur geringe Erhöhung der Aktivität mit sich zieht.

Möglichkeit 4

Wie in Kapitel 2 schon dargestellt, erfolgt die Wasserverteilung im Deponiekörper nicht gleichmäßig. Auf Grund der Heterogenität der Abfälle bilden sich im Deponiekörper bevorzugte Sickerwasserbahnen aus. Dadurch bilden sich unterschiedlich durchfeuchtete Zonen aus. Mesu (1982) spricht vom sogenannten Dachpfanneneffekt bei dem sich über sperrenden Schichten, das Wasser anreichert während es sich in anderen Bereichen frei nach unten bewegt. Auf der Deponie Muertendall wird der angelieferte Abfall in dünnen Schichten verdichtet, eingebaut. Dies führt dazu, dass die horizontalen Wasserdurchlässigkeiten deutlich höher sind als die vertikalen. Da der Altmüllkörper ebenfalls aus sehr heterogenen Abfällen besteht, ist auch hier anzunehmen dass eine gleichmäßige Durchfeuchtung im Deponiekörper nicht stattfindet. Im Zuge der Aufgrabungen wurden im Altmüllkörper unterschiedlich stark durchfeuchtete Stellen sichtbar.

Prinzipiell ist die Infiltration von Wasser in den Altmüllkörper durch eine wasserdurchlässige Abdeckung als problematisch zu betrachten. Die bestimmten Feuchtdichten sind als außerordentlich hoch zu bezeichnen. Sie liegen mit $1,4 \text{ Mg/m}^3$ und $1,6 \text{ Mg/m}^3$ deutlich höher als vergleichbare Werte in der Literatur. Die Wasserdurchlässigkeiten sind als sehr gering zu bezeichnen, was dazu führt, dass kaum Wasser in den Altmüllkörper infiltrieren kann und es somit zu einem Abfluss an der Grenzfläche zwischen Abdeckung und Altmüll kommt. Bedingt sind diese Probleme durch die Umlagerung des Altmülls, was zu einer weiteren Verdichtung der Abfälle und somit auch zu einer Verringerung der Durchlässigkeiten geführt hat.

Abschätzung des Restemissionspotentials des Altmüllkörpers

Eine Möglichkeit den Einfluss des in den Deponiekörper infiltrierenden Wassers zu ermitteln, liegt in der Berechnung des Wasser-/ Feststoffverhältnisses. „ Das Wasser-/ Feststoffverhältnis W/F beschreibt das Wasservolumen, das vom Zeitpunkt der Ablagerung bis zum Zeitpunkt der Erstbewertung in den Ablagerungskörper eingedrungen ist. Diese Wassermenge wird ins Verhältnis zur beeinflussten Abfalltrockenmasse gesetzt. W/F ist der maßgebende Parameter, der die Veränderung des ursprünglichen Emissionspotentials (Stabilisierungsgrades) R_0 ausdrücken kann und so die Erstbewertung des aktuellen Emissionspotentials (Stabilisierungsgrades) $R_a (=R_0 \cdot f(W/F))$ erlaubt (Allgaier & Stegmann, 2004).“ Je höher das Wasser-/Feststoffverhältnis ist umso stärker wurde das ursprüngliche Emissionspotential reduziert (Döberl et al., 2006). Dies ist jedoch nur für kleinere Ablagerungen gültig.

Das Wasser-/ Feststoffverhältnis wurde im Zuge des EMSA Forschungsprojektes (Döberl et al., 2006) zum korrigierten Wasser-/ Feststoffverhältnis weiterentwickelt. Die Wasserverteilung wird mit zunehmender Ablagerungshöhe immer inhomogener, so dass in mächtigeren Ablagerungen nicht nur die eingedrungene Wassermenge, sondern auch die Homogenität der Wasserströmung das aktuelle und das zukünftige Emissionspotential bestimmt. Um das aktuelle Emissionsniveau sowie das zukünftige Emissionspotential großer Ablagerungen bestimmen zu können, wird eine gedankliche Trennung der Ablagerung in einen wasserdurchströmten und nicht wasserdurchströmten Teil vorgenommen. Beim korrigierten W/F Verhältnis wird die eingedrungene Wassermenge nicht auf die gesamte Ablagerungsmasse sondern nur auf den durchströmten Anteil bezogen (Döberl et al., 2006).

„Das korrigierte W/F Verhältnis (W/F) corr (für den durchströmten Bereich) ist in Kombination mit dem Homogenitätsgrad als Maßzahl für den Stabilisierungszustand einer Ablagerung größerer Mächtigkeit anzusehen (Döberl et al., 2006).“

Innerhalb des Forschungsvorhabens EMSA (Döberl et al., 2006) wurde ein Leitfaden zur Ermittlung des korrigierten W/F- Verhältnisses entwickelt.

Im Folgenden wird dieser Leitfaden nun angewendet um das korrigierte W/F Verhältnis für die Deponie Muertendall zu ermitteln.

Die Berechnung erfolgt parallel zu den Schritten 1-10 im Leitfaden.

1. Ermittlung/Abschätzung der mittleren Ablagerungshöhe

$$h \approx 15 \text{ m}$$

2. Ermittlung/Abschätzung der Ablagerungsmasse pro m^2 Ablagerungsfläche m_{FS}

$$\rho_{FS} = 1.400 \text{ kg/m}^3, \text{ ergibt eine Masse bezogen auf } 1 \text{ m}^2 \text{ von}$$
$$m_{FS} = 15 \text{ m} \cdot 1 \text{ m}^2 \cdot 1400 \text{ kg/m}^3 = 21.000 \text{ kg/m}^3$$

3. Ermittlung/Abschätzung des (mittleren) Wassergehaltes der Ablagerung w

$$w = 0,33$$

4. Berechnung der Trockenmasse m_{TS}

$$m_{TS} = 21.000 \text{ kg} * (1 - 0,33) = 14070 \text{ kg}$$

5. Ermittlung der mittleren Ablagerungsdauer a

$$a = 30 \text{ Jahre}$$

6. Ermittlung/Abschätzung der in die Ablagerung infiltrierten Wassermenge I

$$I = 400,5 \text{ l/m}^2 * a$$

7. Ermittlung des Homogenitätsgrades bzw. dessen Schwankungsbreite mithilfe des Diagramms und deren mittleren Ablagerungshöhe h

$$15 \text{ m Ablagerungsmächtigkeit} \rightarrow 0,3 \leq \zeta \leq 0,8$$

8. Berechnung des korrigierten W/F Verhältnisses

$$W/F \text{ corr } (\zeta)_{\min} = 400,5 \text{ l(m}^2/\text{a)} * 30a / (14.070 \text{ kgTS} * 0,3) = 2,84 \text{ l/kg TS}$$

$$W/F \text{ corr } (\zeta)_{\min} = 400,5 \text{ l(m}^2/\text{a)} * 30a / (14.070 \text{ kgTS} * 0,8) = 1,07 \text{ l/kg TS}$$

9. Berechnung des Anteils der Ablagerung (1-) dessen Emissionspotential sich seit der Ablagerung nahezu kaum reduziert hat

$$\zeta = 0,3$$

Volumenanteil des nicht wasserdurchströmten Bereiches 0,7

$$\zeta = 0,8$$

Volumenanteil des nicht wasserdurchströmten Bereiches 0,2

10. Interpretation der Ergebnisse:

Die berechneten korrigierten Wasser-/ Feststoffverhältnisse liegen zwischen 1,07 und 2,84 l/kg TS. Somit handelt es sich um eine aktuelle emittierende Altablagung. Diese Aussage gilt jedoch nur für den wasserdurchströmten Bereich ζ .

Für den nicht wasserdurchströmten Bereich liegt das Restemissionspotential, das zukünftig freigesetzt werden könnte, zwischen 20 und 70%.

Die errechneten Wasser-/ Feststoffverhältnisse sind allerdings mit Vorsicht zu betrachten. Die Wassermenge, die im Zeitraum von 1979- 2007 in den Altmüllkörper eingedrungen ist, ist nicht bekannt. Für die Ermittlung der infiltrierten Wassermenge wurde für diesen Zeitraum 50% des Niederschlages angenommen. Desweiteren wurde der Altmüllkörper in dieser Zeitspanne umgelagert und im Jahr 2000 mit einer Abdeckung versehen. Ab dem Jahr 2007 wurde für die infiltrierten Wassermengen, die Ergebnisse aus den Testfelduntersuchungen übernommen.

In Bezug auf das Restemissionspotential zeigen die Elutionsversuche deutlich geringere Belastungen als das berechnete W/F Verhältnis. Die infiltrierte Wassermenge zur Berechnung des W/F Verhältnisses ist nur ein Schätzwert. Außerdem zeigen die Wassergehalte und die Dichte im Deponiekörper Schwankungen. Somit kann es zur Überschätzung des Restemissionspotentials kommen.

Durch die Auswertung der Elutionsversuche können ebenfalls Rückschlüsse auf das derzeitige und zukünftige Emissionspotential des Altmüllkörpers gezogen werden.

Rund die Hälfte des Altmülls besteht aus der Fraktion < 20mm während der Rest aus Stoffen besteht, die nicht oder nur noch schwer abbaubar sind. Deshalb sind aus diesem Anteil kaum noch Emissionen zu erwarten.

Die Ergebnisse der Elutionsversuche an der Fraktion < 20mm zeigen, dass das derzeitige Emissionspotential des Altmüll als gering bezeichnet werden kann. Die nur noch geringen Leitfähigkeiten weisen darauf hin, dass der Großteil der leicht löslichen Verbindungen schon ausgewaschen wurde. In Bezug auf den CSB zeigen alle Schürfe mit Ausnahme von Schurf 3 bereits nach dem ersten Elution sehr geringe Konzentrationen, die bereits unter dem Grenzwert von 200 mg/liegen. Anders verhalten sich hier die Ammoniumkonzentrationen. Sie liegen nach der ersten Elution noch deutlich über den 70 mg/l die für den Gesamtstickstoff eingehalten werden sollen.

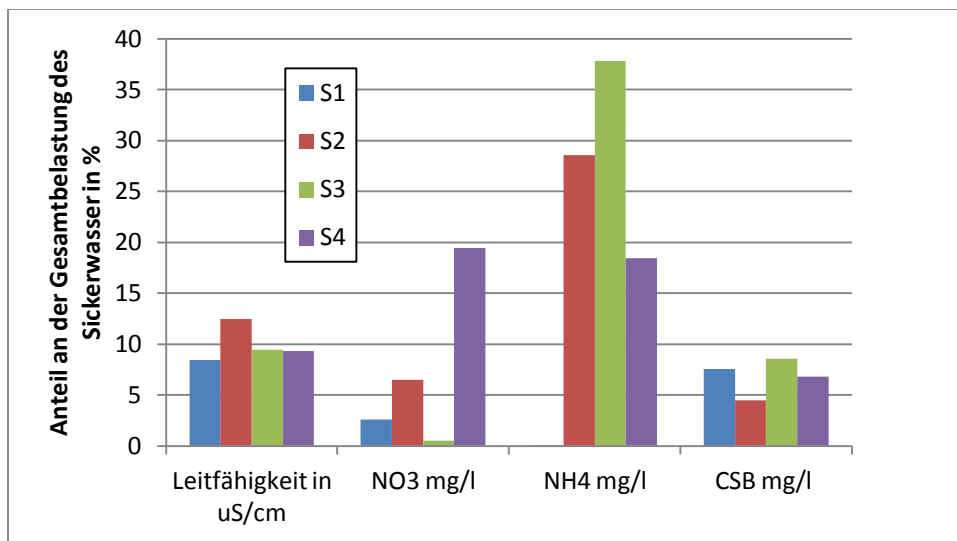


Abbildung 8-6: Anteil der eluierten Schadstoffkonzentrationen an der Gesamtbelastung des Sickerwassers

In Abbildung 8-6 sind die Anteile der eluierten Schadstoffkonzentrationen an der Gesamtbelastung des Sickerwassers dargestellt. Hierzu wurden die Konzentrationen nach dem ersten Elutionszyklus, denen die im Pumpwerk gemessen wurden, gegenübergestellt.

Die Belastung des Sickerwassers durch den Altmüll ist bei den Parametern Leitfähigkeit und CSB als nur noch gering einzustufen. Lediglich die Stickstoffverbindungen spielen hier noch eine Rolle wobei Ammonium der dominierende Parameter ist. Schurf 3 erreicht mit über 35% den höchsten Wert an der Gesamtbelastung. Im Bezug auf den Parameter Nitrat zeigt sich nur bei Schurf 4 eine nennenswerte Belastung.

Aus der Literatur ist bekannt, dass der Parameter Stickstoff die Nachsorgezeiträume von Deponien dominiert. Bis zur kompletten Entfrachtung des Deponiekörpers werden Zeiträume von 55- 815 Jahren angegeben.

Anhand der Atmungsaktivität nach 4 Tagen lässt sich feststellen, dass auch hier nur noch ein geringes Emissionspotential vorhanden ist. In den Proben des Altmülls sind überwiegend nur noch Stoffe enthalten, die durch biologische Prozesse schwer abbaubar sind.

Eine weitere Möglichkeit Rückschlüsse auf das Emissionspotential der Deponie zu ziehen, ist das Verhältnis zwischen BSB₅ und CSB. Durch den BSB₅ werden die biologisch leicht abbaubaren organischen Substanzen erfasst während der CSB ein Summenparameter für die biologisch schwer abbaubaren Verbindungen ist (Schachermayer& Lampert, 2010). Je geringer das Verhältnis, desto höher ist der Anteil an schwer abbaubaren organischen Verbindungen.

Anhand des Verhältnisses ist es auch möglich, die biochemische Abbauphase der Deponie zu beurteilen. In der Phase der sauren Gärung liegt das Verhältnis bei 0,5 in der stabilen Methanphase $<0,1$. In der stabilen Methanphase ist mit deutlich weniger Emissionen zu rechnen (vgl. Kapitel 3.3.2). Berechnet man das BSB_5/CSB aus dem Mittel aller Schürfe, so ergibt dies 0,06. Somit dominieren die schwer abbaubaren Verbindungen im Sickerwasser des Altmülls und dieser Teil der Deponie befindet sich in der stabilen Methanphase.

Emig und Nienhaus (2001) stellten bei ihren Untersuchungen fest, dass der Quotient aus BSB_5 und CSB im ersten Deponiejahr im Mittel über 1 liegt und in den nachfolgenden beiden Jahren um etwa die Hälfte abnimmt. Nach ca. 30 Deponiejahren nähert er sich asymptotisch dem Wert von 0,1. Das heißt, dass zu diesem Zeitpunkt der biologisch abbaubare Anteil des Abfalls weitgehend umgesetzt ist. Da der Quotient bei der Deponie Muertendall bei 0,06 liegt, sind auch hier die biologisch abbaubaren Stoffe weitgehend umgesetzt.

8.3 Zusammenfassung

Im Hinblick auf das Wasserrückhaltevermögen ist die derzeitige Abdeckung als ungeeignet zu bezeichnen. Lediglich in den Sommermonaten werden hohe Wirkungsgrade erreicht. Ein Vergleich mit der Sickerwassermenge der gesamten Deponie zeigt deutliche Parallelen. Jedoch tritt beim Sickerwasser ein zeitverzögerter Abfluss auf.

Der Vergleich der Drainageabflüsse mit anderen Testfeldern zeigt, dass diese am Standort als sehr hoch einzustufen sind. Lediglich die Deponie Hamburg- Georgswerder zeigt ähnliche Werte. Zu begründen ist dies durch die ungünstige Exposition nach Norden, die klimatischen Verhältnisse und die geringen Mächtigkeiten der Rekultivierungsschichten.

In Bezug auf die Auswirkungen auf den Altmüllkörper lässt sich folgendes feststellen:

Die Wassergehalte im Deponiekörper sind größtenteils zu gering, um den optimalen Ablauf der biologischen Prozesse zu gewährleisten. Im Deponiekörper ist noch Organik zum Abbau vorhanden, allerdings ist diese durch biologische Prozesse nur noch schwer abbaubar.

Auch für den Standort ist anzunehmen, dass der Deponiekörper nicht gleichmäßig durchfeuchtet wird. Problematisch in diesem Zusammenhang ist vor allem die hohe Dichte der Abfälle.

Nach der Berechnung des Wasser-/ Feststoffverhältnisses handelt es sich beim Altmüllkörper um eine aktuell emittierende Altablagerung in Bezug auf den wasserdurchströmten Bereich. Das Restemissionspotential liegt nach Berechnungen bei 20- 70%.

Die Auswertung der Elutionsversuche zeigt, dass noch Schadstoffe, wenn auch in nur noch sehr geringer Konzentration, ausgewaschen werden. Lediglich der Parameter Ammonium zeigt noch hohe Konzentrationen.

9 Verbesserungsmöglichkeiten

Nach der Betriebsgenehmigung der Deponie Muertendall ist nach Abschluss der Ablagerung der Abfälle eine Oberflächenabdichtung nach TASI vorgesehen. Die Deponie verfügt bereits über eine Basisabdichtung nach TASI und über eine gute geologische Barriere, so dass eine Schadstoffausbreitung in den Untergrund ausgeschlossen werden kann. Nach Auswertung aller Untersuchungsergebnisse geht vom Altmüllkörper nur noch ein geringes Schadstoffpotential aus. Vor diesem Hintergrund stellt sich die Frage ob eine sehr kostenintensive Abdichtung nach TASI notwendig ist oder ob nicht eine günstigere Alternative denkbar wäre. In Deutschland konnte durch eine Reihe von In-Situ Versuchen auf Deponien die Gleichwertigkeit alternativer Abdichtungen nachgewiesen werden.

Nach der neuen Deponieverordnung sind in Deutschland auch geringfügige wasserdurchlässige Abdeckungen erlaubt. Auch Wasserhaushaltsschichten können unter günstigen klimatischen Bedingungen und optimalem Aufbau die Sickerwasserbildung deutlich minimieren. Nach der Vereinfachung zur Verordnung des Deponierechts ist für Wasserhaushaltsschichten eine maximale Durchsickerung von 10% des langjährigen Mittels bzw. 60 mm/a spätestens 5 Jahre nach deren Herstellung erlaubt.

In den letzten Jahren hat die Bedeutung der Rekultivierungsschicht als langfristiges Sicherungselement deutlich zugenommen. Durch eine optimale Gestaltung kann auch hier eine Minimierung der Sickerwassermenge erfolgen

Prinzipiell bieten sich für die derzeitige Abdeckung auf der Deponie Muertendall folgende Vorgehensweisen an:

1. Die derzeitige Abdeckung bleibt bestehen und es werden Maßnahmen zur Verringerung der Wasserdurchlässigkeit durchgeführt,
2. Neubau einer Abdichtung oder Ausbau der bestehenden Abdeckung zur Abdichtung oder
3. Bau einer Wasserhaushaltsschicht oder alternativen Abdeckung mit geringer Restdurchlässigkeit.

9.1 Verringerung der Wasserdurchlässigkeit der Abdeckung

a) *Änderung des Bewuchses*

Neben dem Schutz vor Erosion durch den Bewuchs lässt sich durch ihn ebenfalls der Wasserhaushalt der Abdeckung steuern. Je weiter die Vegetation entwickelt ist, desto höher sind auch die Evapotranspirationsleistungen.

Für einfaches Grünland wird in der Literatur eine durchschnittliche, jährliche reale Evapotranspiration von ca. 450- 550 mm/a angegeben. Es gibt jedoch Vegetationsbestände, die noch deutlich höhere Verdunstungsleistungen zeigen:

- Immergrüner Nadelwald (mittelalt/alt) ca. 600- 700 mm/a
- Laubwald (alt) ca. 500- 600 mm/a
- Geschlossener Buschbestand ca. 500- 600 mm/a (Berger& Sokollek, 1997 zitiert in Dunger; 2007).

Nachteilig bei diesen Beständen ist allerdings, dass sie viel länger brauchen bis sie ihre maximalen Werte erreichen (bis 50 Jahre bei Laubwald) während Grünlandbestände unter günstigen Bedingungen nur 2-3 Jahre brauchen (GDA 2-32, 2000).

Außerdem muss die Rekultivierungsschicht so gestaltet werden, dass innerhalb der effektiven Durchwurzelungstiefe ein möglichst pflanzenverfügbare Wasservorrat angeboten wird.

Weiterhin ist zu beachten, dass eine intensive Durchwurzelung der Entwässerungsschicht und falls vorhanden ein Einwachsen von Wurzeln in das Abdichtungssystem verhindert wird. Dies soll durch eine ausreichende Mächtigkeit der Rekussschicht und eine hohe nutzbare Feldkapazität verhindert werden (GDA 2-32, 2000).

Die Vegetation sollte stockwerkartig aufgebaut sein, also sowohl flachwurzelnde Bäume, Sträucher, Kräuter und Gräser beinhalten.

Das mehrschichtige Kronendach führt zu einer optimalen Evapotranspiration. Nadelbäume sind aufgrund ihrer ganzjährig nahezu gleichbleibenden Blattoberfläche, Laubbäumen in ihrer Interzeptions- und Transpirationsfähigkeit überlegen (Egloffstein& Burkhardt, 2001).

An den Bewuchs werden folgende Anforderungen gestellt:

- hohe Benetzungskapazität,
- dichter gestufter Gehölzbestand mit möglichst hohem Nadelholzanteil,
- Förderung der Transpiration durch Aufbau möglichst großer Blattmasse und vitaler Vegetationsbestände,
- Ausnutzung aller Vorräte durch Anpflanzung tiefwurzelnder Arten,
- Erhöhung der Bodenaktivität durch Anpflanzung von Pionierbaumarten,
- Aufbau stabiler Vegetationsbestände durch Aufbau von Mischbeständen aus heimischen standortgerechten Arten nach dem Vorbild naturnaher Lebensgemeinschaften und
- Verminderung des Sturmwurfrisikos durch Verwendung niedrig bis mäßig hochwüchsiger Gehölzarten (Fein& Manz, 2001).

Am Standort ist nur eine geringmächtige Bodenschicht (ca. 1m) mit geringer nutzbarer Feldkapazität vorhanden. Derzeit befindet sich auf der Abdeckung eine gut entwickelte Grünlandvegetation, die mindestens einmal jährlich gemäht wird.

Betrachtet man den landschaftspflegerischen Aspekt so wäre als Vegetation Wald zu wählen, da die gesamte Deponie von einem Nadel-/Laubwald umgeben ist. Weiterer Vorteil wäre hier die höhere Evapotranspirationsleistung und somit die höhere Sickerwasserminimierung.

Allerdings müsste hier die Dicke der Rekussschicht deutlich höher sein (1,5- 3m). Auch die jetzige nutzbare Feldkapazität der Abdeckung ist für das Vegetationsziel Wald eher ungünstig.

Eine Möglichkeit zur Erhöhung der nutzbaren Feldkapazität wäre das Auftragen einer Kompostschicht auf die Abdeckung, die anschließend leicht eingearbeitet wird. Dieses wäre am Standort schnell und kostengünstig realisierbar, da aus dem angelieferten Grünschnitt auf der Deponie Kompost hergestellt wird.

Die Erhöhung der nutzbaren Feldkapazität könnte auch durch Aufbringen eines humusreichen Oberbodens der Bodenarten schluffiger Sand bis schluffiger Lehm erreicht werden. Allerdings besteht hier das Problem in der Beschaffung des Materials und der Kosten.

Betrachtet man den saisonalen Trend des Wasserhaushaltes der Abdeckung, wären Nadelbäume ebenfalls von Vorteil. Der Großteil des Drainageabflusses tritt in den Wintermonaten auf, in denen die Nadelbäume gegenüber den Laubbäumen noch hohe Interzeptionsleistungen besitzen. In sehr dichten Nadelwaldbeständen kann die Interzeption bis 50% betragen, im Mittel liegt sie bei 20-35%

während sie bei Laubbäumen nur 15- 30% beträgt, bei landwirtschaftlich genutzten Flächen und offenem Brachland sogar nur bis zu 10%.

Für den Standort wäre folgendes zu empfehlen:

Vor Änderung der Bewuchsform am Standort sollte dort zuerst die nutzbare Feldkapazität der Abdeckung erhöht werden. Nach der neuen Deponieverordnung sollte diese bei mindestens 140 mm liegen. Da am Standort selbst Kompost hergestellt wird, ist die Zumischung dessen zu empfehlen. Gleichzeitig ist eine Erhöhung der Mächtigkeit empfehlenswert. Dadurch steigt die nutzbare Feldkapazität ebenfalls an. Als Bewuchs wird ein Mischbestand aus Bäumen, Sträuchern und Gras empfohlen, der stockwerkartig aufgebaut ist. Nadelgehölze sind hierbei zu bevorzugen, da sie ganzjährig belaubt sind und somit auch im Winter wenn die höchsten Abflüsse anfallen, hohe Interzeptionsleistungen zeigen.

b) Erhöhung der Abdeckung

Eine weitere Möglichkeit zur Verbesserung des Wasserhaushaltes besteht in der Erhöhung der Abdeckung. Dadurch würde sich die nutzbare Feldkapazität erhöhen und durch die zusätzliche Wasserspeicherung eine Sickerwasserminimierung herbeiführen. So zeigen Untersuchungen von Wolsfeld (2005) an Testfeldern der Dillinger Hütte, dass durch Verdopplung der Mächtigkeit die Evapotranspiration von 85% auf 95% gesteigert werden konnte.

Auch auf der Deponie „Im Dienstfeld“ führte die Erhöhung der Rekuschicht zu geringeren Drainabflüssen. Für das Testfeld mit 1m mächtiger Rekuschicht ergaben sich Abflüsse von 33% des Niederschlages und für die 2m Variante von 15,8% des Niederschlages (Henken- Mellies, 2007). Zum Teil ist dies aber auch durch die unterschiedlichen Bodenarten zu erklären.

Bothmann (2000) gibt allerdings zu bedenken, dass Schichtstärken von 5m und mehr nur eine Verzögerung des Wasserdurchtritts aber keine Verhinderung bewirken. Viel (Boden) hilft nicht immer viel- ab einer Abdeckmächtigkeit von 3-4 m kann die Evapotranspiration durch weitere Schichtverstärkung nicht mehr gesteigert werden.

Bodenmassen zur Erhöhung der Abdeckung stehen auf der Deponie aber nicht in ausreichendem Umfang zur Verfügung. Deshalb liegt hier das Problem in der Beschaffung und der Kosten von geeignetem Bodenmaterial. Allerdings ergibt sich im Rahmen der vierten Ausbaustufe der Deponie im Jahre 2018 die Möglichkeit, dass dabei anfallende unbrauchbare Bodenmaterial zur Erhöhung der Abdeckung zu verwenden.

c) Nachverdichtung der Abdeckung

Eine weitere Möglichkeit zur Verminderung der Wasserdurchlässigkeit der derzeitigen Abdeckung wäre eine Nachverdichtung. Die Abdeckung zeigt derzeit sehr hohe k_f Werte die im Zuge einer nachträglichen Verdichtung erhöht werden könnten.

Problematisch hierbei ist allerdings dass dies zu einer Verringerung der Feldkapazität bzw. der nutzbaren Feldkapazität führt, da das Porenvolumen des Bodens verringert wird. Damit steht dem Bewuchs weniger Wasser zur Verfügung. Außerdem könnte es zur Erhöhung des Oberflächenabflusses kommen. Deshalb sollte im Zuge einer Nachverdichtung ein Oberboden mit hoher nutzbarer Feldkapazität aufgebracht werden. Zwischen der nachverdichteten alten Abdeckung und der neu aufgetragenen Rekuschicht sollte eine Drainschicht eingebaut werden. In dieser kann so der Großteil des eindringenden Niederschlages abgeleitet werden.

d) Vergütung mit Zuschlagsstoffen

Durch Einsatz von Additiven wie flüssiges und pulverförmiges Wasserglas mit bzw. ohne Gelbildner sowie Wachse und bestimmte Tonminerale können Erdstoffe, die allein nicht dichtwirksam sind entsprechend vergütet werden (Melchior, 2006a).

Zugabe und Mischung der Additive erfolgen im einfachsten Fall durch Ausstreuen und Einfräsen (mixed-in-place). In anderen Fällen werden die Stoffe in separaten Anlagen gemischt (Mixed-in-plant). In der einfachsten Form werden natürliche Böden durch Zugabe von Bentonit vergütet, das am häufigsten eingesetzte Additiv ist Natriumbentonit (Melchior, 2006a).

Wasserglas verstopft die wasserleitenden Poren und reduziert dadurch die Durchlässigkeit der Böden (Melchior, 2006a).

Zu den bekanntesten Zuschlagsstoffen gehört Trisoplast. Dieses Material besteht aus einem Gemisch aus Sand, Bentonit und Polymer. Es besitzt eine sehr geringe Wasserdurchlässigkeit, eine hohe rissfreie Verformbarkeit, ein günstiges Austrocknungsverhalten sowie Alterungsbeständigkeit (Melchior, 2006a). Bild 9-1 zeigt den klassischen Einbau von Trisoplast mit Langarmbaggern und Walze.



Bild 9-1: Klassischer Einbau von Trisoplast mit Langarmbagger und Walze (aus Melchior 2005b, S.129)

Außerdem ist Trisoplast für die Herstellung von mineralischen Abdichtungselementen in der Oberflächenabdichtung aller Deponieklassen geeignet. Allerdings sind hohe Anforderungen an die Qualitätssicherung gestellt aufgrund geringer Dicke und dem einlagigen Aufbau (Melchior, 2006).

9.2 Ausbau der Abdeckung/ Bau einer Abdichtung

a) Alternative Dichtungssysteme

Als klassisches Dichtungssystem wurden häufig bindige mineralische Dichtungen verwendet. Untersuchung der letzten Jahre zeigen, dass diese jedoch keinen dauerhaften Schutz zur

Sickerwasserminimierung darstellen. So zeigen Untersuchungen von Melchior (2007a) an Testfeldern in Hamburg- Georgswerder, dass mehr als 20% der mittleren jährlichen Niederschläge innerhalb von 10 Jahren die mineralische Dichtung passieren. Deshalb sind diese als alleinige Dichtungskomponente auszuschließen.

Behling (2010) stellte beim Vergleich der Untersuchungen von 64 Testfeldern in Deutschland fest, dass mineralische Dichtungsbahnen und Abdichtungen deutliche Trockenrissschädigungen aufweisen. Für funktionstüchtige mineralische Abdichtungen mit einem Einbau kf- Wert von $k < 5 \cdot 10^{-9}$ m/s wurde eine Durchsickerung von < 40 mm/a erreicht.

Erst in Kombination mit einer Kunststoffdichtungsbahn können mineralische Dichtungen sinnvoll eingesetzt werden. Diese schützt die bindige mineralische Dichtung vor einer Wasserabgabe an die Deckschichten und Pflanzenwurzeln (Reuter et al., 2004).

Allerdings ist dieses System mit erheblichen Kosten verbunden.

Deshalb wurden in den letzten Jahren auf einer Reihe von Deponien Testfelder gebaut um die Wirkung alternativer Dichtungssysteme zu untersuchen. In Abbildung 9-1 sind beispielhaft einige alternative Dichtungssysteme dargestellt.

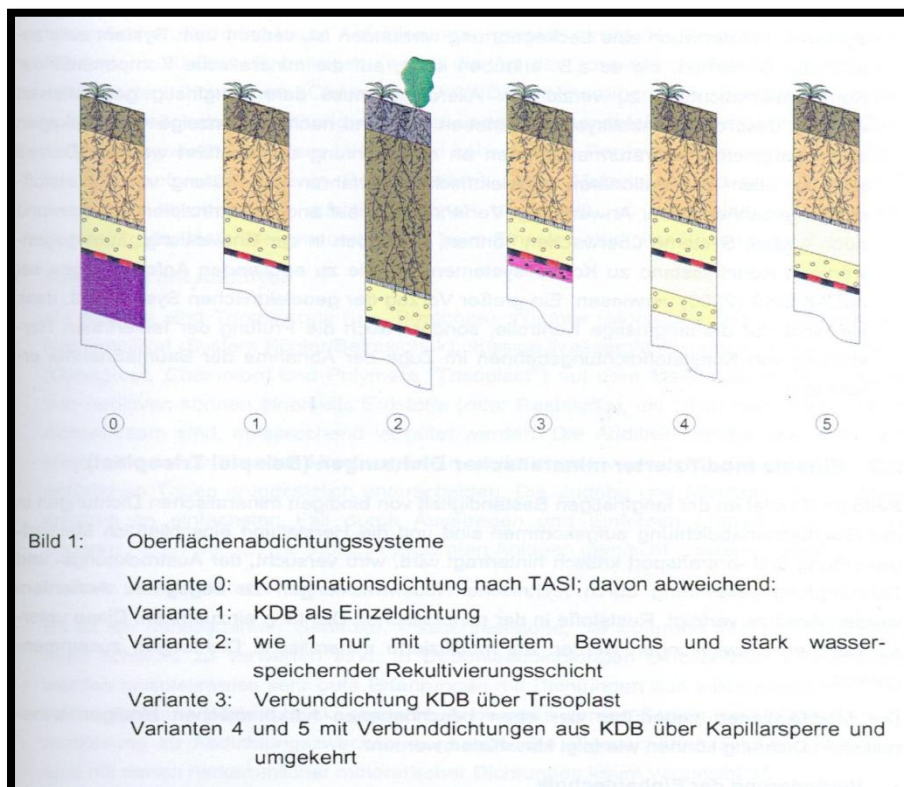


Abbildung 9-1: Beispiele für alternative Dichtungssysteme (aus Melchior 2001b, S.21)

Kunststoffdichtungsbahn:

Kunststoffdichtungsbahnen bestehen aus Polyethylen hoher Dichte und eine Dicke von 2,5 mm. Bild 9-2 zeigt eine Kunststoffdichtungsbahn und die Verwendung dieser als Oberflächenabdichtung.



Bild 9-2: Kunststoffdichtungsbahn (Bild links, www.ludwig-kunststoffe.de) , mit Kunststoffdichtungsbahnen abgedichtete Deponie (Bild rechts, www.akgws.de)

Meist werden sie zusammen mit mineralischen Dichtungen als sogenannte Kombinationsabdichtung verwendet. Die KDB als künstliches Dichtungselement zeigt nur eine begrenzte Funktionsdauer, während die Tondichtung als dauerhafte Langzeitbarriere verstanden wird (Reuter et al., 2004). Nach bisherigen Untersuchungen ist eine Tondichtung jedoch nicht als Langzeitbarriere geeignet (Austrocknung).

Die KDB wirkt als Konvektionssperre für Sickerwasser. Auf lange Sicht werden Durchsickerungen vollständig verhindert. Der Pressverbund zwischen KDB und Tondichtung führt dazu, dass Leckagewassermengen infolge von Fehlstellen in der KDB minimiert werden (Reuter et al., 2004)

Reuter et al. (2004) sind der Meinung, dass eine Kombinationsabdichtung, wie sie als Regelabdichtung für Deponieoberflächen in der TASI bzw. der DepV definiert ist, keine nachhaltige und gleichermaßen kostengünstige Stilllegung für jeden Deponiestandort darstellt.

Auf der Deponie Georgswerder in Hamburg wurde die Wirkung von Kunststoffdichtungsbahnen untersucht. In allen drei Testfeldern ist die Wirksamkeit als sehr gut zu bezeichnen. Die Jahressummen an Wasser, das unter den Dichtungen aufgefangen wird, liegen zwischen 0,3 und 5,3 mm/a (Melchior et al., 2007a).

Vorteile einer KDB sind ihre Setzungsunempfindlichkeit, der geringe Volumenbedarf und die schnelle Verlegbarkeit. Bei sorgfältigem Einbau ist die Wasser- und Gasdichtigkeit gegeben. Von Nachteil ist, dass zum Schutz der KDB gegen Perforation eine Schutzschicht erforderlich ist, die Langzeitbeständigkeit nur durch Versuche nachgewiesen ist und dass eine geringe Permeation von Kohlenwasserstoffen durch die geringe Schichtdicke möglich ist (Hoins& Tyranowski, 1998).

Bentonitmatten:

Sie werden als Ersatz für mineralische Dichtungen eingesetzt. Sie bieten den Vorteil der schnellen Verlegbarkeit, einen geringen Materialverbrauch somit eine Erhöhung an Deponievolumen und außerdem sind sie für setzungsgefährdete Deponien gut geeignet, da sie den Verformungen aus Setzungen und Sackungen gut folgen (Bräcker, 2002). In Bild 9-3 ist der Aufbau dargestellt (1. Geotextile Deckschicht, 2. Bentonitgranulat, 3. Geotextile Trägerschicht) und die Verlegung von Bentonitmatten.



Bild 9-3: Aufbau einer Bentonitmatte (Bild links, www.bentonit.de) und ihre Verlegung (Bild rechts, www.bentonit.de)

Allerdings ist die maximal zulässige Böschungsneigung auf 1:3 begrenzt. Durch geeignete Maßnahmen können sie auch bei steileren Böschungen eingesetzt werden (Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, 1998). Auch bei Bentonitmatten besteht Austrocknungsgefahr, wenn die darüberliegende Rekuschicht eine zu geringe Mächtigkeit aufweist.

Auf der Deponie Hamburg- Georgswerder und auf der Deponie Aurach wurde die Leistung von Bentonitmatten mittels eines Testfeldes untersucht. In beiden Fällen stellte sich heraus, dass die Leistungsfähigkeit mit den Jahren abnahm. Auf der Deponie Aurach kam es zu einem Anstieg der Abflüsse von 10 auf 20- 50 mm/a (Henken- Mellies, 2005).

Untersuchungen von Wolsfeld (2005) an Testfeldern der Dillinger Hütte zeigten, dass es bei Bentonitmatten zu zyklisch- wassergehaltsabhängigen Schwankungen der Wasserdurchlässigkeit kommt. Melchior et al. (2007a) stellen bei ihren Untersuchungen auf der Deponie Hamburg- Georgswerder fest, dass die Durchsickerung der Bentonitmatten innerhalb weniger Jahre auf Werte von rund 200 mm/a zugenommen hat. Ursache dafür war die Bildung irreversibler Schrumpfrisse. Auf der Deponie Deetz wurde ebenfalls die Wirksamkeit einer Bentonitmatte untersucht. Es wurde ein Wirkungsgrad von 79,4 bis 87,1% gemessen (Melchior et al., 2007b)

Größtes Problem bei Bentonitmatten ist wie bei den mineralischen Dichtungen, die Gefahr einer Austrocknung. Deshalb sollte auf eine ausreichende Mächtigkeit der Rekultivierungsschicht geachtet werden, um Austrocknungseffekte zu vermeiden. Weitere Nachteile von Bentonitmatten sind die Gefahr der Durchwurzelung, die entstehenden Überlappungsbereiche bilden Schwachstellen, die Funktion der Dichtigkeit ist nur bei Feuchtigkeit gegeben und aufgrund der geringen Schichtdicke ist ein Perforation möglich (Hoins& Tyranowski, 1998).

Kapillarsperren:

Eine weitere Möglichkeit ist der Einsatz von Kapillarsperren. Diese besteht aus 2 Lagen definierter Mineralstoffschichten unterschiedlicher Körnung, einem Kapillarblock und einer Kapillarschicht. Die Kapillarschicht besteht aus einem Fein- bis Mittelsand, der Kapillarblock aus grobem kiesigem Material. Abbildung 9-2 zeigt den exemplarischen Aufbau einer Kapillarsperre. Die Wirkungsweise beruht auf der unterschiedlichen Korngrößenverteilung der beiden Materialien. Das Sickerwasser wird innerhalb der feinkörnigen Schicht gehalten und lateral abgeführt, wenn die Grenzschicht der beiden Materialien geneigt ist (Gerlach, 2007). Durch den Sprung der Porengrößen an der Schichtgrenze kommt es in der oberen feinkörnigen Schicht zu höheren Kapillarkräften. Dadurch wird das Wasser kapillar gehalten, was zu höheren Wassergehalten und zu einer höheren hydraulischen Leitfähigkeit oberhalb der Schichtgrenze führt. Das eindringende Niederschlagswasser versickert nicht in den Kapillarblock sondern wird über die Schwerkraft aufgrund der Hangneigung lateral abgeführt. Dazu ist ein Mindestgefälle von 1:7 notwendig (blp GeoServices, 2009).

Vorteile einer Kapillarsperre sind:

- geringer bautechnischer Aufwand gegenüber dem Regelaufbau nach TASI,
- einfache Qualitätssicherung möglich,
- Unempfindlichkeit gegen Austrocknung und
- Standsicherheit in stark geneigten Deponieflanken (Bräcker,2002).

Allerdings bietet sie keinen Schutz gegen Deponiegas. Bei starken Niederschlägen besteht zudem die Möglichkeit eines Durchbruchs und für den Einbau ist ein großer Volumenbedarf gegeben (Hoins& Tyranowski, 1998).

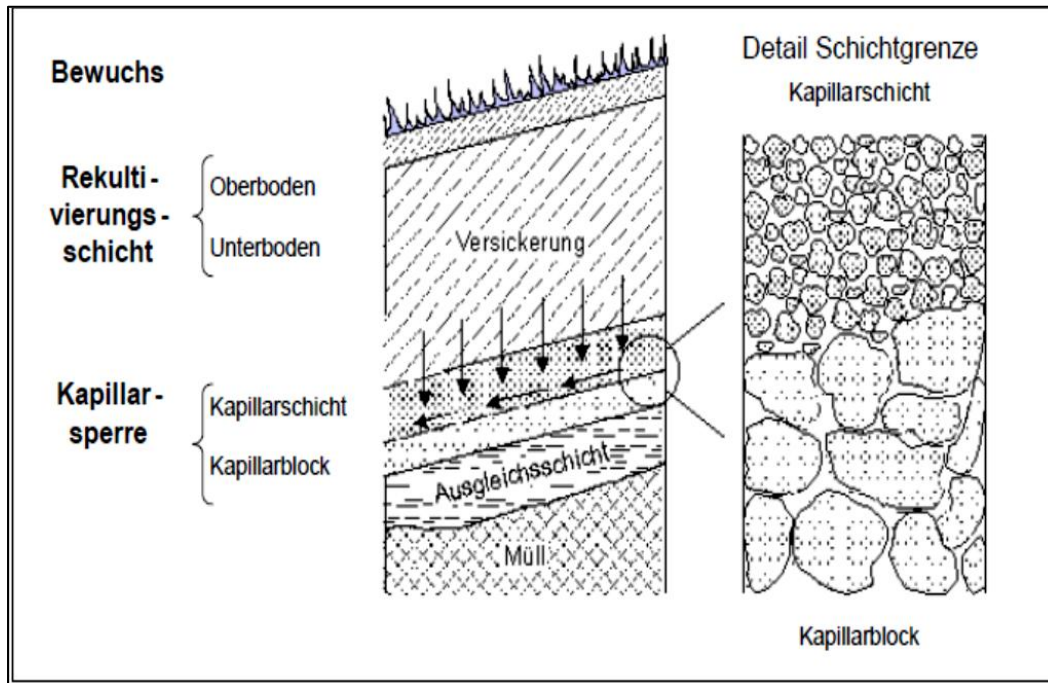


Abbildung 9-2: Aufbau der Kapillarsperre (aus: GDA 2-33, 2010, S.2)

Im Zusammenhang mit Kapillarsperren übernimmt die Rekultivierungsschicht eine wichtige Rolle. Sie sollte Niederschlagswasser speichern können, einen Teil davon durch Evapotranspiration wieder abgeben und das restliche Wasser gleichmäßig über die darunterliegende Kapillarsperre verteilen. Somit soll eine Überlastung und ein möglicher Durchbruch der Kapillarsperre verhindert werden (blp Geoservices, 2009). Die Mächtigkeit der Rekussschicht über einer Kapillarsperre sollte mindesten 1,2m betragen (von der Hude, 2001).

Der Einsatz von Kapillarsperren ist an bestimmte Randbedingungen geknüpft, die bei der Dimensionierung in ihrem Zusammenwirken zu betrachten sind (Böschungslänge,-form,-neigung, erwartete Zusickerung zur Kapillarsperre, laterale Dränkapazität der verfügbaren Materialkombinationen). Sind die erforderlichen Randbedingungen erfüllt, so bietet die Kapillarsperre insbesondere im Verbund mit einer KDB, eine sehr leistungsfähige und beständige Lösung gerade für die Abdichtung steiler Böschungen kann dieses System bei Verfügbarkeit geeigneter Materialien sehr empfohlen werden (Melchior, 1999).

Auf der Deponie Karlsruhe West wurde die Leistungsfähigkeit einer Kapillarsperre mit darüber liegender mineralischer Dichtung und als alleiniges Dichtungssystem untersucht.

Dabei zeigt die Kapillarsperre als alleiniges Dichtungssystem eine genauso gute Wirkung wie mit mineralischer Dichtung (Giurgea& Hötzl, 2004).

Auch auf der Deponie Deetz wurden Testfelder mit Kapillarsperre und Kapillarblockbahn gebaut. Die Kapillarsperre erreichte eine Dichtungswirkung von 99,3% des Niederschlages, die Kapillarblockbahn sogar von nahezu 100% des Niederschlages.

Behling (2010) wertete die Ergebnisse von 64 Testfeldern in Deutschland aus, darunter auch Felder mit Kapillarsperren als Dichtung. Die Mehrheit (13 von 16 Kapillarsperren) zeigten eine Durchsickerung von weniger als 20 mm/a.

Mineralische Dichtungen:

Mineralische Dichtungen bestehen aus zwei Lagen, die auf jeweils 0,25 m und die geforderte geringe Durchlässigkeit verdichtet werden (Melchior, 1999). Die mineralische Dichtungsschicht besteht aus den Bodengruppen Ton, Schluff ggf. Sand mit schluffigem oder tonigem Feinkornanteil. Der Feinstkorngehalt (<2 µm) muss mindestens 20 Gew. % betragen. Der Anteil der Tonminerale muss bei 10 % liegen (Welling, 1998).

Die Dichtsysteme können in Einfach-, Doppel- oder Verbunddichtungen eingesetzt werden (Melchior, 1999). Problematisch bei mineralischen Abdichtungen ist jedoch die Abnahme der Wirksamkeit durch die Bildung von Trockenrissen.

Behling (2007) kam bei seinem Vergleich von Testfeldern mit mineralischen Abdichtungen zu dem Ergebnis, dass mineralische Abdichtungen mit Trockenrisschädigungen, Durchsickerungen von 100-200 mm/a zeigen. Für intakte Testfelder zeigen sich Durchsickerungsraten bis zu 30 mm/a, je nach Höhe des kf Wertes. Auf dem Testfeld der Deponie Karlsruhe-West führte die Ausbildung von Trockenrissen ebenfalls zur Erhöhung der Abflüsse (Giurgea& Hötzl, 2004).

Melchior et al. (2002) stellen bei ihren Untersuchungen ebenfalls fest, dass die Abflüsse unter der mineralischen Dichtung mit den Jahren zunahmten. Acht Jahre nach der Herstellung der Dichtung lag der Wirkungsgrad bei nur noch 50%. Dies ist ebenfalls durch die Bildung von Trockenrissen zu erklären.

9.3 Bau einer Wasserhaushaltsschicht oder alternativen Abdeckung

1) Wasserhaushaltsschicht

Über den Ausbau der Abdeckung zur Wasserhaushaltsschicht bzw. alternativen Abdeckung kann ebenfalls eine Sickerwasserminimierung erfolgen. Wasserhaushaltsschichten verhalten sie gegenüber herkömmlichen Dichtungssystemen völlig anders. Bei den herkömmlichen Dichtungen die Systemwirksamkeit anfangs am höchsten und nimmt mit zunehmender Alterung ab. Für Wasserhaushaltsschichten sind anfangs relativ hohe Versickerungsraten zu erwarten, da der Bewuchs noch spärlich ist und das System folglich noch keine hohen Verdunstungswerte erzielen kann. Mit zunehmender Bodenreifung und dichterem Bewuchs wird die Wirksamkeit dann immer besser, so dass an niederschlagsarmen Standorten langfristig mit einer guten Wirksamkeit gerechnet werden kann (Melchior, 2006).

In Abbildung 9-3 ist der zeitliche Verlauf der Durchsickerung der Wasserhaushaltsschicht (WHS) im Vergleich mit einer mineralischen Dichtung (MD) und der Kunststoffdichtungsbahn (KDB) dargestellt. Die auf der x- Achse aufgetragenen Phasen werden nach Melchior (2001b) folgendermaßen definiert:

- **„Phase I** Wassereintrag von heute bis zur vollflächigen Herstellung der Systeme
- **Phase II** Systemwirksamkeit nach Herstellung bis zum Einsetzen erster nennenswerter Auswirkungen von Alterungsprozessen
- **Phase III** Systemwirksamkeit in der Zeitspanne vom Einsetzen erster Auswirkungen von Alterungsprozessen bis zum Ende der Alterung. Bei Systemen, die zwei unterschiedliche Barrieren nutzen, kann die Phase III in die Phasen IIIa und IIIb weiter unterteilt werden,

wobei der Übergang von der Phase IIIa zur Phase IIIb den Zeitpunkt darstellt, zu dem die Alterung der ersten Barriere abgeschlossen ist, und nur noch die zweite Barriere für eine Restwirksamkeit des Systems sorgt.

- **Phase IV** Dauerhafte Wirksamkeit der Systeme nach Abschluss der Alterung.“

Im oberen Teil der Abbildung 9-3 wird die Abdichtungswirksamkeit der einzelnen Komponenten betrachtet. Bis zum Ende der Phase IIIa ist die Kunststoffdichtungsbahn sehr gut wirksam. Durch Alterungsprozesse nimmt die Wirksamkeit anschließend deutlich ab. Auch die mineralische Dichtung ist anfangs gut wirksam. Vor allem durch Austrocknungsprozesse verliert sich jedoch im Laufe der Zeit an Wirksamkeit. Die Wasserhaushaltsschicht verhält sich im Vergleich mit den anderen beiden Komponenten genau gegensätzlich. Zu Anfang sind die Versickerungsraten am größten. Mit zunehmender Bodenreifung und dichterem Bewuchs nimmt die Wirksamkeit zu (Melchior, 2001b).

Im unteren Teil der Abbildung 9-3 wird die Wirksamkeit einer Kombinationsabdichtung nach TASI mit einer Wasserhaushaltsschicht über Kunststoffdichtungsbahn verglichen. Solange die Kunststoffdichtungsbahn wirksam ist, gibt es keine nennenswerten Unterschiede. Mit Versagen der KDB nimmt die Wirksamkeit ab. Im Zuge dessen altert auch die mineralische Dichtung was die Durchsickerung weiter erhöht während das System Wasserhaushaltsschicht+KDB deutlich geringere Durchsickerungen zeigt (Melchior, 2001b).

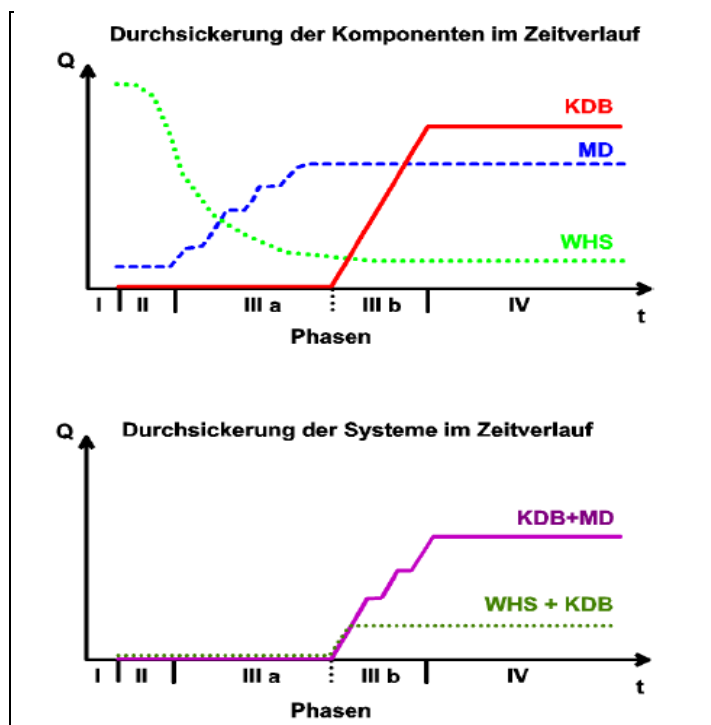


Abbildung 9-3: Schematischer Vergleich der alterungsbedingten Zunahme der Durchlässigkeit einzelner Komponenten und vollständiger Oberflächenabdichtungssysteme (aus Melchior, 2001b, S.45)

Zu bedenken ist allerdings, dass die Herstellung einer Wasserhaushaltsschicht mit deutlich mehr Aufwand verbunden. Hier ist eine Mindestdicke von 1,5 m und eine nutzbare Feldkapazität von mehr als 220 mm notwendig. Die Wasserhaushaltsschicht soll aus einer 0,3 m mächtigen humushaltigen Oberbodenschicht und einer 0,7- 2,7 m mächtigen Unterbodenschicht mit geringem Anteil an organischer Substanz aufgebaut sein. Der Oberboden übernimmt die Funktion eines Versickerungshorizontes während der Unterboden das Wasser speichert.

Zum Bau solcher Wasserhaushaltsschichten kommen nur bestimmte Bodenarten in Frage. Die Böden müssen außerdem die Anforderungen des Anhangs 3 der Deponieverordnung erfüllen. Eine Zusammenstellung über geeignete Böden für Wasserhaushaltsschichten findet sich z.B. in Müller (2011).

Beim Einbau der Bodenmassen ist zu beachten, dass die Arbeiten nur bei dem der Bodengruppen entsprechenden Konsistenzen ausgeführt werden (Müller, 2011).

Verdichtungen/ Vernässungen sind im Rahmen der Einbaumaßnahmen zu minimieren. Hier erweist sich der Einbau im Vor-Kopf-Verfahren mit Hilfe von Radladern als optimal (Müller, 2011).

Ein Einbau im Winter ist nicht zulässig (Maier-Harth et al., 2005).

Allerdings ist zu bedenken, dass Wasserhaushaltsschichten nur in Gebieten mit jährlichen Niederschlagsmengen bis 650 mm/a so funktionieren, dass keine Durchsickerung stattfindet (Maier-Harth et al., 2005).

Am Standort treten deutlich höhere Niederschläge auf. So lag der mittlere jährliche Niederschlag im Untersuchungszeitraum bei 809,2 mm. So ist am Standort durchaus mit einer Durchsickerung zu rechnen.

Die auf der Deponie Deetz untersuchten Wasserhaushaltsschichten zeigen eine gute Wirksamkeit. Die jährliche Versickerung liegt zwischen 46-48 mm/a, dies sind ca. 8% des Niederschlages (Melchior et al., 2010).

Obwohl die Wasserhaushaltsschichten sich in ihrer Mächtigkeit unterscheiden, sind bisher die Unterschiede im Wasserhaushalt als sehr gering zu bezeichnen.

2) *Alternative Abdeckung*

Von Stegmann et al. (2001) wird für Altdeponien der Aufbau einer alternativen Oberflächenabdeckung mit einer Rekuschicht vorgeschlagen, die aufgrund ihrer Stärke (> 1,5m) ihrer Bodeneigenschaften und ihrer Bepflanzung eine annähernd ausgeglichene Wasserbilanz aufweist. Die Niederschläge sollten in der Rekuschicht weitgehend gespeichert und durch geeignete Pflanzen verbraucht werden. Außerdem kann punktuell oder flächig entweichendes Deponiegas in der Rekuschicht oxidiert werden. Durch den Einsatz von Kompost in der oberen Schicht wird die Wasserhaltekapazität und somit das Wasserspeichervermögen dieser Lage deutlich erhöht. Durch den Komposteinsatz wird auch das Methanoxidationspotential erhöht.

Abbildung 9-4 zeigt den Aufbau der alternativen Oberflächenabdeckung wie von Stegmann et al. (2001) vorgeschlagen. Als Dichtungselement wird hier die Kapillarsperre vorgeschlagen. Die Sickerwasserproduktion dieses Systems wird auf 2-10% des Niederschlages geschätzt.

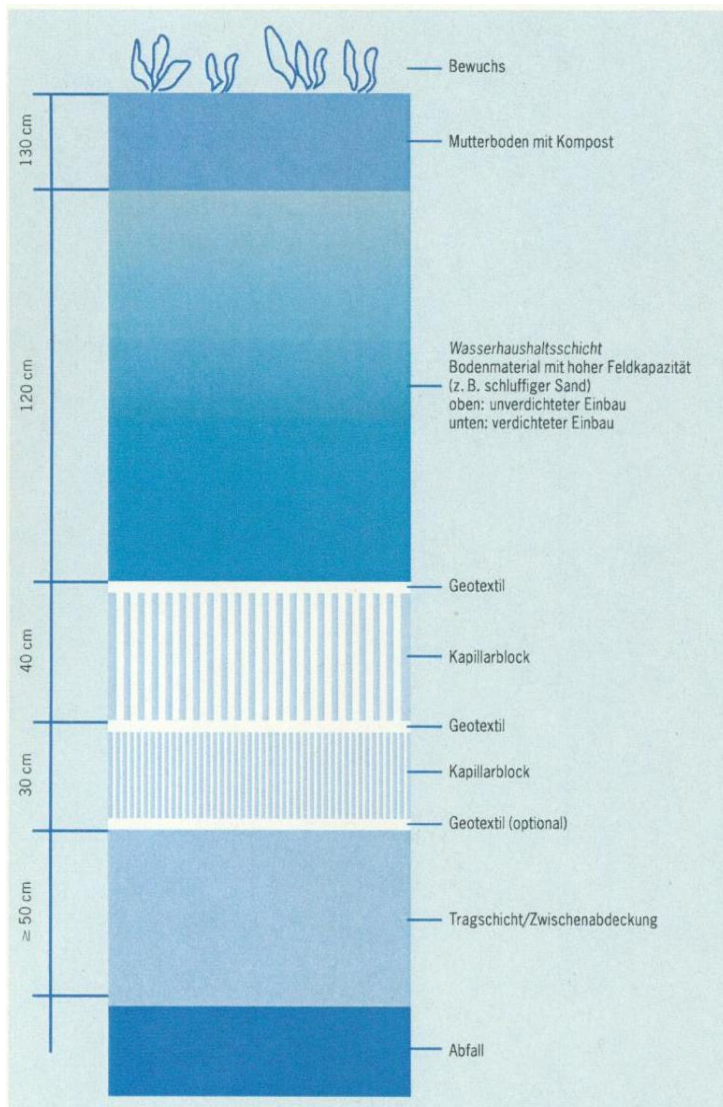


Abbildung 9-4: Beispiel für eine alternative Oberflächenabdeckung (aus Stegmann et al., 2001, S.408)

3) Boden-Natur Dichtung

Bei der Boden- Natur- Dichtung handelt es sich um ein > 2,7 m mächtiges, mineralisches Oberflächenabdichtungssystem mit kontrollierter Verdichtung. Dabei übernimmt die Rekultivierungsschicht die Speicherfunktion und die mineralische Dichtungsschicht die Dichtungsfunktion. Dieses System wurde auf der Altdeponie Castrop- Rauxel als Testfeld gebaut und über einen Zeitraum von 11 Jahren untersucht. Die mineralische Dichtung besteht aus 4 kontrolliert verdichteten Lagen à 25 cm Mächtigkeit (schwach toniger Schluff). Auf der mineralischen Dichtungsschicht wurde eine 20 cm starke Entwässerungsschicht aufgetragen. Darüber folgt die Rekuschicht mit einer Mächtigkeit von 1,3 m (LANUV, 2009). In Abbildung 9-5 ist der Aufbau schematisch dargestellt.

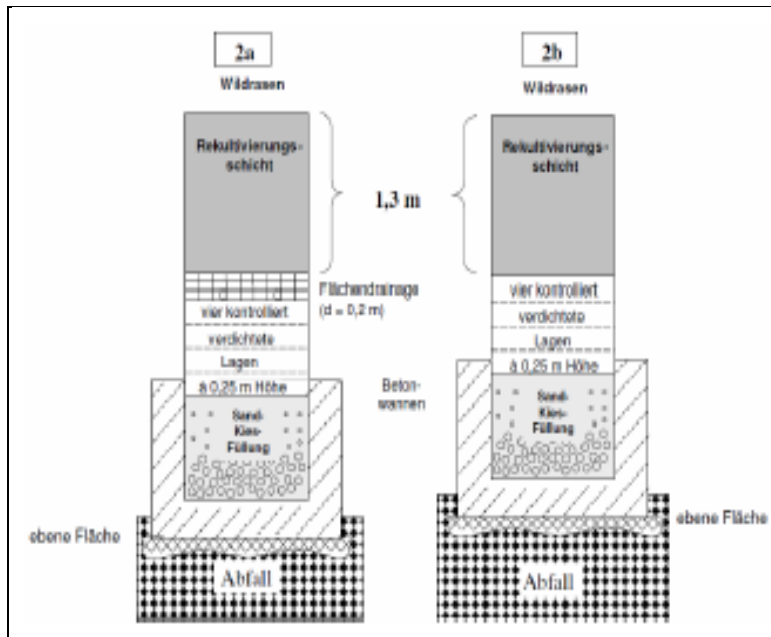


Abbildung 9-5: Aufbau der Abdichtungssysteme (aus Zepp (2011), S.7)

Die bisherigen Untersuchungen zeigen, dass die Permeation des Gesamtsystems danach unter 1 % des Niederschlages liegt. Austrocknungserscheinung der mineralischen Dichtungsschicht konnten bisher nicht festgestellt werden. Der Schutz der mineralischen Dichtungsschichten vor Austrocknungsschäden wird im Wesentlichen durch die Mächtigkeit und das Wasserspeichervermögen der Rekultivierungsschicht erzielt. Begleitend trägt die Entwässerungsschicht durch ihre kapillarbrechende Wirkung und die Begrenzung des konvektiven Wasserdampftransportes zu diesem Schutz bei (LANUV, 2009).

Die Rekultivierungsschicht muss bei diesem System mindestens 1,15 m mächtig sein und mit humushaltigem Oberboden überdeckt werden. Die nutzbare Feldkapazität soll wenigstens 200 mm, bezogen auf die Gesamtdicke der Rekuschiicht betragen (LANUV, 2009).

9.4 Zusammenfassung

Es gibt zahlreiche Möglichkeiten die Wasserdurchlässigkeit der Abdeckung am Standort zu minimieren. Diese reichen von einfachen Möglichkeiten wie einer Erhöhung der Abdeckung bis zum Neubau einer Oberflächenabdichtung.

Prinzipiell muss für den Standort erst entschieden werden, ob eine Abdeckung oder Abdichtung notwendig ist.

Nach Aussagen von Egloffstein und Burkhardt (2001) sind qualifizierte Abdeckungen nur nach Prüfung spezieller Kriterien anzuwenden. Zu diesen gehören:

- Vorschriften/ Genehmigungsfähigkeit,
- Kosten,
- Herstellbarkeit,
- Funktionsfähigkeit,
- Gefährdungspotential,
- Ökobilanz Abdichtungssystem.

In Abbildung 9-6 sind die Kriterien zusammengefasst, die für eine qualifizierte Abdeckung oder eine Abdichtung sprechen.

	Qualifizierte Abdeckungen	Abdichtungssysteme
Stoffinhärentes Gefährdungspotential	Stoffe / Abfälle mit geringem Gefährdungspotential (Gefährdungsabschätzung – Toxizität und Löslichkeit der Schadstoffe)	Stoffe / Abfälle mit hohem bzw. nicht exakt abschätzbarem Gefährdungspotential (Gefährdungsabschätzung – Toxizität und Löslichkeit der Schadstoffe)
Untergrundbeschaffenheit und Grundwassergefährdung	Untergrund aus gering durchlässigen, ausreichend mächtigen Bodenschichten mit hohem Adsorptionsvermögen, großer Grundwasserflurabstand, kein nutzbares Grundwasservorkommen im Abstrom der Deponie	Stark durchlässiger Untergrund mit geringem Adsorptionsvermögen, geringer Grundwasserflurabstand, nutzbare Grundwasservorkommen im Abstrom
Vorhandene technische Barrieren	Funktionsfähige Basisabdichtung und Entwässerung vorhanden (Systemleistung ist zu bewerten!)	Keine Basisabdichtung und/oder Entwässerung vorhanden
Klimatische Wasserbilanz	Gebiet mit negativer klimatischer Wasserbilanz (Niederschlag – Evapotranspiration), günstige Exposition der Deponie (Lage, Hangneigung etc.)	Gebiet mit positiver klimatischer Wasserbilanz, ungünstige Exposition der Deponie
Bodenwasserhaushalt	Gering durchlässiger Boden (Schluff) mit hoher Speicherleistung steht in ausreichender Menge und Qualität zur Verfügung	Es stehen nur Böden mit geringer Speicherleistung oder mit wechselnden Qualitäten zur Verfügung
Bepflanzungsmöglichkeiten	Bepflanzung mit hoher Interzeptionsverdunstung und Transpirationsleistung ist möglich	keine Bepflanzung mit mehrstufigem Kronendach möglich (z. B. nur Magerrasen)

Abbildung 9-6: Kriterien, die für die qualifizierte Abdeckung bzw. Abdichtung sprechen (aus Egloffstein & Burkhardt, 2001, S.343)

Für den Standort Muertendall sprechen von den sechs Kriterien vier für eine qualifizierte Abdeckung. Da der Standort eine positive klimatische Wasserbilanz aufweist und der abgedeckte Teil der Deponie nach Norden ausgerichtet ist, kann dieses Kriterium in Bezug auf eine qualifizierte Abdeckung nicht erfüllt werden. Auch bezüglich des Bodenwasserhaushalts wäre am Standort ein Abdichtungssystem erforderlich.

Die von Egloffstein und Burkhardt (2001) genannten Kriterien beziehen sich hauptsächlich auf den Standort. Nach Ramke (2004) stehen bei der Auswahl eines Oberflächenabdichtungssystems folgende Faktoren im Vordergrund:

- geotechnische Eignung,
- deponietechnische Eignung,
- Materialverfügbarkeit,
- Nachsorgeaufwand,
- Wirtschaftlichkeit.

Abbildung zeigt 9-7 ein Schema zur qualitativen Bewertung von Oberflächensicherungssystemen.

Beschreibung/ Kriterium	Verringerung Deponiegasemissionen	Aufrechterhaltung Umsetzungsprozesse	Verringerung Sickerwasserneubildung
Abdeckungen			
Bodenabdeckung	-	++	-
Temporäre Oberflächenabdichtungen			
mineralische Abdichtung ohne Dränschicht	+	+	-
mineralische Abdichtung mit Dränschicht	+	+	+
Abdichtung mit Bentonitmatten	+	-	+
Abdichtung mit Kunststoffdichtungsbahnen	++	-	++
Teilwirksame Oberflächenabdichtungen			
mineralisches Abdichtungssystem	++	-	+
Abdichtung mit Bentonitmatten	+	-	+
Kapillarsperre	-	-	+
Vollständige Oberflächenabdichtungen			
Kombinationsabdichtung	++	-	++
Kunststoffdichtungsbahn	++	-	++
Asphaltabdichtung	++	-	++

Abbildung 9-7: Schema zur qualitativen Bewertung von Oberflächensicherungssystemen (aus Ramke, 2004, S.71)

Ramke (2004) stellt jedoch bei seinen Überlegungen die deponietechnische Eignung eines Oberflächenabdichtungssystems in den Vordergrund. Unter deponietechnischen Aspekten hängt die Auswahl eines Oberflächenabdichtungssystems von folgenden Fragestellungen ab:

1. Wie weit muss die Deponiegasfassung verbessert werden?

Je nach Gasproduktion und vorhandenem Gasfassungssystem muss die Gasdichtigkeit der Oberflächenabdichtung angepasst werden. So ist für eine Deponie mit intensiver Gasproduktion, die über keine horizontale Gasdrainage in mehreren Stockwerken verfügt, zur Verbesserung des Erfassungsgrades eine stärkere Abdichtung der Deponieoberfläche notwendig.

2. Sollen die Umsetzungsprozesse im Deponiekörper aufrecht erhalten werden?

Folgende Fragen müssen hierbei geklärt werden:

- Wie weit sind die Abbauprozesse fortgeschritten?
- Welche Erfassungseinrichtungen für Emissionen sind vorhanden?
- Welche Behandlungsmöglichkeiten für Emissionen stehen zur Verfügung?

3. Wie weit soll die Sickerwasserbildung verringert werden?

In Bezug auf die Deponie Muertendall lassen sich die Fragestellungen wie folgt beantworten:

Die der zeitige Gasproduktion ist als gering einzustufen. Im Bereich des Altmüllkörpers erfolgt die Gasfassung mittels Gasbrunnen. Zur Verwertung des Deponiegases steht ein BHKW zur Verfügung.

Die Abbauprozesse sind weitgehend abgeklungen. Im Altmüllkörper ist noch organische Substanz vorhanden, allerdings scheint diese durch biologische Prozesse nur noch wenig abbaubar. Hier hat schon eine Umwandlung in schwer abbaubare Verbindungen stattgefunden.

Die Deponie Muertendall verfügt über eine funktionierende Basisabdichtung sowie eine Sickerwasserfassung und eine mächtige geologische Barriere. Die Gefahr einer Schadstoffausbreitung in den Untergrund ist somit als gering anzusehen. Die Behandlung des anfallenden Sickerwassers erfolgt in der deponieeigenen Sickerwasserreinigungsanlage.

Im Hinblick auf die Sickerwassermenge wäre es wichtig zu klären, wie viel des unter der Abdeckung anfallenden Drainagewassers, in den Altmüllkörper eindringt. Die in dieser Arbeit vorliegende Menge des Sickerwassers bezieht sich immer auf die Gesamtdeponie. Es konnte nicht geklärt werden, wie viel Sickerwasser unter dem Altmüllkörper anfällt. Aufgrund der hohen Dichte des Altmüllkörper und seiner geringen Wasserdurchlässigkeit, kann jedoch angenommen werden, dass der Großteil des Wassers an der Grenzfläche zwischen Altmüll und Abdeckung abfließt.

Welches Oberflächensicherungssystem letztlich für den Standort am besten geeignet ist, kann im Rahmen dieser Arbeit nicht geklärt werden. Dazu sind weitergehende Untersuchungen notwendig, wie die Simulation des Wasserhaushaltes unterschiedlicher Systeme, Anlegen neuer Testfelder etc. Außerdem spielen hier auch finanzielle Aspekte eine wichtige Rolle.

Fest steht, dass die derzeitige Abdeckung in Hinblick auf die Wasserdurchlässigkeit verbessert werden muss. Vor allem in den Wintermonaten fällt zu viel Wasser an, so dass die Sickerwasserreinigungsanlage ihre Kapazitätsgrenzen erreicht. Jedoch sollte der Wasserzutritt in den Müllkörper nicht vollständig unterbunden werden. Zum einen können dadurch die Schadstoffe, die noch im Deponiekörper sind, ausgewaschen werden. Andererseits haben die hier gemachten Versuche bzgl. der Atmungsaktivität gezeigt, dass vor allem der Faktor Zeit eine wichtige Rolle spielt. Mit zunehmender Zeit war eine Erhöhung der Atmungsaktivität und somit der Abbauprozesse feststellbar. Die höchsten Atmungsaktivität waren bei Wassergehalt von 30- 40 Gew. % FS erreicht. Deshalb sollte versucht werden diese Bedingungen im Deponiekörper zu erreichen.

10 Zusammenfassung

Die Deponierung von Abfällen führt zwangsläufig zur Gefährdung der Umwelt durch die von Deponien ausgehenden Sickerwasser- und Gasemissionen.

Um diese Emissionen einzudämmen, wurde vom Gesetzgeber vorgegeben, dass zum Schutz der Umwelt, Deponien sowohl an ihrer Basis als auch an ihrer Oberfläche durch technische Barrieren gesichert werden sollen.

Seit 2009 ist der Aufbau dieser Barrieren durch die Deponieverordnung geregelt. Seitdem ist es auch erlaubt, gezielt Wasser in den Deponiekörper zu infiltrieren. In der früheren gültigen TASI war dies nicht erlaubt. Durch Untersuchungen an Deponien wurde jedoch festgestellt, dass ein gewisser Wassereintrag in Deponien notwendig ist, um dort die biologischen Abbauprozesse aufrecht zu erhalten und somit den Abbau der Organik im Deponiekörper zu gewährleisten. Als optimal werden Wassergehalte ab 40 Gew. % FS in der Literatur genannt.

Auf der Deponie Muertendall wurde Anfang 2000, der sanierte Altmüllkörper mit einer etwa 80 cm dicken temporären Abdeckschicht versehen. Im Jahr 2005 wurde ein Testfeld angelegt, um die Leistung der Abdeckung in Bezug auf ihr Wasserrückhaltevermögen bzw. die Sickerwasserminimierung beurteilen zu können.

Unter der Abdeckung befindet sich ein Altmüllkörper (ca.25 Jahre) der im Zuge der Sanierung der Deponie umgelagert wurde. Aus diesem wurden insgesamt 36 Proben entnommen um das Restemissionspotential bzw. die Zusammensetzung der Abfälle zu bestimmen.

In Bezug auf die anfänglichen Fragestellungen können folgende Feststellung gemacht werden:

Frage 1

Reicht die bisherige Abdeckung zur Sicherung der Deponie aus?

Die auf dem Altmüll vorhandene Abdeckung ist nicht geeignet um die Sickerwassermengen deutlich zu minimieren. Im Mittel erreichen 50% des Niederschlages den Altmüllkörper. Lediglich in den Sommermonaten kann durch die höhere Verdunstung ein geringerer Abfluss gemessen werden. Als Gründe für den hohen Drainageabfluss können der hohe kf Wert der Abdeckung, die geringe nutzbare Feldkapazität, die Bildung von Trockenrissen und die Wühltätigkeit von Tieren genannt werden. Die berechneten Wirkungsgrade liegen nur in den Sommermonaten im Bereich von 80-100%.

In der Arbeit konnte leider nicht geklärt werden, wie viel des Drainageabflusses in den Altmüllkörper eindringt bzw. unter dem Altmüllkörper austritt. Da der Altmüllkörper eine sehr hohe Dichte besitzt, kann allerdings angenommen werden, dass ein Großteil des Wassers an der Grenzfläche zwischen Abdeckung/Müll abfließt und nicht in den Altmüll eindringt, sondern in der Flächendrainage der Basisabdichtung versickert. Um hier genaueres zu erfahren, müssten weitere Untersuchungen erfolgen.

Im Altmüllkörper der Deponie Muertendall ist selbst nach ca. 30 Jahren immer noch organisches Material vorhanden ist. Der Großteil der Organik findet sich in der Fraktion <20mm. Um dies abzubauen bzw. umzuwandeln, müssen die biologischen Prozesse im Deponiekörper weiterhin ablaufen können. Außerdem spielt hier der Faktor Zeit eine entscheidende Rolle. Dies zeigen auch die Untersuchungen zahlreicher anderer Autoren.

Deshalb sollte am Standort Muertendall das Eindringen des Wassers in den Deponiekörper nicht vollständig unterbunden werden. Allerdings ist die bestehende Abdeckung so zu verändern bzw. zu erneuern, dass die Sickerwassermengen reduziert werden.

Frage 2

Welches Restgefährdungspotential geht vom Altmüllkörper aus?

Der Altmüll besteht größtenteils (bis 60 Gew.%) aus der Fraktion < 20mm. Dies ist das Resultat der biochemischen Zersetzung bzw. Mineralisierung der Abfälle. Im Vergleich mit dem Frischmüll/Rottemüll der Deponie zeigt der Altmüll einen deutlich höheren Feinmüllanteil, der auf die fortgeschrittenen Abbauprozesse im Deponiekörper zurückzuführen ist.

Auch aus der Literatur ist bekannt, dass der Feinanteil im Abfall mit zunehmender Ablagerungsdauer zunimmt.

Der übrige Anteil des Altmülls besteht größtenteils aus Stoffgruppen, die nur noch schwer biologisch bzw. gar nicht mehr biologisch abbaubar sind. Dabei handelt es sich um die Stoffe Papier/Pappe, Holz, Textilien, Kunststoffe und Gummi, die auch nach ca. 25 Jahren Ablagerungsdauer noch deutlich zu erkennen sind. Außerdem waren noch bis zu 35% Inertstoffe enthalten, also Steine, Glas und Keramik. Die leicht abbaubaren Fraktionen konnten unter den im Deponiekörper herrschenden Bedingungen abgebaut werden.

Die vorgefundenen Wassergehalte lagen unter den 40 Gew.%, die in der Literatur für die biologischen Abbauprozesse als optimal gelten. Die Wassergehalte, bezogen auf die Gesamtfraktion, lagen im Mittel bei 32,7 Gew. %. Bei der Fraktion <20mm zeigten nur 17,8% der Proben Wassergehalte über 40 Gew.%. Betrachtet man den Anteil der einzelnen Siebfractionen am Wassergehalt, so liegt dieser bei der Fraktion <20 mm am höchsten. Hier wird das meiste Wasser gespeichert zum einen auf Grund des Gehaltes an organischer Substanz sowie aufgrund der kleineren Partikelgröße.

Wie die chemisch- physikalische Analytik zeigt, befindet sich noch organische Substanz im Deponiekörper. Dies belegen die Glühverluste, die zwischen 17 und 21 Gew. % liegen sowie die Analysen des organischen Kohlenstoffes mit 7,4- 9,6 Gew. %. Gegenüber den Werten, die für Frischmüll angegeben werden, haben die Werte bereits um bis zu 50% abgenommen. Die Bestimmung des heißwasserlöslichen Kohlenstoffes ergab, dass der größte Teil des Kohlenstoffes nur noch schwer löslich ist. Es hat in den Jahren eine Umwandlung des Kohlenstoffes in schwer lösliche bzw. nicht abbaubare Huminstoffe stattgefunden. Außerdem zeigt sich eine Abhängigkeit zwischen dem Stickstoff- und Kohlenstoffgehalt. So zeigen organikreiche Proben höhere Stickstoffgehalte.

Die gemessenen Atmungsaktivitäten nach 4 Tagen sind als sehr gering zu bezeichnen. Es werden maximal 2,5 mgO₂/gTS erreicht. Sie deuten auf nur noch schwer abbaubare Verbindungen hin. Im Vergleich mit dem Ausgangspotential liegen sie nur noch bei ca. 5%. Allerdings konnte festgestellt werden, dass sich mit zunehmender Zeitdauer die Atmungsaktivitäten erhöhen, was darauf hindeutet, dass noch biologische Abbauprozesse stattfinden.

Wie die Elutionsversuche zeigen, geht von der vorherrschenden Fraktion < 20 mm nur noch ein geringes Emissionspotential aus. Bereits nach dem ersten Elutionszyklus liegen die meisten Schadstoffkonzentrationen unter dem Grenzwert. Der noch enthaltene Stickstoff besteht überwiegend aus Ammonium, die Konzentrationen an Nitrit und Nitrat sind nur noch sehr gering. Aus der Literatur ist bekannt, dass der Parameter Stickstoff den längsten Zeitraum bis zum Erreichen der Grenzwerte benötigt, dies kann auch für den Altmüll der Deponie Muertendall bestätigt werden.

In Bezug auf die Gasemissionen geht von der Deponie nur ein geringes Gefährdungspotential aus. Die Gasmengen sind sehr gering aber die Gasqualität ist mit einem Anteil von ca. 60 Vol.% CH₄ als gut

zu bezeichnen. Dabei zeigen die Brunnen in den meisten Fällen höhere Methananteile als die Rigolen. Von der prognostizierten Gasmenge wurden bisher nur 13% erfasst.

Die Sickerwassermengen sind im Vergleich mit den Angaben aus der Literatur eher als hoch zu bezeichnen. Von Kruse (1994) werden solch hohe Sickerwassermengen für wassergesättigte Deponien angegeben. Der Anteil am Niederschlag liegt im Mittel bei 39%. Während in den Wintermonaten das meiste Wasser anfällt und die Kapazitätsgrenzen der Kläranlage erreicht werden, herrscht während der Sommermonate meist ein Wassermangel. Anhand der Daten der Sickerwasserqualität lässt sich feststellen, dass sich die Deponie in der stabilen Methanphase befindet. Außerdem ist die Schadstoffbelastung an den Proben aus dem Pumpwerk höher. Der CSB und der BSB5 zeigen für die letzten elf Jahre einen abnehmenden Trend. Die Schadstofffrachten zeigen, dass mit zunehmender Sickerwassermenge die Frachten ansteigen.

Frage 3

Wie viel Niederschlag lässt die Abdeckung durch? Reicht es aus zur Erhaltung der biologischen Abbauprozesse?

Die Mengen des Drainageabflusses haben einen Anteil von 27% bis 66% des Niederschlages und sind im Vergleich mit anderen Testfeldern als hoch zu bezeichnen. Sie zeigen außerdem eine jahreszeitliche Abhängigkeit mit geringen Anteilen im Sommer und hohen im Winter. In den Sommermonaten erreicht die Abdeckung Wirkungsgrade von bis zu 100%, im Winter geht er zurück bis auf 20%.

Wie die Analyse der Wassergehalte zeigt, liegen diese größtenteils unter den optimalen 40 Gew.%. Um die Wassergehalte im Altmüllkörper auf 40 Gew.% zu erhöhen, wäre eine Wassermenge von ca. 4000 mm/a notwendig (vgl. S. 207). Allerdings zeigen die Versuche zur Atmungsaktivität, dass eine Erhöhung des Wassergehaltes nicht zwingend zu einer Erhöhung der biologischen Aktivität führt. Fragwürdig ist auch, ob eine so hohe Wassermenge vom Deponiekörper aufgenommen werden kann. Dagegen spricht zum einen die hohe Dichte des Deponiekörpers, zum anderen seine geringe Wasserdurchlässigkeit.

Frage 4

Wie sieht die optimale Abdeckung für den Standort aus?

Nach der Betriebsgenehmigung der Deponie ist vorgesehen die Deponie mit einer Oberflächenabdeckung nach TASI auszustatten. Unter Einbeziehung der hier gewonnenen Untersuchungsergebnisse sowie der Tatsache, dass der Standort über eine vollflächige funktionierende Basisabdichtung, eine gute geologische Barriere und einer Sickerwasser-/Gasfassung verfügt, kann hier durchaus eine alternatives Oberflächensicherungssystem verwendet werden. Prinzipiell bieten sich drei Vorgehensweisen an:

1. Die derzeitige Abdeckung bleibt bestehen und es werden Maßnahmen zur Verringerung der Wasserdurchlässigkeit durchgeführt,
2. Neubau einer Abdichtung oder Ausbau der bestehenden Abdeckung zur Abdichtung oder
3. Bau einer Wasserhaushaltsschicht oder alternativen Abdeckung mit geringer Restdurchlässigkeit.

Allerdings ist hier durch weitere Untersuchungen, Versuche und Modellierung zu prüfen welches System für den Standort am geeignetsten ist

11 Literatur

Aéroport de Luxembourg (2007): Données Climatologiques. Résumé des moyennes tricennales de certains valeurs déterminées. Période 1971- 2000, 3 S.

Administration de la navigation aérienne (2005- 2011): Résumé mensuel du Temps 2005- 2011.

AG Boden (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. Aufl.,392 S., 33 Abbildungen, 91 Tabellen, Bundesanstalt für Geowissenschaften, Rohstoffe und Geologie, Landesämter in der BRD, Hannover.

Allgaier,G., Stegmann, R. (2004): Evaluierung und Erstabschätzung von Altablagerungen. Nachfolgeprojekt, Endbericht für die Projektphasen I-III, Tu Hamburg- Harburg, Arbeitsbereich Abfallwirtschaft, 113 S.

Andreas, L. (2000): Langzeitemissionsverhalten von Deponien für Siedlungsabfälle in den neuen Bundesländern. Beiträge zur Abfallwirtschaft Band 14, Schriftenreihe des Institutes für Abfallwirtschaft und Altlasten, TU Dresden.

Arlt, K.J., Wolsfeld, N. (2008): Ergebnisse mehrjähriger Untersuchungen der Oberflächenabdichtungs Versuchsfelder der Dillinger Hütte, Saarland. In: Henken- Mellies, U. (Hrsg.): 19. Nürnberger Deponieseminar 2008, Weiterbetrieb von Deponien sowie Stilllegung, Abdichtung und Nachsorge von Deponien, Heft 87, S. 73-84.

Behling, D. (2007): Wie wirksam sind Deponie- Oberflächenabdichtungen? Ergebnisse bundesweiter Testfelduntersuchungen. In: Egloffstein, T., Burkhardt, G. (Hrsg.): Abschluss und Rekultivierung von Altlasten 2007, Band 13, S. 11-21, ICP Eigenverlag Bauen und Umwelt, Karlsruhe.

Behling, D. (2010): Dichtheit und Beständigkeit von abdichtenden Systemkomponenten in Testfeldern auf deutschen Deponien. Müll und Abfall 09/2010, S.452-458, Erich Schmidt Verlag, Berlin.

Belevi, H., Baccini, P. (1989): Longterm behaviour of municipal solid waste landfills. Waste Management and Research, 7/1989, S.43-56.

Beyer, H.J., Gratz, R., Winter, G., Krämer, A. (2010): Restabfallanalyse 2009/10 im Großherzogtum Luxemburg, Band 1-3, Administration de l'environnement, Division des dechets, Luxemburg.

Bilitewski, B., Rotter, S., Schirmer, M., Janz, A. (): Analytik in der Abfallwirtschaft. Skript zum umwelttechnischen Praktikum, Teil Abfallwirtschaft, TU Dresden, Insitut für Abfallwirtschaft und Altlasten.

blp Geoservices (2009): Handlungsempfehlungen zu Oberflächenabdeckungen von Deponien in Österreich. Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft, Wien.

Bollin, K.-P, Raabe, S., Melchior ,S., Steinert, B. : (2005): Alternative Oberflächenabdichtungen für Deponien- Erste Ergebnisse der Versuchsfelduntersuchungen am Deponiestandort Deetz. In: Egloffstein, T., Burkhardt, G., Czurda, K. (Hrsg.): Abschluss und Rekultivierung von Deponien und Altlasten 2005, Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, AbWi 135, S.195- 211, Erich Schmidt Verlag, Berlin.

Bogon, H. (2005): Deponiegasprognose: Worauf kommt es an? Praxistagung Deponie 2005. www.wasteconsult.de

Bothmann, P. (2000): Bedeutung der Rekultivierungsschicht für die langfristige Sicherheit von Deponien. In: Ramke, H.-G., Berger, K. und Stief, K. (Hrsg.): Wasserhaushalt der Oberflächenabdichtungssysteme von Deponien und Altlasten- Anwendung des HELP- Modells und Gestaltung der Rekultivierungsschicht. Hamburger Bodenkundliche Arbeiten, Band 47, S.181- 191, Hamburg.

Bönecke, G. (1995): Beeinflussung des Wasserhaushalts von Abdeckungen durch höheren Bewuchs- unter besonderer Berücksichtigung von Wald als Vegetationsdecke. In: Egloffstein, T., Burkhardt, G. (Hrsg.): Oberflächenabdichtungen für Deponien und Altlasten- Abdichtung oder Abdeckung?, Schriftenreihe Angewandte Geologie Karlsruhe, Band 37, S. 14-1- 14-16, Karlsruhe.

Bräcker, W. (2002): Abfallwirtschaftsfakten 6.1, Oberflächenabdeckungen und -abdichtungen. Niedersächsisches Landesamt für Ökologie und Bodenforschung, Hildesheim, 34 S.

Bräcker, W. (2007): Bewertung von Maßnahmen zur schnelleren Entlassung aus der Nachsorge. In: Kranert, M. (Hrsg.): Zeitgemäße Deponietechnik 2007, Stilllegung, Nachsorge und Nachnutzung, Stuttgarter Berichte zur Abfallwirtschaft, Band 90.

Breh, W. , Giurgea, V., Hötzl, H. (2002): Langzeitbeobachtungen zum Verhalten einer verstärkten mineralischen Dichtungsschicht in einer kombinierten Oberflächenabdichtung. Höxteraner Berichte zu angewandten Umweltwissenschaften 03, S. 75-90, Abteilung Höxter der FH Lippe und Höxter.

Collins, H.-J. (1998): Stand der Technik MBA- offene Anlagen. In: Stegmann, R., Rettenberger, G. (Hrsg): Entwicklungstendenzen in der Deponietechnik, Hamburger Berichte 12, S. 331-345, Economica Verlag, Bonn.

Döberl, G., Huber, R., Fellner, J., Cencic, O., Brunner, P.H. (2002): Neue Strategie zur Nachsorge von Deponien und zur Sanierung von Altlasten (STRANDENZA). Technische Universität Wien.

DIN 18128 (1990): Baugrund, Versuche und Versuchsgeräte: Bestimmung des Glühverlusts, Ausgabe 11/1990, Beuth Verlag, 3 S.

DIN 18128-1 (1998): Baugrund, Untersuchung von Bodenproben: Wassergehalt- Teil 1: Bestimmung durch Ofentrocknung. Ausgabe 04/1998, Beuth Verlag, 4 S.

DIN 38414: Bestimmung der Eluierbarkeit mit Wasser S4, Ausgabe 10/1984, Beuth Verlag.

DIN- EN 1899-2 (1998): Wasserbeschaffenheit: Bestimmung des biochemischen Sauerstoffbedarfs nach n- Tagen (BSBn), Teil 2: Verfahren für unverdünnte Proben, Ausgabe 5/1998, Beuth Verlag, 16 S.

Döberl, G., Huber, R., Fellner, J., Brunner, P.H. (2004): Wasser- und Stoffhaushalt der Hausmülldeponie Breitenau. Müll und Abfall, 2/2004, S. 71-77, Erich Schmidt Verlag, Berlin.

Döberl, G., Fellner, J., Allgaier, G., Brunner, P.H., Stegmann, R. (2006): Eine neue Methode zur Charakterisierung des Stabilisierungsgrades großer Altablagerungen (EMSA), Endbericht. Insitut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, TU Wien, Arbeitsbereich Abfallwirtschaft, TU Hamburg- Harburg, 178 S.

Drees, K.T. (2000): Beschleunigter Stoffaustrag aus Reaktordeponien. Dissertation. Insitut für

Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen.164 S.

Dunger, V. (2007): Entwicklung und Anwendung des Modells BOWAHALD zur Quantifizierung des Wasserhaushaltes oberflächengesicherter Deponien und Halde. Habilitationsschrift, TU Bergakademie Freiberg, 385 S.+ Anhang.

Eijkelkamp (2012): Doppelring- Infiltrometer, Gebrauchsanweisung. 8 S.

Egloffstein, T., Burkhardt, G., Heidrich, A. (1995): Wasserhaushaltsbetrachtungen bei Oberflächenabdichtungen und –abdeckungen. In: Egloffstein, T.; Burkhardt,G. (1995): Oberflächenabdichtungen für Deponien und Altlasten- Abdichtung oder Abdeckung? Schriftenreihe Angewandte Geologie Karlsruhe, Band 37, S. 12-1- 12-53, Karlsruhe.

Egloffstein, T., Burkhardt, G. (2001): Welche Dichtungs-/ Rekultivierungssysteme sind an welchen Standorten anwendbar? Müll und Abfall, 6/2001, S.336-345, Erich Schmidt Verlag, Berlin.

Ehrig, H.J., Brinkmann, U. (1998): Verbundvorhaben Deponiekörper- Zusammenfassender Abschlußbericht zum Arbeitsgebiet Siedlungsabfälle (Teilvorhaben 3-7). BUGH Wuppertal, Fachgebiet Abfall- und Siedlungswasserwirtschaft. 74 S.

Emig, M., Nienhaus, U., (2001): Leitfaden für die Beurteilung des Emissionspotentials von Altdeponien. Merkblätter Nr. 33, Landesumweltamt Nordrhein- Westfalen, Essen, 39 S.

Engelmann, B. (2010): Entwicklung beim Deponierecht: Die neue Deponieverordnung. 26. Fachtagung „ Die sichere Deponie 2010. Abdichtung von Deponien und Altlasten mit Kunststoffen.“, Würzburg, 6 S.

Entenmann, W. (1998): Hydrogeologische Untersuchungsmethoden von Altlasten. 1. Auflage, 373 S., Springer Verlag, Berlin.

Fein, W., Manz, E. (2001): Bau einer Wasserhaushaltsschicht- die Praxis zur Theorie am Beispiel der Deponie Eisenberg (Donnersbergkreis). In: Maier- Harth, U. (Hrsg): Oberflächenabdichtung und Rekultivierung von Deponien, 4. Deponieseminar des Geologischen Landesamtes RLP am 28.03.2001 in Mainz, S.227- 247.

Fellner, J., Schöngrundner, P., Brunner, P.H. (2003): Methanemissionen aus Deponien, Bewertung von Messdaten (METHMES), Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft, Wien, 107 S.

Figueroa, R.A. (1998): Gasemissionsverhalten abgedichteter Deponien. Hamburger Berichte 13, 314 S. + Anhang, Economica Verlag, Bonn.

Freres, D. (2002): Modellierung des Wasserhaushaltes von Deponien anhand des Simulationsprogramms Visual HELP. Diplomarbeit, RTWH Aachen.

GDA- Empfehlung E 2-18 (1997): Geotechnische Belange der Deponieentgasung (Entwurf). 9 S. (www.gdaonline.de)

GDA- Empfehlung E 2-30 (2003): Modellierung des Wasserhaushaltes der Oberflächenabdichtungssysteme von Deponien (Entwurf). 29 S. (www.gdaonline.de)

GDA- Empfehlung E 2-31 (2006): Rekultivierungsschichten. 28 S. (www.gdaonline.de)

GDA- Empfehlung E 2-32 (2000): Gestaltung des Bewuchses auf Abfalldeponien (Entwurf). 7 S. (www.gdaonline.de)

GDA- Empfehlung E 2-33 (2010): Kapillarsperre in Oberflächenabdichtungssystemen, 11 S., (www.gdaonline.de)

Geotechnik Ingenieure (2005): Deponie Muertendall Luxemburg. Geotechnische Beratung und Standsicherheitsnachweise Testfeld Gas- und Wasserdrainage. Gutachten vom 12.08.2005, 22 S.

Gerlach, A., Giurgea, V., Hötzl, H: (2004): Übertragung von Lysimetermessungen auf ein größeres Umfeld unter besonderer Berücksichtigung der numerischen Wasserhaushaltsmodellierung mit HELP. GSF- Bericht 02/04, S. 169-174, Neuherberg.

Gerlach, A. (2007): Wasserbilanzierung der Oberflächenabdichtung von Deponien unter Verwendung mathematischer Bilanzierungsmodelle. Dissertation, Universität Karlsruhe, 130S.

Giurgea; V., Hötzl, H. (2004): Langzeituntersuchungen von alternativen Oberflächenabdichtungssystemen in Großlysimetern; Deponie Karlsruhe West. In: Henken- Mellies, U.: 15. Nürnberger Deponieseminar 2004, Abdichtung, Stilllegung und Nachsorge von Deponien. Heft 82, S. 257-280, Nürnberg.

Gomiscek, T., Humer, M., Lechner, P. (1998): Entwicklung des Wasserhaushalts und der Methanemissionen in der Deponienachsorge. In: Stegmann, R., Rettenberger, G. (Hrsg.), Entwicklungstendenzen in der Deponietechnik, Hamburger Berichte 12, S. 213-229, Economica Verlag.

Hart, H. (1993): Beurteilung des natürlichen Untergrunds der Deponie Muertendall, Luxemburg, hinsichtlich seiner Verwendbarkeit zum Bau einer mineralischen Deponiebasisabdichtung. Untersuchungsbericht, 9 S.

Hartge, K.-H., Horn, R. (1989): Die physikalische Untersuchung von Böden. 2. Aufl., 175 S., 51 Abbildungen, 12 Tabellen, Ferdinande Enke Verlag, Stuttgart.

Haubrich, E., Wattendorf, P. (2002): Forschungsvorhaben „ Rekultivierung von Deponien, Ergebnisse aus Testfeldern in Baden- Württemberg.“ In: Landesamt für Umweltschutz Sachsen Anhalt: Fachinformation 3/2002, H1-26, Halle.

Häckel, H. (1996): Meteorologie. 4. Aufl., 448 S., 174 Zeichnungen, 27, Tabellen, Verlag Eugen Ulmer Stuttgart.

Hempel, D.C., Haarstrick, A. (2002): Analyse der biologischen und chemischen Reaktionsprozesse in Deponien. TU Braunschweig, SFB 477, 2002.

Henken- Mellies, U., Gartung, E. (2002) : Langzeituntersuchung an einem Versuchsfeld in Aurach. Müll und Abfall, 1/2002, S.28-32, Erich Schmitt Verlag, Berlin.

Henken- Mellies, U. (2005): Oberflächenabdichtungen im Test- Versuchsfelder auf der Deponie „Im Dienstfeld“. In: Henken- Mellies, U.: 16. Nürnberger Deponieseminar 2005, Abdichtung, Stilllegung und Nachsorge von Deponien- Sanierung von Altdeponien, LGA- Grundbauinstitut Nürnberg, Heft 84, S. 211-229, Nürnberg.

Henken- Mellies, U. (2006): Strategien zur nachhaltigen Stilllegung und Nachsorge von Siedlungsabfalldeponien. In: Henken- Mellies, U. (Hrsg.): 17. Nürnberger Deponieseminar 2006,

Abdichtung, Stilllegung und Nachsorge von Deponien, Tagungsband, LGA- Grundbauinstitut Nürnberg, Heft 85, S. 177- 192, Nürnberg.

Henken- Mellies, U. (2007): Langzeituntersuchung mineralischer Oberflächenabdichtungen- Ergebnisse der Testfelder auf der Deponie „Im Dienstfeld“/ Aurach. In: Henken- Mellies, U. (Hrsg.): 18. Nürnberger Deponieseminar 2007, Tagungsband, LGA- Grundbauinstitut Nürnberg, Heft 86, S. 99- 114, Nürnberg.

Henken- Mellies, U. (2009): Gibt es die ideale Oberflächenabdichtung? In: Henken- Mellies, U. (Hrsg.): 20. Nürnberger Deponieseminar 2009, Die neue Deponieverordnung, Deponien nach 2009, Veröffentlichungen des LAGA Grundbauinstituts Nürnberg, Heft 88, S.75- 88.

Heyer, K.U., Stegmann, R. (1997): Langfristiges Gefährdungspotential und Deponieverhalten von Ablagerungen. Abschlußbericht zum Teilvorhaben im BMBF- Verbundvorhaben „Deponiekörper“. Arbeitsbereich Abfallwirtschaft der TU Hamburg- Harburg.

Heyer, K.- U. (2003): Emissionsreduzierung in der Deponienachsorge. Einflüsse auf das Emissionsverhalten organischer und stickstoffhaltiger Verbindungen in Siedlungsabfalldeponien. Dissertation an der TU Hamburg- Harburg. Hamburger Berichte 21, 237 S., Verlag Abfall aktuell, Stuttgart.

Heyer, K.-U., Hupe, K., Stegmann, R. (2005): Stilllegungskonzepte und Stilllegungsanzeigen- Erfahrungen von Deponien mehrerer Bundesländer. High noon- Höchste Zeit zu handeln; nur noch 1 Monat bis zur Deponiestilllegung. Das IB, S. 241- 265, Kiel.

Hirschmann, G. ,Melchior, S. (2003): Qualifizierte Abdeckung der ehemaligen Deponie Eckerkoppel, Tagungsband zum ITVA- Symposium „Revitalisierung von Verkehrsflächen einer nachhaltigen Siedlungspolitik, S.45-64.

Hoins, H., Tyranowski, H. (1998): Oberflächenabdichtungssysteme für Altdeponien: Gestaltung und Kosten. In: Stegmann,R., Rettenberger, G. (Hrsg.), Entwicklungstendenzen in der Deponietechnik, Hamburger Berichte 12, S. 197-211, Economica Verlag.

Hoins, H. (2000): Oberflächenabdichtung von Deponien in Verbindung mit einer gezielten Rückbefeuchtung. Vortrag auf der Tagung zur Deponienachsorge am 30.11.2000 im Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, 23 S.

Hoins, H. ,Keine, A.; Piepenburg, A. (2003): Stand der Entwicklung bei Nachsorge und Abdichtung von Hausmülldeponien. Müll und Abfall, 2/2003, S. 70-73, Erich Schmidt Verlag, Berlin.

Hölting, B., Coldewey, W.G. (2005): Hydrogeologie- Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie. 6.Aufl., 326 S., 118 Abbildungen, 69 Tabellen, München.

Hötzl, H., Giurgea, V. (2004): Oberflächenabdichtungen für Deponien- Stand der Technik. Tagungsband Deponietechnik 2004, In: Stegmann, R. (Hrsg.), Hamburger Berichte 22,S. 165-180, Verlag Abfall aktuell, Stuttgart.

Hötzl, H., Liesch, T. (2005): Hydrogeologie III Vorlesungsskript. Version 1.2, Lehrstuhl für Angewandte Geologie Karlsruhe, 11 S.

Hupe, K., Heyer, K.U., Stegmann, R. (2002): Gezielte Befeuchtung/ Bewässerung von Altdeponien zur Beschleunigung der biologischen Umsetzungsprozesse, In: Stegmann, R., Rettenberger, G., Bidlingmaier, W., Ehrig, H.J. (Hrsg.): Deponietechnik 2002, Hamburger Berichte 18, S. 237- 269,

Verlag Abfall aktuell, Stuttgart.

Hupe, K., Heyer, K.U. (2003): Reaktordeponie versus Trockendeponie: Welche Nachsorgeprobleme kommen auf Deponiebetreiber zu? Tagung Deponie Nachsorge, 22./23. Januar 2003 in Ludwigsburg

Kabbe, G., Dohmann, M. (1999): Gezielte Infiltration von Wasser in einen Deponiekörper zur Reduzierung des Emissionspotentials. LUA Materialien 54.

Kloos, N.R. (2009): Einsatz der geoelektrischen Impedanztomographie zur Untersuchung der Wasserverteilung in einem Deponiekörper am Beispiel einer Infiltrationsanlage. Dissertation, Universität Trier, 120 S. +Anhang.

Kocks (1993): Sanierung und Erweiterung der Deponie Muertendall. Heft 1, Erläuterungsbericht, 216 S.

Kocks (2003): Pumpversuch Grundwassermessstelle. Untersuchungsbericht.

Kocks (2007a): Lageplan Abdichtung, Plan- Nr. A 23.

Kocks (2007b): Plan Details Testfeld, Plan- Nr. T 02.

Koss, K.D., Trapp, M. (2003): Entwicklung und Tendenzen der Sickerwasserbehandlung in NRW. Tagungsband in der Reihe Forum Siedlungswirtschaft und Abfallwirtschaft, Universität Essen, Heft 19, S. 9-24, Shaker Verlag.

Kögel- Knabner, I., Bäumler, R. (2003): Huminfizierungsstatus und Stabilität der organischen Substanz im Deponiekörper, Abschlussbericht. BayFORREST Forschungsvorhaben F185, Lehrstuhl für Bodenkunde, Wissenschaftszentrum für Ernährung, Landnutzung und Umwelt, Department für Ökologie, TU München.
94 S.

Kmoch, H.G., Hanus, H. (1965a): Vereinfachte Methodik und Auswertung der Permeabilitätsmessung des Bodens für Luft. Zeitschrift für Pflanzenernährung, Düngung, Bodenkunde, Band 111, Heft 1, S. 1-10.

Kmoch, H.G., Hanus, H. (1965b): Beitrag zur Methodik der Wasserpermeabilitätsmessung an ungestörten Bodenproben. Zeitschrift für Pflanzenernährung, Düngung, Bodenkunde, Band 111, Heft 1, S. 11- 23.

Krath, U. (2001): Oberflächenabdichtung der Deponie Fernthal (Kreis Neuwied)- Wasserhaushaltoptimierung und KDB- Abdichtung als Systemverbund. In: Maier- Harth, U.: Oberflächenabdichtung und Rekultivierung von Deponien, 4. Deponieseminar des Geologischen Landesamtes RLP am 28.03.2001 in Mainz, S.247- 259.

Kruse, K. (1994): Langfristiges Emissionsgeschehen von Siedlungsabfalldeponien. Dissertation, Fachbereich für Bauingenieur- und Vermessungswesen der Technischen Universität Carolo-Wilhelmina zu Braunschweig, 1994.

Krümpelbeck, I. (2000): Untersuchungen zum langfristigen Verhalten von Siedlungsabfalldeponien. Dissertation, Fachgebiet Abfall- und Siedlungswasserwirtschaft Bergische Universität-Gesamthochschule Wuppertal, Heft 3, 204 S., Wuppertal.

Krümpelbeck, I., Dohmann, M., Wirtz, A.; Kabbe, G., Stegmann, R., Heyer, K.U. (2001): Langfristiges Emissionsverhalten von Altdeponien. LUA Materialien Nr.61, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen, , 2001, 253 S.

Küffner, H. (2001): Aufbereitung und Auswertung von Pumpversuch Messdaten im Buntsandstein des westlichen Saarlandes. Diplomarbeit Universität Trier, 133 S.

Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (LANUV) (2009): Eignungsbeurteilung der Oberflächenabdichtung nach dem Boden- Natur- Dichtungssystem (BND- System). Recklinghausen, 2009, 24 S.

Ludwig, S. (2007): Wasserhaushaltsbilanzierung einer Oberflächenabdeckung anhand eines Testfeldes auf der Deponie Muertendall Luxemburg. Diplomarbeit Universität Trier, 136 S.

Maier- Harth, U., Bräckelmann, H., Sturm, D. (2005): Die Wasserhaushaltsschicht- Konzept und Durchführung am Beispiel der Hausmülldeponie Sprendlingen, Kreis Mainz- Bingen. In: Sanierung, Oberflächenabdichtung, Rekultivierung und Nachsorge von Deponien, 5. Deponieseminar des Geologischen Landesamtes RLP am 20.09.2005 in Nieder- Olm , S. 75-115.

Meggyes, T. (1994): Oberflächenabdichtungssysteme. In: Holzlöhner et al.: Forschungsbericht 201, Deponieabdichtungssysteme; Statusbericht, Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung, S.173-185, Berlin.

Melchior, S. (1993): Wasserhaushalt und Wirksamkeit mehrschichtiger Abdecksysteme für Deponien und Altlasten, Dissertation Universität Hamburg, Hamburger Bodenkundliche Arbeiten, 22, 330 S., Hamburg.

Melchior, S. (1998): In- situ Untersuchungen zur Wirksamkeit von Oberflächenabdichtungen. In: Stegmann, R., Rettenberger, G. (Hrsg.): Entwicklungstendenzen in der Deponietechnik, S.179- 196, Economica Verlag, Bonn.

Melchior, S (1999): Die Oberflächenabdichtung von Altdeponien. Regelsysteme, Alternativen, Empfehlungen. In: Rettenberger, G., Billitewski, B., Stegmann, R. (Hrsg.): Nachsorge von Deponien, Maßnahmen, Dauer, Kosten, S. 107-131, Verlag Abfall aktuell, Stuttgart.

Melchior, S., K. Berger, Sokollek, V. (2001a): Wasserhaushalt von Oberflächenabdichtungssystemen. In: Hösel, G., Billitewski, B., Schenkel, W., Schnurer, H.(Hrsg.): Müll-Handbuch, Erich Schmidt Verlag, Berlin, Bielefeld, München, Beitrag 4338, 26 S.

Melchior, S (2001b): Innovative Oberflächenabdichtungssysteme und Empfehlungen zum Einbau von Rekultivierungsschichten auf Deponien. In: Maier- Harth, U. (Hrsg.): Oberflächenabdichtung und Rekultivierung von Deponien, 4. Deponieseminar des Geologischen Landesamtes RLP am 28.03.2001 in Mainz, S. 15-49.

Melchior, S., Berger, K., Vielhaber, B., Miehlich, G. (2002): Großlysimeter Deponie Hamburg-Georgswerder: Wasserhaushalt und Wirksamkeit von Oberflächenabdichtungssystemen mit bindigen mineralischen Abdichtungen. In: Deutsche Gesellschaft für Geotechnik (Hrsg.): Status-Workshop "Austrocknungsverhalten von mineralischen Abdichtungsschichten in Deponie-Oberflächenabdichtungssystemen" an der Fachhochschule Lippe und Höxter, 18 S.

Melchior, S (2005a): Praxiserfahrungen und Ergebnisse der Qualitätssicherung bei der Rekultivierung von Deponien. In: Kranert, M. (Hrsg.): Zeitgemäße Deponietechnik 2005. Deponieverwertungsverordnung und Lösungsansätze bei der Deponiestilllegung. Stuttgarter Berichte zur Abfallwirtschaft, Band 84, S. 135-152.

Melchior, S. (2005b): Erfahrungen aus der Qualitätssicherung von Abdichtungen aus Trisoplast-Fallbeispiele aus Rheinland- Pfalz, In: Maier- Harth, U. (Hrsg.): Sanierung, Oberflächenabdichtung und Rekultivierung und Nachsorge von Deponien, 5. Deponieseminar des Geologischen Landesamtes RLP am 20.09.2005 in Nieder- Olm, S. 115-143.

Melchior, S (2006): Stand der Technik bei Oberflächenabdichtungen -alternative Dichtungssysteme. Referat 15, 7. Bayerische Abfall- und Deponietage 2006. 32 S.

Melchior, S, Sokollek, V., Berger, K., Steinert, B. (2007a): Achtzehn Jahre Testfelderuntersuchungen auf der Deponie Hamburg / Georgswerder. In: Kilchert, M., Hegewald (Hrsg.): 3. Leipziger Deponiefachtagung. Stilllegung, Sicherung und Nachsorge von Deponien. Beitrag B10. Leipzig, 17 S.

Melchior, S., Steinert, B., Raabe, S. (2007b): Zwischenergebnisse der Versuchsfelder der MEAB zu alternativen Oberflächenabdichtungssystemen auf der Deponie Deetz. Vortrag auf der Fachtagung der Arbeitsgemeinschaft Stoffspezifische Abfallbehandlung ASA e.V. am 30.08.2007, 22 S.

Melchior, S., Steinert, B., Raabe, S. (2010): Ergebnisse zur Wirksamkeit ausgewählter Oberflächenabdichtungssysteme der Versuchsfelder der MEAB auf der Deponie Deetz. Tagungsband zum 21. Nürnberger Deponieseminar, S. 105-116.

Mesu (1982): Einflussfaktoren auf den Wasserhaushalt von Mülldeponien. Symposiumsband „Gas- und Wasserhaushalt von Mülldeponien“, Heft 33, Internationale Fachtagung vom 29.9- 01.10.1982, Braunschweig.

Müller, M. (2011): Wasserhaushaltsschichten als Bestandteil von Deponieoberflächenabdichtungssystemen. Dissertation, Internationales Hochschulinstitut Zittau, 2011, 150 S.+ Anhang.

Münnich, K., Hudson, A. (2009): Beeinträchtigung der Bestimmung der hydraulischen Leitfähigkeit von Abfällen durch Gasbildung. Müll und Abfall, Heft 2/2009, S.48-54, Erich Schmidt Verlag, Berlin.

N.N. (2003): Großherzogliche Verordnung vom 24.02.2003 zur Abfalldeponierung. Amtsblatt des Großherzogtums Luxemburg, Sammlung von Rechtsvorschriften, Zusammenfassung Abfälle, S. 546-560.

N.N. (2009): Verordnung zur Vereinfachung des Deponierechts. Bundesgesetzblatt Teil I, G 5702, Nr. 22, Bonn.

Pimolthai, P. (2010): Comparative study of physical and chemical characteristics oft he mechanically and biologically treated waste from Luxemburg, Germany and Thailand. Dissertation Universität Trier, 188 S.

Polednik, J., Tiedt, M., Trapp, M. (2010): Technische Anforderungen und Empfehlungen für Deponieabdichtungssysteme: Konkretisierung und Empfehlungen zur Deponieverordnung. LANUV Arbeitsblatt 13, Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW, 2010, Recklinghausen, 120 S.

Prantl, R. (2007): Entwicklung der organischen Substanz im Zuge der In- Situ Belüftung von Deponien. Dissertation, Universität für Bodenkultur, Department Wasser- Atmosphäre- Umwelt, Insitut für Abfallwirtschaft, Wien, 133 S.

Ramke, H.G. (2002): Überlegung zur Auswahl von Oberflächenabdichtungssystemen. Beitrag zur Fachtagung: Die Deponieverordnung ist da. Fachtagung in der Bildungsstätte Duisburg des BEW, Bildungszentrum für Entsorgungs- und Wasserwirtschaft GmbH Duisburg, 05. September 2002, 42 S.

Ramke, H.-G. (2004): Modellierung des Wasserhaushalts und der Emissionen von Deponien. Technisches Kennblatt TKB IV/1-2 des Leitfadens Deponiestilllegung. Fachausschuss Deponie der ATV- DVWK/VKS, 74 S.

Rettenberger, G., Stegmann, R. (1998): Restemissionen aus Altdeponien: Kostengünstige Maßnahmen zur Sickerwasser- und Gasbehandlung. In: Rettenberger G, Bilitewski, B., Stegmann R. (Hrsg.): Nachsorge von Deponien, Maßnahmen, Dauer, Kosten, S.165- 200, Verlag Abfall aktuell, Stuttgart.

Reuter, E., Marktwardt, N., Pacalaj, C., Sutoris, M. (2004): Die schwarz- grüne Barriere- Konzepte für eine nachhaltige und kostengünstige Schließung von Altdeponien. Vortrag 11. Braunschweiger Deponie- und Dichtwandseminar, 2004, TU Braunschweig, 31 S.

Robertz, M., Felde, D., (2000): Kosteneffiziente Methode zur Bestimmung der biochemischen Atmungsaktivität AT_4 von Rottegut aus mechanisch- biologischen Vorbehandlungsanlagen (MBA). Applikationsbericht AL 99007, 4 S.

RUK (2007): Untersuchungsbericht Rottemüll, S.4.

Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (1998): Materialien zur Altlastenbehandlung Nr. 6/98: Oberflächensicherung von Altablagerungen und Deponien. www.umwelt.sachsen.de

Schachermeyer, E., Lampert, C. (2010): Aufkommen und Behandlung von Deponiesickerwasser- Bestandsaufnahme an ausgewählten österreichischen Deponien. Umweltbundesamt Wien, 2010.

Scheelhaase, T., Kraft, E., Maile, A., Rechberger, M., Bidlingmaier, W. (2000): Einfluss der Wasser- und Gasleitfähigkeit auf das Deponieemissionsverhalten untersucht an mechanisch- biologisch vorbehandelten Restabfällen. Müll und Abfall, Heft 4, 2000, S.203- 208.

Scheelhaase, T. (2002): Der Kohlenstoffaustrag aus Abfalldeponien mit mechanisch- biologisch vorbehandelten Restabfällen. Dissertation Bauhaus Universität Weimar, Rhombos- Verlag Berlin, 319 S.

Scheffer/Schachtschabel (1982): Lehrbuch der Bodenkunde. 11. Aufl., 442 S., 186 Abbildungen, 97 Tabellen, 1 Farbtafel, Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.

Schnatmeyer, C. (1998): Alternative Oberflächenabdichtungssysteme für Halden und Altstandorte am Beispiel einer Gichtstaubdeponie. Dissertation. Trierer Geologische Arbeiten Band 1, 186 S., Trier.

Schroeder, D. (1992): Bodenkunde in Stichworten. 5. Aufl., 175 S., Gebrüder Borntraeger Verlagsbuchhandlung, Berlin und Stuttgart.

SIGRE (1994): Sanierung und Erweiterung der Deponie Muertendall. Eine SIGRE- Information.

SIGRE (1994- 2011): Jahreberichte Deponie Muertendall 1994-2011.

Spillmann, P.; Collins, H.J. (1986): Wasser- und Stoffhaushalt von Abfalldeponien und deren Wirkung auf Gewässer, VHC- Verlagsgesellschaft, Weinheim.

Spillmann, P. (1994): Abschätzung der Einflüsse von Deponieabdeckungen auf die Sickerwasseremissionen aufgrund experimenteller Untersuchungen des Deponiewasserhaushaltes. Umweltverträglichkeit von Oberflächenabdichtungen zur Sicherung von Altablagerungen. Workshop der LfU Baden Württemberg am 22.11.1994, Tagungsbericht, S.24-30, Stuttgart

Staub, M., Galiotti, B., Oxarango, L., Khire, M.V., Gourc, J.P. (2009): Porosity and hydraulic conductivity of MSW using laboratory- scale tests. Third International Workshop "Hydro- Physico Mechanics of Landfills", Braunschweig 10-13 March 2009, 10 S.

Stegmann, R., Buck, R. (1982): Der Einfluss der biochemischen Umsetzungsprozesse auf den Wasserhaushalt von Deponien. Gas- und Wasserhaushalt von Deponien, Internationale Fachtagung, Insitut für Stadtbauwesen, TU Braunschweig, 29.9.- 1.10.1982, Heft 33, S. 239- 257

Stegmann, R., Hupe, K. (1998): Anpassung der Deponietechnik an die MBV Reststoffe. In: Stegmann, R., Rettenberger, G. (Hrsg.): Entwicklungstendenzen in der Deponietechnik, Hamburger Berichte 12, S. 345- 359, Economica Verlag, Bonn.

Stegmann, R., Bidlingmaier, W., Bilitewski, B., Collins, H.J., Doedens, H., Ehrig, H.J., Freding, T., Fricke, K., Heyer, K.U., Lechner, P., Müller, W., Rettenberger, G., Ritzkowski, M., Soyez, K., Urban, A. (2001): Strategien zum Umgang mit Altdeponien. Müll und Abfall 07/2001, S. 405- 413, Erich Schmidt Verlag, Berlin.

Stegmann, R., Heyer, K.-U., Hupe, K., Willand, A. (2006): Deponienachsorge- Handlungsoptionen, Dauer, Kosten und quantitative Kriterien für die Entlassung aus der Nachsorge, Abschlussbericht. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. 172 S., Hamburg.

Stief, K. (1986): Das Multibarrierenkonzept als Grundlage von Planung, Bau, Betrieb und Nachsorge von Deponien. Müll und Abfall, 1/1986, S., Erich Schmidt Verlag, Berlin.

Soyez, K. (2001): Mechanisch- biologische Abfallbehandlung: Technologien, Ablagerungsverhalten und Bewertung. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 120, 294 S., Erich Schmidt Verlag, Berlin.

Technische Anleitung Abfall (1991): Gesamtfassung der Zweiten Allgemeinen Verwaltungsvorschrift- Technische Anleitung zur Lagerung, chemisch- physikalischen, biologischen Behandlung, Verbrennung und Ablagerung von besonders überwachungsbedürftigen Abfällen. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit.

Technische Anleitung Siedlungsabfall (1993): Dritte Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz, Technische Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit.

Tiebel- Pahlke (2001): Gesteuerte Sickerwasserrückführung an der Deponie Wilsum. Fachtagung Deponiegas. In: Stegmann, R., Rettenberger, G. (Hrsg.): Deponiegas 2001, Trierer Berichte zur Abfallwirtschaft, S. 123-140, Verlag Abfall aktuell, Stuttgart.

U.S. Department of the Interior (2001): Engineering Geology Field Manual. Second Edition, Volume II, S. 129- 182.

Von der Hude, N. (2001): Kapillarsperren als Oberflächenabdichtung: Dimensionierung, Einbauempfehlungen, Erfahrungen, Einschränkungen und Kosten am Beispiel verschiedener Projekte. In: Maier- Harth, U. (Hrsg.): Oberflächenabdichtung und Rekultivierung von Deponien, 4. Deponieseminar des Geologischen Landesamtes RLP am 28.03.2001 in Mainz, S. 73-93.

Wattendorf, P., Sokollek, V. (2000): Gestaltung und Entwicklung von standortgerechtem Bewuchs auf Rekultivierungsschichten. In: Ramke, H.G., Berger, K., Stief, K. (Hrsg.): Wasserhaushalt der Oberflächenabdichtungssysteme von Deponien und Altlasten. Anwendung des HELP- Modells und Gestaltung der Rekultivierungsschicht, Hamburger bodenkundliche Arbeiten, Band 47; S. 225- 235.

Wattendorf, P. (2001): Anforderungen an die Bepflanzung von Deponien aus deponietechnischer, forstwirtschaftlicher und landespflegerischer Sicht- eine Gratwanderung zwischen landespflegerischen Zielen und der langfristigen Sicherung des Deponiebauwerks. In: Maier- Harth, U.: Oberflächenabdichtung und Rekultivierung von Deponien, 4. Deponieseminar des Geologischen Landesamtes RLP am 28.03.2001 in Mainz, S.213-227.

Weiß, K. (2009): Wasserhaushalt alternativer Deponieoberflächenabschlussysteme- Feldversuche und Modellierungen. Dissertation an der Universität Bochum, 236 S.+ Anhang

Welling, M. (1998): Einfluss der Oberflächenabdichtung auf die biologischen Gasbildungsprozesse in Siedlungsabfalldeponien. Dissertation, Universität Potsdam, 110 S. +Anhang.

Wirtz, A., Kabbe, G., Roos, H.J., Forge, F. (1997): Emissionsverhalten umweltrelevanter Schadstoffe in Abhängigkeit von der Zusammensetzung des Abfalls und der Standzeit der Deponien. BMBF Verbundvorhaben Deponiekörper, Teilvorhaben 3, Institut für Siedlungswasserwirtschaft TU Aachen, Aachen, 124 S+ Anhang.

Wolsfeld, N. (2005): Bodenphysikalische Eignung mineralischer Oberflächenabdichtungssysteme für Monodeponien der Stahlindustrie. Dissertation an der Fakultät für Forst- und Umweltwissenschaften der Albert- Ludwigs- Universität, Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen, Heft 43, 160 S.+ Anhang.

Wolsfeld, N., Arlt, K.-J. (2005): Messung der realen Wasserhaushaltentwicklung in verschiedenen Oberflächenabdichtungssystemen. In: Egloffstein, T., Burkhardt, G., Czurda, K. (Hrsg.): Abschluss und Rekultivierung von Deponien und Altlasten 2005, Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, AbWi 135, S. 213-227, Erich Schmidt Verlag, Berlin.

Xie, M. (2003): Untersuchungen zur Verwertung von Abfällen in Abdichtungssystemen für Deponien und Altablagerungen. Dissertation. Trierer Geologische Arbeiten Band 6, 183 S., Trier.

Zepp, H. (2011): Hydrologisches Monitoring für ein alternatives Deponieoberflächenabdichtungssystem. LANUV-Fachbericht 35, Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Recklinghausen 2011, 62 S.

Zuhse, L. (1997): Einfluss einer temporären Abdeckung auf den Gas- und Wasserhaushalt einer Deponie. Wasser und Boden, 8/1997, S.11- 16.

Lebenslauf

Persönliche Daten

Name Sabrina Ludwig
 Adresse Brückenstrasse 27
 54439 Palzem-Helfant
 Geburtsdatum / -ort 23.06.1981, Merzig
 Familienstand ledig, zwei Kinder

Beruflicher Werdegang

01/2012 – Heute **Angestellte Fa. Umweltmanagment Zens**
 L-6925 Buchholz- Muertendall
 02/2008 – 10/2008 **Angestellte Fa. Umweltmanagment Zens**
 L-6925 Buchholz- Muertendall

Ausbildung

01/2009 – 12/2014 **Promotion**
 Thema „Einfluss des Wasserhaushaltes der Oberflächenabdeckung der Deponie Muertendall auf den darunterliegenden Altmüllkörper.“
 Universität Trier, 54286 Trier
 10/2000 – 12/2007 **Studium Angewandte Umweltwissenschaften**
Abschluss Diplom
Studienschwerpunkte: Geologie, Bodenkunde
 Diplomarbeit mit dem Thema „ Wasserhaushaltsbilanzierung einer Oberflächenabdeckung anhand eines Testfeldes auf der Deponie Muertendall Luxemburg.“
 Universität Trier, 54286 Trier
 1991 – 2000 **Abitur**
 Gymnasium Saarburg, 54439 Saarburg
 1987- 1991 **Grundschule Perl**
 66706 Perl

Praktika

08/2003- 09/2003 **Landratsamt Merzig- Wadern, untere Naturschutzbehörde**

66663 Merzig

08/2005-09/2005 **Umweltmanagment Zens**

L-6925 Buchholz Muertendall

Anhang 1

Kapitel 4

Untersuchungsobjekt Deponie Muertendall



Bild 1: Bau der Basisabdichtung während der Sanierungsphase



Bild 2: fertig gestellte Basisabdichtung 1. Phase der 1. Ausbaustufe (Bild oben) , angelieferte Abfälle ab 1993 zu Rottemieten aufgesetzt (Bild unten)



Bild 3: Umlagerung der Abfälle auf die basisabgedichtete Deponiefläche



Bild 4: Lufaufnahmen der Deponie (oben: während der Sanierungsphase 1994, Mitte: Deponie in der 2. Ausbaustufe 2004, unten: Deponie beim Bau der 3. Ausbaustufe 2010)

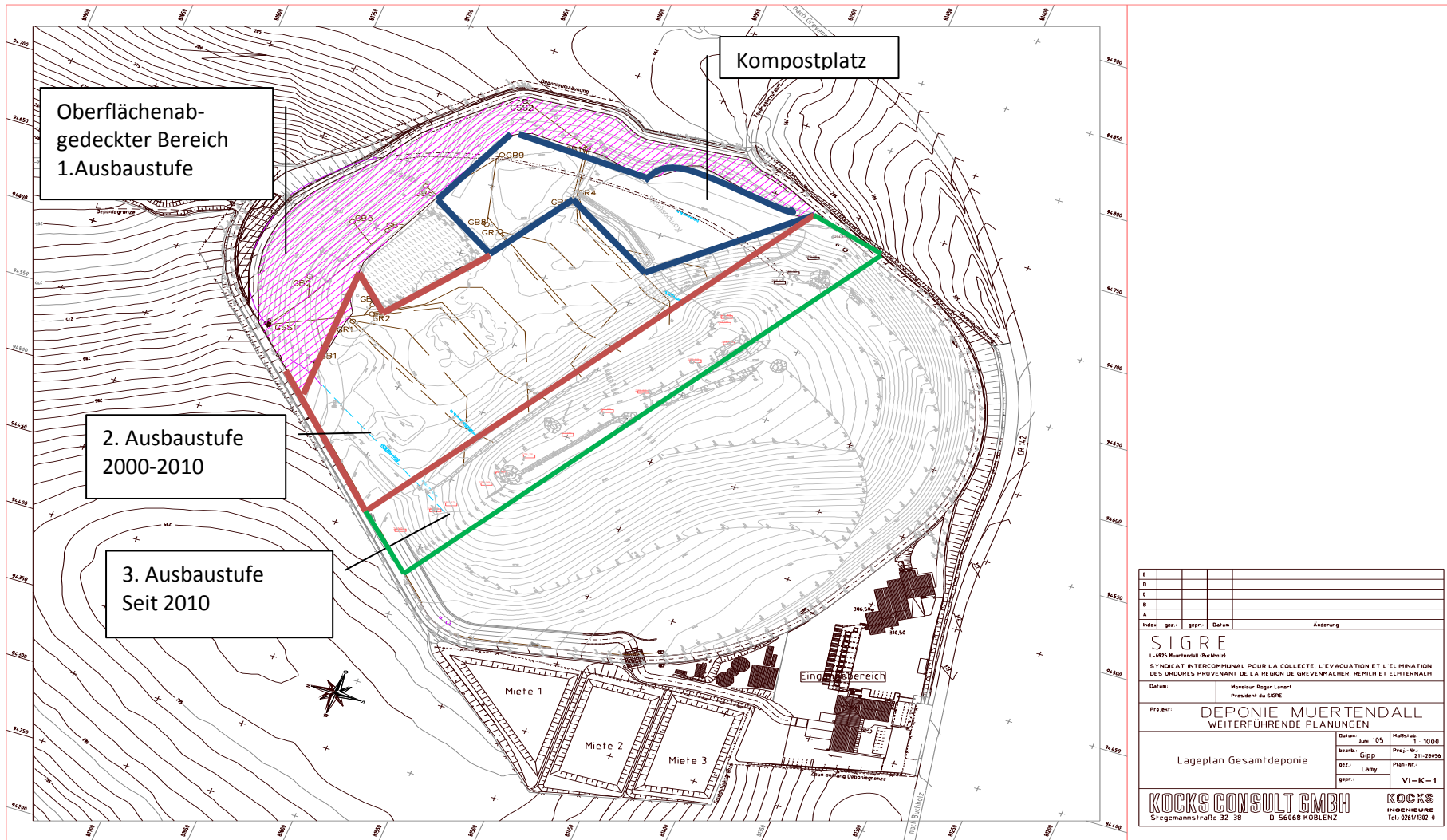


Abbildung 1: Ausbaustufen der Deponie (Planvorlage von Kocks, 2007a)



Bild 5: Schottererschicht



Bild 6: Anschluss des Rohres an Gasbrunnen 2



Bild 7: Untere Lage der verlegten Hohlrippendr nabahn



Bild 8: fertig verlegte obere Lage der Hohlrippendr nabahn



Bild 9: fertig eingebaute Kiesschicht



Bild 10: Rohr zur Ableitung des Drainagewassers am Tiefstpunkt des Testfeldes



Bild 11: Einbau der Bodenabdeckung auf die Kiesschicht mittels Teleskoparmbaggern



Bild 12: Verdichtung mit Grabenwalze



Bild 13: Einlaufschacht zum Auffangen des Oberflächenwassers



Bild 14: Folie am Rand des Testfeldes zur Verhinderung des Eintritts von Fremdwasser aus der Umgebung



Bild 15: Einbindegraben oberhalb des Testfeldes



Bild 16: Testfeld nach Fertigstellung



Bild 17: Testfeld am 04.06.2007 nach Mahd

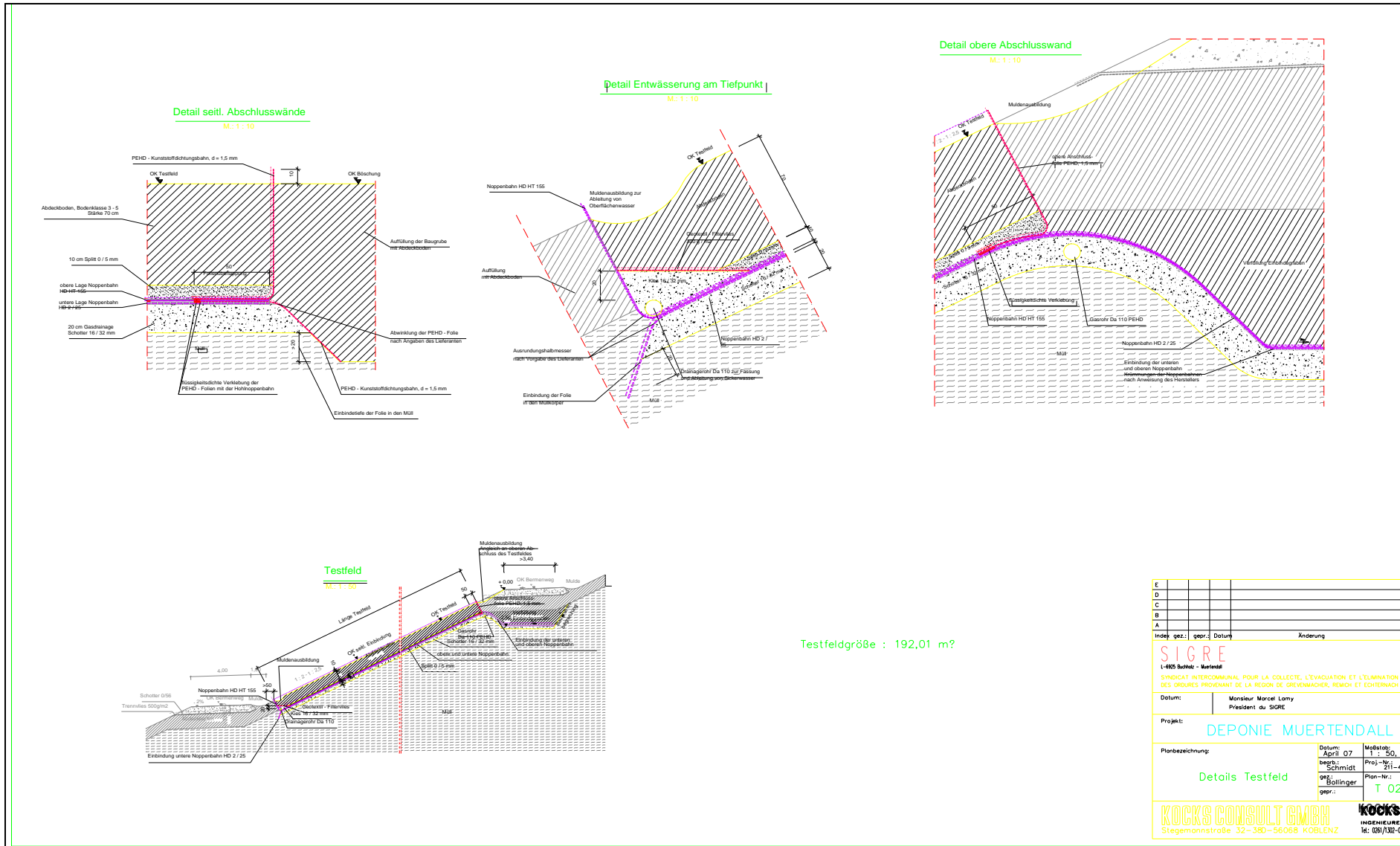


Abbildung 2: Detailpläne Testfeld (Kocks, 2007b)



Bild 18: Einleitung der Abflüsse in Messcontainer



Bild 19: Messcontainer zur Erfassung der Abflüsse (links: Drainageabfluss, Mitte: Oberflächenabfluss, rechts: Gasdrainagewasser)

Anhang 2

Kapitel 5

Untersuchungskonzept und Untersuchungsmethoden



Bild 1: Lage der Schürfe im Altmüllkörper

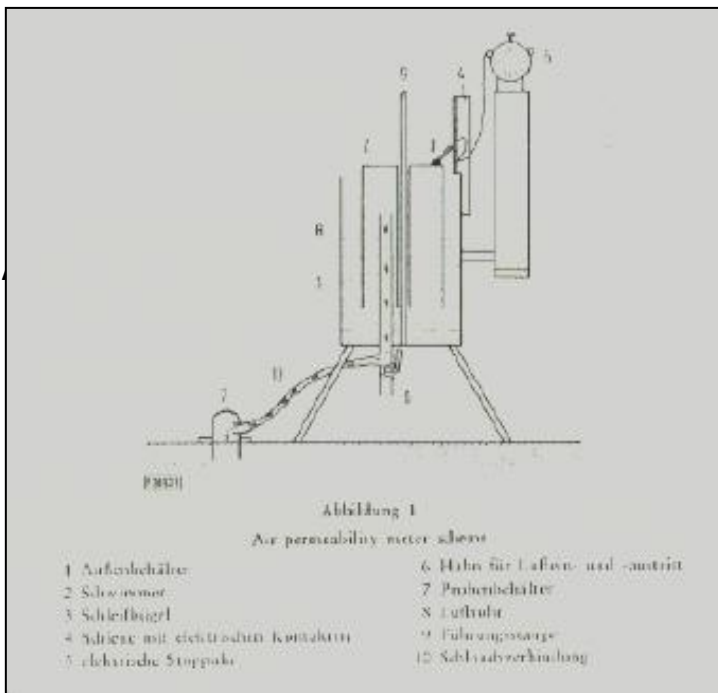


Abbildung 1: Luftpermeameter nach Knoch & Hanus (1965a)

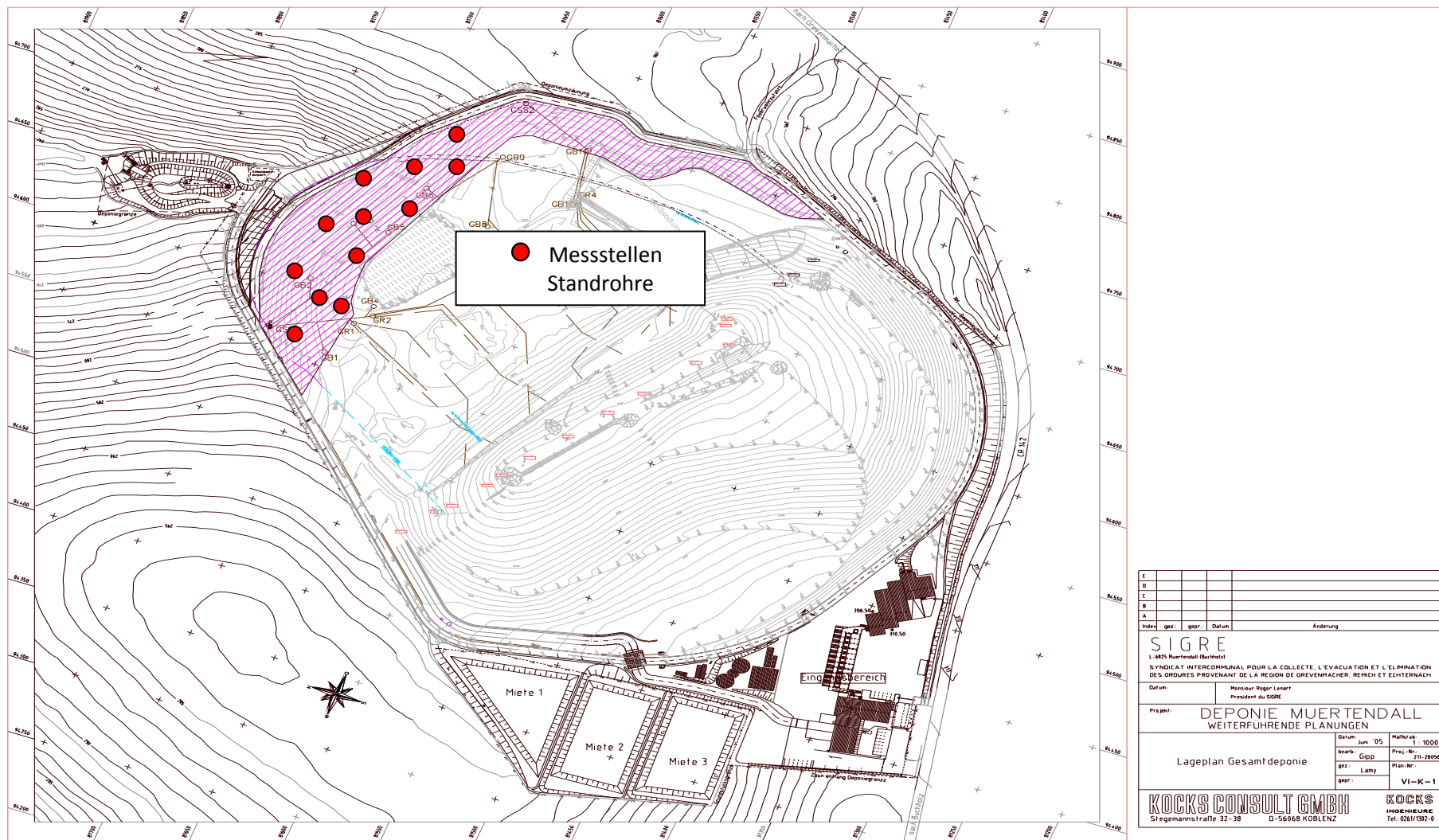
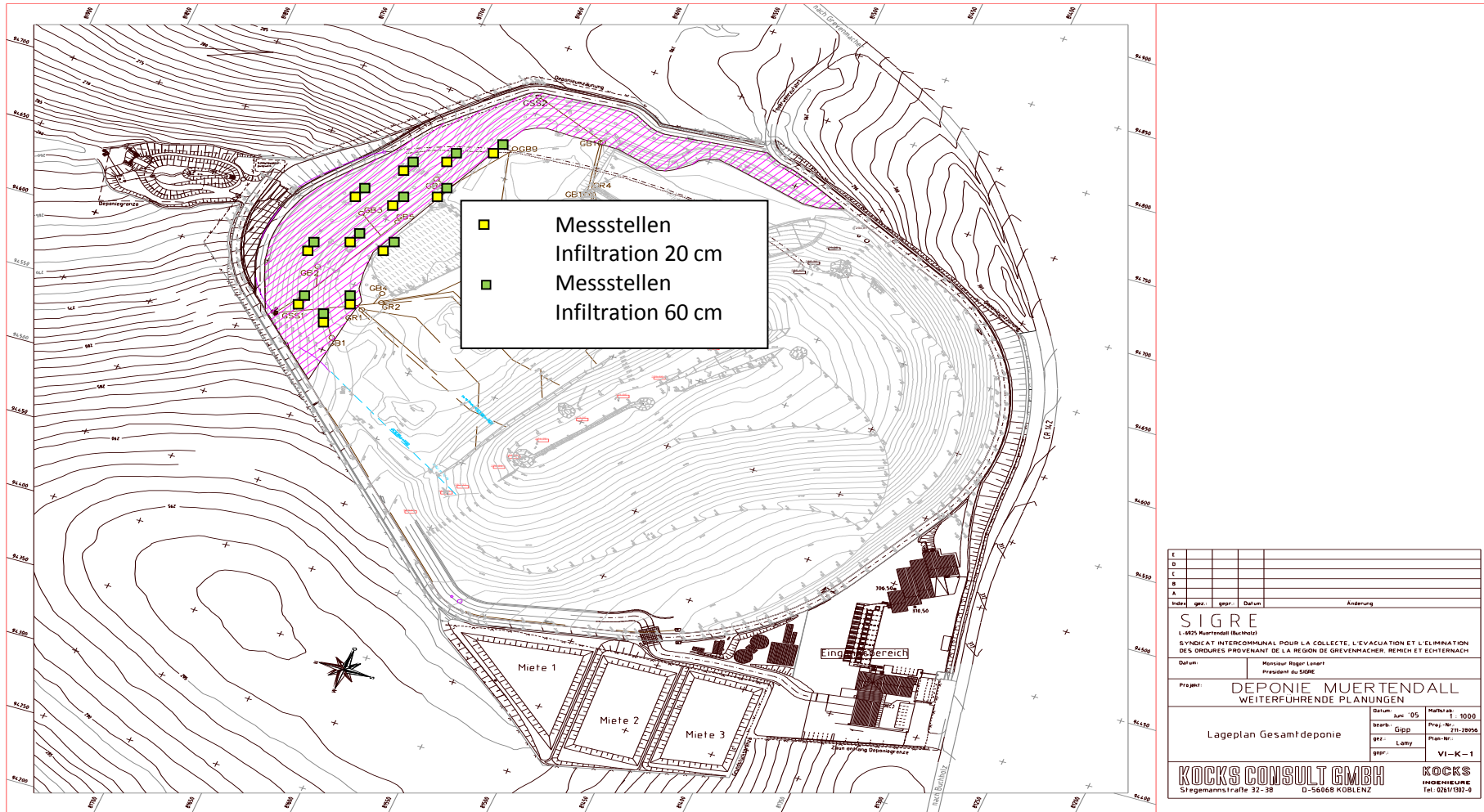


Abbildung 2: Messstellen der Standrohrversuche außerhalb des Testfeldes (pink schraffiert ist der oberflächenabgedeckte Bereich) (Planvorlage von Kocks, 2007a)



E					
D					
C					
B					
A					
Index	ges.	spez.	Datum	Änderung	
SIGRE					
SYNDICAT INTERCOMMUNAL POUR LA COLLECTE, L'EVACUATION ET L'ELIMINATION DES ORDURES PROVENANT DE LA REGION DE GREVENMÄCHER, REHICH ET ECHTERNACH					
Date:		Monsieur Roger Lesort Président du SIGRE			
Projet: DEPONIE MUERTENDALL WEITERFÜHRENDE PLANUNGEN					
Lageplan Gesamtdeponie			Datum: Jun 05	Maßstab: 1:1000	
			bearb.: GUPP	Proj.-Nr.: 271-29556	
			gkz.: Lamy	Plan-Nr.:	
			gppr.:	VI-K-1	
KOCKS CONSULT GMBH				KOCKS	
Siegemannstraße 32-38				D-56068 KOBLENZ	
				INGENIEURE Tel. 0261/592-0	

Abbildung 3: Messtellen zur Bestimmung der Infiltration außerhalb des Testfeldes (Planvorlage von Kocks, 2007a)

Anhang 3

Kapitel 6

Darstellung und Auswertung der Untersuchungsergebnisse



Bild 1: Schurf zur Entnahme von Proben des Altmülls



Bild 2: aus dem Schurf entnommener Altmüll



Bild 3: Korngrößenfraktionen des Altmülls



Bild 4: Steine, Holzreste, Mauselöcher und Wurzeln im Bodenmaterial der Abdeckung

Anhang 4

Kapitel 8

Bewertung der Oberflächenabdeckung in Hinblick auf ihre Wirksamkeit

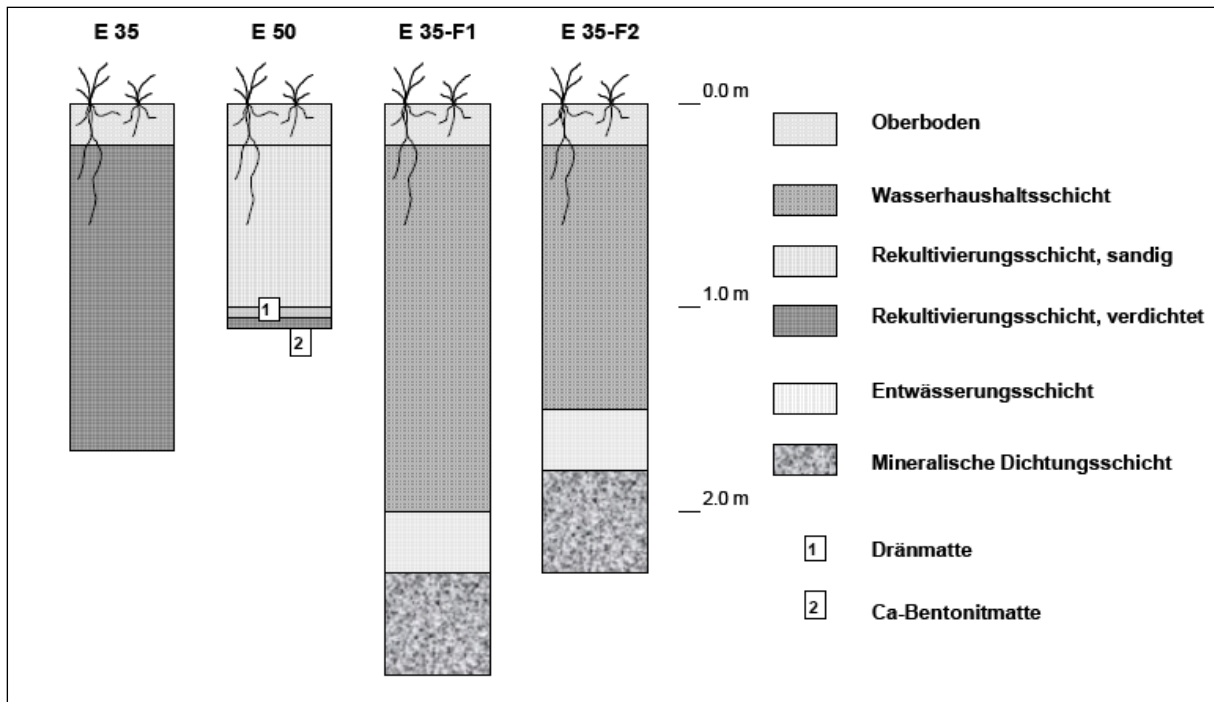


Abbildung 1: Testfelder auf der Deponie „Im Dienstfeld“ (Henken- Mellies, 2007)

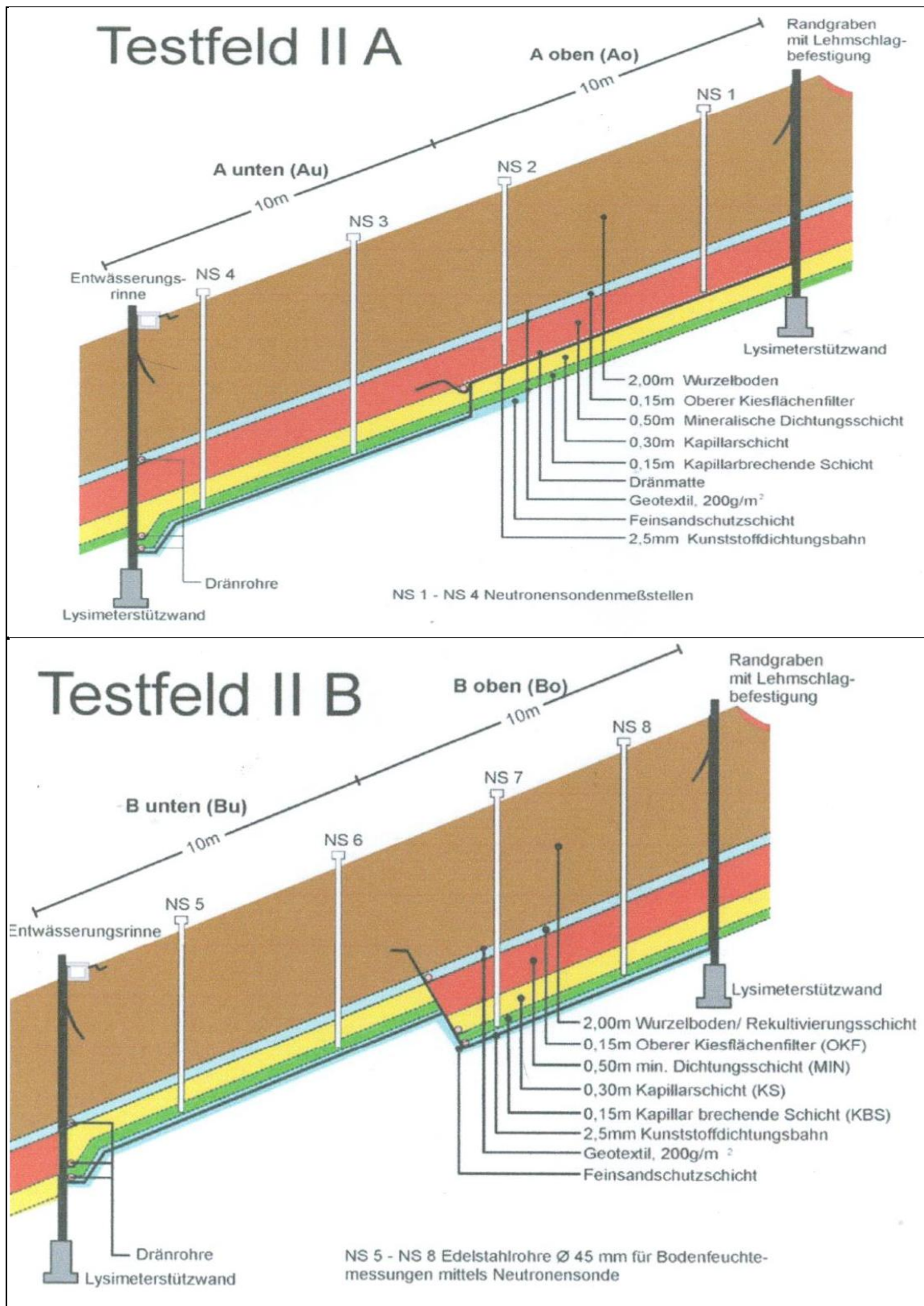


Abbildung 2: Aufbau der Testfelder auf der Deponie Karlsruhe West (aus Giurgea& Hötzl, 2004, S.7)

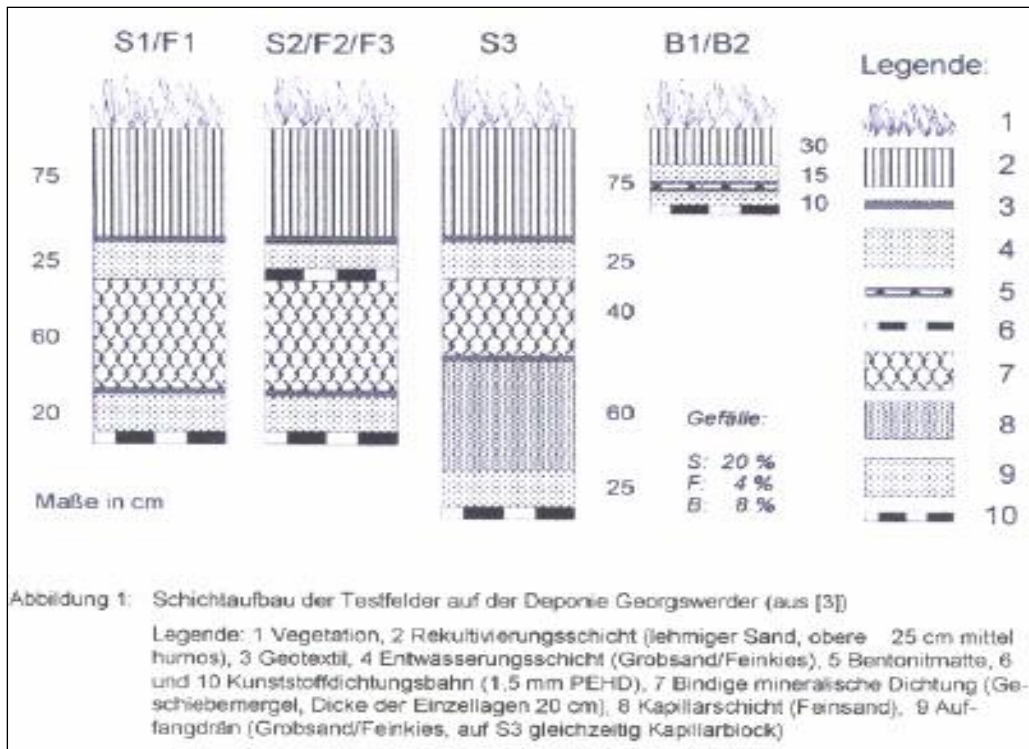
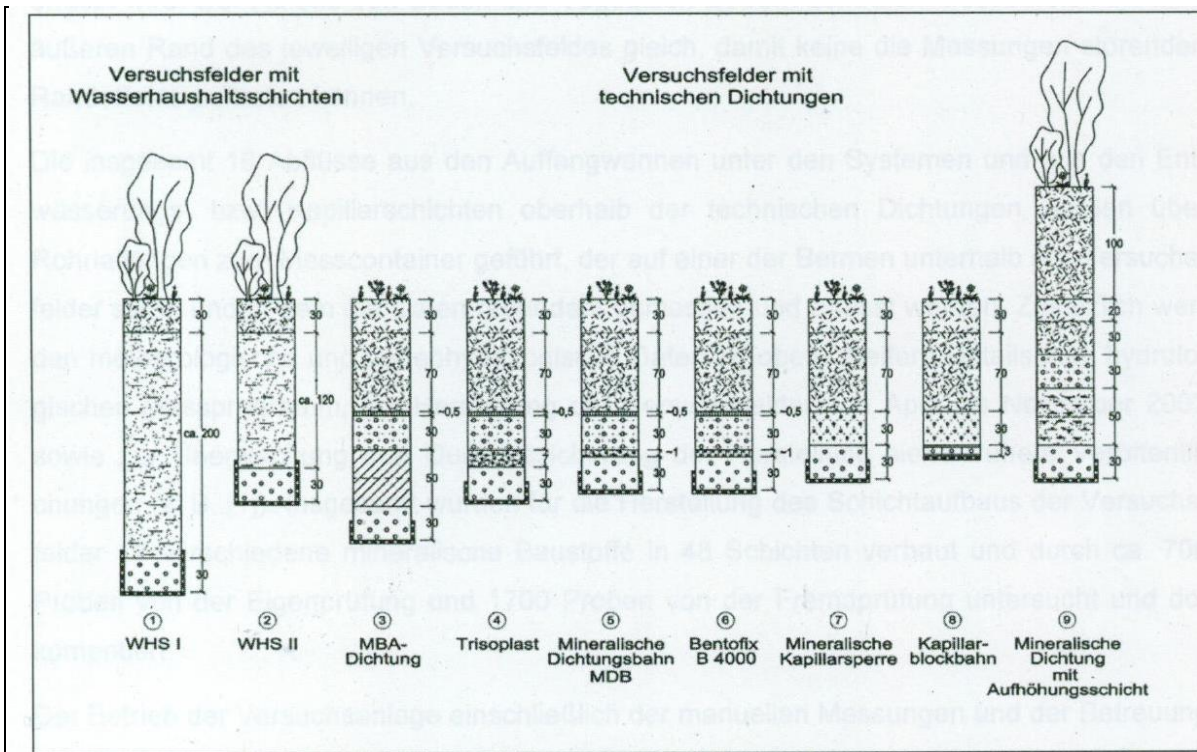


Abbildung 3: Aufbau der Testfelder Deponie- Hamburg Georgswerder (Melchior, 1998)



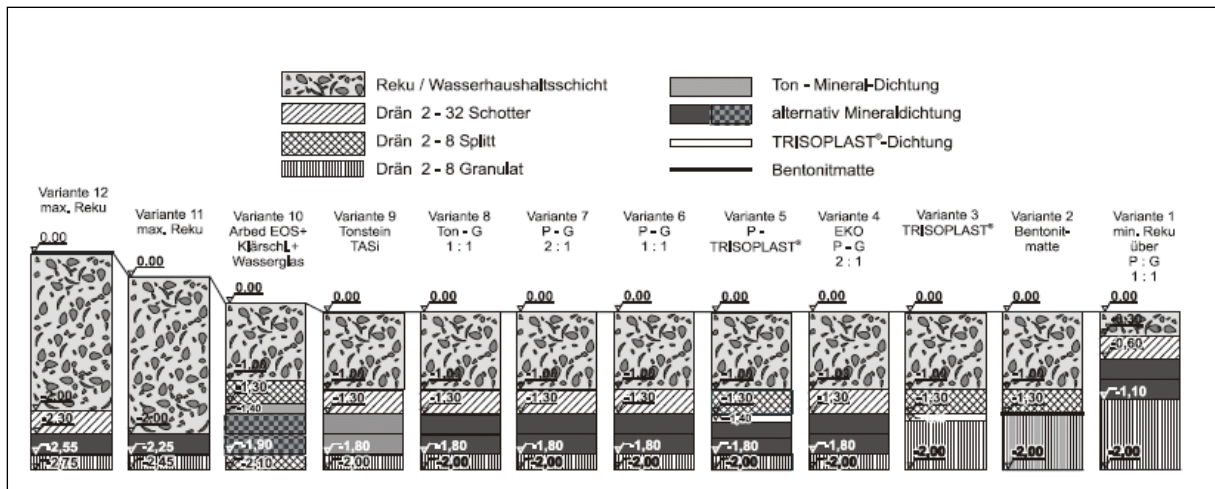


Abbildung 5: Aufbau der Testfelder Dillinger Hütte (Wolsfeld, 2005)

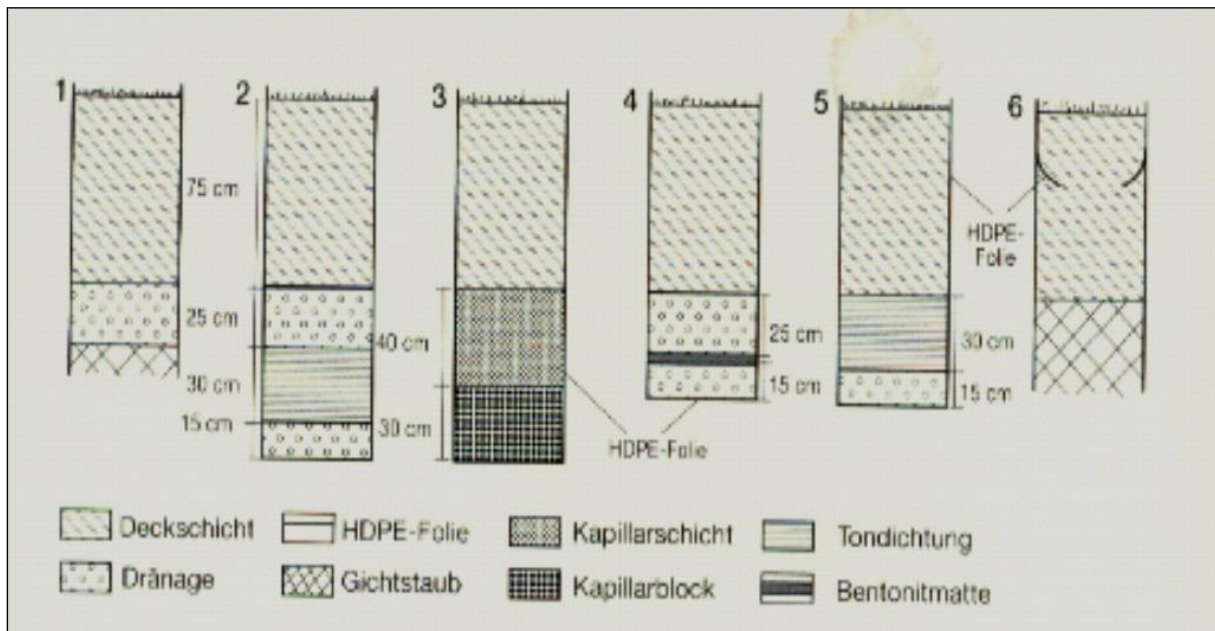


Abbildung 6: Aufbau der Testfelder Gichtstaubdeponie Luxemburg (Schnatmeyer, 1998)