

Ökologie und Umweltsicherung

30/2008

Untersuchungen zum Aufbau
einer funktional optimierten
Rekultivierungsschicht auf einer
hochbasischen Aschendeponie

Frank Braunisch

Fachgebiet
Landschaftsökologie und
Naturschutz

Herausgeber: Universität Kassel
Fachbereich Ökologische Agrarwissenschaften
Fachgebiet Landschaftsökologie und Naturschutz
Nordbahnhofstr. 1a
D-37213 Witzenhausen

Schriftleitung: Prof. Dr. H. Schmeisky

Die vorliegende Arbeit wurde als Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades Doktor-Ingenieur (Dr.-Ing.) am Fachbereich Ökologische Agrarwissenschaften der Universität Kassel, angefertigt.

Erster Gutachter: Prof. Dr. Helge Schmeisky
Fachgebiet Landschaftsökologie und Naturschutz
Zweiter Gutachter: Prof. Dr. Klaus Wiemer
Fachgebiet Abfallwirtschaft und Altlasten

Tag der mündlichen Prüfung: 28.01.2008

Bibliografische Information Der Deutschen Bibliothek
Die Deutsche Bibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet über <http://dnb.d-nb.de> abrufbar

Zugl.: Kassel, Univ., Diss. 2008
ISSN 0943-7223
ISBN 978-3-89958-378-6
URN: urn:nbn:de:0002-3783

2008, kassel university press GmbH, Kassel
www.upress.uni-kassel.de

Druck und Verarbeitung: Unidruckerei der Universität Kassel
Printed in Germany

Danksagung

Mein ganz persönlicher Dank gilt an erster Stelle meinem Doktorvater Herrn Prof. Dr. Helge Schmeisky, für die Überlassung des Themas und die hervorragende Betreuung der Arbeit. Darüber hinaus möchte ich mich für die konstruktive Kritik, die zahlreichen Anregungen sowie die stets offene Gesprächsbereitschaft sehr herzlich bedanken.

Herrn Prof. Dr. Klaus Wiemer gilt mein Dank für die Übernahme des Korreferats, sowie Herrn Prof. Dr. Ulrich Braukmann und Herrn Prof. Dr. Christian Richter für die Begleitung der Arbeit als Kommissionsmitglieder.

Außerdem danke ich der Gesellschaft für die Aufbereitung und Verwertung von Reststoffen mbH (GfR Würzburg) für die Finanzierung der Untersuchungen und der Möglichkeit dies auf der Deponie Lüthorst umzusetzen. Besonderer Dank gilt den Herren Dr. Demmich, Dr. Weißflog, Dr. Hoffmann und Dr. Zingk sowie Herrn Hell und der Mannschaft der Deponie Lüthorst für die konstruktive Zusammenarbeit.

Meiner Kollegin Frau Dr. Silvia Niessing sei besonderer Dank für die kritische Überprüfung der Arbeit ausgesprochen. Auch meinen Kolleginnen und Kollegen Frau Marion Sentis, Frau Elsa Zwicker, Herrn Peter Jatho, Herrn Manfred Kunick und Herrn Dr. Hofmann sei für die tolle Unterstützung gedankt.

Danke für die Unterstützung ebenfalls an Frau Anja Sawallisch, Frau Karin Schmidt und Frau Susann Enzmann.

Meinen Eltern danke ich für die Unterstützung in allen Lebenslagen und auch in schwierigen Zeiten. Ebenso danke ich meinem Bruder und meiner Oma. Sandra danke ich für die Unterstützung, die Geduld, das Korrekturlesen, ihre hilfreichen Ideen und weil sie immer für mich da ist.

Für Papa.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	III
Tabellenverzeichnis.....	VII
Abkürzungsverzeichnis	IX
Abstract	X
1 Einleitung	1
2 Gesetzliche Rahmenbedingungen.....	6
2.1 Abfall- und Deponierecht in der EU	6
2.2 Abfall- und Deponierecht in Deutschland.....	7
2.3 Verwertung mineralischer Abfälle	9
2.4 Anforderungen an Oberflächenabdichtungen und Rekultivierungsschichten	10
2.5 Rechtliche Rahmenbedingungen der Deponie Lüthorst	13
2.6 Ausblick.....	13
3 Grundlagen und Wirkungsmechanismen	15
4 Stand der Forschung	22
5 Das Untersuchungsgebiet.....	27
6 Material und Methoden	32
6.1 Methoden	32
6.1.1 Materialuntersuchungen.....	32
6.1.2 Bodenmechanische Untersuchungen	33
6.1.3 Untersuchungen zum Bodenwasserhaushalt.....	35
6.1.4 Untersuchungen zur Vegetation.....	37
6.1.5 Geländeklimatologische Untersuchungen.....	39
6.1.6 Niederschlag am Untersuchungsstandort.....	40
6.1.6.1 Systematische Messfehler des Hellmann Niederschlagsmessers.....	41
6.1.6.2 Zusätzliche Niederschlagsmessungen auf der Deponie	42
6.1.7 Untersuchungen des Sickerwassers.....	43
6.1.8 Statistik und graphische Darstellung.....	46
6.2 Die Rekultivierungsmaterialien – Herkunft, Eigenschaften, Verwendungen	47
6.2.1 Rekultivierungsböden.....	48
6.2.2 Kraftwerksrückstände.....	50
6.2.3 Makronährstoffgehalte der eingesetzten Materialien	54

6.2.4	Zusammenfassende Betrachtung der Materialien.....	55
6.2.5	Weitere eingesetzte Materialien	56
7	Feldversuch.....	58
7.1	Versuchsaufbau	58
7.2	Ergebnisse aus dem Feldversuch	65
7.2.1	Materialuntersuchungen.....	65
7.2.1.1	Boden/Feststoffuntersuchungen.....	65
7.2.1.2	Eluatuntersuchungen.....	70
7.2.2	Bodenmechanische Untersuchungen	75
7.2.3	Untersuchungen zum Bodenwasserhaushalt.....	84
7.2.4	Untersuchungen zur Vegetation.....	96
7.2.5	Geländeklimatologische Untersuchungen.....	117
7.2.6	Lysimeteruntersuchungen	136
7.2.6.1	Sickerwasserquantitäten	136
7.2.6.2	Sickerwasserqualitäten.....	147
7.3	Zusammenfassung und Diskussion der Ergebnisse aus dem Feldversuch.....	169
8	Zusammenfassung	178
9	Schlussbetrachtung	181
10	Summary	185
11	Literaturverzeichnis	189

Abbildungsverzeichnis

Abb. 2-1:	Querschnitt des für Deponien (DK I) nach TASI und Anhang 1 Nr. 2 der Deponieverordnung vorgesehenen Regelaufbaus der Deponieoberflächenabdichtung.	11
Abb. 5-1:	Lage der Deponie Lüthorst	27
Abb. 5.-2:	Langjährige Mittel (1961-90) ausgewählter DWD-Stationen in der Umgebung der Deponie Lüthorst (DWD 2007).	29
Abb. 5-3:	Monatliche Verteilung der langjährigen Niederschläge (1961-90) in der Umgebung der Deponie Lüthorst.	30
Abb. 5-4:	Monatliche Durchschnittstemperaturen des langjährigen Mittels (1961-90) der DWD-Stationen Holzminden und Holzminden Silberborn	31
Abb. 6.1.5-1:	Wetterhütte nach Wild in 2 m Höhe mit Anemometer W1 in 3 m Höhe über Geländeoberfläche.	39
Abb. 6.1.6.2-1:	Messeinrichtungen auf dem Versuchsfeld.....	43
Abb. 6.2.1-1:	Korngrößenverteilung des Unterbodens aus der Weseraue bei Höxter.	48
Abb. 6.2.1-2:	Korngrößenverteilung des Oberbodens Gipssteinbruch Lüthorst.	49
Abb. 6.2.1-3:	Korngrößenverteilung des Unterbodens Gipstagebau Lüthorst.	50
Abb. 6.2.2-1:	Körnungslinien und Darstellung der Pseudo-Bodenarten der Rückstände aus der Rauchgasentschwefelung.	53
Abb. 6.2.2-2:	Körnungslinie und Darstellung der Pseudo-Bodenart des Kesselsandes.	54
Abb. 7.1-1:	Lage der Versuchsflächen auf der Deponie Lüthorst. (Luftbild von 2003).	58
Abb. 7.1-2:	Links: Lysimeter aufgestellt auf dem Planum aus gewalztem Stabilisat. Rechts: Anschluss der Rohre zur Erfassung des Sickerwassers.	59
Abb. 7.1-3:	Querschnitt und Aufbau der Lysimeter	60
Abb. 7.1-4:	Herstellung der Gemische mittels Hochleistungsfräse und Befüllung der Lysimeter mit einem Bagger.....	60
Abb. 7.1-5:	Herstellung des Lysimeterumfeldes und des Gehölzfeldes.	61
Abb. 7.1-6:	Aufsicht Lysimeterfeld (ohne Böschung) und Querschnitt.	62
Abb. 7.1-7:	Aufsicht Gehölzfeld (ohne Böschung) und Querschnitt.....	63
Abb. 7.1-8:	Im April 2006 eingebautes Tensiometer.....	64
Abb. 7.2.2-1:	Verteilung der Korngrößen der Variante 1.....	76
Abb. 7.2.2-2:	Verteilung der Korngrößen der Variante 2.....	77
Abb. 7.2.2-3:	Verteilung der Korngrößen der Variante 3.....	77
Abb. 7.2.2-4:	Eindringwiderstände an der Profilwand der Variante 1 des Gehölzfeldes	79
Abb. 7.2.2-5:	Eindringwiderstände an der Profilwand der Variante 2 des Gehölzfeldes	79
Abb. 7.2.2-6:	Eindringwiderstände an der Profilwand der Variante 3 des Gehölzfeldes	80
Abb. 7.2.2-7:	Scherfestigkeiten der Varianten in verschiedenen Bodentiefen im August 2005.....	81
Abb. 7.2.2-8:	Scherfestigkeiten der Varianten in verschiedenen Bodentiefen im Mai 2006.....	82
Abb. 7.2.2-9:	Scherfestigkeiten der Varianten in verschiedenen Bodentiefen im März 2007.....	83

Abb. 7.2.3-1:	Porenraumgliederung bzw. Aufteilung des Gesamtporenvolumens.....	86
Abb. 7.2.3-2:	Wasserhaushaltsgrößen der untersuchten Varianten und des Oberbodens Lüthorst sowie des Unterbodens Lüthorst.	87
Abb. 7.2.3-3:	pF/WG-Kurve der untersuchten Varianten und des Oberbodens Lüthorst sowie des Unterbodens Lüthorst.	88
Abb. 7.2.3-4:	Saugspannungen in verschiedenen Tiefen der Variante 1 im Jahr 2006.....	89
Abb. 7.2.3-5:	Saugspannungen in verschiedenen Tiefen der Variante 1 im Jahr 2007.....	90
Abb. 7.2.3-6:	Saugspannungen in verschiedenen Tiefen der Variante 2 im Jahr 2006.....	90
Abb. 7.2.3-7:	Saugspannungen in verschiedenen Tiefen der Variante 2 im Jahr 2007.....	91
Abb. 7.2.3-8:	Saugspannungen in verschiedenen Tiefen der Variante 3 im Jahr 2006.....	91
Abb. 7.2.3-9:	Saugspannungen in verschiedenen Tiefen der Variante 3 im Jahr 2007.....	92
Abb. 7.2.3-10:	Saugspannungen in verschiedenen Tiefen der Variante 1 im SHJ 2007 gegliedert nach Bewuchs, ermittelt mit mechanischen Tensiometern.	94
Abb. 7.2.3-11:	Saugspannungen in verschiedenen Tiefen der Variante 2 im SHJ 2007 gegliedert nach Bewuchs, ermittelt mit mechanischen Tensiometern.	95
Abb. 7.2.3-12:	Saugspannungen in verschiedenen Tiefen der Variante 3 im SHJ 2007 gegliedert nach Bewuchs, ermittelt mit mechanischen Tensiometern.	95
Abb. 7.2.4-1:	Vegetationsaufnahme der Versuchsflächen im Juli 2005.....	97
Abb. 7.2.4-2:	Vegetationsaufnahme der Versuchsflächen im Juli 2006.....	98
Abb. 7.2.4-3:	Vegetationsaufnahme der Versuchsflächen im Juli 2007.....	99
Abb. 7.2.4-4:	Oberirdischer Biomasseertrag der einzelnen Varianten über den Versuchszeitraum, umgerechnet in dt TS/ha.	100
Abb. 7.2.4-5:	Lysimeterfeld Anfang Oktober 2005.	100
Abb. 7.2.4-6:	Aschegehalte der untersuchten oberirdischen Biomasse.	102
Abb. 7.2.4-7:	Stickstoffgehalte der untersuchten oberirdischen Biomasse.....	103
Abb. 7.2.4-8:	Phosphorgehalte der untersuchten oberirdischen Biomasse.....	104
Abb. 7.2.4-9:	Kaliumgehalte der untersuchten oberirdischen Biomasse.	105
Abb. 7.2.4-10:	Magnesiumgehalte der untersuchten oberirdischen Biomasse.....	106
Abb. 7.2.4-11:	Chloridgehalte der untersuchten oberirdischen Biomasse.....	107
Abb. 7.2.4-12:	Anwuchsraten der im April 2005 auf dem Gehölzfeld gepflanzten unterschiedlichen Baumarten, ermittelt im Juni 2006.....	109
Abb. 7.2.4-13:	Wuchshöhen der auf dem Gehölzfeld gepflanzten unterschiedlichen Baumarten, ermittelt im September 2007.	110
Abb. 7.2.4-14:	Zuwachsraten der auf dem Gehölzfeld gepflanzten unterschiedlichen Baumarten von März bis September 2007.....	111
Abb. 7.2.4-15:	Wuchshöhen der auf den Lysimetern gepflanzten Baumarten, ermittelt im September 2007.....	112
Abb. 7.2.4-16:	Zuwachsraten der auf den Lysimetern gepflanzten Baumarten von März bis September 2007.	112
Abb. 7.2.4-17:	Optischer Eindruck der Bäume auf Variante 1 (links), Variante 2 (Mitte) und Variante 3 (rechts).....	113

Abb. 7.2.4-18:	Aufnahme der Durchwurzelung mittels Rahmen in Variante 1 (links), Variante 2 (Mitte) und Variante 3 (rechts).....	114
Abb. 7.2.4-19:	Durchwurzelungstiefe und -intensität der Varianten, aufgenommen im September 2007.....	115
Abb. 7.2.5-1:	Verlauf der monatlichen Mittel der Lufttemperatur im Versuchszeitraum.....	118
Abb. 7.2.5-2:	Verlauf der mittleren monatlichen Luftfeuchtigkeit und Temperatur im Versuchszeitraum.....	119
Abb. 7.2.5-3:	Verlauf der Bodentemperaturmaxima und -minima über den Versuchs- zeitraum für die Bodentiefen von 10 bis 60 cm.....	121
Abb. 7.2.5-4:	Mittlere Windgeschwindigkeit im Versuchszeitraum, gemessen in 10 m Höhe (in m/s).....	122
Abb. 7.2.5-5:	Mittlere Windgeschwindigkeit auf dem Lysimeterfeld, gemessen in 10 m Höhe (in m/s) (Querschnitt Lysimeterfeld hinterlegt).....	123
Abb. 7.2.5-6:	Langjährige Niederschlagsmittel der Wetterstationen des DWD.....	124
Abb. 7.2.5-7:	Niederschlag auf der Deponie Lüthorst erfasst mittels..... Hellmann Niederschlagsschreiber.....	126
Abb. 7.2.5-8:	Vergleich der monatlichen Niederschläge für 2005.....	127
Abb. 7.2.5-9:	Vergleich der monatlichen Niederschläge für 2006.....	127
Abb. 7.2.5-10:	Vergleich der monatlichen Niederschläge für 2007.....	128
Abb. 7.2.5-11:	Zusammenfassung der wesentlichen Klimadaten des Versuchs- standortes Deponie Lüthorst über den Untersuchungszeitraum.....	129
Abb. 7.2.5-12:	Vergleich der Niederschläge auf dem Lysimeterfeld in 2005, erfasst mit einer Auffangfläche von 100 cm ²	130
Abb. 7.2.5-13:	Vergleich der Niederschläge auf dem Lysimeterfeld in 2006, erfasst mit einer Auffangfläche von 100 cm ²	131
Abb. 7.2.5-14:	Vergleich der Niederschläge auf dem Lysimeterfeld in 2007, erfasst mit einer Auffangfläche von 100 cm ²	132
Abb. 7.2.5-15:	Vergleich der Niederschläge auf der Deponie Lüthorst in 2005, erfasst mit einer Auffangfläche von 200 cm ²	132
Abb. 7.2.5-16:	Vergleich der Niederschläge auf der Deponie Lüthorst in 2006, erfasst mit einer Auffangfläche von 200 cm ²	133
Abb. 7.2.5-17:	Vergleich der Niederschläge auf der Deponie Lüthorst in 2007, erfasst mit einer Auffangfläche von 200 cm ²	134
Abb. 7.2.6.1-1:	Verlauf des monatlichen Sickerwasseranfalls der..... Lysimeter über den Versuchszeitraum.....	137
Abb. 7.2.6.1-2:	Kumulierter Niederschlag und Sickerwasseranfall der..... Lysimeter über den gesamten Versuchszeitraum.....	139
Abb. 7.2.6.1-3:	Gesamtverdunstungsleistung der Rekultivierungsschicht und deren Vegetation im Versuchszeitraum (01.04.2005 bis 13.11.2007).....	141
Abb. 7.2.6.1-4:	Aufteilung des Niederschlags von 871 mm in Sickerwasser (SiWa) und..... Verdunstung (ETI) für den Zeitraum 04/2005 bis 03/2006.....	141

Abb. 7.2.6.1-5:	Aufteilung des Niederschlags von 963 mm in Sickerwasser (SiWa) und Verdunstung (ETI) für den Zeitraum 04/2006 bis 03/2007.	142
Abb. 7.2.6.1-6:	Aufteilung des Niederschlags von 816 mm in Sickerwasser (SiWa) und Verdunstung (ETI) für den Zeitraum 04/2007 bis 13.11.2007.	143
Abb. 7.2.6.1-7:	Niederschlag und Grasreferenzverdunstung in der Region.	144
Abb. 7.2.6.2-1:	Entwicklung der pH-Werte der Perkolate aus den Lysimetern.	149
Abb. 7.2.6.2-2:	Elektrische Leitfähigkeit der Perkolate der Varianten 1 und 2.	150
Abb. 7.2.6.2-3:	Leitfähigkeit der Perkolate der Variante 3.	151
Abb. 7.2.6.2-4:	Kumulierte Chlorid-Frachten der Perkolate.	151
Abb. 7.2.6.2-5:	Kumulierte Sulfat-Frachten der Perkolate.	152
Abb. 7.2.6.2-6:	Kumulierte Magnesium-Frachten der Perkolate.	154
Abb. 7.2.6.2-7:	Kumulierte Kalium-Frachten der Perkolate.	155
Abb. 7.2.6.2-8:	Kumulierte Gesamtstickstoff-Frachten der Perkolate.	156
Abb. 7.2.6.2-9:	Kumulierte Nitrit- und Nitratstickstoff-Frachten der Perkolate.	157
Abb. 7.2.6.2-10:	Kumulierte Ammoniumstickstoff-Frachten der Perkolate.	158
Abb. 7.2.6.2-11:	Kumulierte Arsen-Frachten der Perkolate.	159
Abb. 7.2.6.2-12:	Kumulierte Blei-Frachten der Perkolate.	160
Abb. 7.2.6.2-13:	Kumulierte Gesamtchrom-Frachten der Perkolate.	160
Abb. 7.2.6.2-14:	Kumulierte Kupfer-Frachten der Perkolate.	161
Abb. 7.2.6.2-15:	Kumulierte Nickel-Frachten der Perkolate.	162
Abb. 7.2.6.2-16:	Kumulierte Zink-Frachten der Perkolate.	162
Abb. 7.2.6.2-17:	Vergleich des beobachteten und prognostizierten Verlaufs der ELF für Lysimeter 1.2.	165
Abb. 7.2.6.2-18:	Vergleich des beobachteten und prognostizierten Verlaufs der Chlorid-Konzentration für Lysimeter 1.2.	166
Abb. 8-1:	Wuchshöhen der Bäume auf den Lysimetern und Durchwurzelungstiefe (09/2007) im Vergleich zum Sickerwasseranfall (SiWa) und der Verdunstung (ETI) für den Zeitraum 04/2007 bis 13.11.2007 (NS = 816 mm).	179
fig. 10-1:	Heights of the trees, depth of the roots and precipitation subdivided into leachate and evapotranspiration plus interception in 2007.	186

Tabellenverzeichnis

Tab. 2-1:	Zulässige Feststoffgehalte und Eluatkonzentrationen für Materialien zur Herstellung von Rekultivierungsschichten.....	12
Tab. 3-1:	Wurzeltiefen einheimischer Baumarten bei sandigen, schluffigen und kiesigen Bodenarten.....	18
Tab. 3-2:	Interzeption in Abhängigkeit von den Jahresniederschlägen.....	20
Tab. 6.1.1-1:	Angewandte Methoden im Rahmen der Analyse der Eluate.....	33
Tab. 6.1.2-1:	Kornfraktionen des Feinbodens.....	33
Tab. 6.1.3-1:	Porenklassen, Äquivalentporendurchmesser und pF-Stufen.....	36
Tab. 6.1.4-1:	Einstufung der Durchwurzelungsintensität.....	38
Tab. 6.1.6.1-1:	Mittlerer Benetzungs- und Verdunstungsfehler des Hellmann Niederschlagsmessers (in %)......	41
Tab. 6.1.6.1-2:	Mittlerer Windfehler (in %) in Abhängigkeit von der Lage des Sammlers und der Art des Niederschlags.....	42
Tab. 6.1.7-1:	Methoden der Laboranalysen zur Sickerwasserbeschaffenheit.....	45
Tab. 6.1.7-2:	Bestimmungsgrenzen der Schwermetallanalysen des Sickerwassers.....	45
Tab. 6.2.3-1:	Makronährelemente in den zur Verfügung stehenden Materialien.....	54
Tab. 6.2.4-1:	Feststoffgehalte der eingesetzten Materialien bei Versuchsbeginn.....	55
Tab. 6.2.4-2:	Ergebnisse der Analyse der Ausgangsmaterialien nach DIN 38414-4.....	56
Tab. 6.2.5-1:	Im Rahmen der Untersuchung verwendete Ansaatmischung.....	56
Tab. 6.2.5-2:	Verwendete Gehölze im Rahmen der Untersuchung und deren Wuchshöhe zum Zeitpunkt der Anpflanzung.....	57
Tab. 7.2.1.1-1:	Ergebnisse der Feststoffanalyse der eingesetzten untersuchten Varianten und des Oberbodens Lüthorst.....	66
Tab. 7.2.1.1-2:	Schäden aufgrund extremer pH-Werte.....	67
Tab. 7.2.1.1-3:	Salztoleranz, ausgedrückt in ELF verschiedener Kulturpflanzen, bei der ein Ertragsrückgang von 75% des Normalertrages bewirkt wird.....	67
Tab. 7.2.1.2-1:	Ergebnisse der Eluatuntersuchungen nach DIN 38414-4 für die untersuchten Varianten und den Oberboden Lüthorst.....	71
Tab. 7.2.1.2-2:	Ergebnisse der Eluatuntersuchung für Variante 1 mit verschiedenen Wasser/Feststoff-Verhältnissen.....	73
Tab. 7.2.1.2-3:	Ergebnisse der Eluatuntersuchung für Variante 2 mit verschiedenen Wasser/Feststoff-Verhältnissen.....	74
Tab. 7.2.3-1:	Porenraumgliederung und Kenngrößen zum Wasser- und Lufthaushalt der Varianten und der Böden Lüthorst.....	85
Tab. 7.2.4-1:	Oberirdische Biomasseerträge ausgewählter Standorte.....	101
Tab. 7.2.4-2:	Oberirdische Biomasseerträge sowie deren Nährstoffgehalte auf verschiedenen Versuchsflächen der Arbeitsgruppe Schmeisky.....	108
Tab. 7.2.4-3:	Einstufung der Durchwurzelungsintensität.....	115

Tab. 7.2.5-1: Abweichungen der ermittelten Niederschlagsmengen unterschiedlicher Erfassungsmethoden zum Hellmann Niederschlagsschreiber.	134
Tab. 7.2.6.1-1: Korrelationen der Sickerwassermengen der Lysimeter untereinander.....	138
Tab. 7.2.6.2-1: Zuordnungswerte des Anhangs 5 der Deponieverordnung für Stoffgehalte im Eluat umgerechnet auf Q10- Frachten der Varianten.....	148
Tab. 7.2.6.2-2: Kriterien zur Entlassung aus der Nachsorge für den Parameter Chlorid.	167
Tab. 7.2.6.2-3: Vergleich des Auszuges der Grundwasseruntersuchung mit den entsprechend in Anhang 5 der DEPv (2002) geregelten Grenzwerten für Eluatkonzentrationen. ...	168
Tab. 7.3-1: Ergebnisse von Lysimeter- und Testfelduntersuchungen bezüglich relevanter Sickerwasserraten.	176

Abkürzungsverzeichnis

Allgemein gebräuchliche Abkürzungen und Synonyme werden nicht separat benannt.

Ai	oberflächennaher Abfluss	Mo	Molybdän
Al	Aluminium	n. b.	nicht bestimmt
Al ₂ O ₃	Aluminiumoxid	NN	Normalnull
Ao	Oberflächenabfluss	N	Stickstoff
As	Arsen	NS	Niederschlag
As	Sickerwasserabfluss	nFK	nutzbare Feldkapazität
B	Bor	N _{ges}	Gesamtstickstoff
BSE	Bodensättigungsextrakt	NH ₄	Ammonium
Bft	Windstärke in Beaufort-Graden	NH ₄ -N	Ammoniumstickstoff
Ca	Calcium	Ni	Nickel
CaO	Calciumoxid, Kalk	NO ₂	Nitrit
CaSO ₄	Calciumsulfat, Gips/Anhydrit	NO ₃	Nitrat
Cd	Cadmium	NO ₃ -N	Nitratstickstoff
Cl	Chlorid	NO _x -N	Stickoxide
Co	Kobalt	OH ⁻	Hydroxid
Cr _{ges}	Chrom-Gesamt	P	Phosphor
Cu	Kupfer	P ₂ O ₅	Phosphat
DepV	Deponieverordnung	Pb	Blei
DEV	Deutsche Einheitsverfahren	pF	Wassersaugspannung im Boden
DK I	Deponieklasse - Monodeponien	pH-Wert	Bodenacidität
DK II	Deponieklasse - Hausmülldeponien	PWP	Permanenter Welkepunkt (≈ pF 4,2)
DK III	Deponieklasse - Sonderabfalldep.	Q	Quotient Eluat/ Masse Feststoff
DWD	Deutscher Wetterdienst	R	Bodenwasser-Vorratsänderung (Rücklage)
E	Evaporation	R ²	Bestimmtheitsmaß
eGP	enge Grobporen	REA	Rauchgas-Entschwefelungsanlagen
ELF	elektrische Leitfähigkeit	RL	Richtlinie
eMP	enge Mittelporen	RS	Rekultivierungsschicht
E _{TA}	aktuelle/reale Evapotranspiration	SAV	Sprüh-Absorptions-Verfahren
ETI	Evapotranspiration und Interzeption	SD	Standardabweichung
EU	Europäische Union	SDA	spray dry adsorption process
Fe	Eisen	SHJ	Sommerhalbjahr
FK	Feldkapazität	SiWa	Sickerwasser
FP	Feinporen	SO ₄ ²⁻	Sulfat
Gew.-%	Gewichtsprozent	T	Transpiration
GOK	Geländeoberkante	TA	Technische Anleitung
GPV	Gesamtporenvolumen	TASi	Technische Anleitung Siedlungsabfall
GW	Grundwasser	TS	Trockensubstanz
H ⁺	Wasserstoffion	TR	Technische Regel
Hg	Quecksilber	UBA	Umweltbundesamt
K	Kalium	v	Windgeschwindigkeit
KDB	Kunststoffdichtungsbahn	Vol.-%	Volumenprozent
I	Interzeption	W/F	Wasser-/Feststoffverhältnis
LAGA	Länder-Arbeitsgemeinschaft Abfall	WG	Wassergehalt
LD	Lagerungsdichte	wGP	weite Grobporen
LJM	langjähriges Mittel	WSFA	Wirbelschichtfeuerungsaschen
LK	Luftkapazität	wMP	weite Mittelporen
MD	mineralische Dichtung	WS	Wassersäule
Mg	Magnesium	Zn	Zink
mGP	mittlere Grobporen	ρt	trockene Rohdichte/Lagerungsdichte
Mn	Mangan		

Abstract

The changes in the German legislation lead to changes in landfill operations. According to the German legislation only pre-treated waste is disposable. Besides that, only landfills, which fulfil certain technical prerequisite, are allowed to operate further. In the future, this will result in an increasing closing of municipal solid waste landfills and industrial waste landfills. Within the framework of closing landfills a qualified surface liner system has to be build. For this, the German landfill ordinance specifies the layers and the construction of this surface liner. But because there are criticisms on sustainability (e.g. duration, leak tightness, costs) alternatives are currently discussed. Within this discussion, the vegetation layer and the soil conditions are often disregarded, even though they are the most important components of a qualified landfill surface liner.

The landfill in Lüthorst is a mono landfill of coal combustion residues in a former gypsum opencast mining in lower Saxony (Germany). According to the legislation, it has to be covered with a mineral sealing layer and a restored vegetation layer when closing. Because of the legitimate criticisms on existing surface liner systems, the main issue of this examination is to reduce the leachate below the vegetation layer by optimizing soil conditions and vegetation. In addition, the study analyses the suitability of residues of spray absorption (SDA product) to improve a restored vegetation layer with a high evapotranspiration performance.

For this, a test field including macro-scale lysimeter had been installed on the landfill in Lüthorst. Three different variations of soil and mixtures of soil and SDA product were examined in the field experiment. The lysimeter data of almost three years were used for the analyses. After the growth of closed cover of grassland vegetation with different types of small trees the surface runoff was negligible. So the evapotranspiration were estimated from the amount of the precipitation and the seepage water. Base for this calculation was the ground even measured precipitation.

Supplementary, detailed landscape associated climatologically analysis to describe the water balance were carried out on different expositions on the landfill in Lüthorst. The root growth of the trees was investigated in a special testing field next to the lysimeter-field. The soil mechanical conditions were observed, e.g. soil penetration, water conditions and the physical as well as the chemical parameters of the used materials. Besides that, the aboveground biomass was harvested and analysed. The leachate of the lysimeter and the eluate of the substrates were also analysed.

The results of the lysimeter tests show an enormous potential of leachate reduction due to the restored vegetation layer. High evapotranspiration close to 80 % of the precipitation were measured. The study's findings provide basics to establish a convenient arrangement of a qualified restored layer combined with multi-layer vegetation with the use of SDA product.

1 Einleitung

Mit den Änderungen des Abfallrechts durch die Deponieverordnung (DEPV 2002) und der Abfallablagerungsverordnung (ABFABLV 2001) wird die Ablagerung von Abfällen strengeren Voraussetzungen unterworfen. Damit wird das Ziel verfolgt, die umweltverträgliche Abfallbeseitigung sicher zu stellen und stärker dem Ziel der Nachhaltigkeit der Abfallbewirtschaftung zu entsprechen. In gestuften Übergangsfristen bis zum 15. Juli 2009 müssen Deponien des Altbestandes an den deponietechnischen Standard der DEPV (2002) herangeführt oder stillgelegt werden. Die Folge ist, dass es zukünftig verstärkt zu Schließungen von Deponien kommt. Das Umweltbundesamt (UBA 2004) rechnet, dass von den 333 zum Ende des Jahres 2000 noch in Deutschland betriebenen Siedlungsabfalldeponien zukünftig maximal ein Drittel weiterbetrieben wird. Daneben muss nach SCHNURER (2002) zusätzlich mit ca. 200 still zu legenden Industrieabfalldeponien gerechnet werden. Im Rahmen der Schließung ist eine geeignete Oberflächenabdichtung mit einem spezifischen Schichtenaufbau auf die Deponie aufzubringen. Das Ziel ist eine möglichst nachsorgefreie Sicherung und Verwahrung zu schließender Deponien. Der Gesetzgeber hat deshalb in der Deponieverordnung (2002) einen Regelaufbau für eine Deponieoberflächenabdichtung vorgesehen.

An dem gesetzlich vorgegebenen Schichtenaufbau für eine Oberflächenabdichtung, der erstmals mit der Technischen Anleitung Siedlungsabfall (TASi 1993) konkretisiert und mit der Deponieverordnung (2002) fortgeschrieben wurde, bestehen erhebliche Kritikpunkte. Obwohl bei der Regelabdichtung mehrere Schichten mit kombinierten Maßnahmen wie z.B. einer Kunststoffdichtungsbahn (KDB) mit zusätzlicher mineralischer Abdichtung vorgeschrieben sind, wurden immer häufiger Zweifel an der dauerhaften Funktionsfähigkeit geäußert bzw. Alternativen aufgezeigt (HOFMANN et al. 2003; WACKERMANN 2003; WIEMER UND BEHLING 2003; BRÜCKELMEIER UND RAABE 2002; GÄTH 2002; SCHMEISKY UND HOFMANN 2002; WIEMER 2002; UBA 2001; KRÜMPPELBECK 2000). Die langfristige Haltbarkeit der Kunststoffdichtungsbahnen (KDB) wird angezweifelt, für die mineralischen Dichtungen wird eine Austrocknungsgefahr gesehen.

Schäden an mineralischen Dichtungen und Bentonitmatten durch Rissbildung infolge Austrocknung, Durchwurzelung und Ionenaustausch wurden durch unterschiedliche Versuche unter anderen auch bei Aufgrabungen nachgewiesen (u. a. HENKEN-MELLIES UND GARTUNG 2002; MELCHIOR et al. 2002; MELCHIOR UND VIELHABER 2002; ZEH UND WITT 2002; MAIER-HARTH UND MELCHIOR 2001). In RAMKE et al. (2002) werden die wesentlichen Erkenntnisse der Austrocknungsproblematik mineralischer Dichtungen beschrieben und diskutiert. Weiterhin werden für die in der Kritik stehende Oberflächenabdichtung nach TASi (1993) bzw. DEPV (2002) erhebliche finanzielle Mittel benötigt (WIEMER UND BEHLING 2003).

Besonders die geforderte Mindestmächtigkeit der Rekultivierungsschicht von 1,0 m wird als zu gering betrachtet (u. a. HOFMANN ET AL. 2003; WIEMER ET AL. 2003). Überschüssige

Wassermengen der Wintermonate werden nur unzureichend in der Rekultivierungsschicht gespeichert, die Differenzmengen drücken auf die künstliche Dichtungsschicht bzw. sickern bei deren Versagen, wovon laut den oben genannten Autoren auszugehen ist, in den Deponiekörper. Weiterhin ist die Gefahr von Trockenschäden der Vegetation in den Sommermonaten stark erhöht. Die Pflanzen können sich mit ihren Wurzeln nicht tiefgründig verankern und sind daher einer erhöhten Windwurfgefahr ausgesetzt (WATTENDORF 2001b). Eine mehrschichtige Vegetation mit Gehölzen lässt sich nicht realisieren. Das überwiegend in geringer Bodentiefe befindliche Wurzelsystem kann umfangreicher durch Schädlinge (z.B. Nagetiere) beeinträchtigt werden. Es ist außerdem fraglich, ob bei den regional sehr unterschiedlichen klimatischen Verhältnissen in Deutschland eine Einheitsabdichtung den besten Schutz bieten kann. Daher muss der Rekultivierungsschicht zukünftig eine größere Bedeutung beigemessen werden.

Rekultivierungsschichten sind, insbesondere im Hinblick auf die Langzeitsicherheit, ein wesentlicher Bestandteil des Oberflächenabdichtungssystems von Deponien. Sie dienen als Wurzelraum für den Bewuchs und sind somit Grundlage für die langfristige Wiedereingliederung der Deponie in die Landschaft. Rekultivierungsschichten schützen die übrigen Komponenten der Dichtung vor Überlastung, Frost oder Erosion (WATTENDORF et al. 2005). Das System Rekultivierungsschicht und Bewuchs reduziert und vergleichmäßigt die Sickerwassermenge in eine eventuelle Entwässerungsschicht oder die Deponie. Wesentliche Faktoren sind hierbei die Verdunstung durch die Pflanzendecke und den Oberboden (Evaporation, Transpiration und Interzeption). Neben der Struktur der Pflanzendecke sind die Mächtigkeit der Rekultivierungsschicht und deren nutzbare Feldkapazität, also die Menge pflanzenverfügbaren Wassers, die der Boden gegen die Schwerkraft festhalten kann, von Bedeutung. Die nutzbare Feldkapazität der Rekultivierungsschicht sollte so bemessen sein, dass überschüssige Wassermengen aus den Niederschlägen der Wintermonate gespeichert und möglichst vollständig in der Vegetationsperiode verdunstet werden (LÜCKEWILLE 2005; SCHMEISKY UND HOFMANN 2005; GÄTH 2003; BRECHTEL 1978). Niederschlag, der ungehindert in eine Deponie eindringen kann, löst dort z. T. toxische Stoffe und stellt beim Austritt aus dem Deponiekörper eine erhebliche Gefahr für das Grundwasser dar. Häufig muss dieses Deponiesickerwasser mit hohem Aufwand gereinigt werden. Nach Beendigung der Deponierung ist eine dauerhafte Oberflächenabdichtung entscheidend für die Vermeidung von Sickerwasser.

In der Vergangenheit wurde dem System „Rekultivierungsschicht und Vegetation“ zu wenig Aufmerksamkeit geschenkt, obwohl es die wesentliche Komponente einer Oberflächenabdichtung darstellt. Weil die in der Regel unter der Rekultivierungsschicht befindlichen Dichtungsschichten, wie z.B. eine Kunststoffdichtungsbahn oder eine mineralische Dichtungsschicht, nicht unbegrenzt haltbar oder absolut dicht sind, kommt der Reduzierung des Sickerwasseranfalls unterhalb einer Rekultivierungsschicht und demnach der Evapotranspiration durch die Vegetation eine besondere Bedeutung zu. Teilweise könnte durch eine nahezu vollständige Verdunstung auf eine Dichtungsschicht unterhalb der

Rekultivierungsschicht verzichtet werden (SCHMEISKY UND HOFMANN 2002). Grundsätzlich kann eine gut durchwurzelbare Rekultivierungsschicht eine enorme Reduzierung der Sickerwassermenge leisten (WATTENDORF UND EHRMANN 2006; WATTENDORF et al. 2005; SCHMEISKY UND HOFMANN 2003). MELCHIOR (2006) definiert eine Wasserhaushaltsschicht als Rekultivierungsschicht, die dazu ausgelegt ist den Grossteil des Niederschlags dauerhaft zurückzuhalten und somit eine Komponente der Kombinationsdichtung oder die mineralische Dichtung ersetzen kann.

Die für eine Rekultivierungsschicht benötigten Bodenmengen mit den entsprechenden Qualitäten stehen allerdings nicht immer in ausreichender Menge zur Verfügung. Des Weiteren steigert die Forderung nach mächtigeren Rekultivierungsschichten natürlich ebenso den Bodenbedarf bzw. den Bedarf an Reststoffen zur Optimierung der vorhandenen Böden. Dies einerseits um Volumen zu kompensieren, andererseits aber auch um die gewünschten Bodeneigenschaften zu gewährleisten bzw. zu erreichen. Böden minderer Qualität können mittels Zuschlagstoffen verbessert werden, wobei die Grenzwerte nach Anhang 5 der Deponieverordnung (2002) oder der Bundesbodenschutz-Verordnung (1999) eingehalten und die Begrünbarkeit beachtet werden müssen. Der Einsatz geeigneter Rückstände und Sekundärrohstoffe entspricht daher dem Gedanken der Kreislaufwirtschaft und der Ressourcenschonung sowie dem Bodenschutz.

Auf der Deponie Lüthorst werden Rückstände aus der Rauchgasreinigung zur Verfüllung eines ehemaligen Gipstagebaues verwendet. Gemäß dem bergrechtlichen Planfeststellungsbeschluss soll in Anlehnung an das Abfallrecht im Rahmen einer zukünftigen Oberflächenabdichtung eine mineralische Dichtung mit einer 1,5 m mächtigen Rekultivierungsschicht aufgebracht werden. Bodenmaterial, das auf der Deponie vorhanden ist, eignet sich aufgrund des hohen Tongehaltes nur bedingt als Rekultivierungsboden. Aufgrund der Kritik an dem gesetzlich vorgeschriebenen Schichtenaufbau, vor allem aufgrund der Erkenntnisse zur Schädigung und daher Durchsickerung von mineralischen Dichtungen stellt sich die Frage nach Alternativen, die eine langfristig abschätzbare Sickerwasservermeidung auf hohem Niveau liefern. Aufgrund der früheren Nutzung des Geländes wird eine forstliche Wiedereingliederung in die Landschaft angestrebt. Primäre Zielsetzung der Untersuchungen ist daher, die anfallenden Sickerwassermengen unterhalb einer Rekultivierungsschicht durch Optimierungen der Bodeneigenschaften, Begrünung und Vegetation nachhaltig zu minimieren. Dafür soll der vorhandene tonige Unterboden des ehemaligen Gipstagebaus Lüthorst durch Zuschlag geeigneter Reststoffe für einen Einsatz in der Rekultivierungsschicht konditioniert werden. Durch eine Auswahl geeigneter Gehölze und durch eine standortangepasste Grasvegetation soll die Verdunstungsleistung des Standortes Deponie Lüthorst erhöht werden. Trotz der relativ hohen erwarteten Niederschläge wird gerade aufgrund der windexponierten Lage der Deponie mit einem erheblichen Potenzial zur Sickerwasserreduzierung gerechnet.

Für die vorliegende Arbeit lassen sich aus den vorstehenden Ausführungen und dem gestellten Ziel des Aufbaus eines alternativen Oberflächenabdichtungssystems zur Sickerwasserreduzierung auf der Deponie Lüthorst folgende Fragestellungen ableiten:

- Ist eine Verbesserung der auf der Deponie Lüthorst vorhandenen Bodenmaterialien mittels Zuschlagsstoffen möglich?
- Wie hoch ist die Wasserspeicherfähigkeit dieser Substratgemische?
- Wie stark beeinflussen die einzelnen Substratgemische das Wurzelwachstum der Vegetation und der Gehölze?
- Welches Potenzial zur Sickerwasserreduzierung ergibt sich durch die Bodeneigenschaften der verwendeten Substrate im Zusammenspiel mit der Vegetation und den klimatischen Bedingungen auf der Deponie Lüthorst?
- Wie hoch ist die Verdunstungsleistung der Rekultivierungssubstrate im Vergleich zum tatsächlich gefallenen Niederschlag und zu einem hochwertigen Rekultivierungsboden?
- Wie entwickeln sich über den Versuchszeitraum und in Abhängigkeit von den verwendeten Substratgemischen die Biomasseleistung der Vegetation sowie der Gehölze?
- Wie sind die Stoffgehalte der verwendeten Substrate und in den eventuell auftretenden Perkolaten unter Berücksichtigung der aktuell geltenden Grenzwerte zu bewerten?

In sechs Großlysimetern werden daher zwei Gemische aus dem tonigen Unterboden mit verschiedenen Anteilen an Stabilisat sowie Nassasche im Vergleich zu einem Rekultivierungsboden untersucht. Dabei wird anstelle des tonigen Unterbodens als Referenzboden ein lehmiger Sand aus der Weseraue verwendet, der für eine Rekultivierungsmaßnahme, wenn verfügbar, den Idealfall darstellen würde. Im Rahmen der Untersuchungen zur Verwertung von Kraftwerksrückständen zum Aufbau einer funktional optimierten Rekultivierungsschicht werden daher folgende Untersuchungsschwerpunkte gesetzt:

- Mittels Lysimeteruntersuchungen auf der Deponie in Lüthorst wird das Potenzial der Sickerwassermengenreduzierung durch die begrünte Deckschicht erhoben. Durch die Untersuchungen wird ermittelt, welcher Anteil des Niederschlages versickert und als Sickerwasser an einer Entwässerungs- oder Dichtungsschicht bzw. dem Deponiekörper anfallen kann. Die Substrate und die gewonnenen Perkolate der Lysimeter werden hinsichtlich ihrer Eignung nach Anh. 5 DEPv (2002) analysiert.
- Ein weiterer Schwerpunkt der Arbeit ist die Untersuchung des Anwuchsverhaltens der Gehölze. Hier sollen Aussagen zur Durchwurzelung der Substrate und somit der Rekultivierungsschichten getroffen werden.
- Zur Bestimmung des Wasserhaushaltes werden ausführliche geländeklimatologische Untersuchungen durchgeführt. Neben der intensiven Betrachtung systematischer Niederschlagsmessfehler und kleinräumiger Niederschlagsverteilungen werden aussagekräftige Kennzahlen zum Wasserhaushalt der Vegetation erhoben.

- Es werden bodenmechanische Untersuchungen an den oben genannten Versuchsf lächen durchgeführt. Es sollen Aussagen zum langfristigen Verhalten des Materials getroffen werden. Im Vordergrund stehen hier der Wasserhaushalt, die Standsicherheit und chemisch-physikalische Wechselwirkungen innerhalb der Gemische.
- Grundsätzlich werden zu den oben genannten Untersuchungen die chemisch-physikalischen Parameter bestimmt. Diese dienen dazu eindeutige Aussagen zur Ernährungssituation der Pflanzen in dem jeweiligen Substrat ableiten zu können.

Im Anschluss an die Einleitung wird der rechtliche Rahmen der Deponien in Deutschland in Kapitel 2 unter dem Aspekt der alternativen Oberflächenabdichtung und des Einsatzes von Sekundärrohstoffen und Abfällen zur Verwertung (ehemals Reststoffe) in Dichtungs- und Rekultivierungsschichten betrachtet. Der Einsatz dieser Stoffe außerhalb des Abfallrechts wird angerissen. In Kapitel 3 werden grundlegende Zusammenhänge und Wirkungsmechanismen zum besseren Verständnis der Thematik dargestellt. Darauf folgend wird in Kapitel 4 der Stand der Forschung zu optimierten Rekultivierungsschichten beschrieben. Zusätzlich werden der Einsatz der Kraftwerksreststoffe in ähnlichen Anwendungsbereichen sowie neuere Entwicklungen im Bereich der Oberflächenabdichtungssysteme betrachtet. In Kapitel 5 folgt die Vorstellung des Untersuchungsgebietes und in Kapitel 6 werden die angewendeten Methoden sowie die eingesetzten Materialien dargestellt. In Kapitel 7 wird der Feldversuch zu der vorgestellten Fragestellung behandelt. Neben dem Versuchsaufbau werden die über den Zeitraum Januar 2005 bis November 2007 durchgeführten Erhebungen und deren Ergebnisse beschrieben, analysiert, diskutiert und zusammengefasst. Abschließend werden die Ergebnisse und Erkenntnisse aus den eigenen Versuchen unter Berücksichtigung des rechtlichen sowie wissenschaftlichen Rahmens in der Zusammenfassung dargestellt und in der Schlussfolgerung bewertet.

2 Gesetzliche Rahmenbedingungen

Aufgrund der Sorge vor Schädigung des Menschen und der Umwelt über den Wasser-, Gas- und Luftpfad im Rahmen der Abfallentsorgung, -beseitigung und -verwertung ist das Abfallrecht sehr vielschichtig geregelt. Die Notwendigkeit der Vorsorge wurde in Deutschland Ende der 70er, Anfang der 80er Jahre erkannt. Deutschland nahm bezüglich der abfallrechtlichen Regelungen in den folgenden Jahren eine Art Vorreiterrolle ein. In den letzten Jahren wurde der zunehmende Einfluss der EU-Gesetzgebung auf das deutsche Abfallrecht spürbar. Zukünftig werden die meisten umwelt- und abfallrechtlichen Regelungen auf EU-Ebene entschieden und später in deutsches Recht umgesetzt.

2.1 Abfall- und Deponierecht in der EU

Auf europäischer Ebene ist das Abfallrecht umfassend geregelt und wird zurzeit überarbeitet. Seit 1973 werden durch die Aktionsprogramme zum Umweltschutz gemeinsame Ziele festgeschrieben. 1977 wurde erstmalig als vorrangiges Ziel die Abfallvermeidung vor der Wiederverwertung und der Abfallbeseitigung genannt. Das sechste Umweltaktionsprogramm bis 2012 setzt auf Ressourcenschonung trotz Wirtschaftswachstums und eine Reduzierung des Gesamtabfallaufkommens. Besonders das Aufkommen von Abfällen zur Beseitigung soll verringert werden (KRÄMER 2003).

Die Abfallrahmenrichtlinie vom 05.04.2006 nimmt im europäischem Abfallrecht die zentrale Stellung ein (RL 2006/12/EG). Die Rahmenrichtlinie definiert den Abfallbegriff, sie enthält Verpflichtungen zur Abfallvermeidung, Verwertung und Beseitigung. Die übrigen europäischen Abfallrichtlinien enthalten Sonderregelungen zu bestimmten Abfallarten. Die geplante Novellierung der Abfallrahmenrichtlinie soll zukünftig noch mehr Rechtssicherheit bei der Auslegung zentraler Rechtsbegriffe, wie der Abgrenzung zwischen Verwertung und Beseitigung sowie Abfall und Produkt, bringen (EHRMANN 2006; PETERSEN 2005).

Im Juli 1999 trat die Europäische Deponierichtlinie über Abfalldeponien (RL 1999/31/EG) in Kraft. Neben den technischen Mindestanforderungen, dem Behandlungsgebot, dem Monitoring und der Forderung der Reduzierung der abgelagerten Organik wurden Vorgaben zur Entgelthöhe und Sicherheitsleistung geregelt. Durch eine Umsetzung in den Mitgliedsstaaten auf Gesetzes- oder mindestens Verordnungsebene sollte zukünftig eine nachsorgefreie Deponie gewährleistet werden. Die EU-Deponierichtlinie (1999) erfasst alle Abfallbeseitigungsanlagen zur Ablagerung von Abfällen oberhalb und unterhalb der Erdoberfläche sowie langfristige Zwischenlager (PALM ET AL. 2003). Weiterhin wurden durch die Ratsentscheidung vom 19. Dezember 2002 zur Festlegung von Kriterien und Verfahren für die Annahme von Abfällen auf Abfalldeponien (RL 2003/33/EG) Vorgaben für das Annahmeverfahren sowie Parameter bzw. Zuordnungswerte für die Annahme von Abfällen festgeschrieben.

2.2 Abfall- und Deponierecht in Deutschland

Das erste Abfallgesetz (ABFG 1972) der BRD wurde 1972 erlassen, um eine geordnete und einheitliche Abfallbeseitigung zu erreichen. Schwerpunkt lag auf der Gefahrenabwehr und Seuchenhygiene. Mit der vierten Novelle des Abfallbeseitigungsgesetzes von 1986 wurde der Verwertung der Abfallbeseitigung Vorrang eingeräumt, eine Abfallvermeidung wurde nicht festgeschrieben. Dieser Gedanke wurde mit dem Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KRW-/ABFG 1994) weiterentwickelt. Das am 07.10.1996 in Kraft getretene Gesetz war ein wichtiger Schritt weg von der reinen Abfallbeseitigung hin zur Kreislaufwirtschaft. Höchste Priorität besitzt seit dem die Vermeidung von Abfällen, gefolgt von der Verwertung. Die Möglichkeit der Beseitigung soll an letzter Stelle in Betracht gezogen werden (EGLOFFSTEIN UND BURKHARDT 2004).

Aktuell haben neben dem KRW-/ABFG (1994) drei Verwaltungsvorschriften und drei Verordnungen, die häufig aufeinander verweisen, deponierechtliche Gültigkeit. Die Allgemeine Abfall-Verwaltungsvorschrift zum Schutz des Grundwassers (ABFVWV ZUM GW-SCHUTZ 1990) regelt den Schutz des Grundwassers (GW) vor Stoffen und Stoffgruppen aus Anlagen zur Lagerung oder Ablagerung von Abfällen, die ein Toxizitäts-, Langlebigkeits- bzw. Bioakkumulationsrisiko aufweisen oder direkt eine schädliche Wirkung auf das Grundwasser haben. Die ABFVWV ZUM GW-SCHUTZ (1990) bezieht sich hierbei auf die indirekte Ableitung und somit auf den Eintrag von Stoffen nach der Boden- oder Untergrundpassage in das Grundwasser.

Mit den Technischen Anleitungen TA Abfall (TAA 1991) und TA Siedlungsabfall (TASi 1993), welche die Planung, die Errichtung, den Betrieb und die Stilllegung sowie die Nachsorge von Abfallentsorgungsanlagen ab deren Inkrafttreten regelten, begründete sich das „Multibarrierenkonzept“ für Deponien. Ein Aspekt des „Multibarrierenkonzepts“ stellte die Zuordnung ablagerungsfähiger Abfälle nach deren Beschaffenheit bzw. deren Schadstoffpotenzial in Deponieklassen dar. Auf Grundlage des Vorsorgeprinzips wurden zum Wohl der Allgemeinheit und zur Sicherung der Qualität der Schutzgüter Regelabdichtungen sowohl für die Basis- als auch die Oberflächenabdichtung gefordert. Ziel war die Schaffung der nachsorgefreien Deponie (KINDSMÜLLER UND DREXLER 2002). Neben den Anforderungen an die Entsorgung greift die TASi (1993) die Behandlung von Abfällen sowie den Grundsatz der Verwertung auf. Die Abfallverwertung hat, wenn sie technisch möglich ist und die entstehenden Mehrkosten im Vergleich zur Entsorgung zumutbar sind, Vorrang vor den übrigen Entsorgungswegen. Weiterhin muss aber für die zu verwerteten Stoffe ein Markt vorhanden sein oder zu mindestens geschaffen werden. Die Verwertung darf sich allerdings im Vergleich zu anderen Entsorgungswegen nicht nachteilig auf die Umwelt auswirken. Neben den technischen Vorgaben wird seit dem 01. Juni 2005 eine Vorbehandlung von Hausmüll und hausmüllähnlichem Gewerbeabfall festgeschrieben. Unbehandelte Abfälle dürfen seit dem nicht mehr abgelagert werden (TASi 1993).

Die EU-Deponierichtlinie wurde in Deutschland durch die Abfallablagerungsverordnung (2001), die Deponieverordnung (2002), die Deponieverwertungsverordnung (2005) und die Verordnung zur Umsetzung der Ratsentscheidung vom 19. Dezember 2002 zur Festlegung von Kriterien und Verfahren für die Annahme von Abfällen auf Abfalldeponien vom Dezember 2006 umgesetzt. Weiterhin fand eine Änderung des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes (1994) statt. Das Gesetz zur Umsetzung der UVP-Änderungsrichtlinie (IVU-RICHTLINIE 2001) wurde ebenfalls im Zuge der Umsetzung der EU-Deponierichtlinie erlassen.

Die Abfallablagerungsverordnung (2001) gilt für die Ablagerung von Siedlungsabfällen und Abfällen, die wie diese entsorgt werden können. Sie enthält Vorschriften über das Bauwerk Deponie und verweist hierbei auf die TASI (1993). Annahmeverfahren und Zuordnungskriterien für Deponien der Klassen I und II und Deponien für mechanisch-biologisch behandelte Abfälle wurden festgelegt. Für die zuletzt genannten Abfälle wurden Einbauvorschriften benannt. Durch die Übernahme der Anforderungen der TASI (1993) für die Deponieklassen I und II wurde die Verwaltungsvorschrift auf das Niveau einer Rechtsverordnung gehoben (EGLOFFSTEIN UND BURKHARDT 2004; PALM et al. 2003; WAGNER 2002; RADDE 2001). Ziel der Abfallablagerungsverordnung (2001) ist die schrittweise Schließung von Deponien, die den Stand der Technik nicht erfüllen. Die Ablagerung unbehandelter Abfälle, welche die Zuordnungskriterien der Deponiekategorie II nicht einhalten, durfte bis zum 31. Mai 2005 erfolgen, seitdem ist sie grundsätzlich verboten. Eine weitere Übergangsregelung gilt bis 15. Juli 2009, hiernach dürfen Inertabfälle auf nicht Basis gedichteten Deponien, mechanisch-biologisch aufbereitete Abfälle hingegen nur auf Basis gedichteten Deponien abgelagert werden (PALM et al. 2003).

Die Deponieverordnung (2002) regelt Anforderungen an die Errichtung, den Betrieb, die Stilllegung und die Nachsorge von Deponien und Langzeitlagern. Neben den Regelungen zu Altdeponien werden unter anderem Vorgaben zur Sicherheitsleistung gemacht. Die Deponieverordnung ergänzt somit die Abfallablagerungsverordnung (2001) und regelt die verbleibenden Anforderungen an Deponien für gefährliche (ehem. besonders überwachungsbedürftige) Abfälle, Monodeponien und Untertagedeponien sowie Langzeitlager. Sie verweist hierbei auf die Anforderungen der TAA (1991) und TASI (1993).

Grundsätzlich gilt, dass von der Deponie keine Beeinträchtigung des Wohls der Allgemeinheit oder eine Beeinträchtigung der Schutzgüter nach dem KrW-/ABFG (1994) ausgehen darf (DEPV 2002). Aber weder die Deponieverordnung (2002) noch die Abfallablagerungsverordnung (2001) treffen Aussagen bzw. Regelungen bezüglich der Verwertung von Abfällen in Deponieoberflächenabdichtungen oder bezüglich genauer Anforderungen an die chemische Beschaffenheit möglicher Abdichtungsmaterialien. Die AbfAbIV (2001) nimmt im § 1 Abs. 4 jedoch direkten Bezug auf die Grundsätze und Grundpflichten der Kreislaufwirtschaft nach den §§ 4 und 5 KrW-/ABFG (1994), womit die Verwertung von Abfällen weiterhin einen höheren Stellenwert besitzt als die Beseitigung. Rechtsklarheit, in welchem Ausmaß und unter welchen Voraussetzungen bzw. Anforderungen Abfälle zur

Verwertung bei der Deponiestilllegung eingesetzt werden dürfen, gibt die Deponieverwertungsverordnung (2005). Hiernach ist eine Verwertung von Abfällen auf Deponien grundsätzlich möglich. Bei notwendigen Baumaßnahmen auf Deponien können Abfälle zur Verwertung Primärbaustoffe ersetzen, so lange es im deponiebauüblichen Umfang geschieht und das Wohl der Allgemeinheit gewahrt bleibt (WAGNER 2004). Ziele der Deponieverwertungsverordnung (2005) sind den „Mülltourismus“ zu reduzieren und die Scheinverwertung, z.B. bei Profilierungsmaßnahmen im Rahmen der Deponiestilllegung, zu unterbinden. Es dürfen nur solche Mengen an Abfällen zur Verwertung eingesetzt werden, die auch beim Einsatz von Primärbaustoffen notwendig wären (BMU 2004).

Neben dem Einsatz von Rest- und Sekundärrohstoffen in Rekultivierungs- oder Dichtungsschichten von Deponien werden diese häufig im Landschaftsbau und bei Rekultivierungen oder Haldenabdeckungen, z.B. auf ehemaligen Bergbauflächen, eingesetzt. Gründe hierfür sind neben den gleichen Zielvorgaben bezüglich der Sickerwasserreduzierung/-vermeidung häufig der Einsatz als Ersatzbaustoff oder als Verfüllmaterial. Deshalb werden im Folgenden die rechtlichen Rahmenbedingungen der Verwertung mineralischer Abfälle in Deutschland beleuchtet.

2.3 Verwertung mineralischer Abfälle

Obwohl 1996 nach Inkrafttreten des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes (1994) der Vorrang der Verwertung gegenüber der Entsorgung eindeutig festgelegt wurde, mussten die Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Abfällen aufgrund unklarer rechtlicher Vorgaben definiert werden. Dabei standen sich das Interesse der Verwertung möglichst vieler Abfälle und die Wahrung des Wohls der Allgemeinheit bzw. der Schutz vor Beeinträchtigungen der Schutzgüter gegenüber. Mit der Frage, wann von einer schadlosen Verwertung ausgegangen werden kann, entwickelte sich der Bedarf einer einheitlichen, abfallspezifischen und rechtsbereichübergreifenden Regelung (PFEIFFER 2006).

Schon 1991 beauftragte die Umweltministerkonferenz die Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) umweltgerechte Anforderungen für die Verwertung von mineralischen Abfällen auszuarbeiten. Die erstellten Verwertungsanforderungen basieren sowohl auf der jeweiligen Nachfolgenutzung bzw. auf den unterschiedlichen Einbaubedingungen und auch auf den verschiedenen Abfalleigenschaften. Die LAGA entwickelte bis 1994 abfallspezifische Zuordnungswerte, die mit der Novelle der Mitteilung 20 1997 (LAGA M20 1997) erweitert wurden. Damit regelt die LAGA M20 die Verwertung von Bodenmaterial, Bauschutt, Straßenaufbruch, Schlacken und Aschen aus Müllverbrennungsanlagen bzw. Steinkohlekraftwerken sowie Gießereiabfällen (PFEIFFER 2006). Darüber hinaus wurden weitere Veränderungen angestrebt, da eine Anpassung an das Bodenschutzrecht, an die Novellierung des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes (1994) und an den Grundwasserschutz notwendig wurde (DEMMICH UND ZINGK 2005; BERTRAM 2003; LAGA 2001).

Die Fortschreibung des LAGA-Papiers mit der TR Boden (neu) (LAGA 2004a) wurde in den Ländern jedoch nicht eingeführt und nach dem „Tongrubenurteil“ (KAMINSKI UND COLLISY 2005; SCHMITZ 2005) des Bundesverwaltungsgerichtes vom 14.04.2005 ist die Anwendung der LAGA M20 eigentlich nicht mehr gestattet. In der Begründung zum Urteil wurde festgestellt, dass die Mitteilungen der LAGA keine normkonkretisierenden Verwaltungsvorschriften sind und dass das Bodenschutzrecht angewandt werden muss, solange in den anderen Rechtsbereichen (z.B. Bergrecht) keine Regelungen vorhanden sind. Im Einzelfall müssen derzeit Entscheidungen auf der Grundlage der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (1999) getroffen werden (DEMMICH 2006).

Unter intensiver Mitarbeit der Länder, der Wirtschaft und ihrer Verbände wird nun eine Bundesverwertungsverordnung (BVERWV) ausgearbeitet, die die Rechtsbereiche Abfall, Wasser und Bodenschutz einbinden soll. Dabei müssen nicht nur die Verwertung von Bodenaushub, Bauschutt und Bauabfällen berücksichtigt werden, es gilt auch die großen Mengen an mineralischen Reststoffen aus industriellen Prozessen einzubeziehen. Im Jahr 2007 wird voraussichtlich das formale Rechtsetzungsverfahren beginnen (DEMMICH 2006). So hat das BMU am 15.11.2007 den Ländern einen ersten Arbeitsentwurf vorgelegt (EUWID 2007). Demnach zeichnet sich eine Aufteilung in zwei Verordnungen ab. Für bodenähnliche Verwendungen wird § 12 BBODSCHV (1999) unwesentlich geändert und für das Auf- und Einbringen von Material unterhalb oder außerhalb einer durchwurzelbaren Bodenschicht wird § 12a BBODSCHV neu geschaffen. Die Verwendung von mineralischen Ersatzbaustoffen zu technischen Zwecken wird in einer neuen Verordnung nach § 7 KRW-/ABFG (1994) und § 6 BBODSCHG (1998) der Ersatzbaustoffverordnung geregelt (E-BVERWV 2007). WAGNER (2007) sieht hierbei Probleme bei der Definition der Schnittstellen.

Aufgrund der Thematik der vorliegenden Arbeit werden im Folgenden die Anforderungen an Rekultivierungsschichten und Oberflächenabdichtungen eingehend betrachtet. Anschließend werden die rechtlichen Rahmenbedingungen der Deponie Lüthorst, auf welcher die Versuche stattfanden, näher beleuchtet.

2.4 Anforderungen an Oberflächenabdichtungen und Rekultivierungsschichten

Die am 01.06.1993 in Kraft getretene TA Siedlungsabfall (1993) hat in Deutschland erstmals den für die Oberflächenabdichtung von Abfalldeponien einzuhaltenden Standard konkret definiert. Dieser wurde mit Inkrafttreten der Abfallablagerversordnung (2001) und der Deponieverordnung (2002) nahezu unverändert festgeschrieben (WAGNER 2003).

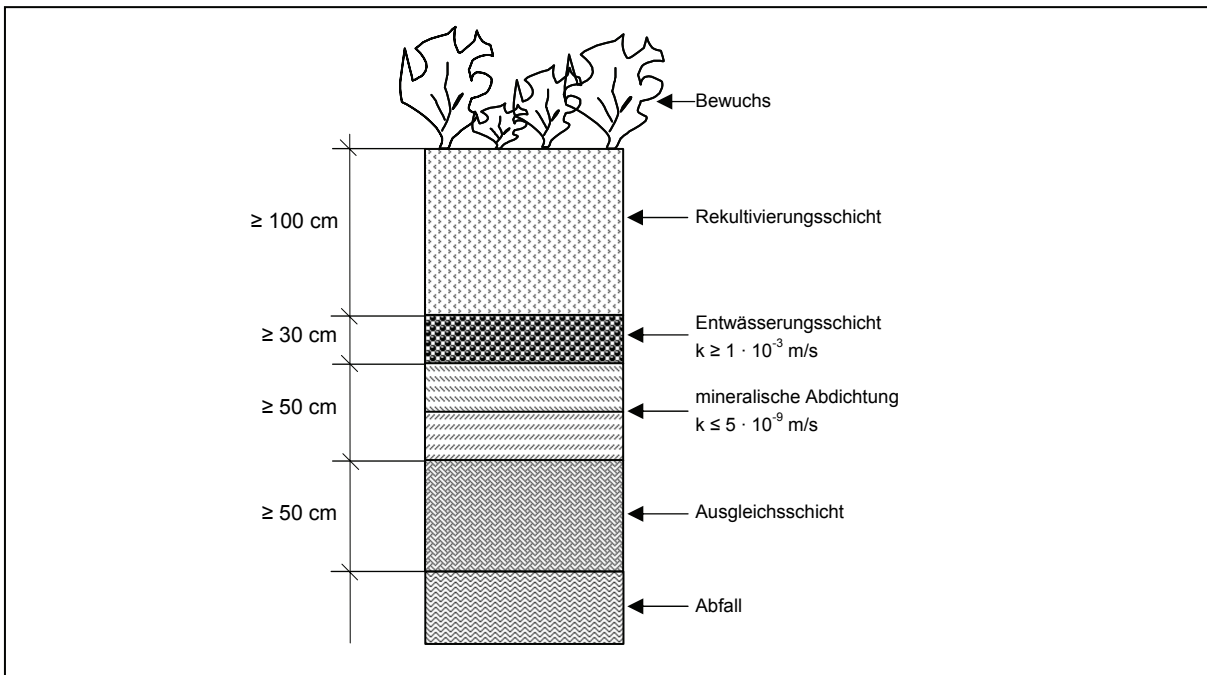


Abb. 2-1: Querschnitt des für Deponien (DK I) nach TAsi und Anhang 1 Nr. 2 der Deponieverordnung vorgesehenen Regelaufbaus der Deponieoberflächenabdichtung.

Abbildung 2-1 zeigt den Regelaufbau des Oberflächenabdichtungssystems für Deponien der Klasse I (DK I). DK I bedeutet nach § 2 Nr. 8 der Abfallablagerversordnung (2001) eine Deponie für Abfälle, die einen sehr geringen organischen Anteil enthalten und bei denen eine sehr geringe Schadstofffreisetzung im Auslaugungsversuch stattfindet.

Die TA Siedlungsabfall (1993) und auch die Deponieverordnung (2002) lassen jedoch mehr oder weniger große Abweichungen von dem als Standard definierten Regelaufbau der Deponieoberflächenabdichtung zu. Konkret kommt dies in der Gleichwertigkeitsregelung des Anhangs 1 Nr. 2 Satz 1 DEPv (2002) sowie in der Erleichterungsregelung des § 14 Abs. 6 DEPv (2002) zum Ausdruck (LAGA 2004b). Diese Flexibilisierung kann als Konsequenz aus der seit langem diskutierten Unzulänglichkeit des für Siedlungsabfalldeponien vorgesehenen Regelaufbaus gesehen werden (EGLOFFSTEIN UND BURKHARDT 2004; UBA 2001). Die zentrale Aufgabe von Deponieoberflächenabdichtungen ist ein wirksamer Niederschlagswasserrückhalt. Alternative Deponie-Oberflächenabdichtungssysteme sollten demnach aufgrund ihrer Dichtheit und Beständigkeit eine dem jeweiligen Regelaufbau vergleichbare Schutzfunktion zum Rückhalt von Niederschlagswasser bewirken (BERGS UND RADDE 2002).

Neben dem geforderten Schichtenaufbau der Oberflächenabdichtung ist gerade beim Einsatz von Nebenprodukten im Rahmen der Oberflächenabdichtung die Deponieverwertungsverordnung (2005) zu beachten. Im Anhang 1 werden die chemischen Zuordnungswerte für die unterschiedlichen Einsatzbereiche der Abfälle zur Verwertung geregelt. Somit wehrt die Deponieverwertungsverordnung (2005) durch die Zuordnungs-

kriterien ein Unterlaufen der Behandlungsvorgaben der Abfallablagerungsverordnung (2001) ab und garantiert die Schadlosigkeit der Verwertung (BMU 2004).

Anforderungen an die Rekultivierungsschicht von oberirdischen Deponien werden im Anhang 5 zu § 12 Abs. 3 der Deponieverordnung (2002) genannt. Neben der Mindestmächtigkeit von 1 m werden die Feststoffgehalte und Eluatkonzentrationen für Materialien zur Herstellung von Rekultivierungsschichten geregelt (Tabelle 2-1). Für Deponien der Klasse 0 gelten die Werte nach Anhang 2 Nr. 4 der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (1999).

Tab. 2-1: Zulässige Feststoffgehalte und Eluatkonzentrationen für Materialien zur Herstellung von Rekultivierungsschichten (DEPV 2002).

Parameter	Feststoffgehalte in mg/kg Trockenmasse, Königswasseraufschluss
Cadmium	1,0
Blei	140
Chrom	120
Kupfer	80
Quecksilber	1,0
Nickel	100
Zink	300
	in mg/kg Trockenmasse
Polychlorierte Biphenyle (Summe der 6 PCB-Kongeneren nach Ballschmiter sigma 6 PCB)	0,10
Benzo(a)pyren	0,6
Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (Summe der 16 PAK nach EPA - sigma 16PAK) ¹⁾	5
	Eluatkonzentrationen
pH-Wert	6,5-9
elektrische Leitfähigkeit	500 µS/cm
	Eluatkonzentrationen in mg/l
Chlorid ²⁾	10
Sulfat ²⁾	50
Arsen	0,01
Blei	0,04
Cadmium	0,002
Chrom (ges.)	0,03
Kupfer	0,05
Nickel	0,05
Quecksilber	0,0002
Zink	0,1

¹⁾ Bei PAK-Gehalten von mehr als 3 mg/kg ist mit Hilfe eines Säulenversuches nachzuweisen, dass in dem zu erwartenden Sickerwasser ein Wert von 0,20 µg/l nicht überschritten wird.

²⁾ Untersuchung nur bei Bodenmaterial mit mineralischen Fremdbestandteilen (max. 10 Vol.-%).

Nach Anhang 5 der Deponieverordnung (2002) gelten Bodensubstrate oder ein Gemisch von Boden mit Abfällen als geeignet, wenn sie die stofflichen Qualitätsanforderungen z.B. der Bioabfallverordnung (1998) sowie der Klärschlammverordnung (1992) erfüllen. Einzelne Überschreitungen der Zuordnungswerte der Tabelle 2-1 sind bei höheren geogenen Hintergrundwerten möglich. Es wird eine hohe nutzbare Feldkapazität und eine ausreichende Luftkapazität gefordert. Konkrete Werte werden nicht genannt. Steht geeignetes

Bodenmaterial zur Verfügung, das am Standort angefallen ist und dort zwischengelagert wurde, ist dies vorrangig zu verwenden (DEPV 2002).

2.5 Rechtliche Rahmenbedingungen der Deponie Lüthorst

Die Deponie Lüthorst befindet sich in einem ehemaligen Gipstagebau, sie wird seit 1988 betrieben. Das Deponat stammt aus einem nicht bergbaulichen Betrieb, folglich wurde im Rahmen des Planfeststellungsverfahrens das Abfallrecht (ABFG 1986) angewendet. Aus bergrechtlicher Sicht war eine Verfüllung des Tagebaues nicht vorgeschrieben, da sich der Gipstagebau Lüthorst zum Zeitpunkt der Antragsstellung der Deponierung aber unter Bergaufsicht befand, wurde mit der Planfeststellung die zuständige Bergbehörde beauftragt. Grund für die Bergaufsicht war, dass neben dem Tagebau auch untertägig Gips abgebaut wurde und es sich somit nach dem Bundesberggesetz (1980) um einen grundeigenen Bodenschatz handelte.

Für die Oberflächenabdichtung ist gemäß Planfeststellungsbeschluss eine mineralische 0,6 m mächtige Dichtungsschicht (Tonschicht) vorgesehen. Die Rekultivierungsschicht soll demnach 1,5 m mächtig sein, wobei die obersten 0,2 m als Mutterboden aufgebracht werden sollen. Gemäß dem aktuellen Deponierecht ist die Deponie Lüthorst der Deponieklasse I (DK I) zuzuordnen. Somit weichen die Anforderungen an die Oberflächenabdichtung von denen für Deponien der Klasse I ab (vgl. Kap. 2.4). Aufgrund der geologischen Barriere und der vorhandenen Basisabdichtung erfüllt die Ablagerung in Lüthorst die Anforderungen der Deponieverordnung (2002) und kann über den 15. Juli 2009 hinaus weiterbetrieben werden.

2.6 Ausblick

Aufgrund der erwähnten Vielzahl der zu beachtenden Regelungen und der großen Zahl an Querverweisen ist die aktuelle Rechtssituation sehr unübersichtlich und unpraktikabel. Mit dem Inkrafttreten der Verordnung zur Umsetzung der Ratsentscheidung 33/2003 am 01.02.2007 ist die komplette Umsetzung der EU-Deponierichtlinie in deutsches Recht vollzogen. Parallel hierzu hat aber das BMU mit den Arbeiten an der „integrierten Deponieverordnung“ (IDEPV) begonnen. Ziel ist es, das auf die DEPV (2002), ABFABLV (2001), DEPVERWV (2005) und drei Verwaltungsvorschriften gesplittete Deponierecht in eine Verordnung zusammenzuführen und erheblich zu vereinfachen. Ein erster Entwurf wurde am 01.02.2007 vom BMU (IDEPV-1 2007) vorgelegt. Es werden sogar inhaltliche Änderungen angestrebt, so sollen die gerade erst geänderten Zuordnungskriterien im Sinne einer 1:1 Umsetzung der Ratsentscheidung 33/2003 geändert werden. Deutliche Änderungen werden hinsichtlich der Stilllegung und Nachsorge vorgeschlagen (WILLAND 2007). Speziell für die Oberflächenabdichtung kann für Deponien der Klassen II und III (Hausmüll- und Sondermülldeponien) unter bestimmten Voraussetzungen die zweite Abdichtungskomponente entfallen, wenn ein Dichtungskontrollsystem oder eine als Wasserhaushaltsschicht fungierende

Rekultivierungsschicht eingesetzt wird. Für Deponien der Klassen I und II kann ganz auf ein Abdichtungssystem und eine Entwässerungsschicht verzichtet werden, wenn:

- die Emissionen durch den Sickerwasser-, Gas- und Luftpfad unterbunden bzw. gefasst werden,
- die Abfalleigenschaften durch Behandlungs- bzw. Stabilisierungsprozesse verbessert werden und
- die Rekultivierungsschicht den Sickerwasserdurchfluss auf $\leq 10\%$ des Niederschlages reduziert (IDEPV-1 2007).

Nach Inkrafttreten der IDEPV sollen die DEPV (2002), ABFABLV (2001), DEPVERWV (2005) sowie die Verwaltungsvorschriften (TASi 1993; TAA 1991; ABFVWV ZUM GW SCHUTZ 1990) aufgehoben werden (SCHMITZ 2007).

Am 17.10.2007 wurde ein zweiter Entwurf der integrierten Deponieverordnung (IDEPV-2 2007) zur Stellungnahme an die betroffenen Behörden und Verbände geleitet. Dieser konkretisiert die Anforderungen an die Rekultivierungsschicht bezüglich der nutzbaren Feldkapazität (> 140 mm, auf die Dicke bezogen) und der Luftkapazität ($> 8\%$). Für Wasserhaushaltsschichten wird eine Mindestmächtigkeit von 1,5 m und eine nutzbare Feldkapazität von > 220 mm gefordert. Weiterhin wird die Durchsickerung von $\leq 10\%$ des Jahresniederschlags des langjährigen Mittels auf zusätzlich maximal 60 mm begrenzt, beides muss fünf Jahre nach Herstellung erreicht werden. Für die Anforderungen wird sich u. a. an der GDA-EMPFEHLUNG E 2-31 (2000) orientiert. Die Abdichtungskomponente, die Entwässerungs- und Rekultivierungsschicht können nach dem 2. Entwurf der IDEPV (IDEPV-2 2007) durch eine Wasserhaushaltsschicht ersetzt werden, wenn das Sickerwasser vollständig gefasst und abgeführt wird und bei Entlassung aus der Nachsorgephase Direkteinleiterqualität besitzt. Bei Einbau einer Konvektionssperre, wie z.B. einer Kunststoffdichtungsbahn oder Asphaltabdichtung, kann durch die Wasserhaushaltsschicht auf das zweite Dichtungselement und die Rekultivierungsschicht verzichtet werden, wenn im Bereich der Sammlung und Abführung des Dränwassers unter der Konvektionssperre eine zweite Dichtungskomponente eingebaut wird (IDEPV-2 2007). Welche Vorschläge sich am Ende durchsetzen bleibt abzuwarten, eine gewisse Flexibilisierung in der Wahl der Oberflächenabdichtung, bzw. deren Komponenten, dürfte aber sicher sein.

Die Anforderungen an die Materialien zur Herstellung der Rekultivierungsschicht bzw. Wasserhaushaltsschicht richten sich im durchwurzelbaren Bereich nach den Vorgaben des § 12 Bundesbodenschutz-Verordnung (1999). Diese wird zurzeit im Rahmen der gesetzlichen Änderungen zur Verwertung mineralischer Abfälle novelliert (siehe Abschnitt 2.3 dieses Kapitels).

3 Grundlagen und Wirkungsmechanismen

Die Eignung von optimierten Rekultivierungs- bzw. Wasserhaushaltsschichten zur Sickerwasserreduzierung oder -vermeidung kann nur unter Einbeziehung der Faktoren Klima, Boden und Vegetation beurteilt werden. Für die Beurteilung einer Oberflächenabdichtung von Deponien ist die Kenntnis über die zur Verfügung stehenden Bodenarten, deren bodenphysikalischen und wasserhaushaltsspezifischen Kenngrößen sowie des standort-spezifischen Klimas und der Deponiemorphologie außerordentlich wichtig. Des Weiteren muss eine gut ausgewählte Vegetationszusammensetzung etabliert werden, um maximale Verdunstungsraten zu erreichen (SCHMEISKY UND HOFMANN 2002; WATTENDORF 2001a; BRECHTEL 1984; BRECHTEL UND SCHEEL 1982). Daher werden diese Parameter im Folgenden unter Berücksichtigung ihrer Beziehungsgefüge dargestellt.

Einfluss des Klimas auf den Wasserhaushalt

Parameter, die die klimatische Situation innerhalb eines Gebietes bzw. eines Standortes im Wesentlichen beschreiben, sind der Niederschlag, die Temperatur, die Windgeschwindigkeit sowie die relative Luftfeuchtigkeit und die Globalstrahlung. Diese Parameter sind darüber hinaus auch in ihrer Bedeutung für das Pflanzenwachstum wichtig. Generell gilt, dass unterschiedliche Expositionen von Standorten (z.B. erhöht liegende Deponien) die einzelnen klimatischen Parameter beeinflussen (SCHMEISKY UND HOFMANN 2005; GÄTH 2003). Dabei können die Werte einer Exposition höher oder niedriger als die Mittelwerte der Umgebung liegen. Deponien sind in der Regel keine ebenen Körper, sondern stellen im Regelfall Erhebungen mit verschiedenen exponierten Hängen dar. Für den Wasserhaushalt von Oberflächenabdichtungen bzw. deren Rekultivierungsschichten ergibt sich daher auch, dass die lokalklimatischen Verhältnisse im erheblichen Maße von der Exposition und der Hangneigung der Deponieflächen abhängen. So fällt an Südhängen die höchste Energie ein, an Nordhängen die geringste. Demnach ist erwartungsgemäß auch die Verdunstung an den Südhängen höher als an Nordhängen, wobei der Einfluss der Hangneigung und auch eine eventuelle Beschattung zu berücksichtigen sind (GÄTH 2003, MARKWARDT 1998). Der DVWK (1996) führt in Bezug auf die Gesamt-Verdunstungshöhe an, dass der sonnenbedingten Strahlungsverdunstung eine übergeordnete Bedeutung zukommt.

Neben der Strahlung sind auch der Wind und der Niederschlag von der Exposition abhängig. Die Windgeschwindigkeit beeinflusst wesentlich die Höhe der Verdunstung eines Standortes. In warmen, lufttrockenen Zeiten kann der Wind relativ hohe Mengen an Wasser verdunsten und sorgt somit für eine schnellere Austrocknung der oberen Boden- bzw. Substratschicht (HÄCKEL 2005). Insbesondere durch Reliefunterschiede kann die Windgeschwindigkeit erhöht werden. Da Mitteleuropa überwiegend in einer Westwindzone liegt, treten an Westhängen allgemein höhere Niederschläge als an den Osthängen auf. In sehr nassen Jahren kann ohne weiteres das 1,5-fache der durchschnittlichen Niederschlagsmenge fallen, während sehr trockene Jahre oftmals nur 65 bis 75 % des normalen Niederschlags aufweisen (HÄCKEL 2005). Üblicherweise weichen die tatsächlich erhobenen Daten im Laufe

eines Jahres von den durchschnittlichen Monatswerten ab. In der Regel nimmt der Niederschlag mit zunehmender Höhenlage über NN zu (WOHLRAB ET AL. 1992). Die Niederschläge in Deutschland werden im langjährigen Mittel (30 Jahre) angegeben, um Schwankungen in Extremjahren auszugleichen. Der Deutsche Wetterdienst (DWD) unterhält hierzu ein umfangreiches Messnetz.

Mit den Temperaturen verhält es sich ähnlich, es gibt kältere und wärmere Jahre, jedoch sind Abweichungen von den Mittelwerten meist nicht so gravierend. Obwohl extreme Temperaturen innerhalb einer Periode vielfach ausgeglichen werden, können diese das Pflanzenwachstum entscheidend beeinflussen. Im Vergleich zur Atmosphäre werden im Boden Temperaturextreme mit großer Verzögerung in die Tiefen weitergeleitet. So kommt es an der Bodenoberfläche zu den höchsten Erwärmungen im Tagesverlauf, aber auch zu den stärksten Abkühlungen im Nachtverlauf (BLUME 1992). Nach WINKLER (1980) werden bereits in den obersten Millimetern eines dunklen Bodens bis zu 50 % der Strahlung in Wärme überführt.

Die relative Luftfeuchtigkeit gibt das Verhältnis von tatsächlich vorhandener Feuchtigkeit zu dem bei der gegebenen Temperatur maximal möglichen Wasserdampfgehalt an. Als Sättigungsfeuchte wird die größtmögliche Menge an Wasserdampf, die die Luft bei einer bestimmten Temperatur aufnehmen kann, bezeichnet. Die Luftfeuchtigkeit ist direkt von der Temperatur abhängig. Bei 100 % relativer Luftfeuchtigkeit spricht man vom Kondensationspunkt. Beim Abkühlen von warmer, ungesättigter Luft steigt die relative Feuchte. Bei Erreichen des Kondensationspunktes kommt es zur Wolken- und Nebelbildung. Bei Erwärmung spielt sich das ganze umgekehrt ab. Die relative Luftfeuchtigkeit nimmt ab und die Luft kann wieder mehr Wasser aufnehmen, d.h. Wolken und Nebel lösen sich auf (WALCH UND FRATER 2004).

Einfluss des Bodens auf den Wasserhaushalt

Neben der Berücksichtigung der klimatischen Bedingungen am Deponiestandort ist auch der Boden bzw. die Bodenart von zentraler Bedeutung. Dabei bestimmt das Bodengefüge die Gliederung des Porensystems, welches mit Bodenluft bzw. Bodenwasser gefüllt ist. Die Korngrößenverteilungen der Böden sind ein wichtiges Bodenmerkmal. Hydrologische Prozesse und Größen werden maßgeblich von der Korngrößen- und Aggregatgrößenzusammensetzung beeinflusst (SCHEFFER UND SCHACHTSCHABEL 2002). Die einzelnen Korngrößenfraktionen werden dem Grobboden (> 2 mm), wie Kies, Steine und Blöcke und dem Feinböden (< 2 mm), wie Sand, Schluff und Ton, zugeordnet. Die Bodenart, als Ausdruck des Mischungsverhältnisses der Korngrößen Sand, Schluff und Ton, bestimmt maßgeblich den Wasserhaushalt, die effektive Durchwurzelungstiefe, die Gefügestabilität, die Durchlässigkeit, den Wärme- und Gashaushalt sowie die Nährstoffbevorratung bzw. -speicherung (AG BODEN 2005).

Die Anforderungen an Böden für optimierte Rekultivierungs- bzw. Wasserhaushaltsschichten von Deponien sollten vor allem unter den Aspekten der Durchwurzelung und der Wasserspeicherung betrachtet werden. Der Wurzelraum muss der jeweiligen Vegetation angepasst sein und soll nach Anhang 5 der Deponieverordnung (2002) eine Mindestmächtigkeit von 1,0 m nicht unterschreiten, allerdings werden größere Mächtigkeiten empfohlen (SCHMEISKY UND HOFMANN 2005; GDA 2000; BRAUNS ET AL. 1997). Eine gute Wasserspeicherung ist für die Sickerwasserreduzierung von wesentlicher Bedeutung. Sie wird durch die Feldkapazität beschrieben und gibt die Wassermenge an, die ein Boden gegen die Schwerkraft halten kann. Allerdings muss die Feldkapazität (FK) um den Wassergehalt am Permanenten Welkepunkt (PWP) korrigiert werden, um den pflanzenverfügbaren Anteil des Bodenwassers zu ermitteln. Diese Größe wird durch die nutzbare Feldkapazität (nFK) ausgedrückt. Der Permanente Welkepunkt definiert den so genannten Totwasseranteil, den die Pflanzen nicht dem Boden entziehen können, weil er in sehr engen Poren mit entsprechend hohen Unterdrücken kapillar gehalten wird (AG BODEN 2005). Daher ist für eine Wasserhaushaltsschicht eine hohe nutzbare Feldkapazität erwünscht. Zum einen um in Trockenperioden die Gesamtverdunstung und das Wachstum der Vegetation aufrecht zu erhalten, zum anderen um in Nässeperioden möglichst viel Niederschlag speichern zu können, ohne dass es zur Bildung von Sickerwasser kommt (GÄTH 2003; HOFMANN et al. 2003). Doch muss nicht allein auf die Wasserspeicherfähigkeit der Böden geachtet werden, sondern auch auf die Luftkapazität und somit auf einen unverdichteten Einbau des Bodens (EGLOFFSTEIN UND STURM 2003; DUMBECK 2001). Die Luftkapazität ist der Anteil der Poren, der bei Feldkapazität, also Wassersättigung, noch mit Luft gefüllt ist (AG BODEN 2005). Entscheidend für ein gehemmtes Wurzelwachstum und damit für ein verringertes Ausschöpfungspotenzial durch die Pflanzen ist mit zunehmender Bodentiefe die Luftkapazität (GAERTIG ET AL. 2002; MURACH ET AL. 1993). Die nutzbare Feldkapazität bestimmt sich hauptsächlich durch die Bodenart, wobei auch der Humusgehalt und ebenfalls die Einbaudichte einen Einfluss auf diese haben. Ein erhöhter Humusgehalt erhöht die nFK, wohingegen eine höhere Einbaudichte sie herabsetzt. Geeignete Bodenarten für Rekultivierungs- bzw. Wasserhaushaltsschichten sind Schluffe, Lehme sowie lehmige und schluffige Sande (GDA 2000).

Einfluss der Vegetation auf den Wasserhaushalt

Die Vegetation beeinflusst das gesamte System Boden-Bodenwasser-Bodenluft. Die Ausprägung des Wurzelsystems wird dabei sowohl durch das Klima als auch die Bodeneigenschaften bestimmt (POLOMSKI UND KUHN 1998). Je nach Pflanzenart variiert die Durchwurzelungstiefe und -intensität. Nach WATTENDORF (2007) können Wurzeltiefen einer Pflanzenart ohne weitere Angaben zu den Bodeneigenschaften und der klimatischen Situation nur innerhalb einer weiten Spanne angegeben werden. Generell wird in lockeren Böden ein besserer Aufschluss durch Wurzeln erreicht, während verdichtete, tonreiche Böden nur relativ geringe Durchwurzelungstiefen und -intensitäten zulassen.

Wurzelaufgrabungen von KUTSCHERA UND LICHTENEGGER (2002) ergaben an einheimischen Waldbaumarten, bei sandigen, schluffigen und auch kiesigen Bodenarten, die in Tabelle 3-1 dargestellten Wurzeltiefen.

Tab. 3-1: Wurzeltiefen einheimischer Baumarten bei sandigen, schluffigen und kiesigen Bodenarten (KUTSCHERA UND LICHTENEGGER 2002).

Baumart	Tiefe des Wurzelsystems (cm)	Höhe des Baumes (cm)
Feld-Ahorn (<i>Acer campestre</i>)	345	1425
Berg-Ahorn (<i>Acer pseudoplatanus</i>)	190	612
Gemeine Esche (<i>Fraxinus excelsior</i>)	200	795
Hainbuche (<i>Carpinus betulus</i>)	387	1089
Rot-Buche (<i>Fagus sylvatica</i>)	240	1040
Schwarz-Erle (<i>Alnus glutinosa</i>)	360	390
Stiel-Eiche (<i>Quercus robur</i>)	350	1226
Gemeine Kiefer (<i>Pinus sylvestris</i>)	950	575

Untersuchungen zum Wurzelwachstum von Pflanzen (LEHNHARDT UND BRECHTEL 1980; LINERT 1995) zeigen ebenso wie die in Tabelle 3-1 aufgeführten maximalen Wurzeltiefen, dass die für Rekultivierungsschichten geforderte Mindestmächtigkeit von einem Meter nicht ausreicht. BRAUNS ET AL. (1997) empfehlen daher zum Schutz von Entwässerungsschichten und eventuellen Dichtungselementen unter Wald das Aufbringen einer 2 bis 3 m mächtigen Rekultivierungsschicht. Darüber hinaus soll diese nach den Vorstellungen der Autoren eine ausreichende Wasserspeicherkapazität und Nährstoffversorgung aufweisen, um den Anreiz zur Durchwurzelung über die Rekultivierungsschicht hinaus zu unterdrücken. Krautige Arten, wie der Stumpfblättrige Ampfer (*Rumex obtusifolius*) oder die Ackerkratzdistel (*Cirsium arvense*) sind ebenso in der Lage tiefer als 200 cm zu wurzeln, nach KUTSCHERA UND LICHTENEGGER (1992) sind sie auch als tiefwurzelnende Arten mit kräftiger Pfahlwurzel bekannt. Folglich ist auch bei höheren Mächtigkeiten eine durch vor allem von Gehölzen verursachte Durchwurzelung der unterhalb der Rekultivierungsschicht liegenden Schichten nie völlig auszuschließen.

Der Wasserhaushalt einer Rekultivierungsschicht kann mit der folgenden Wasserhaushaltsgleichung beschrieben werden (OTTO 1994):

$$N = E + T + I + A_o + A_i + A_s + R,$$

mit:

N	=	Niederschlag
E	=	Evaporation = Verdunstung von leblosen Oberflächen
T	=	Transpiration = Verdunstung durch Pflanzen
I	=	Interzeption = zurückgehaltener Niederschlag an Pflanzenoberflächen
A _o	=	Oberflächenabfluss
A _i	=	Oberflächennaher Abfluss (Interflow)
A _s	=	Sickerwasserabfluss (Tiefenversickerung).
R	=	Bodenwasser-Vorratsänderung (R = Rücklage)

Der Niederschlag ist der Input in das System, ihm entgegen steht hauptsächlich die Verdunstung. Für Oberflächenabdichtungen von Deponien wäre ein Zwischenabfluss in eine Entwässerungsschicht erwünscht, der Sickerwasserabfluss in die Deponie hingegen nicht erwünscht. Die Bodenwasser-Vorratsänderung strebt bei langjähriger Betrachtung gegen Null, ebenso tritt der Oberflächenabfluss nur selten und zwar bei extrem hohen Niederschlagsintensitäten auf und kann bei Grünland sowie Wald praktisch ausgeschlossen werden (HENKEN-MELLIES UND GARTUNG 2002; NLF 2001). Daher ist der wesentliche dem Niederschlag entgegenstehende Faktor die Gesamtverdunstung oder Evapotranspiration (ETI). Sie setzt sich zusammen aus (DVWK 1996):

- Evaporation (Verdunstung von der Bodenoberfläche),
- Transpiration (Verdunstung des über die Wurzeln aufgenommenen Wassers aus den Blattspaltöffnungen) und
- Interzeption (Verdunstung des an den Blättern haften gebliebenen Niederschlagswassers).

Korrekterweise müsste daher die Gesamtverdunstung als Evapotranspiration und Interzeption bezeichnet werden. Die ETI wird häufig berechnet und als potenzielle Evapotranspiration angegeben und ist daher nicht zu verwechseln mit der tatsächlichen, d.h. der realen Evapotranspiration, die in Versuchsfeldern und mit Lysimeteruntersuchungen erfasst werden kann. Verdunstung bedeutet sowohl einen Wasserumsatz als auch einen Energieumsatz, die notwendige Energie entstammt der Globalstrahlung oder dem Wärmeverrat. Die maximal mögliche Evapotranspiration ist abhängig von der für Verdunstung zur Verfügung stehenden Energie und damit von dem geographischen Breitengrad. Weiterhin beeinflusst die Verfügbarkeit des Bodenwassers die Höhe der Verdunstung. Die aktuelle oder reale Evapotranspiration wird somit beeinflusst durch die Höhe des Niederschlags, das Sättigungsdefizit der Luft, die Nutzungsart und das Speichervermögen des Bodens. Generell bleibt festzuhalten, dass bis zu einer bestimmten Obergrenze hohe Bodenwassergehalte auch zu höheren Verdunstungsraten führen. Weiterhin kann im Sommerhalbjahr bedingt durch Klima und Pflanzenwachstum viel Wasser verdunstet werden. In der Regel fällt diese Leistung zum Herbst hin stark ab und erreicht im Winter ihren Tiefststand (FRITSCH 1998; WERNER ET AL. 1997).

Die Evaporation ist die Verdunstung des Wassers vom Boden selbst. Sie spielt bei begrünten Flächen eine eher untergeordnete Rolle. PROKSCH (1990) zeigte, dass die Verdunstung des unbewachsenen Bodens von Sand über lehmigen Sand zu Lehm stark ansteigt. Tatsächlich wurden je nach Bodenart und damit kapillarer Nachlieferung von Bodenwasser erhebliche Evaporationsraten beobachtet. Bei Lößböden wurde z.B. im langjährigen Mittel von 20 Jahren eine reale Evaporation von 411 mm gemessen (WOHLRAB ET AL. 1992).

Der Begriff Transpiration steht für die Verdunstung durch die Pflanze, also der Wasserdampfabgabe aus dem Pflanzenorganismus in die Atmosphäre. Der Wassertransport zur Pflanzenwurzel, die Wasseraufnahme sowie der Transport durch die Pflanze und die Wasserabgabe an der Pflanzenoberfläche werden vorrangig durch die zumeist bestehende Potenzialdifferenz zwischen Boden und Atmosphäre gesteuert (SEIDLER 1999; EHLERS 1996). Verschiedene Widerstände behindern diese Prozesse (KUNDLER 1989). Umfang und zeitlicher Verlauf dieser Einflussnahme hängen neben Pflanzenart und Bodentyp von den Bodeneigenschaften und dem klimatischen Verhältnissen ab. LÖSCH (2003) führt an, dass ein hohes Dampfdruckdefizit zwischen den Blättern und der Luft die Transpiration der Pflanzen beträchtlich erhöhen kann. Häufig besteht zwischen der Erhöhung des Dampfdruckgradienten und der Wasserleitfähigkeit durch die Pflanzen (Stomata-Atmung) ein proportionaler Zusammenhang. Bei zu hohem Gradienten führt eine Stomata-Verengung zur Stagnation der Transpirationsrate, in seltenen Fällen sogar zu einer Abnahme (LÖSCH 2003). WOHLRAB ET AL. (1992) weist in diesem Zusammenhang auf eine eingeschränkte Transpiration der Pflanzen bei Unterschreiten der nutzbaren Feldkapazität (nFK) des Bodens von 50 % hin. Aber auch bei einer zu starken Transpiration der Pflanze selbst, hervorgerufen durch ein zu hohes Sättigungsdefizit der Luft, kann diese trotz ausreichendem Bodenwassergehalt gehemmt werden. WOHLRAB ET AL. (1992) führen weiter an, dass bei kühlen, wolkenreichen Tagen die Transpiration erst bei sehr geringen nutzbaren Bodenwassergehalten eingeschränkt wird.

Die Interzeption stellt die Verdunstung der Niederschläge von Pflanzen dar, d.h. Niederschlagswasser wird durch Benetzung der Vegetation in gewissem Maße zurückgehalten und direkt verdunstet. Bei höheren Niederschlägen nimmt, wie in Tabelle 3-2 dargestellt, der prozentuale Anteil der Interzeption ab.

Tab. 3-2: Interzeption in Abhängigkeit von den Jahresniederschlägen (OTTO 1994).

Niederschlag mm/a	Interzeption [%]			
	Kiefer	Buche	Fichte	Tanne
500	35	40	60	80
700	25	39	43	57
1.000	17	20	30	40
1.500	12	13	20	27

Die Interzeptionsverluste von Vegetationsformen sind sehr unterschiedlich und können bei hoher Vegetation sogar um ein Vielfaches größer sein als die Transpirationsleistung der Pflanzen. Auch die verschiedenen Baumarten weisen, wie Tabelle 3-2 veranschaulicht, unterschiedliche Interzeptionsraten auf. Aufgrund ihrer ganzjährigen Benadelung wurden für Nadelbäume, mit Ausnahme der Kiefer, höhere Jahreswerte als für Laubbäume gemessen (DUNN AND MACKAY 1995; ERNSTBERGER UND SOKOLLEK 1984; Brechtel 1984; BRECHTEL UND SCHEEL 1982).

Folglich kann abhängig von den klimatischen Standortbedingungen schon eine einfache Grasvegetation ausreichen, um den Großteil der Jahresniederschläge durch Evapo-

transpiration zurückzuhalten. Über die Etablierung einer hochwüchsigeren Busch- oder Baumvegetation wird dieser Effekt jedoch noch deutlich gesteigert, da diese wegen ihrer großen Blattmasse mehr Wasser über Transpiration und Interzeption verdunsten kann (WATTENDORF 2001a; LARCHER 1994; OTTO 1994). Im Idealfall kann Wald, insbesondere der ganzjährig grüne Nadelwald, die gesamten Niederschläge eines Jahres verdunsten (BRECHTEL 1984; MITSCHERLICH 1981). Bei der Gesamtverdunstungsrate liegen demnach die Vegetationsformen mit längerer Vegetationszeit, wie z.B. Wälder und Grünland, vor den Ackerflächen. Bei landwirtschaftlichen Untersuchungen spielen die zur Ertragsbildung benötigten Wassermengen eine wesentliche Rolle. Ergebnisse von Studien veranschaulichen wie hoch der Wasserverbrauch allein von Kulturpflanzen ist. So wurden je nach Pflanzenart und Umweltbedingungen etwa 200 bis 600 l Wasser verbraucht um 1 kg Trockensubstanz zu produzieren (ROTH ET AL. 1995; LARCHER 1994; SCHILLING 1982).

In jedem Fall erzielt ein mehrstufiger Vegetationsbestand (z.B. Baum- und Krautschicht) eine höhere Evapotranspirationsleistung als einschichtige Vegetationsdecken (BRECHTEL 1984). HOFMANN ET AL. (2003) fassen daher wie folgt zusammen:

- Grasdecken verdunsten höhere Wassermengen als Buchenbestände ohne Hinzurechnung der Interzeption, jedoch weniger, wenn diese berücksichtigt wird.
- Die Baumart Fichte ist auf allen Standorten anderen Vegetationsformen überlegen, sowohl mit als auch ohne Interzeptionsleistung.
- Aufgrund zunehmender Niederschläge und tieferen Temperaturen nimmt die Verdunstungsleistung der Vegetationsdecken in höheren Lagen ab.
- Bei Niederschlägen unter 750 bis 800 mm können mehrschichtige Vegetationsdecken die anfallenden Wassermengen verdunsten.

Abschließend bleibt festzustellen, dass ein günstiges Bodengefüge mit entsprechenden biologischen Eigenschaften für die Entwicklung der Vegetation von hoher Bedeutung ist. Um größte Evapotranspirationsraten zu erzielen wäre z.B. eine Fichtenmonokultur die sicherste Variante, vor allem wegen der hohen Interzeptionsleistung. Aus Sicht der Wiedereingliederung einer Deponie in das Landschaftsbild würde dem Idealfall eher ein lichter Wald mit Strauch- und Krautschicht und einer intensiven, tiefen Durchwurzelung entsprechen. Dieser wiederum braucht ein ausreichend mächtiges, locker gelagertes und tief durchwurzelbares Bodensubstrat mit hoher Wasserspeicherfähigkeit, aber auch ausreichender Luftkapazität. Die Berücksichtigung von Klima, Boden und Vegetation sowie der örtlichen morphologischen Gegebenheiten ist demnach erforderlich, um ein nachhaltiges Oberflächenabdichtungssystem für Deponien zu erstellen (SCHMEISKY UND HOFMANN 2005).

4 Stand der Forschung

Im Bereich der Rekultivierungsschichten wird häufig der Einsatz von Massenabfällen, Rest- und Zusatzstoffen unter dem Aspekt des volumenmäßigen Ersatzes von Bodensubstraten betrachtet. Die Zielsetzung der Verbesserung der Wasserspeicherfähigkeit der Bodensubstrate sowie der Optimierung der Vegetationsschicht stehen dabei selten im Vordergrund. Zentrale Zielsetzung bei der Optimierung der Rekultivierungsschicht einer Deponieoberflächenabdichtung ist aber die Reduktion und die möglichst gleichmäßige Verteilung der Sickerwassermengen. Ebenso wie im Bergbau standen auch bei der Deponierekultivierung zunächst nur Begrünungsversuche im Mittelpunkt der Forschung. Erst seit einigen Jahren wird der Wasserhaushaltsfunktion der Rekultivierungsschicht zunehmend Bedeutung beigemessen.

Im Folgenden wird ein Überblick über bisherige Studien zum Einsatz von Stabilisaten in Abdeck- und Rekultivierungsschichten gegeben. Hierbei wird zunächst der Bereich des Berg- und Landschaftsbaus betrachtet, da im Bereich der Rekultivierungsschicht von Deponien mit dem Einsatz dieser Materialien wenig veröffentlichte Studien bekannt sind. Im Anschluss daran werden Untersuchungen zum Einsatz von Reststoffen in Rekultivierungsschichten vorgestellt, wobei der Fokus auf die Zielsetzung der Erhöhung der Wasserspeicherfähigkeit der Rekultivierungsschicht unter Optimierung des Vegetationsbestandes gelegt wird. Abschließend wird ein kurzer Überblick über die zahlreichen Untersuchungen zu alternativen Oberflächendichtungen, die sich hauptsächlich auf die Komponente der Dichtungsschicht beziehen, gegeben. Der hier vorgestellte Literaturüberblick über den bisherigen Stand der Forschung erhebt dabei keinen Anspruch auf Vollständigkeit.

Mit der Verwertung von Kraftwerksnebenprodukten bei Renaturierungen von Bergbaufolgelandschaften, Deponie- und Haldenabdeckungen sowie Begrünungen von Rückstandshalden der Kaliindustrie befassten sich SCHMEISKY (1998, 1991, 1982, 1979) sowie SCHMEISKY UND HOFMANN (2002). Die Arbeitsgruppe SCHMEISKY fand z.B. heraus, dass Aschen aus der Braunkohle- bzw. Steinkohleverstromung die nutzbare Feldkapazität eines Bodens deutlich erhöhen können. Auch für die problematischen Steillagen von Deponien können Aschen einen Lösungsansatz bieten. Durch ihre puzzolanischen Abbindeprozesse kann die Standfestigkeit von Böschungen gewährleistet werden. KATZUR UND GORA (1986) verwenden Steinkohlenfilteraschen zur Verbesserung bodenphysikalischer Kennwerte und der Bodenvorräte an ausgewählten Makro- und Mikronährstoffen. Mit Boden-Asche-Gemischen beschäftigen sich auch KOST UND VIMMERSTEDT (1992), STEHOUWER ET AL. (1995) oder PICHTEL UND HAYES (1990) sowie SCHUTTER UND FUHRMANN (1999), die die Auswirkungen von Aschen auf die Mikrobiologie der Böden untersuchten. PODLACHA (1999) untersuchte in Lysimeterversuchen Gemische aus Kraftwerksaschen und Erdaushub. GROTHEER (2000) analysierte in Lysimetern die Einsatzmöglichkeiten von pelletierten Kraftwerksrückständen im Landschaftsbau. Als problematisch wurden die Chromat-Frachten in den Perkolaten betrachtet. SCHEER (2001) verwendete reine Aschen in Begrünungs-

versuchen. NIESSING (2005) nutzte die Abbindeigenschaften und gleichzeitige Begrünbarkeit von Aschen im Bodengemisch zu erfolgreichen Versuchen der Rekultivierung steiler Halden der Kaliindustrie. Mit unvermischten, aber gedüngtem SAV-Stabilisat beschäftigten sich die Arbeiten von SALO ET AL. (1999 und 1997).

Während für die Rekultivierung von Bergbaufolgeflächen eine Reihe von Untersuchungen existieren, steht die Rekultivierung von Deponien erst seit einigen Jahren im Interesse umfangreicher Studien. Die bei der Rekultivierung von Bergbaufolgeflächen gewonnenen Erkenntnisse lassen sich aber nur sehr bedingt auf Deponien übertragen. Dies resultiert vor allem daraus, dass im Bergbau häufig spezielle Ausgangsubstrate und grundsätzlich andere Rekultivierungsverfahren Anwendung finden (WATTENDORF ET AL. 2005). MELCHIOR (2006) führt an, dass der Gestaltung von Rekultivierungsschichten sowie dem Einfluss auf den Wasserhaushalt durch den Bewuchs bisher kaum Aufmerksamkeit geschenkt wurde. Im Zuge der Gefährdung der mineralischen Dichtungen durch Wurzeln und Austrocknung rückte dieses Thema aber zunehmend in das Zentrum der wissenschaftlich-technischen Diskussion.

Die LAGA (2000) und GDA-Empfehlung E 2-31 (2000) geben im Gegensatz zur TA Siedlungsabfall (1993) und zur Deponieverordnung (2002) konkrete Empfehlungen zur Wasserspeicherfähigkeit und zum Umgang sowie Einbau von Böden für Rekultivierungsschichten. Des Weiteren gibt die GDA-Empfehlung E 2-32 (2000) Hinweise zur Gestaltung der Vegetation und Bepflanzung. Die Mindestanforderungen an eine Rekultivierungsschicht von Deponien werden von GÄTH (2003) und HOFMANN ET AL. (2003) behandelt. Die Anforderungen und die Potenziale einer Rekultivierungsschicht sowie verschiedene Einflussfaktoren, wie Klima, Hangneigung und Exposition, beschreiben WIEMER ET AL. (2003). Die Autoren formulieren das Ziel einer optimierten Reku-Dichtung als dauerhafte und nachhaltige Komponente einer Oberflächenabdichtung.

Anforderungen an die forstliche Rekultivierung von Deponien beschreiben BÖNECKE (2001, 1997 und 1994), BRAUNS ET AL. (1997) sowie KONOLD ET AL. (1997) und KONOLD (1995). BÖNECKE (2001) prägt hierbei den Begriff Deponiewald und bezeichnet die Rekultivierungsschicht + Wald als Langzeitkomponente, die technischen Systemen fehlt. Anforderungen an eine standortgerechte Begrünung formulieren WATTENDORF UND SOKOLLEK (2000). STALLJAN (2002) erzielte mit dem Frisol-Verfahren, der gleichzeitigen Ausbringung von Saatgut, Dünger, Bodenverbesserungsstoffen sowie der Kleber und Fasern, im Nassverfahren einen schnellen Begrünungserfolg auf Rekultivierungsschichten. BURGER (2002) beschreibt die fast vollständige Reduzierung des Deponiesickerwassers auf dem Altteil einer mit Wald bewachsenen Deponie. Trotz einer geringmächtigen Bodenschicht konnten REUTER ET AL. (2004) mit einer mehrschichtig aufgebauten Vegetation fast den gesamten Niederschlag verdunsten. Versuche in Großlysimetern belegen eindrucksvoll, welche Dienste eine gut durchwurzelbare Rekultivierungsschicht bei der Reduzierung der Sickerwassermenge leisten kann (WATTENDORF UND EHRMANN 2006; WATTENDORF ET AL. 2005). EGLOFFSTEIN UND

BURKHARDT (2001) betonen die wichtige Funktion der Rekultivierungs- bzw. Wasserhaushaltsschicht, gerade als sichere Langzeitkomponente. Die Möglichkeit für einen Einsatz als alleinige Oberflächenabdichtungs-Komponente sehen die Autoren aber nur in den trockenen Gebieten Ostdeutschlands.

Mit der Verbesserung der Bodensubstrate der Rekultivierungs- bzw. Wasserhaushaltsschichten befassten sich u. a. LÜCKEWILLE (2005) und VON DER HOCHT UND WINTER (1998) sowie MELCHIOR (1998 und 1993). Schluffreiche Böden besitzen nach LÜCKEWILLE (2005) die gewünschten hohen nutzbaren Feldkapazitäten, erfüllen aber bei steileren Neigungen oftmals nicht die Anforderungen an die Standfestigkeit. Daher empfiehlt der Autor lehmige Sande mit einer nutzbaren Feldkapazität von ca. 18 Vol.-% zu verwenden. Ziel ist die Maximierung der Evaporation durch optimierte Speicherung des pflanzenverfügbaren Wassers im effektiven Wurzelraum (LÜCKEWILLE 2005). EGLOFFSTEIN UND STURM (2003) berichten im Rahmen der baupraktischen Erfahrung mit locker geschütteten Wasserhaushalts- und Rekultivierungsschichten von Problemen mit der Standsicherheit. Die Eignung verschiedener Bodenarten als Rekultivierungsmaterial beschreiben VON DER HOCHT UND WINTER (1998) sowie MELCHIOR (1998 und 1993). Umfangreiche Untersuchungen des Wasserhaushaltes von Rekultivierungsschichten sowie zum Wurzelwachstum führten WATTENDORF ET AL. (2005) durch.

Die Herstellung von Substraten aus Bodenaushub und Stabilisaten zur Rekultivierung von Deponien schlägt LUKAS (1993) vor. Da die Nutzung natürlicher Bodenmaterialien für den Deponiebau häufig beschränkt ist, können sich hierdurch dichte Abdeckungen ergeben, die flexibel genug sind, um Setzungserscheinungen zu kompensieren. Sie verlieren dabei laut LUKAS (1993) im Regelfall ihre Funktionen nicht. In Thüringen und Hessen wurden solche Abdeckverfahren in die Empfehlungen für alternative Oberflächenabdichtsysteme für Deponien und Altablagerungen übernommen (TÖPPER 1998; STEFFEN ET AL. 1994). Beide Autoren verweisen aber auf Eignungsprüfungen, die durchzuführen sind. Neben der grundsätzlichen Eignung der mineralischen Abfälle als Abdichtmaterialien müssen die Auswaschung von Schadstoffen sowie die Begrünungsfähigkeit untersucht werden. GRÖNGRÖFT ET AL. (2005) verwenden Baggergut als Material zur Bodenverbesserung in Rekultivierungsschichten. TAUCHNITZ (2007) untersuchte Rekultivierungsschichten aus Klärschlammkomposten, MÜLLER (1999) stellte Rekultivierungssubstrate unter dem Einsatz von Bauschutt, Kompost, Klärschlamm und Mineralschlämmen her. RAABE UND SCHMIDT (2005) untersuchten den Einsatz von Sekundärbaustoffen in der Rekultivierungsschicht in Lysimetern. Mittels künstlich hergestellten Bodensubstraten aus kalkhaltigen Aschen, kommunalen Klärschlämmen sowie Strukturmaterialien und Komposten erreichten REUTER ET AL. (2004) hohe reale Verdunstungen. Bei weiteren Untersuchungen konnten die Autoren durch den Zusatz von Klärschlammkomposten die Feldkapazität der Bodenmaterialien deutlich erhöhen. MELCHIOR (2005) beschreibt den Einsatz von Vorsiebmaterial und Bodenaushub in Rekultivierungsschichten. RAABE ET AL. (2006) verglich zwei unterschiedlich mächtige Wasserhaushaltsschichten auf der Deponie Deetz in Brandenburg. MEYER (2001)

benennt die Möglichkeiten und Grenzen des Einsatzes von Sekundärrohstoffen in Rekultivierungsschichten. Den Einsatz von Hydroabsorbern, wie z.B. STOCKOSORB, untersuchten WEGNER ET AL. (2001) sowie WEGNER UND WEGNER (2000a und 2000b) auch im Deponiebau. Die Wirkung der Polymere hielt allerdings nur 5 bis 7 Jahre an und bei hohen Salz- und Tongehalten kam es z. T. zu erheblichen Einschränkungen in der Wirksamkeit. MARTIENSSEN ET AL. (2006) setzen methanotrophe Bakterien in Rekultivierungs- bzw. Wasserhaushaltsschichten ein, um Deponiegase abzubauen.

In der Praxis wird seit einiger Zeit vermehrt die Leistungsfähigkeit der für Deponie-Oberflächenabdichtungen in Frage kommenden Systemkomponenten untersucht. Dabei liegt der Schwerpunkt des überwiegenden Teils der Studien auf der Untersuchung von Dichtungsschichten. Häufig werden auch alternative Dichtungsschichten unter dem Einsatz von Reststoffen untersucht. Gerade durch die Erkenntnisse von möglichen Schäden an den mineralischen Dichtungen entstanden zahlreiche Forschungsansätze. HÄMMERLE UND LOTTNER (1997) und HÄMMERLE (1997) zeigten an Aufgrabungen mineralischer Oberflächenabdichtungen in Bayern, dass bei ausreichend mächtigen, mehrlagigen Rekultivierungsschichten (humusreiche Lockerschicht über dichter Rohbodenschicht) nur wenige Wurzeln in die unterhalb liegende Dichtung wuchsen. Der positive Einfluss des differenzierten Aufbaus von Rekultivierungsschichten wird durch andere Studien (HOLZLÖHNER 1996; EGLOFFSTEIN ET AL. 1995) bestätigt. KÄMPF UND MONTENEGRO (1999) schlagen bei geringer mächtigen Rekultivierungsschichten den Einsatz von Wurzelsperren vor, wobei WATTENDORF ET AL. (2005) sowie WATTENDORF UND EHRMANN (2002) die Wirksamkeit verschiedener Wurzelsperren widerlegen konnten. Weiterhin beschreiben WATTENDORF UND EHRMANN (2002) einen Wasserstau oberhalb der Wurzelsperren, obwohl diese auf eine hohe Wasserdurchlässigkeit ausgelegt waren. WENDLING (2004) und RAMKE ET AL. (2002) geben einen Überblick über Austrocknungsprozesse und (Wurzel-) Schädigungen der mineralischen Dichtungen. MAIER-HARTH UND MELCHIOR (2001) beobachteten ebenfalls Schäden an einer 10 Jahre alten mineralischen Oberflächenabdichtung einer ehemaligen Industriemülldeponie.

Mit alternativen mineralischen Oberflächenabdichtungen befassten sich u. a. BREH ET AL. (2002), EGLOFFSTEIN UND BURKHARDT (2002), GRÖNGRÖFT ET AL. (2002) sowie URBAN-KISS UND RETTENBERGER (2002). Im Rahmen dieser Problematik beschäftigten sich zahlreiche Autoren auch mit Lysimeteruntersuchungen (GIURGEA UND HÖTZL 2004; BLÜMEL ET AL. 2002; MAILE ET AL. 1997). Darüber hinaus wurden alternative Dichtungen unter dem Einsatz von Reststoffen untersucht. TRESSELT (2000) untersuchte den Einsatz von Hafenschlick, GRÖNGRÖFT ET AL. (2002) den von Baggergut als Dichtungsmaterial. WOLSFELD UND ARLT (2005) sowie ARLT UND WOLSFELD (2002) stellen Ergebnisse aus Feldversuchen zu Oberflächenabdichtungssystemen auf Basis mineralischer Stoffe der Stahlindustrie vor. RAABE ET AL. (2006) analysierten neben verschiedenen Varianten u. a. den Einsatz von MBA-Abfällen. Die Wirksamkeit von kapillARBrechenden Schichten untersuchten neben anderen Autoren auch BODE (2003) sowie WITT ET AL. (2004). Den Aspekt der Sekundärrohstoffverwertung im Rahmen dieser Fragestellung betrachtete PFEIFFER (2006). Eine

ausführliche Übersicht über die verschiedenen Dichtungselemente und alternative Dichtungssysteme findet sich bei BURKHARD UND EGLOFFSTEIN (2003) und ZEH UND WITT (2002) sowie in zahlreichen weiteren Beiträgen aus der Reihe „Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis“ von EGLOFFSTEIN ET AL. (2000 bis 2006).

5 Das Untersuchungsgebiet

Die Kraftwerksreststoffdeponie Lüthorst wird seit 1988 als planfestgestellte Abfallentsorgungsanlage mit einem Gesamteinlagerungsvolumen von etwa 2,2 Mio. m³ betrieben und dient der Wiederverfüllung des ehemaligen Gipstagebaus Lüthorst. Der Tagebaubetrieb wurde von 1954 bis 1993 aufrecht gehalten. Bis 1991 erfolgte die Gewinnung von 3,4 Mio. Mg Gips-, Anhydrit- und Gips-/Anhydrit- Mischgestein. Dem Tagebau war früher auch ein Gipstiefbau unter dem Kahle-Berg (+292,3 m NN) angeschlossen. Die gesamte Betriebsfläche des Tagebaus bzw. der heutigen Deponie beträgt ca. 10 ha. Im Folgenden wird die Lage der Deponie Lüthorst in der Landschaft sowie der Naturraum und die Geologie der Region beschrieben.

Lage und Landschaft

Die Deponie liegt im südniedersächsischen Bergland, im Nordwesten des Landkreises Northeim. Das Versuchsfeld befindet sich an dessen Verwaltungsgrenze am Kahle-Berg. Die Ortschaft Lüthorst liegt ca. 2 km im Südosten der Deponie. Die nächste Ortschaft ist Wangelstedt im Landkreis Holzminden mit etwa 0,7 km Entfernung im Nordosten. Die Versuchsfläche liegt ca. +250 m NN hoch. Der Helleberg ist mit +409,6 m NN die höchste Erhebung der Hügelkette Elfas und stellt damit auch den höchsten Punkt der Umgebung dar.

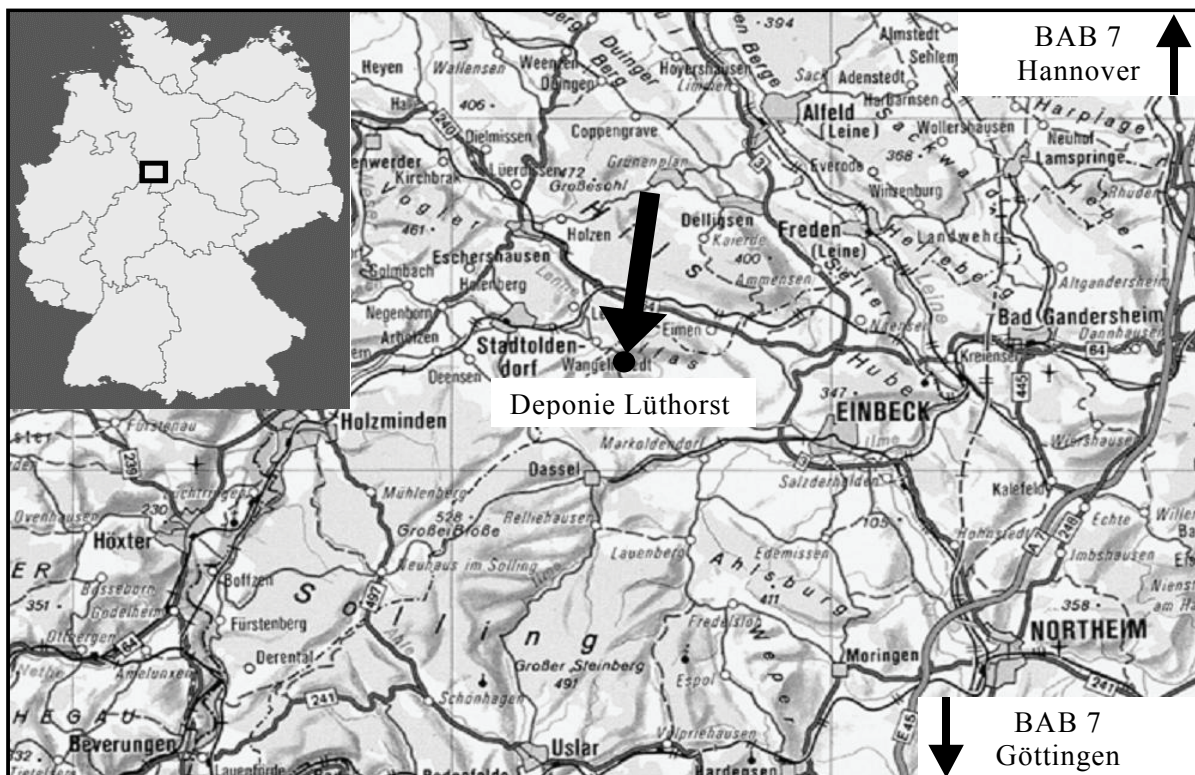


Abb. 5-1: Lage der Deponie Lüthorst.

Abbildung 5-1 zeigt zur besseren Orientierung den Verlauf der Autobahn 7 Göttingen - Hannover. Der Untersuchungsstandort liegt ca. 10 km Luftlinie westlich der Stadt Einbeck.

Nach der naturräumlichen Gliederung gehört der betrachtete Landschaftsteil zur Region „Weser- und Leinebergland“ und darin zur Einheit „Sollingvorland“. Das Gebiet weist eine hohe geomorphologische Vielfalt auf, die durch den Wechsel von Senken und Erhebungen geprägt wird. Während in den Beckenlagen die landwirtschaftliche Nutzung dominiert, zeigen die meisten Erhebungen eine Bewaldung im Bereich der Hochflächen und Kuppen (JORDAN 2001). Im Landkreis Northeim dominiert die Landwirtschaft mit 52 % der Flächennutzung das Landschaftsbild. Mit immerhin 37 % Waldanteil, erreicht die Bewaldung einen höheren Anteil als im Bundes- (30 %) und Landesdurchschnitt (23 %) (RROP NOM 2006).

Die Deponie liegt nach der forstlichen Einteilung im Wuchsgebiet „Südniedersächsisches Bergland“, Unterbezirk „Sollingvorland“ (ELLENBERG ET AL. 1986). Die vorkommenden Höhenstufen können als planar bis kollin angegeben werden. Nach der Wuchsgebietsbeschreibung wären in den heute großflächig landwirtschaftlich genutzten Tallagen Eichenmischwald-Gesellschaften bis zum Hainbuchen-Stieleichenwald verbreitet (AK STOK 1985). Bedingt durch die im Verhältnis zum restlichen Wuchsgebiet recht hohen Niederschläge, dürften im Bereich Elfas die für das Sollingvorland typischen, reicheren Buchenwaldgesellschaften eine Rolle spielen. Die Deponie Lüthorst befindet sich in einem vorwiegend als Grünland genutztem Gebiet. Auf den Muschelkalkböden des Kahle-Berges erstreckt sich ein geschlossener Waldbestand aus Buchen, Eichen und Hainbuchen. Aus dem Abbau- und Rekultivierungsgutachten (GFR 1986) geht hervor, dass die Fläche vor dem Tagebau ebenfalls einen nahezu geschlossenen Waldbestand aufwies.

Geologie und Böden

Die Region besitzt eine ausgesprochene geologische Vielfalt, die auch auf einen komplizierten geologischen Aufbau hinweist. Das Untersuchungsgebiet lässt sich dem Südrand der Norddeutschen Senke zuordnen. Dieser besteht aus Osnabrücker-, Weser- und Leinebergland sowie dem Harzvorland und ist durch eine 2000 m mächtige Sedimentfüllung (Perm-Känozoikum) geprägt. Im westlichen Leinebergland, zu dem das Untersuchungsgebiet gehört, sind die von Nordwesten nach Südosten streichende Leinetal- und die südwestlich verlaufende Elfas-Überschiebung sowie die Ahlsburg-Überschiebung die wichtigsten tektonischen Strukturelemente. Im Oberjura stellten die Leinetal-Überschiebung und die Elfas-Störung die nordöstlich begrenzende Abschiebung eines einsinkenden Grabensystems dar. Die südwestliche Grabenschulter bildete den Nordrand der Solling-Scholle. In der tieferen Unterkreide klang die Grabenabsenkung aus. In der Oberkreide wurde die Grabenrandstörung mit umgekehrter Bewegungsrichtung wieder reaktiviert. Durch Hebungsvorgänge wurde der Grabeninhalt über die Grabenschultern überschoben. Die Bewegung konzentrierte sich vor allem auf die Elfas- und die Leinetal-Überschiebung am Nordostrand der ehemaligen Grabenstruktur. Dabei wurde auch Zechsteinsalz mobilisiert und stieg an den invertierten Störungsbahnen auf. Teilweise drang es auch in die vom Röt-Salinar und z. T. vom Muschelkalksalinar vorgezeichneten Schichtfugen in den Sedimentstapel (Buntsandstein, Muschelkalk, Keuper) ein (WALTER 1992). Dementsprechend steht im Elfas und am südlich gelegenen Auls-Berg Buntsandstein an, während die übrigen

Erhebungen dem Kalkgestein zuzuordnen sind. In den Senken und an den Unterhängen des Berglandes werden die Standortbedingungen von einer quartären Lößüberdeckung geprägt (AK STOK 1985). Am Kahle-Berg ist der Mittlere Muschelkalk aufgeschlossen. Zahlreiche Bohrungen im Rahmen der Exploration der Lagerstätte ergaben eine Schichtmächtigkeit des Oberen Muschelkalkes von bis zu 25 m, die des Mittleren von bis zu 30 m. Nach JORDAN (2001) ist dem weichen, dolomitischen Mergelgestein des Mittleren Muschelkalks in der Tiefe Gips- bzw. Anhydritgestein zwischengeschaltet.

Der ehemalige Gipstagebau gehört zum Verbreitungsgebiet des Stadtoldendorfer Zechsteins und bildete vor dem Abbau einen vom Südfuß des Kahle-Berges abfallenden, mäßig steilen Bergvorsprung. Zwei halokinetische Störungsflächen liegen in seinem Bereich. Als Folge sind die Sulfatgesteine häufig von Tonsteinfolgen umgeben, so vom roten Salztou der Aller-Folge und dem grauen Salztou der Leinefolge. Weiterhin sind durch die Störung Schichten des Oberen Buntsandsteins (Röt) verstellt worden. Die tonigen Böden waren mit felsigem Gips durchsetzt und von meist geringmächtigem, mergeligem Muschelkalkschutt des Kahle-Berges überdeckt (GFR 1986). Die Tone der Aller-Folge und des tieferen Röt werden nach LEPPER (2001) noch im geringen Umfang als Dichtungsmaterial für Deponien gewonnen. Im Niedersächsischen Bodeninformationssystem (NIBIS 2007) werden für das Gebiet südlich des Kahle-Berges der Bodentyp Pseudogley-Braunerde angegeben, für den Kahle-Berg selbst die Rendzina.

Klima

Die Jahresniederschlagssumme des „Solling-Vorlandes“ liegt im langjährigen Mittel mit ca. 800 bis 850 mm/a deutlich unter der des südwestlich gelegenen Hochsollings, dessen Niederschlag mit 1050 mm angegeben wird (AK STOK 1985).

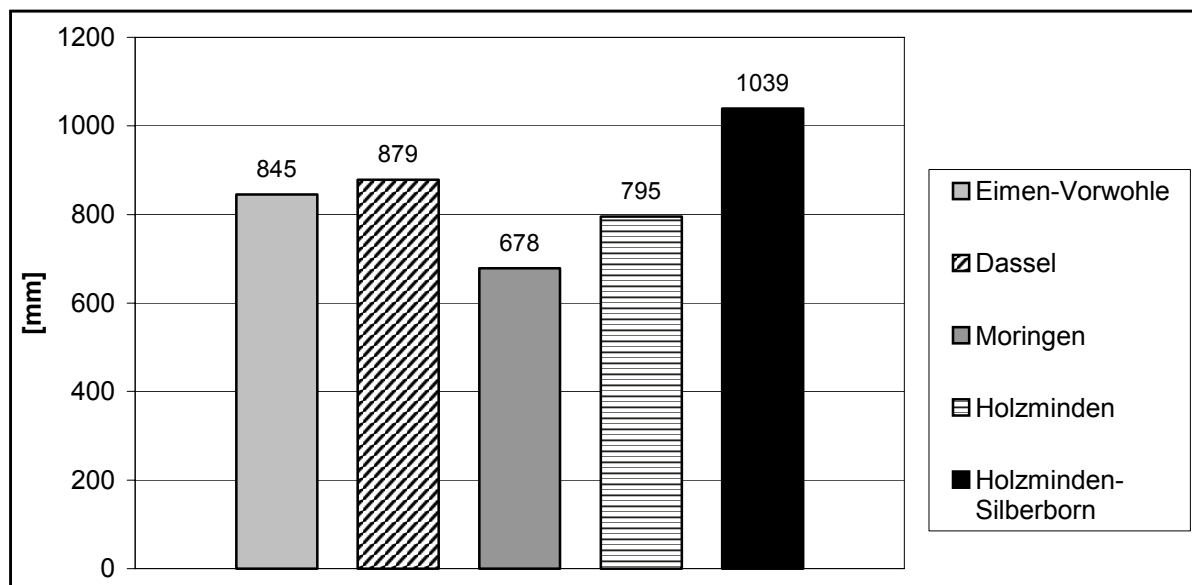


Abb. 5.-2: Langjährige Mittel (1961-90) ausgewählter DWD-Stationen in der Umgebung der Deponie Lüthorst (DWD 2007).

Das NMEL+ F (1996) gibt für das Solling-Vorland ca. 820 mm/a Niederschlag und eine Jahresdurchschnittstemperatur von 8,2°C an. In der Abbildung 5-2 werden die Niederschläge der verfügbaren DWD-Wetterstationen für die nähere Umgebung der Deponie Lüthorst dargestellt. Dabei bestätigen sich die Angaben der zuvor genannten Autoren. Lediglich die Station Holzminden Silberborn (+440 m NN) zeigt mit über 1.000 mm/a Niederschlag im langjährigen Mittel ein deutlich höheres Niveau als die übrigen Stationen und ist damit dem Hochsolling zuzuordnen. Aufgrund der räumlichen Nähe der Deponie zu den Stationen Eimen-Vorwohle (+265 m NN) und Dassel (+185 m NN) dürften für den Untersuchungsstandort ca. 800 bis 850 mm Jahresniederschlag erwartet werden.

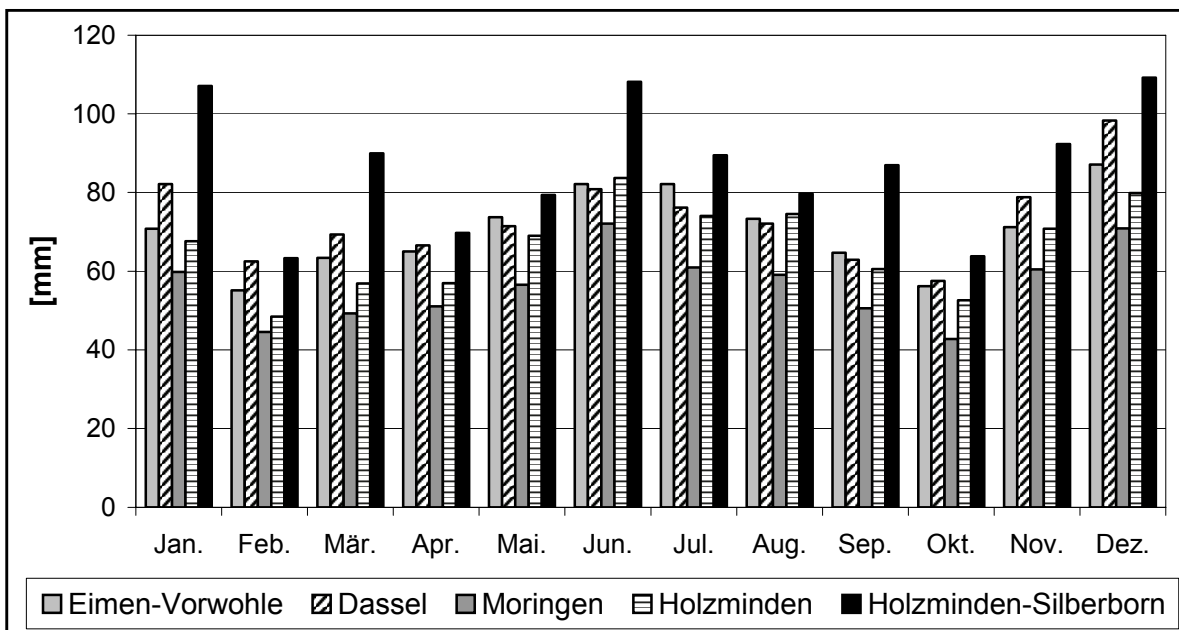


Abb. 5-3: Monatliche Verteilung der langjährigen Niederschläge (1961-90) in der Umgebung der Deponie Lüthorst.

Die langjährigen monatlichen Mittel in Abbildung 5-3 zeigen, dass die Niederschläge im Winter mit November bis Januar und im Sommer mit Juni bis August am höchsten sind. Ausgenommen Holzminden-Silberborn, welches sich nicht optimal für die Beurteilung des zu erwarteten Niederschlags eignet, zeigen die anderen Stationen im Dezember den höchsten Niederschlag. Der Februar und auch der Oktober sind als ausgesprochen trockene Monate einzuschätzen.

Folgende Abbildung zeigt den Temperaturverlauf der langjährigen durchschnittlichen Monatsmittel. Aufgrund der lückenhaften Datenlage können jedoch nur die beiden Stationen Holzminden und Holzminden-Silberborn für eine Betrachtung herangezogen werden.

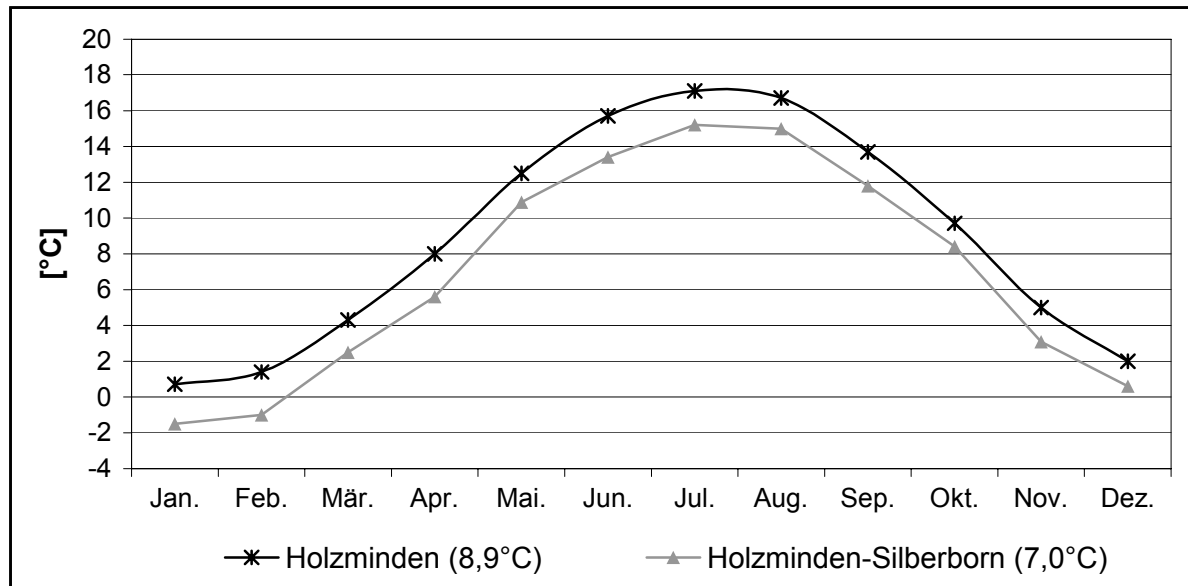


Abb. 5-4: Monatliche Durchschnittstemperaturen des langjährigen Mittels (1961-90) der DWD-Stationen Holzminden und Holzminden Silberborn.

Die in Abbildung 5-4 gezeigte Station Holzminden Silberborn ist mit 7°C deutlich kühler als für den Standort Deponie Lüthorst zu erwarten wäre. Hier zeigt sich, wie auch beim Niederschlag, die ausgesprochene Höhenlage. Die für die Station Holzminden (+128 m NN) angegebene Durchschnittstemperatur mit 8,9°C ist dementsprechend etwas zu hoch, da die Deponie mit +250 m NN deutlich höher liegt. Das Temperaturmittel von 8,2°C aus der Literatur scheint folglich am realistischsten für den Untersuchungsstandort. Trotzdem dürfte der Temperaturverlauf aus den langjährigen Daten der in Abbildung 5-3 dargestellten DWD-Stationen auf den Untersuchungsstandort übertragen werden können, da er genau zwischen beiden Kurven verlaufen sollte. Folglich müsste der Juli mit ca. 16°C die höchste, der Januar mit etwa -1°C die tiefste durchschnittliche Temperatur aufweisen.

6 Material und Methoden

Die im Rahmen der Untersuchung eingesetzten Materialien, wie Böden, Kraftwerksrückstände, Pflanzen und Dünger, sowie die Analyseverfahren und Messtechniken werden in diesem Kapitel beschrieben. Da im Abschnitt Rekultivierungsmaterialien zur Charakterisierung der eingesetzten Böden und Kraftwerksrückstände bereits erste Ergebnisse aus der Voruntersuchung der Materialien dargestellt werden, wird mit der Beschreibung der angewandten Methoden begonnen.

6.1 Methoden

Im Folgenden werden die Methoden für die Bereiche Boden/Feststoff, Vegetation/Biomasse und Sickerwasser vorgestellt. Bei einschlägig bekannten Methoden wie beispielsweise DIN-Normen und anderen Regelwerken wird auf eine ausführliche Beschreibung verzichtet, soweit dies nicht für ein besseres Verständnis der Arbeit für nötig erachtet wird. Abschließend wird die angewandte Statistik erörtert.

6.1.1 Materialuntersuchungen

Probennahme Feststoff/Boden

Die Entnahmen der Proben zur Bestimmung der Stoffgehalte der Ausgangssubstrate und der relevanten Parameter der Gemische erfolgten als gestörte Mischproben zu Versuchsbeginn. Beim Einbau der Varianten wurden ebenfalls gestörte Mischproben, allerdings aus verschiedenen Tiefen (0-50, 50-100, 100-150 und 150-200 cm) entnommen. Die Proben zur Ermittlung der Korngrößenverteilung waren ebenfalls gestörte Mischproben. Mit Hilfe von Stechzylindern (100 cm³) fand die Beprobung zur Untersuchung der Porengrößenverteilung statt. Pro Variante und Beprobungstermin wurden mindestens 5 Stechzylinderproben gewonnen.

Analytik Feststoff/Boden

Die Bestimmung der Trockensubstanz erfolgte für alle gestörten Substratproben über die Trocknung einer Teilprobe bis zur Gewichtskonstanz bei 105 °C. Anschließend wurde das Bodenmaterial auf 2 mm abgesiebt. Die Bestimmung des **pH-Wertes** geschah mit dem pH-Meter PH 196, Fa. WTW, und der Einstabelektrode 105 von Ingold. Für die Messung des pH-Wertes im Substrat wurde die lufttrockene Probe in deionisiertem Wasser im Verhältnis 1:2,5 über die Dauer von 30 Minuten geschüttelt (VDLUFA 1991). Die Substratprobe wurde im Verhältnis 1:10 mit deionisiertem Wasser versetzt und mit Hilfe des Konduktmeters LF 196, mit der Messzelle TetraCon 96 der Firma WTW die **elektrische Leitfähigkeit** (ELF) ermittelt (VDLUFA 1991).

Die Bestimmung des **Gesamtstickstoffes** (N_{ges}) in den Bodenproben wurde nach einem abgewandelten Verfahren der trockenen Oxidation nach DUMAS am Stickstoffanalyser

macro-N der Firma Foss Heraeus durchgeführt. **Magnesium**, **Calcium** und **Kalium** wurden im salzsauren Aufschluss nach Zugabe der entsprechenden Ionisationspuffer am AAS Unicam 939 der Fa. ATI Unicam gemessen. Die **Phosphor**bestimmung erfolgte photometrisch, die **Chlorid**bestimmung nach Elution im Verhältnis Boden zu Wasser (1:10) potentiometrisch. Beide wurden im Fließanalyseverfahren am AutoAnalyser II der Firma Technicon bestimmt. Der Nachweis von **Sulfat** erfolgte durch Lösung im 1:10 Wasserextrakt, im Anschluss daran fand die photometrische Bestimmung mit Zweikanalverfahren mit Barium und Calciumchlorid sowie dem Komplexbildner Methylthymolblau statt.

Eluatuntersuchungen

Die Eluatuntersuchung der Bodenproben gemäß den Anforderungen nach Deponieverordnung erfolgte durch das akkreditierte Labor Dr. Wessling Laboratorien GmbH in Darmstadt. Die Elution richtete sich nach der DIN 38414-4 (1984) für das Wasser-/Feststoffverhältnis von 10/1. Zusätzlich wurde ein Elutionsverfahren in Anlehnung an DIN EN 12457-1 (2003) mit einem Wasser-/Feststoffverhältnis von 2/1 durchgeführt. Die Analyse des Eluats fand mit den in Tabelle 6.1.1-1 dargestellten Methoden statt.

Tab. 6.1.1-1: Angewandte Methoden im Rahmen der Analyse der Eluate.

Parameter	Methode
pH-Wert	DIN 38 404 - 5
elektrische Leitfähigkeit	EN 27 888
Chlorid	EN ISO 10304-2
Sulfat	EN ISO 10304-2
Metalle	DIN EN ISO 11885 und ISO 17294-2

6.1.2 Bodenmechanische Untersuchungen

Korngrößenverteilung

Die Kenntnis der Korngrößenzusammensetzung ist zum einen Voraussetzung für die Ermittlung der Bodenart und zum anderen beeinflusst sie wesentlich die physikalischen, chemischen und biologischen Bodeneigenschaften. Zur Bestimmung des Skelettanteils erfolgte eine Trockensiebung auf 2 mm. Die Nasssiebungen für die Sandfraktionen und die Schlämmanalysen für die Ton- und Schluff-Fraktionen wurden nach DIN 18123 durchgeführt. Die Korngrößengrenzen und die Ableitung der (Pseudo-) Bodenarten richtet sich nach AG BODEN (2005). Die Einteilung der Korngrößen und deren Grenzen sind in Tabelle 6.1.2-1 dargestellt.

Tab. 6.1.2-1: Kornfraktionen des Feinbodens.

Fraktion	Teilchendurchmesser [mm]
Sand	< 2,0 - 0,63
Schluff	< 0,63 - 0,002
Ton	< 0,002

Trockendichte

Die Dichte des trockenen Bodens in g/cm^3 gibt an, wie viel Festsubstanz in einer Volumeneinheit enthalten ist. Sie wird definiert als trockene Masse des Bodens bezogen auf das Volumen einschließlich der Poren. Die Bestimmung erfolgt in Anlehnung an DIN 18125. Die Dichte des Bodens ist stets niedriger als die desjenigen Materials bzw. Minerals, das den größten Anteil der festen Phase ausmacht. Die Ermittlung der Masse (trocken) erfolgte durch Trocknung der Probe bei 105°C und anschließendem Wiegen. Das Volumen wurde anhand ungestörter Stechzylinderproben ermittelt. Mit dem Quotienten aus der Masse des im Substrat befindlichen Wassers, das bei 105°C verdampft, und der Trockenmasse lässt sich ebenfalls der Wassergehalt nach DIN 18121 der Probe zum Zeitpunkt der Untersuchung bestimmen. Die Tatsache, dass bei tonigen Böden bei 105°C nicht nur das Porenwasser im engeren Sinne, sondern auch die Wasserhülle und wahrscheinlich sogar Hydrationswasser entweichen können, bleibt aber unberücksichtigt.

Lagerungsdichte und Gesamtporenvolumen

Die Lagerungsdichte der Substrate wurde nach AG BODEN (2005) aus der Trockendichte und dem Tongehalt berechnet. Sie dient der Darstellung von Beziehungen zwischen dem Gefüge, also der räumlichen Anordnung der festen Bodenbestandteile und anderer bodenphysikalischer Kennwerte. Aus der Lagerungsdichte wiederum lässt sich das Gesamtporenvolumen (GPV) errechnen (vgl. hierzu auch Kap. 6.1.3). Für die Berechnung des GPV wurden Reindichten für Sand von $2,65\text{ g}/\text{cm}^3$, für Schluff von $2,7\text{ g}/\text{cm}^3$ und für Ton von $2,8\text{ g}/\text{cm}^3$ angenommen (WEGENER 1999). Die Reindichten der untersuchten Varianten wurden entsprechend ihrer Korngrößenverteilung aus dem mittleren spezifischen Gewichten der Kornklassen und deren Anteil am Feinboden ermittelt.

Eindringwiderstand

Der Eindringwiderstand in kg/cm^2 ist die Kraft, die z.B. eine Pflanzenwurzel aufwenden muss, um den Widerstand der Bodenoberfläche zu überwinden. Der Eindringwiderstand wurde mittels Handpenetrometer an der Profilwand für verschiedene Tiefenstufen ermittelt. Es erfolgte alle 10 cm eine Messung in dreifacher Wiederholung. Die Grenzwerte liegen laut DEXTER (1986) für einsprossige Pflanzen bei ca. $4\text{ kg}/\text{cm}^2$ und laut EHLERS (1993 und 1996) für mehrsprossige Pflanzen bei 36 bis $40\text{ kg}/\text{cm}^2$. Der Druck wachsender Wurzelspitzen kann nach KOROTAEV (1992) lediglich bis zu $50\text{ kg}/\text{cm}^2$ betragen, bei vielen Pflanzen ist bereits bei deutlich geringerem Widerstand das Wurzelwachstum stark eingeschränkt. KUNTZE ET AL. (1994) geben für den von Pflanzen ausgeübten Wurzeldruck $20\text{ kg}/\text{cm}^2$ an, die Autoren weisen aber auf aktuellere Untersuchungen hin, die schon Beeinträchtigungen bei Drücken von $0,2$ bis $4\text{ kg}/\text{cm}^2$ zeigen.

Häufig werden als ein Maß der Bodenverdichtung und damit der hemmenden Wirkung auf das Wurzelwachstum die Rohdichten in verschiedenen Bodentiefen bestimmt. Für natürliche Böden und auch geschüttete Bodensubstrate macht dies insoweit Sinn, da bei zunehmender Rohdichte die Wurzelbildung gehemmt wird. So ermittelte KOROTAEV (1992) an Wurzeln von

Gehölzen bei zunehmender Bodendichte von 1,2 auf 1,9 g/cm³ starke Abnahmen der Durchwurzelung. BREDA ET AL. (1995) fanden heraus, dass die sinkende Wurzeldichte bei Eichen mit zunehmender Bodentiefe streng mit der Bodendichte korrelierte. Da im Rahmen der Untersuchung aber mit chemischen Aushärtungsprozessen gerechnet werden musste, sollten die Eindringwiderstände und auch Scherwiderstandsmessungen Aufschluss über eventuelle, das Wurzelwachstum hemmende Bodeneigenschaften liefern.

Scherwiderstand

Mit Hilfe einer Flügelsonde der Firma Geonor wurde die Scherwiderstandsmessung in den einzelnen Parzellen, in Anlehnung an DIN 4096, durchgeführt. Die Handflügelsonde besteht aus einem verlängerbarem Gestänge, am unteren Ende befindet sich ein Flügel. Am Handgriff des Gestänges ist ein Messkopf, der das zur Verdrehung des Flügels erforderliche Drehmoment (M) mit Hilfe einer Spiralfeder auf einer Skala anzeigt. Die Handflügelsonde kann mit drei verschiedenen Flügeln ausgestattet werden. Im Rahmen der Untersuchung wurde aufgrund der Lagerungsdichte der Flügel mit den Abmessungen H/D 40/20 mm verwendet. Für diesen Flügel betrug der Korrekturfaktor eins. Der gemessene Scherwiderstand entspricht der Gesamtscherfestigkeit unter undrainierten Bedingungen. Die Flügelsondierung eignet sich nur für weiche bis steife Böden mit einer Obergrenze der undrainierten Scherfestigkeit von etwa 0,1 MN/m². Es lassen sich ganze Profile aufnehmen, an denen Schwächezonen geringerer Scherfestigkeit erkennbar sind. Gegenüber Zylinderdruckversuchen streuen die Ergebnisse aber mitunter sehr stark. Auf eine Berechnung unter Berücksichtigung des Korrekturbeiwerts bzw. der Plastizitätszahl wurde verzichtet, da es bei den Messungen ausschließlich um Aussagen zu zeitlichen Veränderungen eventueller Verdichtungs- oder Schwächezonen ging.

6.1.3 Untersuchungen zum Bodenwasserhaushalt

Porengrößenverteilung

Die Bestimmung der Porengrößenverteilung ist grundlegend für die Beurteilung des Wasser- und Lufthaushaltes des Bodens. Sie ermöglicht Aussagen zur Wasserbewegung, -speicherung und -verfügbarkeit für die Pflanzen. Die unterschiedlich starke Bindung des Wassers im Boden wird durch unterschiedlich große Kapillare bzw. Poren bedingt. Durch das Anlegen verschieden starker Drücke werden die Kapillare entwässert. Der dekadische Logarithmus der Drücke in cm Wassersäule (WS) bzw. hPa ergibt den häufig verwendeten pF-Wert. Die so genannte pF-Charakteristik wurde nach HARTGE UND HORN (1999) für jeweils 5 vertikal entnommene ungestörte Stechzylinderproben (100 cm³) ermittelt. Fehlstellen wurden durch Auffüllen mit dem gleichen Mischungssubstrat ausgeglichen. Die Bestimmung wurde für die Druckstufen pF 1,8 bis 4,2 nach der Überdruckmethode in Drucktöpfen durchgeführt. Der Totwasseranteil pF > 4,2 wurde durch Trocknung bei 105 °C ermittelt. Aus den Ergebnissen erfolgte die Ermittlung der Porengrößenverteilung in Vol.-% der Substrate. Die Einteilung geschah in Anlehnung an AG BODEN (2005) und BEISECKER (1994). Die Einteilung des Porenraumes und die dazugehörigen pF-Stufen sind in Tabelle

6.1.3-1 dargestellt. Zusätzlich wird die Art der Bodenwasserbindung in der jeweiligen Porenklasse aufgezeigt.

Tab. 6.1.3-1: Porenklassen, Äquivalentporendurchmesser und pF-Stufen (BEISECKER 1994; AG BODEN 2005).

Porenklasse		Porendurchmesser [µm]	pF-Wert [log cm WS]	Unterteilung des Bodenwassers
weite Grobporen	wGP	> 300	< 1,0	schnell bewegliches Sickerwasser
mittlere Grobporen	mGP	300 – 50	1,0 - 1,8	schnell bewegliches Sickerwasser
enge Grobporen	eGP	50 – 10	1,8 - 2,5	langsam bewegliches Sickerwasser
weite Mittelporen	wMP	10 – 3	2,5 - 3,0	pflanzenverfügbares Haftwasser
enge Mittelporen	eMP	3 - 0,2	3,0 - 4,2	pflanzenverfügbares Haftwasser
Feinporen	FP	< 0,2	> 4,2	nicht pflanzenverfügbares Haftwasser

Bodenwasserspannung

Für pflanzenphysiologische Studien ist die Wasserspannung ein direkteres Maß der Bodenfeuchte als der volumetrische Wassergehalt und erlaubt z.B. Aussagen zum Status der Wasserversorgung von Pflanzen. Falls zusätzlich der volumetrische Wassergehalt des Bodens von Interesse ist, kann dieser indirekt über die Wasserspannungswerte ermittelt werden (HARTGE UND HORN 1999). Hierzu wurden die Wasserspannungswerte mit Hilfe einer bodenspezifischen pF-WG-Kurve umgerechnet. Die Wasserspannung des Bodens bzw. die Bodenfeuchte in der jeweiligen Bodentiefe wurde mittels mechanischer Tensiometer in mBar bzw. cm Wassersäule (WS) bestimmt. Das Messprinzip besteht darin, dass aus einem wassergefüllten geschlossenen Behälter über ein Diaphragma (poröse Keramik) kontrolliert Wasser in die Bodenmatrix austritt und dadurch innerhalb des Behälters ein partielles Vakuum erzeugt wird. Dieses partielle Vakuum steht im Kräfte-Gleichgewicht mit der im Boden herrschenden Wasserspannung (SCHLICHTING ET AL. 1995). Der Unterdruck im Tensiometer wurde mit Hilfe eines elektronischen Manometers erfasst. Das Manometer war mit einer Injektionskanüle versehen, mit der das Septum (Gummistopfen) am Tensiometer eingestochen wurde. Dabei übertrug sich der Unterdruck im Tensiometer auf den Druckaufnehmer im elektronischen Manometer.

Die Befüllung des Tensiometers erfolgte mit entgastem (abgekochtem) destilliertem Wasser, damit im Wasser gelöstes Gas bei Druckabsenkung nicht entweichen konnte. Bei Bedarf wurde das Tensiometer aufgefüllt. Die maximale Füllhöhe lag etwas unterhalb des Septums, damit die Injektionsnadel des Manometers beim Messen nicht in das Wasser hineinreichte. Nach jedem Befüllen der mechanischen Tensiometer herrschte unter dem Septum des Tensiometers der Umgebungsdruck (Luftdruck). Korrekte Messwerte waren erst nach einer entsprechenden Wartezeit ablesbar, nach der sich das System wieder im Gleichgewicht befand. Daher wurden die Messwerte vor dem Befüllen gewonnen. Eine Korrektur der Werte fand über das Subtrahieren der Wassersäule (in cm WS) im Tensiometer statt. Diese Wassersäule übte entsprechend ihrer Höhe einen Druck im Bereich der Keramik aus, der unabhängig von der im Boden herrschenden Wasserspannung ist. Der am Manometer angezeigte Messwert setzt sich also aus dem Wasserspannungswert des Bodens und dem

zusätzlichen (Unter-)Druck durch die Wassersäule zusammen. Zur Vereinfachung wurde hierfür eine cm-Skala auf das Plexiglas-Rohr aufgebracht. Der vom Manometer angezeigte Wasserspannungswert wurde um die Länge der Wassersäule reduziert. Durch eine zunehmende Länge der Wassersäule im Tensiometer reduzierte sich also auch der Messbereich. Der Messbereich der Tensiometer reichte bis maximal 1.000 mBar Wasserspannung (pF 3). Es konnten daher nur Werte bei nassen bis feuchten Bodenverhältnissen gemessen werden, bei trockenem Boden wurde der Messbereich überschritten. Bei Stauwasser kann der Druck im Tensiometer auch negative Drücke hervorrufen. Um eine möglichst hohe Auflösung der sich verändernden Wasserspannungen zu erhalten, erfolgte die Betreuung der Tensiometer wöchentlich.

6.1.4 Untersuchungen zur Vegetation

Vegetationsaufnahme

Für das Feststellen der Struktur eines Pflanzenbestandes werden Vegetationsaufnahmen durchgeführt (SCHUBERT 1991). Die Aufnahme der Vegetationsdeckung erfolgte nach einem Verfahren in Anlehnung an BRAUN-BLANQUET (1964). Die Mengenangabe wird in einer sog. Gesamtschätzung angegeben. Sie verbindet die Individuenzahl (Abundanz) mit dem Deckungsgrad. Abundanz und Deckungsgrad werden dabei als Artmächtigkeit (Menge) bezeichnet und gemeinsam geschätzt. Diese Artmächtigkeitsskala wird heute allgemein benutzt (FREY UND LÖSCH 1998). Dabei wird der Deckungsgrad der Arten mit einer Genauigkeit von 5 % bestimmt. Arten mit einer Deckung kleiner 5 % und größer 1 % bekommen ein (+), Arten mit einer Deckung kleiner 1 % ein (r) und Einzelexemplare ein (#).

Die Aufnahme der Artenkombination erfolgte durch die vollständige Erfassung sämtlicher in der Aufnahmefläche auftretenden Arten und Unterarten eines Einzelbestandes. Die Ansprache der Pflanzen erfolgte auf Artniveau, um den Untersuchungsaufwand einzugrenzen unterblieb eine Unterscheidung der Sorten. Die Arten wurden mit HÄUPLER UND MUER (2007), SCHMEIL ET AL. (2006) sowie ROTHMALER (2005) bestimmt.

Probennahme Biomasse

Für die genaue Bestimmung der Biomasseanteile wurde die Erntemethode verwendet. Dazu wurden charakteristische Flächenanteile eines Bestandes abgeschnitten und getrocknet. Pro Versuchsparzelle wurden 5 Biomasseproben im Juni/Juli eines jeden Versuchsjahres auf einer 60 × 60 cm großen Fläche genommen. Die Probenahme erfolgte mittels Teflon beschichteter Scheren. Aus dem Gewicht der getrockneten Biomasse lässt sich die Aufwuchsmenge pro ha bestimmen. Bei inhomogenem Biomasseaufwuchs wird die Gesamtaufwuchsmenge aus der Gesamtdeckung der Versuchsparzellen und der geschnittenen Biomasse abgeleitet. Die aufgewachsene Biomasse errechnet sich dann aus der Trockenmasse pro ha multipliziert mit dem Deckungsgrad. Die zur Ermittlung der Biomasse gewonnenen Proben wurden für die nachfolgend beschriebenen weitergehenden Untersuchungen verwendet.

Analytik der Biomasse

Frische Biomasseproben wurden bei 105 °C im Umlufttrockenschrank getrocknet. Anschließend erfolgte die Homogenisierung mittels Schneidmühle. Die staubfein gemahlene Teilproben wurden chemisch analysiert. Der Aschegehalt wurde durch Veraschung bei 550 °C im Muffelofen thermicon T der Firma Heraeus ermittelt. Die Bestimmung des **Gesamtstickstoffes** in den Pflanzenproben erfolgte nach einem abgewandelten Verfahren der trockenen Oxidation nach DUMAS am Stickstoffanalyser macro-N der Firma Foss Heraeus. **Magnesium** und **Kalium** wurden im salzsauren Aufschluss nach Zugabe der entsprechenden Ionisationspuffer am AAS Unicam 939 der Fa. ATI Unicam gemessen. Die **Phosphorbestimmung** erfolgte photometrisch im Fließanalyseverfahren am AutoAnalyser II der Firma Technicon. **Chlorid** wurde potentiometrisch am gleichen Gerät bestimmt, die Biomasseproben waren zuvor in heißem deionisiertem Wasser eine Stunde geschüttelt und anschließend filtriert worden.

Gehölzaufnahme

Ein Jahr nach Anpflanzung erfolgte die Bestimmung der Anwuchsrate der Gehölze durch eine optische Aufnahme der noch lebenden Individuen. Der Aufnahmezeitpunkt wurde in Anlehnung an DIN 18916, im Juni 2006 durchgeführt. Die Anwuchsrate entspricht demnach dem Anteil der noch lebenden Bäume in Prozent der im April 2005 angepflanzten zum Zeitpunkt der Aufnahme. Um eventuelle Unterschiede des Gehölzwachstums auf den einzelnen Varianten oder zwischen verschiedenen Arten zu dokumentieren wurden in 2007 die Höhenzuwächse erfasst. Wegen des kurzen Betrachtungszeitraumes erfolgte keine Bestimmung der Stammdurchmesser und der Stammzunahme. Die Darstellung des Höhenwachstums der Gehölze fand durch Messung mittels Maßstab Anfang März und Ende September 2007 statt.

Durchwurzelungstiefe und -intensität

Zur Ermittlung der Durchwurzelung der eingesetzten Varianten wurden Profile aufgegraben und die Wurzeln an der Profilwand herauspräpariert und ausgezählt. Für eine optimale Vergleichbarkeit der Aufnahmen der drei Varianten wurden die Profile jeweils im Bereich einer Eiche aus Erstanpflanzung mit identischer Wuchshöhe durchgeführt.

Tab. 6.1.4-1: Einstufung der Durchwurzelungsintensität (AKS 2003).

Bezeichnung	Kurzzeichen	Wurzeln pro 100 cm ²
wurzelfrei	W0	0
sehr schwach durchwurzelt	W1	1-2
schwach durchwurzelt	W2	3-5
mittel durchwurzelt	W3	6-10
stark durchwurzelt	W4	11-20
sehr stark durchwurzelt	W5	21-50
extrem stark durchwurzelt bis Wurzelfilz	W6	>50

Die Profiltiefe richtete sich in erster Linie nach der Durchwurzungstiefe, die maximale Tiefe war aber 200 cm. Die Aufnahme erfolgte im September 2007. Die Durchwurzungsintensität wird in Anlehnung an den AKS (2003) bestimmt und richtet sich nach der in Tabelle 6.1.4-1 wiedergegebenen Einstufung. Für die Aufnahme wurde eigens ein Holzrahmen hergestellt, mit dem Innenmaß 100 × 100 cm und mit einer Schnur bespannt, so dass ein Raster 10 × 10 cm entstand. Dieser Rahmen wurde auf die Profilwand gesetzt und die Wurzeln ausgezählt.

6.1.5 Geländeklimatologische Untersuchungen

Lufttemperatur und Luftfeuchtigkeit

Lufttemperatur und relative Feuchtigkeit wurden mit einem Hygro-Thermographen (Firma Thies, Göttingen) in zwei Meter Höhe in einer Wetterhütte nach Wild (in HÄCKEL 2005) gemessen (siehe Abbildung 6.1.5-1).



Abb. 6.1.5-1: Wetterhütte nach Wild in 2 m Höhe mit Anemometer W1 in 3 m Höhe über Geländeoberfläche.

Der Erfassungsbereich des Hygro-Thermographen entsprach einer Woche, die Messgenauigkeiten betragen für die Temperatur 1 % (Messbereich -35 bis +45 °C), für die relative Luftfeuchtigkeit 2 % (Messbereich 0 bis 100 %). Die Tagesmittel der Temperatur wurden mit $t_m = 1/4 \times (t_7 + t_{24} + 2 \times t_{21})$, die Tagesmittel der Luftfeuchte mit $f_m = 1/3 \times (f_7 + f_{14} + f_{21})$ ermittelt (DIN 19685).

Bodentemperaturen

Die Bodentemperaturen wurden mit Fernthermographen (Firma Thies, Göttingen) mit einem Messbereich von -15 bis +30 in den Tiefen 10, 20, 30, 40, 50 und 60 cm ermittelt. Diese Messungen fanden ausschließlich im Lysimeterumfeld statt, um hier die Temperaturextreme zu erfassen, die vor bzw. zu Beginn der Rekultivierung zu erwarten waren.

Windgeschwindigkeit

Die Messung der Windgeschwindigkeit geschah mit Schalenkreuz-Anemometern der Firma Thies, Göttingen. Da die Ablesung des Windweges bei den Geräten lediglich 14-tägig erfolgte, fand eine Bestimmung der monatlichen Mittelwerte der Windgeschwindigkeiten statt. Windspitzen waren somit nicht ermittelbar. Dennoch konnten die so gewonnenen Ergebnisse Hinweise auf die Windverhältnisse am Standort liefern. Es wurden zwölf Schalenkreuz-Anemometer verwendet: An der Klimahütte in 3 m Höhe (siehe Abbildung 6.1.5-1), auf dem Lysimeterfeld in 0,5 m über der Feld-Oberfläche und direkt am Fuß des Lysimeterfeldes in ebenfalls 0,5 m über der Geländeoberfläche. Die erfassten Windgeschwindigkeiten wurden zum Vergleich mit den Messdaten des Deutschen Wetterdienstes (DWD 2007) mit den in DVWK (1996) zur Verfügung gestellten Formeln auf Windgeschwindigkeiten in 10 m Höhe umgerechnet. Hierzu wurde für die Umrechnung eine Formel gewählt, die neben dem Messwert in der jeweiligen Höhe zusätzlich nur noch die Messhöhe selbst benötigt. Dies geschah durch Umstellen der zur Berechnung der Windgeschwindigkeit in 2 m Höhe über Grund aufgestellten Formel:

$$v_2 = v_z \times 4,2 / \ln z + 3,5$$

v_2 = Windgeschwindigkeit in 2 m Höhe (m/s)

V_z = Windgeschwindigkeit in der Höhe z (m/s)

Z = Messhöhe (m)

Für die Umrechnung der in 3 m Höhe gemessenen Windgeschwindigkeit ergab sich somit ein Faktor von ca. 1,26, für die in 0,5 m Höhe gemessenen Werte von ca. 2,07.

Da die DWD-Daten zudem noch in der Beaufort-Skala in 10 m Höhe über Grund vorlagen, mussten sie auf Windgeschwindigkeiten in m/s umgerechnet werden. Dies ist für einen Vergleich mit den auf der Deponie Lüthorst gemessenen Daten notwendig. Hierzu wurde folgende Umrechnungsformel nach HÄCKEL (2005) verwendet:

$$v = 0,834 \times \sqrt{\text{Bft}^3 + 0,07} \text{ (m/s)}$$

v = Windgeschwindigkeit in 10 m Höhe (m/s)

Bft = Windstärke in Beaufort-Graden in 10 m Höhe

6.1.6 Niederschlag am Untersuchungsstandort

Die Kenntnis der tatsächlich aus dem Niederschlag (NS) verfügbaren Wassermengen ist unter dem Aspekt der Sickerwasservermeidung im Rahmen der Oberflächenabdichtung von Deponien und Halden ein zentraler Aspekt. Für die standardisierte Niederschlagserfassung wurden zwei Hellmann Niederschlagsschreiber (Firma Thies, Göttingen) in 1,2 m Höhe mit

einer Auffangfläche von 200 cm², gemäß DIN 19685 eingesetzt. Der Aufbau eines für den Winterbetrieb beheizbaren Gerätes erfolgte in der Nähe der Mischanlage der Deponie. Aufgrund der Kenntnis über nicht vernachlässigbare Fehler bei der Niederschlagsmessung wurden für die praktischen Anwendungen korrigierte Niederschlagshöhen gefordert. Nachfolgend werden nun Erkenntnisse, die hauptsächlich auf RICHTER (1995) basieren zusammengefasst.

6.1.6.1 Systematische Messfehler des Hellmann Niederschlagsmessers

Benetzungs- und Verdunstungsfehler

Der Benetzungs- und Verdunstungsverlust spielt eine dominierende Rolle für das Entstehen des systematischen Messfehlers bei der Niederschlags erfassung. Der Benetzungsfehler wird durch die Verdunstung des Wassers von den feuchten Innenwandungen des Auffangtrichters und der Auffangflasche nach einem Niederschlagsereignis hervorgerufen. Der Verdunstungsfehler entsteht hauptsächlich durch das Verweilen des Regenwassers in der Sammel flasche bis zur nächsten Messung.

Der mittlere Benetzungsverlust wird von RICHTER (1995) mit 0,12 mm im Winterhalbjahr und 0,15 mm im Sommerhalbjahr pro abtrocknendem Niederschlagsereignis angegeben. Das Verhältnis zwischen Auffangfläche und Trichterfläche spielt hierbei eine ebenso wichtige Rolle wie die Haft eigenschaften des Trichtermaterials. Je größer die Auffangfläche des Hellmann Niederschlagsmessers, desto geringer wird der Benetzungsfehler. Allerdings wird nicht bei jedem Regenereignis der Trichter vollständig benetzt, so dass die oben genannten Werte nach unten korrigiert werden müssen. Erst bei Niederschlagsereignissen ab 3 bis 4 mm erreicht der Benetzungsfehler die oben genannten Werte (RICHTER 1995). Im Jahresmittel ergibt sich somit ein Gesamtverlust von 0,22 mm pro Niederschlagstag. Bezogen auf den Jahresniederschlag ergeben sich die in Tabelle 6.1.6.1-1 dargestellten Werte.

Tab. 6.1.6.1-1: Mittlerer Benetzungs- und Verdunstungsfehler des Hellmann Niederschlagsmessers (in %) nach RICHTER (1995).

Verlustgröße	Tiefland	Mittelgebirge
Benetzung Trichter	5,6	3,3
Benetzung Kanne	0,3	0,2
Verdunstung Kanne	0,8	0,2
Gesamtverlust	6,7	3,7

Die in Tabelle 6.1.6.1-1 dargestellten Verluste ergaben sich bei täglicher Entleerung, so dass bei größeren Messintervallen von einem höheren Verdunstungsfehler aus der Kanne besonders im Sommer ausgegangen werden kann.

Windfehler

Das Aufstellen der Niederschlagssammler über dem Bodenniveau stellt ein Hindernis im Strömungsfeld des Windes dar. Je nach Windgeschwindigkeit wird ein Teil des Niederschlages über den Sammler hinweggeweht. Ausschlaggebend ist dabei, wie stark die Messstelle vom Wind beeinflusst ist. Hierzu wird häufig die mittlere Höhe der Horizontabdeckung mit Hilfe eines Försterdreieckes bestimmt (DVWK 1996). Der Messfehler ist bei Regen im Sommer am geringsten, im Winterhalbjahr ist er doppelt so hoch und bei Schneefall mit 50 bis 80 % am höchsten (RICHTER 1995). Einen Überblick der Windfehler bei verschiedenen Niederschlagsarten gibt Tabelle 6.1.6.1-2. Hier erfolgte von RICHTER (1995) eine Unterscheidung in flüssige Niederschläge im Sommer und im Winter in Mischniederschläge und Schnee.

Tab. 6.1.6.1-2: Mittlerer Windfehler (in %) in Abhängigkeit von der Lage des Sammlers und der Art des Niederschlags (RICHTER 1995).

Stationslage	NS Sommer	NS Winter	Jahres - NS	NS + Schnee	Schnee	NS-Gesamt
frei	5,6	12,3	7,7	22,5	58,4	12,4
leicht geschützt	4,8	8,9	6,2	15,3	44,6	9,0
mäßig geschützt	3,2	7,2	4,5	10,4	24,5	6,5
stark geschützt	1,8	3,3	2,4	4,7	13,0	3,2

Je nach Lage und Zusammensetzung der Niederschläge ergeben sich Messfehler von etwa 8 bis 25 %. Speziell die Mischniederschläge und der Schnee erhöhen in Mittelgebirgslagen den Messfehler um ein Vielfaches. Ein mittlerer Gesamtfehler des Niederschlags lässt sich durch Kombination der beiden zuvor dargestellten Tabellen bestimmen. Voraussetzung ist die korrekte Abschätzung der Exposition der Messstation, des Anteils des Mischniederschlags und des Schnees. Der DVWK (1996) nennt einen 10 bis 15 % zu geringen Niederschlag in 1 m Höhe. Zum Ausschließen des Windfehlers stellt die bodenebene Niederschlagsmessung die beste Methode dar. Der Benetzungs- und Verdunstungsfehler ist annähernd identisch. Trotzdem ist auch diese Methode mit einer leichten Unsicherheit behaftet. So kann eine geringe Überschätzung durch Verwirbelung von Regen und Schnee, gerade bei Verwehungen abgelagerter Schneefälle, nicht ausgeschlossen werden (RICHTER 1995; WOHLRAB ET AL. 1992).

6.1.6.2 Zusätzliche Niederschlagsmessungen auf der Deponie

Aufgrund der Kenntnisse der möglichen Messfehler fand die Installation verschiedener Niederschlagssammler auf dem Versuchsfeld mit Beginn der Untersuchung statt. Weitere eingesetzte Niederschlagssammler dienten der Erfassung der Niederschläge auf unterschiedlichen Standorten der Deponie. Neben Sammlern auf der nordwestexponierten Deponieflanke wurden ab 2006 auch auf der südostexponierten Seite der Deponie Niederschlagssammler aufgebaut. Die Erfassung der Niederschläge erfolgte wöchentlich, im Winter 14-tägig. Hierzu wurden Eigenbauten des Typs „Hann. Münden“ gemäß den

Vorgaben in DVWK (1982) verwandt. Diese besaßen eine Auffangfläche von 100 cm², die Fangflaschen waren durch Keramikplättchen gegen Rückverdunstung geschützt. Sieben Sammler dieses Typs sind in 1 m Höhe auf dem Lysimeterfeld aufgebaut worden. Jeweils sieben weitere Sammler dieses Typs wurden in Anlehnung an DVWK (1980) bodeneben im Lysimeterfeld (siehe Abbildung 6.1.6.2-1) sowie mit 200 cm² Auffangfläche bodeneben auf dem Gehölzfeld installiert.



Abb. 6.1.6.2-1: Messeinrichtungen auf dem Versuchsfeld.

Die Erfassung des Schneeniederschlags erfolgte ebenfalls mit diesen Einrichtungen. Auf der nordwestexponierten Flanke sind insgesamt 21 Sammler mit 100 cm² und sieben mit 200 cm² Auffangfläche jeweils in 1 m Höhe installiert worden. Im Südosten wurden sieben Sammler (1 m, 100 cm² Auffangfläche) ab 2006 betrieben. Für die einzelnen Standorte wurden nach statistischer Überprüfung Mittelwerte gebildet, diese wiederum sind untereinander und mit den Ergebnissen des Niederschlagsschreibers nach Hellmann statistisch verglichen worden.

6.1.7 Untersuchungen des Sickerwassers

Sickerwasserquantität

Zentrale Zielsetzung bei der Oberflächenabdichtung/-deckung durch Rekultivierungs- oder Wasserhaushaltsschichten ist die Reduzierung von Sickerwässern durch optimale Substrat-eigenschaften und eine mehrschichtige Vegetation. Zur Quantifizierung der Sickerwässer unterhalb der Rekultivierungsschichten eignen sich Lysimeter. Allgemein dienen sie zur Erfassung der Komponenten der Wasserbilanz bzw. zur Simulation des natürlichen Wasserkreislaufes. Ein Lysimeter besteht aus einem Behälter, der mit Bodenmaterial aufgefüllt wird und mit einer für die Umgebung spezifischen Pflanzendecke bewachsen ist. Unter einem „klassischen“ Lysimeter versteht man einen ungestörten Bodenmonolith, der in einen Behälter eingebracht ist. "Es wird eingesetzt, um an einem abgeschlossenen und damit bilanzierbaren Ausschnitt des Bodens, der sich wie seine Umgebung verhält, physikalische und/oder chemische Prozesse zu untersuchen" (REHDING 1993).

Die Oberseite des Lysimeters ist offen und ermöglicht die freie Evapotranspiration. Die Unterseite des Lysimeters ist geschlossen und besitzt ein Auffangsystem zur Erfassung des Sickerwassers.

Nach DVWK (1996, 1980) und WOHLRAB ET AL. (1992) werden den Sickerwässern aus Lysimetern die Niederschläge aus bodenebenen Niederschlags-Sammlern gegenübergestellt. Für die vorliegenden, auf der Deponie Lüthorst durchgeführten, Untersuchungen wurden gestörte Lysimeter in Anlehnung an das Standardlysimeter nach Friedrich-Franzen (DVWK 1980) installiert. Für die Untersuchungen wurden freidränende Lysimeter verwendet. Mit diesen lässt sich unter Vernachlässigung der Bodenwasser-Vorratsänderung die reale Verdunstung berechnen (DVWK 1996). Die Wasservorratsänderung geht zudem im langjährigen Mittel gegen Null. Der DVWK (1980) nennt 1,0 m² als Mindestoberfläche sowie 120 cm als Mindestdiefe für Lysimeter. LÜTZKE (1965) bemängelt Lysimeter von weniger als 100 cm Tiefe, da der kapillare Wasseraufstieg bzw. der Wassertransport an die Oberfläche durch tiefwurzelnde Pflanzen die Ergebnisse verfälschen können. Weitere negative Randbedingungen können an der Entwässerungsschicht auftreten (FLURY ET AL. 1999; KASTANEK 1995). Den so genannten „Oaseneffekt“ beschreibt KLAGHOFER (1991) und fordert ähnlich wie ABOUKHALED (1982) einen einheitlichen Bewuchs auf und um das Lysimeter. KOSTECKI ET AL. (2001) erfassten nicht signifikante Unterschiede im Wassergehalt des Bodens und der Wurzelbiomasse der Pflanzen im Bereich des Lysimeterrandes. Die Autoren gehen daher von unbedeutenden Einflüssen aus.

Die hier eingesetzten Lysimeter hatten eine Oberfläche von 2,0 m² und eine Tiefe von 300 cm. Die Wasserversickerung vom Substratkörper weg wurde durch eine korngestufte Kiesdrainage von 40 cm Höhe am Lysimeterboden sichergestellt (vgl. Kapitel 7.1). Neben der Sickerwasserbilanzierung ermöglichen die Lysimeter eine Erfassung der Stoffgehalte, die sich aus den verwendeten Substraten ergeben können. Die Sickerwässer wurden über Rohre in Fässer abgeführt, die in 14-tägigem Rhythmus entleert und gesäubert wurden. Die Bestimmung der Probenmengen erfolgte durch Auslitern der Lösungen oder Auswiegen der Fässer. Bei Erfassung der Massen fand, nach Ermittlung der Dichte der Lösungen, die Umrechnung in das Volumen statt.

Sickerwasserqualität

Die Sickerwasserproben wurden auf die Parameter pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, Stickstoff (NO_x-N, NH₄-N, N_{ges}), auf den Phosphat-, Sulfat-, Kalium-, Magnesium und Chloridgehalt sowie z. T. auf die Schwermetalle, Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink untersucht. NO_x-N stellt dabei die oxidierten Stickstoffverbindungen Nitrit (NO₂) und Nitrat (NO₃) dar.

Die Sickerwasser- bzw. Perkolatproben wurden direkt nach Eingang durch einen Faltenfilter (595 ½, Firma Schleicher & Schuell) filtriert. Im Anschluss daran erfolgte eine Bestimmung des pH-Wertes und der elektrischen Leitfähigkeit. Die Proben für die Schwermetall-

untersuchungen wurden in säuregespülten Flaschen genommen und ebenfalls nach Eingang filtriert. Die filtrierten Wasserproben sind anschließend wiederum in säuregespülten Flaschen, aber mit Salpetersäure angesäuert aufbewahrt worden. Die Lagerung der filtrierten Proben bis zur endgültigen Analyse erfolgte im Kühlraum.

Die Messung des **pH-Wertes** der Sickerwasserproben erfolgte mit dem pH-Meter „PH 196“ und der Einstabelektrode 105 von Ingold, die **elektrische Leitfähigkeit (ELF)** wurde mit dem Konduktmeter „LF 196“ und der Messzelle „TetraCon 96“ ermittelt (beide Firma WTW). Die Bestimmung von **Orthophosphat** erfolgte photometrisch, die von **Chlorid** potentiometrisch im Fließanalyseverfahren am „AutoAnalyzer II“ der Fa. TECHNICON. Der Nachweis für **N_{ges}**, **NO_x-N**, **NH₄-N** fand photometrisch mit dem Gerät „Evolution II“ der Firma Alliance Instruments GmbH statt. **Kalium** und **Magnesium** wurden am „ATI-UNICAM 939 AASpectrometer“ der Fa. Thermo-Electron Coporation gemessen. Die **Sulfat**-Bestimmung der Sickerwässer erfolgte mittels „Ionenchromatograph 761 Compact“ der Firma Metrohm. Die verwendeten Normen sind in Tabelle 6.1.7-1 dargestellt.

Tab. 6.1.7-1: Methoden der Laboranalysen zur Sickerwasserbeschaffenheit.

Parameter	Methode
Sulfat	EN ISO 10304-2
N _{ges}	Nach Aufschluss und Reduktion zu NO ₂ ⁻ , mit DIN EN ISO 13395-D28
NO _x -N	DIN EN ISO 13395-D28
NH ₄ -N	DIN EN ISO 11732-E23
Chlorid	DIN EN ISO 15682
Orthophosphat	DIN EN 1189
Kalium, Magnesium	DIN 38406-E13,-E3

Die Analyse der Schwermetalle erfolgte für alle Parameter außer Quecksilber nach DIN EN ISO 11885. Für Quecksilber wurde die DIN EN ISO 1483 angewendet. Die Bestimmungsgrenzen werden in Tabelle 6.1.7-2 zusammengefasst.

Tab. 6.1.7-2: Bestimmungsgrenzen der Schwermetallanalysen des Sickerwassers.

Parameter	Bestimmungsgrenze in [mg/l]
Arsen	0,005
Blei	0,005
Cadmium	0,001
Chrom	0,005
Kupfer	0,005
Nickel	0,005
Quecksilber	0,0002
Zink	0,01

Die Schwermetallanalysen wurden vom akkreditierten Labor SGS Institut Fresenius GmbH in Taunusstein durchgeführt.

6.1.8 Statistik und graphische Darstellung

Die statistische Auswertung und graphische Darstellung der Ergebnisse zu den Untersuchungen zum Aufbau einer funktional optimierten Rekultivierungsschicht erfolgte mit den Programmen MS-EXCEL und SPSS 14.

Bei Vorliegen von Normalverteilung und Varianzhomogenität wurden zunächst der Mittelwert, die Standardabweichung (SD) sowie teilweise die Min./Max.-Werte bestimmt. Die Standardabweichung ist eine Maßzahl der Streuung. Wird in der Statistik eine Auswertung über eine Menge von Werten benötigt, gibt die Standardabweichung ein sinnvolles Maß für die Streuung um den Mittelwert an. Sie heißt auch mittlerer Fehler und ist die Quadratwurzel einer anderen Streuungsmaßzahl, der Varianz. Sie hat gegenüber dieser aber den Vorteil, dass sie die gleiche Einheit hat wie die ursprünglichen Messwerte.

Mittelwertvergleiche zur Untersuchung auf signifikante Unterschiede zwischen den Mittelwerten zweier Gruppen wurden mit einem T-Test für Mittelwertdifferenzen sowie der Varianzanalyse durchgeführt. Der ermittelte Koeffizient (t- bzw. F-Wert) gibt die Irrtumswahrscheinlichkeit an, mit der die zu testende Nullhypothese, der zufolge die mittlere Differenz zwischen den Vergleichsmessungen gleich Null ist bzw. kein signifikanter Zusammenhang zwischen den Variablen besteht, verworfen oder angenommen werden kann.

Interessanter bei der Analyse der Ergebnisse der getesteten Varianten sind allerdings Zusammenhänge zwischen den einzelnen Variablen wie Niederschlag, Sickerwassermenge, Sickerwasserqualität und Vegetation. Hier bieten sich zum einen bivariate, zum anderen auch multivariate statistische Verfahren an. Die Verfahren der Dependenzanalyse untersuchen dabei das Vorhandensein bzw. die Stärke eines statistischen Zusammenhangs zwischen zwei Variablen, die a priori in abhängige und unabhängige Variablen eingeteilt werden (BEREKOVEN ET AL. 2004). Der Begriff der Dependenz nimmt an, dass die zu untersuchende Beziehung auf dem Ursache-Wirkungs-Prinzip basiert. Allerdings kann mit Hilfe von statistisch-mathematischen Verfahren nur das Vorhandensein und/oder die Stärke eines statistischen Zusammenhangs ermittelt werden. Ob dieser Zusammenhang dann tatsächlich auf dem Ursache-Wirkungs-Prinzip basiert und in welcher Richtung die ursächliche Abhängigkeit besteht, ist auf außerstatistischen Weg zu überprüfen (HAMMANN UND ERICHSON 2000). In Abhängigkeit vom Skalenniveau der betrachteten Variablen kommen verschiedene Methoden zur Anwendung (HENZE 1994).

Im Rahmen dieser Arbeit fanden Korrelations- und Regressionsanalyse Anwendung. Mit der Korrelationsanalyse können Aussagen über den Grad der gemeinsamen Variation zwischen metrischen Variablen getroffen werden. Beispielsweise kann damit die Stärke des Zusammenhangs zwischen dem Sickerwasseranfall in den beiden Lysimetern einer Variante herausgearbeitet werden. Darüber hinaus sind auch Korrelationen zwischen den Stoffgehalten der erfassten Sickerwässer möglich. Die Stärke der Beziehung zwischen den

Variablen wird durch den Korrelationskoeffizienten ausgedrückt, welcher Werte zwischen + 1 und - 1 annehmen kann. Negative Koeffizienten bedeuten, dass bei Anwachsen der einen Variablen, die andere Variable sinkt und umgekehrt. Bei einem Korrelationskoeffizienten gleich Null besteht zwischen den betrachteten Variablen kein linearer Zusammenhang (HENZE 1994). Zur Bestimmung von statistischen Zusammenhängen im Rahmen dieser Arbeit erfolgte die Berechnung von Korrelationskoeffizienten nach Bravais & Pearson.

Für den vorliegenden Untersuchungsansatz ist darüber hinaus das Verfahren der Regressionsanalyse von Bedeutung. Der primäre Anwendungsbereich ist die Untersuchung von Kausalbeziehungen. Besondere Einsatzbereiche sind die quantitative Beschreibung und Erklärung von Zusammenhängen sowie die Prognose und Schätzung der Werte der abhängigen Variablen (BACKHAUS ET AL. 2003). Diese Analysemethode ermöglicht es demnach, z.B. die Veränderung der Stoffgehalte der Sickerwässer im Zeitablauf und somit unter gleichen Bedingungen auch in der Zukunft zu prognostizieren. Dies erfolgt mittels der Prozedur Kurvenanpassung, welche die Parameter einer Regressionsgleichung schätzt. Anders als bei der linearen Regression, bei der die Beziehung zwischen den Variablen linear sein muss, lässt diese Prozedur auch andere Kurventypen, wie z.B. exponentieller Natur, zu (BROSIUS 2006). Betrachtet wird neben dem Regressionskoeffizienten, welcher nach der Methode der kleinsten Quadrate ermittelt wird, das Bestimmtheitsmaß R^2 als Prüfgröße für die Güte der geschätzten Regressionsfunktionen. Darüber hinaus werden Angaben zu Signifikanzprüfungen der Koeffizienten aufgeführt.

Die Anwendung der einzelnen Tests ist in der Ergebnisdarstellung vermerkt. Bei der Ermittlung von Unterschieden bzw. Zusammenhängen zwischen den betrachteten Variablen wurden Irrtumswahrscheinlichkeiten sowohl auf dem 95 % als auch dem 99 % Signifikanzniveau getestet. Bei signifikanten Ergebnissen wurde das entsprechende Signifikanzniveau angegeben.

6.2 Die Rekultivierungsmaterialien – Herkunft, Eigenschaften, Verwendungen

Die bei dem Feldversuch eingesetzten Kraftwerksrückstände stammen aus technischen Prozessen und weisen im Gegensatz zu natürlichen Böden spezielle, z. T. chemische, Eigenschaften auf, daher wird der Schwerpunkt bei den Rückständen zusätzlich auf die Entstehung und schon vorhandene Verwendungen gelegt. Da für den Einsatz von Materialien im Rahmen der Oberflächenabdichtung von Deponien die in Kapitel 2.4 genannten rechtlichen Rahmenbedingungen gelten, werden die Feststoffparameter und besonders bei den Kraftwerksrückständen die Eluatwerte der eingesetzten Materialien betrachtet. Ausschlaggebend für den Einsatz von Böden und Zuschlagsstoffen in der Rekultivierungsschicht von Deponien sind zurzeit die Grenzwerte des Anhangs 5 der Deponieverordnung (2002).

6.2.1 Rekultivierungsböden

Unterboden Höxteraeue

Der in der vorliegenden Arbeit als Höxterboden bezeichnete Unterboden entstammt einem Kiesabbau südlich von Höxter in der Weseraue. Nach der Bodenkarte handelt es sich in diesem Bereich um einen Braunauenboden (Vega). Aufgrund der Entfernung zur Weser ist der Boden als autochthone Vega einzuordnen, d.h. der Auenboden ist durch eine eigene Bodenentwicklung entstanden. Dieser Bodentyp zeichnet sich durch eine tief reichende Verwitterung aus. Die Freisetzung von Eisenoxiden führt zu einer Verbraunung des Bodens (SCHEFFER UND SCHACHTSCHABEL 2002). Auenböden sind locker, gut durchwurzelbar, biologisch aktiv und recht fruchtbar (KUNTZE ET AL. 1994).

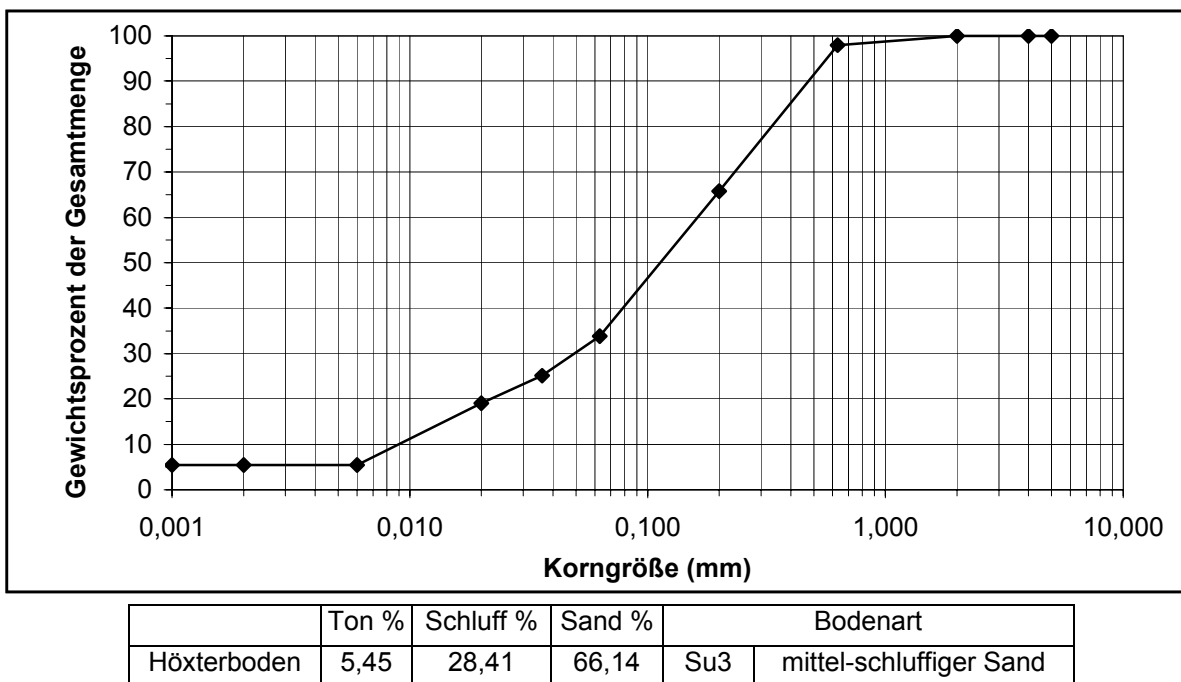


Abb. 6.2.1-1: Korngrößenverteilung des Unterbodens aus der Weseraue bei Höxter.

Die Abbildung zeigt den Verlauf der Körnungslinie des Unterbodens aus der Weseraue, zusammengefasst handelt es sich um einen mittel-schluffigen Sand. Der Ton-Anteil mit einer Korngröße von <0,002 mm ist mit etwas über 5 % niedrig, die Korngröße Sand (0,063 bis <2 mm) hingegen stellt mit rund 66 % den Hauptanteil dar.

Oberboden Gipssteinbruch Lüthorst

Der Bodentyp der vor dem Gipsabbau auf dem Südhang des Kahle-Berges anzutreffen war, wurde in Kapitel 5 als Pseudogley-Braunerde identifiziert. Folglich hat der Oberboden Gipssteinbruch Lüthorst die typischen Eigenschaften der humosen Braunerde. Die Verbraunung erfolgte durch chemische Verwitterung der Silikatminerale, daher stammt die typische Farbe des Verwitterungshorizontes. Gleichzeitig entstanden durch die Silikat-Verwitterung sekundäre Tonminerale (SCHEFFER UND SCHACHTSCHABEL 2002). Basenreiche

Braunerden entwickeln sich allmählich weiter zu Parabraunerden (KUNTZE ET AL. 1994). Aufgrund des Solifluktionsschutts aus dem Muschelkalk des Kahle-Berges und den tonigen Störungen sowie dem anstehenden Gipsgestein lässt sich der nachfolgend als Oberboden Lüthorst bezeichnete Boden als mittel-schluffiger Ton (Tu3) einstufen. Der Boden wurde zu Beginn des Gipstagebaus abgeschoben und außerhalb der eigentlichen Deponie auf einem Nachbargrundstück als Haufwerk gelagert. Folgende Abbildung zeigt das Ergebnis der Körnungsanalyse.

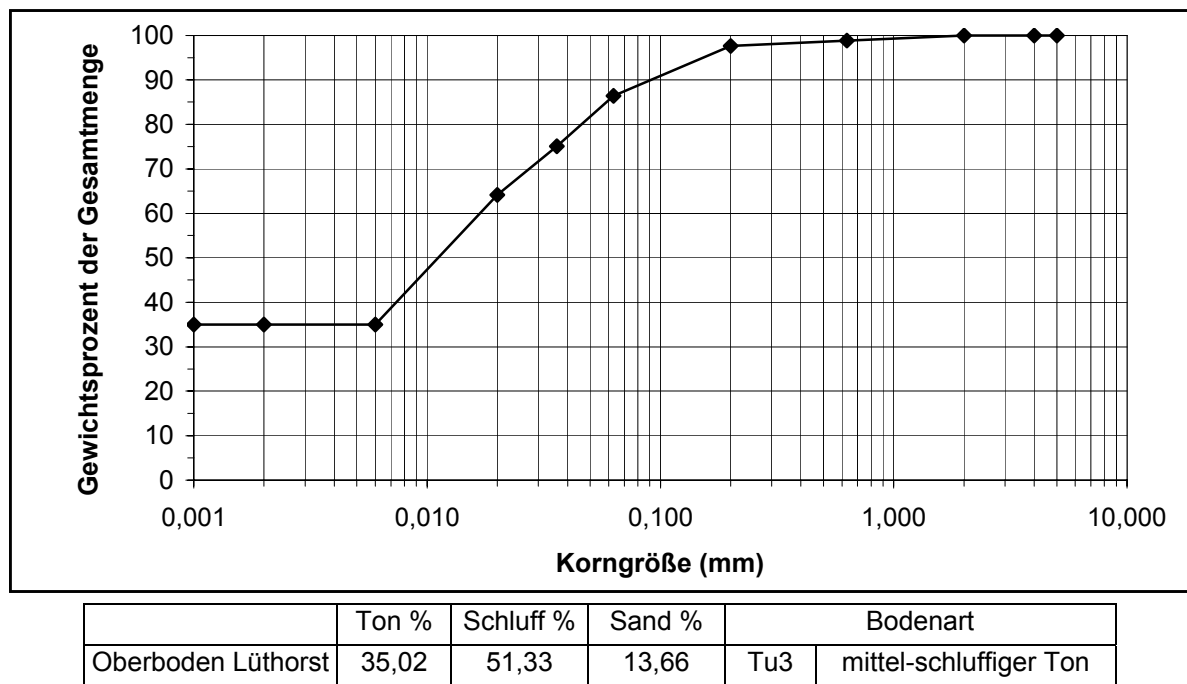


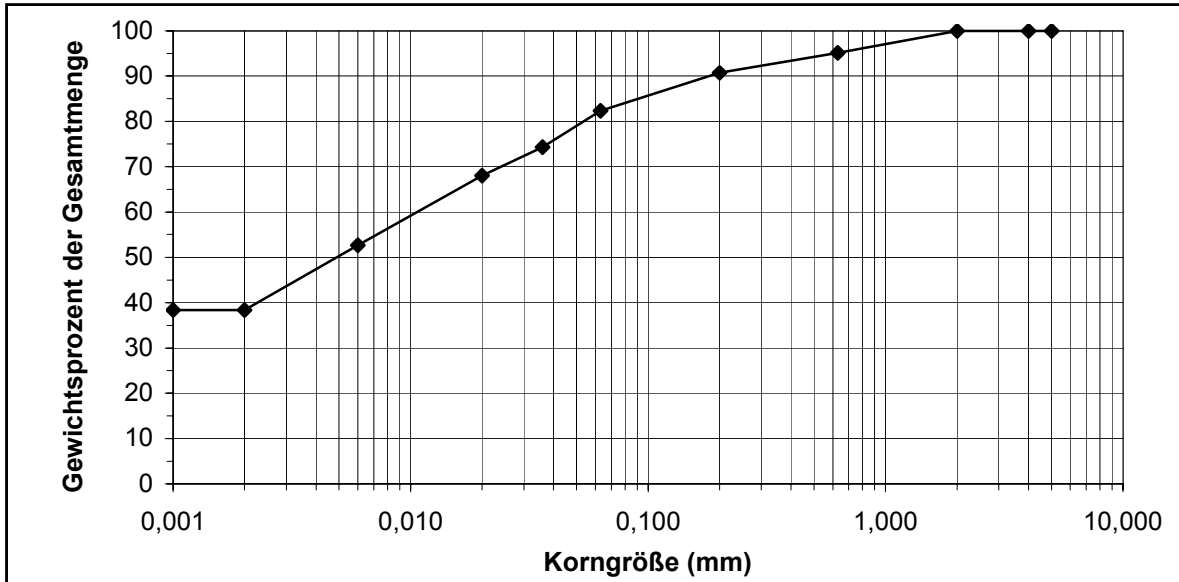
Abb. 6.2.1-2: Körnungsverteilung des Oberbodens Gipssteinbruch Lüthorst.

Die Abbildung 6.2.1-2 zeigt den Verlauf der Körnungslinie des Oberbodens Lüthorst. Der Ton-Anteil mit einer Korngröße von <0,002 mm ist mit etwa 35 % hoch, die Korngröße Sand (0,063 bis <2 mm) hingegen stellt mit rund 14 % den geringsten Anteil dar. Der Hauptanteil des Oberbodens Lüthorst ist mit über 51 % der Schluff.

Unterboden Gipssteinbruch Lüthorst

Der Unterboden Gipssteinbruch Lüthorst ist der abgeschobene Unterboden, der während des Tagebaues ebenfalls auf einem Nachbargrundstück als Haufwerk gelagert wurde. Der erste optische Eindruck deutete auf einen hohen Tongehalt hin, da deutliche graue und rötliche Tone zu erkennen waren. Wie auch beim Oberboden Lüthorst entsprechen bei der Pseudogley-Braunerde die oberen Horizonte denen der Braunerde, die unteren aber denen eines Pseudogleys. Die Pseudovergleyung entsteht durch zeitweiligen Wasserstau im Bereich des Unterbodens aufgrund einer tonigen Stauschicht. Die verdichtete Stausohle weist intensive Fleckung durch Eisen- und Mangankonkretionen auf. Die Konkretionen entstehen im angestauten Sickerwasser unter anaeroben Bedingungen, auch unter Beteiligung organischer Säuren. Der Bodentyp ist durch einen Wechsel von starker Nässe

und relativer Austrocknung geprägt. Er unterscheidet sich vom Gley dadurch, dass bei dessen Bildung Grundwasser im Bodenkörper steht (KUNTZE ET AL. 1994). Die in Kapitel 5 beschriebenen halokinetischen Störungen und der damit einhergehende graue Ton des Zechsteins sowie die Tone aus dem Röt dürften für den Pseudogley-Charakter des Unterbodens Gipssteinbruch Lüthorst verantwortlich sein. Die Körnungslinie des nachfolgend als Unterboden Lüthorst bezeichneten Bodens wird in der Abbildung 6.2.1-3 wiedergegeben.



	Ton %	Schluff %	Sand %	Bodenart	
Unterboden Lüthorst	38,32	44,01	17,67	Lt3	mittel-toniger Lehm

Abb. 6.2.1-3: Körnungsverteilung des Unterbodens Gipstagebau Lüthorst.

Für den Unterboden Lüthorst ergibt sich damit die Bodenart mittel-toniger Lehm. Im Vergleich zum Oberboden Lüthorst ist der Tongehalt, wie in Abbildung 6.2.1-3 gezeigt, mit rund 38 % nur geringfügig höher, dieser minimale Unterschied wurde aufgrund des optischen Eindrucks der Böden so nicht erwartet. Weiter zeigt Abbildung 6.2.1-3 einen Schluffanteil von 44 % sowie einen Sandanteil von ca. 18 %.

6.2.2 Kraftwerksrückstände

Die im Rahmen dieser Arbeit verwendeten Kraftwerksrückstände stammen aus Kohlekraftwerken. Für 2002 wird angegeben, dass allein 9 Mio. Mg Ersatzbaustoffe aus Kohlekraftwerken in Deutschland eingesetzt wurden. Hauptsächlich handelt es sich hierbei um Verbrennungsprodukte, wie Granulate, Flugaschen und Kesselsande. Weitere Nebenprodukte entstehen bei der Rauchgasentschwefelung. Die Rückstände aus Kraftwerken werden heute aufgrund ihrer spezifischen Eigenschaften in zahlreichen Bereichen der Industrie, des Baugewerbes, des Landschaftsbaus und sogar als Dünger eingesetzt (BVK 2003a).

In Mitteleuropa ist die Mehrzahl der Kohlekraftwerke mit einer Rauchgasentschwefelung nach dem Kalkwaschverfahren ausgerüstet, wobei als Reststoff Rauchgas-Entschwefelungs-Anlagen-Gips, kurz REA-Gips, entsteht. In Deutschland trifft dies für 2003 auf 90 % der Kohlekraftwerke zu. 2004 fielen 7,67 Mio. Mg REA-Gips aus Kohlekraftwerken an (VGB 2005). An zweiter Stelle stehen Anlagen mit einer Rauchgasentschwefelung nach dem Sprüh-Absorptionsverfahren (SAV), bei dem als Reststoff ein Mischprodukt anfällt, das üblicherweise als SAV-Stabilisat bezeichnet wird. In 8 % aller deutschen Verbrennungskraftwerke wird das Sprüh-Absorptionsverfahren verwendet. Die Wirbelschichtfeuerung ohne separate Rauchgasentschwefelung hingegen stellt ein in Deutschland sehr selten angewandtes Verfahren dar.

Auf der Deponie Lüthorst werden vorwiegend SAV-Stabilisate und Wirbelschichtfeuerungsgaschen (WFSA) eingebaut. Die Kraftwerksnebenprodukte werden in Silofahrzeugen angeliefert und pneumatisch in die Siloanlage der Deponie Lüthorst entleert. Anschließend werden die verschiedenen Kraftwerksrückstände miteinander vermischt und ca. 20 bis 30 % Wasser aus dem Kontaktteich der Deponie zugesetzt. Das angefeuchtete Material wird über einen Muldengurtförderer in den Deponiebereich verbracht. Für die durchgeführten Untersuchungen wurde dieses Material verwendet, welches nachfolgend als Stabilisat oder Stabilisat Lüthorst bezeichnet wird. Hauptsächlich wurden zum Zeitpunkt der Versuchsanlage das Stabilisat 1 und die WFSA angeliefert, die im Folgenden charakterisiert werden.

Stabilisate

Bei den auf der Deponie Lüthorst eingebauten Stabilisaten handelt es sich um SAV-Stabilisat. Dies ist eine Mischung aus Flugasche, nichtreagiertem Absorbens und einem Rauchgasentschwefelungsprodukt. Dieses SAV-Produkt fiel Anfang der 90er Jahre in Westdeutschland mit ca. 400.000 Mg im Jahr an (PETERS UND V. BERG 1992), wovon ca. 130.000 Mg in Niedersachsen produziert wurden und allein 60.000 Mg pro Jahr in Hannover entstanden (DEMMICH 1990). Für 2002 gibt der BVK (2003b) die Herstellung von 380.000 Mg SAV-Produkten an.

Beim Sprüh-Absorptionsverfahren wird Schwefeldioxid an feuchten Kalkpartikeln absorbiert. Daher wird das Verfahren auch als quasi-, semi- oder halbtrockenes bezeichnet. In einem Sprühabsorber wird Kalkmilchsuspension fein zerstäubt und mit dem etwa 130 bis 150 °C heißen Rauchgas in Berührung gebracht. Der Wasseranteil der Suspension verdampft und die Rauchgasinhaltsstoffe reagieren mit dem eingesprühten Kalk. Es entsteht ein trockenes, feinkörniges Endprodukt, das SAV-Stabilisat. Durch verschiedene Absorbentien, Kohlequalitäten und Verfahrenstechniken können die Eigenschaften des SAV-Stabilisats schwanken (GKH 2007).

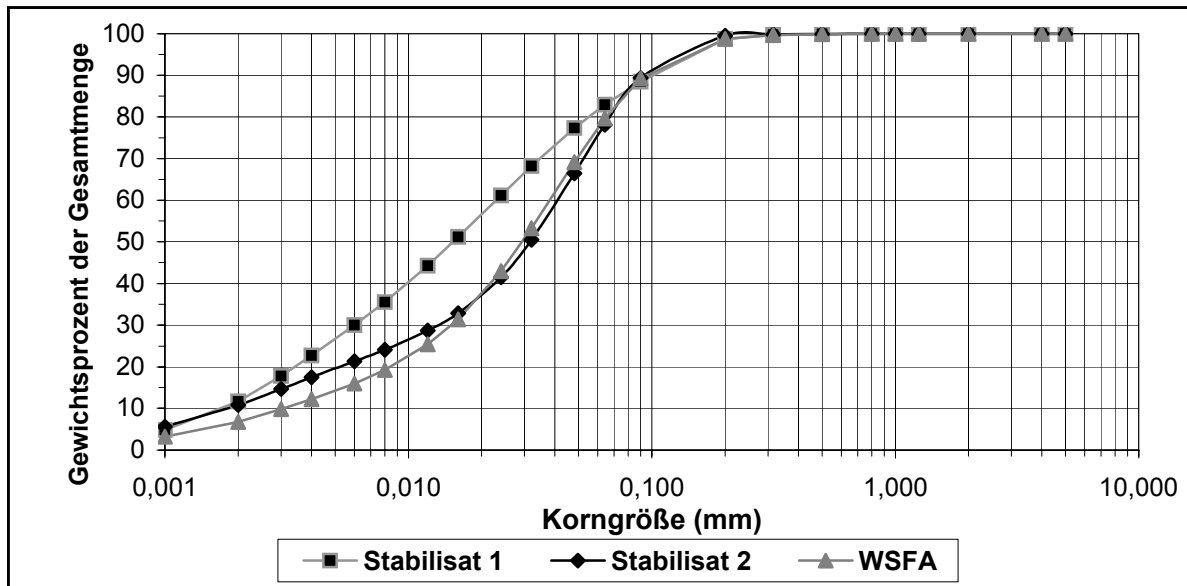
Die chemischen Hauptkomponenten der auf der Deponie Lüthorst angelieferten Stabilisate werden nach ihrem Massenanteil in abnehmender Reihenfolge mit Siliziumoxid, Aluminium-, Calciumoxid, Schwefel, Eisen-, Kalium- und Magnesiumoxid sowie weiteren Bestandteilen

angegeben. Die Gehalte hängen wesentlich von der Qualität der verbrannten Kohle und der Verfahrenstechnik des jeweiligen Kraftwerks ab. Stabilisate haben einen Flugascheanteil von 30 bis 70 Prozent und sind von der Körnung her als Schluffe anzusprechen. Die in den Stabilisaten enthaltenen Aschen bestehen hauptsächlich aus Silicium-, Aluminium- und Eisenoxiden und weisen einen erheblichen Anteil an glasigen Bestandteilen auf, die unter Zugabe von Kalk und Wasser zu puzzolanischen Reaktionen führen. Sie härten aus und bilden stabile Mineralphasen (REIMANN UND DEMMICH 1991). Bei den Entschwefelungsprodukten handelt es sich um Calciumsulfid-Halbhydrate, Calciumsulfat-Halbhydrate und freiem Portlandit. Neben der Puzzolan-Reaktion durch die Flugaschen kommt es in Stabilisaten zu weiteren Abbindeprozessen, wie z.B. Hydratationsprozessen. Bei Anwesenheit von Aluminaten und Sulfaten erfolgt zusätzlich eine Ettringitbildung. Diese Mineralphasenneubildung zeichnet sich durch ein beträchtliches Schadstoffeinbindungspotenzial aus (DEMMICH 1993; BAMBAUER 1988a und b). Im Gemisch mit Böden können insbesondere die Stabilisate einen wesentlichen Beitrag zur Erhöhung der nutzbaren Feldkapazität sowie zur Verbesserung der bodenmechanischen Eigenschaften leisten (SCHEER 2001; PODLACHA 1999).

Wirbelschichtfeuerungsasche (WSFA)

Neben den Stabilisaten werden auch Wirbelschichtfeuerungsaschen auf der Deponie Lüthorst eingebaut. Wirbelschichtaschen sind ein Gemenge von Verbrennungsrückständen aus den verfeuerten Kohlen mit dem Entschwefelungsprodukt CaSO_4 sowie dem nichtreagiertem Absorbens (CaO). Aus Kohle, Klärschlamm, Papier und Holzverbrennung entstehen jährlich 700.000 Mg WSFA (BVK 2003c).

Die in Lüthorst angelieferte Wirbelschichtfeuerungsasche besteht aus den chemischen Hauptkomponenten: Silicium-, Aluminium-, Calcium- und Eisenoxid und Schwefel. Der organische Kohlenstoffgehalt ist sehr hoch. Weitere Bestandteile in geringen Massenanteilen sind unter anderen Kalium- und Magnesiumoxid. Bei der Wirbelschichtfeuerung wird Feinkohle mit Kalkstein vermischt und in einen Kessel eingeblasen. Die von unten eingeblasene Luft verwirbelt das Gemisch und ermöglicht eine Verbrennung mit deutlich niedrigeren Temperaturen als bei herkömmlichen Kraftwerken, was eine Verringerung der Stickoxide zur Folge hat. Der beigemischte Kalkstein verbindet sich mit dem Schwefel und bleibt in der Asche zurück. Der Vorteil dieser Feuerung liegt neben den niedrigeren Emissionen an Stickoxiden in der einfachen Reduzierung von Schwefel (VWK 2007). Daneben können auch energieärmere, ballastreichere Importkohlen aufgrund der niedrigeren Temperaturen und der besseren Verbrennungseigenschaften verwandt werden (GRATHWOHL 1993; MARTIN 1990; SIMON 1990). Aufgrund der niedrigen Verbrennungstemperatur sowie des Entschwefelungsvorganges entsteht ein in mineralogischer Hinsicht neues Material. Die fehlenden Sinter- und Aufschmelzungsvorgänge erzeugen ein zum großen Teil feinkörniges Material mit hoher Oberfläche. Die Wirbelschichtasche hat ähnliche puzzolanische Eigenschaften wie das SAV-Stabilisat.



	Ton %	Schluff %	Sand %	Pseudo-Bodenart	
Stabilisat 1	10,79	67,31	21,90	Ut2	schwach-toniger Schluff
Stabilisat 2	11,66	71,25	17,09	Ut2	schwach-toniger Schluff
WSFA	6,75	72,89	20,36	Us	sandiger Schluff

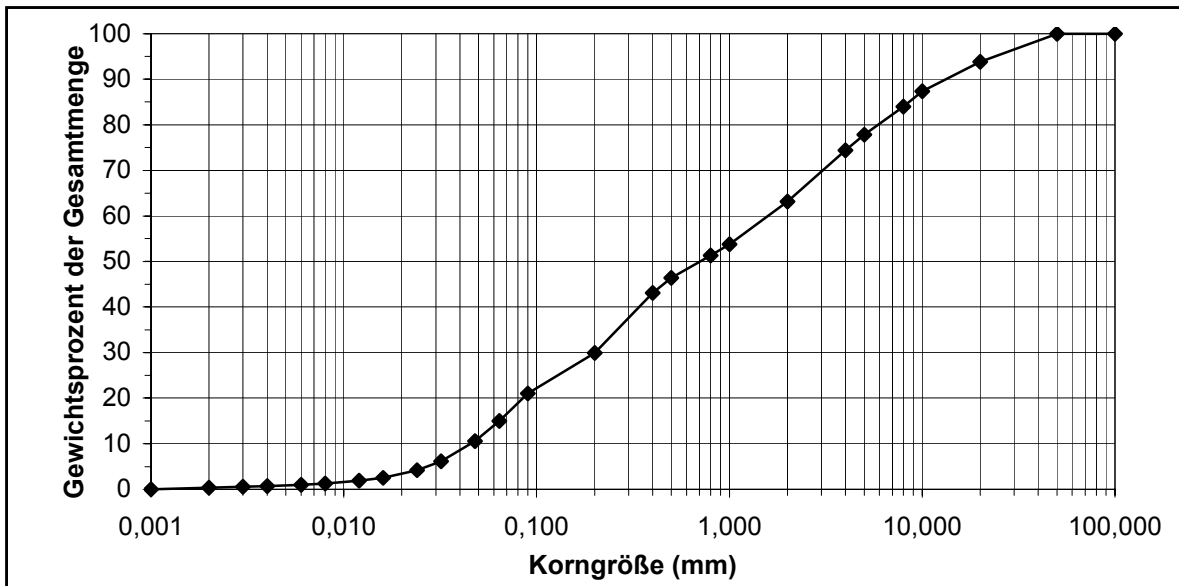
Abb. 6.2.2-1: Körnungslinien und Darstellung der Pseudo-Bodenarten der Rückstände aus der Rauchgasentschwefelung.

Die Abbildung der Korngrößenverteilung der auf der Deponie Lüthorst mengenmäßig am häufigsten eingebauten Kraftwerksnebenprodukte (Stabilisat 1 und 2 sowie Wirbelschichtasche) zeigen, dass der Hauptbestandteil mit rund 70 % als Schluff eingestuft wird. Aufgrund des geringeren Tonanteils von unter 7 % wird die Wirbelschichtfeuerungsasche als sandiger Schluff eingestuft, die beiden Stabilisate als schwach-toniger Schluff.

Kesselsand

Das Kraftwerksnebenprodukt Kesselsand wird nicht auf der Deponie Lüthorst abgelagert, dient aber aufgrund der grobkörnigen Struktur der Optimierung der im Rahmen der Untersuchung eingesetzten Boden-Reststoff-Gemische. Die Hauptkomponenten der Kesselsande sind Siliziumoxid mit etwa 56 %, Aluminiumoxid mit rund 21 % und Eisenoxid mit 8 % sowie weitere Komponenten. Kesselsand entsteht aus den Begleitstoffen der Kohle durch Versinterung im Feuerungsraum und wird nass abgezogen. In 2002 wurden ca. 500.000 Mg als Baustoff verwertet (BVK 2003d). Festzuhalten bleibt, dass die Zusammensetzung der Kraftwerksrückstände abhängig von den Kohlequalitäten und den verfahrenstechnischen Rahmenbedingungen gewissen Schwankungen unterliegen.

Abbildung 6.2.2-2 zeigt die Verteilung der Kornklassen des Kesselsandes. Der Feinboden macht mit rund 63 Gew.-% den Hauptanteil aus und würde ohne den Skelettanteil als schwach-schluffiger Sand (Su2) eingestuft werden. Aufgrund des Grusanteils von fast 37 Gew.-% wird der Kesselsand als stark Grus führender Lehmsand eingestuft.



	Ton %	Schluff %	Sand %	Grus %	Pseudo-Bodenart	
Kesselsand	0,33	14,65	48,24	36,79	zz3ls	Stark Grus führender Lehmsand

Abb. 6.2.2-2: Körnungslinie und Darstellung der Pseudo-Bodenart des Kesselsandes.

6.2.3 Makronährstoffgehalte der eingesetzten Materialien

Die in der Tabelle 6.2.3-1 dargestellten Nährelemente in Prozent der Trockensubstanz zeigen bezüglich des Stickstoffes für den humosen Oberboden Lüthorst die höchsten Werte. Beide Unterböden, Unterboden Lüthorst und Höxterraue, wie auch die technogenen Substrate weisen sehr geringe Stickstoffgehalte auf. Beim Phosphor ist der Gehalt im Stabilisat am höchsten, relativ niedrig ist der Gehalt im Höxterboden. Kalium als leicht auswaschbarer Nährstoff ist in den beiden Böden Lüthorst und dem Stabilisat am stärksten vertreten. Im Unterboden Lüthorst sind weiterhin hohe Gehalte an Magnesium, Calcium und Sulfat zu verzeichnen. Ebenfalls hohe Calcium- und Chloridgehalte sind in den Stabilisaten vorhanden. Von einer Gefahr durch erhöhte Nährstoffbelastungen des Grundwassers aus den eingesetzten Materialien kann aber aufgrund der dargestellten Gehalte nicht geschlossen werden.

Tab. 6.2.3-1: Makronährelemente in den zur Verfügung stehenden Materialien.

Parameter in % (in der TS)	Stabilisat Lüthorst	Kesselsand	Oberboden Lüthorst	Unterboden Lüthorst	Unterboden Höxterraue
Stickstoff	0,04	0,02	0,23	0,04	0,02
Phosphor	0,15	0,06	0,08	0,06	0,03
Kalium	0,27	0,03	0,36	0,29	0,15
Magnesium	0,58	0,12	0,76	2,36	0,27
Calcium	14,31	0,38	0,17	5,07	0,13
Sulfat	0,49	0,32	0,09	1,44	0,07
Chlorid	1,38	0,01	0,01	0,02	0,01

6.2.4 Zusammenfassende Betrachtung der Materialien

Die in den voran gegangenen Unterpunkten beschriebenen Böden und Kraftwerksrückstände werden hinsichtlich ihrer stofflichen Eignung und im Vergleich zu den Anforderungen der Deponieverordnung (2002) beurteilt. Dabei werden die Ergebnisse der Ausgangsanalytik der für den Versuch tatsächlich verwendeten Materialien betrachtet. Tabelle 6.2.4-1 gibt hierzu die Feststoffgehalte in den Ausgangssubstraten wieder. Da aufgrund des Verbrennungsprozesses sowohl die Stabilisate als auch der Kesselsand keine organischen Schadstoffe enthalten und für die Böden von keiner derartigen Verunreinigung auszugehen ist, werden diese nicht betrachtet. Weiterhin wurden für die Boden-Materialien keine Schwermetallgehalte im Feststoff bestimmt. Hier wurde den Eluatuntersuchungen eine höhere Aussagekraft beigemessen.

Tab. 6.2.4-1: Feststoffgehalte der eingesetzten Materialien bei Versuchsbeginn.

Parameter		Oberboden Lüthorst	Unterboden Lüthorst	Unterboden Höxterau	Stabilisat Lüthorst	Kesselsand
pH-Wert		6,4	7,8	6,2	10,9	9,3
Leitfähigkeit	µS/cm	285	2.290	223	5.710	695
Kalium	mg/kg TS	3.561	2.017	1.199	2.695	252
Magnesium	mg/kg TS	7.650	19.557	4.838	5.839	1.239
Calcium	mg/kg TS	1.712	64.320	1.073	14.313	3.808
Chlorid	mg/kg TS	50	47	52	13.758	116
Sulfat	mg/kg TS	881	13.935	807	4.928	3.226

Zur Verdeutlichung der hohen Mineraliengehalte der eingesetzten Böden aus dem ehemaligen Gipstagebau Lüthorst sind diese zum Vergleich mit den Kraftwerksrückständen und dem Höxterboden in der Tabelle 6.2.4-1 dargestellt. Interessant ist, dass bei einem Vergleich des Unterbodens Lüthorst mit dem Stabilisat deutlich wird, dass die elektrische Leitfähigkeit größtenteils durch den Chloridgehalt im Material beeinflusst wird. Dies zeigt sich daran, dass trotz der enorm hohen Gehalte an Calcium, Magnesium und Sulfat im Unterboden, die Leitfähigkeit im Stabilisat deutlich höher ist.

Die nachfolgend dargestellte Tabelle 6.2.4-2 zeigt die Ergebnisse des Eluattests mit dem Wasser-/Feststoffverhältnis von 10/1. Der Unterboden Lüthorst überschreitet den Grenzwert für die elektrische Leitfähigkeit um mehr als das 4-fache, die Stabilisate sogar um das 11-fache. Die Leitfähigkeit wird im Fall des Unterbodens sicherlich durch den hohen Sulfatgehalt beeinflusst. Die Leitfähigkeit des Stabilisats ist bedingt durch den hohen Chloridwert und überschreitet den vorgegebenen Grenzwert um ein Vielfaches. Interessant ist aber, dass der Sulfatgehalt im Eluat Unterboden Lüthorst den des Stabilisats um das 6-fache übersteigt, beide überschreiten den Grenzwert. Der Unterboden Höxterau überschreitet den Grenzwert für Zink im Eluat um das 3,5-fache. Der eingesetzte Kesselsand hat nach der Einzelanalyse einen erhöhten Gesamtchromgehalt. Die pH-Wert Überschreitung ist aufgrund des Standortes der Deponie im ehemaligen Gipstagebau Lüthorst aber nicht von Bedeutung.

Tab. 6.2.4-2: Ergebnisse der Analyse der Ausgangsmaterialien nach DIN 38414-4 (10/1-Elution).

Parameter		Oberboden Lüthorst	Unterboden Lüthorst	Unterboden Höxterau	Stabilisat Lüthorst	Kessel- sand	DepV Anh. 5
pH-Wert		6,8	6,5	6,6	8,8	10,4	6,5 - 9
Leitfähigkeit	µS/cm	170	2.200	40	5.800	502	500
Chlorid	mg/l	2	2	2	1.700	16	10
Sulfat	mg/l	16	1.600	8	260	89	50
Arsen	mg/l	<0,005	<0,005	0,015	0,01	0,024	0,01
Blei	mg/l	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,01	0,04
Cadmium	mg/l	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002	0,002
Chrom(ges)	mg/l	<0,005	<0,005	0,015	0,14	<0,01	0,03
Kupfer	mg/l	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,01	0,05
Nickel	mg/l	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,02	0,05
Quecksilber	mg/l	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002	0,0002
Zink	mg/l	0,07	<0,005	0,35	<0,005	<0,02	0,1

Nach einer ersten Einschätzung der Materialien und aufgrund der Hintergrundbelastung des Untersuchungsstandortes sollte keiner der Kraftwerksrückstände oder Böden von einer Verwendung im Rahmen der Untersuchung ausgeschlossen werden. Auch die einzelnen Überschreitungen der Schwermetallgehalte der Rückstände können dies nicht ausreichend begründen, da es sich lediglich um Stichproben handelt. Darüber hinaus sind gewisse Spannbreiten durch unterschiedliche Flugaschenanteile im SAV-Stabilisat bekannt (GROTHER 2000).

6.2.5 Weitere eingesetzte Materialien

Saatgut

Die eingesetzte Ansaatmischung bestand aus Gräsern für den extensiven Landschaftsbau (Tabelle 6.2.5-2). Das Saatgut stammte von der Deutschen Saatveredelung Lippstadt-Bremen GmbH (DSV Lippstadt). Das Deutsche Weidelgras (*Lolium perenne*) hatte sich bei zahlreichen Untersuchungen im Rahmen von Begrünungen als Ammengras bewährt. Wiesenrispe und vor allem der Rotschwingel (*Festuca rubra*) als typisches Untergras sollen in den Folgejahren als Hauptbestandbildner eines extensiven pflegearmen Bestandes fungieren. Die Aussaatstärke betrug umgerechnet 30 g/m², um sehr schnell eine geschlossene Vegetationsdecke zu erreichen.

Tab. 6.2.5-1: Im Rahmen der Untersuchung verwendete Ansaatmischung (Saatgut der DSV GmbH, Lippstadt).

Grasart	Sorte	Anteil in Gew.-%
Deutsches Weidelgras – <i>Lolium perenne</i>	Juwel	50 %
Wiesenrispe – <i>Poa pratensis</i>	Compact	20 %
Rotschwingel – <i>Festuca rubra</i>	Liprosa	20 %
Rotschwingel – <i>Festuca rubra</i>	Lifalla	10 %

Pflanzgut

Bei der Anpflanzung der Gehölze wurde forstliche Pflanzware eingesetzt. Tabelle 6.2.5-2 gibt einen Überblick über die verwendeten Arten und deren Wuchshöhen bei Pflanzung. Die Herkunft war mit „Westdeutschem Bergland“ angegeben. Die Gehölze bei der Erstanpflanzung waren bis auf die Weiden unverschult. Speziell bei der Eiche und der Schwarzkiefer sollten die Pfahlwurzeln unversehrt sein. Aufgrund des Höhenwachstums im ersten Jahr wurde für die Nachpflanzung 2-jährig verschulte Ware genutzt. Die Auswertung der Durchwurzelungstiefe und -intensität erfolgte folglich nur im Bereich der Gehölze der Erstanpflanzung.

Tab. 6.2.5-2: Verwendete Gehölze im Rahmen der Untersuchung und deren Wuchshöhe zum Zeitpunkt der Anpflanzung.

Baumart	Botanische Bezeichnung	Wuchshöhe Erstanpflanzung	Wuchshöhe Folgepflanzung
Stiel-Eiche	<i>Quercus robur</i>	50-80 cm	80-120 cm
Sand-Birke	<i>Betula pendula</i>	30-50 cm	80-120 cm
Sal-Weide	<i>Salix caprea</i>	30-50 cm	80-120 cm
Schwarz-Kiefer	<i>Pinus nigra austriaca</i>	Sämling 2-jährig	20-40 cm

Dünger

Mehrnährstoffdünger N-P-K (15-15-15) kam zum Einsatz. Die Gabe an Dünger orientierte sich immer an der Stickstoff-Zuführung, die bei zwei Düngungsterminen pro Jahr jeweils eine Gabe von umgerechnet 30 kg N/ha betrug. In 2007 wurde aufgrund der stabilen wüchsigen Vegetation und der dunkelgrünen Färbung der Gräser auf eine Düngung verzichtet.

7 Feldversuch

Im vorliegenden Kapitel werden der Versuchsaufbau und der Einbau der dauerhaft installierten Messvorrichtungen erörtert. Zunächst wird der Einsatz der in Kapitel 6 dargestellten Materialien im Rahmen der Untersuchung beschrieben. Anschließend werden die durch die unterschiedlichen Messvorrichtungen kontinuierlich ermittelten Ergebnisse und die durch Stichproben bzw. begleitende Labor- und Freilandhebungen gewonnenen Daten dargestellt, interpretiert und diskutiert. Des Weiteren erfolgt eine zusammenfassende Diskussion der wesentlichen Schlussfolgerungen und Erkenntnisse, die aus dem nun beschriebenen Untersuchungsaufbau bzw. -programm gewonnen werden konnten.

7.1 Versuchsaufbau

Die Versuchsflächen wurden auf dem Westhang der Deponie Lüthorst (zur Lage der Deponie siehe Kapitel 5), auf der nach Wangelstedt ausgerichteten Flanke eingerichtet. Abbildung 7.1-1 zeigt den Blick auf die Deponie aus der Luft von Südosten, am oberen linken Bildrand ist die Ortschaft Wangelstedt zu erkennen.

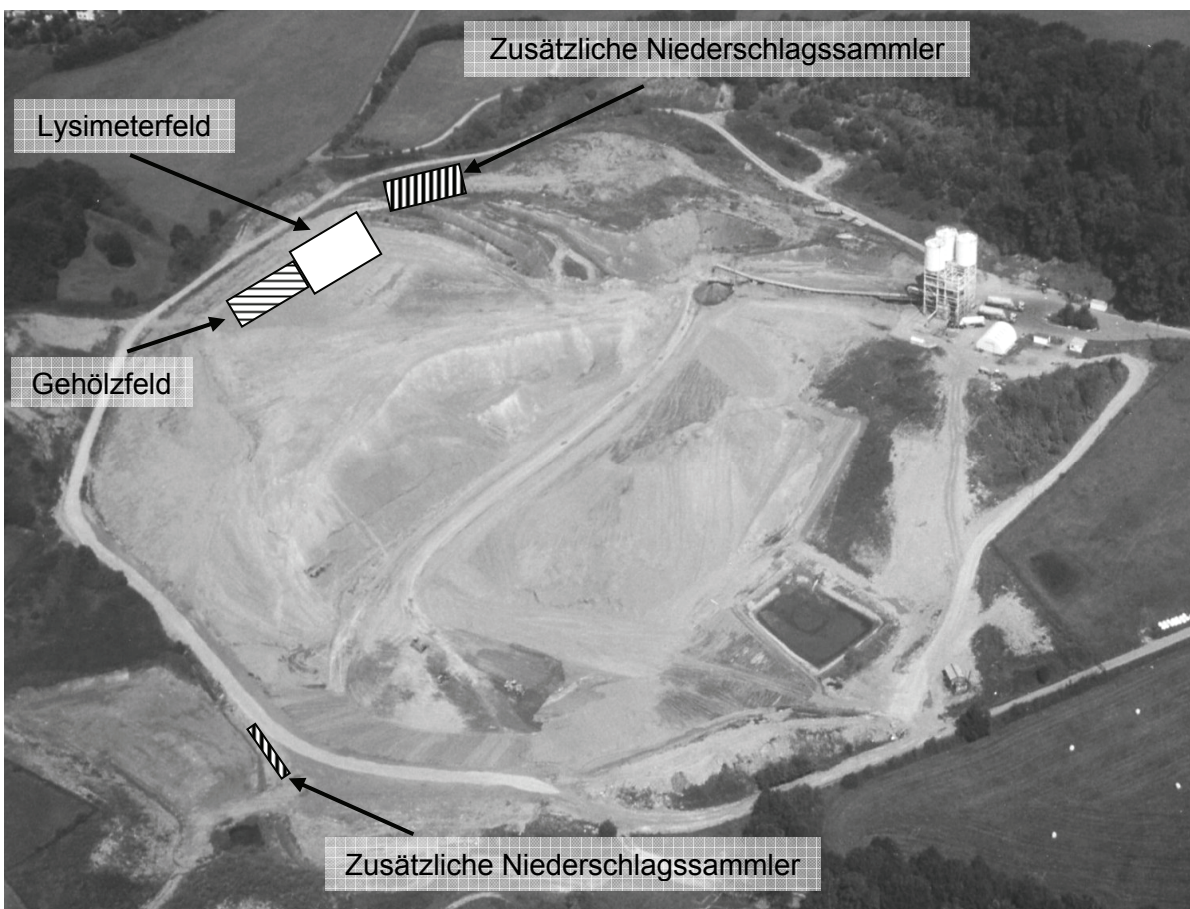


Abb. 7.1-1: Lage der Versuchsflächen auf der Deponie Lüthorst. (Luftbild von 2003).

Es entstanden ein Lysimeterfeld zur Untersuchung des Wasserhaushalts der eingesetzten Abdeckschichten und ein Gehölzfeld zur Untersuchung des Wachstums der Gehölze. Speziell das Wurzelwachstum sollte in Abhängigkeit der unterschiedlichen Substrate betrachtet werden. Neben den geländeklimatologischen Messgeräten auf den Versuchsfeldern erfolgte die Einrichtung eines zusätzlichen Messfeldes zur Erfassung des Niederschlags auf dem Nordwesthang der Deponie. Ab 2006 fand die Erfassung des Niederschlags auch im Süden der Deponie statt.

Anfang Oktober 2004 begann der Aufbau der Versuchsfelder auf der Deponie Lüthorst. Zunächst wurden für die Untersuchung geeignete Flächen ausgewählt und ausgemessen sowie ein Planum aus Kraftwerksrückstand hergestellt. Anschließend erfolgte der Aufbau der sechs freidränenden Auslauflysimeter in Anlehnung an DVWK (1980) (Abbildung 7.1-2).



Abb. 7.1-2: Links: Lysimeter aufgestellt auf dem Planum aus gewalztem Stabilisat. Rechts: Anschluss der Rohre zur Erfassung des Sickerwassers.

Wie im rechten Teil der Abbildung 7.1-2 dargestellt, wurden die Sickerwässer bzw. Perkolate über Rohre abgeführt. Die Rohre mündeten am Unterhang in Fässer, die in 14-tägigem Rhythmus entleert und gesäubert wurden. Die Bestimmung der Probenmengen erfolgte durch Auslitern der Sickerwässer oder Auswiegen der Fässer. Zum Schutz vor dem Einfrieren der Rohre fand eine Überdeckung mit Boden statt.

Wie in nachfolgender Abbildung 7.1-3 dargestellt, besitzen die Lysimeter eine Höhe von 3 m und einen Durchmesser von 1,6 m. Auf dem Lysimeterboden entstand eine 0,4 m mächtige kornabgestufte Drainageschicht aus Quarzkies. Die unterste Schicht bestand aus der Korngröße 5,6 bis 8,0 mm, die darauf folgenden aus 3,15 bis 5,6 mm sowie 2,0 bis 3,15 mm und 1,0 bis 1,6 mm. Die Höhe der untersuchten Rekultivierungsschichten betrug somit für alle Varianten 2,6 m. Für das einzufüllende Abdeckmaterial ergab sich ein Volumen von 5,2 m³ pro Lysimeter. Die Quarzkiesdrainage ist nach dem Einbau in die Lysimeter gründlich mit Brunnenwasser gespült worden, um anhaftende Verunreinigungen zu entfernen. Alle Lysimeter verfügen über einen ca. 3 %igen Steigungsablauf.

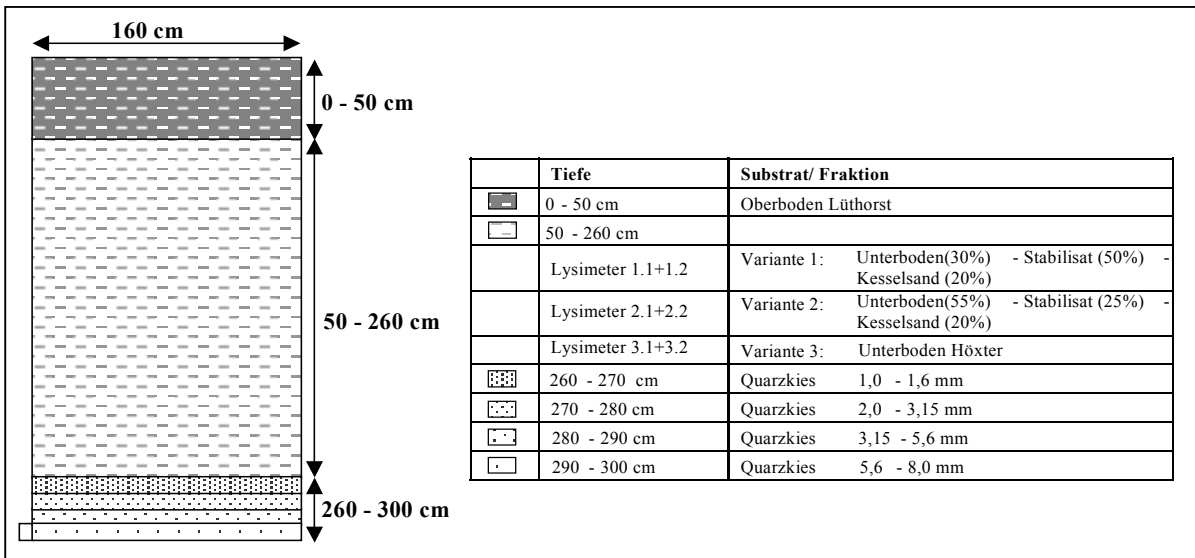


Abb. 7.1-3: Querschnitt und Aufbau der Lysimeter.

Die Kiesdränage war versuchstechnisch erforderlich und sollte einen Wasserstau am Lysimeterboden verhindern. Bei einer späteren großtechnischen Umsetzung wäre dies allerdings nicht erforderlich. Für die Befüllung der Lysimeter entstanden mit einer Hochleistungsfräse Gemische aus Stabilisat Lüthorst, Kesselsand und dem Unterboden Lüthorst, der über dem Zechstein lag und zu Beginn des Gipstagebaues in Lüthorst abgeschoben worden war. Die Vergleichsvariante bestand aus dem Unterboden Höxter. Alle Varianten wurden mit einer 0,5 m mächtigen Schicht Oberboden Lüthorst, der ebenfalls zu Beginn des Gipstagebaues abgeschoben und aufgehaldet worden war, abgedeckt (siehe auch Kapitel 6.2).



Abb. 7.1-4: Herstellung der Gemische mittels Hochleistungsfräse und Befüllung der Lysimeter mit einem Bagger.

Abbildung 7.1-4 zeigt den Vorgang des Mischens der Materialien. Das sehr homogene Substratgemisch wurde, wie die rechte Seite der Abbildung veranschaulicht, ebenso wie der Höxterboden unverdichtet in die Lysimeter eingefüllt.

Die im Rahmen der vorliegenden Arbeit untersuchten Varianten waren demnach:

- **Variante 1** (Lysimeter 1.1 + 1.2): Unterboden Lüthorst (30 %) - Stabilisat Lüthorst (50 %) - Kesselsand (20 %)
- **Variante 2** (Lysimeter 2.1 + 2.2): Unterboden Lüthorst (55 %) - Stabilisat Lüthorst (25 %) - Kesselsand (20 %)
- **Variante 3** (Lysimeter 3.1 + 3.2): Unterboden Höxterraue

Alle Varianten bestanden in den obersten 0,5 m aus dem Oberboden Lüthorst.



Abb. 7.1-5: Herstellung des Lysimeterumfeldes und des Gehölzfeldes.

Parallel zu den in Abbildungen 7.1-2 und 3 dargestellten Lysimetern erfolgte der Aufbau des Lysimeterumfeldes und des Gehölzfeldes (Abbildung 7.1-5). Das Lysimeterfeld ist 3 m mächtig mit den Abmessungen 10 × 30 m und das Gehölzfeld weist eine Mächtigkeit von 2 m mit den Abmessungen 8 × 30 m auf. Somit ergeben sich zuzüglich der Flanken etwa 1.000 m³ für das Lysimeterumfeld und 500 m³ Gemische und Boden für das Gehölzfeld, die gefräst und aufgebracht wurden. Einen Überblick über das Lysimeterfeld gibt Abbildung 7.1-6. Lysimeter 1.1 liegt im Norden der Versuchsfläche und Lysimeter 3.2 im Süden. Die Variante 1 (Lysimeter 1.1 + 1.2) enthält 50 % Stabilisat und 20 % Kesselsand, Variante 2 (Lysimeter 2.1 + 2.2) enthält 25 % Stabilisat und 20 % Kesselsand. Die Variante 3 (Lysimeter 3.1 + 3.2) enthält den Boden aus der Höxterraue.

Der eigentliche Zweck des Lysimeterumfeldes lag darin begründet, den „Insel“- oder auch „Oaseneffekt“ durch Aufstellen der Lysimeter in der Landschaft auszuschließen oder zumindest erheblich zu minimieren. Ähnlich dem Windfehler bei der Niederschlagsmessung (siehe Kapitel 6.1.6.1) führt ein Aufstellen der Lysimeter ohne Umfeld zu erheblichen Messfehlern. Daher wurde das Umfeld möglichst groß gewählt und ebenso wie die Lysimeter bepflanzt und eingesät.

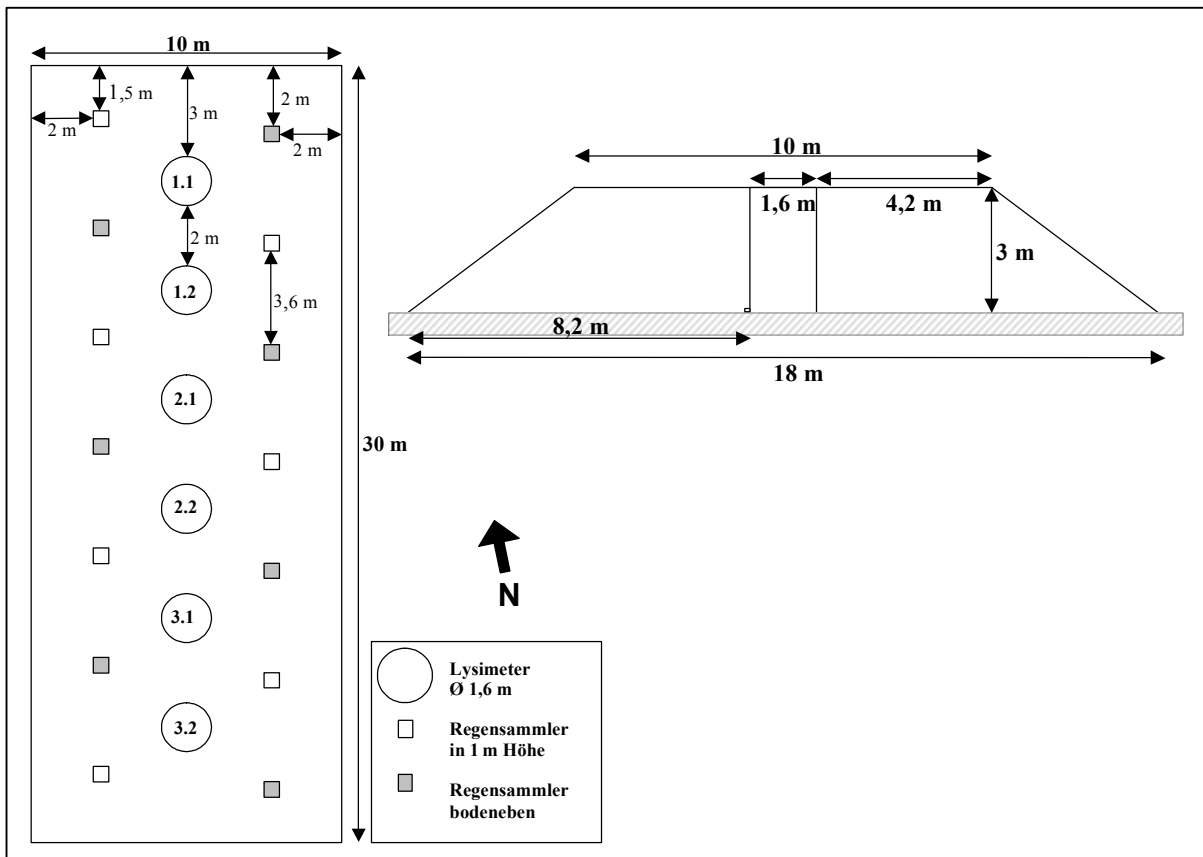


Abb. 7.1-6: Aufsicht Lysimeterfeld (ohne Böschung) und Querschnitt.

In Abbildung 7.1-6 sind ebenfalls die Niederschlagssammler in Anlehnung an den Typ „Hann. Münden“ (DVWK 1982) in 1 m Höhe und bodeneben (DVWK 1980) dargestellt. Die Anordnung erfolgte nach Messhöhe im Wechsel und seitlich versetzt, um Windfehler durch kleinräumige Verwirbelungen zu minimieren. Dazu wurden auch sieben Wiederholungen der jeweiligen Messmethode aufgebaut. Sieben weitere Niederschlagssammler bodeneben mit 200 cm² Auffangfläche wurden auf dem Gehölzfeld installiert.

Abbildung 7.1-7 zeigt den Aufbau des Gehölzfeldes. Es wurden dieselben Varianten wie in den Lysimetern aufgebracht, allerdings nur mit einer Höhe von 2 m. Der Oberboden Lüthorst stellte wie in den Lysimetern die oberste Bodenschicht von 0,5 m dar. Der Einbau der Materialien des Gehölzfeldes erfolgte wie in den Lysimetern unverdichtet. Das Gehölzfeld diente der Untersuchung des Wachstums verschiedener Gehölze, des Wurzelwachstums der Gehölze und der krautigen Vegetation sowie den bodenphysikalischen bzw. -chemischen Analysen. Untersuchungen dieser Art in den Lysimetern selbst hätten zu Störungen und damit zu Wasserwegbarkeiten geführt.

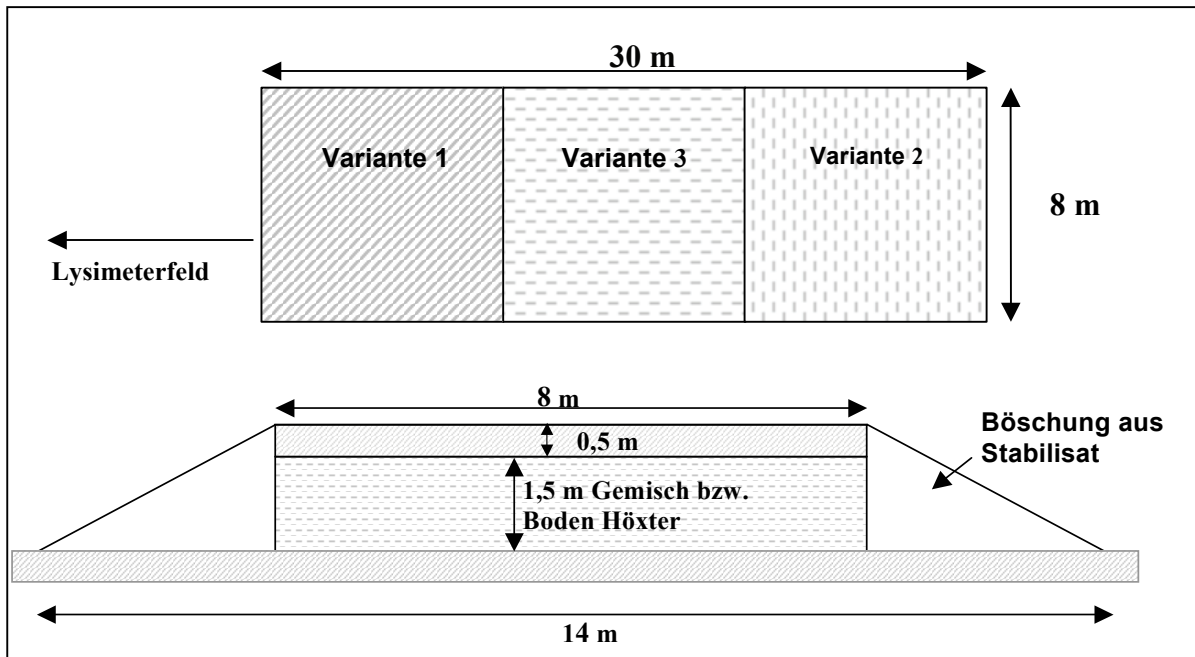


Abb. 7.1-7: Aufsicht Gehölzfeld (ohne Böschung) und Querschnitt.

Die Fertigstellung und die Einsaat der Versuchsflächen erfolgte Ende Oktober 2004. Im Dezember 2004 wurden die Niederschlagsschreiber nach Hellman und die Wetterhütte nach Wild (Hygro-Thermograph) aufgebaut und im Januar 2005 in Betrieb genommen, ebenso die Fernthermographen zur Ermittlung der Bodentemperatur. Der für den Winterbetrieb beheizbare Niederschlagsschreiber befand sich in der Nähe des Mischsilos der Deponie, da eine Stromversorgung notwendig war. Ein weiterer Niederschlagsschreiber, aber unbeheizt, wurde in der Nähe der Wetterhütte installiert.

Nennenswerte Setzungen von weniger als 5 cm waren bis zum Frühjahr 2005 nur bei Variante 3 (Lysimeter 3.1+3.2) zu verzeichnen und wurden durch Auffüllen mit Oberboden Lüthorst ausgeglichen. Im März 2005 fand die Aufsättigung der Lysimeter mit Brunnenwasser und nach der Bildung des ersten Sickerwassers die Abdeckung mit Folien statt. Nach 14 Tagen wurde die Abdeckung entfernt und die ab diesem Zeitpunkt auftretenden Sickerwässer erfasst und untersucht. Eine Einebnung und eine weitere Einsaat der Lysimeterfeldoberfläche fand Ende März 2005 statt, da das meiste Saatgut im Herbst 2004 nicht mehr aufgelaufen war. 300 Salweiden und 150 Stieleichen wurden auf dem Lysimeterfeld gepflanzt. Parallel dazu erfolgten die Einsaat des Gehölzfeldes sowie die Bepflanzung mit jeweils 64 Stieleichen, Salweiden, Sandbirken und Schwarzkiefern. Zusätzlich sind zum Windschutz auf den Flanken beider Versuchsfelder noch ca. 100 Bäume, hauptsächlich Salweiden und Sandbirken, gepflanzt worden. Ebenfalls Ende März 2005 fand die Installation der 35 Niederschlagssammler in 1 m Höhe und der 14 Sammler bodeneben, sowohl auf den Versuchsfeldern als auch auf dem Westhang der Deponie statt.

Anfang April 2005 erfolgte der Aufbau von 12 Windwegmessern. Zwei Windwegmesser (W1+W2) befanden sich an der Wetterhütte, einer in 3 m Höhe und einer in 0,5 m Höhe.

Weitere 10 Windwegmesser wurden in 0,5 m Höhe auf dem Lysimeterfeld installiert, jeweils zwei am östlichen (W3+W4) und am westlichen (W11+W12) Hangfuß sowie an der östlichen (W5+W6) und westlichen (W9+W10) Oberkante des Lysimeterfeldes. Zwei Windwegmesser (W7+W8) waren in der Mitte des Feldes eingebaut worden.

Im April 2006 wurden zur Untersuchung der Bodenwasserspannung 45 Tensiometer verschiedener Länge im Gehölzfeld eingebaut. Pro Variante erfolgte der Einbau von 15 Tensiometern in den Tiefen 40, 80, 120, 160 und 190 cm mit 3-facher Wiederholung. Mit dem Bohrstock und Verlängerung wurden die Löcher gebohrt, anschließend die Tensiometer mit dem gewonnenen Material eingeschlämmt und fehlendes Volumen durch Quarzsand ersetzt. Nachfolgende Abbildung zeigt ein Tensiometer nach dem Einbau, wobei das rechte Teilbild die poröse Keramik zeigt, die in der jeweiligen Tiefe mit dem Boden in Kontakt steht.



Abb. 7.1-8: Im April 2006 eingebautes Tensiometer.

Zum Verhindern des Wassereintritts direkt am Übergang vom Plexiglasrohr zum Boden waren Gummimanschetten verwendet worden (siehe Abbildung 7.1-8). Auf diese Weise wurde vermieden, dass Niederschlagswasser direkt am Tensiometerschaft entlang läuft und in der Messtiefe den Wasserspannungswert verändert. Der Tensiometerschaft ragte jeweils 10 cm aus dem Boden und wurde durch ein Septum verschlossen. Zum Schutz gegen Umwelteinflüsse, wie z.B. Sonneneinstrahlung, war der Schaft mit einer Schutzhaube abgedeckt worden.

Die Flächen sind in 2005 und 2006 jeweils an zwei Terminen mit 30 kg N/ha NPK (15-15-15)-Dünger gedüngt worden. Notwendige Pflegemaßnahmen wurden nach Bedarf durchgeführt. So fand ein Freischneiden der Niederschlagssammler und Windwegmesser kontinuierlich statt. Die Gehölze und das Lysimeterfeld sind mit der Motorsense, die installierten Messgeräte und das Umfeld der Versuchsfelder mittels Balkenmäher im Spätsommer der Jahre 2005 und 2006 gemäht worden. In 2005 und 2006 fand aufgrund des Konkurrenzdruckes der Gräser ein häufiges Freischneiden der noch frisch angepflanzten

Gehölze statt. Ab Spätsommer 2006 konnte, mit Ausnahme der Schwarzkiefern, aufgrund der Wuchshöhenzunahme darauf verzichtet werden. Es erfolgte eine kontinuierliche Düngung und Nachsaat der Flanken und des Umfeldes der Versuchsfelder.

Die Datenerfassung der Sickerwässer, der Niederschläge mittels Eigenbauten und der Saugspannungen mit Tensiometern fand kontinuierlich im wöchentlichen, im Winter im 14-tägigen Rhythmus statt. Die Tensiometer wurden in der Frostperiode stillgelegt. Die Wetterstreifen der Niederschlagsschreiber, des Hygro-Thermographen und der Fernthermographen waren wöchentlich gewechselt worden.

7.2 Ergebnisse aus dem Feldversuch

Die im vorliegendem Kapitel beschriebenen Ergebnisse stammen, soweit nicht anders angegeben, aus der Untersuchungsperiode Januar 2005 bis September 2007. Neben den in Kapitel 6 beschriebenen eingesetzten Methoden und den Erläuterungen zum Versuchsaufbau sind für das allgemeine Verständnis der Zusammenhänge die in Kapitel 3 dargestellten fachlichen Grundlagen von wesentlicher Bedeutung. Daher werden zum einen die jeweiligen Teilergebnisse für sich bewertet, zum anderen erfolgt eine Beurteilung der Einzelergebnisse unter Einbeziehung der Grundlagen oder korrespondierender Erkenntnisse. In der Abschlussdiskussion werden die Teilergebnisse zu einem Gesamtergebnis zusammengefasst und beurteilt. Dabei werden sowohl Grundlagenkenntnisse als auch Ergebnisse anderer Studien zur Bewertung herangezogen.

7.2.1 Materialuntersuchungen

Die nun vorgestellten Materialuntersuchungen beziehen sich auf das Bodenmaterial bzw. die aus Boden und Kraftwerksnebenprodukten hergestellten Substrate sowie die Pflanzenproben. Bei den Feststoffgehalten der Ausgangsmaterialien wurde das Hauptaugenmerk auf die Makronährstoffe gelegt. Des Weiteren werden Ergebnisse verschiedener Eluatuntersuchungen dargestellt und bewertet. Dies dient der Einschätzung möglicher auftretender Belastungen in den Sickerwässern bzw. den Perkolaten und geschieht unter Beachtung der rechtlichen Vorgaben der Deponieverordnung (2002). Neben den drei Substrat-Varianten wurde der Oberboden Lüthorst untersucht und in die Betrachtung einbezogen. Dieses Vorgehen wird damit begründet, da der Oberboden mit einer Mächtigkeit von 0,5 m den oberen Bereich aller Varianten darstellte (siehe hierzu auch Kapitel 7.1).

7.2.1.1 Boden/Feststoffuntersuchungen

Tabelle 7.2.1.1-1 gibt das Ergebnis der Analyse der untersuchten Varianten und des Oberbodens Lüthorst wieder. Es wurden bei den Varianten, die in den Tiefen von 0,5 bis 2,6 m in den Lysimetern eingebaut sind, jeweils 5 Mischproben untersucht. Der Oberboden stellt nur eine Mischprobe dar. Daher sind für die Variante 1 (30 % Unterboden Lüthorst +

50 % Stabilisat + 20 % Kesselsand), die Variante 2 (55 % Unterboden Lüthorst + 25 % Stabilisat + 20 % Kesselsand) sowie für die Variante 3 (Höxterboden) die Mittelwerte und die Standardabweichungen (SD) angegeben. Im Folgenden werden die einzelnen Parameter vorgestellt und diskutiert.

Tab. 7.2.1.1-1: Ergebnisse der Feststoffanalyse der untersuchten Varianten und des Oberbodens Lüthorst.

Parameter	Oberboden Lüthorst	Variante 1		Variante 2		Variante 3	
		Mittelwert	SD	Mittelwert	SD	Mittelwert	SD
pH	6,4	10,7	0,1	10,5	0,1	6,8	0,2
ELF mS/cm	0,3	3,2	0,1	2,6	0,2	0,2	0,1
Konzentration in %							
Stickstoff	0,23	0,02	0,00	0,03	0,01	0,02	0,00
Phosphor	0,08	0,12	0,05	0,12	0,00	0,03	0,00
Kalium	0,36	0,31	0,12	0,30	0,03	0,15	0,02
Magnesium	0,76	1,34	0,20	2,06	0,15	0,27	0,02
Calcium	0,17	9,79	0,95	8,03	0,38	0,13	0,02
Chlorid	0,01	0,55	0,04	0,32	0,03	0,01	0,00
Sulfat	0,09	0,87	0,15	1,08	0,08	0,07	0,02

Der **pH-Wert** ist der messbare Ausdruck der Bodenreaktion (KUNTZE ET AL. 1994). Ein optimaler pH-Wert für den Boden ist schwer zu bestimmen. Er sollte auf jeden Fall so hoch liegen, dass keine toxisch wirkenden Konzentrationen von Aluminium (Al) oder Mangan (Mn) auftreten. Mit steigendem pH-Wert sind aber einige Mikronährstoffe nur schwer für die Pflanzen verfügbar. Die Konzentration von Phosphat (P) in der Bodenlösung nimmt ebenfalls mit pH-Werten > 6 deutlich ab. Generell nimmt die Löslichkeit mit steigendem pH-Wert ab und steigt erst wieder, bei Überschreitung des Löslichkeitsminimums, bei sehr hohen pH-Werten an. Da die H⁺-Konzentration und der Wasserhaushalt Effekte auf die Verfügbarkeit einer Reihe von Mineralstoffen haben, sollte auf trockenen Standorten ein nicht zu hoher pH-Wert angestrebt werden (OPITZ 1994). Dagegen regen aber steigende pH-Werte die Aktivität von Mikroorganismen an, die ihrerseits Huminstoffe abbauen und Stickstoff freisetzen. Für ackergenutzte Böden werden optimale pH-Werte bei einem Tongehalt > 13 % von pH 6,0 bis 6,5 angegeben (SCHEFFER UND SCHACHTSCHABEL 2002). Weiter geben die Autoren bei einem Tongehalt von 5 bis 12 % Werte zwischen pH 5,4 und 6,0 sowie bei einem Tongehalt < 5 % und < 4 % organischer Substanz Werte von pH 5,0 bis 5,5 an.

Mögliche Schäden, die nach FINCK (1969) durch extreme pH-Werte verursacht werden können, werden in Tabelle 7.2.1.1-2 zusammenfassend aufgeführt. Damit liegen die pH-Werte der Varianten mit Stabilisat (Variante 1+2) mit pH 10,7 und 10,5 in einem für Pflanzen toxischen Bereich. Eine Durchwurzelung der Substrate wäre demnach zumindest gehemmt. Da es aber unter humiden Klimabedingungen zu einer Auswaschung von Basen sowie dem Eintrag von Säuren über den Niederschlag und aus dem Oberboden kommt, sollten die pH-Werte der Substrate recht schnell auf ein für Pflanzen erträgliches Maß sinken.

Tab. 7.2.1.1-2: Schäden aufgrund extremer pH-Werte (FINCK 1969).

Art der Schäden	Säureschäden	Alkalischäden
Primärschäden	H ⁺ -Toxizität (< pH 3)	OH ⁻ -Toxizität (> pH 9)
Sekundärschäden: bei Mangel	Verarmung: Ca, Mg, K Festlegung: P, Mo	Festlegung: Fe, Mn, B, Zn, Cu, Co
Sekundärschäden: bei Überfluss	Al > Fe > Mn (abnehmende Toxizität)	eventuell starke Aufnahme von Mo, Al, etc.
Begleitschäden	Strukturzerfall	Strukturzerfall

Die pH-Werte der Variante 3 und des Oberbodens Lüthorst, der die ersten 0,5 m jeder Variante ausmacht, liegen mit einem pH-Wert über 6 nach SCHEFFER UND SCHACHTSCHABEL (2002) im optimalen Bereich. Allerdings könnten sich in den Varianten 1 und 2 trotzdem Probleme mit den erhöhten pH-Werten ergeben, da einzelne Nährelemente in den tieferen Schichten der Stabilisat-Varianten festgelegt werden und somit den Pflanzen nicht zur Verfügung stehen. Dies würde eine gewünschte tiefgründige Durchwurzelung der Varianten zusätzlich hemmen und damit auch die Wasserausschöpfung durch die Vegetation reduzieren.

Die **elektrische Leitfähigkeit** (ELF) eines Bodens ist ein Maß für den Grad der Versalzung. Sie ist ein Summenparameter für dissoziierte chemische Substanzen (Elektrolyte). Die elektrische Leitfähigkeit korreliert im Allgemeinen eng mit den „Salzen“ im Substrat. Um den Ertrag vieler Kulturen nicht stark zu vermindern, sollte die ELF unter dem Wert von 0,75 mS/cm liegen. Dieser Wert entspricht in etwa 0,05 % Salz (SCHEFFER UND SCHACHTSCHABEL 2002). Je mehr Salze vorhanden sind, desto mehr kann der elektrische Strom geleitet werden. Die Produktivität salzbeeinflusster oder alkalisierter Böden verschlechtert sich mit Zunahme des Salzgehaltes. BERNSTEIN (1970) stellt die Salztoleranz anhand der ELF verschiedener Kulturpflanzen bei einem Ertragsrückgang um 75 % des Normalertrages gegenüber. Einen Auszug daraus gibt Tabelle 7.2.1.1-3 wieder.

Tab. 7.2.1.1-3: Salztoleranz, ausgedrückt in ELF verschiedener Kulturpflanzen, bei der ein Ertragsrückgang von 75% des Normalertrages bewirkt wird.

Pflanzen	ELF in [mS/cm]
Gerste	15,8
Zuckerrüben	13,0
Weizen	10,0
Mais	6,2
Acker-Bohne	5,0
Phaseolus-Bohnen	2,5

Wie Tabelle 7.2.1.1-3 zeigt, hat Gerste eine sehr hohe Salztoleranz. Es kann aber innerhalb verschiedener Pflanzensorten unterschiedliche Salztoleranzen geben. Die Ausgangswerte der Stabilisat-Varianten liegen mit 2,6 bis 3,2 mS/cm nach WITHERS ET AL. (1978) in dem Bereich der hohen Versalzung. Der Höxterboden (Variante 3) und der Oberboden Lüthorst mit 0,2 und 0,3 mS/cm im Bereich der geringen bzw. mittleren Versalzung (siehe Tabelle 7.2.1.1-1). Da aber neben Chlorid-Ionen auch andere, wie z.B. Sulfat-Ionen, die elektrische

Leitfähigkeit beeinflussen können, kann nicht von einem das Pflanzenwachstum hemmenden Salzgehalt unterhalb des Oberbodens in den Stabilisat-Varianten ausgegangen werden.

Der **Stickstoff** (N) gehört zu den Hauptnährelementen der Pflanzen und ist ein wichtiger Baustein von Eiweiß, org. Basen, Enzymen und Vitaminen. Das N-Angebot bestimmt maßgeblich das Wachstum der Pflanzen und die biologische Aktivität und ist somit ertragsbestimmend. Der Stickstoffgehalt natürlicher Böden bewegt sich im Bereich von 0,02 bis zu 0,4 % (SCHEFFER UND SCHACHTSCHABEL 2002; SCHILLING 2000; SCHROEDER 1983; BAUMEISTER UND ERNST 1978). Nach BLUM (2007) sowie KUNTZE ET AL. (1994) liegen die Gehalte für Stickstoff in Böden meist zwischen 0,03 und 0,3 %. Inwieweit der Stickstoff den Pflanzen zur Verfügung steht, zeigen die Ergebnisse der Analyse der oberirdischen Biomasse (siehe hierzu Kapitel 7.2.4). Die Gehalte liegen für den Oberboden Lüthorst mit 0,23 % im normalen Bereich, für die Varianten 1 bis 3 im unteren. Da die Varianten den Bodenbereich von 0,5 bis 2,6 m Bodentiefe darstellen, ist für eine Versorgung der Vegetation zunächst einmal der Stickstoffgehalt des Oberbodens (bis 0,5 m) ausschlaggebend und erst bei einer stärkeren Durchwurzelung der Stickstoffgehalt der Varianten.

Phosphor (P) ist ein Baustein lebensnotwendiger Zellbestandteile. Als Baustein der Nukleinsäure ist das Phosphat-Ion Strukturelement der Grundsubstanzen, die die Lebensvorgänge steuern und die Erbinformationen übertragen. Primärer P-Lieferant aus dem Gestein ist der Apatit $[\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{OH}]$. Der Gesamtgehalt an Phosphor in natürlichen Böden beträgt im Mittel 0,05 %, bei einer Schwankungsbreite von 0,02 % bis 0,08 %. Gehalte < 0,01% findet man in Sandböden. Phosphorgehalte von mehr als 0,1 % treten in jungen Böden aus P-reichen Basalten und basaltischen Aschen auf (SCHEFFER UND SCHACHTSCHABEL 2002). Nach BLUM (2007) und KUNTZE ET AL. (1994) liegen die häufigsten Phosphorgehalte in Böden zwischen 0,01 % und 0,1 %. Durch Vegetationsrückstände und Düngung ist Phosphor zumeist in Oberböden angereichert. Der P-Anteil in der Bodenlösung macht in der Regel nur ca. 0,1 % des Gesamt-P aus. Die leicht löslichen Düngerphosphate werden bei pH-Werten > 7 relativ schnell in schwerlösliche Phosphate umgewandelt (Apatit-Bildung). Dies trifft besonders dann zu, wenn ausreichend hohe Ca-Konzentrationen in der Bodenlösung vorhanden sind. Die P-Gehalte der Variante 3 und des Oberbodens Lüthorst liegen mit 0,03 und 0,08 im Bereich der Gehalte, die in natürlichen Böden vorkommen, wobei die der Variante 3 am unteren Ende und die des Oberbodens am oberen Ende des Schwankungsbereichs liegen. Die Gehalte der Stabilisate liegen mit 0,12 % über den in natürlichen Böden häufig vorkommenden Werten. Dies deutet möglicherweise auf eine P-Festlegung hin, da der Unterboden und die Stabilisate neben den hohen pH-Werten auch einen hohen Gehalt an Calcium aufweisen.

Kalium (K) gehört mit einem Anteil von 2,6 % zu den 10 häufigsten Elementen in der Erdkruste. Gesteine enthalten im Durchschnitt ungefähr 1,9 % Kalium. Vorwiegend ist Kalium an Feldspäte und Glimmer gebunden. Kalium hat eine allgemeine Ionenwirkung bei der Pflanze und ist das wichtigste Ion zur Erhöhung des Quellungszustandes. Es aktiviert

viele Enzyme, die vor allem für die Energieübertragung wichtig sind. Der Kaliumgesamtgehalt ist stark von den unterschiedlichen Böden abhängig. Meist liegt er zwischen 0,2 und 3,3 % (SCHEFFER UND SCHACHTSCHABEL 2002). BLUM (2007) gibt einen Bereich von 0,2 bis 3 % an Gesamt-Kalium in Böden an. Die Kalium-Gehalte der Gemische mit 50 % Stabilisat (Variante 1) und 25 % Stabilisat (Variante 2) sowie des Oberboden Lüthorst liegen mit 0,3 bis 0,36 % im unteren Bereich der Kalium-Gehalte natürlicher Böden. Die Gehalte in Variante 3 (Höxterboden) hingegen sind mit 0,15 % sehr niedrig. Da Kalium sehr leicht ausgewaschen wird und der Höxterboden aus der Weseraue einen geringen Tongehalt aufweist, erscheint dieses Ergebnis plausibel.

Magnesium (Mg) ist ein essentielles Makronährelement und ist der Baustein vieler wichtiger Pflanzeninhaltsstoffe, wie z.B. dem Chlorophyll und dem Phytat. Zudem aktiviert es eine Reihe von Enzymen und reguliert das Kationen/Anionen-Gleichgewicht in der Pflanze. Die primären Quellen liegen in den magnesiumhaltigen Mineralen, wie z.B. dem Olivin. Im Allgemeinen gilt, dass Böden umso magnesiumreicher sind, je geringer der Grad der Verwitterung ist. Magnesium kann sorptiv an negative Bodenkolloide gebunden und unter humiden Klimabedingungen mit hoher Rate ausgewaschen werden (MENGEL 1991). In mitteleuropäischen Böden beträgt der Magnesium-Gehalt meist 0,05 bis 0,5 % (SCHEFFER UND SCHACHTSCHABEL 2002). Andere Autoren geben einen Schwankungsbereich für Magnesiumgehalte in Böden von 0,006 bis 1 % an (z.B. KUNTZE ET AL. 1994; BAUMEISTER UND ERNST 1978). Variante 3 weist demnach mit 0,27 % einen für Böden normalen Magnesium-Gehalt auf. Der Oberboden Lüthorst hingegen hat mit 0,76 % einen hohen Magnesium-Gehalt und die Gehalte der Varianten 1 und 2 sind mit 1,3 bzw. 2,0 % deutlich erhöht. Die hohen Magnesiumgehalte der Varianten 1 und 2 sind auf den Unterboden Lüthorst zurückzuführen (siehe hierzu auch Kapitel 6.2.4), daher stammen auch die höheren Werte bei der Variante mit 25 % Stabilisat.

Calcium (Ca) ist für die strukturelle und physiologische Stabilität der Pflanzengewebe verantwortlich. Mit einem Anteil von 3,64 Gew.-% in der Erdkruste tritt Calcium gegenüber anderen Nährstoffen relativ häufig in Mineralen auf. Die basischen Gesteine wie Gabbro, Basalt und Diabas sind mit einem 8 %igen Ca-Anteil wesentlich calciumreicher als saure Gesteine wie Granit mit rund 1 % Calcium (MENGEL 1991). Der Calcium-Gehalt von natürlichen Böden liegt nach SCHEFFER UND SCHACHTSCHABEL (2002) häufig zwischen 0,1 und 1,2 %. Die gleichen Werte sind auch bei Amberger (1996) zu finden. KUNTZE ET AL. (1994) nennen Werte von 0,2 bis 1,5 %. In sandigen Böden oder in extrem sauren Waldböden kann der Calcium-Gehalt auch darunter, bei Gipsböden deutlich darüber liegen. Je humider das Klima, umso größer ist die Gefahr einer Calcium-Auswaschung. Bei carbonathaltigen Böden können CaCO_3 - Gehalte von bis zu 90 % auftreten. Diese Böden stellen durch ihren hohen pH-Wert und ihre gute Pufferung besondere Böden dar, da es zum Mangel an Spurenelementen kommen kann. Die Calcium-Gehalte der Variante 3 und des Oberbodens Lüthorst liegen im Vergleich mit 0,13 und 0,17 % im unteren Bereich der Gehalte natürlicher Böden. Die Varianten mit Stabilisat und Unterboden Lüthorst sind mit

Gehalten von 8,0 bis 9,8 % dagegen enorm hoch mit Calcium versorgt. Dies könnte für eine Nährstoffaufnahme in der Bodenschicht tiefer 0,5 m speziell für Spurenelemente und Phosphor extrem hemmend wirken.

Chlor ist nur als **Chlorid**-Anion für die Pflanzen wirksam. Es beeinflusst verschiedene enzymatische Reaktionen, den Turgordruck und ist unentbehrlich für die Sauerstoffabspaltung bei der Photosynthese. In humiden Klimabereichen liegen die Chloridgehalte im Boden zwischen 0,0002 bis 0,02 %, nur an Extremstandorten können Werte von 2 % und darüber erreicht werden (SCHEFFER UND SCHACHTSCHABEL 2002). Chloridmessungen im Substrat sind nur bedingt aussagefähig, da nur das in Lösung befindliche Chlorid auf die Pflanzen Auswirkungen hat. Diese Lösungen variieren stark durch unterschiedliche Niederschläge oder Trockenperioden. So ist es möglich, dass trotz extrem hoher Chlorid-Gehalte im Substrat keine toxischen Erscheinungen bei den Pflanzen auftreten. In stark salzhaltigen Böden ist das Wasser osmotisch stärker gebunden. Somit wird die Wasseraufnahme für die Pflanze durch die Erhöhung des osmotischen Potenzials des Bodenwassers schwieriger (MENGEL 1991). Das Gemisch mit 50 % Stabilisat weist einen Chlorid-Gehalt von 0,55 %, das mit 25 % Stabilisat von 0,32 % auf. Damit liegen die Varianten 1 und 2 deutlich über den Gehalten von Mineralböden, aber ebenso deutlich unterhalb der Werte, die an Extremstandorten auftreten können. Variante 3 (Höxterboden) und der Oberboden Lüthorst liegen beide mit 0,01 % im Bereich natürlicher Böden. Inwieweit der Chlorid-Gehalt das Pflanzenwachstum der Varianten 1 und 2 beeinflusst, zeigen die Ergebnisse der Biomasseanalysen in Kapitel 7.2.4.

Schwefel wird von höheren Pflanzen als **Sulfat**-Ion SO_4^{2-} aufgenommen, welches nach FREY UND LÖSCH (1998) in Böden in einer Konzentration von 0,01 bis 0,1 % anzutreffen ist. BLUM (2007) gibt ebenfalls Schwefelgehalte von 0,01 bis 0,1 % für Mineralböden an. Sulfat wird im Boden mineralisch, hauptsächlich aber organisch gebunden. Variante 3 und der Oberboden weisen einen Sulfat-Gehalt von 0,07 bzw. 0,09 % auf, die Stabilisat-Varianten hingegen von 0,87 und 1,08 %. Damit liegen die Sulfat-Gehalte der Varianten 1 und 2 deutlich oberhalb der Werte, die für natürliche Böden angegeben werden, was aufgrund des hohen Calciumsulfat-Anteils des eingesetzten Unterbodens Lüthorst und der Stabilisate plausibel erscheint. Der höhere Sulfat-Gehalt der Variante 2 verdeutlicht, ähnlich wie bei den Magnesium-Gehalten, den Einfluss des Unterbodens Lüthorst (siehe auch Kapitel 6.2.4).

7.2.1.2 Eluatuntersuchungen

Zur Beurteilung der Eignung der Varianten als Rekultivierungsmaterial auf der Deponie Lüthorst wurden diese sowie der Oberboden Lüthorst nach DIN 38414-4 (1984) (DEV-S4-Verfahren) bzw. der DIN EN 12457 (2003) mit einem Wasser-/Feststoffverhältnis (W/F) von 10/1 eluiert. Die Eluate wurden anschließend auf die Parameter, die in der Deponieverordnung (2002) Anhang 5 geregelt sind, untersucht. Die Ergebnisse sind in Tabelle 7.2.1.2-1 dargestellt.

Die pH-Werte der Materialien liegen innerhalb der Schwankungsbreite der Verordnung, lediglich Variante 1 mit 50 % Stabilisat liegt marginal darüber. Ein Vergleich mit den Ergebnissen der Feststoffanalyse ergibt für die Varianten 1 und 2 deutlich geringere pH-Werte. Dies trifft ebenso auf die ermittelten Werte für die elektrischen Leitfähigkeiten zu. Für den Oberboden Lüthorst und die Variante 3 (Höxterboden) wurden statt der mittels Feststoffanalyse ermittelten 300 und 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ bei der Eluatuntersuchung nur 170 und 40 $\mu\text{S}/\text{cm}$ gemessen. Bei den Stabilisat-Varianten (Variante 1+2) lagen die Werte nur bei 1.500 und 2.300 $\mu\text{S}/\text{cm}$ anstelle der 3.200 und 2.600 $\mu\text{S}/\text{cm}$ bei der Feststoffanalyse. Die Leitfähigkeit der Varianten liegt dennoch deutlich über den Vorgaben der Deponieverordnung. Dies wurde erwartet, da sowohl der Unterboden Lüthorst als auch die Stabilisate (siehe auch Kapitel 6.2.4) im Ausgangssubstrat deutlich oberhalb des Grenzwertes lagen.

Tab. 7.2.1.2-1: Ergebnisse der Eluatuntersuchungen nach DIN 38414-4 für die untersuchten Varianten und den Oberboden Lüthorst.

Parameter		Oberboden Lüthorst	Variante 1	Variante 2	Variante 3	DepV Anh. 5
pH-Wert		6,8	9,2	8,2	6,6	6,5 - 9
Leitfähigkeit	$\mu\text{S}/\text{cm}$	170	1.500	2.300	40	500
Chlorid	mg/l	2	18	65	2	10
Sulfat	mg/l	16	650	1.400	8	50
Arsen	mg/l	<0,005	0,006	0,011	0,015	0,01
Blei	mg/l	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	0,04
Cadmium	mg/l	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002	0,002
Chrom(ges)	mg/l	<0,005	<0,005	<0,005	0,015	0,03
Kupfer	mg/l	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	0,05
Nickel	mg/l	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	0,05
Quecksilber	mg/l	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002	0,0002
Zink	mg/l	0,07	<0,005	<0,005	0,35	0,1

Dies bestätigen auch die Ergebnisse für Chlorid und Sulfat, bei denen die Grenzwerte bei den Stabilisat-Varianten ebenfalls überschritten werden. Während Chlorid aus dem Stabilisat stammt, kommt der Grossteil des Sulfats aus dem Unterboden Lüthorst. Interessanterweise sind für Variante 2 die Konzentrationen für Chlorid und Sulfat sowie die Leitfähigkeit höher als für Variante 1. Bezüglich des Sulfates ist dies noch nachvollziehbar, da die Stabilisat-Variante 2 mit 55 % deutlich mehr Unterboden Lüthorst enthält als die Variante 1. Für die Parameter Chlorid und Leitfähigkeit kann hierfür keine plausibel erscheinende Erklärung gefunden werden. Allerdings ist bei der Interpretation auch zu berücksichtigen, dass die dargestellten Ergebnisse lediglich aus einer Stichprobe stammen.

Auf der Basis einer einzelnen Untersuchung ist es in der Regel sehr schwierig, allgemein gültige Aussagen mit großer Treffsicherheit validieren zu können. Obwohl es sich bei den Proben um Mischproben der Substrate bei Versuchsaufbau handelte, hätten für gesicherte Aussagen mehrere Teilproben eluiert und analysiert werden müssen. Weitere Untersuchungen wurden im Rahmen der Arbeit nicht durchgeführt, da den Analysen des Sickerwassers der Lysimeter hinsichtlich der Zielsetzung des Feldversuches eine höhere Aussagekraft beigemessen wird.

Die Schwermetallgehalte der Eluate der Varianten und des Oberbodens zeigen nur marginale Überschreitungen der Grenzwerte, bei den Varianten 2 und 3 ist für den Parameter Arsen eine Grenzwertüberschreitung zu verzeichnen. Variante 3 (Höxterboden) überschreitet mit 0,35 mg/l darüber hinaus auch den Grenzwert für Zink. Insgesamt bleibt aber festzuhalten, dass insbesondere unter Berücksichtigung der Untersuchungshäufigkeit ausschließlich eine gesicherte Überschreitung der Grenzwerte nach Deponieverordnung für die Parameter Chlorid und Sulfat und somit auch für die Leitfähigkeit bei den untersuchten Varianten 1 und 2, die Stabilisat und Unterboden Lüthorst enthalten, ermittelt wurde.

Die verschiedenen angewandten Verfahren zur Elution, vor allem das nach DIN 38414-4 (1984), das DEV-S4-Verfahren, werden seit Jahren heftig diskutiert. Bei der Abfallablagerung und -verwertung, zunehmend auch aufgrund der Beurteilung von Abfallstabilisierungen, gibt es erhebliche Bemühungen geeignete Elutionsverfahren zu Vorhersagbarkeit des tatsächlichen Schadstoffpotenzials der Abfallstoffe zu finden. Zusätzlich wird aufgrund der geforderten Sickerwasserprognose nach der Bundesbodenschutzverordnung (1999) verstärkt an Modellen und Verfahren geforscht (vgl. hierzu u. a.: GLOMBITZA ET AL. 2006; KALBE ET AL. 2006; KLOTZ ET AL. 2005; DUNER ET AL. 2004; BANNICK ET AL. 2001). Dabei zeigte sich häufig, dass ein Abbilden der tatsächlich unter Freilandbedingungen ablaufenden Prozesse nur bedingt im Labormaßstab nachzustellen war. Es ist nur begrenzt möglich, die komplexen Randbedingungen, wie die verschiedensten physikalischen, chemischen und biologischen Vorgänge in einem Labortest künstlich zu kopieren. Zusätzlich müssen die Dauer und auch der Aufwand eines Elutionsverfahrens im täglichen Vollzug praktikabel sein. Bei den zahlreichen Studien zur Sickerwasserprognose zeigt sich weiterhin, dass Säulenversuche nach dem Normentwurf E DIN 19528 (2007) wohl am Besten für eine Quelltermittlung geeignet sind. Batch-Versuche, wie die Elutionsverfahren mit dem W/F-Verhältnis 10/1 (DEV-S4) und 2/1 l/kg sowie der Bodensättigungsextrakt (BSE) sind eher ungeeignet. FADER (2007) ermittelte bei Vergleichsuntersuchungen des Säulenschnelltests nach E DIN 19528 und dem DEV-S4-Verfahren keinen feststellbaren Zusammenhang der Ergebnisse. Neben dem höheren Aufwand für den Säulentest bemängelt FADER (2007) gegenüber dem DEV-S4-Verfahren die fehlende Datenbasis und die mangelnden Erfahrungen. ALBRICH (2007) kritisiert an dem Normentwurf E DIN 19528, dass dieser nicht für alle Materialien geeignet und aufgrund der Versuchsanordnung „nicht realitätsnah“ ist.

Als problematisch wird beim DEV-S4-Verfahren angeführt, dass eine Verdünnung der Konzentrationen im Eluat stattfindet (BODE 2005; GRATHWOHL 2002; SCHROERS 2002). LUDWIG ET AL. (2005) untersuchten verschiedene Flug- und Bettaschen mittels verschiedener Batch-Versuche und kommen zu dem Ergebnis, dass das DEV-S4-Verfahren nicht zur Vorhersage von Langzeiteffekten bezüglich des Schwermetallaustrags geeignet ist. BODE (2005) konnte für verschiedene DIN-Verfahren, wie dem Bodensättigungsextrakt, dem Ammoniumnitratextrakt und dem S4-Verfahren keinen Zusammenhang mit Sickerwasserkonzentrationen feststellen. Es wurden in den letzten Jahren daher verschiedene weitere Verfahren, wie z.B. der pH-stat-Versuch, Frost-Tau-Tests, Feldversuche und Langzeit-

modellierungen vorgeschlagen. SCHROERS (2002) sowie RUDEK UND EBERLE (2001) geben hierzu einen guten Überblick über Elutionsverfahren. WILSNACK ET AL. (2002) wandten zur Untersuchung der Mobilisierbarkeit von Schadstoffen in immobilisierten Abfällen verschiedene Verfahren, wie z.B. die Durchströmung in der Triaxialzelle an, als ungeeignet wird von den Autoren der Trog-Versuch in Anlehnung an DEV S4 gesehen. SCHEUERING ET AL. (2006) zeigten im Rahmen der Betrachtung tatsächlicher Sickerwasserkonzentrationen unter genormten Reststoffen, dass die Konzentrationen der Eluate aus dem S-4 Verfahren deutlich mit den mittleren Sickerwasserkonzentrationen aus den Lysimetern übereinstimmt. Die Konzentrationen aus dem Bodensättigungsextrakt (BSE) nach BBODSCHV (1999) stimmen laut der Autoren nur teilweise mit den Anfangskonzentrationen der Lysimetersickerwässer überein.

Da die Kritikpunkte an der Elution mit dem Wasser/Feststoff-Verhältnis von 10/1 bekannt waren, erfolgten aufgrund der Vielzahl vorgeschlagener alternativer Elutionsverfahren im Rahmen dieser Arbeit weitere Untersuchungen der Ausgangssubstrate. Auf die neueren Erkenntnisse aus dem Projekt Sickerwasserprognose konnte im Rahmen der Arbeit aber nicht mehr eingegangen werden. Hier wurde das ebenfalls sehr praktikable Verfahren in Anlehnung an DIN EN 12457-1 (2003) mit einem Wasser-/Feststoffverhältnis von 2/1 l/kg angewandt. SCHROERS (2002) geht im Gegensatz zur 10/1 Elution des DEV-S4-Verfahrens von einer annähernden Abbildung der tatsächlichen Bodenlösung bei einer 2/1 Elution aus. Weiterhin beschränkt sich die Betrachtung auf die Stabilisat-Varianten 1 und 2.

Tab. 7.2.1.2-2: Ergebnisse der Eluatuntersuchung für Variante 1 mit verschiedenen Wasser/Feststoff-Verhältnissen.

Parameter		10/2004		01/2007 (50-75 cm)		01/2007 (75-100 cm)		DepV Anh. 5
		10/1	2/1	10/1	2/1	10/1	2/1	
W/F		10/1	2/1	10/1	2/1	10/1	2/1	10/1
pH-Wert		9,2	9,0	8,4	8,2	8,3	8,7	6,5 - 9
Leitfähigkeit	$\mu\text{S}/\text{cm}$	1.500	3.800	1.800	2.600	2.200	3.200	500
Chlorid	mg/l	18	440	20	76	20	290	10
Sulfat	mg/l	650	1.600	1.100	1.500	1.400	1.500	50
Arsen	mg/l	0,006	0,010	0,008	0,008	0,009	0,008	0,01
Blei	mg/l	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	0,04
Cadmium	mg/l	<0,0002	0,0003	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002	0,002
Chrom(ges.)	mg/l	<0,005	0,034	0,009	0,039	0,009	0,071	0,03
Kupfer	mg/l	<0,005	0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	0,05
Nickel	mg/l	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	0,05
Quecksilber	mg/l	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002	0,0002
Zink	mg/l	<0,005	0,011	<0,005	<0,005	<0,005	0,005	0,1

Es erfolgte sowohl eine Elution der Anfangsproben der Varianten mit einem W/F-Verhältnis von 10/1 als auch eine Elution mit einem W/F-Verhältnis von 2/1. Des Weiteren wurden Anfang 2007 Mischproben der Tiefen 50 bis 75 cm und 75 bis 100 cm aus den Stabilisat-

Varianten entnommen und ebenfalls mit beiden Wasser/Feststoff-Verhältnissen eluiert. Da die ersten 0,5 m aller Varianten aus dem Oberboden Lüthorst bestanden und die Stabilisat-Gemische sowie der Höxterboden den Bereich 0,5 m bis 2,6 m der untersuchten Rekultivierungsschichten ausmacht, sollte hierdurch eine mögliche Stoffverlagerung bzw. Auswaschung dokumentiert werden. Die Ergebnisse für Variante 1 sind in Tabelle 7.2.1.2-2, für Variante 2 in Tabelle 7.2.1.2-3 dargestellt.

Ein Vergleich der in Tabelle 7.2.1.2-2 vorgestellten Analysenergebnisse zeigt, dass die Konzentrationen in den Eluatn der im W/F-Verhältnis 2/1 eluierten Proben höher als die nach dem Standardverfahren sind. Zusätzlich zu den bekannten Überschreitungen der Grenzwerte der Deponieverordnung bei den Parametern Chlorid, Sulfat und Leitfähigkeit waren für Variante 1 erhöhte Chrom-Gehalte, vor allem in der Mischprobe des im Frühjahr 2007 in der Tiefe 75 bis 100 cm gewonnenen Materials, ermittelt worden. Dieselbe Probe im Verhältnis 10/1 eluiert zeigt demgegenüber aber keine Unterschiede zwischen den Beprobungstiefen. Während die Sulfatkonzentration in den Proben 10/2004 und 01/2007 konstant blieb, war für Chlorid bei 2/1 eluierten Proben ein deutlicher Rückgang von 440 auf 20 mg/l, hauptsächlich in der obersten Materialschicht, zu verzeichnen. Dies bestätigen auch die in Kapitel 7.2.6 dargestellten Ergebnisse der Sickerwasserkonzentrationen der Lysimeter.

Für Variante 2 (25 % Stabilisat + 55 % Unterboden Lüthorst + 20 % Kesselsand) bestätigen die in Tabelle 7.2.1.2-3 wiedergegebenen Konzentrationen im Eluat die zuvor getroffene Feststellung. Die mit einem Wasser/Feststoff-Verhältnis von 2/1 gewonnen Konzentrationen im Eluat sind allgemein höher als die mit einem W/F-Verhältnis von 10/1 ermittelten.

Tab. 7.2.1.2-3: Ergebnisse der Eluatuntersuchung für Variante 2 mit verschiedenen Wasser/Feststoff-Verhältnissen.

Parameter		10/2004		01/2007 (50-75 cm)		01/2007 (75-100 cm)		DepV Anh. 5
		10/1	2/1	10/1	2/1	10/1	2/1	
W/F		10/1	2/1	10/1	2/1	10/1	2/1	10/1
pH-Wert		8,2	8,3	8,0	8,0	7,6	8,0	6,5 - 9
Leitfähigkeit	µS/cm	2.300	3.300	2.100	2.300	2.100	2.900	500
Chlorid	mg/l	65	380	4	8	46	220	10
Sulfat	mg/l	1.400	1.500	1.400	1.500	1.300	1.400	50
Arsen	mg/l	0,011	0,012	0,008	0,007	0,005	0,008	0,01
Blei	mg/l	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	0,04
Cadmium	mg/l	<0,0002	0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002	0,002
Chrom(ges.)	mg/l	<0,005	<0,005	<0,005	0,012	0,006	0,024	0,03
Kupfer	mg/l	<0,005	0,007	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	0,05
Nickel	mg/l	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	0,05
Quecksilber	mg/l	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002	0,0002
Zink	mg/l	<0,005	0,019	0,008	0,033	<0,005	0,006	0,1

Auch hier zeigten sich die gleichen Überschreitungen bezüglich Chlorid, Sulfat und Leitfähigkeit. Stark zurückgegangen waren die Konzentrationen der Eluate für Chlorid im Vergleich zum Ausgangssubstrat im Oktober 2004. Für den unter dem Oberboden liegenden Bereich (50 bis 75 cm) lagen die Werte sogar unter dem Grenzwert nach Deponieverordnung. Somit wird deutlich, dass Chlorid in relativ kurzer Zeit stark ausgewaschen wird, was auch die Ergebnisse zur Sickerwasserqualität in Kapitel 7.2.6 bestätigen. Die Chromgehalte in den Eluaten der Variante 2 überstiegen zwar nicht die Grenzwerte der Deponieverordnung, aber auch hier ist eine Erhöhung in der Tiefe 75 bis 100 cm erkennbar.

7.2.2 Bodenmechanische Untersuchungen

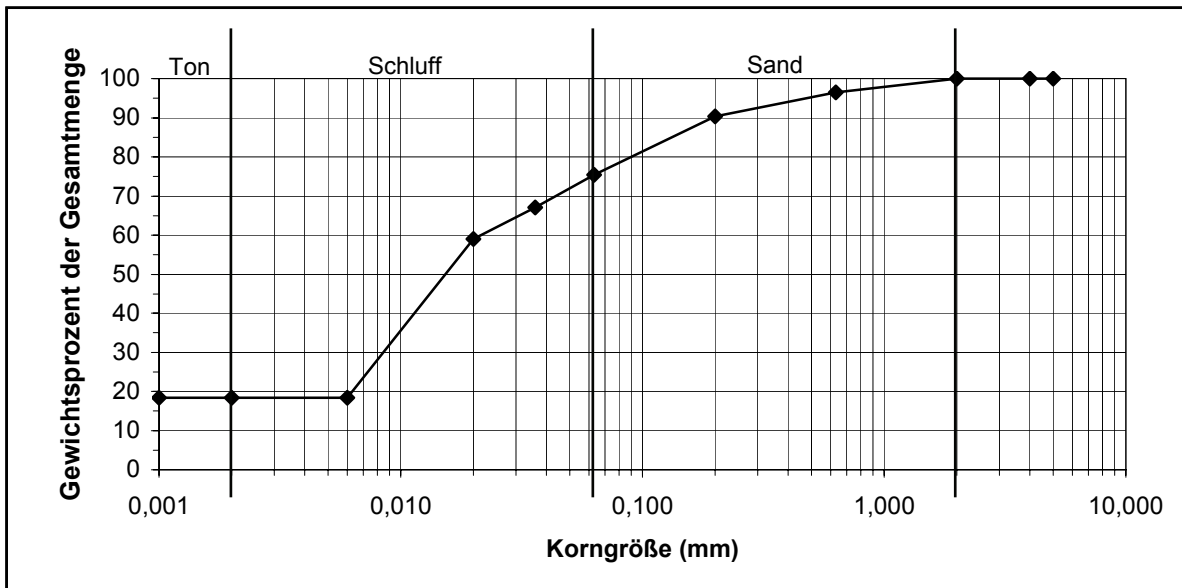
Nach AG BODEN (2005) wird unter dem Bodengefüge die räumliche Anordnung der festen Bodenbestandteile verstanden. Dieses beeinflusst maßgeblich den Wasser- und Lufthaushalt, die Durchwurzelbarkeit, die Verfügbarkeit der Nährstoffe und ähnliche bodenkundlich und pflanzenphysiologisch wichtige Eigenschaften. Das Bodengefüge wird geprägt durch die Bodenaggregate, ihre Lagerung zueinander und die Porenräume, die sich daraus ergeben. In den Varianten 1, 2 und 3 der Untersuchung hat die Ausbildung eines Bodengefüges erst begonnen. Es wird noch Jahre dauern, bis sich eine beständige Bodenstruktur entwickelt hat. Deshalb können die ermittelten bodenphysikalischen Kenngrößen nur bedingt zu ihrer Charakterisierung im Vergleich zu ähnlichen natürlichen Böden dienen. Die aus den Korngrößenanalysen abgeleiteten Pseudo-Bodenarten der Stabilisat-Varianten besitzen häufig andere Eigenschaften als die vergleichbarer natürlicher Böden.

Korngrößenverteilung und Pseudo-Bodenart

Untersucht wurden je fünf Bodenproben der Substratgemische sowie der Böden, mit denen die Lysimeterbehälter befüllt wurden. Es erfolgte aus diesen Ergebnissen die Ableitung der Bodenart und der Korngrößen in Anlehnung an AG BODEN (2005). Für die Stabilisat-Varianten werden die Bodenart und die Korngröße als „Pseudo-Bodenart“ und „Pseudo-Korngrößen“ bezeichnet, da die Substratgemische keinen Boden im definierten Sinn darstellen. Die angegebenen Bodenarten wurden über die ermittelten Partikelgrößen abgeleitet.

Der Oberboden Lüthorst, der die ersten 0,5 m jeder Variante darstellt, ist ausführlich in Kapitel 6.2.1 beschrieben. Es handelt sich hierbei um einen mittel-schluffigen Ton (Tu3). Der Ton-Anteil liegt bei 35 Gew.-%, der Sand-Anteil stellt mit rund 14 Gew.-% den geringsten Anteil dar. Der Hauptanteil des Oberbodens Lüthorst ist mit über 51 Gew.-% der Schluff.

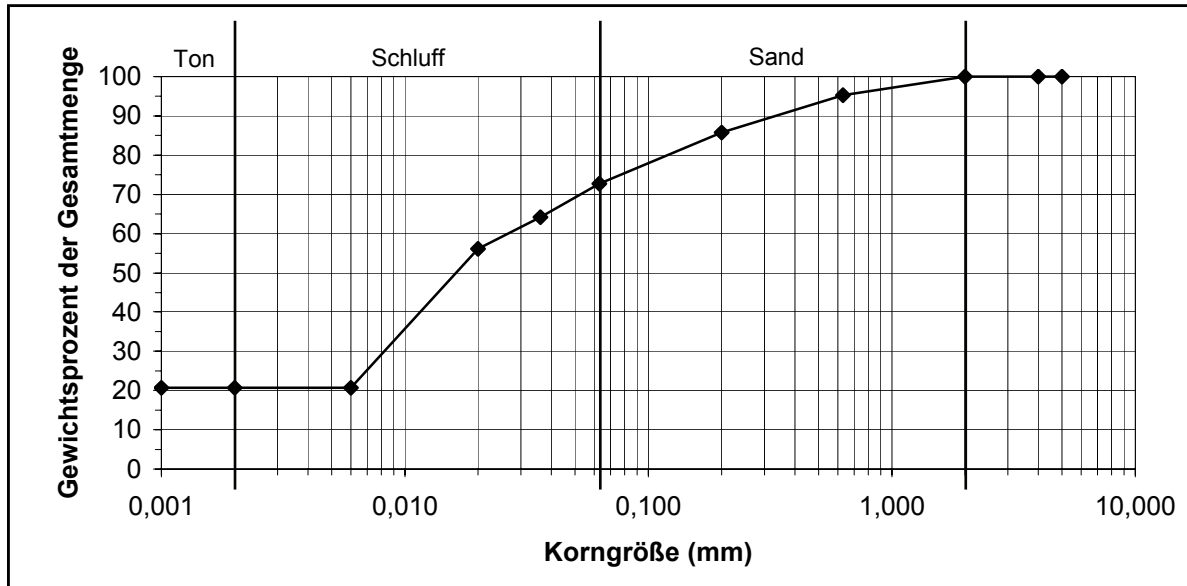
Die Abbildungen 7.2.2-1 und 7.2.2-2 zeigen die Korngrößenverteilungslinien der beiden unterschiedlichen Stabilisat-Varianten. Abbildung 7.2.2-1 gibt die Korngrößenverteilungskurve der Variante 1 wieder. Zusätzlich ist die Zuordnung der Partikelgrößen zu den Bodenfractionen Ton, Schluff und Sand dargestellt. Aus den erhobenen Daten ergab sich für das 50 % Stabilisat-Gemisch eine Pseudo-Bodenart, die einem schluffigen Lehm (Lu) entspricht.



	Ton %	Schluff %	Sand %	Pseudobodenart	
Variante 1	18,36	57,11	24,54	Lu	schluffiger Lehm

Abb. 7.2.2-1: Verteilung der Korngrößen der Variante 1.

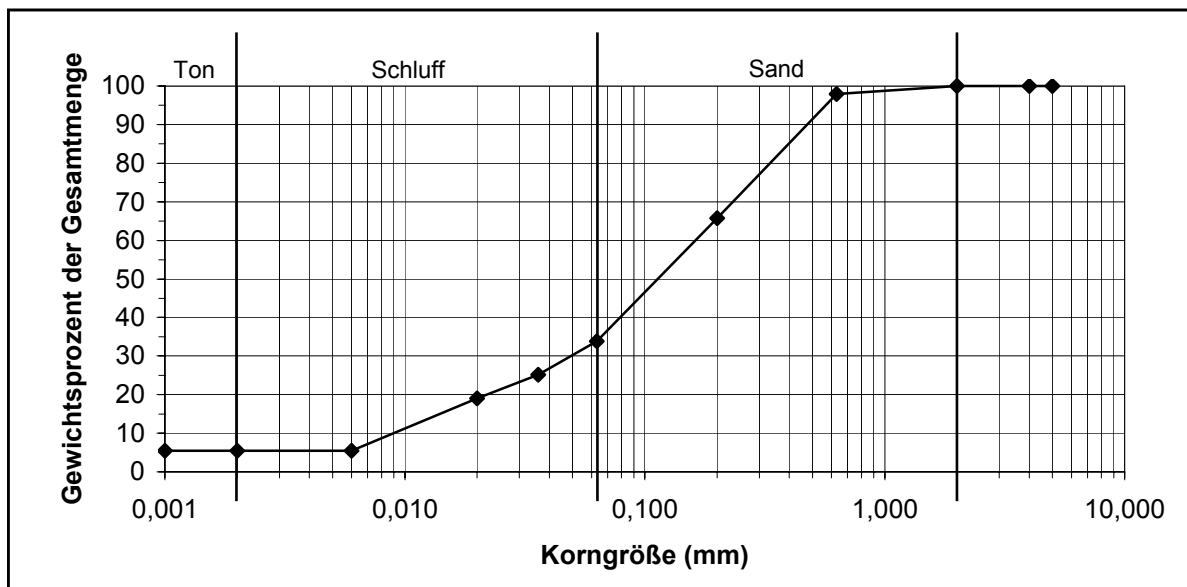
Den größten Anteil am Feinboden der Variante 1 nimmt die Schluff-Fraktion mit rund 57 Gew.-% ein. Der Vergleich mit der in Kapitel 6.2.1 vorgestellten Korngrößenverteilung des Unterbodens Lüthorst zeigt eine deutliche Abnahme des Tonanteils um 20 Gew.-% auf ca. 18 Gew.-%. Es fand durch den Zuschlag der Kraftwerksrückstände eine deutliche Verschiebung in Richtung der Schluff- und Sandfraktion statt. Die Partikelanteile der beiden Substratgemische unterschieden sich nur geringfügig über alle Fraktionen. Variante 1 enthielt einen ca. 5 Gew.-% höheren Anteil an Schluff. Für die Variante 2 wurde ein ca. 2,3 Gew.-% höherer Anteil für die Sandfraktion sowie ein 2,7 Gew.-% höherer Anteil für die Tonfraktion ermittelt. Trotzdem entspricht die Pseudobodenart des 25 % Stabilisat-Gemisches ebenfalls der eines schluffigen Lehms (Lu) nach AG BODEN (2005). Auch bei Variante 2 fand eine deutliche Verschiebung der Korngrößenverteilung des Unterbodens Lüthorst, durch Zuschlag des Stabilisates und des Kesselsandes, in Richtung der Schluff- und Sandfraktion statt.



	Ton %	Schluff %	Sand %	Pseudobodenart	
Variante 2	20,65	52,11	27,24	Lu	schluffiger Lehm

Abb. 7.2.2-2: Verteilung der Korngrößen der Variante 2.

Abbildung 7.2.2.-2 zeigt die Verteilung der Korngrößen der Variante 2 mit 20,7 Gew.-% Ton, 52,1 Gew.-% Schluff sowie einem Anteil von 27,2 Gew.-% Sand. Nachfolgende Abbildung 7.2.2-3 zeigt den Verlauf der Körnungslinie des Feinbodens der Variante 3.



	Ton %	Schluff %	Sand %	Bodenart	
Variante 3	5,45	28,41	66,14	Su3	mittel-schluffiger Sand

Abb. 7.2.2-3: Verteilung der Korngrößen der Variante 3.

Der Ton-Anteil mit einer Korngröße von <0,002 mm ist mit etwas über 5 Gew.-% niedrig, die Korngröße Sand (0,063 bis <2 mm) hingegen stellt mit rund 66 Gew.-% den Hauptanteil dar.

Der Schluffanteil nimmt rund 28 Gew.-% des Feinbodens ein. Für die Variante 3, den Hörterboden, entspricht die Bodenart damit einem mittel-schluffigen Sand (Su3).

Lagerungsdichte

Die Dichte des trockenen Bodens, die auch als trockene Rohdichte (ρ_t) bezeichnet wird, ist das Verhältnis der Masse zu ihrem Volumen, ausgedrückt in g/cm^3 (HARTGE UND HORN 1991). Die Rohdichte der geschütteten Substrate wurde im Oberboden Lüthorst mit $1,22 \text{ g/cm}^3$ bestimmt. Für Variante 1 ergab sich eine Rohdichte von $0,86 \text{ g/cm}^3$, für Variante 2 von $0,97 \text{ g/cm}^3$ und die der Variante 3 lag bei $1,42 \text{ g/cm}^3$. Die beiden Stabilisat-Varianten besaßen nach AG BODEN (2005) eine sehr geringe (ρ_{t1}), die Variante 3 eine mittlere (ρ_{t3}) sowie der Oberboden eine geringe Rohdichte (ρ_{t2}).

Die nach AG BODEN (2005) berechneten effektiven Lagerungsdichten (L_d) sind für die Varianten 1 und 2 mit 1,2 bzw. 1,0 sehr gering, für den Hörterboden (Variante 3) und den Oberboden Lüthorst mit jeweils 1,5 gering. Der durch die Beimischung der Stabilisate und des Kesselsandes verbesserte Unterboden Lüthorst hingegen hatte ursprünglich mit $1,57 \text{ g/cm}^3$ eine mittlere Rohdichte (ρ_{t3}), aber mit 1,9 eine hohe Lagerungsdichte. Die Lagerungsdichten der Varianten und des Oberbodens lassen auf ein hohes Porenvolumen und damit auf eine ausreichende Luftkapazität und Durchwurzelbarkeit schließen. Die geringen Lagerungsdichten lassen zukünftig auf eine Zunahme dieser schließen, da die locker geschütteten Deckschichten Setzungserscheinungen unterliegen. Im System Substrat-Wasser-Luft wird es zudem durch perkolierendes Bodenwasser zur Verlagerung von Substratpartikeln in Hohlräume kommen, die den Substratkörper verdichten.

Eindringwiderstand

Die Eindringwiderstände in kg/cm^2 wurden mittels Handpenetrometer an der Profilwand im Gehölzfeld im September 2007 für verschiedene Tiefenstufen ermittelt. Pro Tiefenstufe erfolgte die Bestimmung mit dreifacher Wiederholung. Es zeigt sich für Variante 1 eine deutliche Zunahme mit der Tiefe, ab 120 cm liegen bis auf zwei Einzelwerte alle Messwerte oberhalb des Messbereichs, der bis $4,5 \text{ kg/cm}^2$ reicht.

Im Bereich bis 10 cm waren die Eindringwiderstände mit im Mittel $2,7 \text{ kg/cm}^2$ deutlich höher als in den darunter liegenden Tiefen. Allerdings sind die in Abbildung 7.2.2-4 gezeigten Streuungen der Werte sehr groß. Die oberste Bodenschicht ist aber auch am stärksten durchwurzelt und war zum Zeitpunkt der Erhebung ausgetrocknet. Unterhalb des Oberbodens Lüthorst (0 bis 50 cm) stiegen die Eindringwiderstände stetig an. Aufgrund der ermittelten geringen Lagerungsdichten lässt dies den Schluss zu, dass die chemischen Abbindungsprozesse in der Variante 1, mit dem hohen Stabilisatanteil von 50 %, das Wurzelwachstum der Pflanzen erheblich hemmen könnten. Endgültige Aussagen hierzu liefern die zeitgleich aufgenommenen Durchwurzelungsintensitäten und -tiefen (siehe hierzu Kapitel 7.2.4).

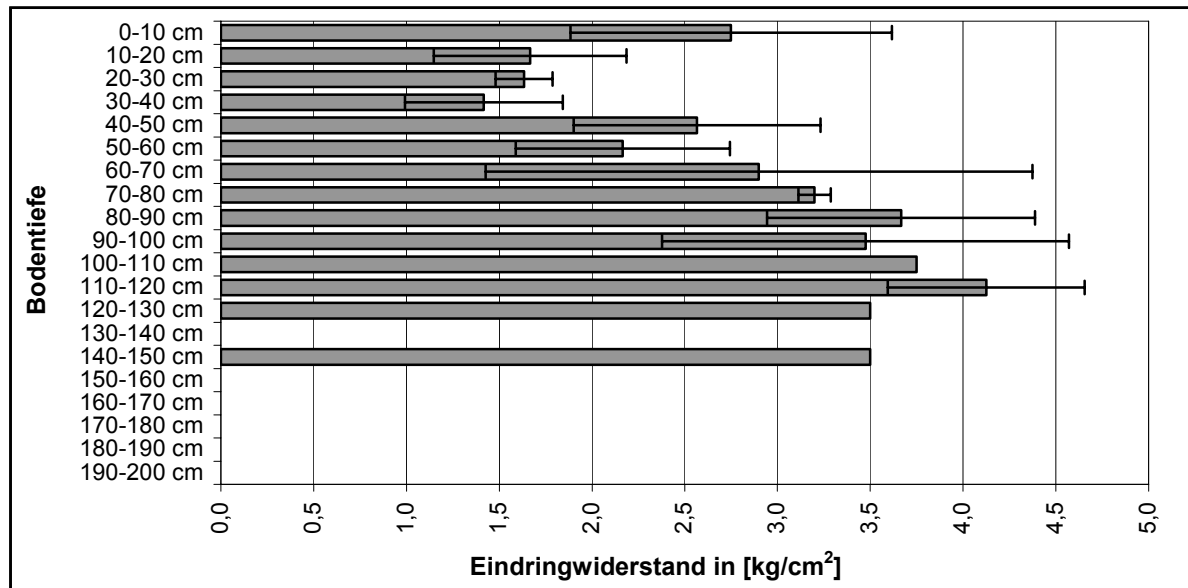


Abb. 7.2.2-4: Eindringwiderstände an der Profilwand der Variante 1 des Gehölzfeldes.

Abbildung 7.2.2-5 zeigt für die Variante 2 keinen einheitlichen Trend. Mit im Mittel $2,7 \text{ kg/cm}^2$ war der Eindringwiderstand in dem Übergangsbereich Oberboden Lüthorst und Substratgemisch am höchsten. Aufgrund der Tiefe des aufgegrabenen Profils von 180 cm waren unterhalb keine Werte erfasst worden. Gegenüber Variante 1 zeigte sich aber ein deutlich geringerer Widerstand für die Pflanzenwurzel in dem Substratgemisch mit 25 % Stabilisat.

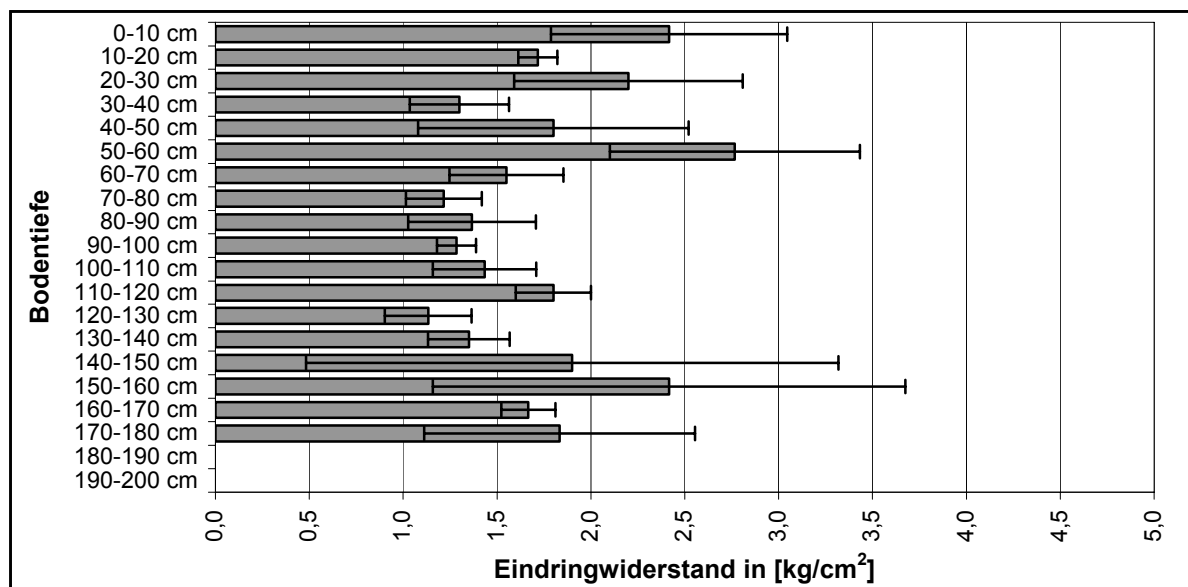


Abb. 7.2.2-5: Eindringwiderstände an der Profilwand der Variante 2 des Gehölzfeldes.

Für Variante 2 lagen die Eindringwiderstände wie in Abbildung 7.2.2-5 vorgestellt, selbst im Substratgemisch im Mittel zwischen $1,2$ und $2,4 \text{ kg/cm}^2$. Die Streuungen in den Tiefenstufen von 140 bis 160 cm sind aber durchaus sehr groß. Allgemein lässt das Ergebnis der

erhobenen Eindringwiderstände am Profil der Variante 2 auf eine gute Durchwurzelbarkeit des Substrates bis über die Tiefe von 180 cm hinaus schließen.

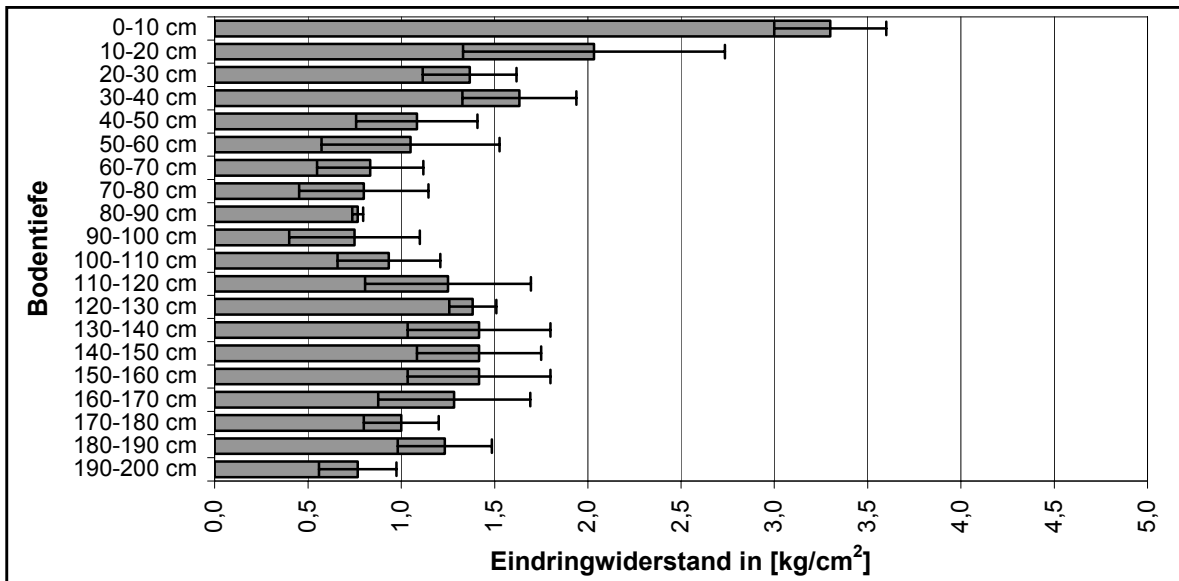


Abb. 7.2.2-6: Eindringwiderstände an der Profilwand der Variante 3 des Gehölzfeldes.

Variante 3 zeigte, wie Abbildung 7.2.2-6 darstellt, für den Bereich des Oberbodens Lüthorst die höchsten Eindringwiderstände. So lag der mittlere Widerstand, den eine Wurzel in den obersten 10 cm überwinden musste bei rund $3,3 \text{ kg/cm}^2$ und nahm bis in die Tiefe von 100 cm stetig bis auf $0,75 \text{ kg/cm}^2$ ab. Der Eindringwiderstand blieb dann bis in eine Bodentiefe von 200 cm mit Werten zwischen $0,75$ und $1,4 \text{ kg/cm}^2$ sehr niedrig. Eine tiefgründige und intensive Durchwurzelung der Variante 3 ist somit gewährleistet.

Die in der Literatur zu findenden Angaben über Eindringwiderstände schwanken erheblich. Wie in Kapitel 6.1 beschrieben, deuten aber Widerstände von 4 kg/cm^2 schon auf das Wurzelwachstum beeinflussende, wenn auch nicht zwangsläufig auf hemmende Faktoren hin (KOROTAEV 1992; DEXTER 1986). Der subjektive Eindruck beim Graben der Profile und bei den Untersuchungen an den jeweiligen Profilwänden selbst lässt daran keinen Zweifel. So war der Bereich des Substratgemisches der Variante 1 nur sehr schwer zu durchdringen. WATTENDORF ET AL. (2005) setzen bei Untersuchungen zu den Eindringwiderständen mittels Proctornadel den maximal gemessenen Wert gleich hundert Prozent und die übrigen Messwerte in Relation zu diesem. Als Grund werden die bodenspezifischen Eindringwiderstände, der Einfluss der Bodenfeuchte und die Geräteeigenschaften, speziell die Federeigenschaften, angegeben. Übertragen auf die vorliegenden Messergebnisse würden die Werte nur in Variante 1, in der auch der höchste Messwert ermittelt wurde, gegen 100 % tendieren, für Einzelwerte sogar schon ab 70 cm Bodentiefe. In Variante 2 würden 80 % als Maximalwert erreicht, wie auch in Variante 3 in den ersten 10 cm. Ansonsten liegen die Werte in Variante 3 bei 30 %. Das Verhältnis der in den Abbildungen 7.2.2-4 bis 7.2.2-6 dargestellten Messwerte zueinander bliebe auch bei einer Darstellung in Prozent gleich.

Trotz der z. T. erheblichen Streuung der Einzelwerte um die jeweiligen Mittelwerte und der geringen Anzahl der Wiederholungen der Messung pro Bodentiefe von drei, geben die Werte gute Anhaltspunkte für die Fähigkeit der Pflanzen, das jeweilige Substrat zu durchwurzeln. Die Ergebnisse der Wurzelaufnahmen in Kapitel 7.2.4 decken sich mit den gewonnenen Ergebnissen der Eindringwiderstände erstaunlich gut. Weiterhin lassen die Ergebnisse unter Berücksichtigung der Lagerungsdichten auf eine starke chemische Aushärtung der Variante 1 im Bereich ab 100 cm Bodentiefe schließen.

Scherwiderstand

Mit Hilfe einer Flügelschersonde wurde die Scherwiderstandsmessung in den einzelnen Parzellen im August 2005, im Mai 2006 und im März 2007 durchgeführt. Zum Zeitpunkt der Erfassung im August 2005 waren die Bodenwassergehalte sehr niedrig. Bei den beiden anderen Messterminen lag annähernd Feldkapazität vor. Zielsetzung der Messungen war es, Aussagen zu zeitlichen Veränderungen eventueller Verdichtungs- oder Schwächezonen treffen zu können. Pro Variante wurden jeweils an 5 Profilen die Messungen durchgeführt. Die maximale Messtiefe lag bei 1,10 m. Darunter waren Messungen aufgrund der hohen Scherfestigkeiten nicht mehr möglich. Die Ergebnisse werden in folgenden Abbildungen (Abbildung 7.2.2-7 bis Abbildung 7.2.2-9) als gemittelte Scherfestigkeiten dargestellt.

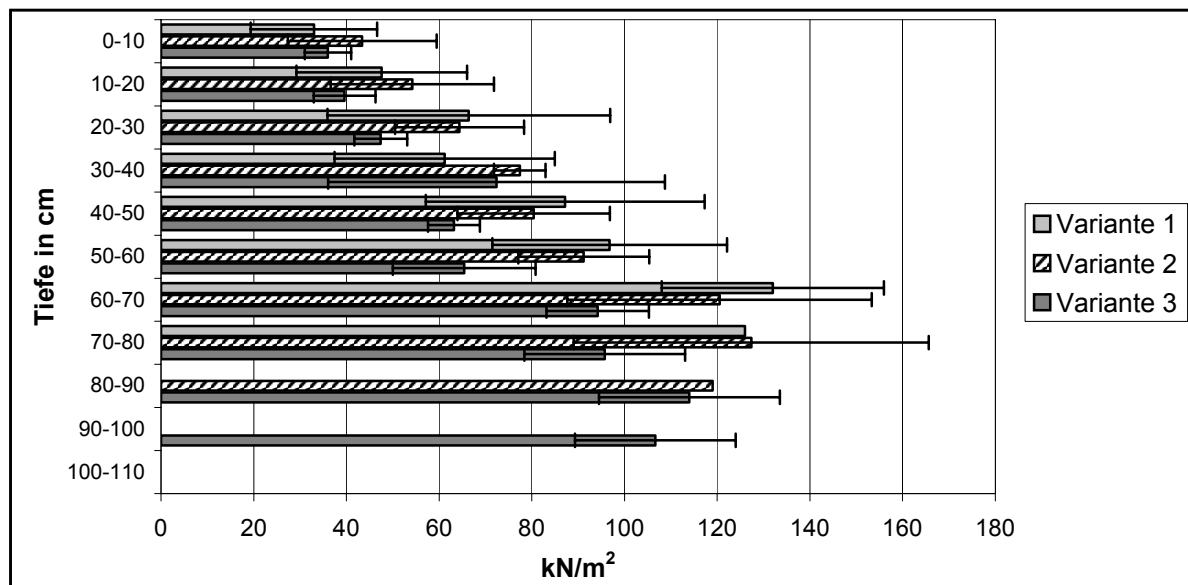


Abb. 7.2.2-7: Scherfestigkeiten der Varianten in verschiedenen Bodentiefen im August 2005.

Deutliche Unterschiede lassen sich aus Abbildung 7.2.2-7 nicht ablesen. Allgemein ist eine Zunahme der Scherfestigkeiten mit der Bodentiefe zu beobachten. In den ersten 20 cm liegen die Scherfestigkeiten zwischen 30 und 50 kN/m² und steigen bis auf Werte von 70 bis 80 kN/m² in der Tiefe von 50 cm an. Unterhalb der ersten 50 cm Bodentiefe wurden Werte über 160 kN/m² gemessen. Typisch für die Messung mittels Flügelsonde waren die hohen Streuungen, die z.B. durch Steine oder Wurzeln verursacht werden. Variante 1 mit 50 %

Stabilisat weist ausnahmslos die höchsten Scherfestigkeiten auf. Die Scherfestigkeiten der Variante 1 konnten bei einer Bodentiefe von 70 cm bei insgesamt fünf Profilen nur einmal bestimmt werden, ab 80 cm Bodentiefe war eine Bestimmung nicht mehr möglich. Variante 2 hingegen konnte die Scherfestigkeit bis 90 cm und Variante 3 sogar bis 100 cm Bodentiefe bestimmt werden. Überwiegend unterliegen aber alle Varianten dem gleichen Trend. Gegenüber der Messung im Mai 2006 bei hohem Bodenwassergehalt sind die Werte der Messung August 2005 ab einer Bodentiefe von 50 cm deutlich erhöht.

Die in Abbildung 7.2.2-8 dargestellten Ergebnisse der Sondierung im Mai 2006 zeigen wiederum für Variante 1 die höchsten Scherfestigkeiten und eine frühe Abnahme der Messbarkeit ab 60 cm Bodentiefe. Die Varianten 2 und 3 konnten bis zu 100 cm mit mehrfacher Wiederholung erfasst werden. Da der Bereich 0 bis 50 cm bei allen Varianten aus dem Oberboden Lüthorst besteht, zeigt sich, wie stark Ergebnisse mittels Handflügelsonden streuen. So gibt es bei Variante 3 in der Tiefe 40 bis 50 cm Ausreißer von 60 bis fast 120 kN/m^2 .

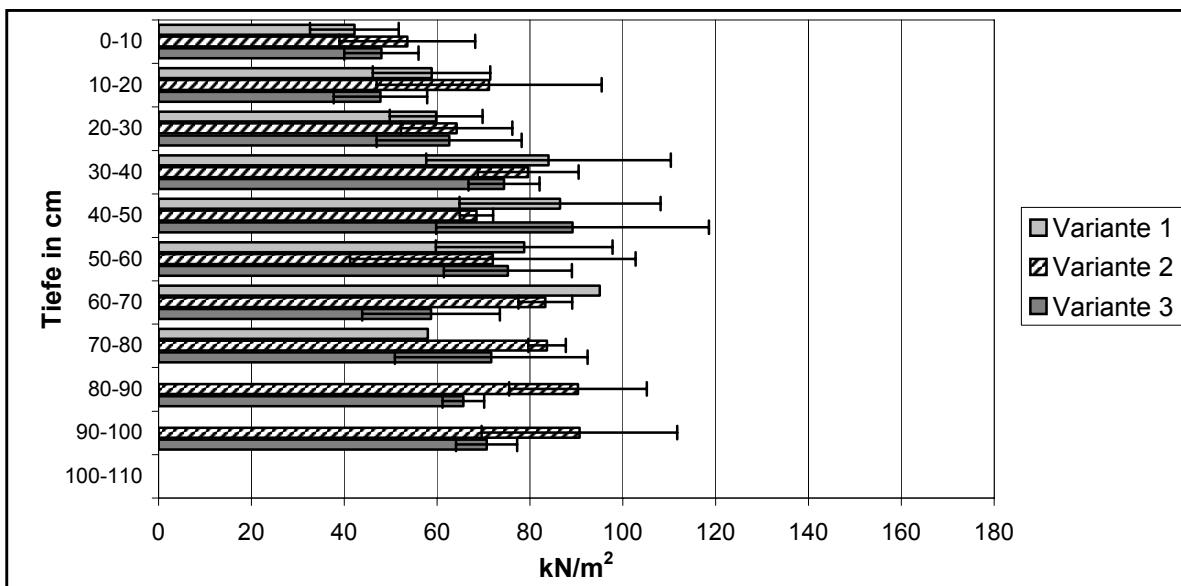


Abb. 7.2.2-8: Scherfestigkeiten der Varianten in verschiedenen Bodentiefen im Mai 2006.

Bei Variante 2 liegen, wie Abbildung 7.2.2-8 weiter zeigt, dagegen alle Werte in der gleichen Tiefe bei annähernd 70 kN/m^2 . Erkennbar ist auch der Übergang vom Oberboden Lüthorst zum Höxterboden in Variante 3 durch eine Abnahme der Scherfestigkeit.

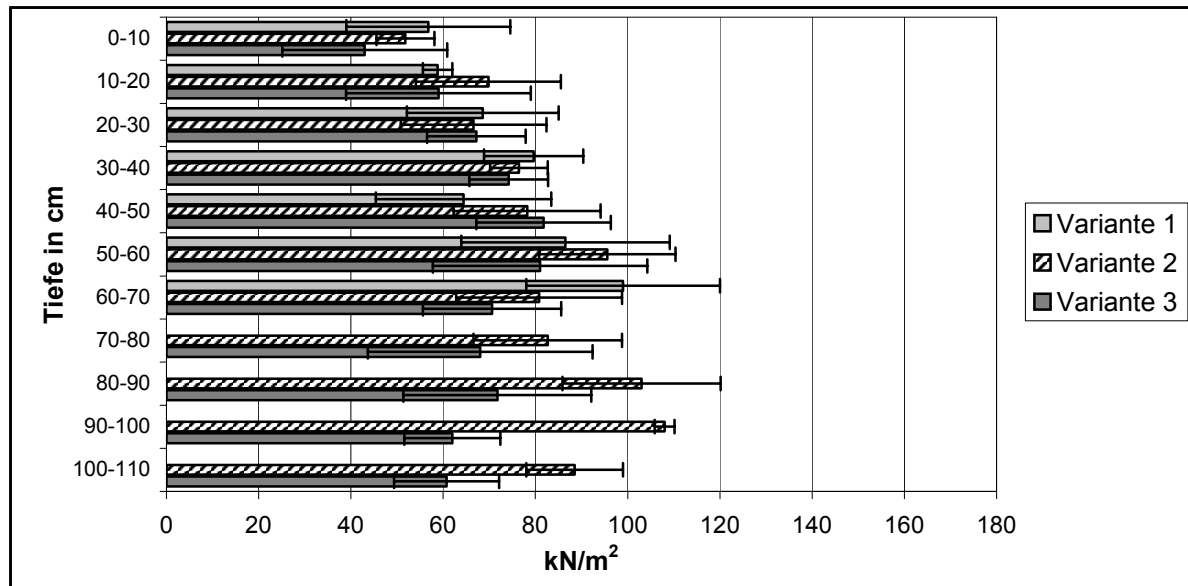


Abb. 7.2.2-9: Scherfestigkeiten der Varianten in verschiedenen Bodentiefen im März 2007.

Abbildung 7.2.2-9 zeigt die Ergebnisse der Sondierung im März 2007. Gegenüber den vorhergehenden Messungen in 2005 und 2006 sind die Scherfestigkeiten im Oberboden der Varianten 1 und 2 etwas erhöht. Während die Scherfestigkeiten der Variante 1 nur bis 70 cm Bodentiefe erfasst werden konnten, erfolgte für die übrigen Varianten eine Messung bis zu einer Tiefe von 110 cm. Variante 2 zeigt eine stetige Zunahme der Scherfestigkeiten mit zunehmender Bodentiefe. Bei Variante 3 hingegen ist der Übergang Oberboden zu Höxterboden durch eine Abnahme der Scherfestigkeit gekennzeichnet.

Der Übergang Oberboden Lüthorst zum Höxterboden ist aufgrund des großen Unterschieds im Tongehalt zu erklären, außerdem dürften die obersten Bodenbereiche besonders intensiv durchwurzelt sein. Dieser Wurzelfilz müsste die Scherfestigkeit erhöhen. Bei Variante 2 dürften die puzzolanischen Effekte die höheren Scherfestigkeiten ab 50 cm Bodentiefe verursachen. Daher sind trotz der sehr niedrigen Lagerungsdichte keine Lockerschichten vorhanden. Die enorm hohen Scherfestigkeiten der Variante 1 zeigen, dass es eventuell durch den höheren Anteil an SAV-Stabilisat zu einer starken Verfestigung gekommen ist, die die plastischen Eigenschaften des Substrates gänzlich verhindern. Im Fall der Variante 1 decken sich die Ergebnisse mit dem zuvor bezüglich der Eindringwiderstände dargestellten Resultat. Ein Vergleich dieser Ergebnisse mit den mittels Penetrometer bestimmten Bodenwiderständen zeigt, dass die mittels Penetrometer ermittelten Ergebnisse wesentlich aussagekräftiger als die der Scherfestigkeiten sind. In wie weit sich die Bodeneigenschaften auf die Durchwurzlung letztendlich auswirken wird im Abschnitt 7.2.4 gezeigt und diskutiert.

7.2.3 Untersuchungen zum Bodenwasserhaushalt

Rekultivierungs- und Wasserhaushaltsschichten auf Deponiekörpern unterliegen den gleichen physikalischen und chemischen Bedingungen wie natürliche Böden. Damit sind die Voraussetzungen für Bodenbildungsprozesse gegeben. Aufgrund der Schutzfunktion muss dem Wasserhaushalt der Rekultivierungsschicht aber das Hauptaugenmerk beigemessen werden (KOLL 2005). Nachfolgend werden die Ergebnisse der Untersuchungen zum Wasserhaushalt vorgestellt und diskutiert. Neben Ergebnissen aus den Laboruntersuchungen und der Ableitung theoretischer Kennwerte werden auch die Ergebnisse der kontinuierlich durchgeführten Messungen aus dem Feldversuch präsentiert. Um ein in sich schlüssiges Gesamtergebnis zu erhalten, werden die Laborergebnisse und die im Feldversuch gewonnenen Daten gemeinsam betrachtet. Zuerst werden die Ergebnisse der Bestimmung der pF-Charakteristik nach HARTGE UND HORN (1999) beschrieben und diskutiert. Anschließend werden die mittels mechanischer Tensiometer bestimmten Bodenwasserspannungen und deren Interpretation präsentiert.

Porengrößenverteilung

Zur Bestimmung der Porenraumgliederung und des Porenvolumens der Deckschichten wurde im Spätsommer und Winter 2006 sowie im Frühjahr 2007 die Beziehung zwischen dem Wassergehalt und den Saugspannungen der Substrate anhand von jeweils fünf Stechzylinderproben pro Variante und dem Oberboden Lüthorst untersucht. Die Saugspannungen werden als pF-Wert (log cm WS) angegeben. Um eine Aussage zur Wirkung der Beimischung der Kraftwerksrückstände zu erhalten wurde ebenso der Unterboden Lüthorst beprobt. Dies erfolgte ebenfalls mit Stechzylindern. Als Beprobungsort wurde das Bodenlager (Haufwerk) des Unterbodens ausgewählt, welches seit über 10 Jahren besteht.

Aus den Ergebnissen wurden die Volumenanteile der weiten, mittleren und engen Grobporen (wGP, mGP, eGP), der weiten und engen Mittelporen (wMP, eMP) sowie der Feinporen (FP) nach BEISECKER (1994) bestimmt und die folgenden Kenngrößen des Wasser- und Lufthaushalts von Böden abgeleitet (AG BODEN 2005):

- Das Gesamtporenvolumen (GPV) umfasst alle Hohlräume eines Bodens, die mit Wasser oder Luft gefüllt sein können ($pF > 0$).
- Die Luftkapazität (LK) ist ein Maß für den Luftgehalt des Bodens bei Feldkapazität. Die LK ist die Summe aus wGP + mGP und stellt den Porenraum der Poren $> 50 \mu\text{m}$ Durchmesser dar ($pF < 1,8$).
- Die Feldkapazität (FK) entspricht der maximalen Wassermenge, die ein Boden gegen die Schwerkraft zurückhalten kann. Die FK ergibt sich aus der Summe eGP + wMP + eMP + FP. Sie bildet den Porenraum $< 50 \mu\text{m}$ ab ($pF \geq 1,8$).

- Die nutzbare Feldkapazität (nFK) ist der Wasseranteil der Feldkapazität, der Pflanzen nutzbar zur Verfügung steht. Sie ergibt sich aus der Summe eGP + wMP + eMP und entspricht dem Porenraum von 50 µm bis 0,2 µm (pF 1,8 bis 4,2).
- Der Totwasseranteil (pF > 4,2) entspricht dem Wasseranteil, der mit höherer Spannung gehalten wird, als die Pflanzenwurzeln üblicherweise entwickeln können. Damit steht er der Vegetation nicht zur Verfügung.
- Der permanente Welkepunkt (PWP) stellt die Grenze dar, bei dessen Erreichen Pflanzen i. d. R. irreversibel zu welken beginnen. Der PWP ist die Grenze zum Totwasseranteil in einem Boden (≈ pF 4,2).

SCHEFFER UND SCHACHTSCHABEL (2002) unterscheiden Primär- und Sekundärporen, wobei erstere durch die Körnung eines Bodens bestimmt werden. Die Sekundärporen sind Schrumpfungsrisse, Wurzel- und Wurmgänge sowie Poren zwischen den Aggregaten, die durch Segregation entstanden sind. Im Folgenden wird die Porenraumgliederung der Substrate im Zusammenhang mit den Kenngrößen des Wasser- und Lufthaushalts dargestellt. Insgesamt erfolgten pro Substrat 20 Stechzylinderproben mit einem Volumen von 100 cm³. In Tabelle 7.2.3-1 ist die Porenraumgliederung der Varianten, des Oberbodens und des Unterbodens Lüthorst zusammengefasst, es werden die Mittelwerte und deren Standardabweichung wiedergegeben.

Tab. 7.2.3-1: Porenraumgliederung und Kenngrößen zum Wasser- und Lufthaushalt der Varianten und der Böden Lüthorst.

Varianten/Substrat	wGP + mGP	eGP	wMP	eMP	FP	GPV	FK	nFK	LK
Porendurchmesser	>50 µm	50 - 10 µm	10 - 3 µm	3 - 0,2 µm	<0,2 µm	-	-	-	-
Saugspannung	pF <1,8	pF 1,8-2,5	pF 2,5-3,0	pF 3,0-4,2	pF >4,2	pF >0	pF ≥1,8	pF 1,8-4,2	pF <1,8
	Vol.-%								
Oberboden Lüthorst	16,8	4,0	2,5	5,3	26,5	55,2	38,3	11,8	16,8
SD	4,5	0,6	0,6	1,3	2,5	2,6	2,9	1,4	4,5
Unterboden Lüthorst	4,2	1,9	1,8	3,4	31,3	42,5	38,3	7,1	4,2
SD	3,3	0,3	0,2	1,5	1,7	3,0	1,7	1,3	3,3
Variante 1	25,5	8,3	2,2	5,5	26,7	68,3	42,8	16,1	25,5
SD	5,7	1,2	0,6	2,3	2,0	2,0	4,2	3,1	5,7
Variante 2	23,7	8,2	2,7	4,9	24,7	64,1	40,4	15,7	23,7
SD	5,9	1,8	0,5	2,8	1,9	3,5	3,2	2,9	5,9
Variante 3	19,8	8,0	2,0	5,8	11,3	46,9	27,1	15,8	19,8
SD	4,9	2,1	1,3	2,4	0,8	3,4	2,8	2,8	4,9

Die Gesamtporenvolumina betragen für die Stabilisat-Varianten 68,3 und 64,1 Vol.-% und waren damit sehr hoch. Der Höxterboden (Variante 3) hatte mit 46,9 % ein hohes Gesamtporenvolumen, der Oberboden Lüthorst wies mit 55,2 Vol.-% ein sehr hohes GPV auf. Der Unterboden Lüthorst hingegen, der als Ausgangssubstrat der Varianten 1 und 2

diente, zeigte nur ein mittleres GPV von 42,5 Vol.-% (siehe hierzu auch Abbildung 7.2.3-1). Dieses Ergebnis bestätigt die Schlussfolgerungen zu den Lagerungsdichten.

Die Luftkapazität, vor allem in größeren Bodentiefen wichtige Kennziffer für das Wurzelwachstum, ist bei allen Varianten mit rund 20 bis 25 % und bei dem Oberboden Lüthorst mit ca. 17 % hoch. Hier zeigt sich nun sehr deutlich die Wirkung des Zuschlags der Kraftwerksrückstände. Der Unterboden Lüthorst allein hätte mit nur 4,2 Vol.-% keine ausreichende Luftkapazität besessen, um ein Pflanzenwachstum zu ermöglichen. Die Standardabweichungen weisen bei der LK eine große Streuung der Werte auf. Dies zeigt, gerade auch wegen der relativ hohen Probenanzahl, dass geschüttete Substrate, anders als natürlich gewachsene Böden, recht heterogen sind.

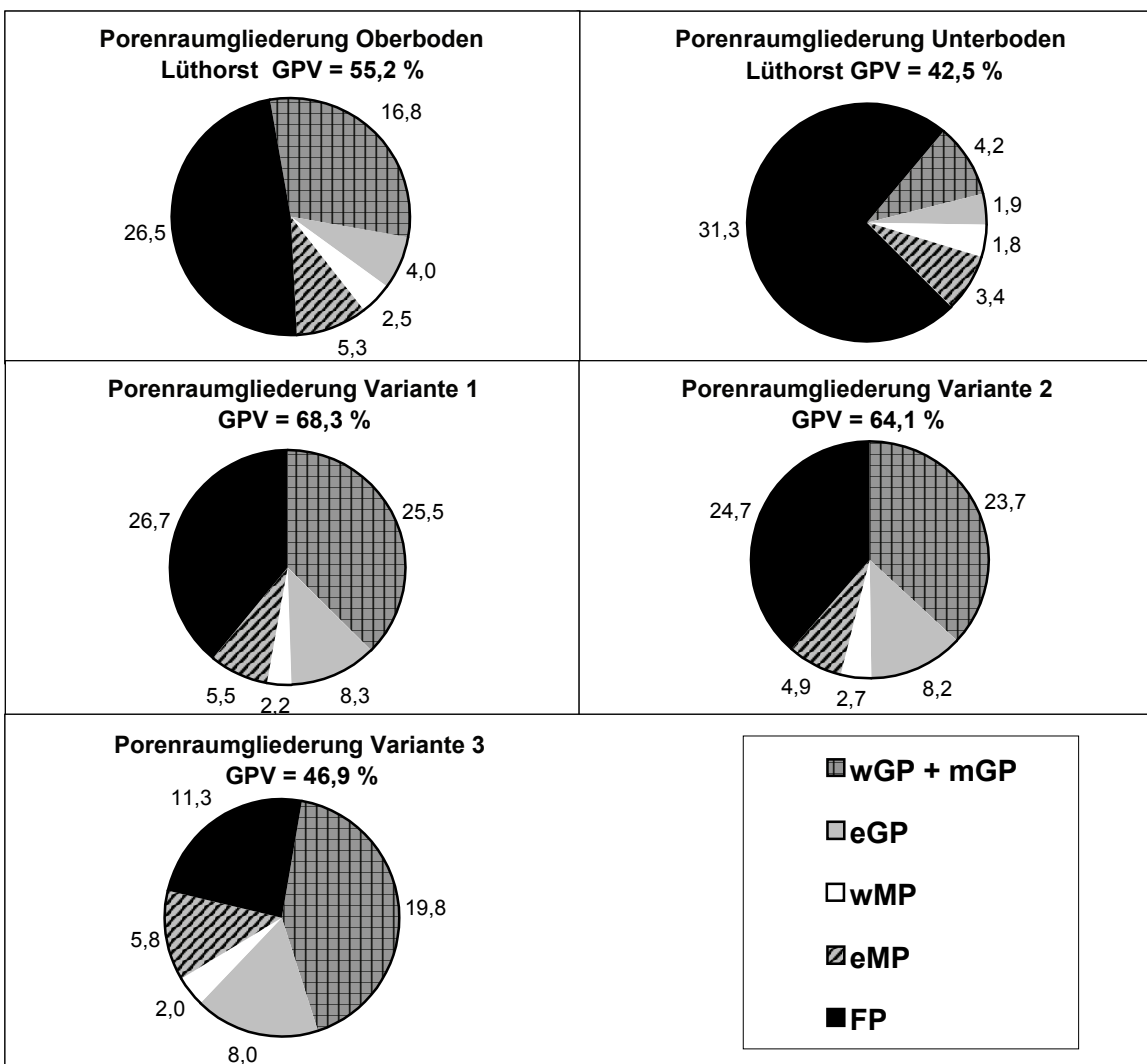


Abb. 7.2.3-1: Porenraumgliederung bzw. Aufteilung des Gesamtporenvolumens.

Wesentlich für den Wasserhaushalt der Rekultivierungsschicht ist die Feldkapazität. Sie war für die Varianten 1 und 2 mit über 40 Vol.-% sehr hoch. Variante 3 hatte hingegen eine FK von rund 27 Vol.-%. Der Oberboden Lüthorst besaß wie der Unterboden eine Feldkapazität

von 38 Vol.-%. Die nutzbare Feldkapazität war hingegen bei den Varianten 1 bis 3 mit ca. 16 Vol.-% nach AG BODEN (2005) nur als mittel einzustufen. Es zeigte sich, dass die Varianten 1 und 2 einen hohen Totwasseranteil besitzen. Die Ursache liegt hauptsächlich darin, dass der Unterboden Lüthorst als Bestandteil der beiden Varianten einen enorm hohen Totwasseranteil von 31,3 Vol.-% aufweist. Durch den Zuschlag der Stabilisate und des Kesselsandes konnte die nFK des Unterbodens aber deutlich auf 16 Vol.-% erhöht werden. Besonders anschaulich verdeutlicht die folgende Abbildung die Ergebnisse zu den Wasserhaushaltsgrößen.

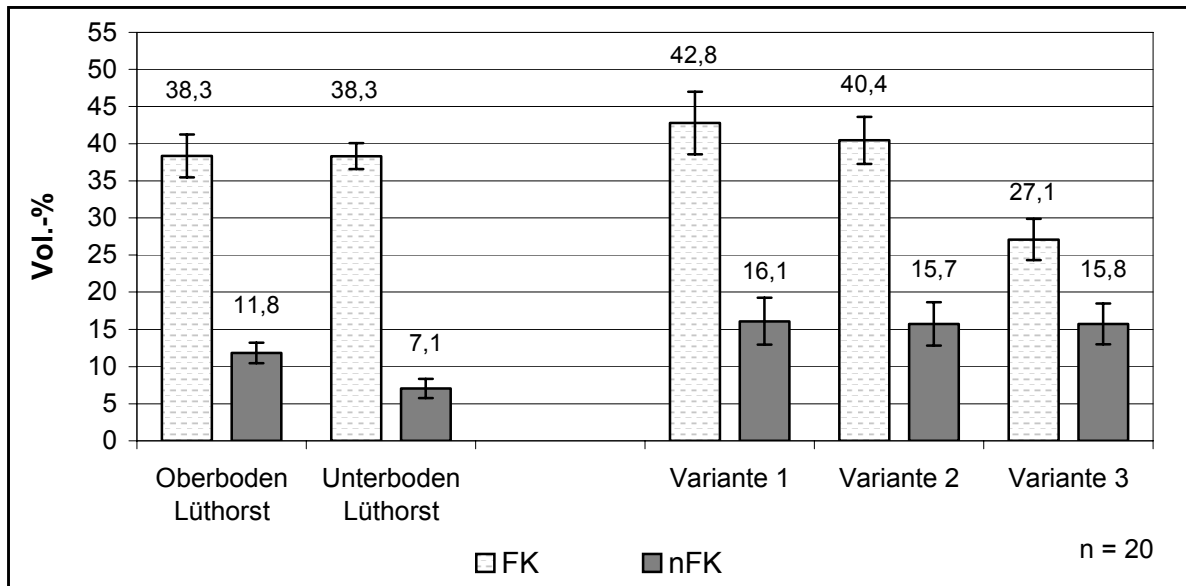


Abb. 7.2.3-2: Wasserhaushaltsgrößen der untersuchten Varianten und des Oberbodens Lüthorst sowie des Unterbodens Lüthorst.

Abbildung 7.2.3-2 zeigt die geringe nutzbare Feldkapazität des Ausgangssubstrates Unterboden Lüthorst und die Erhöhung dieser durch die Zuschlagsstoffe. Ebenso deutlich wird, dass die 0,5 m mächtige Schicht des Oberbodens Lüthorst mit einer nFK von 11,8 Vol.-% im Vergleich zu den Varianten 1 bis 3 ein erheblich geringeres Wasserspeichervermögen besitzt und somit die gewünschte hohe Wasserspeicherfähigkeit aller Varianten negativ beeinflusst. Dies wird noch dadurch verstärkt, dass der Oberboden den am intensivsten durch die Vegetation genutzten Bereich darstellt.

Die ermittelte Porengrößenverteilung bildet nur den Zustand der Substrate bei der Probenentnahme ab. Durch zukünftige Konsolidierungsprozesse wird es in den nächsten Jahren noch zu Veränderungen im Grobporenraum kommen, die vor allem die Feldkapazitäten erhöhen werden. Die Varianten wiesen einen hohen Anteil an weiten und mittleren Grobporen (19,8 bis 25,5 Vol.-%) auf. Der Oberboden Lüthorst sowie die Stabilisat-Varianten besitzen zudem einen großen Feinporenanteil. PODLACHA (1999) ermittelte an Boden-Stabilisatgemischen ebenfalls hohe Luftkapazitäten und einen hohen Totwasseranteil. Nach LÖSCH (2003) stellt der PWP aber keine allgemeingültige ökologische Größe

dar, sondern dient in der Landwirtschaft lediglich als Faustzahl. So können Pflanzen durchaus mehr Wasser ausschöpfen. Ebenso kommt es nach längerer Trockenheit und z.B. bei windexponierten Flächen im Oberboden zu einer Reduzierung des Wasseranteils unterhalb des PWP.

Die Standardabweichungen zeigen die Heterogenität der geschütteten Substrate und dass die Substrate damit hinsichtlich ihrer Eigenschaften und Funktionen nur bedingt mit natürlichen Böden vergleichbar sind. Dies bestätigen MEUSER (1996) sowie HOLLAND (1996), die technogene Substrate bzw. Stadtböden in Stuttgart untersuchten und ebenfalls sehr heterogene Porenraumverhältnisse in Bodenmaterialien aus Bodenaushub mit Aschen und Schlacken fanden. Nach HARTGE UND HORN (1999) bestimmen Größe und Form von Poren maßgebend die Geschwindigkeit von (Wasser-)Transportvorgängen im Boden. Anders als beobachtet, hätten die Substrate der Varianten 1 bis 3 sowie der Oberboden demnach erhebliche Sickerwasserraten zulassen müssen. Allerdings sind bei geschütteten Böden noch keine kontinuierlichen Porensysteme entwickelt, so dass die vertikale Wasserbewegung geringer als in natürlichen Böden mit ähnlichen Kennwerten ist. Untersuchungen von PODLACHA (1999) an Boden-Stabilisatgemischen bestätigen dies.

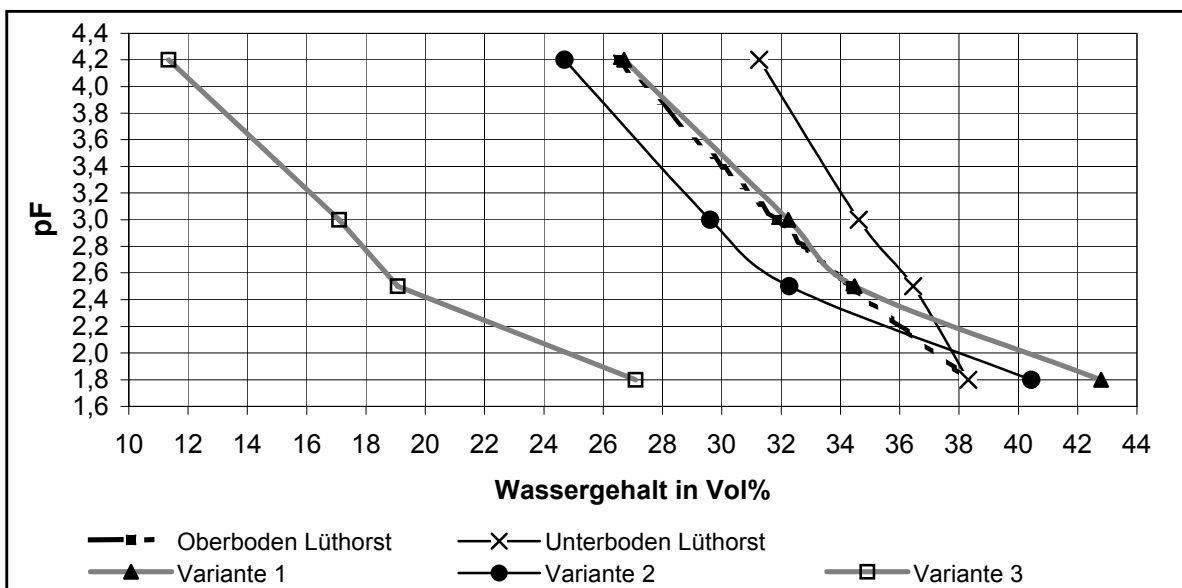


Abb. 7.2.3-3: pF/WG-Kurve der untersuchten Varianten und des Oberbodens Lüthorst sowie des Unterbodens Lüthorst.

Mit Hilfe der pF-WG-Kurve lässt sich der Wassergehalt (WG) des betrachteten Substrates bei einem bestimmten pF-Wert ablesen. Die pF/WG-Kurven der untersuchten Varianten sowie des Oberbodens und Unterbodens Lüthorst werden in Abbildung 7.2.3-3 gezeigt. Da der pF-Wert den dekadischen Logarithmus des Druckes (in cm WS) der Wasserspannung des Bodens darstellt, kann somit über die Erfassung der jeweiligen Wasserspannung auch der Wassergehalt bzw. der pflanzenverfügbare Wassergehalt ermittelt werden. Nach KUNTZE ET AL. (1994) hat die pF-Kurve für jeden Boden einen typischen Verlauf. Der Wassergehalt

selbst stellt somit keine geeignete Bezugsbasis dar. Erst mit der Bestimmung des Wasserzustandes (pF-Wert) wird der notwendige energetische Bezug hergestellt. Die Saugspannungen in gewachsenen Böden, aber auch in technogenen Bodensubstraten kann kontinuierlich z.B. mit Tensiometern erfasst werden (siehe hierzu auch Kapitel 6.1.3).

Bodenwasserspannungen

Die ab April 2006 mittels mechanischer Tensiometer in den Bodentiefen 40, 80, 120, 160 und 190 cm mit 3-facher Wiederholung erfassten Saugspannungen der Substrate werden im Folgenden dargestellt und diskutiert. In den Grafiken ist jeweils der Mittelwert angegeben. Der höchste Messwert lag bei ca. 950 mBar, in der Regel fielen die Tensiometer bei Werten um 850 mBar trocken, d.h. der Messbereich lag zwischen pF 0 und etwas unterhalb pF 3.

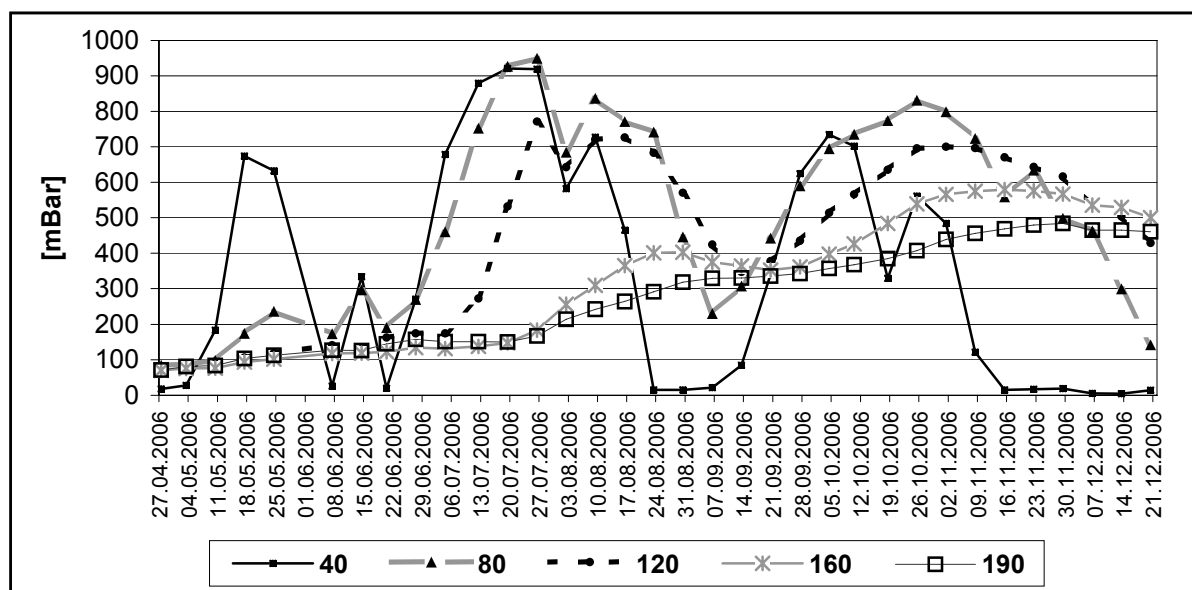


Abb. 7.2.3-4: Saugspannungen in verschiedenen Tiefen der Variante 1 im Jahr 2006.

Die von April bis Dezember 2006 gemessenen Saugspannungen in Variante 1 zeigten für den Bereich bis 120 cm Bodentiefe erhebliche Schwankungen. Nur im Juli 2006 wurden Werte oberhalb des Messbereiches erreicht. Für den tieferen Bodenbereich zeigt Abbildung 7.2.3-4 eine allmähliche Erhöhung der Saugspannungen bis Mitte/Ende November auf etwa 500 bis 600 mBar. Anschließend sanken die Saugspannungen wieder, der Wassergehalt des Bodens nahm zu. Deutlich wird die zeitliche Verzögerung der Wasserzu- und -abnahmen mit zunehmender Bodentiefe. So begannen in 40 cm Tiefe die Saugspannungen Anfang Oktober 2006 abzunehmen, während sie in einer Tiefe von 80 cm erst ab Mitte Oktober und in 120 cm Tiefe erst ab Anfang November sanken.

In 2007 verhielten sich die Saugspannungen aufgrund der hohen Niederschläge völlig anders. Lediglich Mitte bis Ende April 2007 stiegen die Werte in 40 cm Tiefe auf 800 mBar, wie in Abbildung 7.2.3-5 gezeigt, an. In der Messtiefe 80 cm wuchsen die Werte zeitlich verzögert nur auf etwa 250 mBar an.

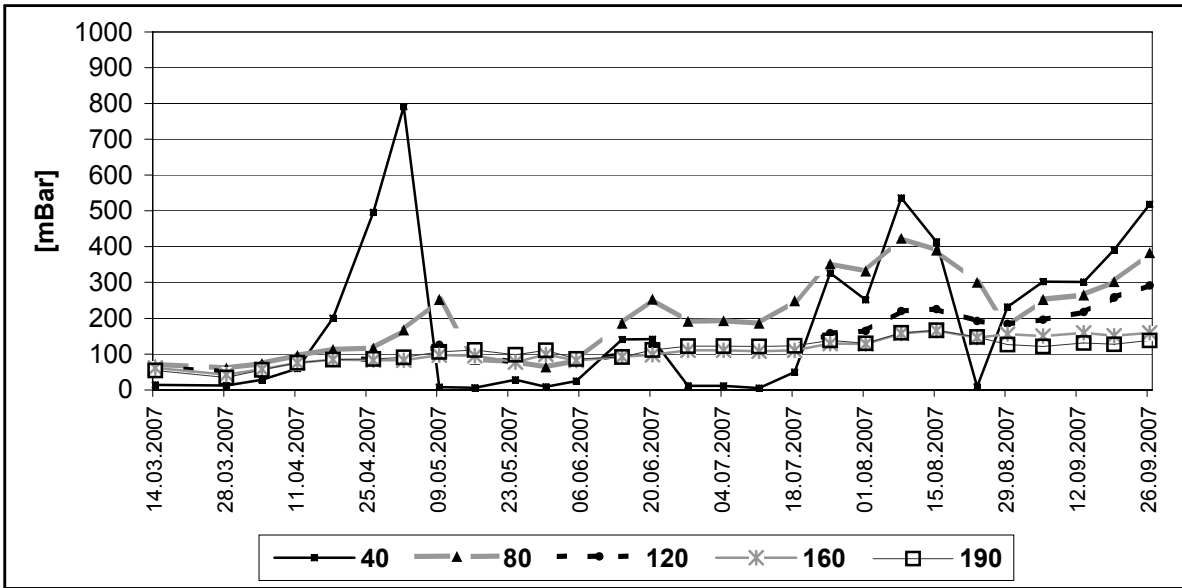


Abb. 7.2.3-5: Saugspannungen in verschiedenen Tiefen der Variante 1 im Jahr 2007.

In der Periode von März bis Ende September 2007 war lediglich ein einmaliger höherer Anstieg in den Tiefen 40 und 80 cm Anfang August zu verzeichnen. Ab Ende August erhöhten sich die Saugspannungen in den Tiefen 40, 80 und 120 cm wieder. In den Tiefen 160 und 190 cm der Variante 1 lagen die Saugspannungen dagegen das ganze Jahr 2007 zwischen 50 und 180 mBar.

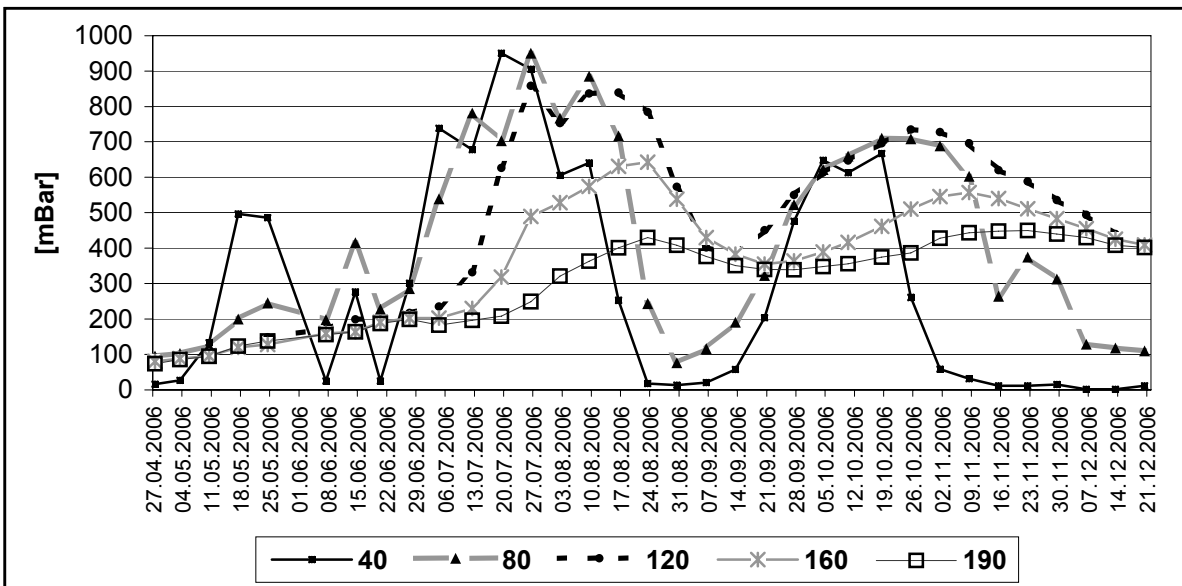


Abb. 7.2.3-6: Saugspannungen in verschiedenen Tiefen der Variante 2 im Jahr 2006.

Die Saugspannungen für Variante 2 zeigen gegenüber Variante 1 für 2006 einen nahezu identischen Verlauf. Allerdings waren die für Variante 2 in der Messtiefe 160 cm ermittelten Saugspannungen, wie in Abbildung 7.2.3-6 präsentiert, im August mit über 600 mBar deutlich höher als die in der gleichen Messtiefe der Variante 1 mit 400 mBar.

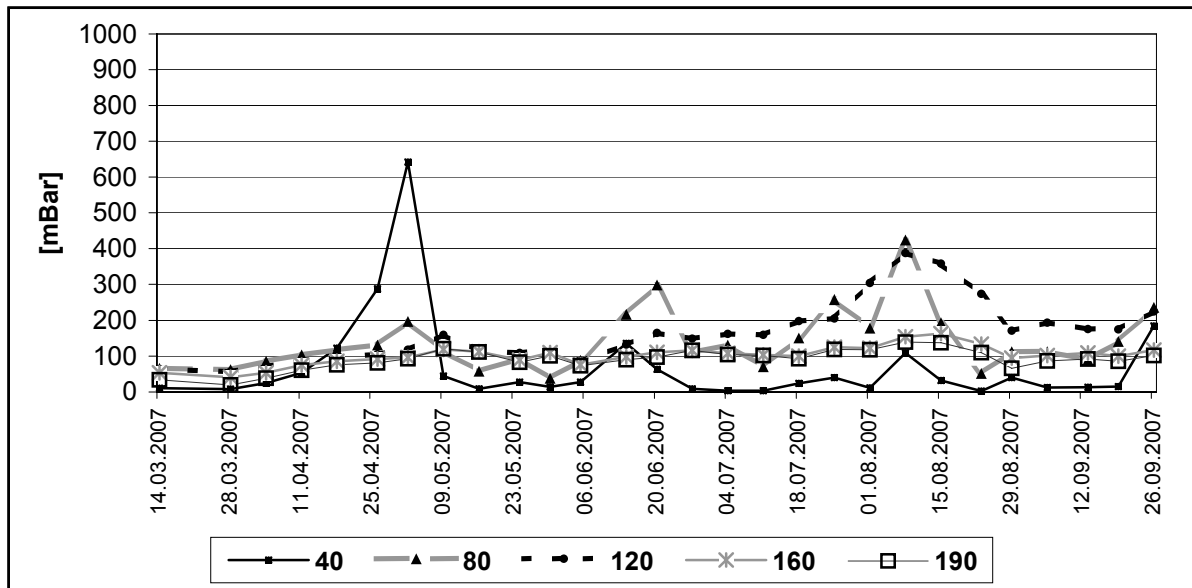


Abb. 7.2.3-7: Saugspannungen in verschiedenen Tiefen der Variante 2 im Jahr 2007.

Auch für 2007 zeigt Abbildung 7.2.3-7, dass die Saugspannungen der Variante 2 einen ähnlichen Verlauf wie die der Variante 1 hatten. Für die Messtiefe 120 cm lagen die Saugspannungen im August allerdings mit fast 400 mBar deutlich höher als die der Variante 1 in gleicher Tiefe. Weiterhin fällt auf, dass im Oberboden (Tiefe 40 cm) die Saugspannung ab Mai 2007 weniger stark schwankte als die der Variante 1 und die Messwerte unterhalb von 200 mBar blieben.

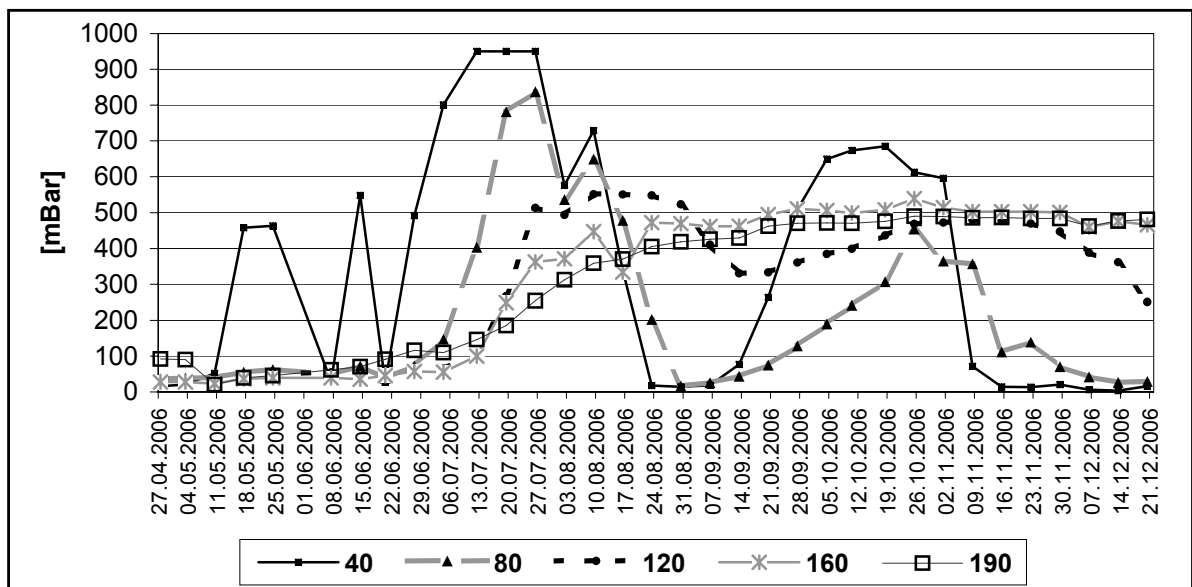


Abb. 7.2.3-8: Saugspannungen in verschiedenen Tiefen der Variante 3 im Jahr 2006.

Die in Abbildung 7.2.3-8 dargestellte Entwicklung der Saugspannungen für Variante 3 von April bis Ende Dezember 2006 zeigt wie schon für Variante 1 und 2 die zeitliche Verzögerung der Zu- und Abnahme des Wassergehaltes mit zunehmender Bodentiefe auf.

Während es in den drei Messtiefen bis 120 cm zu z. T. erheblichen Schwankungen der Saugspannungen kam, war ein stetiger Anstieg in den Tiefen 160 und 190 cm über den Jahresverlauf 2006 erkennbar. Im Gegensatz zu den Varianten 1 und 2 fielen die Saugspannungen zu Jahresende nur im Bereich bis 120 cm ab, für die Tiefen darunter blieben sie konstant bei etwas unter 500 mBar. Dies zeigte sich folglich auch im Sickerwasseranfall unterhalb der Abdeckschichten im Winter 2006/2007 (siehe hierzu Kapitel 7.2.6.1).

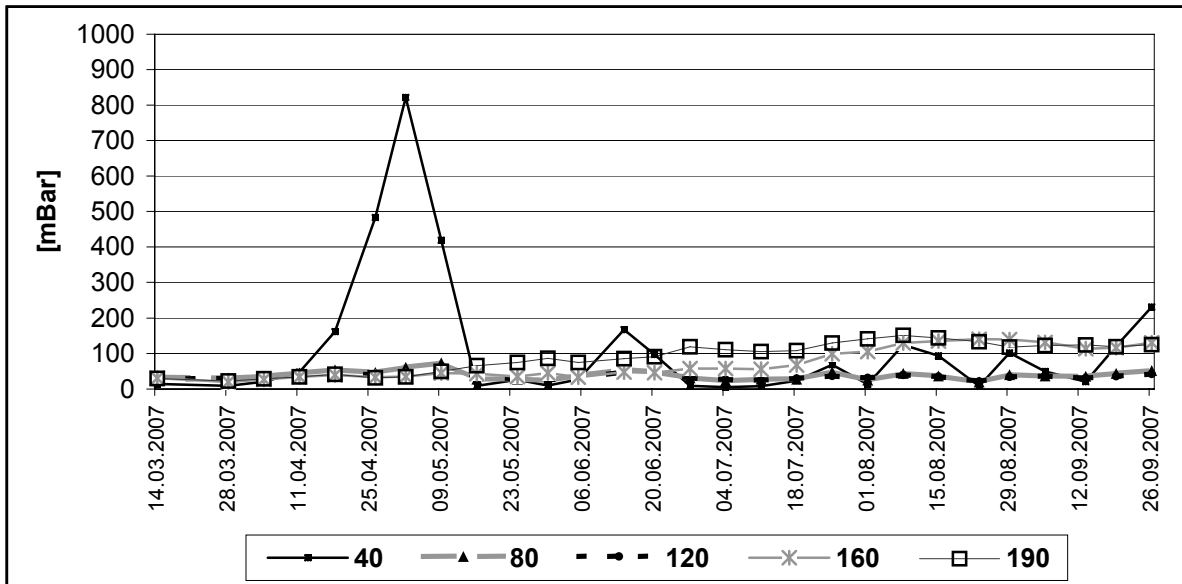


Abb. 7.2.3-9: Saugspannungen in verschiedenen Tiefen der Variante 3 im Jahr 2007.

Ein zu den Varianten 1 und 2 völlig verschiedenes Bild zeigte sich für Variante 3 im Jahr 2007. Die in Abbildung 7.2.3-9 vorgestellten Ergebnisse zu den Saugspannungen zeigen für Variante 3 bis Mai 2007 einen den beiden anderen Varianten sehr ähnlichen Verlauf. Die durch die sechswöchige, niederschlagsarme Periode verursachte Reduzierung des Bodenwassergehaltes führte nur im Oberboden bei einer Messtiefe von 40 cm zu einem messbaren Effekt. Anschließend waren im Verlauf des Jahres 2007 aber kaum noch höhere Saugspannungen als 150 mBar messbar. Bis auf die beiden Ausschläge der Werte der Messtiefe 40 cm im Juni und im September 2007 waren durchweg die höchsten Saugspannungen in der Tiefe von 190 cm zu beobachten.

Während sich für 2006 über alle Varianten ein sehr einheitliches Bild zeigte, war für 2007 ein deutlicher Unterschied zwischen den Varianten 1 und 2 sowie dem Höxterboden (Variante 3) zu erkennen. 2006 war ein verhältnismäßig trockenes Jahr. Darüber hinaus befand sich die Vegetation auf den Varianten noch im Aufbau, vor allem das Gehölzwachstum begann erst im Verlauf des Jahres 2006. Diese auf das Ergebnis vereinheitlichend wirkenden Faktoren zeigten sich auch im Gesamtergebnis zum Sickerwasseranfall in 2006 (siehe hierzu Kapitel 7.2.6.1). Durch die enorm hohen Niederschläge in 2007 wurden die Schwankungen der Saugspannungen reduziert. Des Weiteren wurde der Nachteil der Tensiometer, bei Trockenheit, aufgrund von Wasserspannungen im Boden oberhalb von 850 bis 900 mBar,

leer zu laufen, praktisch aufgehoben. Unterschiede zwischen den Varianten, verursacht durch verschiedene Bodeneigenschaften oder Verdunstungsleistungen der Vegetation, die sich sonst nur im Bereich sehr hoher Saugspannungen bzw. sehr niedriger Bodenwassergehalte gezeigt hätten, waren durch das ständig ausreichend verfügbare Wasserangebot mittels der mechanischen Tensiometer messbar. So zeigen die Ergebnisse zum Sickerwasseranfall unterhalb der Rekultivierungsschichten in Kapitel 7.2.6 für 2007, dass die Vegetation auf der Variante 3 das zur Verfügung stehende Wasser zum einen fast vollständig nutzen, zum anderen dass der Boden das Niederschlagswasser auch ausreichend speichern konnte. Bei den Varianten 1 und 2 deuten die aufgetretenen Saugspannungen in Verbindung mit dem erheblichen Sickerwasseranfall an, dass der Boden das Wasser, obwohl im Überangebot vorhanden, in den Tiefen bis 120 cm nicht für die Vegetation in ausreichender Menge bereitstellen konnte.

Die im Abschnitt zuvor vorgestellten Ergebnisse der Laboruntersuchungen zeigen für alle drei Varianten praktisch die gleichen nutzbaren Feldkapazitäten. Folglich hätten die Stabilisat-Varianten der Vegetation das gleiche Wasserangebot bieten können. Weiterhin ergaben die Ergebnisse zu den Eindringwiderständen aber, dass es vor allem in Variante 1 zu einer Hemmung des Wurzelwachstums kommen könnte. Dies lässt demnach nur den Schluss zu, dass es aufgrund einer geringeren Durchwurzelungstiefe in den Stabilisat-Varianten zu einem erhöhten Wasserbedarf im oberen Bereich bis 120 cm kam. Bestätigt werden diese Schlussfolgerungen auch durch die Ergebnisse der Aufnahme des Wurzelwachstums (siehe hierzu Kapitel 7.2.4). Ein weiterer Aspekt der Stabilisate, der berücksichtigt werden muss, ist der Salzgehalt sowie das osmotische Potenzial, das dieser ausübt. Nach LÖSCH (2003) kann das osmotische Potenzial die Wasserverfügbarkeit für die Pflanzen herabsetzen. Da zum einen durch die Niederschläge im Versuchszeitraum immer ausreichend Wasser vorhanden war und zum anderen der Salzgehalt mit 2,6 bis 3,2 mS/cm für Variante 1 und 2 im pflanzenverträglichen Bereich lag, konnte ein Effekt auf die Vegetation nicht beobachtet werden. In ausgesprochen langen Trockenphasen im Sommerhalbjahr könnten allerdings die Bodenwasserspannungen der Stabilisat-Varianten leicht erhöht sein.

Abschließend bleibt festzuhalten, dass keine negativen Wasserspannungen in den einzelnen Tiefen der Varianten gemessen wurden. Dass sich zu Zeiten hoher Wassersättigung Stauwasser auf eventuell verdichteten Lagen innerhalb der Rekultivierungsschichten ausgebildet hatte, ist deshalb auszuschließen. Zeitweise lagen sehr niedrige Saugspannungen vor, die aber schnell wieder anstiegen und nur im Oberboden bei der Messtiefe 40 cm erfasst wurden. Ein Stauwassereinfluss auf die Vegetation, der Wuchsschäden verursachen könnte, ist demnach nicht zu befürchten. Generell sollte aus Gründen der Standsicherheit nach WATTENDORF ET AL. (2005) Stauwasser in Rekultivierungsschichten vermieden werden.

Um den Einfluss der Vegetation auf die Reduzierung des Niederschlags detaillierter zu untersuchen, wurden auf dem Gehölzfeld die Saugspannungen von jeweils 5 Tensiometern

der Tiefen 40, 80, 120, 160 und 190 cm in Bereichen verschiedener Arten bzw. Artenzusammensetzungen verglichen. Hierzu wurden für die drei Bereiche

- Kiefern mit Dominanz der krautigen Vegetation,
- Eichen und Birken mit krautigem Unterbewuchs,
- Weiden und Birken mit krautigem Unterbewuchs

die Saugspannungen der Tensiometer im Sommerhalbjahr (SHJ) 2007 als Balken in den folgenden Abbildungen 7.2.3-10 bis 7.2.3-12 aufgetragen. Dabei soll sowohl die Häufigkeit der Ausschläge der Saugspannungen als auch deren Höhe betrachtet werden. Aufgrund der vielen Einzelwerte wurde eine sehr kompakte Darstellungsform gewählt, da diese die wesentlichen Ergebnisse sehr anschaulich präsentiert.

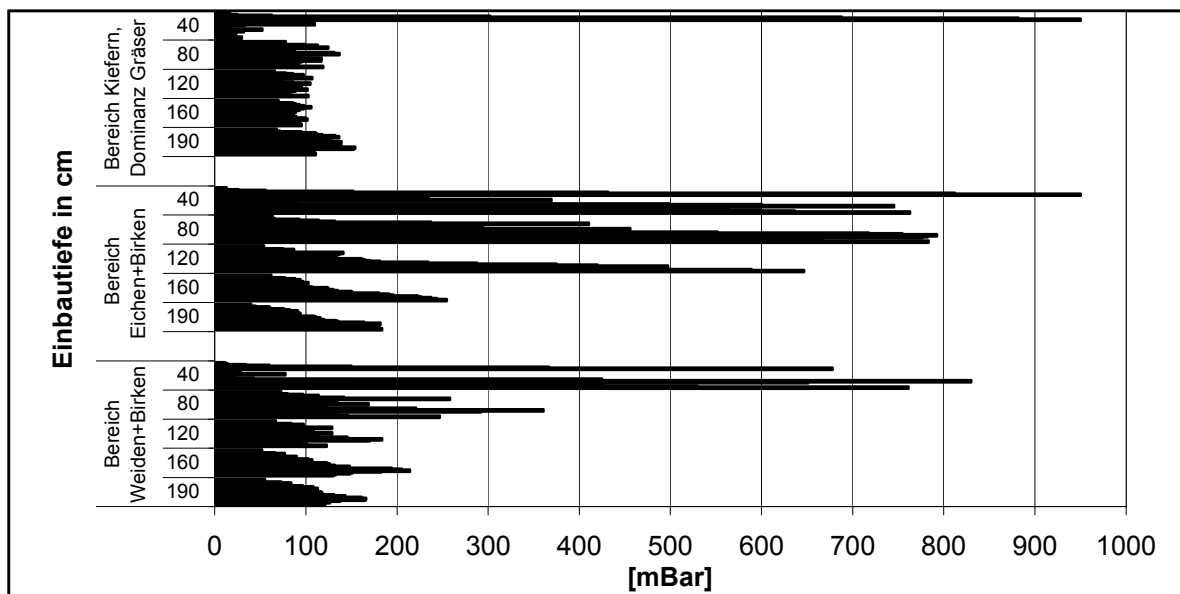


Abb. 7.2.3-10: Saugspannungen in verschiedenen Tiefen der Variante 1 im SHJ 2007 gegliedert nach Bewuchs, ermittelt mit mechanischen Tensiometern.

Abbildung 7.2.3-10 veranschaulicht sehr deutlich den Einfluss der Gehölze auf die Höhe der Bodenwasserspannungen in Variante 1 im niederschlagsreichen Sommer 2007. Während im Bereich Kiefern mit Dominanz der krautigen Vegetation hauptsächlich Ausschläge im Oberboden stattfanden, kam es in den gehölzdominierten Bereichen häufiger zu erheblichen Ausschlägen bis in Tiefen von 120 cm. Vor allem im Bereich der Anpflanzung der Eichen und Birken waren erhebliche Saugspannungsausschläge mit großer Häufigkeit zu beobachten. Gegen Ende des Sommerhalbjahres 2007 war ein leichter allgemeiner Anstieg der Saugspannungen über alle Tiefen zu registrieren.

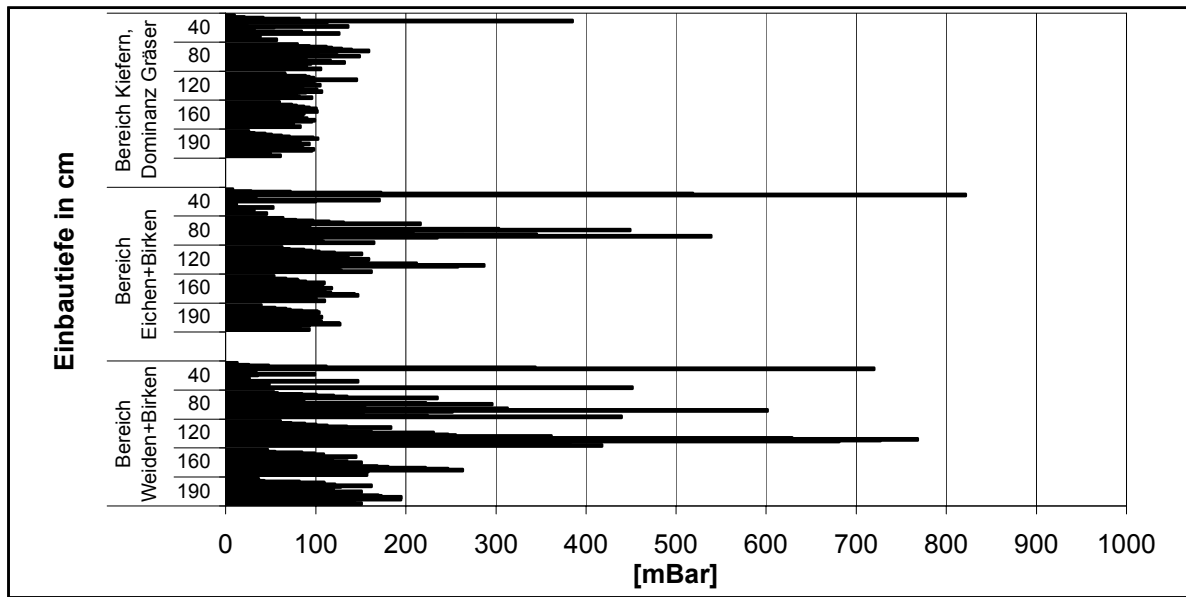


Abb. 7.2.3-11: Saugspannungen in verschiedenen Tiefen der Variante 2 im SHJ 2007 gegliedert nach Bewuchs, ermittelt mit mechanischen Tensiometern.

Die Ausschläge der mittels Tensiometer in Variante 2 erfassten Saugspannungen bestätigen den großen Einfluss der Gehölze bis in größere Bodentiefen. Allerdings waren innerhalb der 25 % Stabilisat-Variante, wie in Abbildung 7.2.3-11 gezeigt, die häufigeren Ausschläge im Bereich der Weiden und Birken zu beobachten. Die Zunahme der Saugspannungen für alle Bodentiefen zum Ende des Sommerhalbjahres 2007 konnte nicht über alle Tiefen deutlich ermittelt werden.

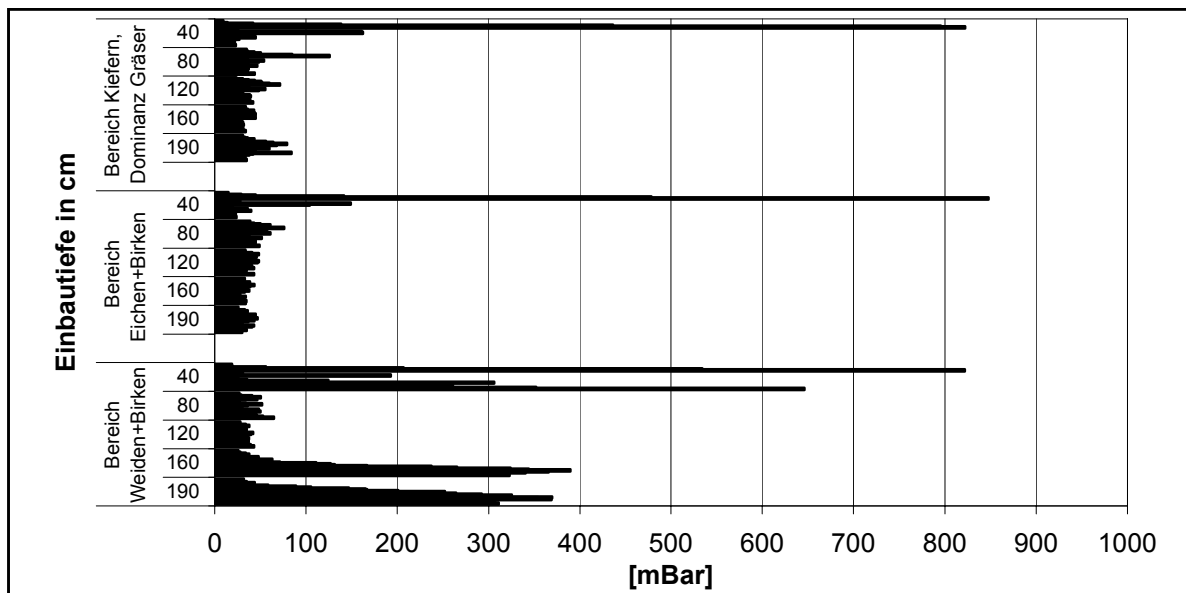


Abb. 7.2.3-12: Saugspannungen in verschiedenen Tiefen der Variante 3 im SHJ 2007 gegliedert nach Bewuchs, ermittelt mit mechanischen Tensiometern.

Für Variante 3, den Höxterboden, stellen sich die Ausschlagshäufigkeiten und Intensitäten wie in Abbildung 7.2.3-12 gezeigt dar. Im Gegensatz zu den Stabilisat-Varianten 1 und 2 fand in allen Bereichen, nicht nur im von der krautigen Vegetation dominierten Kiefern-bereich, eine Erhöhung der Saugspannungen vornehmlich im Oberboden bei 40 cm Messtiefe statt. Die hohen Werte in den Messtiefen 160 und 190 cm im Bereich Weiden und Birken erscheinen nicht nachvollziehbar. Möglicherweise ist die Erhöhung der Werte auf aufbaubedingte, durch die Nähe zum Planum entstandene Entwässerungsvorgänge in der Grenzschicht zurückzuführen. Eine erhöhte Wasserausschöpfung durch die Wurzeln wird eigentlich nicht erwartet, ist aber aufgrund der starken Durchwurzelung der Variante 3 bis in 2 m Tiefe nicht ganz auszuschließen (siehe hierzu Kapitel 7.2.4). Ob die grundsätzlich höheren Werte der Bodenwasserspannungen in den Stabilisat-Varianten 1 und 2, die unterhalb von 40 cm Bodentiefe selten unter 80 mBar lagen, auf ein osmotisches Potenzial durch den Salzgehalt hinweisen wurde nicht näher betrachtet, wäre aber für ein Sommerhalbjahr durchaus denkbar.

Die Ergebnisse der Betrachtung der Saugspannungen der durch verschiedene Gehölze bzw. Vegetation beeinflussten Bereiche des Gehölzfeldes bestätigen die für die Stabilisat-Varianten beschriebenen Schlussfolgerungen. In den Bodentiefen der Variante 3 zeigten sich, trotz der enorm hohen realen Verdunstung der Vegetation für 2007, kaum erhöhte Bodenwasserspannungen. Bei den Variante 1, mit 50 % Stabilisat, sowie der Variante 2 mit 25 % Stabilisat zeigten sich häufig erhöhte Bodenwasserspannungen bis in 120 cm Bodentiefe und dies vor allem im Bereich der Gehölze.

7.2.4 Untersuchungen zur Vegetation

Im folgenden Abschnitt werden die Ergebnisse der Vegetationsaufnahmen, der Biomasseanalytik sowie des Wachstums der Gehölze und der Wurzeln präsentiert, die sowohl vom Lysimeterfeld als auch vom Gehölzfeld erhoben wurden. Die Vegetationsaufnahmen und die Beprobung der Biomassen auf dem Lysimeterfeld erfolgten jeweils Ende Juli 2005, 2006 und 2007. Die Bezeichnung der Artnamen erfolgt nach HÄUPLER UND MUER (2007). In 2005 wurde die geschlossene Vegetationsdecke erst im Juni erreicht, da zu Beginn der Untersuchung im April das Auflaufen des Saatgutes durch die Trockenheit sehr stark verzögert worden war. Folglich war in den ersten zwei Monaten der Datenerfassung noch keine merkliche Transpiration durch den Bewuchs möglich. Ab Juli 2005 wurde ein geschlossener, wüchsiger Bestand etabliert. Dieser gewährleistet seitdem die gewünschte hohe Verdunstungsleistung der Vegetation. Das Lysimeterumfeld entsprach dem Aufbau der jeweiligen Variante, die Biomassenproben wurden in 5-facher Wiederholung von den Flächen außerhalb der Lysimeter gewonnen. So erfolgte z.B. bei Variante 2 die Biomassenprobennahme im Umfeld der Lysimeter 2.1 und 2.2. Eine direkte Beprobung der Biomasse auf den Lysimetern selbst wäre destruktiv gewesen und hätte die Verdunstungsleistung der Vegetationsschicht beeinflusst. Die Ergebnisse zu den Gehölzen auf den Lysimetern beziehen sich hingegen nur auf die Gehölze innerhalb der Lysimeter. Hier erfolgte lediglich

eine Vermessung und somit keine Beeinflussung der Sickerwasservermeidung bzw. -entstehung.

Vegetationsaufnahmen

Das in Abbildung 7.2.4-1 dargestellte Artenspektrum für 2005 zeigt, dass neben dem Deutschen Weidelgras (*Lolium perenne*) mit einem Anteil von 50 bis 60 % an der Gesamtdeckung, hauptsächlich Stickstoff zeigende Ruderalarten auf dem Lysimeterfeld vorkamen. Neben der Spießmelde (*Atriplex prostrata*) mit bis zu 19 % an der Gesamtdeckung in Variante 2, war dies vor allem die Geruchlose Kamille (*Tripleurospermum indorum*) mit einem ebenso hohen Deckungsgrad in Variante 3 und die Kriech-Quecke (*Elymus repens*). Die Quecke hatte über alle Varianten einen Anteil an der Gesamtdeckung von 10 %, bei Variante 3 sogar von 15 %. Die Gesamtdeckung für 2005 war mit annähernd 100 % sehr hoch.

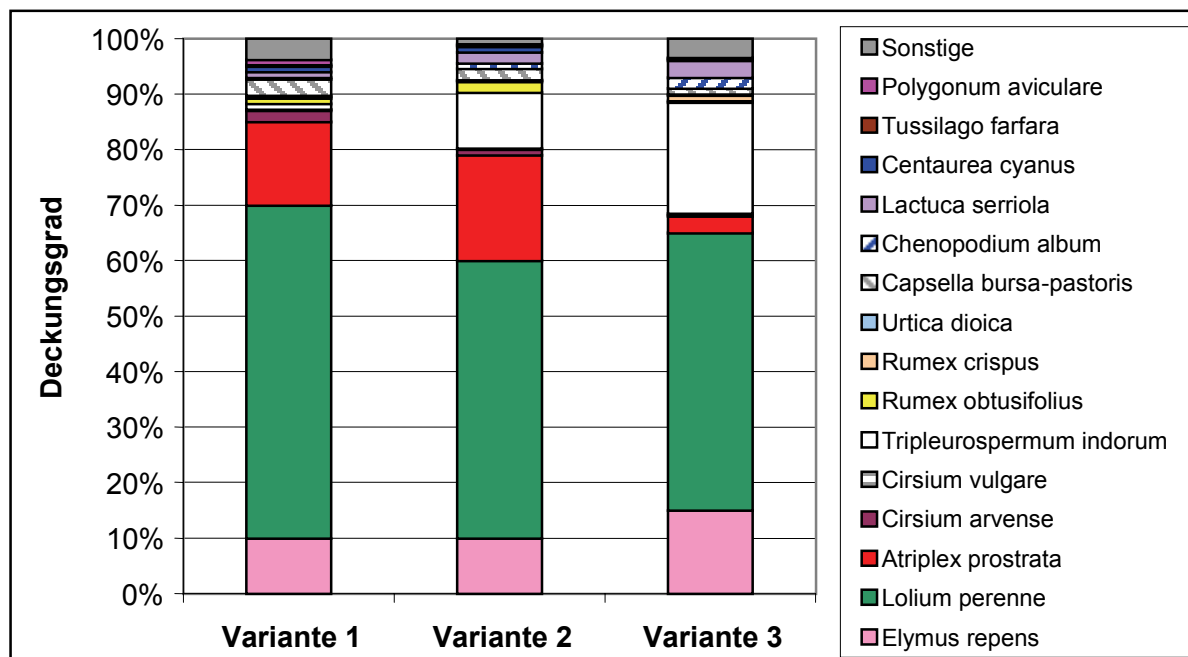


Abb. 7.2.4-1: Vegetationsaufnahme der Versuchsfelder im Juli 2005.

Das Weidelgras war mit 50 bis 60 % Anteil die Hauptkomponente der im Frühjahr auf den Flächen eingesäten Ansaatmischung und nimmt deshalb diesen hohen Anteil an der Gesamtdeckung ein. Die ebenfalls ausgesäten Gräser Wiesenrispe (*Poa pratensis*) und Rotschwingel (*Festuca rubra*) wurden bei der Vegetationsaufnahme 2005 selten bis gar nicht gefunden und erschienen erst ab 2006 mit nennenswerten Deckungsgraden. Aufgrund des Samenvorrats der Umgebung und des Oberboden Lüthorst selbst hatte sich, trotz des verspäteten Auflaufens ein geschlossener, wüchsiger Bestand schon im ersten Versuchsjahr etabliert.

Die Vegetationsaufnahme von 2006 veranschaulicht, dass sich gegenüber 2005 die neben Weidelgras stark durch Ruderalarten geprägte krautige Vegetationsschicht zu Gunsten der

Gräser wandelte. Abbildung 7.2.4-2 verdeutlicht die Zunahme der Quecke in den Varianten 2 und 3 auf über 30 %. Das Weidelgras hingegen nahm immer noch mit etwa 50 % den größten Anteil an der Gesamtdeckung ein. Bei Variante 1 mit 50 % Stabilisat war ein leichter Rückgang der Quecke zu verzeichnen, das Weidelgras hingegen hatte auf über 70 % zugenommen.

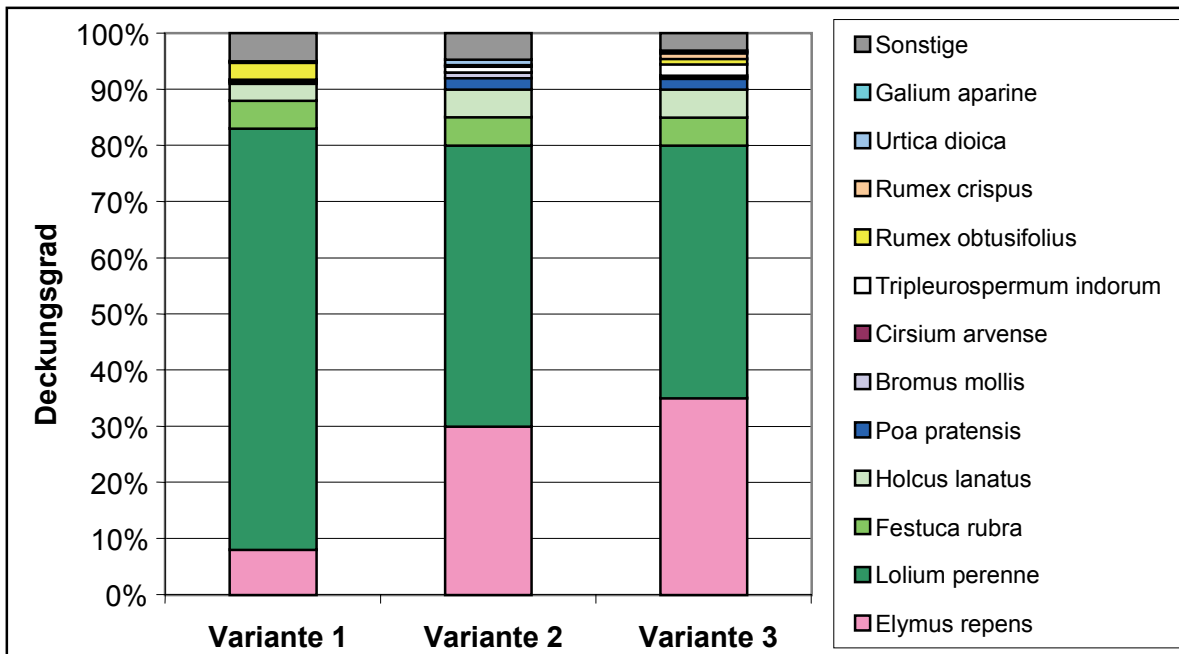


Abb. 7.2.4-2: Vegetationsaufnahme der Versuchsflächen im Juli 2006.

Neben den in 2005 ebenfalls ausgesäten Gräsern Wiesenrispe und Rotschwingel wurde in 2006 weiterhin das Wollige Honiggras (*Holcus lanatus*) mit einem Anteil von 3-5 % an der Gesamtdeckung ermittelt. Einige wenige Ruderalarten, wie die Geruchlose Kamille, die Brennnessel (*Urtica dioica*), der Stumpfbältrige und der Krause Ampfer (*Rumex crispus* und *obtusifolius*) waren, wie Abbildung 7.2.4-2 zeigt, mit geringem Anteil an der Gesamtdeckung vertreten. Andere Arten, wie die Spießmelde sind in 2006 vollkommen verschwunden. Generell war gegenüber 2005 eine Abnahme der Artenanzahl festzustellen.

In 2007 erfolgte eine weitere Veränderung der Zusammensetzung der krautigen Vegetation. Die Quecke nahm in den Varianten 25 % Stabilisat (Variante 2) und Höxterboden (Variante 3) auf 50 % Deckungsgrad zu und das Weidelgras ging auf etwa 20 % Anteil an der Gesamtdeckung zurück. Einen ebenso großen Anteil nahm nun der Rotschwingel ein. Auf der Variante mit 50 % Stabilisat (Variante 1) stellte sich das Bild wiederum anders dar, doch auch hier ging das Weidelgras auf 40 % zurück und die Quecke legte auf 20 %, der Rotschwingel sogar auf 30 % zu. Außer der Brennnessel in Variante 2 und 3 war in 2007 nur noch der Stumpfbältrige Ampfer (*Rumex obtusifolius*) in Variante 1 mit nennenswerter Deckung vertreten.

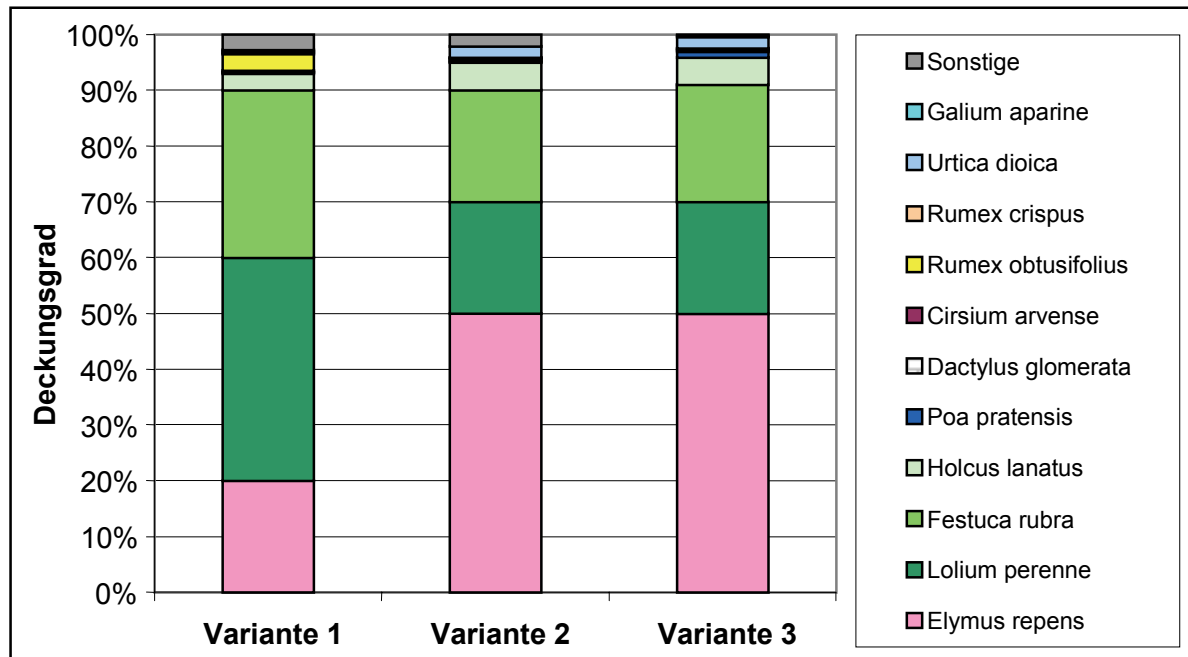


Abb. 7.2.4-3: Vegetationsaufnahme der Versuchsflächen im Juli 2007.

Der Anteil der Gräser an der Gesamtdeckung nahm über den Betrachtungszeitraum von 60-70 % in 2005 über 90 % in 2006 auf annähernd 94-97 % in 2007 zu. Die Artenanzahl nahm von 2005 auf 2006 erheblich ab und blieb ab dann bis 2007 relativ konstant. Auch bei der Anzahl der Arten selbst nahmen die Gräser einen großen Anteil ein.

Geerntete oberirdische Biomassen

Der Masse des oberirdisch gebildeten Aufwuchses, ausgedrückt als Trockenmasse, spiegelt die Fähigkeit der Pflanzen wider, ein Substrat zu erschließen und die darin enthaltenen Mineralstoffe zu nutzen. Die in Abbildung 7.2.4-4 dargestellten, jeweils im Juli der Jahre 2005 bis 2007 geernteten, mittleren Biomassen lagen um 60 dt/ha und waren über alle Varianten hoch.

Variante 1 liegt im Nordwesten des Lysimeterfeldes (Lysimeter 1.1 + 1.2) und zeigte aufgrund des erhöhten Windeinflusses und der hierdurch verstärkten Trockenheit den geringsten Biomassertrag in 2005. Es wurden jeweils 5 Proben gewonnen und die dargestellten Werte sind der Mittelwert aus diesen. Die Streuung ist in der 50 % Stabilisat Variante ebenfalls am größten, dies bestätigt auch der relativ uneinheitliche Bewuchs innerhalb der Variante 1 im Juli. Später entwickelte sich die Variante ebenso wie die zwei anderen, so dass sich Anfang Oktober ein sehr einheitlich bewachsenes Lysimeterfeld präsentierte.

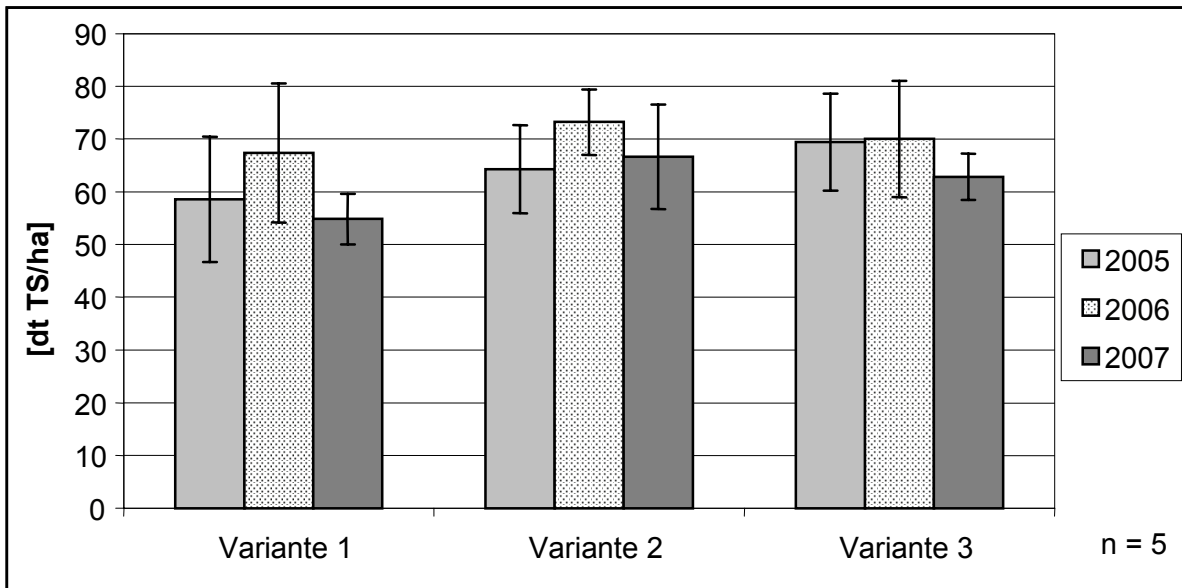


Abb. 7.2.4-4: Oberirdischer Biomasseertrag der einzelnen Varianten über den Versuchszeitraum, umgerechnet in dt TS/ha.

Abbildung 7.2.4-5 zeigt den Blick von Norden auf das Lysimeterfeld, deutlich zu erkennen sind neben dem einheitlichen Bewuchs die Niederschlagsammler in 1 m Höhe sowie die Windwegmesser in 0,5 m Höhe. Die Erträge des Jahres 2006 waren im Jahresvergleich über alle Varianten am höchsten. Wie in Abbildung 7.2.4-4 gezeigt, waren bei Variante 1 (50 % Stabilisat) generell die geringsten Erträge zu verzeichnen. So wurden in 2007 nur knapp 55 dt TS/ha geerntet. Den höchsten Ertrag hatte die 25 % Stabilisat Variante im Jahr 2006 mit über 73 dt TS/ha.



Abb. 7.2.4-5: Lysimeterfeld Anfang Oktober 2005.

Die Standardabweichungen der Varianten lassen untereinander und auch zwischen den einzelnen Jahren keine gesicherte statistische Mittelwertabweichung erkennen. Die Entwicklung des Biomasseertrags der krautigen Vegetation im Zeitablauf über die drei Versuchsjahre zeigte für keine der drei Varianten signifikante Zuwächse oder Rückgänge.

Da die empirischen F-Werte unter den entsprechenden kritischen Tabellenwerten lagen, ist die Nullhypothese, der zufolge keine signifikanten Biomassezuwächse oder Biomasserückgänge im Untersuchungszeitraum erwartet wurden, anzunehmen.

Ein Vergleich der Ergebnisse mit Erträgen ausgewählter Grünlandstandorte, wie in Tabelle 7.2.4-1 dargestellt, zeigt, dass die auf den Versuchflächen erreichten Biomassen denen einer gedüngten Goldhaferweide oder einer mäßig gedüngten Glatthaferwiese entsprechen.

Tab. 7.2.4-1: Oberirdische Biomasseerträge ausgewählter Standorte.

Pflanzengesellschaften	Erträge in [dt TS/ha]		
	BECKER (1995)	SPATZ (1994)	OPITZ (1994)
Nasse bis feuchte Standorte			
Pfeifengraswiesen	43 - 95		50 - 100
Sumpfdotterblumenwiese		25 - 45	
Nährstoffreiche Feucht- bis Nasswiesen	10 - 20	28 - 51	
Mäßig feuchte bis frische Standorte			
Glatthaferwiesen	bis 100 (gedüngt)	50 - 80	< 150
Goldhaferwiesen	30 (ungedüngt), 50 - 70 (gedüngt)	> 40	< 80
Rotschwingelweiden			< 70
Weidelgrasweiden	34 - 48		> 100
Mäßig frische bis trockene Standorte			
Borstgrasrasen		10 - 15	
Halbtrockenrasen	9 - 35	10 - 15	

Die in der Tabelle beschriebenen Erträge schwanken je nach Autor sehr stark. Dies hängt vermutlich mit den Standortbedingungen des untersuchten Grünlands und den aufgewendeten Düngermengen zusammen. Erträge in der Literatur werden zudem meist durch maschinelles Mähen von Versuchspartzen bestimmt. Im vorliegenden Versuch wurden hingegen, wie in Kapitel 6.1.4 beschrieben, die Biomassen mittels Handschere wenige Zentimeter oberhalb der Geländeoberfläche gewonnen. Die im Rahmen der Untersuchung bestimmten Biomassen müssten daher etwas nach unten korrigiert werden. Trotz der Düngermengen von jeweils 60 kg Stickstoff, Phosphor und Kalium pro Hektar und Jahr, die in 2005 und 2006 auf dem Lysimeterfeld aufgebracht worden waren, handelt es sich bei dem Versuchsfeld um einen ertragreichen Standort. In 2007 wurde keine Düngung durchgeführt, die Erträge blieben aber stabil. Dies war aufgrund der Oberboden-Schicht auch zu erwarten. Ein Einfluss der tiefer liegenden Gemische bzw. des Höxterbodens lässt sich somit nicht anhand der Biomassenerträge ermitteln.

Analytik der Biomasse

Aschegehalte

Der Aschegehalt, bezogen auf deren Trockensubstanz (TS), gibt den Gesamtgehalt an Mineralstoffen in den Pflanzen wieder. Der Aschegehalt variiert zwischen unterschiedlichen systematischen Gruppen. Im Verlauf der Entwicklung der Pflanzen ist mit unterschiedlichen Mineralstoffgehalten zu rechnen, wobei junge Pflanzen einen höheren Mineralstoffgehalt

aufweisen als ältere (FINCK 2007). Es versteht sich von selbst, dass Standort und Düngung entscheidende Einflüsse auf den Mineralstoffgehalt von Pflanzen ausüben.

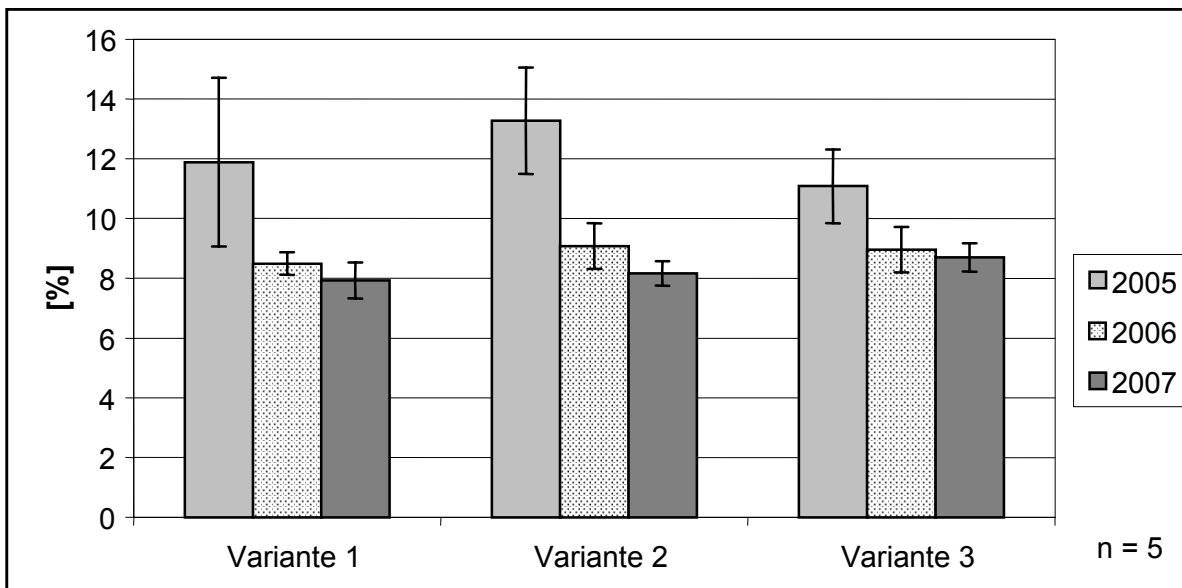


Abb. 7.2.4-6: Aschegehalte der untersuchten oberirdischen Biomasse.

Abbildung 7.2.4-6 verdeutlicht, dass die krautige Vegetation im ersten Versuchsjahr 2005 einen enorm hohen Mineralstoffgehalt aufwies. Die Streuung um den Mittelwert ist aber sehr groß, besonders bei den Varianten 1 und 2. In den folgenden zwei Jahren lag der Aschegehalt mit etwas über 8 % im für Gräser normalen Bereich. Die sehr hohen Aschegehalte könnten durch den relativ hohen Anteil an Nicht-Gräsern verursacht worden sein. Weiterhin wäre eine Nährstoffübersversorgung im frisch geschütteten Substrat durch erhöhte Mineralisation möglich. Näheren Aufschluss können eventuell die folgenden Analyseergebnisse geben. Allgemein kann der Aschegehalt der oberirdischen Biomasse nur Hinweise auf die Summe der von den Pflanzen in ihre Substanz eingebauten Mineralstoffe liefern. Er sagt nichts über die Verteilung der Anteile auf die einzelnen Elemente aus. Es ist durchaus denkbar, dass der Gesamtmineralstoffgehalt von einzelnen Elementen dominiert wird, die durch ihr überreiches Angebot andere Elemente ins Minimum drängen. Genauere Auskunft darüber können nur Einzelanalysen der verschiedenen Mineralstoffe geben.

Stickstoffgehalte

Stickstoff (N) ist ein wichtiger Strukturbaustein (BERGMANN 1993), etwa die Hälfte des Pflanzenstickstoffs bzw. ca. 70 % des Blattstickstoffs ist in den Chloroplasten gebunden (SITTE ET AL. 1998). Ein Stickstoffmangel zeigt sich nach RICHTER (2005) durch ganzflächige Chlorosen, später sogar Nekrosen. Die Pflanzen erscheinen hellgrün bis gelbgrün. Vor allem bei älteren Blättern kommt es zum Chloroplastenabbau. Im Gegensatz dazu führt Stickstoffüberschuss zu einer starken Chloroplastenbildung. Die Pflanzen sehen dunkelgrün aus und wachsen üppig. Die Folge ist eine Ausbildung von schwachem Stützgewebe bei sehr langen Halmen und Stängeln. Die Wurzel entwickelt sich nur kurz und dick bei starker Verzweigung

(SCHILLING 2000). Eine zu reichliche N-Versorgung kann auch zu einer geringeren Resistenz gegenüber bakteriellen und pilzlichen Schädlingen führen (RICHTER 2005; MENGEL 1991). Finck (2007) nennt Stickstoffgehalte von 0,5 bis 5 %. BERGMANN (1993) nennt für Gräser 2,5 bis 4 % als ausreichend versorgt, unterhalb von 1,5 % sind die Pflanzen hingegen mangelernährt. MARSCHNER (1995) gibt einen Stickstoffgehalt von 2 bis 5 % als ausreichend an.

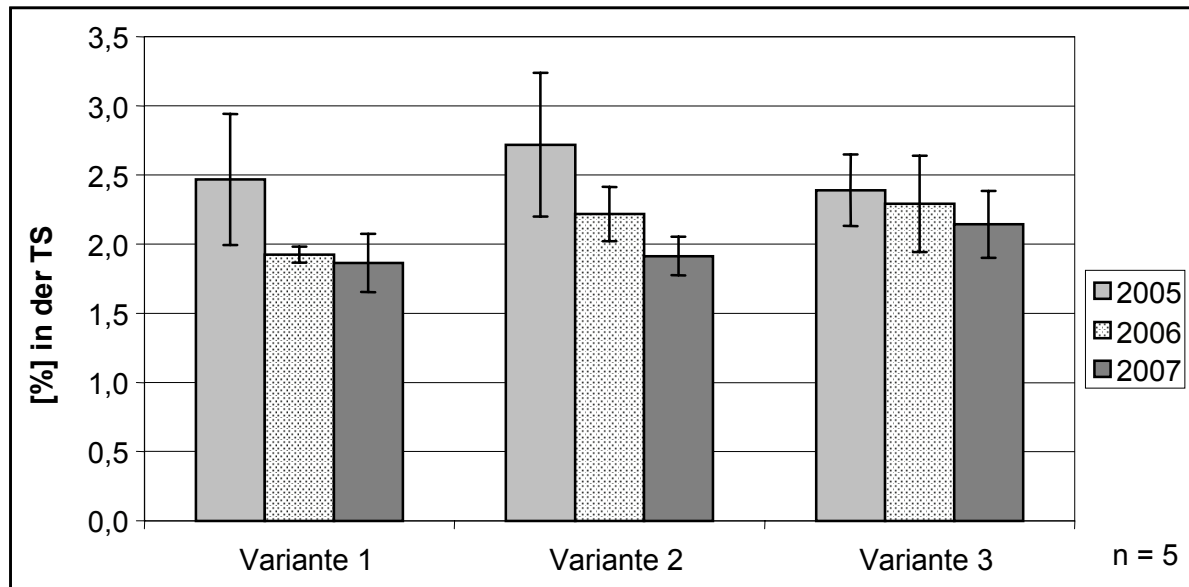


Abb. 7.2.4-7: Stickstoffgehalte der untersuchten oberirdischen Biomasse.

Die Stickstoff-Versorgung liegt über alle Varianten betrachtet im Mittel zwischen 1,8 bis 2,7 %, wie Abbildung 7.2.4-7 zeigt. Sie ist nach BERGMANN (1993) als schwach ausreichend einzustufen. Die Stickstoffgehalte zeigen die Tendenz einer stetigen Abnahme von 2005 bis 2007, diese ist aber aufgrund der Streuung nicht statistisch gesichert. Grund hierfür könnte die moderate Düngung in den ersten zwei Versuchsjahren von 60 kg N/ ha und Jahr sein. In 2007 wurde nicht gedüngt. Über den Versuchszeitraum waren aber keine optischen Anzeichen eines Stickstoffmangels zu erkennen, daher kann generell nicht von einer Unterversorgung gesprochen werden. Hierzu wären die im Abschnitt zuvor dargestellten, geernteten Biomassen auch zu hoch gewesen. Die höheren Stickstoffgehalte in 2005 sind auf die erhöhte Mineralisation im Oberboden Lüthorst durch das Umlagern bei Versuchsaufbau zurückzuführen.

Phosphorgehalte

Dem Phosphor (P) kommt eine wichtige Funktion als Bauelement und Energieträger in der Pflanze zu (SITTE ET AL. 1998). Die P-Auswaschung ist aufgrund der geringen Löslichkeit der meisten P-Verbindungen sowie der P-Sorption, z.B. an organischer Substanz, außerordentlich gering (RICHTER 2005). Phosphor-Mangelpflanzen sind am aufrechten Wuchs und starrer Haltung der Blätter erkennbar, was auch als Starrtracht bezeichnet wird. FINCK (2007) gibt P-Gehalte zwischen 0,1 und 0,5 % als ausreichend an. JUNGK (1988) nennt Phosphor-Gehalte in der Trockensubstanz von Pflanzen von 0,1 bis 1,0 %. Nach

AMBERGER (1996) liegt der kritische P-Gehalt der Blätter bei 0,2 % in der Trockensubstanz. Pflanzen mit einem Gehalt unter 0,2 % an Phosphor in der oberirdischen Biomasse gelten bei BERGMANN UND NEUBERT (1976) als mangelernährt, über 0,7 % als hoch versorgt, zwischen 0,34 und 0,7 % als ausreichend versorgt sowie zwischen 0,2 und 0,34 % als niedrig versorgt. Abbildung 7.2.4-8 gibt die mittleren P-Gehalte des oberirdischen Aufwuchses der Varianten wider.

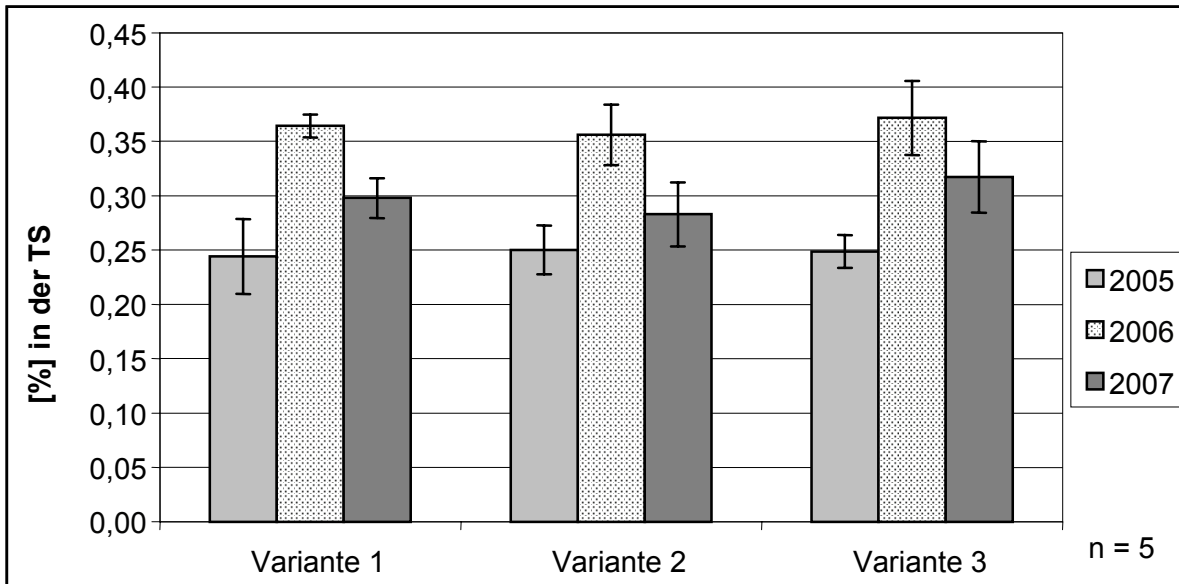


Abb. 7.2.4-8: Phosphorgehalte der untersuchten oberirdischen Biomasse.

Die mittleren Phosphorgehalte der Varianten sind verglichen mit den Angaben in der Literatur demnach als niedrig einzustufen. Abbildung 7.2.4-8 verdeutlicht, dass nur in 2006 der mittlere P-Gehalt über 0,35 % liegt. Dies kann auf die sehr geringen P-Gehalte der eingesetzten Materialien und die moderate Düngung zurückgeführt werden. Eine Tendenz ist nicht zu erkennen, womöglich hätte aber eine Düngung in 2007 den P-Gehalt weiter erhöht oder zumindest konstant über 0,35 % gehalten. Phosphor-Mangelsymptome konnten visuell beim Aufwuchs nicht beobachtet werden, ebenso wenig wird ein Einfluss des pH-Wertes der Stabilisate der Varianten 1 und 2 deutlich.

Kaliumgehalte

Die Stoffwechselfunktionen von Kalium (K) liegen in erster Linie in der Aktivierung zahlreicher Enzyme und in der osmotischen Wirksamkeit des Kations (RICHTER 2005; SITTE ET AL. 1998). Kalium hat indirekt Einfluss bei der Regulierung des Wasserhaushalts der Pflanzen im CO₂-gesteuerten Regelkreis der Schließzellen der Blätter. Zu erkennen ist Kaliummangel an Chlorosen und Nekrosen der älteren Blätter, häufig liegt ohne Übergang neben gesundem Gewebe abgestorbenes. Die Pflanze wirkt schlaff, was als Welketracht bezeichnet wird (RICHTER 2005). Die Schwankungsbreite, mit der Kalium am Mineralstoffgehalt der Pflanze beteiligt sein kann, ist sehr groß. BAUMEISTER UND ERNST (1978) fassen die Ergebnisse verschiedener Autoren zusammen und nennen 0,7 bis 6,2 % Kalium

als Schwankungsbreite. Nach FINCK (2007) sind Kaliumgehalte von 0,5 bis 5,0 % in Pflanzen häufig zu beobachten. Der Bereich, in dem Kalium von der Pflanze aufgenommen werden kann, ist dabei abhängig vom Kalium-Gehalt des jeweiligen Substrats sowie der betrachteten Pflanzensippe.

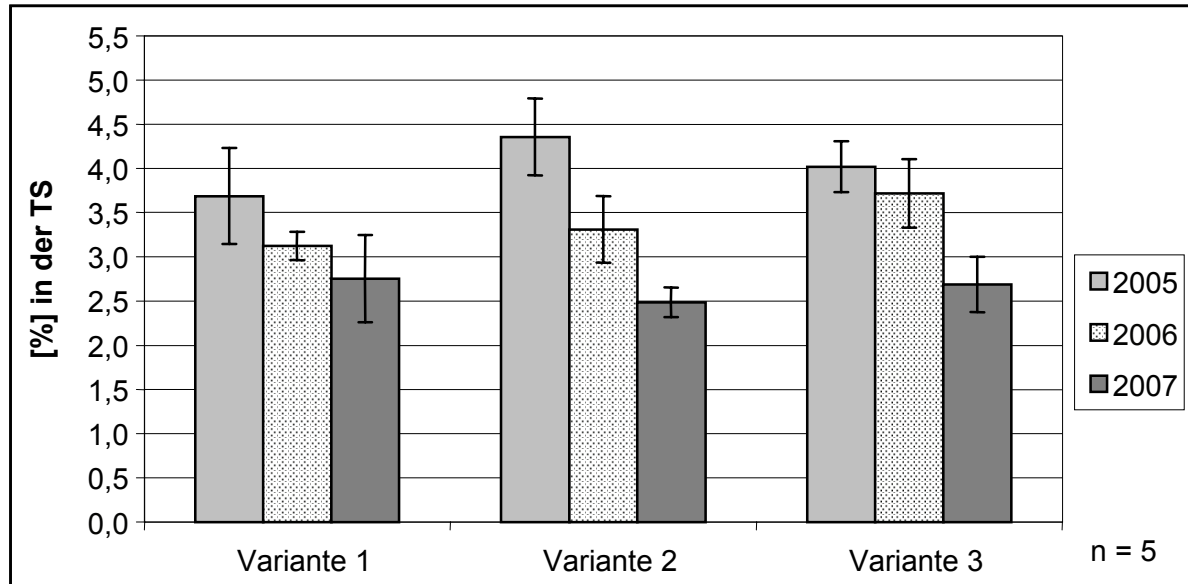


Abb. 7.2.4-9: Kaliumgehalte der untersuchten oberirdischen Biomasse.

Die in der Abbildung 7.2.4-9 gezeigten Ergebnisse zu den Kalium-Gehalten in den untersuchten Varianten über die drei Versuchsjahre ergeben für 2005 und 2006 eine hohe und für 2007 eine ausreichende Versorgung. Es ist allerdings eine deutliche Tendenz der Abnahme der Gehalte über den Versuchszeitraum zu erkennen. Da 2007 ein sehr feuchtes Jahr mit überdurchschnittlichem Niederschlag darstellte und Kalium im Boden sehr stark der Auswaschung unterliegt und keine weitere Düngung in 2007 erfolgte, dürfte dies den Rückgang der Kaliumgehalte in der oberirdischen Biomasse verursacht haben.

Magnesiumgehalte

Das Magnesium-Zentralion im Chlorophyll ist durch kein anderes Metall-Ion ersetzbar. Es ermöglicht die Oxidation des Chlorophylls unter Lichteinwirkung und damit die Umwandlung von Lichtenergie in chemische Energie (SITTE ET AL. 1998). Magnesiummangelsymptome zeigen sich nach RICHTER (2005) immer zuerst an den älteren Blättern und hier in der Mitte der Blatthälfte zwischen den Blattadern (Intercostalchlorosen). Durch den Chlorophyllabbau haben die Blätter häufig ein goldgelbes Aussehen. Zudem macht eine Magnesiummangelpflanze bei starker Sonneneinstrahlung einen welken, schlaffen Eindruck. FINCK (2007) gibt als häufigen Magnesiumgehalt 0,1 bis 1 % an.

Die demnach niedrige Versorgungslage der Pflanzen mit Magnesium in 2007 (siehe Abbildung 7.2.4-10) könnte durch Ionenkonkurrenz hervorgerufen werden. Da das Stabilisat, aber nicht der Oberboden Lüthorst, einen hohen Calciumanteil aufwies, ist dies nicht

plausibel. Der geringe Magnesium-Gehalt im Oberboden bei Versuchsbeginn und die fehlende Magnesium-Düngung ist eher für den starken Rückgang der Gehalte in der oberirdischen Biomasse verantwortlich.

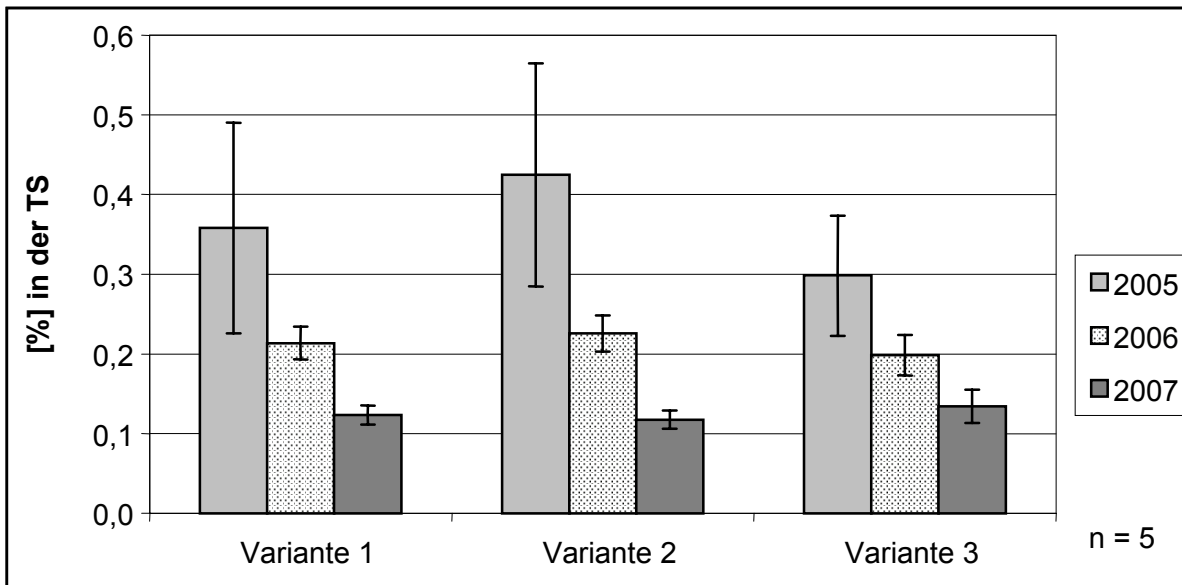


Abb. 7.2.4-10: Magnesiumgehalte der untersuchten oberirdischen Biomasse.

Die Magnesiumgehalte in der TS für 2005 waren ausreichend, für 2006 gerade noch ausreichend. Die hohe Streuung der Ergebnisse für 2005 könnte auf den hohen Anteil an Nicht-Gräsern zurückgeführt werden und damit auf unterschiedliche hohe Aufnahmearten der krautigen Pflanzen. Unterschiede zwischen den Varianten mit 50 % und 25 % Stabilisat (Variante 1+2) und dem Höxterboden (Variante 3) konnten nicht beobachtet werden. Mangelsymptome traten ebenfalls nicht auf.

Chlorgehalte

Chlor ist nur als Chlorid-Anion wirksam. BERGMANN (1993) weist auf einen Quellungseffekt hin. Chlor minimiert zusätzlich den energetischen Aufwand zur Aufrechterhaltung des Turgordrucks. Es ist nach RICHTER (2005) tatsächlich unentbehrlich für die Sauerstoffabspaltung bei der Photosynthese. Dabei ist die Aufnahmerate des Chlorid-Ions in die Pflanze in erster Linie vom Chlorid-Gehalt des Bodens abhängig (FINCK 2007; WALLNÖFER UND ENGELHARDT 1988). Schadwirkungen durch Überfluss verursachen Nekrosen an den Blatträndern, die sich in der Folge aufrollen. Die Nekrosen schreiten zum Blattinnern fort und können zu irreversiblen Schäden an der gesamten Pflanze führen (BERGMANN 1993).

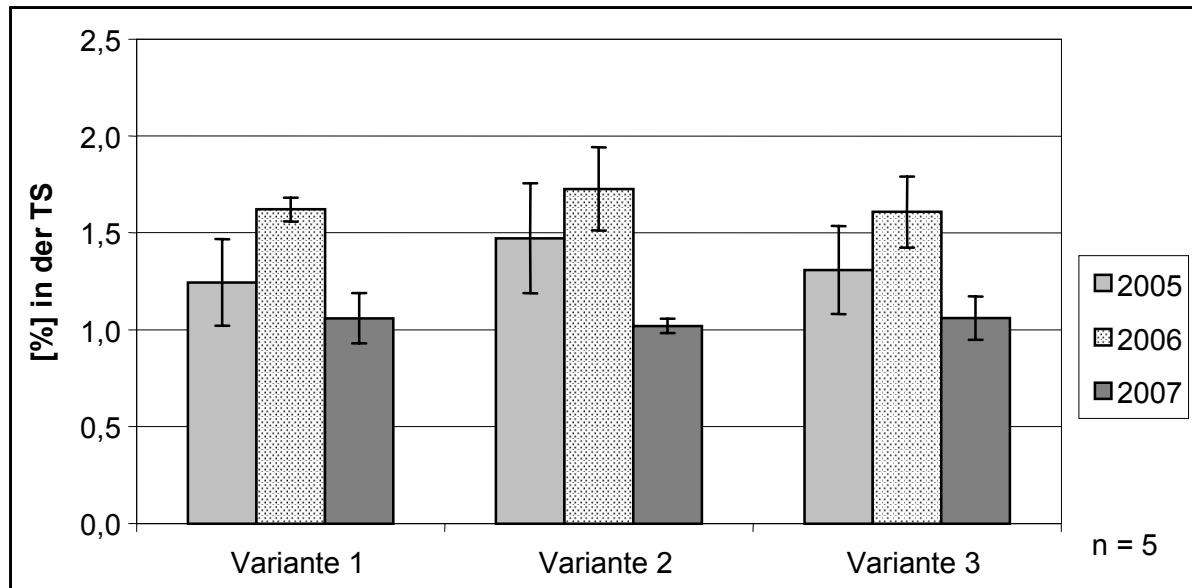


Abb. 7.2.4-11: Chloridgehalte der untersuchten oberirdischen Biomasse.

Die in Abbildung 7.2.4-11 gezeigten mittleren Chlorid-Gehalte liegen etwa zwischen 1,0 - 1,7 % in der TS. BERGMANN (1993) gibt an, dass 0,5 bis 1,5 % Chlorid in der Biomasse je nach Pflanzenart toxisch sein kann, chloridtolerante Pflanzen sollen hingegen bis 4,0 % Chlorid in der Trockenmasse ohne Schaden überstehen können. LARCHER (1994) fasst die Ergebnisse verschiedener Autoren zu toxischen Konzentrationen in Bäumen und Sträuchern zusammen und gibt sie für salztolerante Laubbäume mit 0,8 bis 1,6 % an. SCHEER (2001) zeigte an Untersuchungen mit *Lolium perenne*, dass die Pflanzen trotz eines Chloridgehaltes von 3,5 % höchst vital waren. Da keine erkennbaren Schäden an den Gräsern und krautigen Pflanzen über den Versuchszeitraum auftraten, die auf eine Toxizität durch Chlorid hinweisen, wird davon ausgegangen, dass die oben dargestellten Gehalte im Rahmen der normalen Aufnahme durch die Pflanzen liegen. Weiterhin zeigten sich kaum Unterschiede zwischen den Varianten mit Stabilisat und dem Höxterboden. Einzig die Gehalte in der Biomasse der Variante 2 waren im Mittel für 2005 und 2006 etwas höher. Es ist darauf zu schließen, dass keine nachweisbare Aufnahme von Chlorid aus den Kraftwerksrückständen erfolgte.

Schlussfolgernd aus den vorgestellten oberirdischen Biomasseerträgen und deren Nährstoffgehalten ist fest zu stellen, dass hohe Erträge von im Mittel 60 dt/ha und Jahr bei einmaligem Schnitt erzielt worden sind. Da keine sichtbaren Mangelsymptome beobachtet wurden, aber der Vergleich mit den Literaturwerten häufig eine geringe Versorgung anzeigt, werden zum Vergleich Resultate aus Untersuchungen mit ähnlichen Fragestellungen betrachtet. Dazu sind die Ergebnisse der einzelnen Autoren in Tabelle 7.2.4-2 vorgestellt. Niessing (2005) erprobte dabei über sechs Jahre die Begrünbarkeit von reinen SAV-Stabilisaten sowie von Stabilisaten mit eingearbeitetem Kompost mittels verschiedener Ansaatmischungen. Eine regelmäßige mineralische Düngung der Parzellen fand statt. Scheer (2001) untersuchte im Gewächshausversuch Stabilisat-Gemische unter Zugabe

verschieden hoher mineralischer Düngergaben und Kompost. Da außer den Kompostvarianten die Biomasseerträge der Gräser unter 11 dt TS/ha lagen, werden nur die Kompostvarianten betrachtet. Schmeisky et al. (1990) sowie Wagner (1989) erfassten Nährstoffgehalte in Biomassen von Gräsern bei Untersuchungen zur Rekultivierung von Braunkohletagebauflächen. Lücke (1997) ermittelte Nährstoffgehalte von Grasvegetationen auf mit Klärschlamm-Kompost gedüngten anhydritisch geprägten Lockersubstraten von Kali-Althalden, ebenfalls Hofmann (2004), der mineralisch gedüngte sowie mit Kompost behandelte Flächen betrachtete. Die Ergebnisse in Tabelle 7.2.4-2 bestätigen die hohen oberirdischen Biomasseerträge auf den eigenen Versuchsfeldern. Des Weiteren relativiert sich der Versorgungszustand hinsichtlich Stickstoff, Phosphor und Magnesium. Die Nährstoffgehalte der auf dem Lysimeterfeld geernteten Biomassen liegen durchaus im Bereich der Gehalte der in Tabelle 7.2.4-2 genannten Autoren. Die im Gewächshausversuch ermittelten Ergebnisse von Scheer (2001) zeigen für Stickstoff und Kalium deutlich höhere Gehalte an. Die Chloridgehalte in der oberirdischen Biomasse der eigenen Untersuchung sind im Vergleich zu Niessing (2005) und Scheer (2001) geringer.

Tab. 7.2.4-2: Oberirdische Biomasseerträge sowie deren Nährstoffgehalte auf verschiedenen Versuchsfeldern der Arbeitsgruppe Schmeisky.

(n. b. = nicht bestimmt)

	Eigene Ergebnisse	Niessing (2005)	Hofmann (2004)	Scheer (2001)	Podlacha (1999)	Lücke (1997)	Schmeisky et al. (1990)	Wagner (1989)
Biomasseertrag in dt TS/ha								
	47 - 81	6 - 71	10-65	25 - 50	27 - 69	2 - 26	10 - 25	10 - 65
Nährstoffgehalte in der oberirdischen Biomasse (%)								
N	1,8 - 2,7	1,2 - 3,4	0,8 - 4,6	4,0 - 4,7	1,8 - 2,8	1,5 - 3,1	0,95 - 1,1	1,0 - 2,7
P	0,24 - 0,37	0,11 - 0,37	0,16 - 0,45	0,39 - 0,5	0,44 - 0,57	0,05 - 0,53	0,14 - 0,16	0,15 - 0,27
K	2,5 - 4,4	1,5 - 4,2	0,7 - 3,4	7,2 - 8,1	3,6 - 5,9	1,19 - 3,83	1,45 - 2,05	1,2 - 2,3
Mg	0,11 - 0,42	0,1 - 0,25	0,07 - 0,28	0,25 - 0,34	0,47 - 0,77	0,09 - 0,28	n. b.	n. b.
Cl	1,0 - 1,75	0,8 - 3,2	0,25 - 4	2,8 - 3,5	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.

Die Werte zur Nährstoffversorgung von Pflanzen in der einschlägigen Literatur sind häufig für landwirtschaftliche Kulturpflanzen erforscht worden. Obwohl die Nährstoffgehalte, bei den in Tabelle 7.2.4-2 gezeigten Untersuchungen, als häufig nicht ausreichend galten, wurden von den Autoren keine Mangelerscheinungen beschrieben. Daher sind die in der Literatur für Kulturpflanzen als ausreichend geltenden Nährstoffgehalte für einen Vergleich mit Gräsern und krautigen Pflanzen auf Rekultivierungsstandorten, Rohböden und anderen Sonderstandorten nicht direkt bzw. nur eingeschränkt übertragbar.

Gehölzaufnahme

Wie im Abschnitt 7.1 beschrieben erfolgte die Anpflanzung des Gehölzfeldes mit jeweils 64 Stieleichen (*Quercus robur*), Salweiden (*Salix caprea*), Sandbirken (*Betula pendula*) und

Schwarzkiefern (*Pinus nigra*) im April 2005. Es handelte sich ebenso wie bei den Anpflanzungen auf dem Lysimeterfeld um unverschulte Forstware. Auf verschultes Pflanzgut wurde erst bei den Nachpflanzungen ab 2006 zurückgegriffen (siehe hierzu Kapitel 6.2.5). Das Gehölzfeld diente speziellen Untersuchungen, wie Aufgrabungen, Bodenuntersuchungen und Probennahmen.

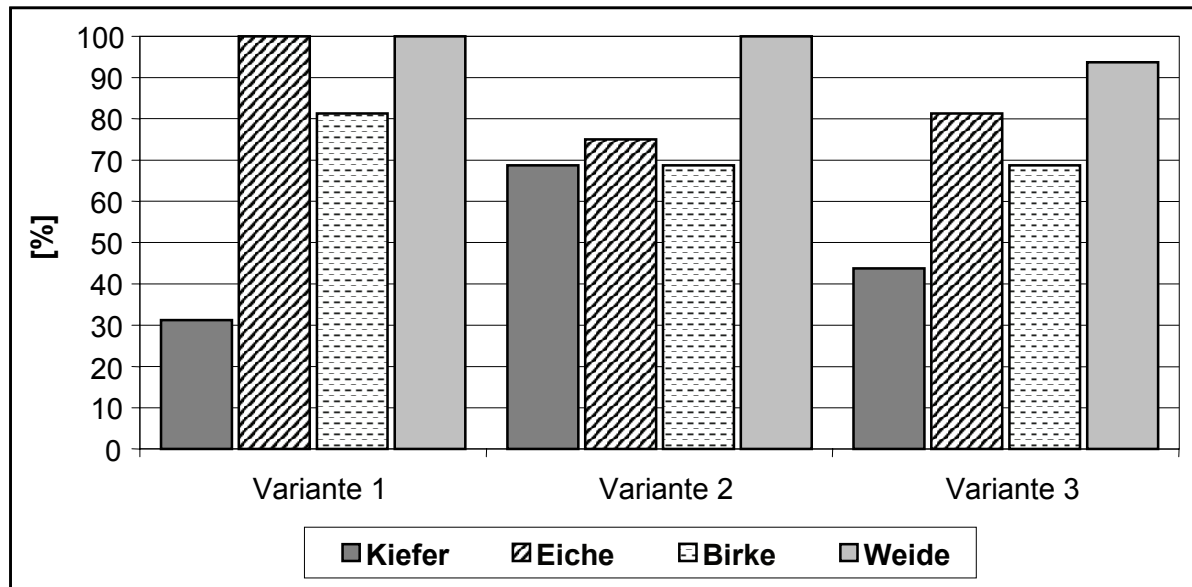


Abb. 7.2.4-12: Anwuchsraten der im April 2005 auf dem Gehölzfeld gepflanzten unterschiedlichen Baumarten, ermittelt im Juni 2006.

Im Juni 2006 erfolgte die Bonitur der Anwuchsraten. Die Ergebnisse der Bonitur sind in Abbildung 7.2.4-12 wiedergegeben, die Anwuchsrate stellt den Anteil der vitalen Gehölze zum Zeitpunkt der Aufnahme im Verhältnis zu den im April angepflanzten in Prozent dar. Die höchsten Anwuchsraten wurden bei der Salweide erreicht. Bei Variante 1 und 2 konnten bei der Weide keine Ausfälle beobachtet werden. Ebenso traf dies auf die Eichen in Variante 1 zu. Weiterhin lagen die Anwuchsraten der Stieleichen mit 75 % in Variante 2 und 81 % in Variante 3 hoch. Die Ergebnisse der Birken für beide Varianten (2 und 3) lagen mit 69 % darunter, nur in Variante 1 erreichten sie 80 % Anwuchserfolg. Die geringsten Anwuchsraten waren für die Schwarzkiefern zu verzeichnen. In Variante 2 lag die Rate bei 69 %, bei den Varianten 1 und 3 mit 31 % bzw. 43 % waren die Ausfälle jedoch sehr groß.

Da alle Varianten in den ersten 0,5 m aus dem Oberboden Lüthorst aufgebaut waren, sind die Ausfälle auf das Pflanzgut bzw. die Art der Pflanzung selbst oder die Konkurrenz der Gräser und krautigen Arten zurückzuführen. Wesentlich hierfür dürfte letzterer Punkt gewesen sein, da speziell die Kiefern trotz eines regelmäßigen Freischneidens erheblich durch die krautige Vegetation bedrängt wurden. Die Studie von SANDS ET AL. (2000) führt den Wachstumsrückgang bei der Kiefer (*Pinus radiata*) auf mit Gras bewachsenen Flächen hauptsächlich auf eine Belüftungskonkurrenz im Boden zurück. Die Konkurrenz durch die Gräser und Kräuter war auch deshalb so stark, weil die Anpflanzung mit Gehölzen geringer

Höhe erfolgte. Aufgrund der geplanten Wurzeluntersuchungen wurde keine verschulte, sondern unverschulte Forstware eingesetzt, wodurch die Kiefern mit etwa 30 cm Größe sehr konkurrenzschwach waren. Größere Schwarzkiefern mit intakter Pfahlwurzel waren nicht erhältlich. Die Eichen sollten ebenfalls noch eine intakte Pfahlwurzel besitzen, trotzdem waren sie mit über 50 cm bedeutend größer als die Kiefern. Generell wurde ein erhöhter Pflegeaufwand der Versuchsflächen in den Anfangsjahren in Kauf genommen und auf kleinere Gehölze zurückgegriffen. Dies wurde vorab entschieden, da der Standort der Deponie Lüthorst stark windexponiert ist und negative Effekte, wie z.B. das Freilegen der Wurzelhäuse durch Peitschen, verhindert werden sollten.

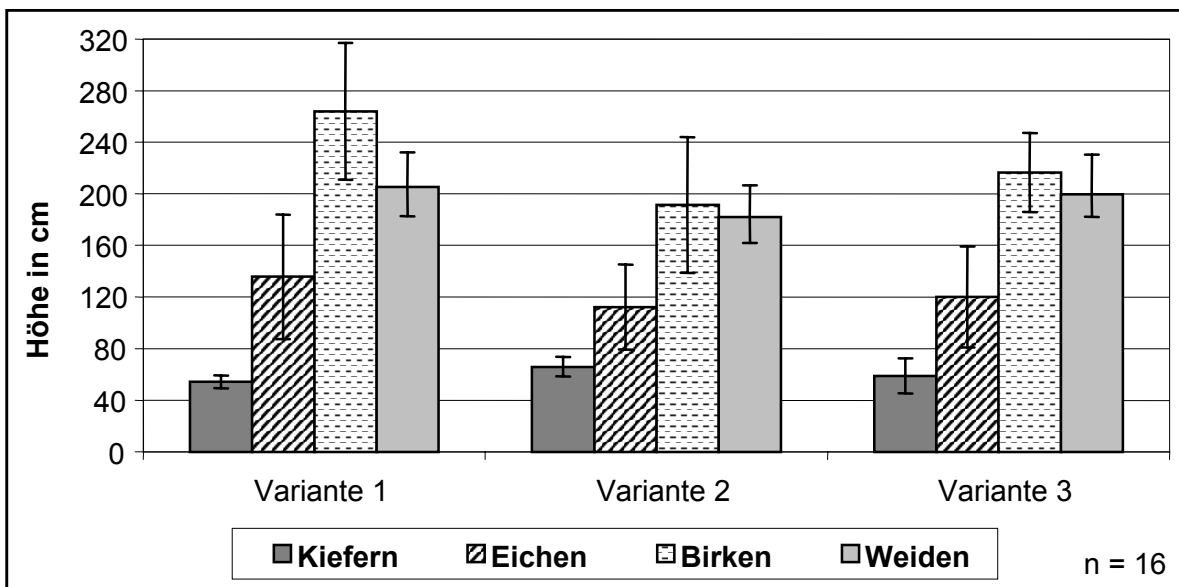


Abb. 7.2.4-13: Wuchshöhen der auf dem Gehölzfeld gepflanzten unterschiedlichen Baumarten, ermittelt im September 2007.

Die aktuellen Wuchshöhen der Bäume auf dem Gehölzfeld im September 2007 stellen sich wie in Abbildung 7.2.4-13 aufgezeigt dar. Die Birken waren mit Höhen z. T. über 300 cm am wüchsigsten. Aber auch die Weiden erreichten bereits 2007 Höhen um 200 cm. Die mittleren Wuchshöhen der Eichen lagen bei etwa 120 cm. Die Schwarzkiefern mit 50 bis 60 cm müssen aber immer noch mit der Konkurrenz der krautigen Vegetation zu Recht kommen. Deutliche Unterschiede unter den einzelnen Varianten zeigten sich bei den Birken, wo in Variante 1 die mittleren Wuchshöhen deutlich über denen der anderen Varianten lagen. Die Streuung um den Mittelwert ist aber auch hier am größten, so dass eine statistisch abgesicherte Aussage nicht möglich ist. Generell streuen die mittleren Wuchshöhen der Weiden, Eichen und Birken recht stark.

Ein ähnliches Bild bezüglich der Streuung ergibt sich bei den mittleren Zuwachsraten der Baumarten auf dem Gehölzfeld. Die in Abbildung 7.2.4-14 präsentierten Zuwachsraten ergaben für die Birken die höchsten Werte im Mittel von 83 bis 102 cm. Ebenfalls hohe Zuwachsraten wiesen die Weiden mit Werten von fast 80 cm auf. Die Eichen gewinnen im

Mittel der Varianten 1 und 3 etwa um 60 cm mehr an Höhe, bei Variante 2 nur knapp 40 cm. Die Schwarzkiefern hatten die geringsten Zuwächse mit Werten in Varianten 1 und 3 von 20 cm und in Variante 2 von ca. 40 cm im Mittel.

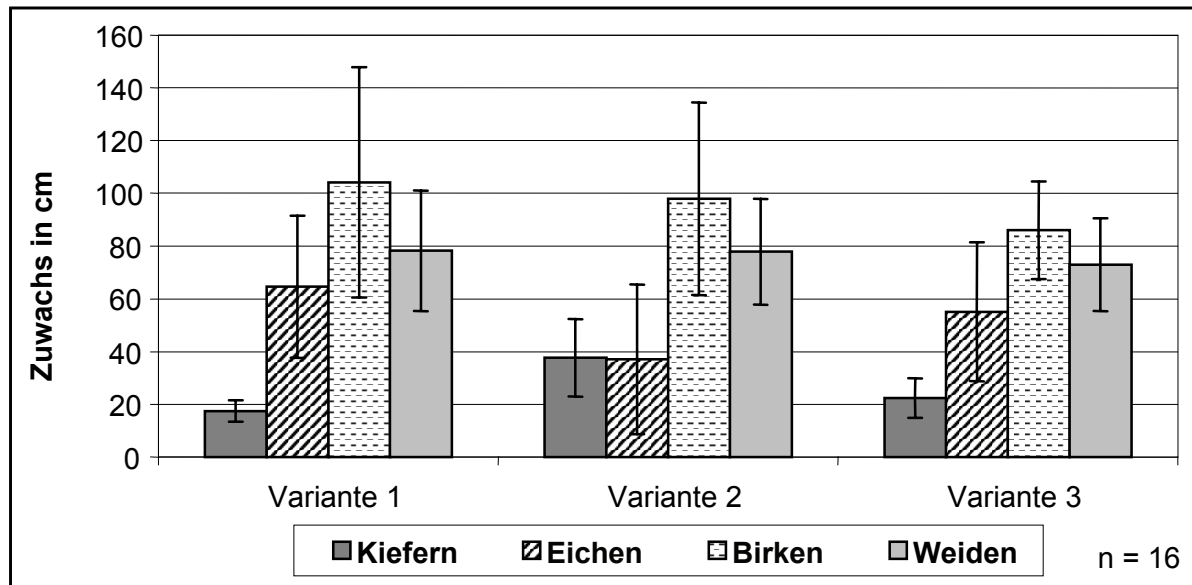


Abb. 7.2.4-14: Zuwachsraten der auf dem Gehölzfeld gepflanzten unterschiedlichen Baumarten von März bis September 2007.

Ein durch die unterschiedlichen Substrate im Unterboden der Varianten hervorgerufener sicht- oder messbarer Unterschied lies sich bei den Gehölzen oberirdisch nicht feststellen. Weder bei Variante 1, aus 30 % Unterboden Lüthorst- 50 % Stabilisat- 20 % Kesselsand, noch bei Variante 2 aus 55 % Unterboden- 25 % Stabilisat- 20 % Kesselsand oder bei Variante 3, dem Höxterboden, ließ sich ein Effekt auf das Wachstum der Gehölze ableiten. Der Vergleich mit den geernteten Biomassen bestätigt dies, dort wurden ebenfalls keine signifikanten Unterschiede zwischen den drei Varianten im Aufwuchs erfasst. Die in den Abschnitten zum Bodenwasserhaushalt und zur Bodenmechanik gewonnenen Ergebnisse (Kapitel 7.2.2 und 7.2.3), dass es in den Stabilisat-Varianten zu möglichen Hemmungen des Wurzelwachstums kommt und damit einhergehend zu einer eingeschränkten Wasseraufnahme der Vegetation lässt sich anhand des Aufwuchses der Biomassen auf dem Lysimeterfeld und der Bäume auf dem Gehölzfeld nicht validieren.

Andererseits gab es einen unterschiedlichen Sickerwasseranfall aus den Lysimetern (siehe Kapitel 7.2.6.1) sowie deutliche Erkenntnisse aus den Bodenuntersuchungen, so dass ein Unterschied in der Durchwurzelungsfähigkeit der Substrate der Varianten vorliegen könnte. So wurden ergänzend zu den Erfassungen auf dem Gehölzfeld ebenfalls die Zuwachsraten und Wuchshöhen der Bäume auf den Lysimetern direkt betrachtet. Auf dem Lysimeterfeld wurden ausschließlich die Salweide (*Salix caprea*) und die Stieleiche (*Quercus robur*) gepflanzt. Alle direkt in die Lysimeter gepflanzten Gehölze waren angewachsen. Ausfälle im Lysimeterumfeld wurden durch Nachpflanzungen ausgeglichen.

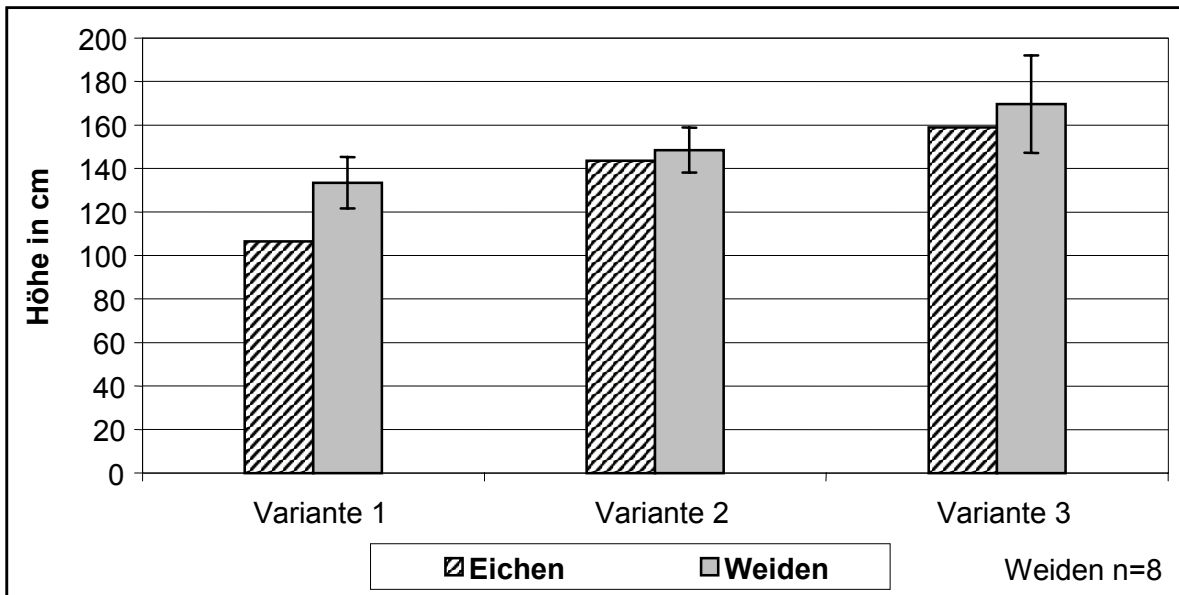


Abb. 7.2.4-15: Wuchshöhen der auf den Lysimetern gepflanzten Baumarten, ermittelt im September 2007.

Abbildung 7.2.4-15 zeigt die Wuchshöhen der Weiden und Eichen direkt auf den Lysimetern. Entgegen den Ergebnissen für die Weiden und Eichen auf dem Gehölzfeld, sind die Wuchshöhen der Weiden deutlich geringer (Gehölzfeld ca. 200 cm). Die Eichen der Varianten 2 und 3 sind deutlich höher als auf dem Gehölzfeld. Der größte Unterschied zu den Ergebnissen auf dem Gehölzfeld wurde bei Variante 1 beobachtet. Auch zwischen den einzelnen Varianten sind offensichtliche Unterschiede zu erkennen. So zeichnet sich ein Trend bei den Wuchshöhen der Varianten ab. Variante 1 mit 50 % Stabilisat zeigt die geringsten Höhen, Variante 2 mit 25 % Stabilisat mittlere und Variante 3 die größten Wuchshöhen.

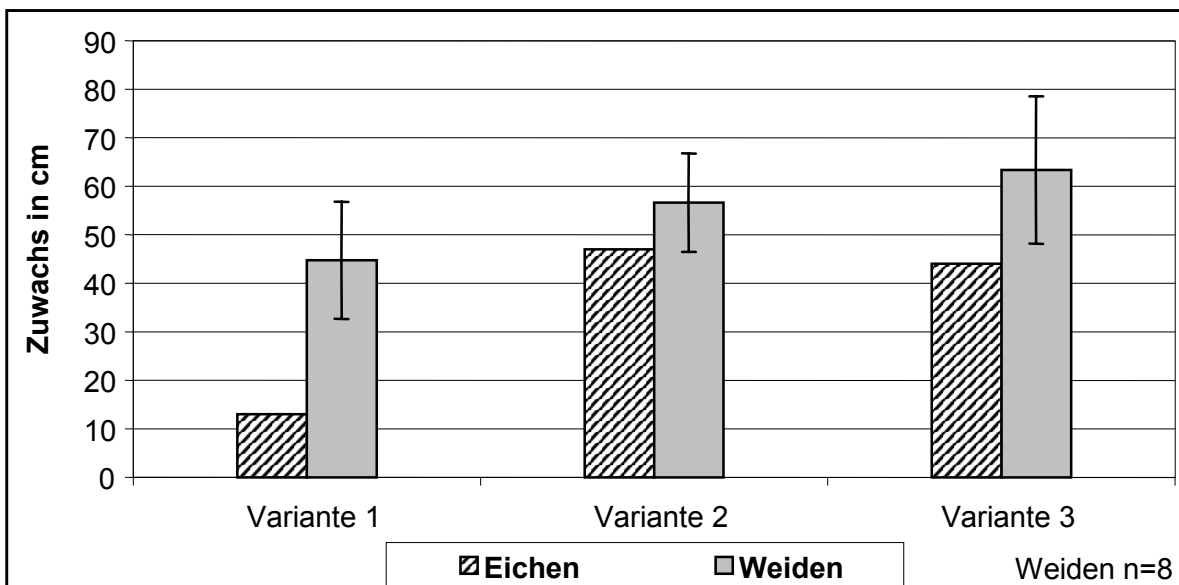


Abb. 7.2.4-16: Zuwachsraten der auf den Lysimetern gepflanzten Baumarten von März bis September 2007.

Neben den unterschiedlichen Wuchshöhen waren auch optisch auf Variante 3 die kräftigsten und am stärksten bestockten Bäume festzustellen. Die für März bis September 2007 ermittelten Zuwachsraten der Gehölze auf den Lysimetern, dargestellt in Abbildung 7.2.4-16, bestätigen diesen Trend. Deutlich steigt der Zuwachs der Eichen von 12 cm bei Variante 1 auf im Mittel 47 cm bei Variante 2 und 43 cm bei Variante 3. Bei den Weiden nimmt der mittlere Zuwachs von Variante 1 mit 45 cm über Variante 2 mit 57 cm auf Variante 3 mit 62 cm zu.



Abb. 7.2.4-17: Optischer Eindruck der Bäume auf Variante 1 (links), Variante 2 (Mitte) und Variante 3 (rechts).

Abbildung 7.2.4-17 zeigt Bilder des Gehölzbewuchses der drei Varianten im September 2007. Während am oberen Bildrand der Photos links und mittig der Messbereich des Stabes bei 165 cm endet, ist dies bei Variante 3 (rechtes Bild) erst bei 185 cm der Fall. Neben dem messbaren Höhenunterschied sind optisch die Bäume auf Variante 3 kräftiger als auf Variante 1 und 2. Die Gehölze auf Variante 2 wiederum sind ebenfalls deutlich kräftiger als auf Variante 1. Die Wuchshöhen der Gehölze auf der Variante 3 sowie deren optisch kräftigeres Aussehen lassen auf einen Unterschied zu den Stabilisat-Varianten schließen (siehe Abbildung 7.2.4-17). Aufgrund der nur einmaligen Messung der Zuwachsraten der Gehölze im Jahr 2007 und der geringen Wiederholungen der Gehölzarten pro Variante erscheint eine statistische Überprüfung allerdings nicht sinnvoll, da valide Ergebnisse aufgrund der geringen erhobenen Datenmenge nicht zu erwarten wären.

Eine plausible, wenn auch statistisch nicht gesicherte, Erklärung der unterschiedlichen Zuwachsraten und Wuchshöhen der Gehölze auf den Lysimetern liegt in der Lysimetermethode selbst begründet. Während auf dem Gehölzfeld die Bäume bei einer möglichen vertikalen Hemmung des Wurzelwachstums, wofür auch die Ergebnisse aus Kapitel 7.2.2 und Kapitel 7.2.3 sprechen, horizontal einen großen Bodenbereich erschließen können, ist dies in den Lysimetern aufgrund der seitlichen Begrenzung nicht möglich. Daher können die Unterschiede bezüglich des Wasserhaushaltes bedingt durch die Boden-

eigenschaften der Varianten in den Lysimetern schon zu einem sehr frühen Zeitpunkt des Wachstums der Gehölze nach zweieinhalb Jahren nachgewiesen werden. Auf dem Gehölzfeld werden diese Unterschiede vermutlich erst zukünftig bei zunehmender Konkurrenz der verschiedenen Gehölzarten untereinander auftreten. Um diese Vermutung zu belegen, wurden sowohl die Durchwurzelungstiefe als auch die Durchwurzelungsintensität im September 2007 an Profilen der Varianten untersucht.

Durchwurzelungstiefe und -intensität

Zur Ermittlung der Durchwurzelung der eingesetzten Varianten wurden Profile aufgedigelt und anschließend die Wurzeln an der Profilwand herauspräpariert und nach AKS (2003) ausgezählt und bewertet. Die Profile lagen jeweils im Bereich einer Eiche aus Erstanpflanzung mit identischer Wuchshöhe. Die Profiltiefe richtete sich nach der Durchwurzelungstiefe, maximal war aufgrund der Mächtigkeit des Gehölzfeldes eine Tiefe von 200 cm möglich. Diese wurde nur bei Variante 3, dem Höxterboden, vollständig ausgenutzt. Die Aufnahme erfolgte im September 2007 mittels Holzrahmen, mit dem Innenmaß 100×100 cm, der mit einer Schnur bespannt war, so dass ein Raster von 10×10 cm entstand. Dieser Rahmen wurde auf die Profilwand gesetzt und die Wurzeln frei präpariert und ausgezählt (Abbildung 7.2.4-18).



Abb. 7.2.4-18: Aufnahme der Durchwurzelung mittels Rahmen in Variante 1 (links), Variante 2 (Mitte) und Variante 3 (rechts).

Deutlich ist in Abbildung 7.2.4-18 auch der Schichtenaufbau der drei Varianten mit der Überdeckung durch den Oberboden Lüthorst zu erkennen. Im Gegensatz zu den vorgestellten Ergebnissen der Eindringwiderstände in Kapitel 7.2.2 oder der Tensiometerergebnisse in Kapitel 7.2.3, die zwar deutliche Hinweise auf eventuelle Beeinträchtigungen des Wurzelwachstums lieferten, zeigen allein die Aufnahmen der Durchwurzelung am Profil die tatsächlichen Verhältnisse an. Deutlich sichtbar werden hierbei eventuelle Sperrschichten. So können neben verdichteten Bodenhorizonten auch durch Abbindereaktionen der Stabilisate verursachte Sperrschichten, die mit herkömmlichen Verfahren nicht erfasst worden wären, ermittelt werden. Weiterhin dient das Erfassen der tatsächlichen Durchwurzelungstiefe der Dimensionierung der späteren Rekultivierungs- bzw. Wasserhaushaltsschicht. Steht hierfür nur Material minderer Qualität zur Verfügung und soll dies über größere Schichtmächtigkeiten ausgeglichen werden, erscheint dies wenig sinnvoll, wenn die Vegetation die Wasservorräte in den tieferen Schichten nicht ausschöpfen kann.

Zur besseren Veranschaulichung und der direkten Vergleichbarkeit der Varianten untereinander werden die Ergebnisse in Anlehnung an die Einstufung der Durchwurzelungsintensität der AKS (2003) eingefärbt dargestellt. Dazu werden Grautöne verwendet, die, wie in Tabelle 7.2.4-3 gezeigt, mit zunehmender Durchwurzelungsintensität dunkler werden.

Tab. 7.2.4-3: Einstufung der Durchwurzelungsintensität (AKS 2003).

Bezeichnung	Wurzeln pro 100 cm ²	Färbung
wurzelfrei	0	
sehr schwach durchwurzelt	1-2	
schwach durchwurzelt	3-5	
mittel durchwurzelt	6-10	
stark durchwurzelt	11-20	
sehr stark durchwurzelt	21-50	
extrem stark durchwurzelt bis Wurzelfilz	>50	

Die in Abbildung 7.2.4-19 visualisierten Ergebnisse der Bonitur der Durchwurzelungstiefe und -intensität zeigen sehr deutlich die bereits vermuteten Unterschiede bezüglich der Durchwurzelungsfähigkeit der drei Varianten. Die Angaben zum Oberboden in den Klammern der Abbildung 7.2.4-19 beziehen sich auf die tatsächlich während der Aufgrabung vorgefundenen Schichtmächtigkeiten des Oberbodens Lüthorst (vgl. auch Abbildung 7.2.4-18). So lagen bei Variante 1 und 2 anstelle der gewünschten 50 cm etwa 60 bis 65 cm Oberboden Lüthorst über den Substratgemischen. Bei Variante 3 kommt die Schichtmächtigkeit mit ca. 55 cm den Vorgaben des Versuchsaufbaus sehr nah.

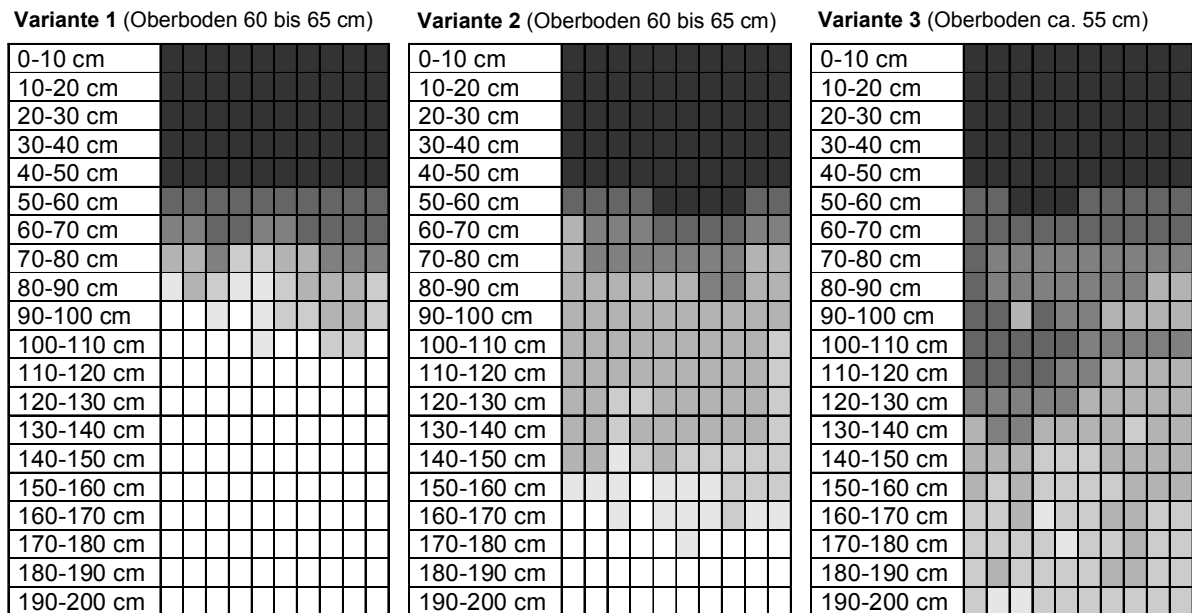


Abb. 7.2.4-19: Durchwurzelungstiefe und -intensität der Varianten, aufgenommen im September 2007.

Bei der im September 2007, also 2,5 Jahre nach Ansaat und Anpflanzung der Versuchsfelder, durchgeführten Erhebung ergaben sich für Variante 1 deutliche Wachstums-

hemmungen ab einer Bodentiefe von 90 bis 100 cm. Der relativ abrupte Wechsel von starker Durchwurzelungsintensität in der Tiefe 70 bis 80 cm zu dem wurzelfreien Bereich deutet auf eine Sperrschicht hin. Da die Rohdichte bei nur $0,86 \text{ g/cm}^3$ lag und die Penetrometermessungen Hinweise auf Verfestigungen lieferten, muss von einer durch den Flugaschenanteil in den Stabilisaten verursachten Abbindereaktion (siehe hierzu auch Kapitel 6.2), die zu erheblichen Verfestigungen geführt hat, ausgegangen werden. Toxische Ursachen oder hemmende Wirkungen durch pH-Wert Änderungen können aufgrund der Ergebnisse der Variante 2 und aus Erkenntnissen zur Begrünung reiner Stabilisate hingegen ausgeschlossen werden (vgl. SALO ET AL. 1997, 1999).

Der Oberboden Lüthorst war bei allen Varianten sehr stark durchwurzelt und wurde daher größtenteils als Wurzelfilz bonitiert. Variante 2 mit 25 % Stabilisatanteil war im Gegensatz zu Variante 1 bis 170 cm Tiefe durchwurzelt. Der Bereich der mittleren Durchwurzelungsintensität endete in der Tiefe 140 bis 150 cm. Der Bereich mittlere Durchwurzelungsintensität bedeutet nach AKS (2003) 6 bis 10 Feinwurzeln pro 100 cm^2 an der Profilwand. Dies stellt für einen sehr jungen Pflanzenbestand eine erhebliche Durchwurzelungstiefe bei recht starker Intensität dar. Für Variante 2 ergab sich eine Rohdichte von $0,97 \text{ g/cm}^3$ und ähnlich der Variante 1 lassen die Penetrometermessungen auf eine gewisse Abbindereaktion schließen, doch scheint diese das Wurzelwachstum nicht ganz so stark zu hemmen wie bei dieser.

Bei Variante 3, dem Höxterboden mit der Bodenart mittel-schluffiger Sand, wurde eine gute Durchwurzelungsfähigkeit erwartet. Neben der Bodenart vor allem aufgrund des unverdichteten Einbaus. Variante 3 mit $1,42 \text{ g/cm}^3$ hatte eine deutlich höhere Rohdichte als die Stabilisat-Varianten. Doch zeigten die Ergebnisse zum Eindringwiderstand keinerlei Anzeichen von Abbindereaktionen an. Daher verwundert das in Abbildung 7.2.4-17 dargestellte Ergebnis nicht; Bereiche mittlerer Durchwurzelungsintensität wurden bis 190 cm Bodentiefe beobachtet, das gesamte Profil war bis 200 cm Bodentiefe durchwurzelt. Bereiche starker Durchwurzelungsintensität (11 bis 20 Feinwurzeln pro 100 cm^2) reichten bis 140 cm Bodentiefe. Die Pfahlwurzel der Eichen reichte in Variante 3 bis 150 cm Bodentiefe, eine noch tiefere Pfahlwurzel bildete zum Zeitpunkt der Aufnahme der auf den Versuchsfeldern vorkommende Ampfer (*Rumex obtusifolius*) aus. Laut KUTSCHERA UND LICHTENEGGER (1992) ist dieser als tiefwurzelnende Art mit kräftiger Pfahlwurzel bekannt.

Grundsätzlich bleibt festzuhalten, dass der Durchwurzelung der Varianten 1 und 2 einzig die Abbindereaktionen der Flugaschenanteile entgegenstanden. Die in Kapitel 7.2.3 präsentierten Ergebnisse zur Porenraumgliederung zeigen die enorm hohen Luftkapazitäten aller Varianten zwischen 20 und 25 Vol.-%. Aus diesem Grund ist eine Wachstumshemmung der Wurzeln durch Sauerstoffmangel, der häufig als limitierend in größeren Bodentiefen angegeben wird, auszuschließen (GAERTIG ET AL. 2002; MURACH ET AL. 1993).

Die Ergebnisse aus dem Gehölzfeld, lassen sich auf die Lysimeter aufgrund des gleichen Aufbaus bis in 2,0 m Bodentiefe übertragen. Bei Variante 3 ist aufgrund der höheren Schichtmächtigkeit von 2,4 m in den Lysimetern mit einer kompletten Durchwurzelung bis auf diese Tiefe zu rechnen. Allerdings betragen die Oberbodenmächtigkeiten im Gegensatz zu denen des Gehölzfeldes in den Varianten höchstens 0,5 m. Dies wurde beim Versuchsaufbau streng überwacht. Daraus lässt sich aber auch ableiten, dass der Vegetation bei Variante 1 noch weniger Wurzelraum in den Lysimetern zur Verfügung stand als auf dem Gehölzfeld, da ein horizontales Ausweichen in benachbarte Oberbodenbereiche aufgrund der Lysimeterwand nicht möglich war. Möglicherweise fördert aber dieser Umstand auch einen Aufschluss des Substrates durch die Wurzeln. Eventuelle Wasserwegbarkeiten in den Stabilisat-Varianten an der Grenzschicht Lysimeterwand und Substrat können für Variante 1 aufgrund der starken Abbindeprozesse nicht ausgeschlossen werden. Die damit einhergehende geringe Plastizität des Substrates und die sehr geringen Lagerungsdichten sowie der hohe Grobporenanteil verstärken den Verdacht.

Die Erkenntnisse zur Durchwurzelung zeigen, dass Rekultivierungsschichten eine deutlich höhere Mächtigkeit, als den mindestens geforderten einen Meter nach der Deponieverordnung (2002) benötigen. So brachten Wurzelaufgrabungen von KUTSCHERA UND LICHTENEGGER (2002) an einheimischen Waldbaumarten für sandige und schluffige Böden Wurzeltiefen ans Licht, die selten unterhalb von 2 m, meistens sogar deutlich darüber lagen. KUTSCHERA UND LICHTENEGGER (1992) verdeutlichen, dass selbst Grünlandpflanzen umfangreiche und tief reichende Wurzelsysteme bis ca. 2 m unter der Geländeoberkante ausbilden können. Weiterhin bestätigen dies die eigenen Ergebnisse, vor allem für die Varianten 2 und 3. Schon nach 2 Jahren wurden Wurzeln in 2 m Bodentiefe gefunden. Daher müsste eigentlich eine Mindestmächtigkeit von 2 m für Rekultivierungsschichten gefordert werden. Gerade bei locker geschütteten sandigen und schluffigen Böden in Verbindung mit Gehölzen sollten eher 3 m Mächtigkeit in Betracht gezogen werden. Eventuelle Schäden nach Windwurf wären aufgrund der von ALDINGER ET AL. (1996) gefundenen maximalen Wurzelballentiefen (Hauptwurzeln) bis 2,2 m dann ebenfalls auszuschließen. Besonders für Wasserhaushaltsschichten, die eine hohe Wasserspeicherfähigkeit der eingesetzten Böden verlangen und somit Substrate mit hohem Schluffanteil benötigen, treffen diese Schlussfolgerungen zu. Die Konsequenz wäre dann ein enorm hoher Bedarf an qualifizierten Abdeckmaterialien, die ohne eine sinnvolle Verwendung von Abfallstoffen und Produktionsrückständen im Rahmen der Kreislaufwirtschaft oft nicht verfügbar wären.

7.2.5 Geländeklimatologische Untersuchungen

Die Ergebnisse der geländeklimatologischen Untersuchungen umfassen sowohl eigene auf der Deponie Lüthorst erhobene Klimadaten als auch Daten benachbarter Stationen des Deutschen Wetterdienstes (DWD 2007). Der Niederschlagsschreiber nach Hellmann wurde auf der Deponie ab Januar 2005 betrieben. Die Klimadaten der DWD-Stationen standen für die Jahre 2005 und 2006 sowie für das 1. Halbjahr 2007 zur Verfügung, daher werden

vergleichende Betrachtungen der Niederschläge für diesen Zeitraum durchgeführt. Die Lufttemperatur und die Luftfeuchtigkeit wurden auf der Deponie Lüthorst ebenfalls ab Januar 2005 ermittelt. Die Daten der unterschiedlichen Niederschlagserfassungsmethoden aber auch die anderen geländeklimatologischen Messergebnisse von den Versuchsfeldern liegen ab April 2005 vor. Im Folgenden werden zunächst die Lufttemperatur und -feuchtigkeit dargestellt, anschließend werden die Bodentemperaturen betrachtet. Des Weiteren werden die Windverhältnisse im Untersuchungszeitraum vorgestellt und bewertet sowie abschließend intensive Betrachtungen des ermittelten Niederschlags durchgeführt. Die erfassten Daten werden diskutiert und bezüglich der Fragestellung der vorliegenden Studie bewertet.

Lufttemperatur und Luftfeuchtigkeit

Die Lufttemperatur und die relative Feuchtigkeit wurden mit einem Hygro-Thermographen in zwei Meter Höhe gemessen. Aufgrund eines sporadisch auftretenden technischen Problems bei der Luftfeuchtheiterfassung wird bezüglich dieser auf eine Darstellung der eigenen Daten verzichtet. Stattdessen werden verfügbare Messwerte des DWD herangezogen.

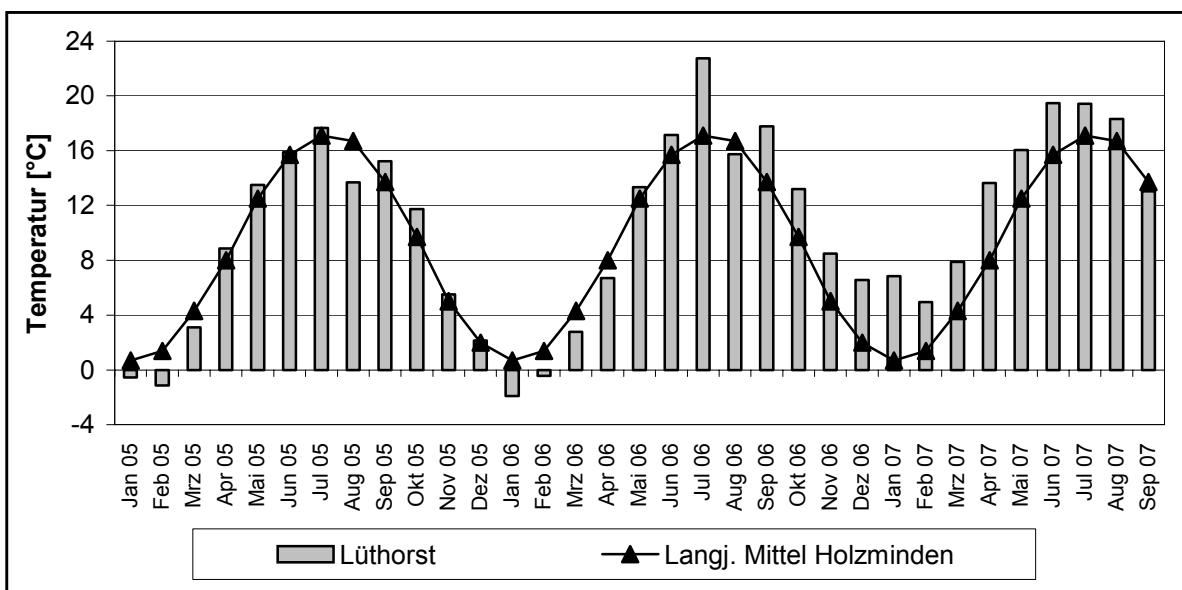


Abb. 7.2.5-1: Verlauf der monatlichen Mittel der Lufttemperatur im Versuchszeitraum.

In Abbildung 7.2.5-1 werden die Temperaturmittel, die auf dem Versuchsfeld (+250 m NN) erfasst wurden mit dem langjährigen Mittel der Station Holzminden (+128 m NN), gemessen vom Deutschen Wetterdienst (DWD), verglichen. Da für andere Stationen kein langjähriges Mittel der Lufttemperatur vorlag, erfolgte keine statistische Überprüfung der Daten verschiedener DWD-Stationen, um die bestmögliche Vergleichsbasis zu ermitteln, wie z.B. nachfolgend für den Niederschlag beschrieben. Der zu erwartende Temperaturverlauf für den Standort Deponie Lüthorst (+250 m NN) würde unterhalb der Kurve des langjährigen Mittels der Station Holzminden (+128 m NN) liegen. Das langjährige Mittel der DWD-Station Holzminden beträgt +8,9 °C. Mit Ausnahme des August lagen von April bis November 2005

alle monatlichen Temperaturmittel gemessen auf der Deponie oberhalb des langjährigen Mittels der Station Holzminden. Für Januar bis März 2005 sowie Dezember 2005 bis April 2006 lagen die Temperaturmittel hingegen unterhalb des langjährigen Mittels. Von Mai 2006 bis August 2007 lagen alle erfassten monatlichen Temperaturmittel, mit Ausnahme des August 2006, oberhalb des langjährigen Mittels des eigentlich wärmeren Standortes Holzminden. Neben dem Dezember 2006 mit einer Differenz von +4,5 °C und dem Januar 2007 mit sogar +6,1 °C sind der Juli 2006 und der April 2007 mit jeweils +5,6 °C oberhalb des langjährigen Mittels der Station Holzminden herausragend. Für 2006 ergibt sich ein Mittelwert der Abweichung über das Jahr gesehen von +1,3 °C und für 2007 bis September sogar von +3,3 °C.

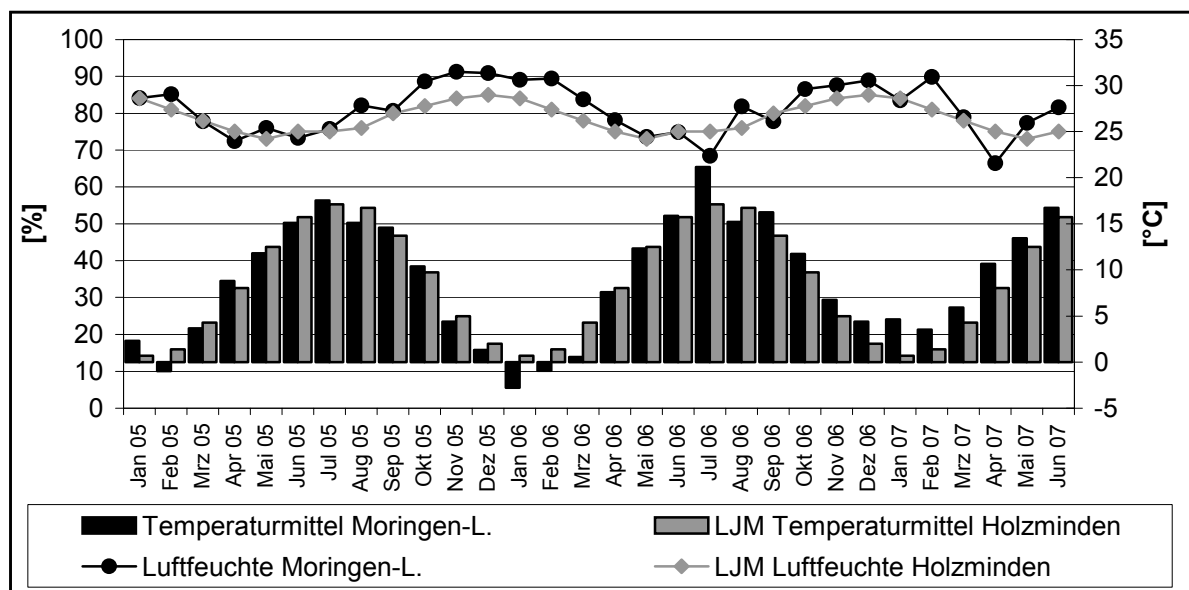


Abb. 7.2.5-2: Verlauf der mittleren monatlichen Luftfeuchtigkeit und Temperatur im Versuchszeitraum.

Abbildung 7.2.5-2 zeigt den Verlauf der monatlichen Mittel der relativen Luftfeuchtigkeit der Station Moringen-Lutterbeck im Versuchszeitraum. Zum Vergleich ist das langjährige Mittel der relativen Luftfeuchtigkeit der Station Holzminden dargestellt. Aufgrund der Abhängigkeit zur Lufttemperatur ist diese ebenso für beide Stationen, bei Holzminden als langjähriges Mittel, abgebildet (siehe hierzu auch Kapitel 3). Für die Lufttemperatur wie auch für die relative Luftfeuchte wurde von einer statistischen Überprüfung der Werte abgesehen, da für die Deponie Lüthorst keine Werte zur Validierung vorlagen.

Für die extrem warmen und trockenen Monate Juli 2006 und April 2007 lag die relative Luftfeuchtigkeit deutlich unter der des langjährigen Mittels. Besonders für die Perioden Herbst/Winter war die Luftfeuchtigkeit der Station Moringen-Lutterbeck bei beiden Jahreswechselln 2005/2006 und 2006/2007 höher als das langjährige Mittel. Dies ist aufgrund des gemäßigeren Klimas der Station Holzminden zu erwarten gewesen. Interessant sind vielmehr die extrem niedrigen Luftfeuchtigkeiten im Juli 2006 und April 2007.

Bei nicht ausreichend vorhandenem Bodenwasservorrat könnte es in diesen Monaten zu einer Beeinträchtigung der Transpiration der Pflanzen gekommen sein. Ansonsten lassen die höheren mittleren Temperaturen ab Herbst 2006 bei ausreichendem Bodenwassergehalt und ab April 2007 bei überdurchschnittlich hohen Niederschlägen auf eine allgemein erhöhte Transpiration durch die Vegetation schließen.

Bodentemperaturen

Die Bodentemperaturen wurden mit Fernthermographen in den Tiefen 10, 20, 30, 40, 50 und 60 cm ermittelt. Die Messungen fanden ausschließlich im Lysimeterumfeld statt, um hier die Temperaturextreme vor allem zu Beginn der Untersuchung zu erfassen. Die Messergebnisse schwankten für die drei Versuchsanstellungen kaum. Die Versuchsflächen wiesen im April und Mai 2005 eine Vegetationsdeckung von < 20 % auf. Die zu diesem Zeitpunkt ermittelten Werte entsprechen annähernd denen unbewachsener Böden. In der restlichen Betrachtungszeit deckte die Vegetation durchweg mit fast 100 % (siehe hierzu auch Kapitel 7.2.4).

Die Bodentemperaturen schwankten jeweils im Sommer 2005 und 2006 nur um wenige Grad Celsius. In Abbildung 7.2.5-3 ist bis Juli 2005 deutlich der geringe Deckungsgrad durch die Vegetation zu erkennen. Hier traten auch die größten Schwankungen auf. In 10 cm Tiefe lag die Temperaturamplitude bei ca. 10 °C, in 30 cm Tiefe nur noch bei ca. 5 °C. Im Folgejahr war die höhere Vegetationsdeckung in den Messungen erkennbar. Die Bodentemperaturen waren wesentlich ausgeglichener. Die Tagesamplituden der sechs Bodentiefen lagen um 3 bis 5 °C. Die Maximaltemperaturen waren generell etwas niedriger als im Vorjahr. Der Winter 2005/2006 war kälter als der Winter 2006/2007, dies bestätigen auch die geringeren Bodentemperaturen. Die Tiefstwerte lagen bei ca. -2 °C an der Bodenoberfläche und erreichten in 30 bis 40 cm Tiefe etwa 0 °C. Im Folgejahr waren es +1,0 °C im Oberboden und sogar 5 bis 7 °C im Unterboden. Die Tagesamplituden schwankten in beiden Jahren in allen sechs Tiefen nur sehr gering. Die höheren Temperaturamplituden im Winter 2006/2007 im Vergleich zum Vorjahr von bis zu 5 °C sind auf die fehlende Schneeeauflage bei gleichzeitig sehr milden Lufttemperaturen zurückzuführen. Die geringen Schwankungen sind durch den vereinheitlichenden Einfluss der Vegetationsdecke zu erklären, die eine Wuchshöhe von 100 bis 120 cm erreichte. Dass die Amplituden der gemessenen Bodentemperaturen im Bereich der Literaturwerte liegen, bestätigen beispielsweise Untersuchungen von SCHERHAG UND LAUER (1985) sowie BLUME (1992). SCHERHAG UND LAUER (1985) nennen für einen sonnigen Frühsommertag bei nackten Boden Min./Max.-Werte für 10 cm Bodentiefe von 15,5/20,5 °C und in 30 cm Tiefe von 16,5/17 °C an. BLUME (1992) nennt für einen sonnigen Tag im August bei einem Grünlandstandort Min./Max.-Werte für 10 cm Bodentiefe von 14,5 und 17,5 °C und für 30 cm Bodentiefe von 15,5 bis 16 °C.

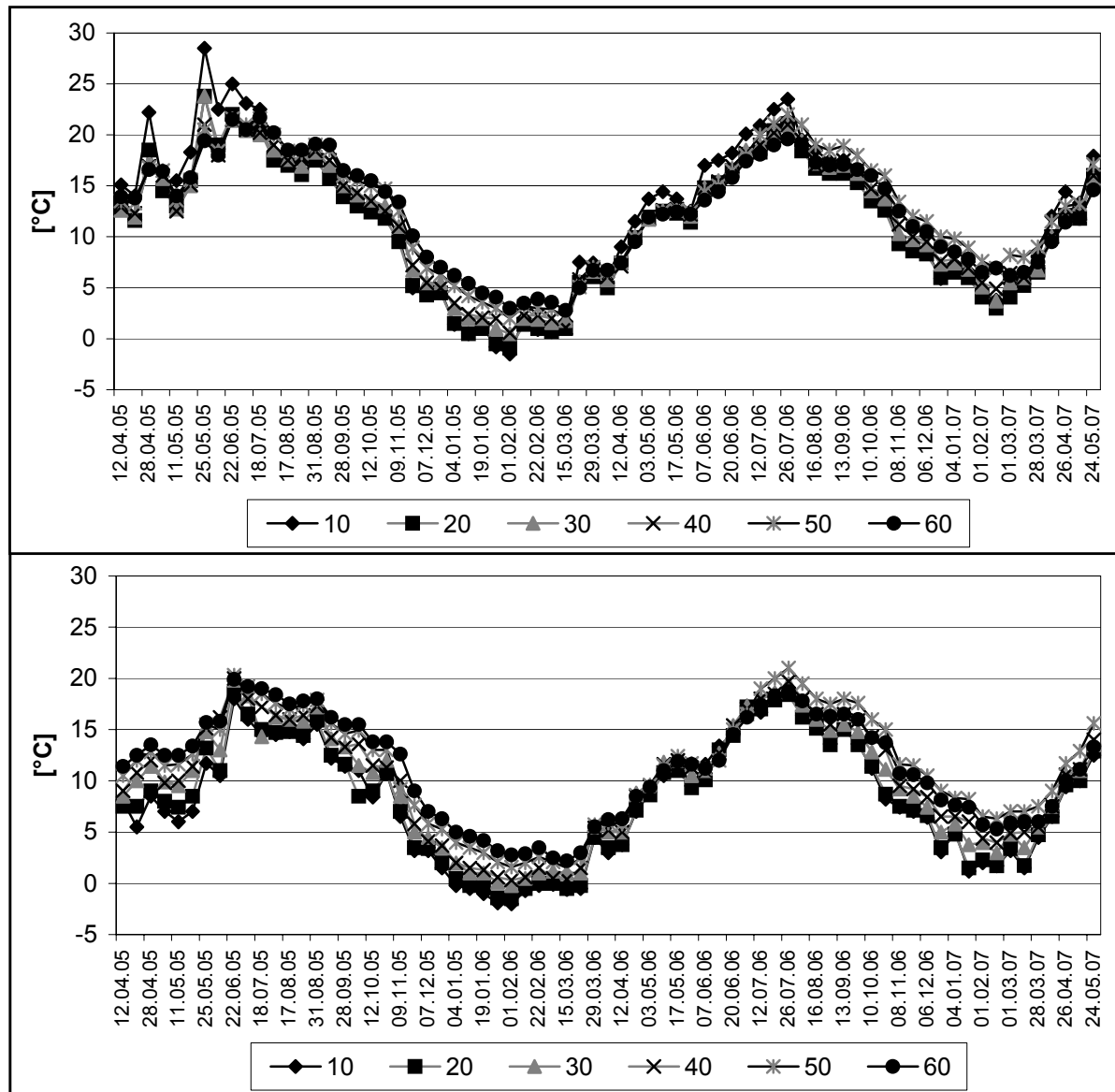


Abb. 7.2.5-3: Verlauf der Bodentemperaturmaxima und -minima über den Versuchszeitraum für die Bodentiefen von 10 bis 60 cm.

Windgeschwindigkeit

Entsprechend seiner Lage im Westwindgürtel herrschen in Niedersachsen Winde in südwestlicher bis nordwestlicher Richtung vor. Im Frühjahr liegt die größte Häufigkeit bei NW-Winden als Folge von Kaltluftenbrüchen aus dem Bereich des Nordmeers, auch im Juni bis August bleiben diese vorherrschend. Im Herbst dominieren Südwestwinde, ebenso im Winter. Sie bringen in der Regel feuchte, milde Meeresluft heran, die während des Hochwinters zu Tauwetter führen kann (SEEDORF UND MEYER 1992).

Die Messung der Windgeschwindigkeit erfolgte mit Schalenkreuz-Anemometern. Die Ablesung des Windweges erfolgte 14-tägig, Windspitzen waren somit nicht ermittelbar. Insgesamt wurden zwölf Anemometer (Windwegmesser), 10 davon auf dem Lysimeterfeld

aufgestellt. Die erfassten Windgeschwindigkeiten wurden zum Vergleich mit den verfügbaren Messdaten des Deutschen Wetterdienstes (DWD) durch die in DVWK (1996) bereit gestellten Formeln auf Windgeschwindigkeiten in 10 m Höhe umgerechnet (siehe hierzu Kapitel 6.1.5).

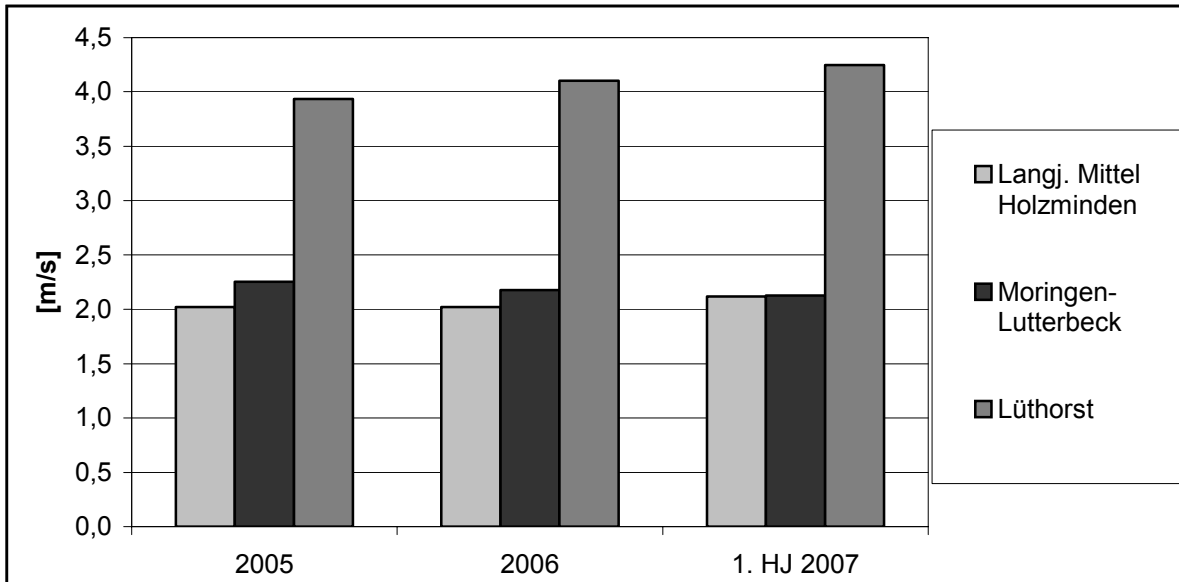


Abb. 7.2.5-4: Mittlere Windgeschwindigkeit im Versuchszeitraum, gemessen in 10 m Höhe (in m/s).

Abbildung 7.2.5-4 zeigt deutlich die starke Windexposition des Standortes Lüthorst. Für diese Betrachtung wurden die Ergebnisse der in 3 m Höhe gemessenen Werte des Anemometers W1 umgerechnet. Mit Windgeschwindigkeiten von im Mittel 3,9 bis 4,2 m/s lagen diese etwa doppelt so hoch wie für die Station Moringen-Lutterbeck und das langjährige Mittel der Station Holzminden. Die bezüglich der Auswahl der Gehölze getroffene Entscheidung, aufgrund des Windes und der daraus resultierenden Gefahr des Peitschens, auf kleinere Pflanzgrößen zurückzugreifen, wird hierdurch nachträglich bestätigt (siehe hierzu auch Kapitel 7.2.4). Weiterhin verhindert ein durch Wind hervorgerufener Luftmassenaustausch eine Wassersättigung der Luft über dem Versuchsfeld und führt bei ausreichendem Bodenwasservorrat zu einer Erhöhung der Verdunstung. In trockenen Perioden wiederum kann aber auch der Trockenstress der Vegetation durch den Wind verstärkt werden. Außer zu Versuchsbeginn bis etwa Ende Juni 2005 konnte kein Trockenstress, der durch starken Wind verursacht wurde, auf den Versuchsfeldern beobachtet werden. Zum Zeitpunkt des Auflaufens der Grasansaat ließ sich vor allem im Bereich der Nord-Westkante des Lysimeterfeldes eine Verzögerung durch extremen Windeinfluss registrieren.

Im Folgenden wird die Windverteilung auf dem Lysimeterfeld im Versuchszeitraum betrachtet. Dabei sind die Ergebnisse, der in Kapitel 7.1 beschriebenen 10 auf dem Lysimeterfeld installierten Windwegmesser in Abbildung 7.2.5-5 dargestellt. Die Windwegmesser W3 und W4 stehen am westlichen Hangfuß, W5 und W6 auf der westlichen

Feldkante, W7 und W8 in der Lysimeterfeldmitte, W9 und W10 auf der östlichen Feldkante sowie W11 und W12 am östlichen Hangfuß.

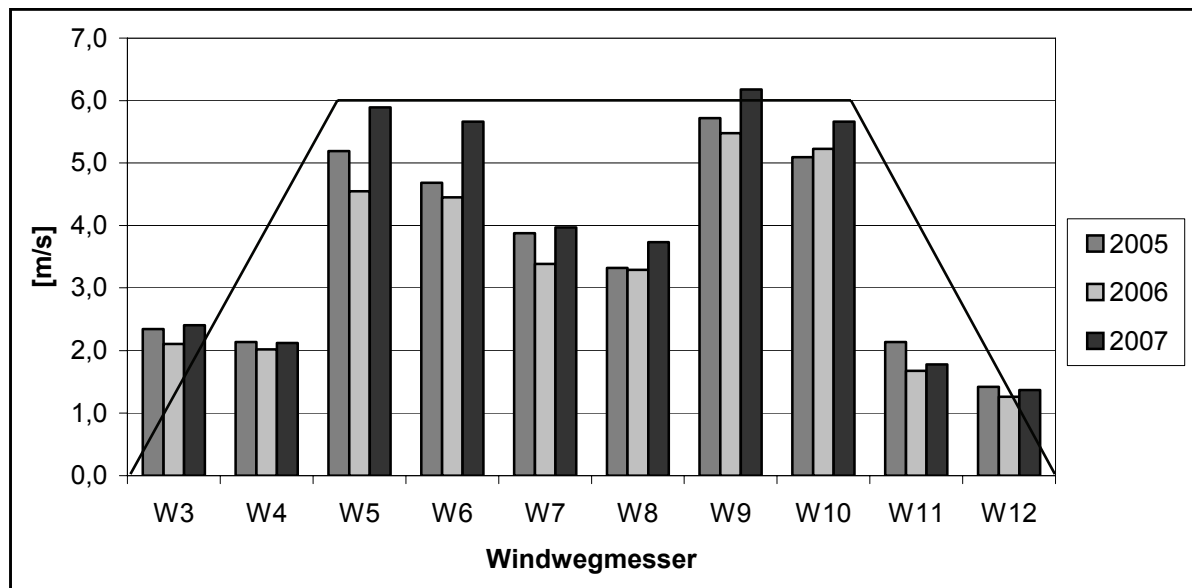


Abb. 7.2.5-5: Mittlere Windgeschwindigkeit auf dem Lysimeterfeld, gemessen in 10 m Höhe (in m/s) (Querschnitt Lysimeterfeld hinterlegt).

Deutlich zu erkennen sind die starken Windeinflüsse an den Feldkanten. Weiterhin ist aus Abbildung 7.2.5-5 eine starke Reduzierung des Windfeinflusses in der Lysimeterfeldmitte, dort wo die Lysimeter eingebaut waren, ersichtlich. Ein so genannter Inseleffekt des Lysimeterfeldes konnte daher ausgeschlossen werden. Dies bestätigt auch die statistische Auswertung der Windverteilung. So wurde für die statistische Untersuchung der Zusammenhänge zwischen den Windmessungen auf dem Lysimeterfeld ein T-Test durchgeführt. Die zu überprüfende Nullhypothese besagt, dass keine Zusammenhänge zwischen den 12 Windwegmessern (W1 - W12) bestehen und damit unterschiedliche Windgeschwindigkeiten auf dem Versuchsfeld gemessen werden konnten. Hierfür wurden die an den 12 Windwegmessern gemessenen, auf 10 m Höhe über dem Gelände umgerechneten Windgeschwindigkeiten miteinander verglichen. Für die Anemometer W1, W2, W3 und W4 sowie W7, W8, W11 und W12 sind keine signifikant voneinander verschiedenen Windgeschwindigkeiten statistisch nachweisbar. Die Nullhypothese ist zu verwerfen. Dagegen unterscheiden sich die mit den Windwegmessern W5 und W6 sowie W9 und W10 gemessenen Geschwindigkeiten signifikant von denen der anderen Windwegmesser im Untersuchungsgebiet. Bei Geltung der Nullhypothese ergeben sich die t-Werte bei gegebenen 62 Freiheitsgraden mit Wahrscheinlichkeiten zwischen 12 und 68 %. Die Nullhypothese, die keine Zusammenhänge zwischen den einzelnen Anemometern formuliert, kann nicht mit hinreichender Sicherheit verworfen werden. Daraus ist zu schließen, dass die mittels der Windwegmesser W5, W6, W9 und W10 erfassten Geschwindigkeiten von den gemessenen Windgeschwindigkeiten der anderen Anemometer auf dem Versuchsfeld differieren. Somit ist ein verstärkter Wind-

einfluss nur an den Feldkanten statistisch gesichert anzunehmen, die Lysimeter selbst unterlagen keinem höheren Windeinfluss.

Niederschlag am Untersuchungsstandort

Für die standardisierte Niederschlags erfassung wurden zwei Niederschlagsschreiber nach Hellmann in 1,2 m Höhe mit einer Auffangfläche von 200 cm², gemäß DIN 19685 eingesetzt. Der Aufbau eines für den Winterbetrieb beheizbaren Gerätes erfolgte in der Nähe der Mischanlage der Deponie. Um den Standort bzw. die Region klimatisch besser einordnen zu können, werden neben den auf der Deponie erfassten Daten auch Werte benachbarter DWD-Stationen, soweit verfügbar, in die Betrachtung miteinbezogen.

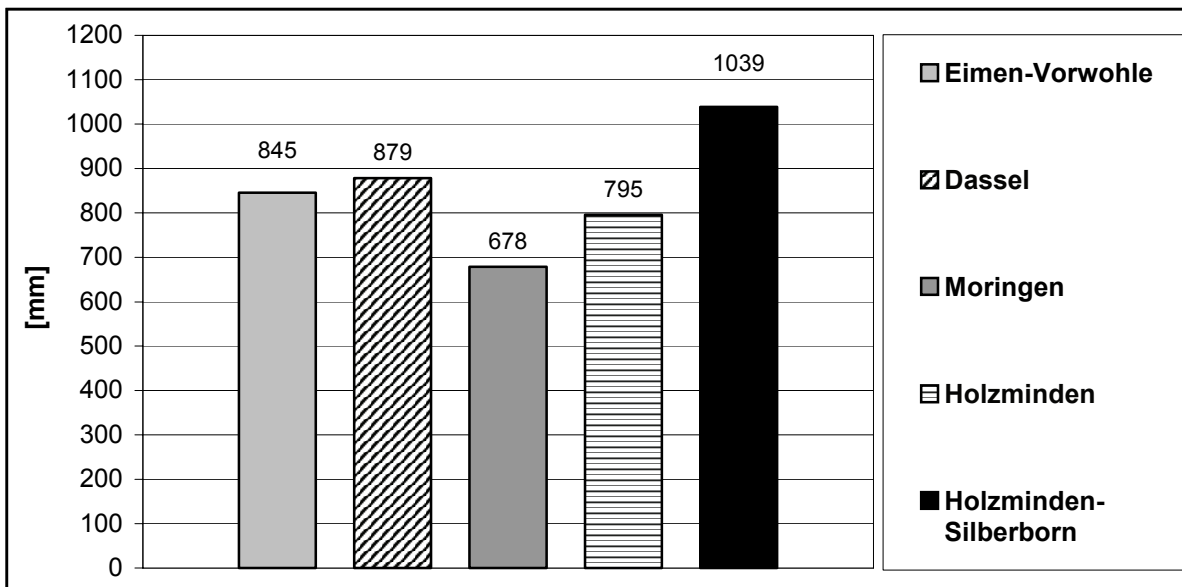


Abb. 7.2.5-6: Langjährige Niederschlagsmittel der Wetterstationen des DWD.

Abbildung 7.2.5-6 zeigt die langjährigen Mittel der Stationen des DWD, die im Umkreis der Deponie Lüthorst verfügbar waren. Die am nächsten gelegenen Stationen sind Eimen-Vorwohle (+265 m NN) im Nordosten und Dassel (+ 183 m NN) im Süden. Weiter entfernt liegen die anderen Stationen, wobei Holzminden-Silberborn mit +440 m NN dem Hochsolling zuzuordnen ist. Die Station Holzminden liegt mit +128 m NN deutlich niedriger als die Deponie Lüthorst mit ca. +250 m NN. Die Station Moringen-Lutterbeck befindet sich mit +240 m NN hingegen in etwa auf der gleichen Höhe. Die langjährigen Mittel der am nächsten gelegenen Stationen liegen im Bereich von 845 bis 879 mm (Liter pro m²) Jahresniederschlag.

Für den Versuchszeitraum selbst waren die täglichen Niederschlagsdaten der DWD-Stationen Eimen-Vorwohle, Dassel sowie Moringen-Lutterbeck verfügbar. Aufgrund der guten Datenlage zum Niederschlag sollte, im Unterschied zu den zuvor betrachteten Klimagrößen, durch einen Mittelwertvergleich die am besten geeignete DWD-Station als Vergleichsbasis für weitere Betrachtungen ermittelt werden. Der Mittelwertvergleich erfolgte

für die mit dem Standardregenschreiber auf der Deponie und für die DWD-Stationen Dassel, Eimen-Vorwohle und Moringen-Lutterbeck erfassten Niederschlagsmengen. Bei vergleichender Betrachtung der über den gesamten Untersuchungszeitraum von 2005 bis 2007 erfassten Niederschlagsmessungen ergibt sich folgendes Bild: Bei Geltung der Nullhypothese, der zufolge kein Zusammenhang zwischen den Messungen an den einzelnen Messstationen besteht und somit unterschiedliche Niederschlagsmengen auf der Station Dassel und auf dem Versuchstandort erfasst wurden, ergibt sich ein t-Wert von 4,77 bei gegebenen 364 Freiheitsgraden mit einer Wahrscheinlichkeit von 0 %. Mit einem Korrelationskoeffizienten von 0,703 und einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 0 % zeigt sich auf dem 95%-Signifikanzniveau ein hoch signifikanter Zusammenhang. Die Wahrscheinlichkeit, dass keine Unterschiede zwischen den ermittelten Niederschlagsmengen auf dem Versuchsstandort und der DWD-Station in Eimen-Vorwohle existieren, liegt bei rund 1 %. Auch hier ist damit die Nullhypothese zu verwerfen. Die Korrelationsanalyse bestätigt auf dem 95 %-Niveau mit einem Koeffizienten von 0,724 einen hoch signifikanten Zusammenhang. Für den Mittelwertvergleich zwischen dem Untersuchungsstandort und der Station in Moringen-Lutterbeck ergibt sich ein t-Wert von 0,22 bei 334 Freiheitsgraden. Die Wahrscheinlichkeit, dass die erfassten Niederschlagsmengen auf dem gleichen Niveau liegen, liegt bei 12 %. Die Nullhypothese ist damit vorläufig beizubehalten, was bedeutet, dass die Station Moringen-Lutterbeck zunächst als am wenigsten geeignete Vergleichsstation zu betrachten ist. Der Korrelationskoeffizient (0,654) mit der dazugehörigen Fehlerwahrscheinlichkeit zeigt einen hohen, im Vergleich zu den beiden anderen DWD-Stationen aber deutlich geringeren Zusammenhang zwischen den Niederschlagsmessungen auf dem Untersuchungsstandort und der Station Moringen-Lutterbeck und bestätigt damit das Ergebnis des T-Tests. Nach erster Analyse eignen sich daher sowohl die DWD-Station Dassel als auch die DWD-Station Eimen-Vorwohle als Vergleichsstandorte.

Um den am besten geeigneten Vergleichsstandort auswählen zu können, wurde eine differenziertere Betrachtung nach den einzelnen Untersuchungsjahren vorgenommen. Für das Jahr 2005 ergab sich mit einem Korrelationskoeffizienten von 0,864 der stärkste Zusammenhang zwischen dem Standort Lüthorst und der Station Eimen-Vorwohle, 2006 wurde dagegen die engste Beziehung zwischen Messungen auf dem Untersuchungsgebiet und der DWD-Station Dassel ermittelt. Der Korrelationskoeffizient beträgt 0,70. Mit einem Koeffizienten von 0,662 wurde für das Jahr 2007 wiederum der stärkste Zusammenhang zwischen dem Untersuchungsstandort und der Station Eimen-Vorwohle ermittelt. Die Station Moringen weist für jedes der einzelnen Jahre die geringsten Korrelationen auf und ist damit als Vergleichsstandort auszuschließen.

Die mittels T-Test ermittelten Wahrscheinlichkeiten für eine Geltung der Nullhypothese, der zufolge Unterschiede zwischen den Niederschlagsmessungen auf dem Untersuchungsstandort und den DWD-Wetterstationen besteht, lagen im Jahr 2005 bei 3,1 % (Station Dassel) und 0,9 % (Station Eimen-Vorwohle). Im Jahr 2006 betragen die Wahrscheinlichkeiten für die Geltung der Nullhypothese 0 % (Station Dassel) und 19 % (Station Eimen-

Vorwohle), 2007 für Dassel 0,2 % und für Eimen-Vorwohle dagegen knapp 24 %. Da für die Station Eimen-Vorwohle die Nullhypothese für die Jahre 2006 und 2007 nicht mit hinreichender Sicherheit verworfen werden kann, ist die DWD-Station Dassel als am besten geeignete Vergleichstation zu verwenden. Im Folgenden werden deshalb die mit dem Hellmann Niederschlagsschreiber auf der Deponie Lüthorst erfassten Messwerte mit denen der Station Dassel verglichen und bewertet.

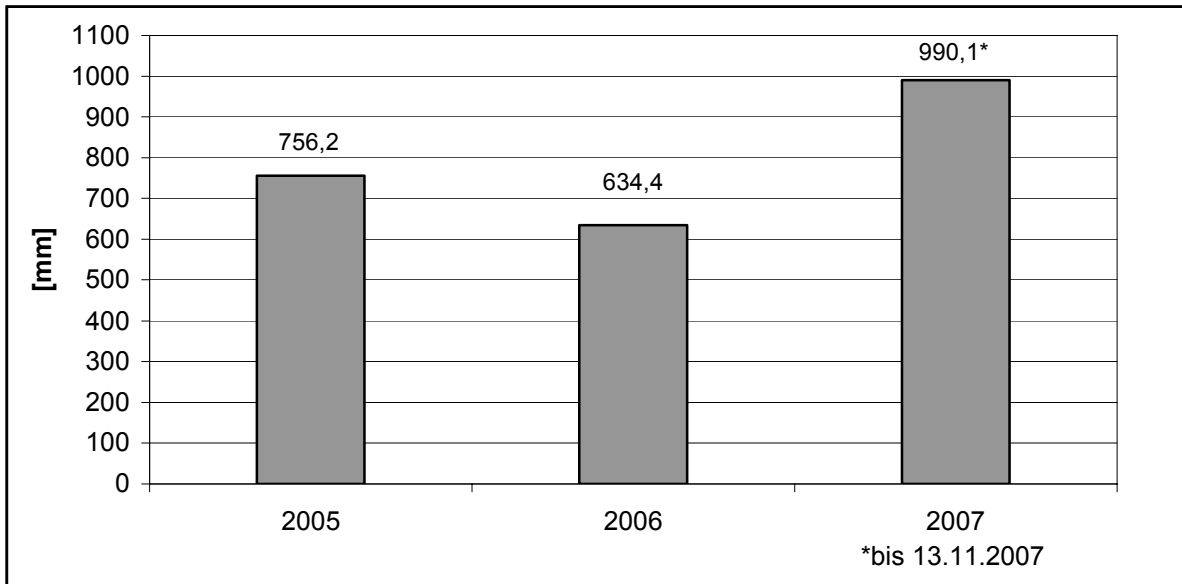


Abb. 7.2.5-7: Niederschlag auf der Deponie Lüthorst erfasst mittels Hellmann Niederschlagsschreiber.

Die in 1,2 m Höhe mit einer Auffangfläche von 200 cm² gemessenen Niederschläge des Hellmann Niederschlagsschreibers in Abbildung 7.2.5-7 zeigten für 2005 mit über 750 mm einen etwas unter dem erwarteten Niederschlag liegenden Wert, für 2006 liegt dieser mit 634 mm sogar noch niedriger (siehe hierzu auch Kapitel 5). Für das Jahr 2007 ist der Niederschlag bis 13.11.2007 angegeben und mit 990 mm bereits deutlich höher als in den Vorjahren. Erwartet wird für das ganze Jahr 2007 ein Gesamtniederschlag von bis zu 1.100 mm.

Um die Niederschlagsverhältnisse mit möglichst hoher Auflösung aber trotzdem anschaulich analysieren zu können, werden im Folgenden die monatlichen Niederschlagssummen des Hellmann Niederschlagsschreibers mit den Niederschlagssummen für die DWD-Station Dassel und deren langjährigen Mittel verglichen. Hierbei wird jedes Jahr einzeln betrachtet. Der Jahresdurchschnittsniederschlag der Station Dassel beträgt 878,5 mm. Für 2005 zeigt Abbildung 7.2.5-8, dass am Standort Lüthorst im Vergleich zum langjährigen Mittel der Station Dassel mit Ausnahme der Monate Mai und Juni zu wenig Niederschlag fiel. Die Niederschläge der Station Dassel lagen für 2005 bei 880 mm, für Lüthorst bei 756 mm. Damit liegen die Niederschläge der Station Dassel für 2005, außer für Mai und Juni, über denen des Hellmann Niederschlagsschreibers. Auffällig ist der starke Unterschied im Januar

2005. Die trockenen Monate März und April verursachten das verzögerte Auflaufen der Grasansaat zu Versuchsbeginn (siehe Kapitel 7.2.4).

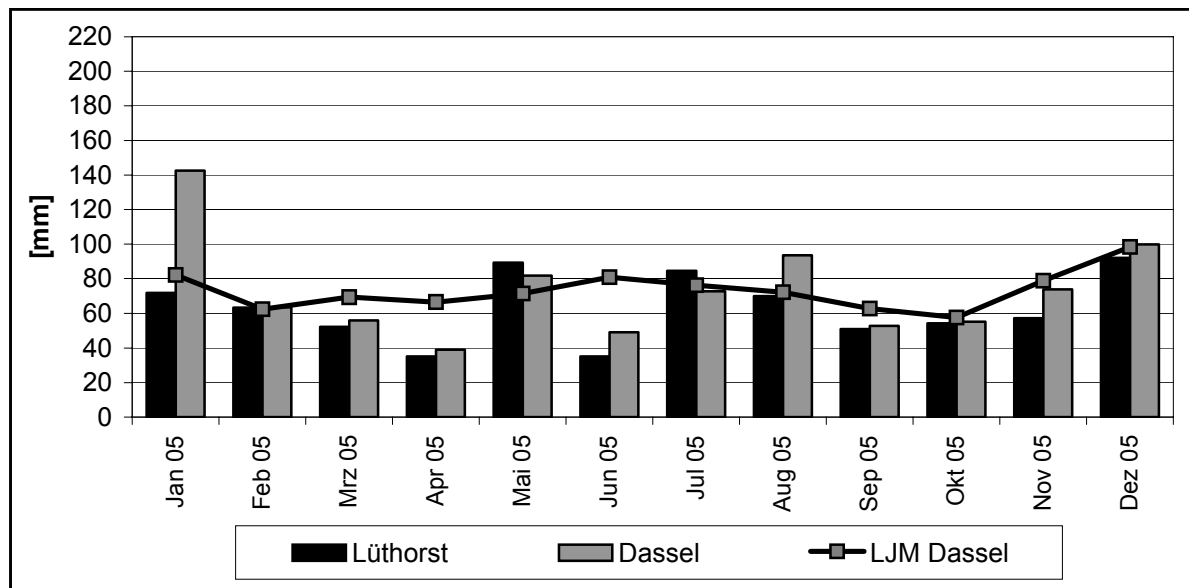


Abb. 7.2.5-8: Vergleich der monatlichen Niederschläge für 2005.

Weiterhin verdeutlicht Abbildung 7.2.5-8, dass der Juni 2005 ebenfalls sehr trocken war und in Lüthorst mit weniger als 40 mm deutlich unterhalb des langjährigen Mittels von 80 mm lag. Damit erklärt sich auch plausibel, warum die Vegetationsdecke erst ab Juli 2005 vollständig geschlossen war. Für 2006 ergibt sich nach Abbildung 7.2.5-9 bezüglich der zu geringen Niederschläge ein ähnliches Bild. Das Jahr 2006 war mit nur 634 mm Niederschlag auf der Deponie Lüthorst sehr trocken.

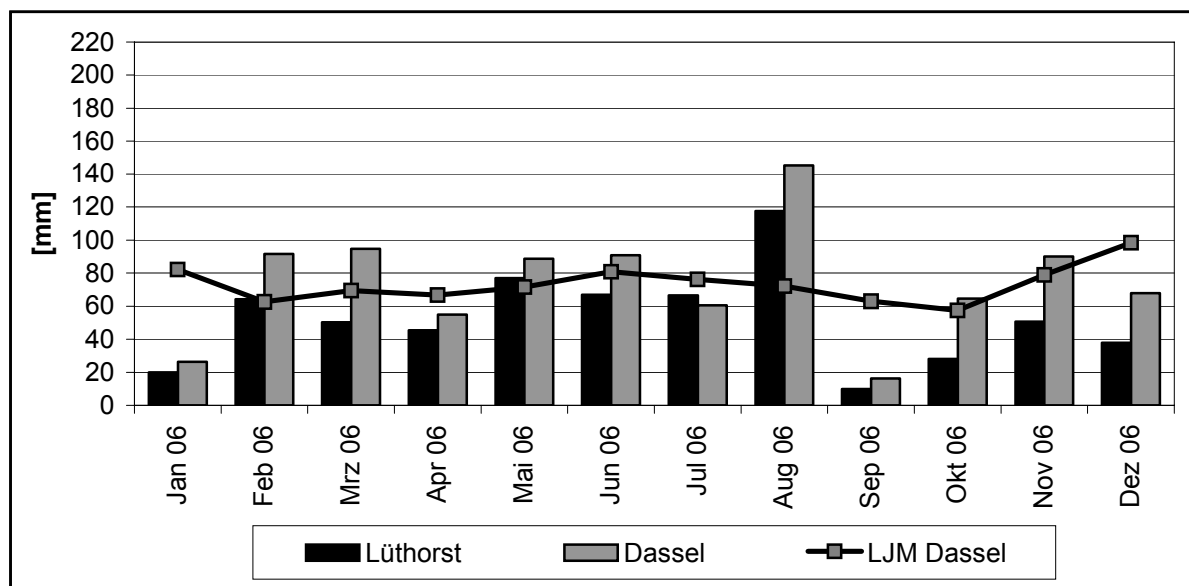


Abb. 7.2.5-9: Vergleich der monatlichen Niederschläge für 2006.

Auf einen extrem trockenen Januar 2006 folgten Monate mit relativ normalen Niederschlagssummen, wobei leichte Abweichungen nach unten zu verzeichnen waren. Des Weiteren veranschaulicht Abbildung 7.2.5-9, dass nach einem sehr feuchten August mit fast 120 mm Niederschlag auf der Deponie Lüthorst ein extrem trockener Herbst folgte. Für die Station Dassel lagen allerdings die Niederschläge im Oktober und November 2006 im Bereich des langjährigen Mittels. Dies zeigt, wie unterschiedlich die kleinräumige Verteilung der Niederschläge sein kann. Allgemein sind die Niederschläge der Station Dassel über das Jahr gesehen etwas höher als die mittels Niederschlagsschreiber auf der Deponie gemessenen. Über das gesamte Jahr 2006 gesehen lag der Niederschlag der Station Dassel mit 890 mm etwas oberhalb des langjährigen Mittels.

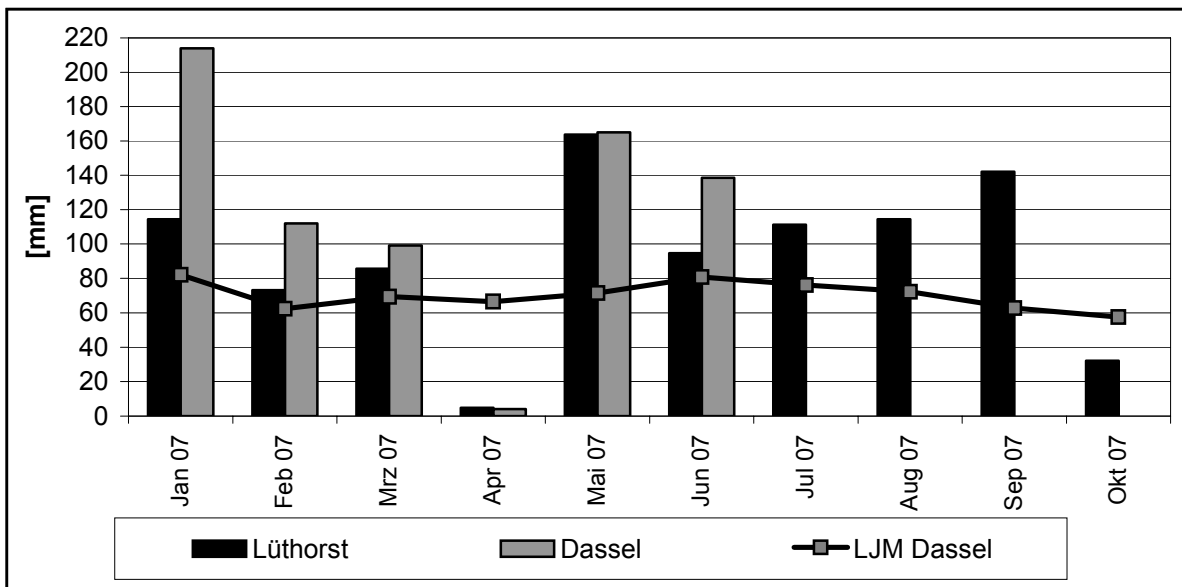


Abb. 7.2.5-10: Vergleich der monatlichen Niederschläge für 2007.

Für 2007 zeigt sich wiederum im Januar ein großer Unterschied im erfassten Niederschlag. Die Messwerte der Station Dassel waren bis Ende Juni 2007 verfügbar, der Halbjahresniederschlag lag allerdings schon bei 732 mm. Für Lüthorst lag der Niederschlag im selben Zeitraum bei nur 536 mm. Gegenüber dem langjährigen Mittel zeigt sich in Abbildung 7.2.5-10 bis auf den sehr trockenen April und den Oktober ein viel zu hoher Niederschlag. Dieser betrug mit Stand 13.11.2007 auf der Deponie Lüthorst, erfasst mit dem Hellmann Niederschlagsschreiber, bereits 990 mm.

Die jährlichen Vergleiche der eigenen Ergebnisse mit den Daten des DWD und des langjährigen Mittels für die Station Dassel zeigen allgemein höhere Niederschläge für die Station Dassel. Da diese aber konstant mit etwa gleichem Betrag höher liegen, ergab die statistische Auswertung für Dassel die größte Übereinstimmung und damit auch die beste Vergleichbarkeit mit den in Lüthorst erfassten Niederschlägen. Unter Berücksichtigung der kurzen Untersuchungszeit von rund drei Jahren und der höher liegenden Niederschläge der

Station Dassel, dürften die Niederschläge auf der Deponie Lüthorst tatsächlich im Bereich von 800 bis 850 mm/a liegen.

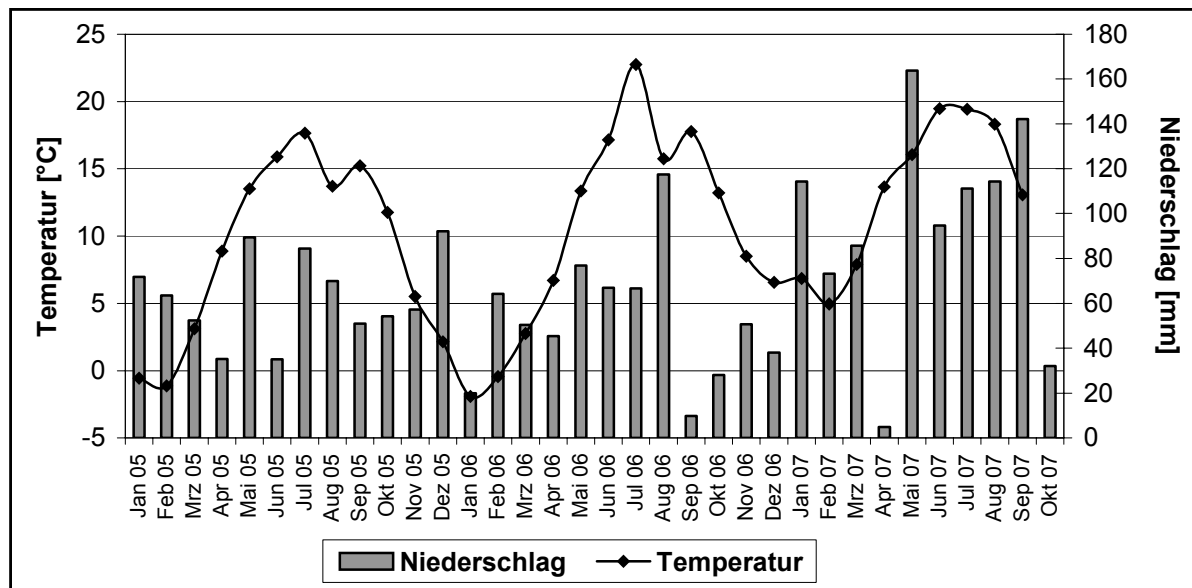


Abb. 7.2.5-11: Zusammenfassung der wesentlichen Klimadaten des Versuchstandortes Deponie Lüthorst über den Untersuchungszeitraum.

Abbildung 7.2.5-11 gibt einen Gesamtüberblick des monatlichen Temperaturverlaufs und der monatlichen Niederschlagssummen über den gesamten Betrachtungszeitraum. Der Sommer 2006 stellte mit im Mittel +22,7 °C im Juni den wärmsten, der Januar 2006 mit -2 °C den kältesten Monat im Versuchszeitraum dar. Weiterhin wird deutlich, dass der Winter 2006/2007 milder als der des Vorjahres war. Der Sommer 2005 war kühl, aber vergleichsweise auch relativ trocken. 2006 war der Sommer nur aufgrund des enormen Niederschlags im August noch feuchter als 2005, dafür war der Herbst 2006 mit Abstand am mildesten und sehr trocken. Bezüglich der Niederschläge ragt 2007 mit den enorm hohen Niederschlägen ab Mai völlig heraus. Hier wird deutlich, wie schwierig es sich gestaltet aufgrund einer Datenbasis von wenigen Jahren Aussagen zum Klima oder zu Klimatrends zu treffen. Ebenso schwer wird daher auch eine Abschätzung möglicher Sickerwässer unterhalb der Rekultivierungs- oder Wasserhaushaltsschicht.

Neben den Klimaschwankungen einzelner Jahre sind aber auch kleinräumige Klimaschwankungen zu beobachten (NIESSING 2005; SCHEER 2001; PODLACHA 1999; LÜCKE 1997), ebenso sind systematische Messfehler der Niederschlagsmessung bekannt (siehe hierzu auch Kapitel 6.1.6.1). Für das Gebiet um Einbeck gibt RICHTER (1995) einen mittleren Anteil von 15 % Schnee- und Mischniederschlag am Gesamtniederschlag an. Bei Annahme von etwa einem Viertel der Mischniederschläge als reiner Schneeniederschlag ergibt sich ein Windfehler hinsichtlich des Niederschlags für eine freie Lage von 11,3 % und bei einer leicht geschützten Lage von 8,9 %. Kombiniert mit dem Benetzungs- und Verdunstungsfehler für Mittelgebirge ergibt sich für eine freie Lage in Lüthorst ein Gesamtfehler von ca. 15 % und für

die mäßig geschützte Lage von etwa 12,6 % (siehe hierzu Kapitel 6.1.6.1). Daher werden im Folgenden die Ergebnisse weiterer Untersuchungen zum Niederschlag auf der Deponie Lüthorst vorgestellt und beurteilt.

Zusätzliche Niederschlagsmessungen auf der Deponie

Aufgrund der Kenntnisse der möglichen Messfehler fand die Installation verschiedener Niederschlagssammler auf dem Versuchsfeld mit Beginn der Untersuchung statt (Kapitel 6.1.6.2). Die Niederschlagssammler dienten der Erfassung der Niederschläge auf unterschiedlichen Standorten der Deponie. Neben Sammlern auf der nordwestexponierten Deponieflanke wurden ab 2006 auch auf der südostexponierten Seite der Deponie Niederschlagssammler aufgebaut. Die Sammler des Typs „Hann. Münden“ besaßen gemäß den Vorgaben in DVWK (1982) eine Auffangfläche von 100 cm² sowie 200 cm² und eine Aufstellhöhe von 1 m. Weitere Sammler dieses Typs wurden in Anlehnung an DVWK (1980) bodeneben im Lysimeterfeld und Gehölzfeld installiert. Die Erfassung der Niederschläge erfolgte wöchentlich, im Winter 14-tägig.

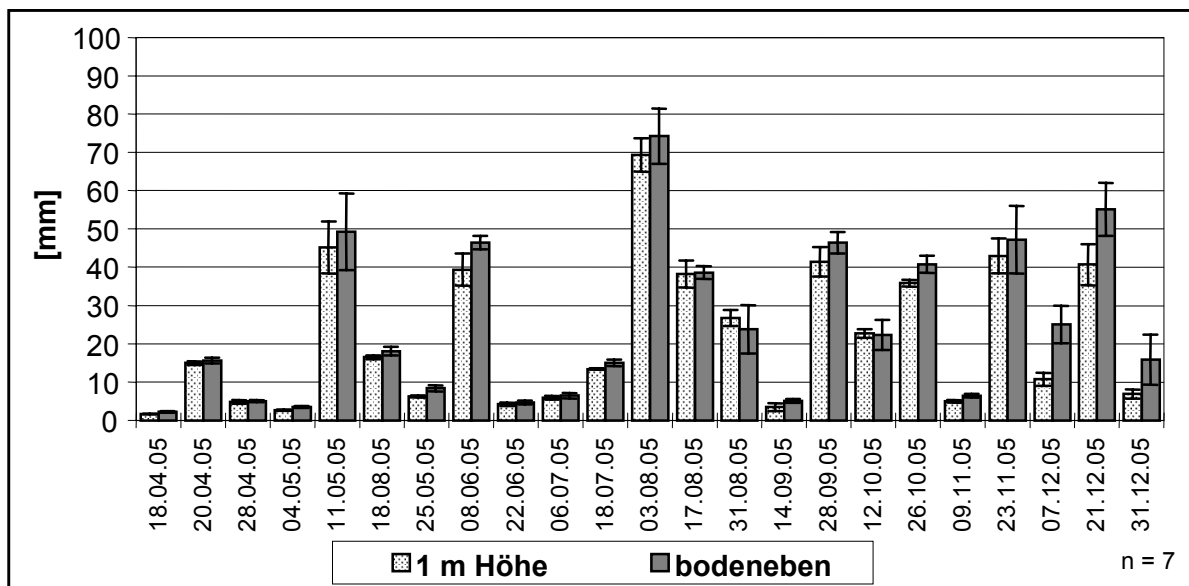


Abb. 7.2.5-12: Vergleich der Niederschläge auf dem Lysimeterfeld in 2005, erfasst mit einer Auffangfläche von 100 cm².

Der Unterschied der Niederschlagsmengen, erfasst bodeneben und in 1 m Aufstellhöhe stellt sich für 2005 wie in Abbildung 7.2.5-12 aufgezeigt folgendermaßen dar: Zu Beginn der Untersuchung wurden zunächst kaum Unterschiede erfasst. Erst mit dem zunehmenden Bewuchs nahm die Reibung der Versuchsfeldoberfläche zu, so dass eine Reduzierung des Windfehlers stattfand. Die bodeneben gemessenen Niederschläge sind bis auf den 14.09.2005, höher als die in 1 m Höhe erfassten. Abgebildet sind in der Grafik die Mittelwerte aus jeweils sieben Wiederholungen und deren Standardabweichung. Besonders große Differenzen zeigten sich im Dezember 2005, dies lag an dem besonders hohen Windfehler bei Mischniederschlag und Schneefall (siehe hierzu auch Kapitel 6.1.6.1). So lagen die Niederschläge

am 07. 12. und 31.12.2005 bodeneben mehr als doppelt so hoch wie in 1 m Aufstellhöhe. Die Gesamtniederschlagsmenge vom 18.04. bis 31.12.2005 lag in 1 m Höhe bei 502 mm, bodeneben bei 576 mm. Das bedeutet, dass bodeneben ein um 14,6 % höherer Niederschlag erfasst wurde.

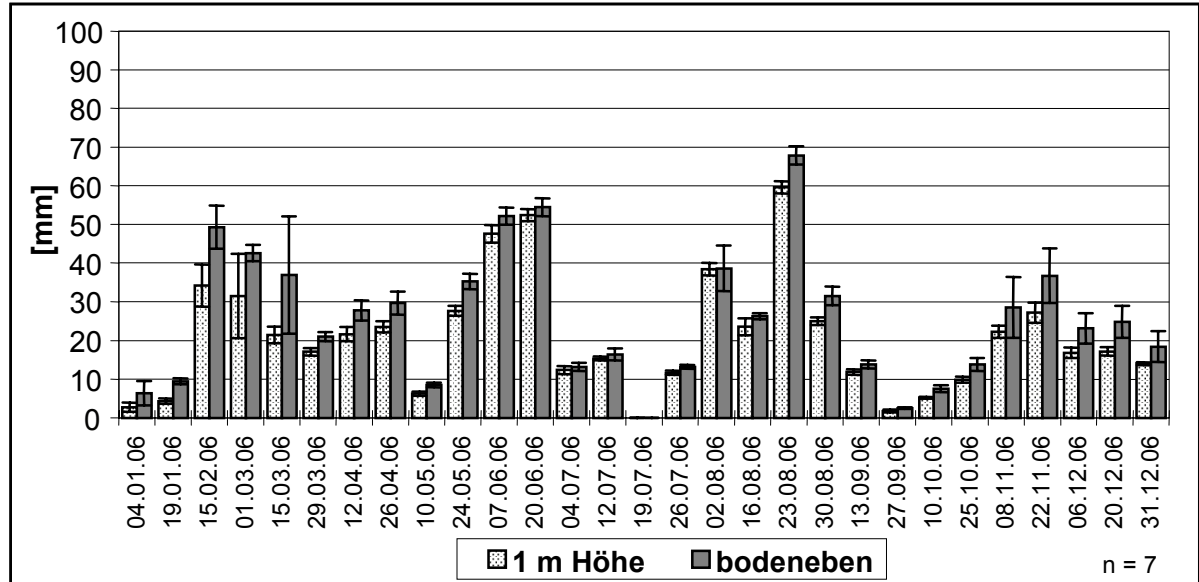


Abb. 7.2.5-13: Vergleich der Niederschläge auf dem Lysimeterfeld in 2006, erfasst mit einer Auffangfläche von 100 cm².

Die Erfassung der stark erhöhten Niederschläge bodeneben hielt, wie in Abbildung 7.2.5-13 präsentiert, mit z. T. hohen Streuungen um den Mittelwert bis zum 15. März 2006 an. Dies zeigt einerseits die Reduzierung des besonders hohen Windfehlers bei Mischniederschlägen, andererseits aber auch einen möglichen Messfehler durch Schneeverwehungen an. Die bodeneben erfassten Niederschläge waren grundsätzlich höher als die in 1 m Aufstellhöhe. So ergab sich bei der Auffangfläche von 100 cm² für 2006 mit 750 mm ein fast 25 % höherer Niederschlag bodeneben gegenüber dem in 1 m Aufstellhöhe von 603 mm.

2007 waren an mehreren Erfassungsterminen die Niederschlagsmengen in 1 m Aufstellhöhe größer oder gleich denen der bodenebenen Messung. Dies lag vor allem an der zunehmenden Wuchshöhe der Gehölze und der damit einhergehenden erhöhten Reibung auch in 1 m Höhe. Abbildung 7.2.5-14 verdeutlicht, dass ab Anfang August 2007 entgegen den Beobachtungen der Vorjahre bodeneben keine höheren Niederschläge zu verzeichnen waren. Die Daten sind bis zum 13.11.2007 dargestellt. Bis zu diesem Zeitpunkt ergab sich bodeneben mit 1.023 mm ein nur noch rund 7 % höherer Niederschlag als in 1 m Höhe (955 mm).

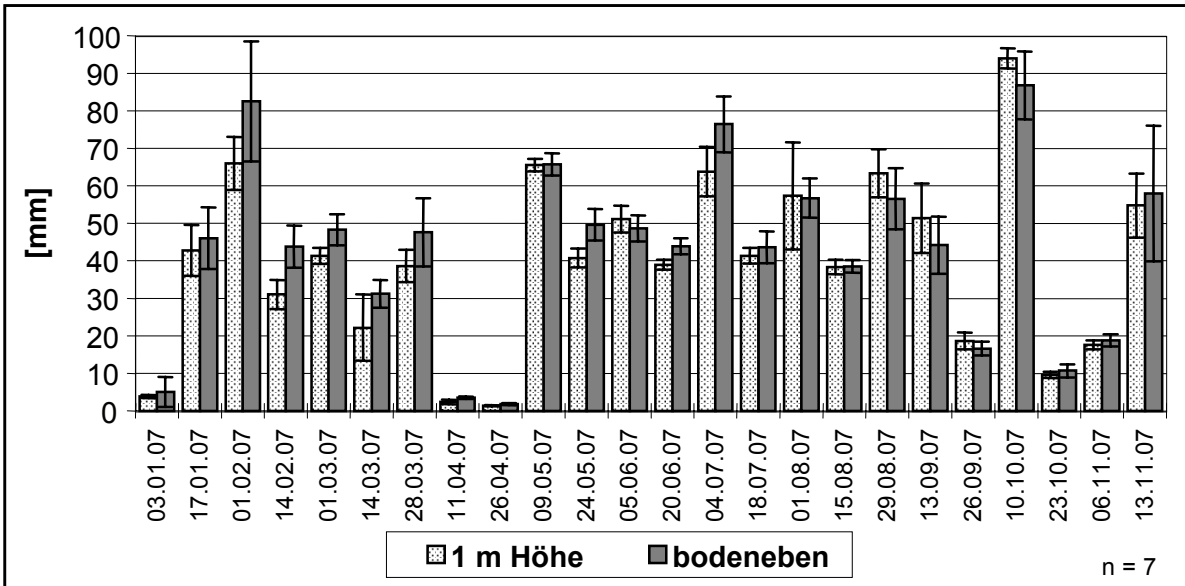


Abb. 7.2.5-14: Vergleich der Niederschläge auf dem Lysimeterfeld in 2007, erfasst mit einer Auffangfläche von 100 cm².

Weiterhin erfolgt ein Vergleich der Niederschläge für den Versuchszeitraum erfasst ebenfalls in 1 m Aufstellhöhe und bodeneben, aber mit einer Auffangfläche von 200 cm². Hierbei ist zu beachten, dass der Deutsche Wetterdienst (DWD) seine Niederschläge in 1 bzw. 1,2 m Höhe mit einer Auffangfläche von 200 cm² erfasst.

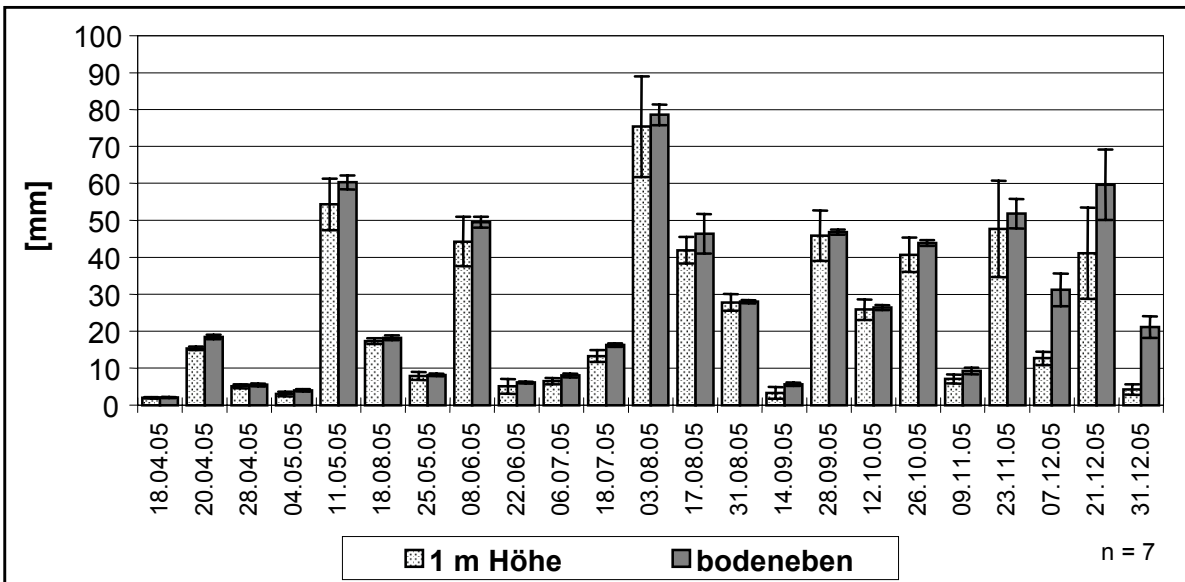


Abb. 7.2.5-15: Vergleich der Niederschläge auf der Deponie Lüthorst in 2005, erfasst mit einer Auffangfläche von 200 cm².

Abbildung 7.2.5-15 zeigt die Niederschläge erfasst mit 200 cm² Auffangfläche in 1 m Höhe und bodeneben. Dabei zeigt sich wie zuvor bei den Niederschlagssammlern mit 100 cm² Auffangfläche, dass die bodenebenen Messungen generell höhere Niederschlagsmengen

erzielten. Die Messwerte der mittels größerer Auffangfläche erfassten Niederschläge waren aber auch insgesamt betrachtet höher. Besonders große Unterschiede zeigten sich im Dezember 2005. Vom 18.04. bis 31.12.2005 wurden in 1 m Aufstellhöhe 570 mm Niederschlag erfasst, bodeneben mit ebenfalls 200 cm² Auffangfläche fast 670 mm und damit 17,5 % mehr.

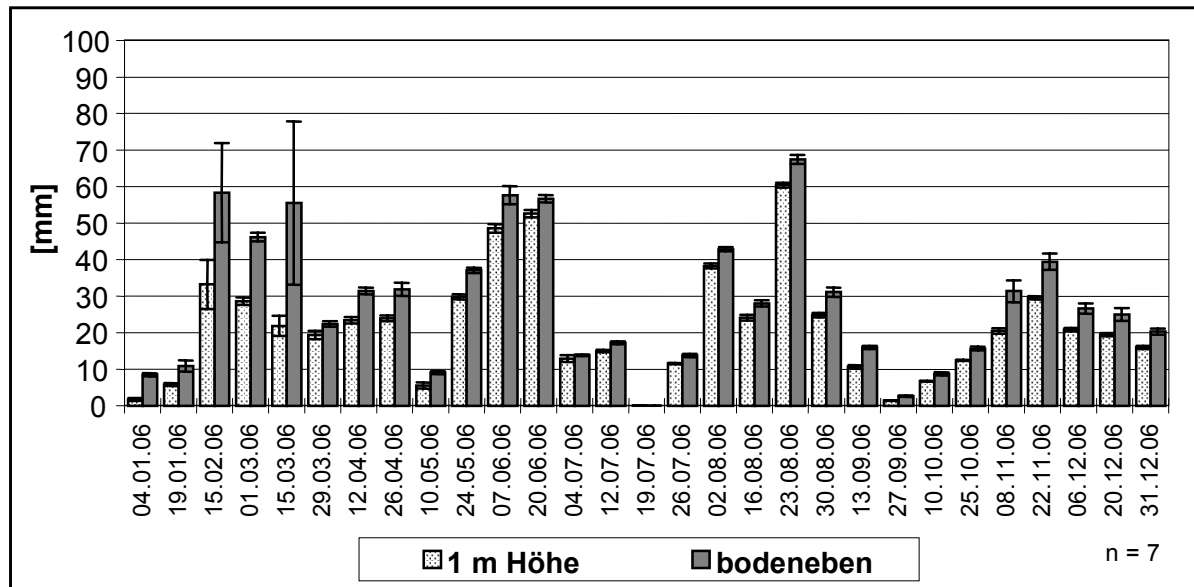


Abb. 7.2.5-16: Vergleich der Niederschläge auf der Deponie Lüthorst in 2006, erfasst mit einer Auffangfläche von 200 cm².

Auch für 2006 zeigt Abbildung 7.2.5-16 das gleiche Bild wie für das Jahr 2005. Die hohen Standardabweichungen innerhalb der sieben Niederschlagssammler einer Messmethode deuten im Februar und März auf Messfehler durch Schneeverwehungen hin. Ansonsten lagen alle bodeneben erfassten Mengen oberhalb derer in 1 m Aufstellhöhe und zwar um 33 %. So wurden in 1 m Höhe 619 mm und bodeneben 825 mm mit der 200 cm² großen Auffangfläche ermittelt. Bis zum 04.07.2007 wurden bodeneben mit 641 mm 26 % mehr Niederschlag erfasst als in 1 m Höhe.

Abbildung 7.2.5-17 zeigt die Messergebnisse für 2007, wobei die Erfassung in 1 m Höhe ab dem 04. Juli eingestellt wurde. Eine Reduzierung der Unterschiede wäre aber bei den Niederschlagssammlern in 1 m Höhe mit 200 cm² Auffangfläche auch nicht zu erwarten gewesen, da sie auf einer mit Gras bewachsenen Fläche standen und somit kein Einfluss durch Gehölze vorhanden war. Für das Jahr 2007 ergab sich bis zum 13.11.2007 ein bodenebener Niederschlag von 1.156 mm. Dieser so genannte Bestandsniederschlag wird im folgenden Kapitel 7.2.6 der Sickerwassermenge aus den Lysimetern als Eingangsgröße gegenübergestellt. Dabei wäre ein kombinierter Benetzungs- und Verdunstungsfehler von 3,7 % für eine Mittelgebirgslage nach RICHTER (1995) noch zu beaufschlagen. Bei der späteren Betrachtung der realen Verdunstung wird aber auf eine weitere Korrektur der bodenebenen Niederschläge verzichtet, da der weitaus größere Windfehler ausgeschlossen

wurde. Weiterhin führte bei den eigenen Messungen das wöchentliche bzw. 14-tägige Entleerungsintervall, gerade im Sommer zu einem höheren, aber nicht konkret erfassbaren Verdunstungsfehler, gegenüber den Standardmessungen des DWD.

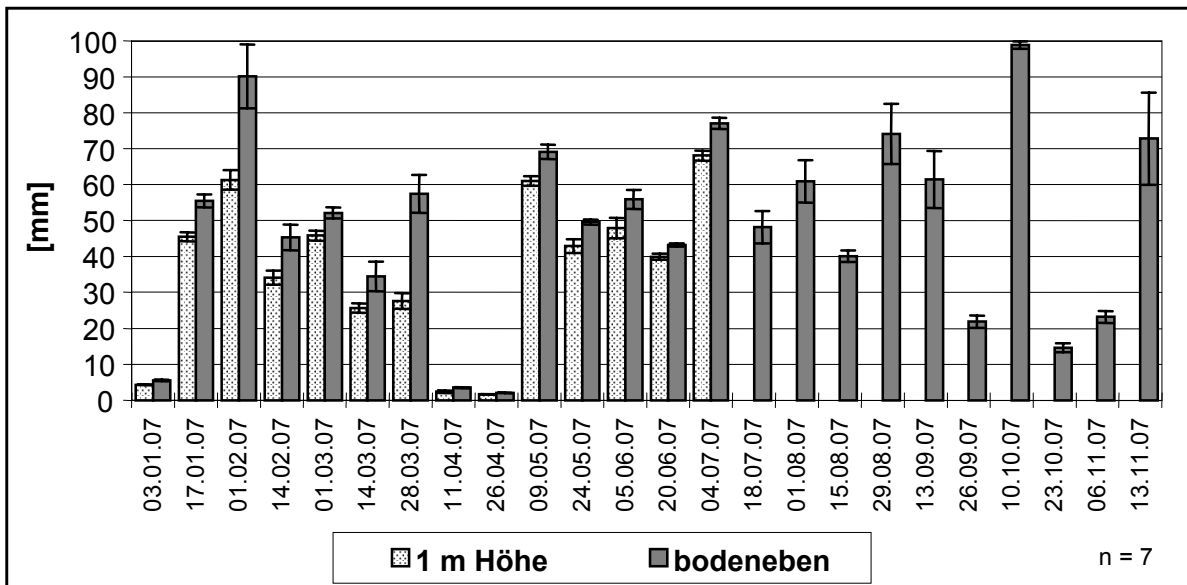


Abb. 7.2.5-17: Vergleich der Niederschläge auf der Deponie Lüthorst in 2007, erfasst mit einer Auffangfläche von 200 cm².

In folgender Tabelle 7.2.5-1 werden die Ergebnisse der Niederschlagserfassung mittels Niederschlagsschreiber nach Hellmann mit den Ergebnissen der unterschiedlichen Eigenbauten verglichen. Der Beobachtungszeitraum für diesen Vergleich war der 18.04.2005 bis zum 04.07.2007. Wie aus der Tabelle ersichtlich, zeigten sich für die bodeneben erfassten Niederschläge deutlich höhere Werte. Für die in 1 m Aufstellhöhe gemessenen Niederschläge ergaben sich dagegen im Vergleich zum Hellmann Niederschlagsschreiber Abweichungen von bis zu -15,8 %. Im Anschluss an die tabellarische Darstellung der ermittelten prozentualen Veränderungen erfolgt die statistische Überprüfung der ermittelten Unterschiede.

Tab. 7.2.5-1: Abweichungen der ermittelten Niederschlagsmengen unterschiedlicher Erfassungsmethoden zum Hellmann Niederschlagsschreiber.

Methode der Niederschlagserfassung (18.04.2005 bis 04.07.2007)	NS-Menge in mm	Abweichung in %
Niederschlagsschreiber, 1,2 m Höhe, 200 cm² Auffangfläche	1743,5	
1m Aufstellhöhe, 100 cm ² Auffangfläche	1613,8	-7,4
bodeneben, 100 cm ² Auffangfläche	1919,2	+10,1
bodeneben, 200 cm ² Auffangfläche	2111,4	+21,1
1m Aufstellhöhe (Westhang), 100 cm ² Auffangfläche	1468,8	-15,8
1m Aufstellhöhe (Westhang), 200 cm ² Auffangfläche	1674,9	-3,9
1m Aufstellhöhe (unterer Westhang), 100 cm ² Auffangfläche	1651,8	-5,3

Der Mittelwertvergleich für die mit den unterschiedlichen Niederschlagssammlern gemessenen Niederschläge über den Untersuchungszeitraum zeigt, ob signifikante Zusammenhänge zwischen den mit unterschiedlichen Sammlern erfassten Niederschlagsmengen bestehen und damit die Nullhypothese verworfen werden kann. Für die Untersuchung wurde der Regenschreiber nach Hellmann in 1,2 m Höhe mit 200 cm² Auffangfläche (DIN 19685), aufgrund der täglichen Messwerterfassung, als Standard definiert. Der Deutsche Wetterdienst misst ebenfalls standardisiert in 1 m bzw. 1,2 m Höhe.

Für den Mittelwertvergleich mit dem Niederschlagssammler „Typ Hann. Münden“ in 1 m Aufstellhöhe und einer Auffangfläche von 100 cm² auf dem Lysimeterfeld ergibt sich, dass bei Geltung der Nullhypothese der t-Wert 3,9 bei gegebenen 65 Freiheitsgraden bei einem zweiseitigen T-Test eine Wahrscheinlichkeit von 0 % aufweist. Die Irrtumswahrscheinlichkeit von 0 % auf dem 95 % Signifikanzniveau bestätigt den höchst signifikanten Zusammenhang zwischen beiden Messungen, die Nullhypothese ist damit zu verwerfen. Die Abweichung von -7,4 % vom Standardsammler ist daher signifikant. Gleiches ergibt sich bei einem Vergleich zwischen dem Standardsammler und den bodenebenen Regensammlern mit Auffangflächen von 100 cm² bzw. 200 cm². Bei Geltung der Nullhypothese ergeben sich t-Werte von -3,9 bzw. -6,36 bei 65 Freiheitsgraden. Die Wahrscheinlichkeit, dass die Nullhypothese gültig ist, liegt bei 0 %. Damit sind die erfassten Niederschlagsmengen beider bodenebenen Niederschlagssammler mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 0 % auf dem 95 %-Niveau signifikant von denen des Hellmann Niederschlagschreibers verschieden. Mit dem Regensammler in 1 m Aufstellhöhe und einer Auffangfläche von 100 cm² auf dem Westhang der Deponie wurden im Vergleich zum Standardregenschreiber rund 15 % weniger Niederschlag gemessen. Auch dieses Ergebnis wurde auf dem 95 %-Niveau höchst signifikant bestätigt. Mit einer Wahrscheinlichkeit von 0 % liegt bei Geltung der Nullhypothese der t-Wert bei 5,37.

Im Gegensatz zu den signifikanten Unterschieden der zuvor betrachteten Niederschlagssammler ergibt sich bei Geltung der Nullhypothese für die Niederschlagssammler auf dem Westhang in 1 m Höhe und einer Auffangfläche 200 cm² der t-Wert 1,78 bei 65 Freiheitsgraden mit einer Wahrscheinlichkeit von rund 8 %. Hier kann nicht mit hinreichender Sicherheit ausgeschlossen werden, dass keine reale Differenz existiert. Die erfassten differierenden Niederschlagsmengen können auch auf Zufallsschwankungen zurückzuführen sein. Für den Vergleich zwischen dem Standardregensammler und den Niederschlagssammlern am unteren Westhang in 1 m Höhe mit 100 cm² Auffangfläche zeigt sich, dass der t-Wert von 1,91 bei Geltung der Nullhypothese nur mit einer Wahrscheinlichkeit von 6,1 % erreicht wird. Auch hier ist nicht auszuschließen, dass die mittels dieses Sammlers erfasste, um rund 5 % geringere Niederschlagsmenge auf Zufallsschwankungen zurückzuführen ist.

Bestätigt werden die im Untersuchungszeitraum April 2005 bis Juli 2007 auf der Deponie Lüthorst gewonnen Ergebnisse zum einen durch RICHTER (1995) (vgl. Kapitel 6.1.6.1), zum anderen durch eine Vielzahl von Messungen auf weiteren Standorten. NIESSING (2005)

ermittelte bodenebenen einen 7,4 % höheren Niederschlag mit 100 cm² und 13,3 % höheren mit 200 cm² Auffangfläche gegenüber dem Niederschlagsschreiber. Allerdings gibt NIESSING (2005) im Gegensatz zu den eigenen Ergebnissen einen 5 % höheren Niederschlag der Sammler Typ „Hann. Münden“ gegenüber den Hellmann Niederschlagsschreiber an. Weiterhin erfasste sie mit der doppelten Auffangfläche von 200 cm² sogar einen 27 % höheren Niederschlag. SCHEER (2001) hingegen stellte einen um 1,8 % geringeren Niederschlag der Sammler Typ „Hann. Münden“ in 1 m Höhe gegenüber den Hellman Niederschlagsschreiber fest. Bei bodenebenen Sammlern des Typs „Hann. Münden“ lag der Niederschlag aber ebenfalls höher und zwar um 17,5 %. PODLACHA (1999) stellte eine Differenz von bodenebenen Sammlern zu solchen in 1 m Aufstellhöhe von 14 % fest, LÜCKE (1997) nennt einen Wert von 17 %. ROTH ET AL. (2005) geben einen 10 % höheren Niederschlag bodenebenen, erfasst mittels wägbarem Lysimeter, gegenüber dem in 1 m Aufstellhöhe gemessenen Standardniederschlag an. KLOTZ ET AL. (2001) erfassten erhebliche Unterschiede zwischen dem Hellmann Niederschlagsschreiber und einem bodenebenen Trichtersammler mit 1 m² Auffangfläche von bis zu 16 %. SOKOLLEK (1983) ermittelte Differenzen zwischen 7 und 25 %. Hervorgerufen werden diese Differenzen nach Auffassung der zuvor genannten Autoren durch die Abnahme der Windgeschwindigkeit in Bodennähe. Die Windgeschwindigkeit nimmt nach HÄCKEL (2005) von 100 cm auf 5 cm um ca. 50 % ab, so dass weniger Niederschlag waagrecht über die Sammler hinweg geblasen wird. PODLACHA (1999) weist in diesem Zusammenhang auf eine Korrelation zwischen Windgeschwindigkeit und Differenzen in der Niederschlagserfassung in unterschiedlichen Höhen hin.

Der Niederschlag ist Ursache für die Sickerwasserbildung, die ihm entgegenstehende Wasserhaushaltsgröße ist die Verdunstung. In wie weit die Verdunstung durch die Pflanze (Transpiration) von der Pflanze (Interzeption) und aus dem Boden (Evaporation) am Standort Deponie Lüthorst den Niederschlag im Versuchszeitraum reduziert hat, wird im folgenden Kapitel mit der Darstellung der Sickerwasserquantität beantwortet.

7.2.6 Lysimeteruntersuchungen

Die wesentliche Größe zur Beurteilung einer optimierten Rekultivierungsschicht bzw. einer Wasserhaushaltschicht ist die anfallende Sickerwassermenge unter dieser. Aufgrund des Schutzes des Grundwassers sollte die Sickerwassermenge möglichst niedrig und zudem keine Belastungen durch unerwünschte Stoffgehalte verursachen. Im nächsten Abschnitt werden die Sickerwassermengen der drei Varianten im Versuchszeitraum betrachtet und deren chemische und physikalische Eigenschaften beurteilt.

7.2.6.1 Sickerwasserquantitäten

Zur Quantifizierung der Reduzierung der Sickerwässer unterhalb der Rekultivierungsschichten durch optimierte Bodeneigenschaften und eine mehrschichtige Vegetation wurden Lysimeter verwendet (siehe hierzu auch Kapitel 6.1.7 und Kapitel 7.1). Allgemein dienen

Lysimeter der Erfassung der Komponenten der Wasserbilanz bzw. zur Simulation des natürlichen Wasserkreislaufes. Die im Rahmen der Untersuchung eingesetzten Lysimeter waren wie folgt befüllt:

- **Variante 1** (Lysimeter 1.1 + 1.2): Unterboden Lüthorst (30 %) - Stabilisat Lüthorst (50 %) - Kesselsand (20 %),
- **Variante 2** (Lysimeter 2.1 + 2.2): Unterboden Lüthorst (55 %) - Stabilisat Lüthorst (25 %) - Kesselsand (20 %) und
- **Variante 3** (Lysimeter 3.1 + 3.2): Unterboden Höxteraeue,

wobei alle Varianten in den obersten 0,5 m aus dem Oberboden Lüthorst bestanden.

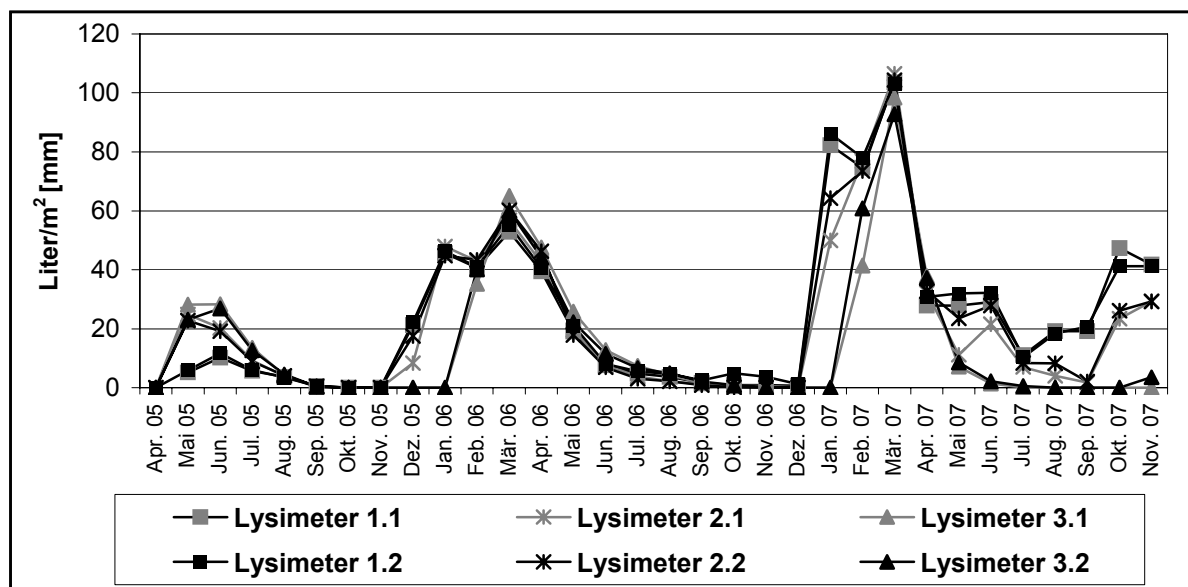


Abb. 7.2.6.1-1: Verlauf des monatlichen Sickerwasseranfalls der Lysimeter über den Versuchszeitraum.

Abbildung 7.2.6.1-1 zeigt den Verlauf der Sickerwassermengen der einzelnen Varianten über den Versuchszeitraum von April 2005 bis November 2007. Deutlich werden die sehr einheitlichen Verläufe aller Varianten bis zum April 2007, wobei Variante 3 mit den Lysimetern 3.1 und 3.2 in beiden Wintern 2005/2006 und 2006/2007 zeitlich versetzt, also später, zu schütten begannen. Diese sich andeutenden Unterschiede der Variante 3 zu den anderen beiden untersuchten Varianten in den ersten beiden Versuchsjahren zeigten sich ab April 2007 aufgrund des hohen Niederschlags umso deutlicher. Während bei den Varianten 1 und 2 mit den Lysimetern 1.1 bis 2.2 über das gesamte Versuchsjahr höhere Sickerwassermengen erfasst wurden, nahmen diese bei Variante 3 ähnlich wie in den Vorjahren stetig bis auf Null im Juli 2007 ab.

Generell zeigte sich auch innerhalb der drei Varianten ein sehr homogenes Bild des Sickerwasseranfalls. Die aus wirtschaftlichen Gründen gewählte Versuchsanordnung von nur

zwei Wiederholungen pro Variante führte bei Versuchsaufbau zu Befürchtungen, dass bei verschiedenen Ergebnissen innerhalb einer Variante die tatsächlichen Sickerwassermengen nicht mit ausreichender Bestimmtheit den zu erwarteten gegenübergestellt werden könnten. Der Verlauf der in Abbildung 7.2.6.1-1 dargestellten Sickerwasserquantitäten entkräftet diese Befürchtung und bestätigt damit einen fehlerfreien Versuchsaufbau. Zusätzlich wurden die Ergebnisse zum Sickerwasseranfall in den zwei Messwiederholungen einer Variante statistisch abgesichert.

Der Mittelwertvergleich der gemessenen Sickerwassermengen für die Varianten 1, 2 und 3 über den gesamten Untersuchungszeitraum zeigt, ob die Nullhypothese verworfen oder beibehalten werden kann. Für die Lysimeter 1.1 und 1.2 der Variante 1 ergibt sich, dass bei Geltung der Nullhypothese der t-Wert -5,398 bei gegebenen 114 Freiheitsgraden bei einem zweiseitigen T-Test eine Wahrscheinlichkeit von 0 % aufweist. Die Korrelationsanalyse bestätigt einen signifikanten Zusammenhang. Mit einem Korrelationskoeffizienten von 0,997 und einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 0 % ergibt sich auf dem 99%-Signifikanzniveau ein höchst signifikanter Zusammenhang zwischen dem Sickerwasseranfall in den beiden Lysimetern der Variante 1. Für die Lysimeter 2.1 und 2.2 der Variante 2 ergibt sich ein t-Wert von -1,970 bei 114 Freiheitsgraden. Die Wahrscheinlichkeit, dass die Nullhypothese gültig ist, liegt bei 0,051 bzw. 5 %, so dass damit auf einen Zusammenhang zwischen den beiden Wiederholungen der Variante 2 geschlossen werden kann. Auch hier bestätigt die Korrelationsanalyse auf dem 99%-Niveau mit einem Koeffizienten von 0,977 einen höchst signifikanten Zusammenhang. Bei Geltung der Nullhypothese ergibt sich für die Lysimeter 3.1 und 3.2 der Variante 3 der t-Wert 0,476 bei 114 Freiheitsgraden mit einer Wahrscheinlichkeit von 0,635 bzw. 63 Prozent. Hier kann nicht mit hinreichender Sicherheit ausgeschlossen werden, dass keine reale Differenz existiert. Die Nullhypothese ist damit vorläufig beizubehalten. Allerdings weist der hohe Korrelationskoeffizient (0,969) mit der dazugehörigen Fehlerwahrscheinlichkeit auf einen starken Zusammenhang zwischen den beiden Wiederholungen der Variante 3 hin. Der T-Test und die Korrelationsanalyse bestätigen damit, dass der Sickerwasseranfall in den beiden Lysimetern einer Variante vergleichbar hoch bzw. niedrig ist. Das Ergebnis ist in Tabelle 7.2.6.1-1 zusammengefasst dargestellt.

Tab. 7.2.6.1-1: Korrelationen der Sickerwassermengen der Lysimeter untereinander.

	Lysimeter 1.1	Lysimeter 1.2	Lysimeter 2.1	Lysimeter 2.2	Lysimeter 3.1	Lysimeter 3.2
Lysimeter 1.1		0,997	0,885	0,936	0,577	0,632
Lysimeter 1.2	0,997		0,881	0,937	0,578	0,633
Lysimeter 2.1	0,885	0,881		0,977	0,745	0,794
Lysimeter 2.2	0,936	0,937	0,977		0,703	0,745
Lysimeter 3.1	0,577	0,578	0,745	0,703		0,969
Lysimeter 3.2	0,632	0,633	0,794	0,745	0,969	

Korrelation nach Bravais & Pearson, Die Korrelationen sind auf dem Niveau von 0,01 (2-seitig) signifikant.

Die Korrelationsanalyse gibt des Weiteren auch Aufschluss darüber, wie die Sickerwassermengen der einzelnen Varianten untereinander korrelieren. Es zeigt sich, dass zwischen der Variante 1 und der Variante 2 ein enger Zusammenhang besteht. Der ermittelte Korrelationskoeffizient ist mit 0,881 und 0,885 recht hoch und wie die dazugehörige Irrtumswahrscheinlichkeit ausweist, auch hoch signifikant. Die Korrelation zwischen Variante 1 und Variante 3 ist dagegen weniger stark, hier liegen die Korrelationskoeffizienten bei rund 0,63. Gleiches bestätigt sich auch für den Zusammenhang zwischen dem Sickerwasseranfall in Variante 2 im Vergleich zu Variante 3. Die erreichten Korrelationskoeffizienten bewegen sich zwischen 0,74 und 0,79.

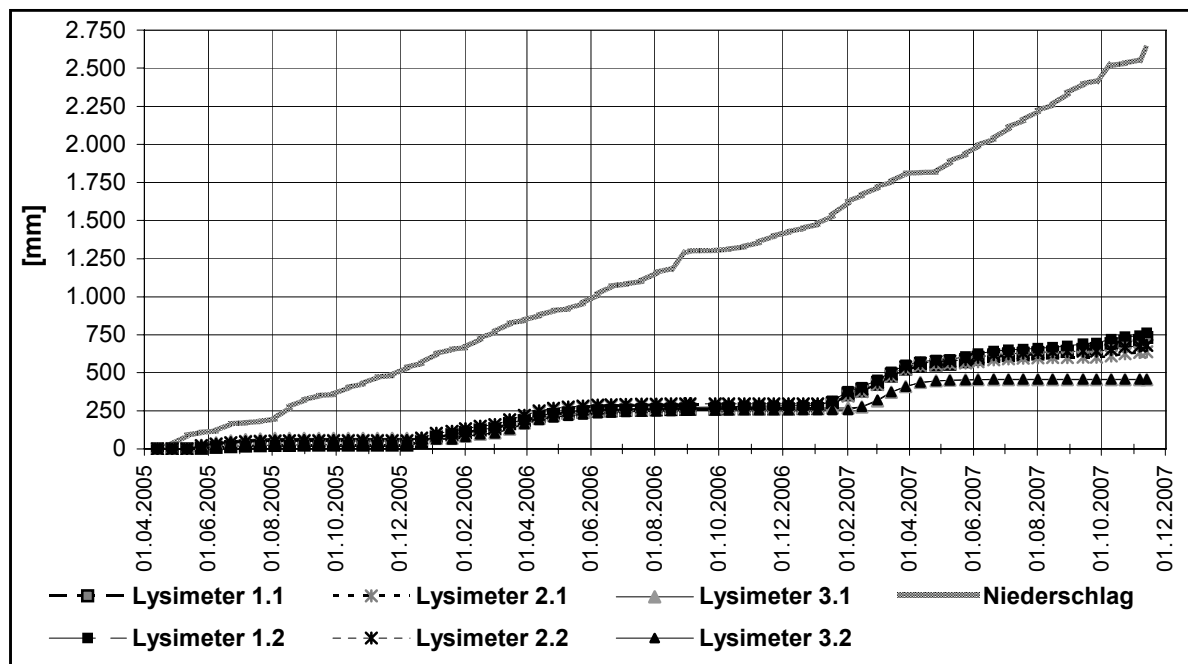


Abb. 7.2.6.1-2: Kumulierter Niederschlag und Sickerwasseranfall der Lysimeter über den gesamten Versuchszeitraum.

In Abbildung 7.2.6.1-2 sind die kumulierten Sickerwassermengen und der kumulierte Niederschlag bodeneben für den Versuchszeitraum April 2005 bis November 2007 dargestellt. Der mittlere Gesamtniederschlag bodeneben, gemessen mit sieben Sammlern mit 200 cm^2 Auffangfläche, betrug 2.650 mm. Die Sickerwassermengen der Lysimeter 1.1 und 1.2 der 50 % Stabilisat-Variante betragen 730 und 760 mm. Die Sickerwassermengen der Variante 2 lagen bei 638 und 680 mm, die der Variante 3 bei 455 und 457 mm. Es zeigte sich der typische treppenstufenartige Verlauf mit Erhöhungen von Dezember bis Mai (vgl. SCHEER 2001, LÜCKE 1997). Allerdings begann der Anstieg in 2006 sehr spät und die Kurven der Sickerwassermengen der Stabilisat-Varianten 1 und 2 stiegen ab Mai 2007 weiter an. Für Variante 3 endete die Erhöhung Anfang Mai, der Verlauf der Kurven der Lysimeter 3.1 und 3.2 ist wie in den Vorjahren. Weiterhin wird die Verzögerung der Sickerwasserschüttung bei den Lysimetern 3.1 und 3.2 im Winter 2006 und 2007 deutlich. Der Grund für den untypischen Verlauf der kumulierten Sickerwasserquantitäten der Lysimeter der Varianten 1

und 2 liegt in dem überdurchschnittlich hohen Niederschlag in 2007 begründet, gut erkennbar am Abknicken der Kurve des kumulierten Niederschlags ab Mai 2007 nach oben.

Aus Abbildung 7.2.6.1-1 zu Beginn dieses Kapitels und aus den Ergebnissen der Saugspannungen der Tensiometer geht hervor, dass jeweils Anfang April 2006 und 2007 von Wassersättigung des Bodenmaterials der Varianten ausgegangen werden kann. Darüber hinaus wurden die Lysimeter zu Versuchsbeginn auch aufgesättigt, so dass für Anfang April 2005 ebenfalls von Wassersättigung ausgegangen werden kann. Daher werden für die folgenden Betrachtungen der Aufteilung des Bestandsniederschlags in Gesamtverdunstung und Sickerwasser die Zeiträume April bis März des Folgejahres dargestellt. Die Aufteilung des Niederschlags in Verdunstung und Sickerwasser ist wegen der nicht vorhandenen Bodenwasser-Vorratsänderung daher zulässig. Darüber hinaus sind der Oberflächenabfluss sowie der oberflächennahe Abfluss vernachlässigbar gering bzw. letzterer im Lysimeter nicht vorhanden (KOLL 2005; MARKWARDT ET AL. 2003; HENKENMELLIES UND GARTUNG 2002; BREH ET AL. 2002; MELCHIOR ET AL. 2002). So lässt sich die Wasserhaushaltgleichung aus Kapitel 3 wie folgt vereinfachen:

$$(E+T+I) = N - A_s$$

mit:

E	=	Evaporation
T	=	Transpiration
I	=	Interzeption
N	=	Niederschlag
A _s	=	Sickerwasserabfluss.

Damit ist die reale Verdunstung aus den Messgrößen des Niederschlags und des Sickerwasseranfalls berechenbar. Nach DVWK (1996, 1980) und WOHLRAB ET AL. (1992) werden den Sickerwässern aus Lysimetern Niederschläge aus bodenebenen Niederschlags-Sammlern gegenübergestellt. Dieser so genannte Bestandsniederschlag wird in mm angegeben, die Sickerwassermenge bezeichnet die für jedes Lysimeter aufgefangene Wassermenge umgerechnet in Liter pro m², sprich mm. Deshalb wird in den folgenden Abbildungen die Verdunstungsleistung der einzelnen Varianten in Prozent des Niederschlags angegeben.

Abbildung 7.2.6.1-3 zeigt die Gesamtverdunstung in Prozent des Niederschlags über den gesamten Versuchszeitraum. Sie lag für Variante 1 bei etwa 71,5 %, für Variante 2 bei rund 75 % und für Variante 3 bei fast 83 %. Dies bedeutet in absoluten Zahlen, dass aus Variante 1 1.904 mm, aus Variante 2 1.992 mm und aus Variante 3 2.194 mm von 2.651 mm Gesamtniederschlag über den Zeitraum April 2005 bis November 2007 verdunstet wurden.

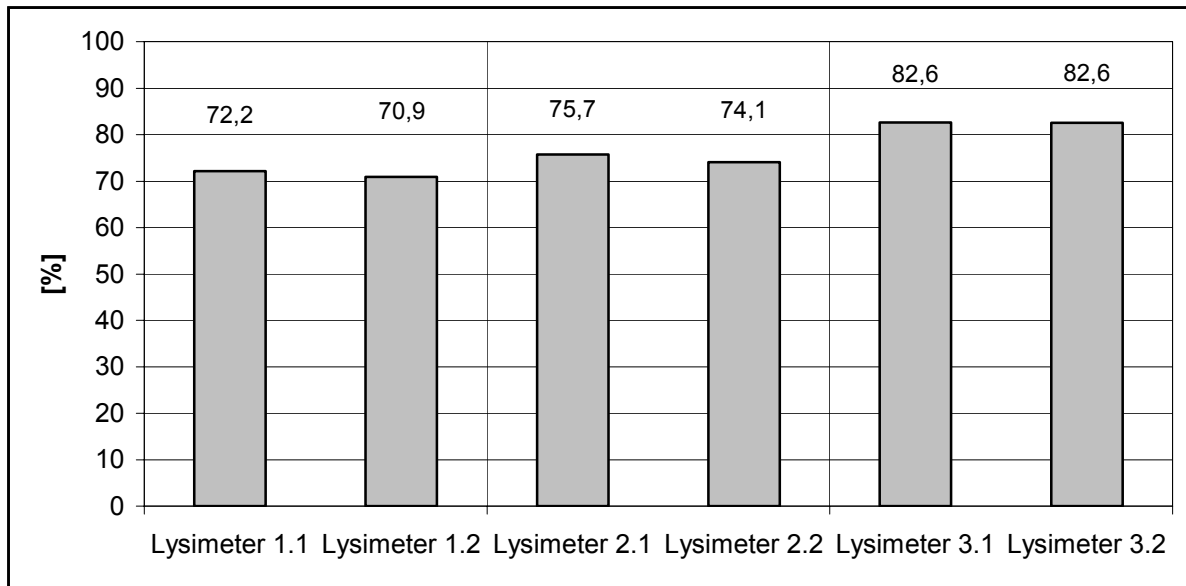


Abb. 7.2.6.1-3: Gesamtverdunstungsleistung der Rekultivierungsschicht und deren Vegetation im Versuchszeitraum (01.04.2005 bis 13.11.2007).

Aufgegliedert nach Jahren von jeweils April bis März des Folgejahres stellen sich die Ergebnisse wie in den Abbildungen 7.2.6.1-4 bis 7.2.6.1-6 beschrieben dar.

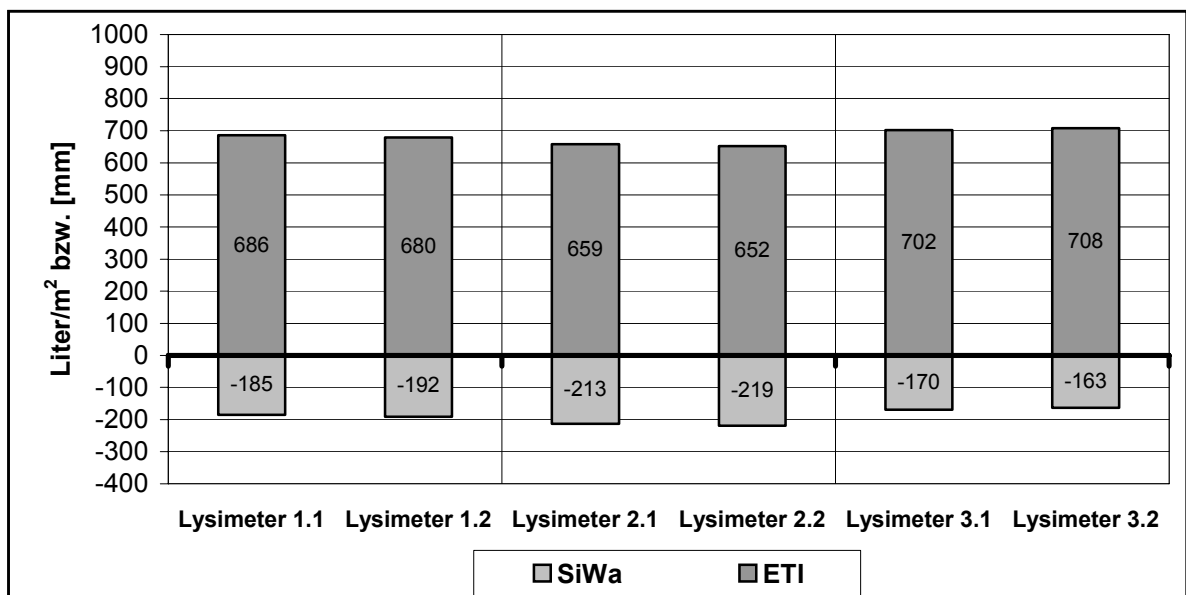


Abb. 7.2.6.1-4: Aufteilung des Niederschlags von 871 mm in Sickerwasser (SiWa) und Verdunstung (ETI) für den Zeitraum 04/2005 bis 03/2006.

Für das erste Versuchsjahr ergab sich somit eine reale Evapotranspiration und Interzeption (ETI) von 652 bis 708 mm/a. Die Sickerwassermengen lagen, wie Abbildung 7.2.6.1-4 zeigt, zwischen 163 und 219 mm/a. Hierbei muss ein geringer Fehler verursacht durch das Aufsättigen der Lysimeter im März 2005 berücksichtigt werden, da das Sickerwasser aus dem Aufsättigungsvorgang doch länger als geplant nachlief. Die Gesamtverdunstungsraten waren

aber bei allen Varianten sehr hoch. Dies ist für das erste Versuchsjahr besonders hervorzuheben, da eine geschlossene Vegetation erst Ende Juni 2005 erreicht wurde und der Einfluss der Gehölze noch nicht existent war.

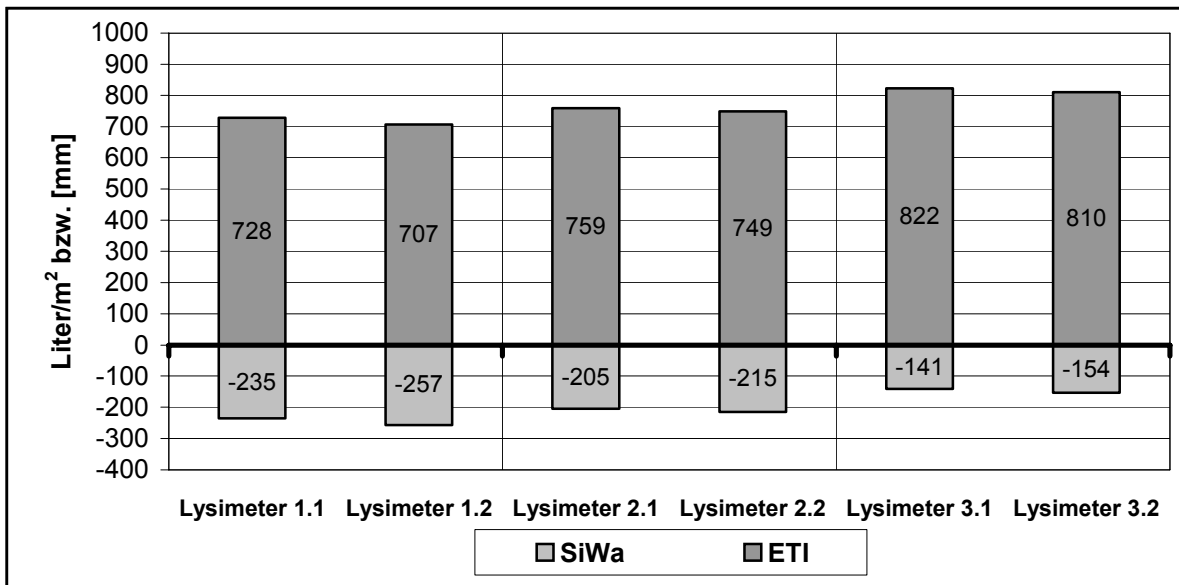


Abb. 7.2.6.1-5: Aufteilung des Niederschlags von 963 mm in Sickerwasser (SiWa) und Verdunstung (ETI) für den Zeitraum 04/2006 bis 03/2007.

Das zweite Versuchsjahr stellt sich wie in Abbildung 7.2.6.1-5 gezeigt dar. Alle Varianten steigerten ihre Gesamtverdunstung auf über 700 mm. Variante 3, der Höxterboden, kam auf eine reale ETI von 810 bis 822 mm/a. Bei den Stabilisat-Varianten übertraf Variante 2 mit 749 bis 759 mm/a Gesamtverdunstung die Variante 1 mit 707 bis 728 mm/a. Die Sickerwassermengen der Varianten 2 und 3 lagen mit 141 bis 215 mm/a, trotz höheren Niederschlags, im Bereich der des Vorjahres. Nur für Variante 1 waren die Sickerwassermengen mit 235 bis 257 mm/a deutlich höher als die des Vorjahres. Für den doch deutlich höheren Niederschlag in dieser Periode ist vor allem das erste Quartal 2007 verantwortlich, da der Niederschlag für das Kalenderjahr 2006 im Vergleich relativ niedrig war (siehe hierzu Kapitel 7.2.5).

Die Aufteilung des Niederschlags in Verdunstung und Sickerwasser stellt sich für das niederschlagsreiche Jahr 2007 wie in Abbildung 7.2.6.1-6 präsentiert dar. Aufgrund der fehlenden Wintermonate kann nur ein Trend abgeleitet werden. Bereits Mitte November 2007 zeigte sich, dass neben dem enorm hohen Niederschlag die Varianten 1 und 2, die Stabilisat-Varianten, deutlich mehr Sickerwasser zuließen als in den Vorjahren. Variante 3 hingegen liegt immer noch im Bereich der Sickerwasserschüttung der Vorjahre. Da Lysimeter 3.2 am 16.11.2007 wieder einen geringen Sickerwasseranfall zeigte, ist von einem ähnlichen Sickerwasserverlauf wie in den Wintern der Vorjahre und daher auch bei Variante 3 von höheren Sickerwasserschüttungen für den Zeitraum des dritten Versuchsjahres auszugehen.

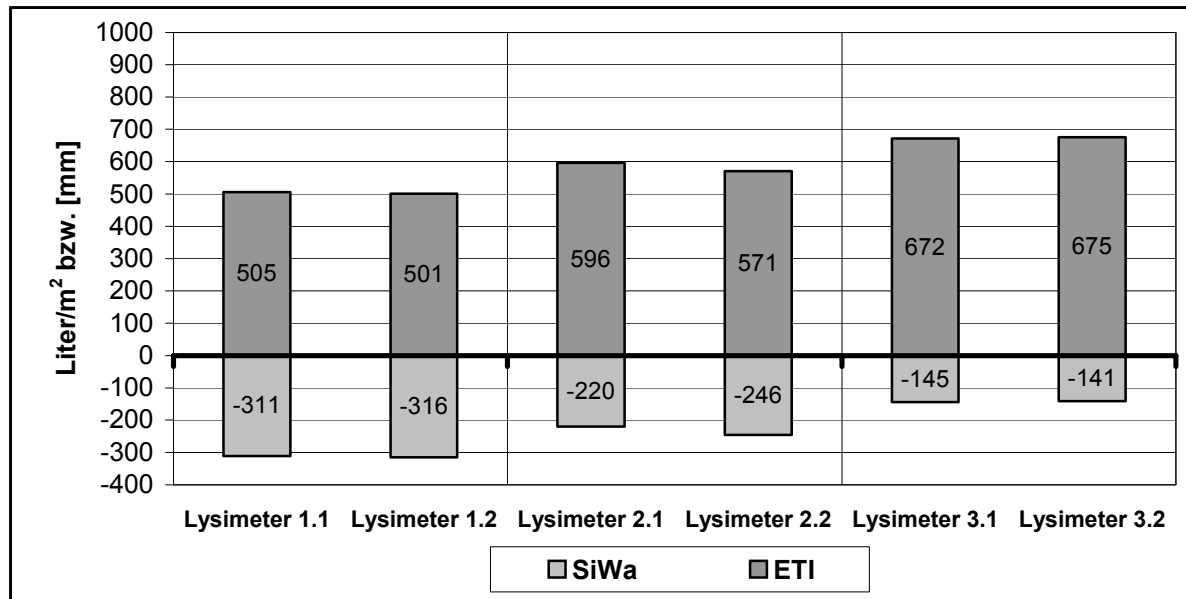


Abb. 7.2.6.1-6: Aufteilung des Niederschlags von 816 mm in Sickerwasser (SiWa) und Verdunstung (ETI) für den Zeitraum 04/2007 bis 13.11.2007.

Trotz der enorm hohen Niederschläge in 2007 sind die realen Verdunstungen der Varianten mit 501 bis 675 mm sehr hoch (Stand 13.11.2007). Vor allem zeigten sich nun deutliche Unterschiede zwischen den Varianten. Während Variante 1 nur etwas über 500 mm verdunstete, erreichte Variante 3 eine Verdunstungsleistung von über 670 mm. Variante 2 liegt mit 571 bis 596 mm zwischen den Varianten 1 und 3. In Prozent ausgedrückt hat Variante 1 ca. 61 %, Variante 2 ca. 71 % und Variante 3 etwas über 82 % des Niederschlags reduziert.

Um die Ergebnisse des noch nicht vollständigen dritten Versuchsjahres (04/2007 bis 11/2007) besser einordnen zu können, werden sie mit dem gleichen Zeitraum des zweiten Versuchsjahres (04/2006 bis 11/2006) verglichen. Das zweite Versuchsjahr ist für diesen Vergleich besonders gut geeignet, da hier erstmals Ergebnisse ohne negative Einflüsse durch z.B. fehlende Vegetation oder noch nachlaufendes Aufsättigungswasser ermittelt wurden. Gegenüber dem zweiten Versuchsjahr ist für 2007 (Stand 13.11.2007) die reale ETI der Variante 1 um 35 bis 40 mm höher, bei Variante 2 um 100 bis 123 mm und bei Variante 3 sogar 216 bis 221 mm. Da die Gesamtverdunstungsleistungen im zweiten Versuchsjahr Mitte November 2006 zwischen 459 und 474 mm lagen und bis Ende März 2007 auf 707 bis 822 mm gestiegen waren (vgl. Abbildung 7.2.6.1-5), dürften für das gesamte dritte Versuchsjahr bis Ende März 2008 enorm hohe reale Verdunstungen, die noch über denen des zweiten Versuchsjahres liegen, zu erwarten sein. Auch wenn dies auf den ersten Blick nicht logisch erscheint, da in der Regel im Winterhalbjahr nur eine geringe Verdunstung stattfindet. Da aber durch die Bodenpassage eine Verzögerung des Sickerwasseranfalls verursacht wurde, erfolgte eine Verschleppung einer Teilmenge des Sickerwassers aus dem Vorjahr in das darauf folgende Versuchsjahr. Bei langjährigen

Betrachtungen spielt dies eine eher untergeordnete Rolle, aber in der vorliegenden Arbeit mit nur 2,5 Jahren als Betrachtungszeitraum, muss dieser Umstand berücksichtigt werden.

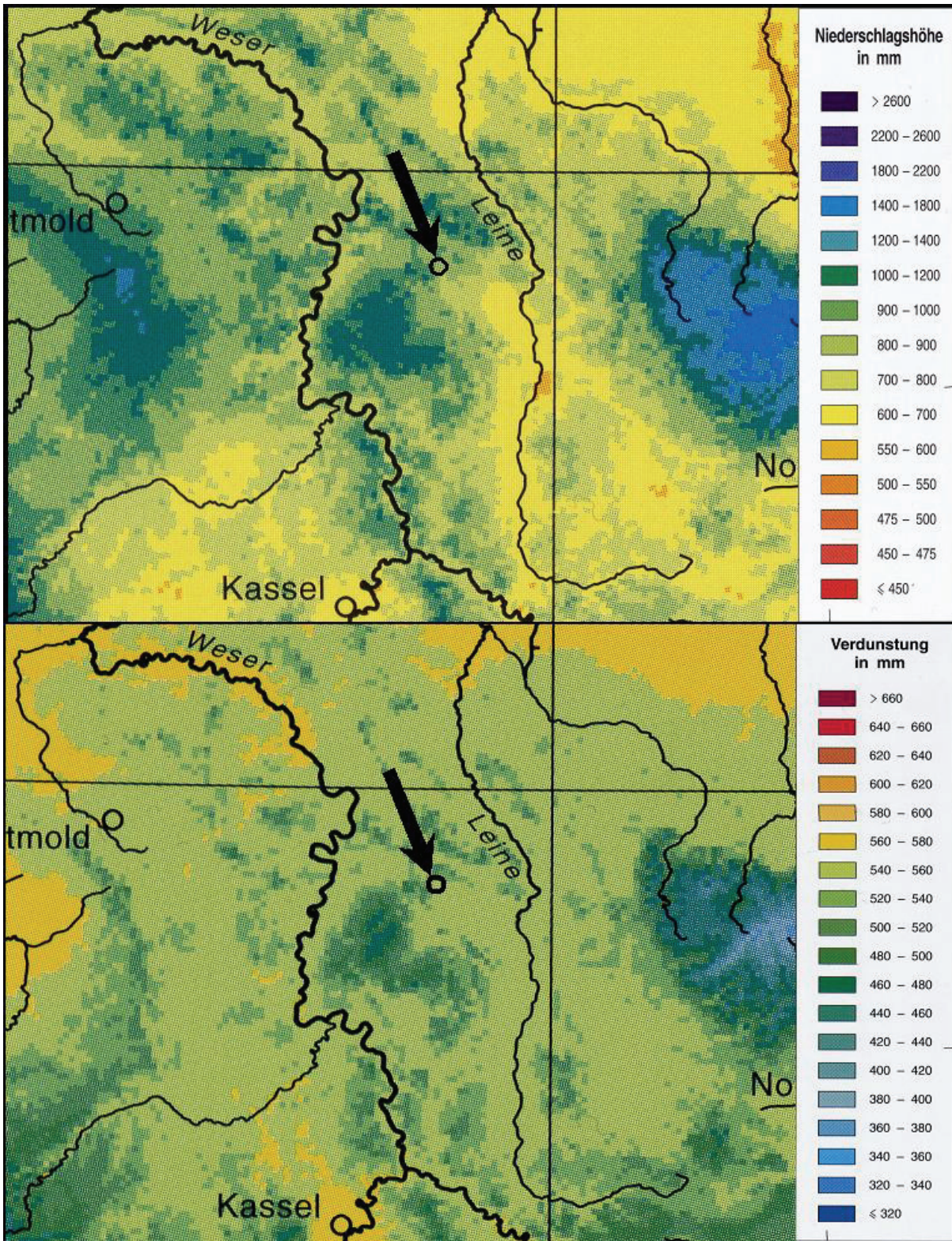


Abb. 7.2.6.1-7: Niederschlag und Grasreferenzverdunstung in der Region (langjähriges Mittel 1961 bis 1990) (aus MÜLLER-WESTERMEIER ET AL. 1999) (Maßstab 1:2 500 000).

Abbildung 7.2.6.1-7 zeigt die großräumige Verteilung der Niederschläge im langjährigen Mittel von 1961 bis 1990. Für die Lage des Untersuchungsgebietes ergeben sich 800 bis 900 mm/a Niederschlag. Die untere Teilabbildung zeigt das langjährige Mittel der Grasreferenzverdunstung für den gleichen Zeitraum. Die Höhe der Grasreferenzverdunstung für den Bereich des Untersuchungsstandortes wird mit 540 bis 560 mm/a angegeben. Die Grasreferenzverdunstung ist eine berechnete Verdunstung einer standardisierten Grasvegetation auf einem ebenfalls standardisierten Boden bei optimaler Wasserversorgung. Aus der Differenz des Niederschlags und der Verdunstung lässt sich bei Vernachlässigung der Bodenwasser-Vorratsänderung und des Oberflächenabflusses für das Gebiet ein zu erwartender Sickerwasseranfall von 240 bis 360 mm/a pro Jahr im langjährigen Mittel annehmen. Bei langjährigen Betrachtungen hat sich gezeigt, dass die Bodenwasser-Vorratsänderung gegen Null strebt, ebenso ist bei bewachsenen Flächen der Oberflächenabfluss sehr gering (HENKEN-MELLIES UND GARTUNG 2002; NLF 2001). Durch die bodenebene Niederschlagsmessung ist neben dem Niederschlag selbst auch die berechnete Verdunstung größer.

Ein Vergleich mit den Literaturwerten zeigt, dass deutlich höhere Verdunstungsleistungen in den Großlysimetern auf der Deponie Lüthorst erreicht wurden, als nach Auswertung verfügbarer Literatur zu erwarten war (vgl. u. a.: ROTH ET AL. 2005; MELCHIOR ET AL. 2007; FRITSCH 1998; WERNER ET AL. 1997; BAUMGARTNER 1987). Bei einem Vergleich mit den Literaturangaben ist aber zu berücksichtigen, dass es sich bei den Niederschlägen häufig um in 1 m Höhe gemessene und nicht korrigierte Werte handelt. Daher sind die 21 % höheren bodenebenen Niederschlagsmengen gegenüber den in 1 m Aufstellhöhe gemessenen Niederschlägen auf der Deponie Lüthorst im Versuchszeitraum zu berücksichtigen (siehe hierzu auch Kapitel 7.2.5). Da der Standort Deponie Lüthorst aber sehr stark windexponiert ist (vgl. ebenfalls Kapitel 7.2.5), dürfte der Messfehler der angegebenen Niederschläge in der Literatur meist deutlich unterhalb von 15 % liegen (siehe hierzu RICHTER 1995). Einige Autoren verwenden auch korrigierte und/oder bodeneben gemessene Niederschläge als Eingangsgrößen (MELCHIOR ET AL. 2007, MARKWARDT UND RAABE 2006, ROTH ET AL. 2005, PODLACHA 1999).

ERNSTBERGER (1987) gibt beispielsweise für untere Mittelgebirgslagen eine reale ETI eines mittelalten Fichtenbestandes mit 680 mm/a an, für eine Buschbrache nennt der Autor 560 mm/a und für Grünland 500 mm/a. Alle Werte wurden bei 700 bis 800 mm/a Niederschlag (nicht korrigiert) und einer nFK des Bodens von 140 bis 170 mm bestimmt. KATZUR UND LIEBNER (1995) konnten mittels Großlysimeter an Varianten aus sauren Kippböden des Braunkohlentagebaus reale Gesamtverdunstungen von 530 mm/a bei 720 mm/a Niederschlag (nicht korrigiert) und Zusatzbewässerung erreichen. ROTH ET AL. (2005) erfassten über 19 Jahre eine mittlere reale ETI für eine Fruchtfolge verschiedener Kulturpflanzen bei zusätzlicher Bewässerung von 553 und 584 mm/a. Der mittlere Niederschlag zuzüglich Bewässerung lag bei 601 bzw. 647 mm/a bodeneben. MARKWARDT UND RAABE (2006) ermittelten in Lysimetern mit verschiedenen Rekultivierungsschichten bis

zu 515 mm/a reale ETI, bei einem bodeneben gemessenen Niederschlag von 880 mm/a. MELCHIOR ET AL. (2007) erreichten reale Gesamtverdunstungen in 5 bis 10-jährigen Gehölzbeständen auf Deponietestfeldern von 633 mm/a. Der Niederschlag betrug dabei 900 mm/a bodeneben, um den Benetzungsfehler korrigiert. Allerdings waren die Rekultivierungsschichten nur 0,75 cm mächtig bei einer nFK von 110 bis 120 mm. Bei Grünlandflächen, gemäht und als Brache, lagen die realen Verdunstungen laut MELCHIOR ET AL. (2007) zwischen 515 und 535 mm/a. Mittels künstlich hergestellten Bodensubstraten aus kalkhaltigen Aschen, kommunalen Klärschlämmen sowie Strukturmaterialien und Komposten erreichten REUTER ET AL. (2004) auf der Hochhalde Leuna reale Verdunstungen von 540 bis 630 mm/a für 2002 und 2003. Bei weiteren Untersuchungen konnten die Autoren durch den Zusatz von Klärschlammkomposten (30 % Klärschlammkompost, 70 % Oberboden) die Feldkapazität der Bodenmaterialien deutlich erhöhen. Trotz einer nur geringmächtigen Bodenschicht wurden dank mehrschichtig aufgebauter Vegetation im Zeitraum von August 1997 bis November 2003 lediglich 5,3 % des Niederschlags als Sickerwasser erfasst (REUTER ET AL. 2004). GERLACH ET AL. (2004) berichten für das Jahr 2002 von einer realen Verdunstung von 675 mm in einem Lysimeter auf der Deponie Karlsruhe-West. PODLACHA (1999) ermittelte in mehrjährigen Lysimeteruntersuchungen unter Einsatz von Boden-Stabilisatgemischen Gesamtverdunstungen von 78 bis 85 % des Niederschlags. SCHEER (2001) erfasste für Stabilisat-Gemische in unbegrüntem Großlysimetern reine Evaporationsleistungen von rund 68 % des Gesamtniederschlags.

Die erfassten Sickerwassermengen und die berechneten realen Verdunstungen weisen schon ab dem ersten Versuchsjahr ein enorm hohes Niederschlagsrückhaltevermögen der untersuchten Varianten hin. Obwohl der Standort Deponie Lüthorst mit bodenebenen Niederschlägen von 800 bis 1.000 mm/a für eine Wasserhaushaltsschicht als ungeeignet erscheint, deuten die Ergebnisse doch auf verhältnismäßig geringe Sickerwassermengen hin. Allein Variante 1 scheint im extrem niederschlagsreichen Jahr 2007 den Anforderungen nicht gerecht zu werden. Dies liegt, wie die Ergebnisse zur Bodenmechanik (vgl. Kapitel 7.2.2) und Durchwurzelung (vgl. Kapitel 7.2.4) gezeigt haben, besonders an dem gehemmten Wurzelwachstum und der damit verringerten Wasserausschöpfung der Pflanzen. Daher war die reale ETI der Variante mit 50 % Stabilisat auch deutlich niedriger als die der beiden anderen Varianten. Variante 2 mit 25 % Stabilisat liegt schon deutlich näher an Variante 3 (Höxterboden), darauf weisen bereits die Untersuchungen zur Durchwurzelung hin. Hier ist davon auszugehen, dass zukünftig, auch durch den stärkeren Gehölzeinfluss, einer vollständigen Durchwurzelung der Variante 2 nichts entgegensteht. Generell ist bei den Varianten 2 und 3 von einer nochmals höheren realen Gesamtverdunstung durch den zunehmenden Einfluss der Gehölze auszugehen. Weiterhin werden durch Bodenbildungsprozesse, natürliche Verdichtungen sowie durch eine Humusanreicherung die Bodenkennwerte zum Wasserhaushalt nochmals verbessert. Aufgrund der hohen Luftkapazität aller Varianten ist hierdurch aber von keiner Hemmung des Wurzelwachstums auszugehen (siehe auch Kapitel 7.2.3). In wie weit diese Aussagen auch auf Variante 1 zutreffen, hängt im Prinzip von der Stabilität der chemischen Verbindungen der Flugaschen-

anteile in der 50 % Stabilisat-Variante ab. Durch Wurzelausscheidungen und Huminsäuren könnten diese chemischen Verbindungen mit der Zeit gelockert und mechanisch durch zunehmende Durchwurzelung aufgearbeitet werden. Natürlich könnte es in einem extrem trockenen Jahr, aufgrund des fehlenden Wurzelraums, auch zu Ausfällen bei den Gehölzen kommen. Allerdings förderten die hohen Niederschläge und die damit verbundenen hohen Bodenwassergehalte im Versuchszeitraum kein Tiefenwachstum der Wurzeln der Gehölze, wie dies in Trockenjahren der Fall gewesen wäre. Umso erstaunlicher sind die bereits nach kurzer Zeit erfassten Durchwurzelungstiefen und -intensitäten (siehe Kapitel 7.2.4).

Neben den Sickerwasserquantitäten sind ebenso die Sickerwasserqualitäten für die Eignung der Kraftwerksrückstände zur Optimierung einer Rekultivierungsschicht bzw. Wasserhaltungsschicht ausschlaggebend. Hierbei erfolgte, neben den in Kapitel 7.2.1 dargestellten und beurteilten Ergebnissen der Eluatuntersuchungen, die Analyse der Sickerwässer bzw. Perkolate der Varianten.

7.2.6.2 Sickerwasserqualitäten

Der Verlauf der Konzentrationen ausgewählter Elemente, der Schwermetalle sowie die pH-Werte und die elektrische Leitfähigkeiten der untersuchten Varianten werden nachfolgend analysiert und diskutiert. Da die Grenzwerte durch Schüttelversuche nach DEV-S4-Test (DIN 38414 1984) ermittelt wurden, können aufgrund des unterschiedlichen Wasser-/Feststoffverhältnisses die Konzentrationen des Sickerwassers bzw. Perkolats nicht mit den geforderten Grenzwerten verglichen werden (GROTHER 2000). Sie sollten entsprechend der unterschiedlichen Versuchsbedingungen korrigiert werden. Dazu müssen aus den Konzentrationen die Frachten ermittelt und aufsummiert werden. Diese werden über Q, dem Quotienten aus Eluatmenge und Masse des eluierten Feststoffs, aufgetragen (SCHEER 2001). Bei einer Rohdichte von $0,86 \text{ g/cm}^3$ des Stabilisat-Gemisches der Variante 1 und einer Rohdichte von $1,22 \text{ g/cm}^3$ des Oberbodens Lüthorst beträgt die Masse in den Lysimetern 1.1 und 1.2 der Variante 1 daher:

für den Oberboden $= 0,5 \text{ m} \times 2 \text{ m}^2 \times 1,22 \text{ g/cm}^3 = 1.220 \text{ kg}$,

für das Stabilisat-Gemisch $= 2,1 \text{ m} \times 2 \text{ m}^2 \times 0,86 \text{ g/cm}^3 = 3.612 \text{ kg}$

und insgesamt ca. 4.830 kg. Werden diese mit $Q = 10$ eluiert, wie dies beim DEV-S4-Verfahren der Fall ist, ergibt sich folglich eine Wassermenge von 48.300 l, die beaufschlagt werden müsste. Für Variante 2 ergäben sich 53.000 l und für Variante 3 sogar 71.800 l. Übertragen auf die Perkolatmengen der Lysimeter würden in den nächsten Jahrzehnten die Q-Werte nicht erreicht werden (vgl. Abbildung 7.2.6.1-4 bis 7.2.6.1-6). Daher werden zur korrekten Darstellung die kumulierten Frachten der untersuchten Parameter über Q angegeben. Um die Frachten aber dennoch einordnen zu können werden die Grenzwerte für Eluat ebenfalls auf die Lysimeterergebnisse übertragen. Würden die Lysimeter mit einem Wasser-/Feststoffverhältnis von 10/1 eluiert, ergeben sich unter Berücksichtigung der Eluat-

Grenzwerte der Deponieverordnung (2002) die folgenden, in Tabelle 7.2.6.2-1 dargestellten Frachten, die nicht überschritten werden dürfen.

Tab. 7.2.6.2-1: Zuordnungswerte des Anhangs 5 der Deponieverordnung für Stoffgehalte im Eluat umgerechnet auf Q10- Frachten der Varianten.

Parameter	Variante 1 (Lysimeter 1.1+1.2)	Variante 2 (Lysimeter 2.1+2.2)	Variante 3 (Lysimeter 3.1+3.2)
pH-Wert	6,5-9		
elektrische Leitfähigkeit (ELF)	0,5 mS/cm		
Frachten in Gramm [g]			
Arsen	0,48	0,53	0,72
Blei	1,93	2,12	2,87
Cadmium	0,10	0,11	0,14
Chrom (ges.)	1,45	1,59	2,16
Kupfer	2,41	2,65	3,59
Nickel	2,41	2,65	3,59
Quecksilber	0,01	0,01	0,01
Zink	4,82	5,30	7,19
Chlorid	482,35	530,41	718,57
Sulfat	2.411,74	2.652,06	3.592,86

Tabelle 7.2.6.2-1 zeigt die Zuordnungswerte für den pH-Wert und die Leitfähigkeit des Anhangs 5 der DEP (2002) für Eluate sowie die für Schwermetalle, Chlorid und Sulfat berechneten Frachten, die bei einer Elution ($Q = 10$) der Lysimeter nicht überschritten werden dürfen. Deutlich werden die Unterschiede aufgrund der verschiedenen Rohdichten der eingesetzten Varianten. Daher sind für Variante 3, den Höxterboden, wegen seiner hohen Feststoffmasse in den Lysimetern 3.1 und 3.2 auch die höchsten Gesamtfrachten erlaubt.

Der **pH-Wert** ist der negative Logarithmus der H^+ -Konzentration. Die pH-Werte der Sickerwässer der noch unbegrünten Lysimeter nach dem Aufsättigen im März 2005 zeigten niedrige Werte von z. T. unter pH 4 an. Diese stiegen anschließend sofort wieder auf Werte über pH 5 an. Das Aufsättigen der Lysimeter mittels Brunnenwasser führte vermutlich zu einem verstärkten Ausspülen der organischer Säuren aus dem Oberboden Lüthorst und zu einem starken Sauerstoffeintrag in die gesamte Bodensäule. Durch diese pH-Wert-Senkung, verursacht durch das Aufsättigen, kam es zu einem erhöhten Schwermetallaustrag zu Versuchsbeginn. Bei späteren großtechnischen Anwendungen würde das Aufsättigen nicht stattfinden und somit dieser Effekt auch nicht auftreten.

In den Abbildungen 7.2.6.2-1 bis 7.2.6.2-3 werden die pH-Werte und die ELF der Perkolate der Varianten vorgestellt. Die dabei zu erkennenden Lücken im Verlauf der Kurven sind durch einen nicht vorhandenen Sickerwasseranfall zu diesem Zeitpunkt bzw. in diesem Zeitraum zu erklären.

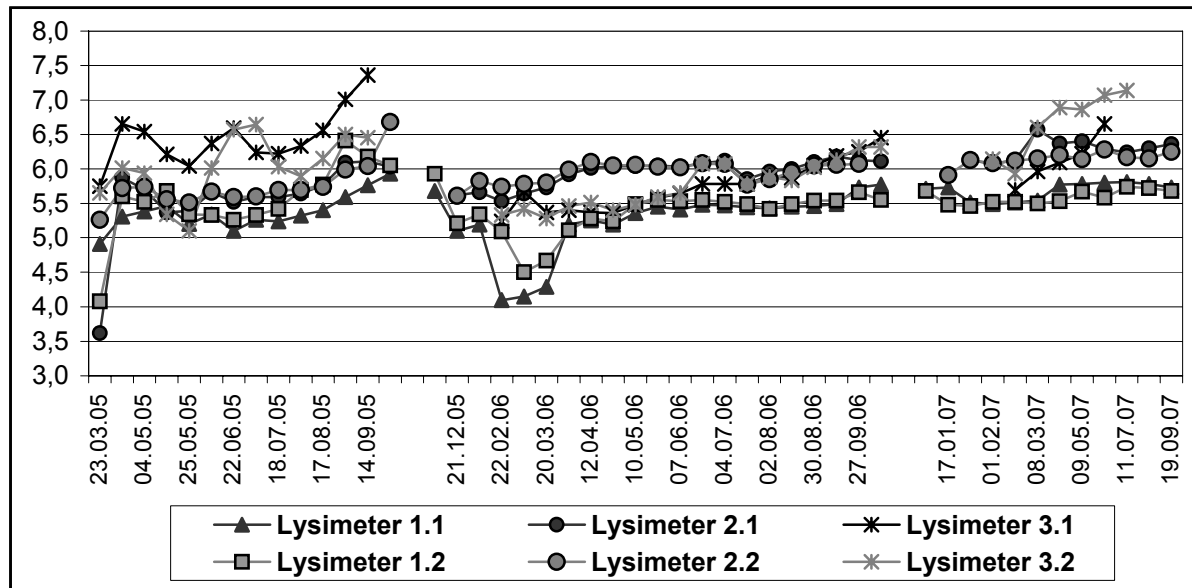


Abb. 7.2.6.2-1: Entwicklung der pH-Werte der Perkolate aus den Lysimetern.

Abbildung 7.2.6.2-1 zeigt für die Lysimeter 1.1 und 1.2, der 50 % Stabilisat-Variante, ebenfalls ein Absinken der pH-Werte im Frühjahr 2006 bei hohen Sickerwasserschüttungen an. Dies könnte auf einen verstärkten Austrag von Huminstoffen, von Wurzelauausscheidungen und auch von CO_2 aus dem Wurzelraum zurückzuführen sein. Hohe Verweilzeiten in den Lysimetern verstärken nach GROTHEER (2000) diese Effekte. Chemische Prozesse aufgrund des Stabilisat-Anteils können zum einen durch die pH-Werte der 25 % Stabilisat-Varianten ausgeschlossen werden, zum anderen sind generell die pH-Werte aller Lysimeter, nachdem sie wieder begonnen hatten zu schütten, gesunken. Die pH-Werte der Stabilisat-Varianten 1 und 2 stiegen über den gesamten Versuchszeitraum leicht von pH 5 bis 6 auf pH 5,7 bis 6,4 an. Die pH-Werte der Variante 3 (Höxterboden) lagen im Jahr 2005 etwa im Bereich um pH 6,5. In 2006 stiegen die pH-Werte der Lysimeter 3.1 und 3.2 von pH 5,5 auf 6,4 an, d.h. sie lagen insgesamt in 2006 unter den pH-Werten des Vorjahres. In 2007 stiegen die pH-Werte der Perkolate der Variante 3 von Werten über pH 6 bis auf etwa pH 7 an. Bis auf wenige Ausnahmen lagen die pH-Werte des Lysimeters 3.2 alle unterhalb der für Feststoff-Eluate nach DEPV (2002) vorgeschriebenen Spanne.

SCHEER (2001) ermittelte, dass die Zumischung von SAV-Stabilisat zu einer allgemeinen Erhöhung der pH-Werte des Perkolates führen kann. Dies liegt im hohen Freikalkgehalt begründet. Wenn dieser jedoch aufgebraucht ist, kann es nach SCHEER (2001) durch den hohen Anteil an Sulfat im Sickerwasser zu einem deutlichen Abfallen des pH-Wertes kommen. Hierzu ist anzuführen, dass es in Variante 1 mit großer Sicherheit zu verstärkten Abbindereaktionen kam. Dass aber eine vollständige Festlegung der freien Kalkanteile in Verbindung mit leicht löslichem Sulfat, welches durch die hohen Gehalte im Unterboden Lüthorst ausreichend vorhanden war, zu einer teilweisen Ansäuerung der Perkolate führte, wie SCHEER (2001) anführt, ist definitiv auszuschließen. Alle Varianten, selbst der Höxterboden, wiesen über den gesamten Versuchszeitraum konstant hohe Sulfatgehalte im

Perkolat auf (vgl. Abbildung 7.2.6.2-5), ohne das Schwankungen der Konzentrationen einen Einfluss auf den pH-Wert verursacht hätten.

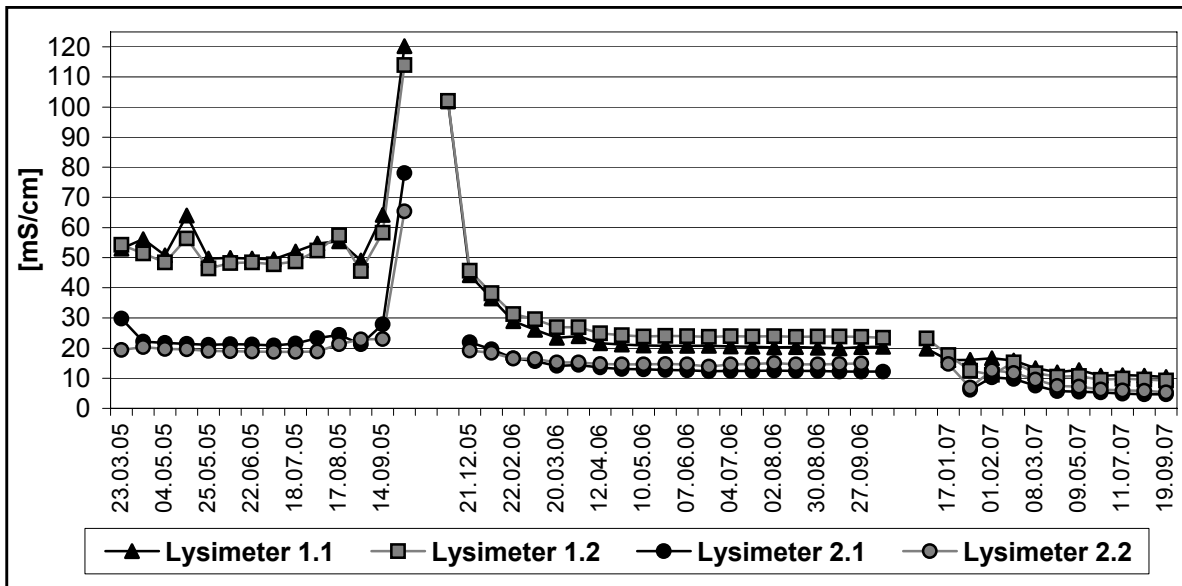


Abb. 7.2.6.2-2: Elektrische Leitfähigkeit der Perkolate der Varianten 1 und 2.

Die **elektrische Leitfähigkeit** (ELF) ist ein Maß für den Grad der Versalzung, d.h. sie ist ein Summenparameter für dissoziierte chemische Substanzen (Elektrolyte). Da die ELF der Sickerwässer der Stabilisat-Varianten um ein Vielfaches höher waren als die der Variante 3 werden sie getrennt voneinander dargestellt. Abbildung 7.2.6.2-2 zeigt die Leitfähigkeit der Lysimeter der Varianten 1 und 2 über den Versuchszeitraum. Die ELF sank bei Variante 1 von ca. 50 auf 10 mS/cm, bei Variante 2 von 20 auf 5 mS/cm. Neben einem sehr homogenen Verlauf innerhalb der beiden Lysimeter einer Variante fallen besonders die stark erhöhten Leitfähigkeiten bei Trockenfallen und zu Beginn des Schüttens im Herbst 2005 auf. Hier waren nur sehr kleine Perkolatmengen erfasst worden. Der Grenzwert der Deponieverordnung (2002) von 0,5 mS/cm ist aber deutlich überschritten. Allerdings gilt dieser für Eluate mit einem Wasser-/Feststoffverhältnis von 10/1. Da die Leitfähigkeit den Elektrolytgehalt widerspiegelt, werden weitere Ausführungen hierzu bei den entsprechenden Stoffgehalten vertieft. Weiterhin wurde dort eine Korrelationsanalyse nach Bravais & Pearson (zweiseitig) durchgeführt. Die diente der Überprüfung, ob ein vermuteter Zusammenhang zwischen der elektrischen Leitfähigkeit (ELF) und anderen ermittelten Stoffgehalten in den Perkolaten bestand.

Abbildung 7.2.6.2-3 stellt die ELF über den Versuchsverlauf für den Höxterboden (Variante 3) dar. Die Werte sanken von 2,5 mS/cm schnell auf Werte um 1,6 mS/cm ab und stiegen von März bis Juli 2007 wieder leicht auf 2 mS/cm an. Die Tendenz der Erhöhung bei kleinen Perkolatmengen kurz vor dem Trockenfallen ließ sich hier ebenfalls beobachten.

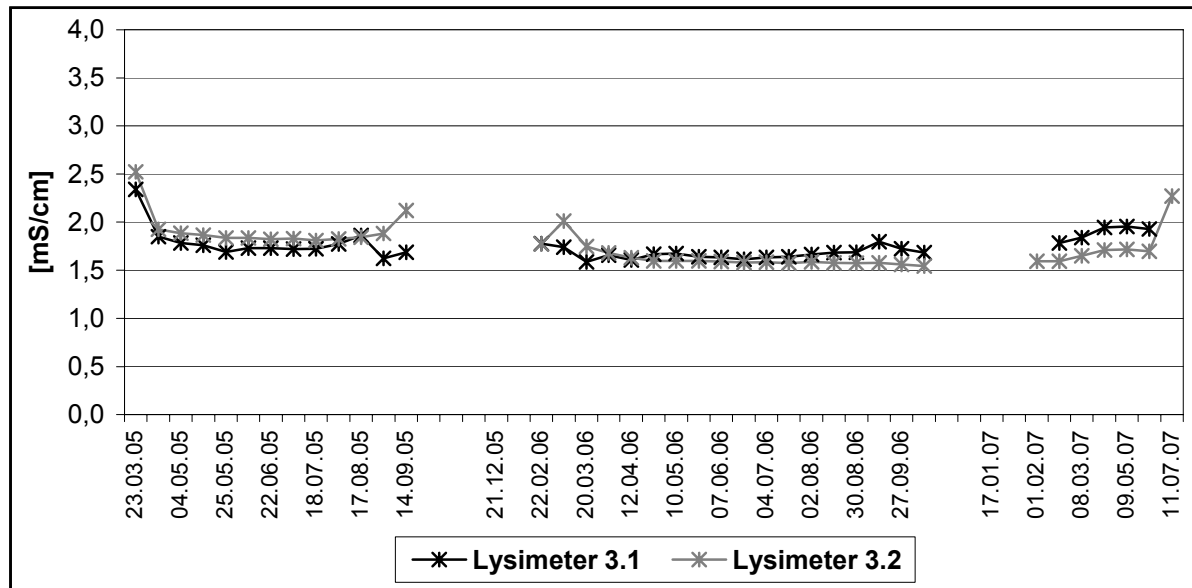


Abb. 7.2.6.2-3: Leitfähigkeit der Perkolate der Variante 3.

Auch die für Variante 3 ermittelten ELF, wie in Abbildung 7.2.6.2-3 präsentiert, würden den Grenzwert der DEPV (2002) für Eluate überschreiten. Allerdings ist auch hier, wie bei den Stabilisat-Varianten, das tatsächliche Wasser-/Feststoffverhältnis zu beachten. Nachfolgend werden daher die Stoffgehalte der Perkolate in korrigierter Form dargestellt, d.h. die Ergebnisse der Perkolat-Untersuchungen werden über Q, dem Quotienten aus Eluatmenge und Masse des eluierten Feststoffs, aufgetragen.

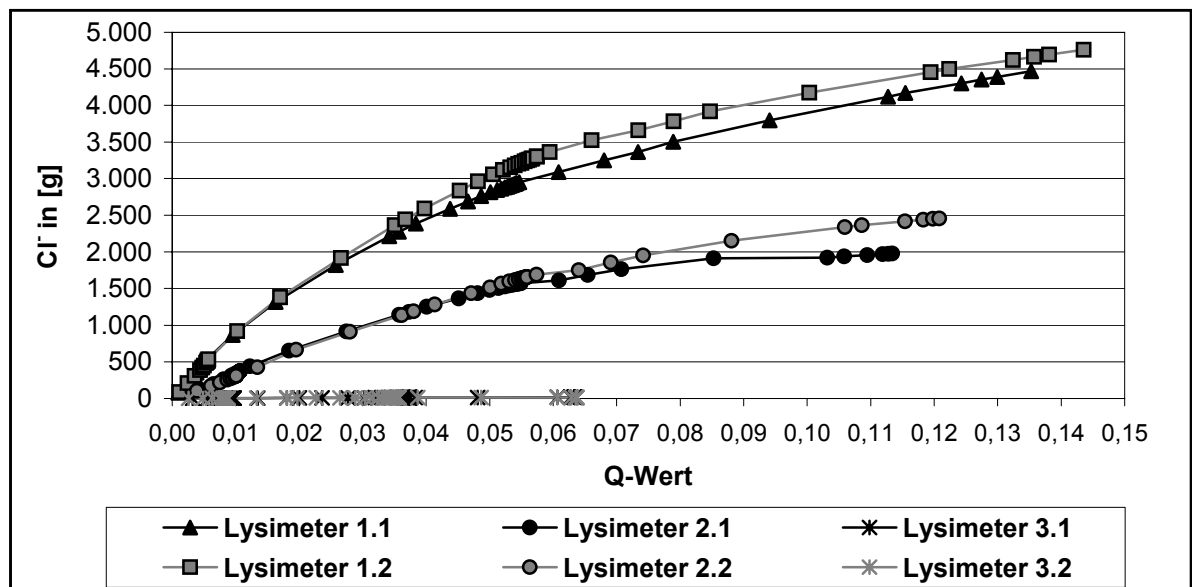


Abb. 7.2.6.2-4: Kumulierte Chlorid-Frachten der Perkolate.

Abbildung 7.2.6.2-4 zeigt, dass die **Chloridgehalte** der Sickerwässer für Lysimeter 3.1 und 3.2 gegenüber denen der Stabilisat-Varianten 1 und 2 zu vernachlässigen sind. Die Konzentrationen der Chloridgehalte in Variante 1 waren zu Versuchsbeginn im April 2005 mit

20.000 mg/l sehr hoch, nahmen aber über den Versuchszeitraum sehr schnell ab, so dass in 2006 Werte von 7.000 mg/l und im Spätsommer 2007 schon Werte um 3.000 mg/l erreicht wurden. Die Konzentrationen in den Perkolaten der Variante 2 fielen von 10.000 mg/l zu Versuchsbeginn über 4.000 mg/l in 2006 auf Werte von etwa 1.000 mg/l ab. Die Chloridkonzentrationen der Variante 3 verliefen auf einem sehr niedrigen Niveau, von etwas höheren Anfangswerten von 230 mg/l abgesehen, sanken die Werte von 70 auf 25 mg/l. Der Grenzwert ($Q = 10$) für Chlorid von 480 g bei Variante 1 (Lysimeter 1.1 + 1.2) wird bereits bei $Q < 0,01$ überschritten, bei Variante 2 wird der Grenzwert von 530 g kurze Zeit später bei einem Q -Wert von etwas über 0,01 überschritten. Abbildung 7.2.6.2-4 zeigt damit für die Stabilisat-Varianten, wie erwartet, hohe Chloridgehalte im Perkolat. Die hohen Leitfähigkeiten der Varianten 1 und 2 werden ebenfalls durch den Chloridgehalt erklärt. Deutlich ist aber auch die stetige Abnahme der Konzentrationen und damit ein zunehmendes Abflachen der Frachten über Q zu beobachten. Dies zeigt sich auch an dem starken Rückgang der ELF in Abbildung 7.2.6.2-2 für die Lysimeter 1.1 bis 2.2.

Bei Betrachtung der Beziehung zwischen ELF und Chlorid wurden für die sechs Lysimeter der drei Varianten auf dem 99%-Niveau signifikante Korrelationen ermittelt. Die Korrelationskoeffizienten bei den Lysimetern der Stabilisat-Varianten 1 und 2 liegen zwischen 0,981 und 0,994. Der ermittelte Zusammenhang ist damit höchst signifikant, was bedeutet, dass der Anstieg/Rückgang des Chloridgehaltes in einem sehr engen Zusammenhang mit einem Anstieg/Rückgang der ELF steht. Für die Lysimeter 3.1 und 3.2 wurden mit 0,605 und 0,728 deutlich geringere Koeffizienten ermittelt. Dies deutet auf eine weniger starke Beziehung zwischen ELF und Chloridgehalt im Perkolat der Variante 3 (Höxterboden) hin.

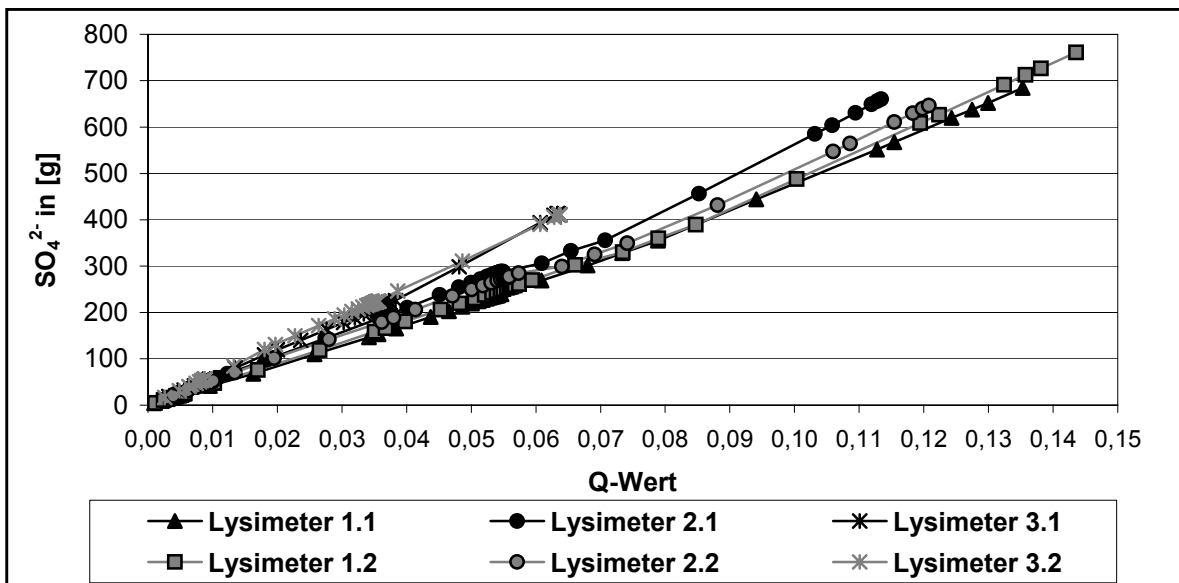


Abb. 7.2.6.2-5: Kumulierte Sulfat-Frachten der Perkolate.

Die **Sulfat**-Konzentrationen aller Varianten lagen sowohl zu Versuchsbeginn als auch über den gesamten Versuchszeitraum zwischen Gehalten von 800 bis 900 mg/l. Ab Frühjahr 2007

stiegen die Werte allerdings auf Konzentrationen im Perkolat von 1.000 bis 1.300 mg/l an. Dabei ist der Sulfatgehalt im Sickerwasser der Lysimeter aller Varianten sehr hoch. Abbildung 7.2.6.2-5 zeigt die kumulierten Frachten, aufgetragen über Q, für die Perkolate der Lysimeter. Entgegen den Frachten für Chlorid ist der Verlauf der Sulfatfrachten der Variante 3 sogar steiler als der der Stabilisat-Varianten. Da der Q-Wert aber niedriger ist, sind die Gesamtfrachten geringer. Die Grenzwerte ($Q = 10$) liegen je nach Variante zwischen 2.400 und 3.500 g. Bei einem gleich bleibenden Verlauf dürften diese für alle Varianten bei einem recht kleinen Q-Wert überschritten werden.

Interessant ist jedoch, dass der Unterboden aus der Weseraue höhere Sulfatgehalte aufwies als die Stabilisat-Varianten, die den gipshaltigen Unterboden Lüthorst enthielten. Die ELF für Lysimeter 3.1 und 3.2 scheinen nach Betrachtung der Sulfatgehalte zu einem nicht unerheblichen Teil auf diese zurückzuführen zu sein. Dies würde auch die relativ konstanten Leitfähigkeiten der Perkolate der Variante 3 erklären. Für Variante 1 und 2 bedeutet dies, dass trotz zunehmenden Rückgangs der Chloridkonzentrationen die Leitfähigkeiten, unter der Voraussetzung, dass die Sulfatkonzentrationen im Perkolat konstant bleiben, sich im Bereich der jetzigen Werte der Variante 3 einpendeln dürften.

Die Analyse der Beziehung zwischen ELF und Sulfat ergab für die Lysimeter 1.1 und 1.2 eine negative Korrelation, was bedeutet, dass bei einem Anstieg der ELF die Sulfatgehalte im Sickerwasser gesunken sind. Die Korrelationskoeffizienten von -0,471 bzw. -0,447 zeigen eine signifikante Beziehung der beiden Stoffgehalte auf dem 99%-Signifikanzniveau. Für die Lysimeter 2.1 (0,095) und 2.2 (0,270) konnten keine signifikanten Beziehungen zwischen der ELF und dem Sulfatgehalt ermittelt werden. Dagegen weisen die ermittelten Koeffizienten für die Lysimeter der Variante 3 auf einen höchst signifikanten Zusammenhang hin. Interessanterweise ist die Beziehung zwischen ELF und Sulfat bei den Lysimetern der Variante 3 entgegen der der Variante 1 positiver Art, d.h. bei einem Anstieg des ELF steigt auch der Sulfatgehalt des Perkolates. Bei den Varianten 1 und 2 wird ein Einfluss der Sulfatgehalte im Sickerwasser auf die Leitfähigkeit vermutlich durch die hohen Chloridgehalte überdeckt.

Die **Magnesiumkonzentrationen** der Perkolate lagen im ersten Versuchsjahr bei allen Varianten zwischen 40 und 50 mg/l und sanken dann im zweiten Versuchsjahr auf 25 bis 35 mg/l. Während sich dieser Trend für die Stabilisat-Varianten fortsetzt, so dass im Spätsommer 2007 Konzentrationen von 5 bis 12 mg/l erreicht wurden, stiegen für Variante 3 die Gehalte in den Sickerwässern wieder leicht auf 35 bis 40 mg/l an. Aufgrund der konstanten Magnesiumkonzentrationen im Sickerwasser der Variante 3 könnte Magnesium einen hohen Einfluss auf die Leitfähigkeit der Perkolate der Lysimeter 3.1 und 3.2, der Höxterboden-Variante, haben. So stiegen die Magnesiumfrachten für Variante 3, wie in Abbildung 7.2.6.2-6 dargestellt, konstant an und liegen bis auf die Gesamtfracht des Lysimeters 1.1 höher als die Frachten der Stabilisat-Varianten. Grenzwerte werden für die Makronährstoffe, wie Magnesium, in der DEPV (2002) nicht geregelt. Für die 50 % Stabilisat-Variante mit Lysimeter 1.1 und 1.2 ist eine deutliche Abnahme der Konzentrationen und

damit des Anstiegs der Frachten über Q zu beobachten, wobei für Lysimeter 1.1 der Verlauf der Magnesiumfrachten auf einem insgesamt höheren Niveau verläuft als der für Lysimeter 1.2. Für die Perkolate der Lysimeter 2.1 und 2.2 (Variante 2) ist der Anstieg der Frachten und somit der Konzentrationen im Sickerwasser ebenfalls rückläufig.

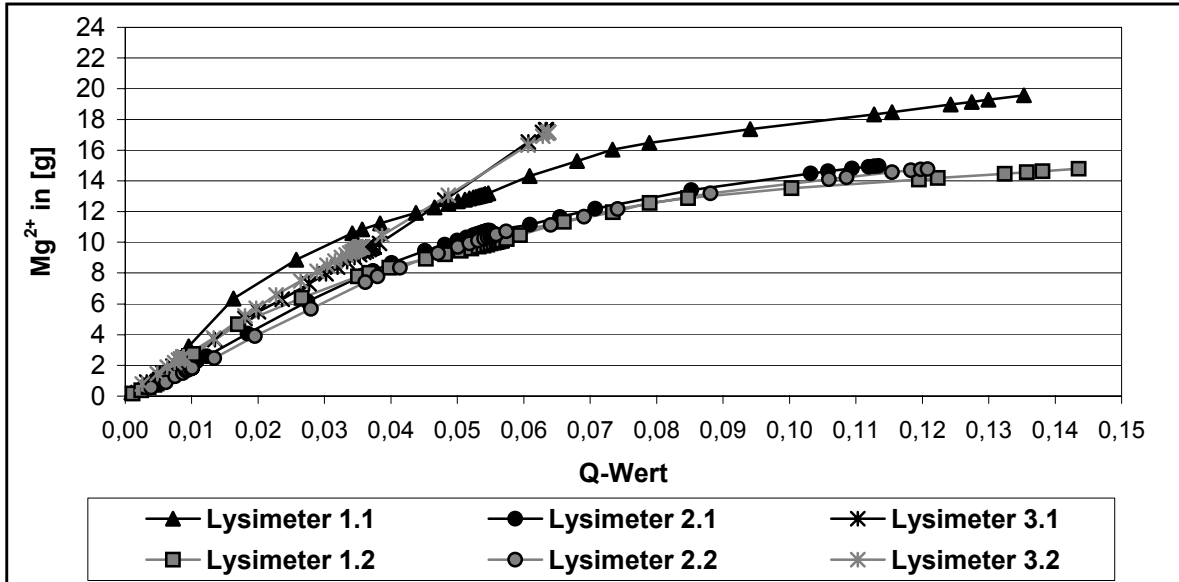


Abb. 7.2.6.2-6: Kumulierte Magnesium-Frachten der Perkolate.

Die Korrelationsanalyse bestätigte für alle Lysimeter auf 99%-Niveau einen signifikanten Zusammenhang zwischen der elektrischen Leitfähigkeit (ELF) und dem Magnesiumgehalt im Perkolat. Die Koeffizienten liegen zwischen 0,845 und 0,918, so dass damit eine höchst signifikante Beziehung zwischen dem Summenparameter und dem Stoffgehalt bestätigt wird. Deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Varianten wurden nicht ermittelt.

Die **Kalium**-Konzentrationen der Sickerwässer der Variante 3 lagen zu Versuchsbeginn bei 3 bis 9 mg/l und sanken stetig bis auf Werte zwischen 1 und 3 mg/l ab. Bei Variante 1 wurden hingegen hohe Kaliumgehalte im Perkolat beobachtet. Von 1.400 mg/l zu Beginn der Erfassung über 600 mg/l im Sommer 2006 gingen die Konzentration auf Werte von 350 mg/l zurück. Auch für Variante 2 wurden für den gleichen Betrachtungszeitraum rückläufige Kalium-Konzentrationen im Perkolat von 160 über 100 bis auf etwa 80 mg/l beobachtet. Der Verlauf der Kalium-Frachten über Q ist in Abbildung 7.2.6.2-7 dargestellt. Die Frachten des leicht der Auswaschung unterliegenden Makronährelements Kalium nehmen, ähnlich wie dies bereits bei den Magnesiumgehalten beobachtet werden konnte, für Variante 1 stetig ab. Im Perkolat der Variante 2 ist eine konstante Abnahme des Anstiegs der Kaliumfrachten zu beobachten, generell aber auf niedrigerem Niveau. Für die Lysimeter der Variante 3 ist die Kaliumfracht im Perkolat äußerst gering. Während bei $Q = 0,1$ die Gesamtfracht für Variante 2 bei etwa 60 g liegt, ist sie bei Variante 1 fünfmal so hoch. Da alle Varianten die gleichen Düngermengen an N-P-K-Dünger erhielten, deuten die höheren Frachten der

Varianten 1 und 2 sowie das Verhältnis der Frachten von Variante 1 zu Variante 2 auf ein höheren Kaliumanteil aus dem Stabilisat hin.

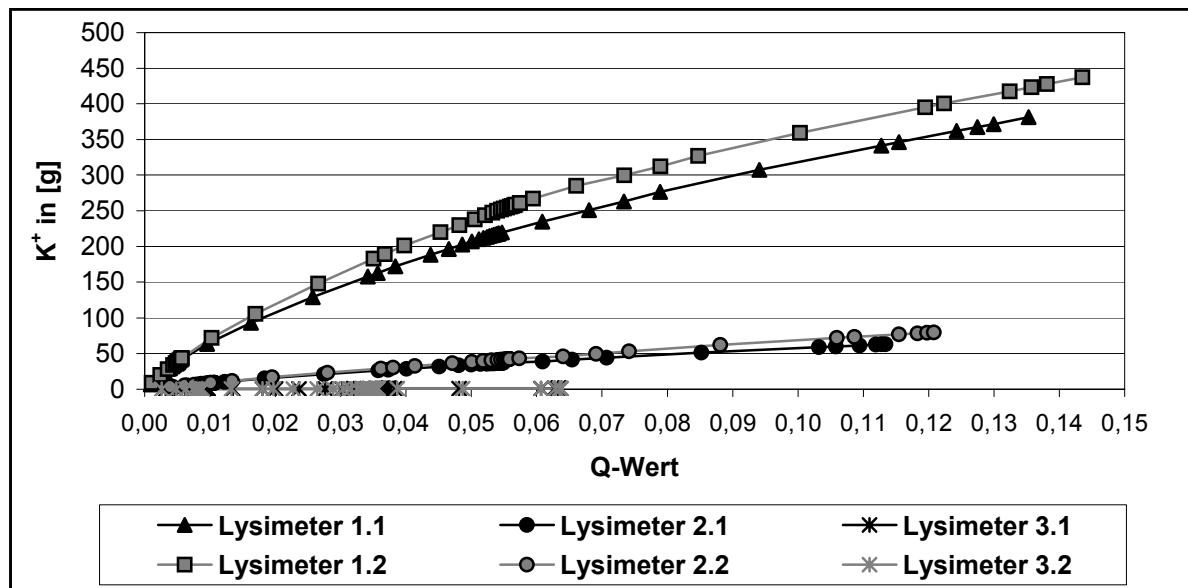


Abb. 7.2.6.2-7: Kumulierte Kalium-Frachten der Perkolate.

Die Analyse des Zusammenhangs zwischen der Leitfähigkeit und Kaliumgehalten ergibt ein ähnliches Ergebnis wie zuvor bei den Magnesiumgehalten. Auf dem 99% Signifikanzniveau wurden für fünf der sechs Lysimeter signifikante Beziehungen zwischen der ELF und den Kaliumkonzentrationen im Perkolat ermittelt, für ein Lysimeter besteht auf dem 95% Niveau eine signifikante Korrelation. Die Korrelationskoeffizienten für die Lysimeter 1.1 und 1.2 betragen 0,988 und 0,985, die für die Lysimeter 2.1 und 2.2 0,988 und 0,986. Die Beziehung zwischen der Leitfähigkeit und dem Kaliumgehalt des Sickerwassers bei den Varianten mit Stabilisat ist damit höchst signifikant. Dagegen wurde für die Lysimeter 3.1 und 3.2 eine deutliche geringere Korrelation festgestellt. Der Koeffizient für Lysimeter 3.1 beträgt 0,471 und zeigt damit eine signifikante Beziehung auf dem 99%-Niveau, für Lysimeter 3.2 wurde ein Korrelationskoeffizient von 0,439 ermittelt. Diese Beziehung zwischen der ELF und Kaliumkonzentration im Perkolat ist auf dem 95%-Niveau signifikant.

Die **Gesamtstickstoff**-Konzentrationen der Perkolate der Variante 1 blieben über den Beobachtungszeitraum konstant zwischen 12 und 14 mg/l, bei Variante 3 lagen sie zwischen 2 bis 9 mg/l. Einzig für Variante 2 ist ein Trend feststellbar. So waren die Gesamtstickstoff-Konzentrationen im Sickerwasser der Lysimeter 2.1 und 2.2 der 25 % Stabilisat-Variante von Beginn an mit 20 bis 40 mg/l am höchsten. In 2006 lagen die Gehalte bei 20 bis 30 mg/l und gingen leicht auf Konzentrationen im Perkolat um 20 mg/l zurück. Abbildung 7.2.6.2-8 stellt die Gesamtstickstoff-Frachten dar. Für alle Varianten ist ein konstanter Anstieg der Frachten zu verzeichnen, wobei für Variante 2 die höchsten Frachten erfasst wurden. Bei $Q = 0,1$ wurden Gesamtfrachten für Lysimeter 2.1 und 2.2 von fast 18 bzw. 13 g ermittelt. Für die Lysimeter 1.1 und 1.2 liegen die Gesamtstickstoff-Frachten bei einem Q-Wert von 0,14

etwas unterhalb von 10 g. Für Variante 3 mit einem Q-Wert von etwas über 0,06 wurden Frachten zwischen 2 und 3 g erfasst. Die Frachten liegen damit weit unterhalb von Grenz- bzw. Richtwerten.

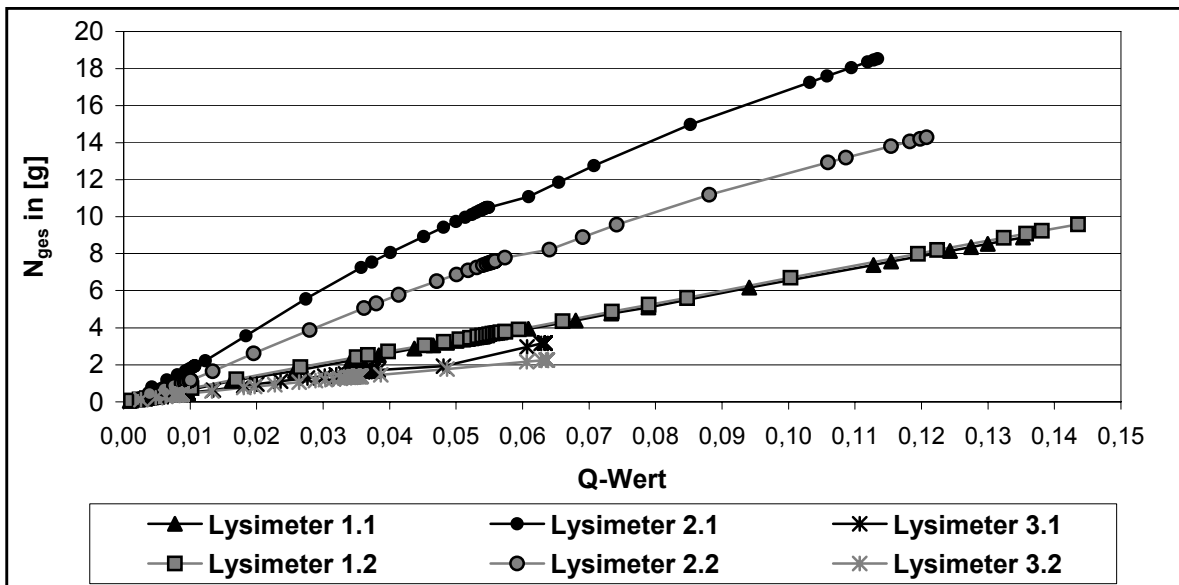


Abb. 7.2.6.2-8: Kumulierte Gesamtstickstoff-Frachten der Perkolate.

Der stärkste Zusammenhang zwischen der ELF und dem Gesamtstickstoffgehalt wurde für die Sickerwässer in den Lysimetern 2.1 und 2.2 nachgewiesen. Die Koeffizienten betragen 0,830 bzw. 0,849 und waren auf dem 99%-Niveau hoch signifikant. Bei den Lysimetern 1.1 und 1.2 ist eine im Vergleich etwas schwächere Beziehung zu erkennen (Koeffizienten von 0,735 und 0,787). Noch deutlich geringer ausgeprägt ist allerdings der Zusammenhang zwischen der ELF und dem Gesamtstickstoffgehalt im Perkolat der Lysimetern 3.1 und 3.2. Die Koeffizienten sind 0,437 bzw. 0,364, wobei der ermittelte Koeffizient für Lysimeter 3.1 nur auf dem 95%-Niveau, der für Lysimeter 3.2 auf dem 99%-Niveau signifikant ist. Aufgrund der Gehalte in den Ausgangssubstraten gibt es keinen plausiblen Grund für die höheren Stickstoffgehalte in den Perkolaten der Variante 2 (siehe hierzu Kapitel 6.2.3). Da allein der Anteil des Unterbodens Lüthorst in Variante 2 mit 55 % einen höheren Anteil als in Variante 1 einnimmt, könnte durch das Fräsen und Mischen der Materialien zu Versuchsbeginn eine höhere Mineralisation im Substrat des Unterbodens Lüthorst eingesetzt haben. Ausreichende hohe Luftkapazitäten waren, wie in Kapitel 7.2.3 dargestellt, in allen Lysimetern bzw. Varianten vorhanden.

Die Konzentrationen an **NO₂** und **NO₃-N** im Sickerwasser der Lysimeter 3.1 und 3.2 liegen über den gesamten Beobachtungszeitraum zwischen 4 und 9 mg/l. Für Variante 1 sind zu Versuchsbeginn Gehalte um 3 bis 4 mg/l beobachtet wurden, die ab 2006 auf Konzentrationen von 7 bis 8 mg/l anstiegen und seit dem auf diesem Niveau liegen. Wie beim Gesamtstickstoff sind die Konzentrationen im Perkolat der Variante 2 am höchsten. Sie gingen von 20 bis 35 mg/l in den Versuchsjahren 2005 und 2006 auf Gehalte von 12 bis 25 mg/l in 2007

zurück. Die $\text{NO}_x\text{-N}$ -Frachten geben Aufschluss über den Anteil an Nitrat und Nitrit an der Gesamtstickstofffracht. Der Verlauf der Frachten über Q verhält sich wie beim Gesamtstickstoff, lediglich auf einem etwa um 4 g geringeren Niveau. Da Stickstoff hauptsächlich als Nitrat über den Sickerwasserpfad ausgetragen wird, wurde dies auch erwartet. Schwankungen durch die moderaten Düngergaben von umgerechnet 60 kg N pro Hektar und Jahr traten nicht auf.

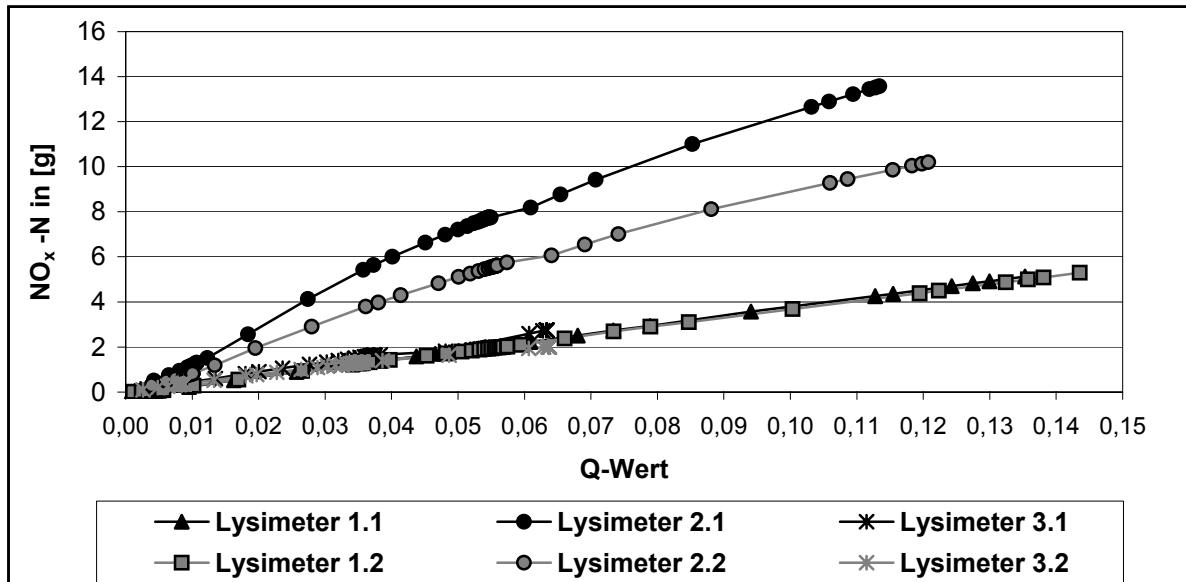


Abb. 7.2.6.2-9: Kumulierte Nitrit- und Nitratstickstoff-Frachten der Perkolate.

Der Zusammenhang zwischen ELF sowie Nitrit- und Nitrat-Stickstoffkonzentration im Perkolat konnte für alle Lysimeter auf dem 99%-Niveau signifikant bestätigt werden. Bei den Lysimetern 1.1 und 1.2 lagen die Koeffizienten bei -0,511 und -0,482, die Beziehung zwischen ELF und $\text{NO}_x\text{-N}$ -Gehalt ist signifikant negativer Art, so dass mit einem Anstieg/Rückgang der ELF ein Rückgang/Anstieg des $\text{NO}_x\text{-N}$ -Gehaltes verbunden ist. Für die Varianten 2 und 3 wurde keine negative Beziehung festgestellt, was daraufhin deutet, dass bei einem Anstieg/Rückgang der ELF mit einem Anstieg/Rückgang des $\text{NO}_x\text{-N}$ -Stickstoffgehaltes zu rechnen ist. Die Koeffizienten für Lysimeter 2.1 und 2.2 zeigen einen hoch signifikanten Zusammenhang (0,738 und 0,765), die Beziehung zwischen Leitfähigkeit und $\text{NO}_x\text{-N}$ -Gehalt ist bei den Lysimetern 3.1 und 3.2 dagegen lediglich als signifikant auszuweisen (0,569 und 0,640).

Für Variante 3, den Höxterboden liegen die Konzentrationen an Ammonium in den Perkolaten im Versuchszeitraum unter 0,14 mg/l. Die höchsten **Ammoniumstickstoff**-Konzentrationen wurden im ersten Versuchsjahr in den Sickerwässern der Variante 1 gemessen. Sie lagen zwischen 3 und 6 mg/l, nahmen aber schnell über Werte um 1 mg/l in 2006 auf Gehalte von 0,13 bis 0,4 mg/l in 2007 ab. Rückläufig waren ebenfalls die Konzentrationen des Ammoniumstickstoffes in den Perkolaten der Variante 2. Von 0,5 bis 3 mg/l in 2005 gingen diese auf 0,1 bis 0,2 mg/l in 2006 zurück und lagen im dritten

Versuchsjahr 2007 generell unter 0,1 mg/l. Beim Ammoniumstickstoff kam es damit ebenfalls nur zu geringen Austrägen.

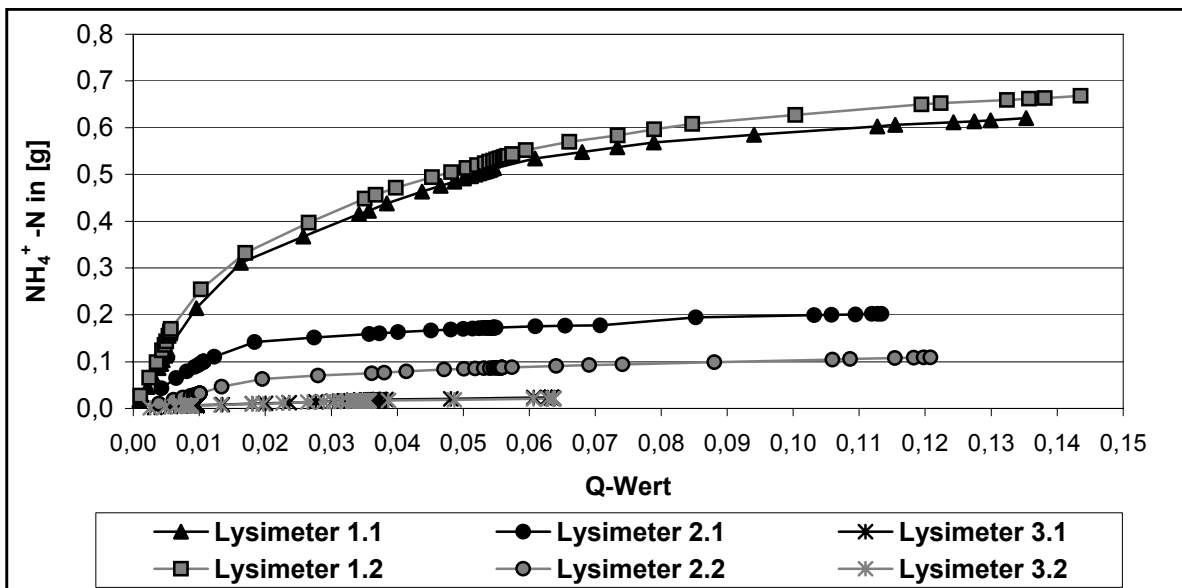


Abb. 7.2.6.2-10: Kumulierte Ammoniumstickstoff-Frachten der Perkolate.

Wie Abbildung 7.2.6.22-10 dargestellt, wurden zu Versuchsbeginn die höchsten Frachten an Ammoniumstickstoff direkt nach dem Aufsättigen der Lysimeter erfasst. Seit diesem Zeitpunkt nehmen die Konzentrationen und somit auch der Anstieg der Frachten über Q stark ab. Dies bestätigt die Vermutung, dass durch das Aufsättigen Bodenpartikel und daran gebundene Stoffe verstärkt ausgetragen wurden.

Die Beziehung ELF und $\text{NH}_4^+\text{-N}$ -Gehalt wurde für die Lysimeter der Varianten 1 und 2 auf dem 99%-Niveau höchst signifikant bestätigt. Die mittels Korrelationsanalyse ermittelten Koeffizienten liegen zwischen 0,884 und 0,980. Der Zusammenhang zwischen dem Summenparameter und dem Stoffgehalt im Sickerwasser der Lysimeter 3.1 und 3.2 ergibt kein einheitliches Bild. Während die Beziehung für Lysimeter 3.1 mit einem Korrelationskoeffizienten von -0,702 hoch signifikant, aber negativer Art ist, wurde für Lysimeter 3.2 ein Koeffizient von 0,570 ermittelt. Dieser Koeffizient weist einen signifikanten Zusammenhang zwischen der ELF und dem $\text{NH}_4^+\text{-N}$ -Gehalt nach, welcher jedoch positiver Art ist. Worauf dieses unterschiedliche Ergebnis für die Lysimeter der Variante 3 zurückzuführen ist, kann auf statistischem Wege nicht überprüft werden.

Schwermetallfrachten im Sickerwasser/Perkolat

Die Schwermetallgehalte der Perkolate wurden in 2005 und 2006 untersucht, da viele Parameter aber unter der Nachweisgrenze lagen bzw. nur nach dem Aufsättigen für kurze Zeit nachgewiesen werden konnten, wurde ab Herbst 2006 auf die Betrachtung des Schwermetallaustrages verzichtet und stattdessen die Eluatuntersuchungen, die in Kapitel

7.2.1.2 dargestellt wurden, durchgeführt. Nachfolgend werden die kumulierten Frachten der Schwermetalle Arsen, Blei, Cadmium, Chrom (ges.), Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink über dem Quotienten aus Eluatmenge und Masse des eluierten Feststoffs dargestellt. Da die Gehalte für Cadmium und Quecksilber in den Perkolaten unter der Nachweisgrenze lagen bzw. diese Schwermetalle nicht nachgewiesen werden konnten, wird auf eine Darstellung verzichtet.

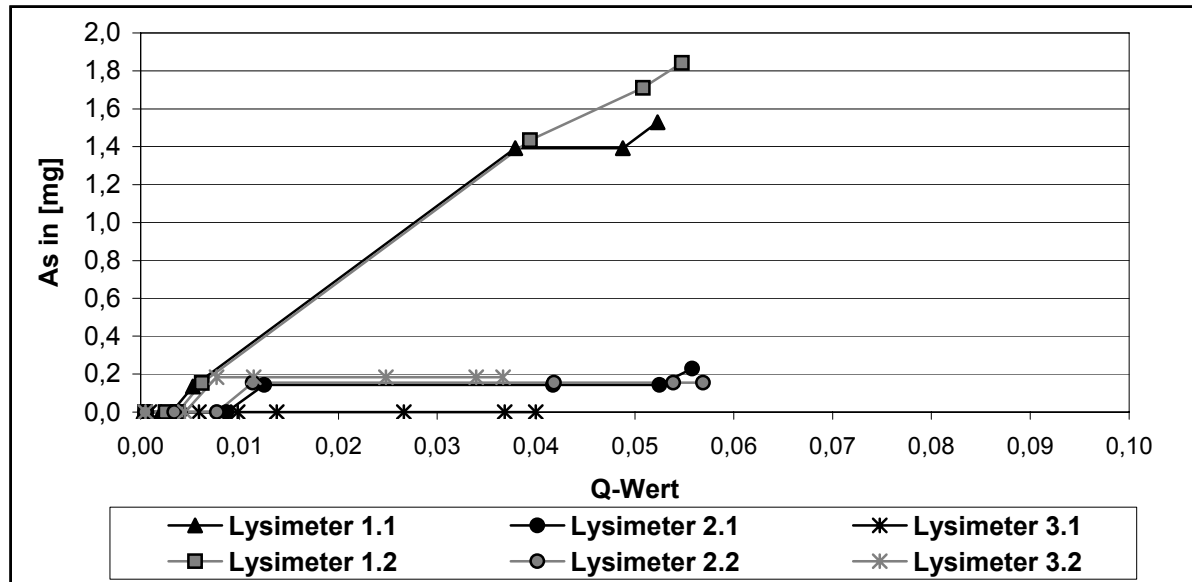


Abb. 7.2.6.2-11: Kumulierte Arsen-Frachten der Perkolate.

Die Konzentrationen der Perkolate für **Arsen** lagen zwischen 0,005 und 0,008 mg/l, bei den Variante 2 und 3 trat Arsen nur zu Versuchsbeginn auf. Generell lagen die Werte schon im Sickerwasser unter dem Zuordnungswert der DEPV (2002) für Eluatkonzentrationen. Bei Variante 1 wurden im Frühjahr 2006, als die pH-Werte des Sickerwassers kurzzeitig in das saure Milieu absanken, nochmals geringe Gehalte im Perkolat, aber ebenfalls unterhalb dem Zuordnungswert beobachtet. Die bei Variante 2 im Ausgangssubstrat ermittelten Eluatkonzentrationen im Bereich des Zuordnungswertes des Anhanges 5 der DEPV (2002) von 0,01 mg/l wurden im Perkolat nicht gemessen. Für $Q = 10$ liegt der Grenzwert der Varianten für Arsen zwischen 480 bis 720 mg. Da dieser Wert in absehbarer Zeit nicht annähernd erreicht wird, wurde die Betrachtung ab 2006 aufgegeben.

Wie bei den anderen Schwermetallen traten die höchsten Konzentrationen im Perkolat für **Blei** direkt nach dem Aufsättigen der Lysimeter im Frühjahr 2005 auf. Dabei lagen sie im Bereich zwischen 12 und 52 $\mu\text{g/l}$, wobei nur wenige Überschreitungen des Zuordnungswertes von 40 $\mu\text{g/l}$ der Eluatkonzentration nach Anhang 5 der Deponieverordnung (2002) auftraten. Sofort nach den ersten Sickerwasserschüttungen sanken die Konzentrationen auf Null.

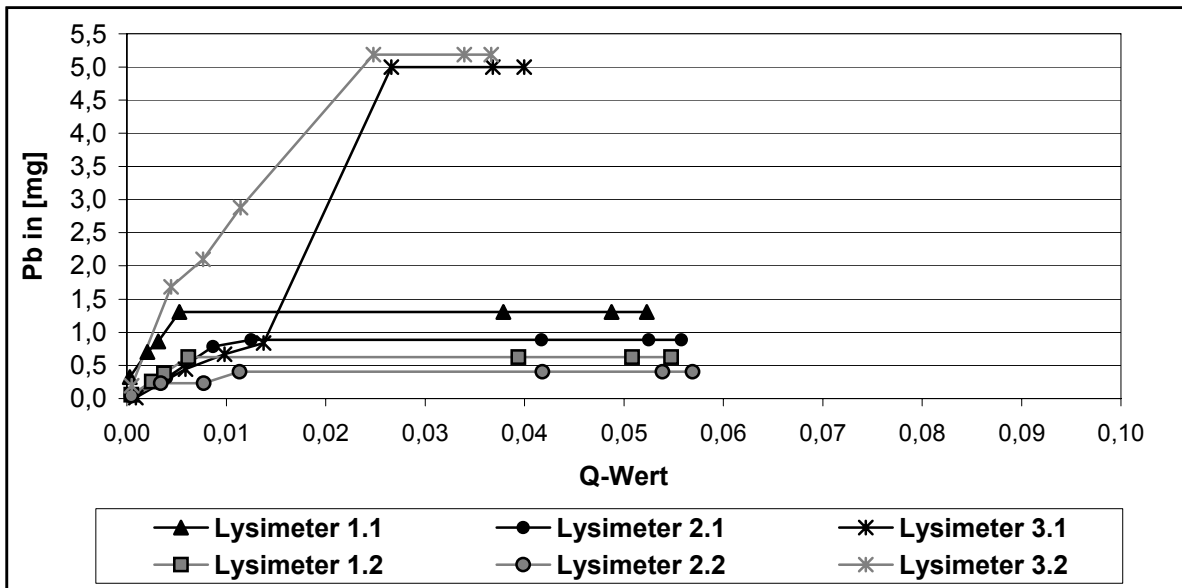


Abb. 7.2.6.2-12: Kumulierte Blei-Frachten der Perkolate.

Die in Abbildung 7.2.6.2-12 dargestellten Frachten über Q verdeutlichen diese Entwicklung. Die Grenzwerte für $Q = 10$ liegen bei Gesamtfrachten zwischen 1.900 und 2.900 mg (siehe Tabelle 7.2.6.2-1 am Anfang des Abschnitts). Damit konnte ein Erreichen des Grenzwertes der Blei-Frachten, die für die Stabilisat-Varianten bei einem Q-Wert von 0,05 zwischen 0,4 und 1,4 mg und interessanterweise für den Höxterboden bei $Q = 0,04$ bei 5 bzw. 5,2 mg lagen, ausgeschlossen werden.

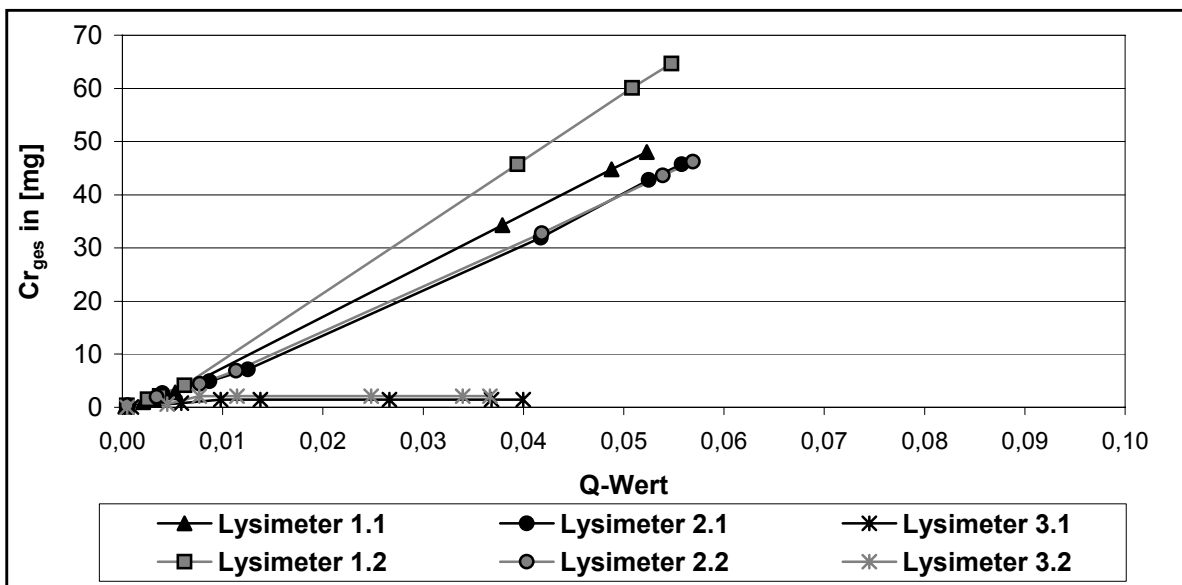


Abb. 7.2.6.2-13: Kumulierte Gesamtchrom-Frachten der Perkolate.

Während die **Gesamtchrom**gehalte der Perkolate der Variante 3 von etwa 5 bis 8 $\mu\text{g/l}$ auf Null sanken, konnten bei den Lysimetern 1.1 bis 2.2 der Stabilisat-Varianten Gesamtchromgehalte der Perkolate zwischen 100 und 200 $\mu\text{g/l}$ beobachtet werden. Die über Q aufge-

tragenen kumulierten Frachten in Abbildung 7.2.6.2-13 verdeutlichen dies. Bei $Q = 0,05$ liegen die Gesamtchrom-Frachten für die Stabilisat-Varianten zwischen 48 und 65 mg. Ein Überschreiten des Grenzwertes von 1.450 mg für Variante 1 bzw. 1.590 mg für Variante 2 ist dennoch nicht zu befürchten.

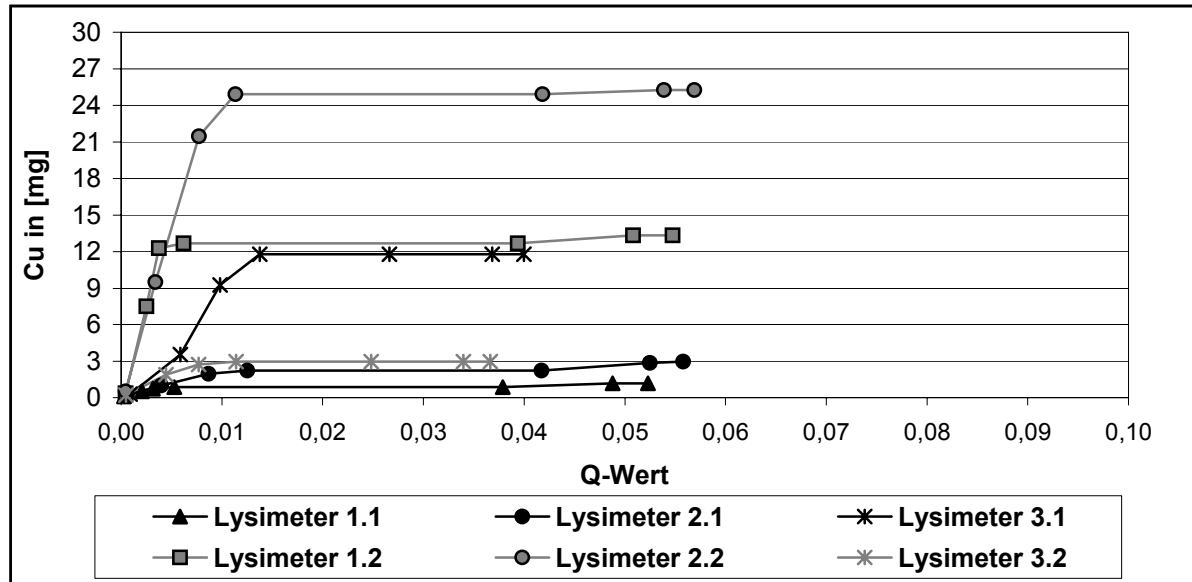


Abb. 7.2.6.2-14: Kumulierte Kupfer-Frachten der Perkolate.

Kupferkonzentrationen im Perkolat von 8 bis 180 $\mu\text{g/l}$ konnten bei allen Varianten nur zu Versuchsbeginn nachgewiesen werden. Dabei überschritten die Perkolatkonzentrationen nur selten den Zuordnungswert für Eluatkonzentrationen nach Deponieverordnung (2002). Abbildung 7.2.6.2-14 stellt die kumulierten Kupferfrachten über Q dar. Deutlich werden insbesondere die unterschiedlichen Verläufe innerhalb der jeweiligen Variante zu Anfang der Untersuchung. So lagen die Gesamtfrachten der Lysimeter 3.1 und 3.2 der Variante 3 höher als die der Lysimeter 1.1 und 2.1, aber niedriger als die der Lysimeter 1.2 und 2.2 der Varianten 1 und 2. Ein Erreichen des $Q = 10$ Grenzwertes von 2.400 bis 3.500 mg kann definitiv ausgeschlossen werden.

Die Sickerwässer der Lysimeter enthielten **Nickel** mit Konzentrationen von 5 bis 10 $\mu\text{g/l}$ und lagen damit deutlich unter den erlaubten Eluatkonzentrationen der DEPV (2002). Interessant ist, das Lysimeter 3.1 der Variante 3 einen konstanten Nickelgehalt von 20 $\mu\text{g/l}$ aufweist, während bei Lysimeter 3.2 derselben Variante der Nickelgehalt von 5 bis 10 $\mu\text{g/l}$ im Perkolat auf Null sank. Die Gesamtfrachten, in Abbildung 7.2.6.1-15 dargestellt, liegen für die Stabilisat-Varianten bei $Q = 0,05$ zwischen 2 und 3,5 mg. Bei Variante 3 streuen die Frachten entsprechend den beobachteten Konzentrationen. Das Erreichen des $Q = 10$ Grenzwertes von 2.400 bis 3.500 mg kann wie bei den Kupferfrachten aber definitiv ausgeschlossen werden.

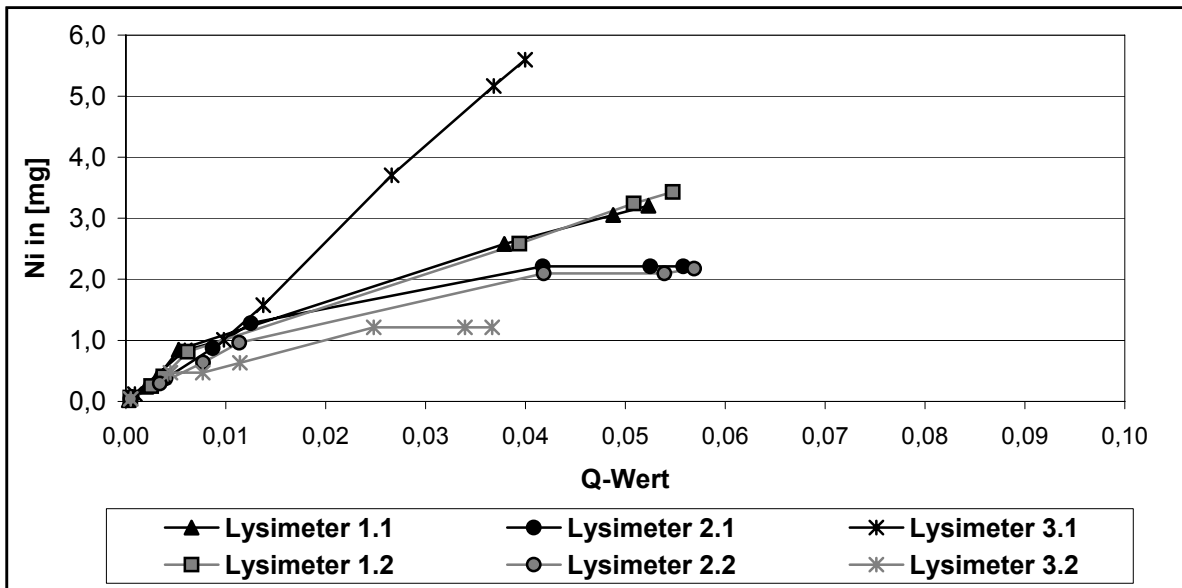


Abb. 7.2.6.2-15: Kumulierte Nickel-Frachten der Perkolate.

Die **Zink**konzentrationen aller Varianten lagen bei Versuchsbeginn zwischen 30 und 72 $\mu\text{g/l}$ im Perkolat. Die Werte bewegten sich anschließend in dem Bereich 30 bis 40 $\mu\text{g/l}$, so dass der Grenzwert für Eluatkonzentrationen von 100 $\mu\text{g/l}$ des Anhangs 5 der DEPv (2002) eingehalten wird. Abbildung 7.2.6.2-16 stellt die kumulierten Zinkfrachten über Q dar und veranschaulicht, dass es zwischen den Varianten 1 und 3 sehr ähnliche Verläufe der Zinkfrachten gibt und Variante 2 auf niedrigerem Niveau verläuft. Für alle Varianten gilt gleichermaßen, dass das Erreichen des Grenzwertes ($Q = 10$) von 4.800 bis 7.100 mg ausgeschlossen werden kann.

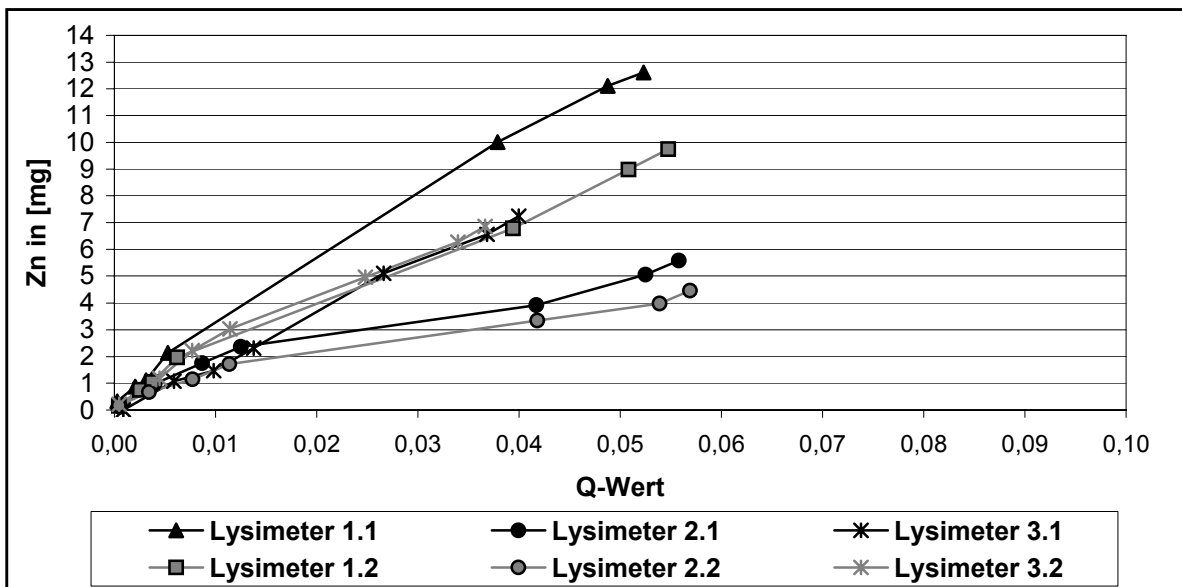


Abb. 7.2.6.2-16: Kumulierte Zink-Frachten der Perkolate.

Die Sickerwasserqualitäten zeigten hohe Chloridfrachten bei den Stabilisat-Varianten und hohe Sulfatfrachten bei allen Varianten an. Folglich ist auch die Leitfähigkeit erhöht. Für viele Parameter sind die Konzentration und somit auch die Steigung der Frachten stark rückläufig. Eine große Ausnahme bildet für alle Varianten Sulfat und auf sehr niedrigem Niveau auch Zink. Für den Höxterboden (Variante 3) muss darüber hinaus auf einen konstant hohen Magnesiumgehalt hingewiesen werden. Für die Stabilisat-Varianten sind des Weiteren die Gesamtchromgehalte zu beobachten, die momentan auf einem sehr niedrigen Niveau liegen, aber konstant steigen. Da die Gesamtchromgehalte auch bei den Ergebnissen der Eluatuntersuchungen teilweise erhöht waren (siehe hierzu Kapitel 7.2.1.2), sollte hier überprüft werden, wie hoch der Chromat-Anteil an den Gesamtchromgehalten ist. Höhere Stickstoffgehalte werden bei einem wüchsigen Standort mit hohem Umsatz bei einem Anfall von Sickerwasser in einem gewissen Umfang immer auftreten.

Neben den bei den Schwermetallen deutlich aufgezeigten Aufsättigungsfehler zu Versuchsbeginn, welcher mit einem erhöhtem CO₂-Eintrag und der abrupten Verdrängung der Bodenlösung durch das Aufsättigungswasser einhergeht, könnten generell auch die hohen Gehalte von Chlorid und Sulfat im Perkolat für die Verluste an Kationen verantwortlich sein. Für Verluste von basischen Kationen wird häufig die Existenz eines mobilen Anions im Boden verantwortlich gemacht. Mobile Anionen (Chlorid, Nitrat, Sulfat) werden z.B. in Böden mit negativen Schichtladungen nicht absorbiert. Sie können daher nur in Metallkomplexen oder in organischen Bindungen zurückgehalten werden. Im Zuge der Mineralisierung der organischen Substanz werden sie wieder freigesetzt und anschließend mit einer zeitlichen Verzögerung ausgewaschen. ALEWELL (1998) begründet so etwa die Sulfatauswaschungen aus Waldökosystemen, die trotz der Reduktion der Schwefelimmision anhielten. Das Eintragen von atmosphärischen CO₂ durch Aufsättigung und damit kurzzeitigem pH-Wert-Abfall im Sickerwasser wurde häufiger beobachtet. WOITKE ET AL. (2002) untersuchten den Einfluss der Wurzelatmung und der Wurzelausscheidungen an begrüneten und unbegrüneten Lysimetern auf die Schadstoffmobilisierung in MVA-Schlacken. Dabei war bei den biotischen Einflüssen die Wurzelatmung dominierend, allerdings war der CO₂-Eintrag aus der Atmosphäre bei den unbegrüneten Varianten ebenso hoch wie bei den begrüneten Varianten der atmosphärische Eintrag und der Anteil aus der Wurzelatmung zusammen. Eine erhöhte Verfügbarkeit von Schwermetallen durch die Vegetation konnte nicht belegt werden.

Grundsätzlich ergeben die Ergebnisse für die Schwermetalle nach Abschätzungen der Frachten keine Grenzwertüberschreitungen im Sickerwasser, lediglich bezüglich der elektrischen Leitfähigkeit, des Chlorid- und Sulfatgehaltes konnten Überschreitungen im Versuchszeitraum festgestellt werden. Hierbei müssen aber die Schwierigkeiten der Bewertung von Freilandergebnissen an Grenzwerten auf Basis von Labortests ebenso berücksichtigt werden wie der sehr kurze Versuchszeitraum. Mit zunehmender Verdunstungsleistung der Vegetationsschicht und stetig abnehmenden Sickerwassermengen werden sich die Frachten ebenfalls verringern. Darüber hinaus wird deutlich, dass trotz der Tatsache, dass beim Schütteltest keine chemischen, chemisch-physikalischen, mineralogischen und

mikrobiellen Wechselwirkungen zwischen Substrat und Eluat berücksichtigt werden, die Ergebnisse der Eluatanalysen die gleichen Resultate bezüglich der Grenzwertüberschreitungen liefern. Aufgrund der enorm hohen Verweildauer des Sickerwassers in den Lysimetern von z. T. Monaten, aber auch wegen des intensiveren Kontaktes des gesamten Materials mit dem Wasser im Schütteltest ist ein Vergleich sehr kompliziert und wird immer mit Fehlern behaftet sein.

Da bei den Parametern Chlorid, Sulfat und Leitfähigkeit zurzeit die Grenzwerte nach DEP V Anh. 5 (2002) überschritten werden, erscheint eine Trendprognose bei diesen Parametern besonders relevant. Um mögliche Veränderungen der Stoffgehalte der Sickerwässer im Zeitablauf und somit unter den gleichen Bedingungen wie im Untersuchungszeitraum auch in der Zukunft zu prognostizieren, wurde daher eine Regressionsanalyse mit Kurvenanpassung durchgeführt. Bei diesem Trendmodell wird die Entwicklung einer Variablen im Zeitablauf und durch die Zeitvariable vorhergesagt. Mittels Regressionsanalyse wird dabei die beste Kurvenform zur Vorhersage ermittelt. Für das Modell kann aus 11 Kurven gewählt werden. Zentraler Parameter als Beurteilungsmaß für die Güte der Anpassung des Modells an den tatsächlichen Kurvenverlauf ist das Bestimmtheitsmaß R^2 . In einem ersten Schritt wurde daher zunächst R^2 bestimmt, um das Modell mit dem höchsten Anteil der erklärten Varianz zu ermitteln, wobei allerdings die Beurteilung von R^2 sowohl von der Anzahl der erklärenden Variablen als auch der Anzahl der Beobachtungen abhängig ist (JANSSEN UND LAATZ 2007).

Für die Parameter Leitfähigkeit und Chlorid wies jeweils das exponentielle Modell das höchste Bestimmtheitsmaß aus. Dieser Kurvenverlauf scheint auch aus theoretischer Sicht plausibel. Für den Parameter Sulfat konnte allerdings kein plausibel erscheinender Kurvenverlauf durch das Bestimmtheitsmaß ermittelt werden. Dieses Ergebnis wurde durch die entsprechend hohen Irrtumswahrscheinlichkeiten bestätigt. Dies wurde aufgrund der konstanten Perkolatkonzentrationen im Versuchszeitraum bereits erwartet (siehe Abbildung 7.2.6.2-5). Im Folgenden wird sich daher auf die Betrachtung der Parameter elektrische Leitfähigkeit und Chlorid beschränkt, zwischen denen bereits eine höchst signifikante Korrelation ermittelt werden konnte.

Für den Parameter elektrische Leitfähigkeit wurden bei differenzierter Betrachtung der Konzentrationen in den Sickerwässern der einzelnen Lysimeter folgende Bestimmtheitsmaße für das exponentielle Modell ermittelt: R^2 betrug bei Lysimeter 1.1 0,889, bei Lysimeter 1.2 0,913 sowie bei Lysimeter 2.1 0,819 und bei Lysimeter 2.2 0,699. Die Irrtumswahrscheinlichkeit liegt bei den Lysimetern 1.1 bis 2.2 bei 0 %. Demgegenüber steht allerdings das deutlich geringere R^2 von 0,453 für Lysimeter 3.2. Die Irrtumswahrscheinlichkeit ist mit 0,001 aber so gering, dass ein exponentieller Kurvenverlauf angenommen werden kann. Für Lysimeter 3.1 weist keines der 11 möglichen Modelle einen hohen Anteil an erklärter Varianz auf. Bei einem exponentiellen Kurvenverlauf ergibt sich $R^2 = 0$, die Irrtumswahrscheinlichkeit liegt bei 94 %. Dieses Ergebnis ist auf die extremen Schwankungen der erhobenen Daten zurückzuführen.

Für die Chlorid-Konzentrationen im Perkolat ergaben sich bei exponentiellem Kurvenverlauf für Lysimeter 1.1 und 1.2 die Bestimmtheitsmaße 0,884 und 0,908 mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 0 %. Die erklärte Varianz ist sehr hoch, die Anpassungsgüte des Modells ist damit als sehr gut zu betrachten. Für die Lysimeter 2.1 bis 3.2 ergeben sich bei einem exponentiellen Kurvenverlauf Bestimmtheitsmaße von 0,633 bis 0,790 bei Irrtumswahrscheinlichkeiten von 0 %. Obwohl die Anpassungsgüte des Modells im Vergleich zu den Lysimetern 1.1 und 1.2 deutlich geringer ist, erscheint der gewählte exponentielle Kurvenverlauf durchaus plausibel.

Auf Basis des gewählten exponentiellen Kurvenmodells ist es nun möglich, den Vorhersagezeitraum über die Zeitreihe der Beobachtung der Daten für ELF und Chlorid hinaus zu verlängern. Es ist dann möglich, Aussagen über den Zeitraum der Unterschreitung der bisher bei beiden Parametern überschrittenen Grenzwerte zu machen, wobei im vorliegenden Fall nur der Zeitraum der nächsten fünf Jahre betrachtet werden soll. Bei der Interpretation der Ergebnisse ist allerdings zu berücksichtigen, dass die prognostizierte Entwicklung auf den bisher ermittelten Daten basiert. Dies bedeutet, dass die weitere Entwicklung der ELF und der Chloridkonzentration von der Sickerwassermenge abhängig ist, die, so die Annahme, in gleicher Höhe wie in den Jahren 2005 bis 2007 anfällt.

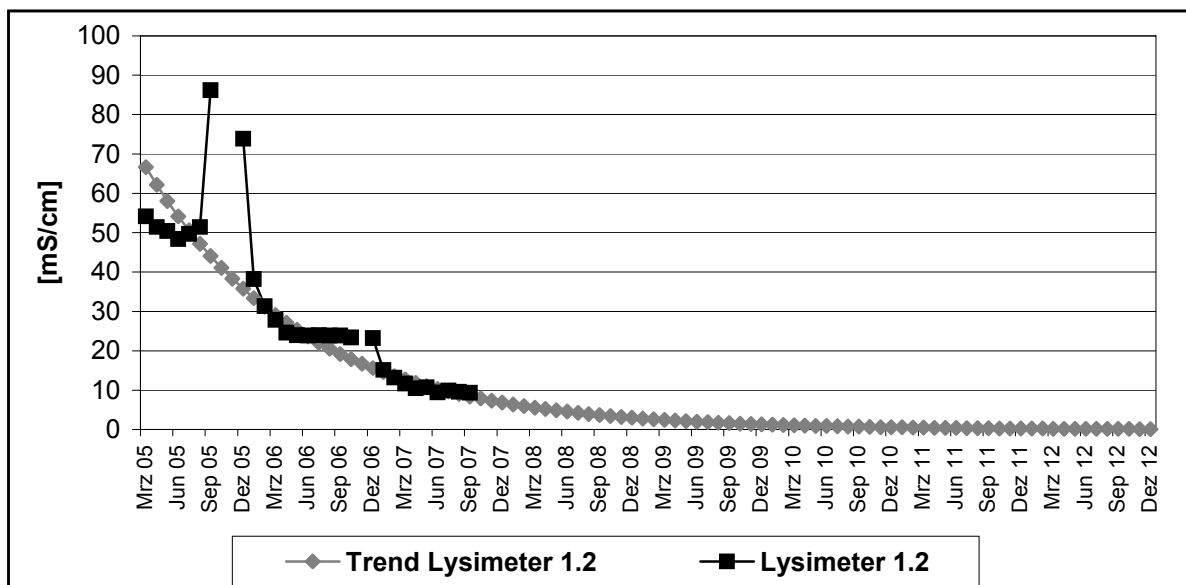


Abb. 7.2.6.2-17: Vergleich des beobachteten und prognostizierten Verlaufs der ELF für Lysimeter 1.2.

Für die Leitfähigkeit wurden folgende Grenzwertunterschreitungen von 0,5 mS/cm bei gleich bleibendem Sickerwasseranfall prognostiziert: Für Lysimeter 1.1 wird eine Grenzwertunterschreitung für das 2. Quartal 2011, für die Lysimeter 1.2 und 2.1 für das 1. Quartal 2011 sowie für Lysimeter 2.2 im 1. Quartal 2012 erwartet. Die Regressionskurve für den Verlauf der Leitfähigkeit der Variante 2 ist in Abbildung 7.2.6.2-17 dargestellt. Eine um die Ausreißer

beim Trockenfallen im September und Beginn des Schüttens im Dezember 2005 bereinigte Datenbasis lieferte die gleichen Ergebnisse. Da dies für die anderen statistischen Untersuchungen ebenfalls zutrifft, wurden im Allgemeinen alle beobachteten Werte der Lysimeter betrachtet. Für den untersuchten Prognosezeitraum bis Ende 2012 ist eine Grenzwertunterschreitung der Leitfähigkeit nach dem exponentiellen Modell für die Lysimeter 3.1 und 3.2 der Variante Höxterboden noch nicht zu erwarten. Bei der Beurteilung dieses Ergebnisses ist allerdings insbesondere die sehr niedrige Anpassungsgüte des exponentiellen Modells für die Lysimeter 3.1 und 3.2 zu berücksichtigen.

Mittels des exponentiellen Modells wurde eine Unterschreitung des Grenzwertes für die Chlorid-Konzentration unter 10 mg/l nur für Lysimeter 3.1 der Variante 3 und für Lysimeter 2.1 der Variante 2, unter der Voraussetzung einer gleich bleibenden Sickerwassermenge, ermittelt. Für Lysimeter 3.1 wird die Grenzwertunterschreitung für das 3. Quartal 2008 prognostiziert, für Lysimeter 2.1 wird dies im 2. Quartal 2011 erwartet. Aufgrund der schlechten Anpassungsgüte an das exponentielle Modell wird auf eine Prognose der Entwicklung der Chlorid-Konzentration in den Lysimetern 2.2 und 3.2 verzichtet.

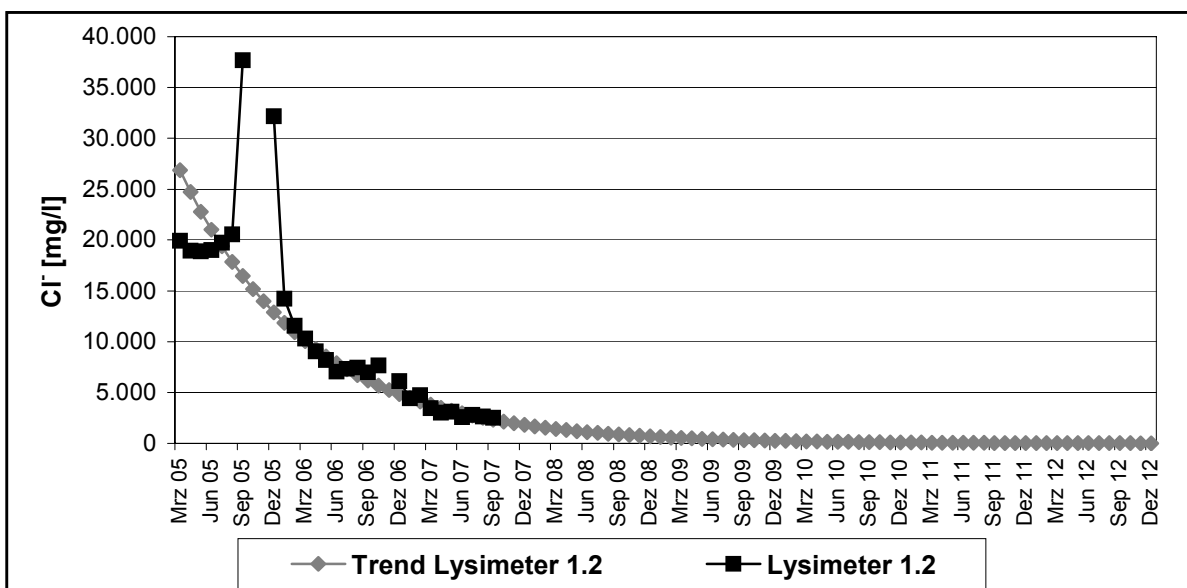


Abb. 7.2.6.2-18: Vergleich des beobachteten und prognostizierten Verlaufs der Chlorid-Konzentration für Lysimeter 1.2.

Da für die für Stabilisat-Varianten ein Unterschreiten des Grenzwertes von 10 mg/l im Perkolat der Lysimeter 1.1 und 1.2 in den nächsten 5 Jahren nicht prognostiziert werden konnte, wurde hier von einem theoretisch zu erreichenden Wert von 100 mg/l ausgegangen. Somit ergibt sich die in Abbildung 7.2.6.2-18 dargestellte Entwicklung beispielhaft für Lysimeter 1.2. Lysimeter 1.1 erreicht den anvisierten Grenzwert im 1. Quartal 2011, Lysimeter 1.2 hingegen bereits im 3. Quartal 2010.

Die Annahme eines Chloridwertes von 100 mg/l erfolgt in Anlehnung an STEGMANN ET AL. (2006). Die Autoren wählten 100 mg/l als Kriterium zur Entlassung von Deponien aus der Nachsorge, da dieser als Grenzwert nach Anhang 51 der Abwasserverordnung (ABWV 1996) für die Direkteinleitung gilt. STEGMANN ET AL. (2006) schlagen weiterhin für Deponien zur Entlassung aus der Nachsorge für Sickerwasser- und Grundwasserbelastungen sowie bei Direkt- und Indirekteinleitung folgende in Tabelle 7.2.6.2-2 dargestellten quantitativen Kriterien für Chlorid vor.

Tab. 7.2.6.2-2: Kriterien zur Entlassung aus der Nachsorge für den Parameter Chlorid (STEGMANN ET AL. 2006).

Parameter	Direkteinleitung		Indirekteinleitung		Versickerung	
	Konzentration [mg/l]	Fracht [kg/ha*a]	Konzentration [mg/l]	Fracht [kg/ha*a]	Konzentration [mg/l]	Fracht [kg/ha*a]
Chlorid	100	100 - 200	> 100	100 -> 200	30	100 - 200

Dabei orientieren sich STEGMANN ET AL. (2006) neben der Abwasserverordnung an neueren Erkenntnissen zu den natürlichen Selbstreinigungskräften (Natural Attenuation) sowie an Zwischenergebnissen des BMBF-Verbundvorhabens KORA. So zeigen sich dort für Altablagerungen hohe Sickerwasserbelastungen in der näheren Umgebung des Abfallkörpers (10 - 20 m), die jedoch durch verschiedene Retentions- und Abbauvorgänge, den so genannten natürlichen Selbstreinigungskräften, in Abstromrichtung stark abnehmen. KERNDORFF ET AL. (2006) zeigten an alten Berliner Hausmülldeponien die signifikante Wirkung des Natural Attenuation durch starke Verringerung aller emittierten Sickerwasserinhaltsstoffe bereits auf einer Fließstrecke von nur 200 m. Besonders traf dies auf die Parameter Chlorid, Sulfat, Ammonium, Kalium und Natrium sowie TOC und Hydrogencarbonat zu. Eine deutliche Verringerung der Konzentrationen war auch bei den Spurenelementen Arsen und Bor festzustellen.

Bezüglich der Überschreitungen der Sulfat- und Chloridgehalte sowie der elektrischen Leitfähigkeit auf der Deponie Lüthorst ist darüber hinaus für den Standort „ehemaliger Gipstagebau Lüthorst“ die geogene Hintergrundbelastung zu berücksichtigen. Neben der BBODSCHV (1999) enthält die DEPV (2002) Regelungen zu regional erhöhten Hintergrundwerten, so dass unabhängig von der endgültigen Ausgestaltung der IDEPV oder der BBODSCHV von einer Anwendung dieses Passus auf den Standort Deponie Lüthorst ausgegangen werden kann. Der Anhang 5 der DEPV (2002) gibt hierzu an: *„In Gebieten mit naturbedingt oder großflächig siedlungsbedingt erhöhten Schadstoffgehalten in Böden ist eine Verwendung von Bodenmaterial zulässig, das die Hintergrundgehalte des Gebietes nicht überschreitet, sofern die Funktion der Rekultivierungsschicht nicht beeinträchtigt wird.“* Neben den Untersuchungsergebnissen zum Oberboden und Unterboden Lüthorst werden aufgrund der salinaren Störungen des Zechsteins (siehe hierzu Kapitel 5) Analysen des Grundwassers in der Nähe des Standortes Deponie Lüthorst betrachtet. Die Deponie selbst ist basisgedichtet. Unterhalb der Basisabdichtung befindet sich in über 33 m Tiefe ein Grundwasserkörper, der durch mächtige Röt- und Salztonschichten überdeckt wird. Tabelle

7.2.6.2-3 stellt den Grenzwerten des Anhangs 5 der Deponieverordnung für Konzentrationen im Eluat die im Grundwasser gemessenen Gehalte der entsprechenden Parameter gegenüber. Die Fließrichtung des Grundwassers ist von West nach Ost, von Wangelinstedt unter dem Zechstein hindurch nach Lüthorst. Es zeigt sich, dass zum einen der anvisierte Chloridgehalt von 100 mg/l im Bereich des geogenen Hintergrundwertes läge. Zum anderen zeigen die ELF-Werte für beide Brunnen deutlich höhere Leitfähigkeiten als die DEP (2002) für eine Rekultivierungsschicht zulässt. Daher würde eine Leitfähigkeit von 1.200 bis 2.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ dem geogenen Hintergrundwert der Region widerspiegeln. Folglich müsste die Trendregression korrigiert werden, die Werte würden erheblich früher eingehalten.

Tab. 7.2.6.2-3: Vergleich des Auszuges der Grundwasseruntersuchung (GFR 2000) mit den entsprechend in Anhang 5 der DEP (2002) geregelten Grenzwerten für Eluatkonzentrationen.

Parameter		Brunnen Wangelinstedt	Brunnen Lüthorst	DepV Anh. 5
pH-Wert		6,98	7,1	6,5 – 9
Leitfähigkeit	$\mu\text{S}/\text{cm}$	1.250	2.060	500
Chlorid	mg/l	18	91	10
Sulfat	mg/l	559	1.120	50
Arsen	mg/l	<0,001	0,002	0,01
Blei	mg/l	<0,005	<0,005	0,04
Cadmium	mg/l	<0,0005	<0,0005	0,002
Chrom(ges)	mg/l	<0,005	<0,005	0,03
Kupfer	mg/l	<0,005	<0,005	0,05
Nickel	mg/l	<0,005	<0,005	0,05
Quecksilber	mg/l	<0,0002	<0,0002	0,0002
Zink	mg/l	0,031	0,010	0,1

Entsprechend der Ausführung zum Chlorid und der Leitfähigkeit verhält es sich mit dem Sulfatgehalt. Die Sulfatkonzentrationen, die bei den Stabilisat-Varianten zum Grossteil aus dem Unterboden Lüthorst stammen, entsprechen denen des Grundwassers des Brunnens Lüthorst. Unter dem Aspekt der geogenen Hintergrundbelastung der Deponie Lüthorst scheint dem Zuschlag von Kraftwerksrückständen zur Optimierung einer Rekultivierungsschicht bezüglich des möglichen Stoffaustrages mit dem Sickerwasser nichts entgegen zu stehen. Weiterhin kann ein negativer Einfluss der Kraftwerksrückstände auf die Funktionen der Rekultivierungsschicht aufgrund der Ergebnisse zumindest für Variante 2 ausgeschlossen werden. Vielmehr ermöglichen erst die Stabilisate einen Einsatz des Unterbodens Lüthorst zum Zweck einer Deponieabdeckung und forstlichen Wiedereingliederung in die Landschaft. Die DEP (2002) führt ebenfalls im Anhang 5 an: „*Steht geeignetes Bodenmaterial zur Verfügung, das am Standort angefallen ist und dort zwischengelagert wurde, ist dies vorrangig zu verwenden.*“ Daher leistet die Verwertung der Stabilisate im Zuge einer Rekultivierung bzw. einer Deponieabdeckung einen wesentlichen Beitrag zur Ressourcenschonung.

7.3 Zusammenfassung und Diskussion der Ergebnisse aus dem Feldversuch

Im folgenden Kapitel werden die wesentlichen Ergebnisse der Untersuchungen zusammengefasst und z. T. weitergehend betrachtet. Insbesondere werden die Sickerwasserraten unter Berücksichtigung anderer Lysimeter- und Testfelddaten beleuchtet und beurteilt.

Materialuntersuchungen

Für die Stabilisat-Varianten ergaben sich pH-Werte, die mit pH 10,7 und 10,5 nach FINCK (1969) in einem für Pflanzen toxischen Bereich lagen. Allerdings wurden in den Eluaten pH-Werte von pH 8,2 und 9,2 ermittelt. Die Leitfähigkeiten sind nach WITHERS (1978) mit 2,6 bis 3,2 mS/cm in dem Bereich der hohen Versalzung anzusiedeln. In den Eluaten lagen die Leitfähigkeiten mit 1,5 und 2,3 mS/cm unter denen im Feststoff bestimmten. Eine Hemmung der Durchwurzelung der Substrate wäre demnach nicht auszuschließen. Die Verfügbarkeit der Nährstoffe scheint aber noch nicht betroffen zu sein, da auch der Oberboden über allen Varianten lag. Generell war die Nährstoffversorgung der Substrate eher im unteren Bereich der Werte natürlicher Böden angesiedelt. Die Sulfat-, Magnesium- und Calciumgehalte der Stabilisat-Varianten waren sehr hoch. Die Chlorid-Gehalte der Varianten 1 und 2 waren zwar höher als die in natürlichen Böden, liegen aber deutlich unter Gehalten mit schädigenden Wirkungen.

Der Vergleich der Analyseergebnisse der verschiedenen Elutionsverfahren zeigt, dass die Konzentrationen in den Eluaten der mit dem Wasser-/Feststoff-Verhältnis 2/1 eluierten Proben höher als die nach dem Standardverfahren ($W/F = 10/1$) waren. Zusätzlich zu den Überschreitungen der Grenzwerte der Deponieverordnung bei den Parametern Chlorid, Sulfat und Leitfähigkeit in den Stabilisat-Varianten 1 und 2, wurden für Variante 1 erhöhte Gesamtchrom-Gehalte ermittelt. Bei der Elution mit dem W/F -Verhältnis 10/1 eluiert, zeigten sich allerdings keine Überschreitungen. GROTHEER (2000) untersuchte in Lysimetern die Einsatzmöglichkeiten von pelletierten Kraftwerksrückständen im Landschaftsbau und ermittelte erhöhte Chromat-Frachten in den Perkolaten. In wie weit bei Variante 1 Chromat am Gesamtchromgehalt beteiligt ist, müsste daher noch genauer untersucht werden. Während die Sulfatkonzentration in den Eluaten der Proben 10/2004 und 01/2007 konstant blieb, war bei Variante 1 für Chlorid bei den im W/F -Verhältnis von 2/1 eluierten Proben ein deutlicher Rückgang von 440 auf 20 mg/l, hauptsächlich in der obersten Materialschicht, zu verzeichnen. Für Variante 2 lagen die Werte in der Tiefe 50 bis 75 cm sogar unter dem Grenzwert nach Deponieverordnung. Somit wird deutlich, dass Chlorid in relativ kurzer Zeit stark ausgewaschen wird. Dies bestätigen auch die Ergebnisse zur Sickerwasserqualität.

Bodenmechanische Untersuchungen

Die Ergebnisse der Korngrößenverteilung zeigten für die Varianten 1 und 2, dass die Korngrößenzusammensetzung des tonreichen Unterbodens Lüthorst durch den Zuschlag der Kraftwerksrückstände deutlich in Richtung der Schluff- und Sandfraktion verschoben wurde. Für beide Substratgemische ergab sich die Pseudo-Bodenart schluffiger Lehm. Die

diesbezüglichen Ergebnisse des höheren Zuschlags der Stabilisate bei Variante 1 hoben sich aber nicht so deutlich von denen der Variante 2 ab, wie dies erwartet wurde. Die Rohdichten für Variante 1 lagen bei $0,86 \text{ g/cm}^3$, für Variante 2 bei $0,97 \text{ g/cm}^3$, wie auch die Lagerungsdichten waren sie somit für die Stabilisat-Varianten sehr gering (AG BODEN 2005). Für den Oberboden Lüthorst mit einer Rohdichte von $1,22 \text{ g/cm}^3$ und die Variante 3 mit $1,42 \text{ g/cm}^3$ wurden höhere Lagerungsdichten ermittelt.

Die Ermittlung der Eindringwiderstände ergaben gute Anhaltspunkte für die Fähigkeit der Pflanzen, das jeweilige Substrat zu durchwurzeln. Eindringwiderstände oberhalb von 4 kg/cm^2 deuteten dabei auf das Wurzelwachstum beeinflussende, wenn auch nicht zwangsläufig hemmende Faktoren hin (KOROTAEV 1992; DEXTER 1986). Die Ergebnisse der Wurzelauftnahmen decken sich mit den gewonnenen Resultaten zu den Eindringwiderständen erstaunlich gut. Weiterhin lassen die Erkenntnisse unter Berücksichtigung der Lagerungsdichten auf eine starke Abbindereaktion der Variante 1 im Bereich ab 100 cm Bodentiefe schließen. Die Scherfestigkeiten waren für eine solche Betrachtung nicht sehr aussagekräftig. Bei Variante 2 dürften die puzzolanischen Effekte die höheren Scherfestigkeiten ab 50 cm Bodentiefe verursachen. Daher sind trotz der sehr niedrigen Lagerungsdichten in beiden Stabilisat-Varianten keine Lockerschichten vorhanden. Die enorm hohen Scherfestigkeiten der Variante 1 bestätigten den Verdacht, dass es eventuell durch den höheren Anteil an SAV-Stabilisat zu einer starken Verfestigung gekommen ist. Damit wurden die plastischen Eigenschaften des Substrates vermindert. Im Fall der Variante 1 decken sich die Ergebnisse mit dem Resultat der Eindringwiderstände. Allerdings sind Ergebnisse der Eindringwiderstände als wesentlich aussagekräftiger zu beurteilen als die der Scherfestigkeiten.

Bodenwasserhaushalt

Die Gesamtporenvolumina betragen für die Stabilisat-Varianten 68,3 und 64,1 Vol.-% und waren damit sehr hoch. Der Höxterboden (Variante 3) hatte mit 46,9 % ein hohes Gesamtporenvolumen, der Oberboden Lüthorst wies mit 55,2 Vol.-% ein sehr hohes GPV auf (AG BODEN 2005). Der Unterboden Lüthorst hingegen, der als Ausgangssubstrat der Varianten 1 und 2 diente, zeigte nur ein mittleres GPV von 42,5 Vol.-%. Dies spiegelt sich auch in der Luftkapazität wider. Diese vor allem in größeren Bodentiefen wichtige Kennziffer für das Wurzelwachstum (GAERTIG et al. 2002; MURACH et al. 1993), ist bei allen Varianten mit rund 20 bis 25 % und bei dem Oberboden Lüthorst mit ca. 17 % hoch. Hier zeigt sich nun sehr deutlich die Wirkung des Zuschlags der Kraftwerksrückstände. Der Unterboden Lüthorst allein hätte mit nur 4,2 Vol.-% keine ausreichende Luftkapazität besessen, um ein gutes Pflanzenwachstum zu ermöglichen.

Die vertikale Wasserbewegung ist trotz des hohen Grobporenanteils geringer als in natürlichen Böden mit ähnlichen Kennwerten, wie Untersuchungen von PODLACHA (1999) an Boden-Stabilisatgemischen bestätigen. Des Weiteren erfolgte durch den Zuschlag der Stabilisate und des Kesselsandes, eine deutliche Erhöhung der nutzbaren Feldkapazität des

Ausgangssubstrates Unterboden Lüthorst von rund 7 Vol.-% auf 16 Vol.-%. Damit war die nFK der Stabilisat-Varianten ebenso hoch, wie die des Höxterbodens (Variante 3). Nachteilig ist die 0,5 m mächtige Schicht des Oberbodens Lüthorst mit einer nFK von 11,8 Vol.-% zu beurteilen. Durch das gegenüber den Substratvarianten verringerte pflanzenverfügbare Bodenwasser wurde die gewünschte hohe Verdunstungsleistung aller Varianten tendenziell negativ beeinflusst. Dies wird noch dadurch verstärkt, da der Oberboden den am intensivsten durch die Vegetation genutzten Bereich darstellt. Dies würde neben der sich noch entwickelnden Vegetation eine plausible Begründung für die sehr einheitlichen Resultate zur Gesamtverdunstung aller drei Varianten in den ersten zwei Versuchsjahren liefern.

Die ermittelte Porengrößenverteilung bildet nur den Zustand der Substrate bei der Probenentnahme ab. Durch zukünftige Konsolidierungsprozesse wird es in den nächsten Jahren noch zu Veränderungen im Grobporenraum kommen, die vor allem die Feldkapazitäten erhöhen werden (PODLACHA 1999). Allerdings könnten bei den Stabilisat-Varianten durch die Abbindereaktionen die gewünschten Entwicklungen der Zunahme der Mittel- und Feinporen verhindert werden. Unterstützt wird dieser Verdacht dadurch, dass kaum Setzungen der Stabilisat-Varianten beobachtet wurden. Die ermittelte Heterogenität der geschütteten Substrate zeigte, dass ein Vergleich mit natürlichen Böden nur eingeschränkt möglich ist. Dies bestätigen MEUSER (1996) sowie HOLLAND (1996), die technogene Substrate bzw. Stadtböden in Stuttgart untersuchten und ebenfalls sehr heterogene Porenraumverhältnisse in Bodenmaterialien aus Bodenaushub mit Aschen und Schlacken fanden. So zeigten sich für alle geschütteten Substrate beim Vergleich der tatsächlich gemessenen mit den aus der Bodenart und Lagerungsdichte abgeleiteten Bodenkennzahlen (AG BODEN 2005) deutlich geringere Werte für die FK und nFK. Dieses Ergebnis bestätigt auch MELCHIOR (2006).

Die Ergebnisse der mit Tensiometern erfassten Saugspannungen in verschiedenen Bereichen des Gehölzfeldes ergaben für Variante 3 kaum erhöhte Bodenwasserspannungen für das Jahr 2007. Bei Variante 1 mit 50 % Stabilisat sowie Variante 2 mit 25 % Stabilisat hingegen zeigten sich häufig erhöhte Bodenwasserspannungen bis in 120 cm Bodentiefe, vor allem im Bereich der Gehölze. Negative Wasserspannungen, die nach WATTENDORF ET AL. (2005) auf Staunässe hindeuten, wurden nicht ermittelt. Leicht erhöhte Bodenwasserspannungen in den Stabilisat-Varianten 1 und 2 weisen auf ein mögliches osmotisches Potenzial durch den Salzgehalt hin, ein Nachteil für das Wachstum der Vegetation konnte aber nicht beobachtet werden. Die für Variante 3 gemessenen hohen Saugspannungen in der Tiefe von 160 und 190 cm im Bereich der Birken und Weiden können durchaus mit der Wasserausschöpfung durch die Vegetation erklärt werden. Das Gehölzfeld war 2 m mächtig und auf einem Planum aufgebaut. Bei vollständiger Durchwurzelung des Bodens könnte das Planum als Sperrschicht fungiert und zu einer erhöhten Durchwurzelungsintensität oberhalb geführt haben. Da die Wurzelauftnahmen im Bereich der Eichen (ca. 120 cm Wuchshöhe) schon bis 2 m Bodentiefe eine Durchwurzelung ergaben, könnte dies gerade im Bereich der höherwüchsigen Gehölze (Weiden 200 cm und Birken 300 cm Wuchshöhe) der Fall sein.

Weiterhin fielen die Lysimeter der Variante 3 im Juli 2007 trocken, womit eine Erhöhung der Bodenwasserspannung bzw. die Reduzierung des Bodenwassergehalts in dieser Tiefe erklärt werden kann.

Vegetation

Ab Juli 2005 wurde ein geschlossener, wüchsiger Grasbestand etabliert. Die mittleren Biomassen lagen um 60 dt/ha und waren über alle Varianten hoch. Es handelt sich demnach bei dem Versuchsfeld um einen ertragreichen Grünlandstandort (BECKER 1995; SPATZ 1994; OPITZ 1994). Die Anwuchsraten der Gehölze waren sehr hoch, ab Frühjahr 2007 konnten enorme Zuwachsraten beobachtet werden. WATTENDORF (2001a) sowie WATTENDORF UND SOKOLLEK (2000) bestätigen, dass nach Aussaat standortangepasster Arten die Vegetationsbestände innerhalb kurzer Zeit (2-3 Jahre) einen hohen Deckungsgrad erreichen. Andere krautige Arten aus der Umgebung können zusätzlich einwandern. Dies war für die Gewährleistung der gewünschten hohen Verdunstungsleistung der Vegetation auf dem Lysimeterfeld der Deponie Lüthorst entscheidend, wobei die Nährstoffversorgung der Gräser und Krautigen als gerade noch ausreichend einzustufen war. Da aber keine Mangel-Symptome beobachtet wurden, wird von keinem negativen Einfluss auf die Biomasseentwicklung und somit auf das Transpirationsvermögen der Vegetation geschlossen. Das Ergebnis deckt sich mit den geringen Substratgehalten bezüglich der Nährstoffe, daher sollte zukünftig eine stärkere Düngergabe erfolgen.

Die Resultate der Bonitur des Wachstums der Bäume auf dem Gehölzfeld ergaben keinen durch die unterschiedlichen Substrate im Unterboden der Varianten hervorgerufenen Unterschied. Weder bei Variante 1, aus 30 % Unterboden Lüthorst- 50 % Stabilisat- 20 % Kesselsand, noch bei Variante 2 aus 55 % Unterboden- 25 % Stabilisat- 20 % Kesselsand oder bei Variante 3, dem Höxterboden, lies sich ein Effekt auf das Wachstum der Gehölze ableiten. Der Vergleich mit den geernteten Biomassen bestätigt dies, dort wurden ebenfalls keine signifikanten Unterschiede zwischen den drei Varianten im Aufwuchs erfasst. Die in den Abschnitten zum Bodenwasserhaushalt und zur Bodenmechanik gewonnen Erkenntnisse deuten darauf hin, dass es in den Stabilisat-Varianten zu möglichen Hemmungen des Wurzelwachstums kommt. Dies ließ sich am Aufwuchs der Biomassen auf dem Lysimeterfeld und der Bäume auf dem Gehölzfeld nicht bestätigen. Allerdings zeigten die Zuwachsraten und Wuchshöhen der Bäume auf den Lysimetern deutliche Unterschiede. Die Erklärung lag in der Lysimetermethode selbst begründet, da die Bäume auf dem Gehölzfeld bei vertikaler Hemmung des Wurzelwachstums horizontal einen großen Bodenbereich erschließen können, ist dies in den Lysimetern aufgrund der seitlichen Begrenzung nicht möglich.

Die Aufgrabungen und Wurzelaufnahmen im September 2007 bestätigten Ergebnisse der bodenmechanischen Untersuchungen. Es ergaben sich für Variante 1 deutliche Wachstumshemmungen der Wurzeln ab einer Bodentiefe von 90 bis 100 cm. Der relativ abrupte Wechsel von starker Durchwurzelungsintensität in der Tiefe 70 bis 80 cm zu dem

wurzelfreien Bereich deutet dabei auf eine Sperrschicht hin. Da die Rohdichte bei nur $0,86 \text{ g/cm}^3$ lag, kann von einer durch den Flugaschenanteil in den Stabilisaten verursachten Abbindereaktion, die zu erheblichen Verfestigungen geführt hat, ausgegangen werden. Toxische Ursachen oder hemmende Wirkungen durch pH-Wert Änderungen können aufgrund der Ergebnisse der Variante 2 und aus Erkenntnissen zur Begrünung reiner Stabilisate hingegen ausgeschlossen werden (vgl. SALO ET AL. 1999 und 1997). Wurzelwachstumshemmungen durch Sauerstoffmangel konnten aufgrund der hohen Luftkapazitäten ebenfalls ausgeschlossen werden. Für Variante 2 ergab sich eine Durchwurzelung bis 180 cm, für Variante 3 bis 200 cm Bodentiefe, also über die gesamte Bodenhöhe des Gehölzfeldes. Die Ergebnisse der Aufgrabungen aus dem Gehölzfeld, lassen sich aufgrund des gleichen Aufbaus auf die Lysimeter übertragen. Bei Variante 3 ist aufgrund der höheren Schichtmächtigkeit von 2,4 m in den Lysimetern mit einer kompletten Durchwurzelung bis auf diese Tiefe zu rechnen. Eventuelle Wasserwegbarkeiten wie Randumläufigkeiten an der Grenzschicht Lysimeterwand und Substrat können für Variante 1 aufgrund der starken Abbindeprozesse nicht ausgeschlossen werden. Die damit einhergehende geringe Plastizität des Substrates und die sehr geringen Lagerungsdichten sowie der hohe Grobporenanteil verstärken diesen Verdacht.

Die Erkenntnisse zeigen, dass Rekultivierungsschichten eine deutlich höhere Mächtigkeit, als der mindestens geforderte eine Meter nach Deponieverordnung (2002) benötigen. Wurzelgrabungen an Gehölzen und krautigen Pflanzen von KUTSCHERA UND LICHTENEGGER (2002; 1992) ergaben selten Durchwurzelungstiefen unterhalb von 2 m. Weiterhin bestätigen dies die eigenen Ergebnisse, vor allem für die Variante 2 und 3. Schon nach 2 Jahren wurden Wurzeln in 2 m Bodentiefe gefunden. Daher müsste eigentlich eine Mindestmächtigkeit von 2 m für Rekultivierungsschichten gefordert werden. Gerade bei locker geschütteten sandigen und schluffigen Böden in Verbindung mit Gehölzen sollten eher 3 m Mächtigkeit in Betracht gezogen werden (ALDINGER ET AL. 1996). Besonders für Wasserhaushaltsschichten, die eine hohe Wasserspeicherfähigkeit der eingesetzten Böden verlangen und somit Substrate mit hohem Schluffanteil benötigen, treffen diese Schlussfolgerungen zu. Die Konsequenz wäre dann ein enorm hoher Bedarf an qualifizierten Boden- bzw. Abdeckmaterialien.

Klima

Der Standort Deponie Lüthorst ist mit Windgeschwindigkeiten, die im Jahresmittel zwischen 3,9 und 4,2 m/s liegen (10 m Höhe) enorm windexponiert. Im Zuge der Auswertung der Windgeschwindigkeiten konnte statistisch abgesichert der „Insel“- oder auch „Oaseneffekt“ durch Aufstellen der Lysimeter in der Landschaft ausgeschlossen werden. Die korrekte Anlage des Versuchsfeldes und der homogene Bewuchs auf dem Lysimeterfeld sind ursächlich hierfür.

Ab Herbst 2006 ergaben sich insgesamt stark erhöhte mittlere Lufttemperaturen. Seit April 2007 kamen hierzu noch überdurchschnittlich hohe Niederschläge. Allgemein lässt sich

daher auf eine erhöhte Transpiration durch die Vegetation schließen. Die mit dem Hellmann Niederschlagsschreiber erfassten Niederschläge ergaben für 2005 geringer als erwartet 750 mm. Für 2006 lag dieser mit 634 mm sogar nochmals niedriger, allerdings ist für das Jahr 2007 der Niederschlag bis zum 13.11.2007 mit 990 mm bereits deutlich höher als in den Vorjahren. Erwartet werden für das ganze Jahr ein Gesamtniederschlag von bis zu 1.100 mm. Die zusätzliche Niederschlagserfassung zeigte für die bodeneben erfassten Niederschläge deutlich höhere Werte von 10 % bei einer Auffanggröße von 100 cm² und 21 % bei Standardauffangfläche (200 cm²). Für die in 1 m Aufstellhöhe gemessenen Niederschläge mit kleinerer Auffangfläche ergaben sich dagegen im Vergleich zum Hellmann Niederschlagsschreiber Abweichungen von -7 bis -15,8 %. Alle Abweichungen wurden statistisch abgesichert. Die Ergebnisse decken sich auch mit anderen Untersuchungen in der Literatur (u. a. NIESSING 2005; SCHEER 2001; PODLACHA 1999; RICHTER 1995; SOKOLLEK 1983). Hervorgerufen werden diese Differenzen nach Auffassung der Autoren durch die Abnahme der Windgeschwindigkeit in Bodennähe. Nach HÄCKEL (2005) nimmt diese von 100 cm auf 5 cm um ca. 50 % ab, ebenso der Windfehler. PODLACHA (1999) weist auf eine Korrelation zwischen Windgeschwindigkeit und Differenzen in der Niederschlagserfassung in unterschiedlichen Höhen hin.

Sickerwasserquantitäten

Generell zeigte sich innerhalb der drei Varianten ein sehr homogenes, zusätzlich statistisch abgesichertes, Bild. Die Gesamtverdunstung in Prozent des Niederschlags über den gesamten Versuchszeitraum liegt für Variante 1 bei etwa 71,5 %, für Variante 2 bei rund 75 % und der Variante 3 bei fast 83 %. Die aus dem Niederschlag und dem Sickerwasser berechneten realen Verdunstungen von 650 bis 820 mm/a lagen deutlich höher als die Literaturwerte (vgl. u. a. MELCHIOR ET AL. 2007; ROTH ET AL. 2005; FRITSCH 1998; WERNER ET AL. 1997 und BAUMGARTNER 1987). Obwohl der Standort Deponie Lüthorst mit bodenebenen Niederschlägen von 800 bis 1.000 mm/a für eine Wasserhaushaltsschicht als ungeeignet erscheint, deuten die Ergebnisse der ersten Versuchsjahre auf verhältnismäßig geringe Sickerwassermengen von 140 bis 240 mm/a hin. Allein Variante 1 scheint im extrem niederschlagsreichen Jahr 2007 den Anforderungen nicht gerecht zu werden. Dies liegt besonders an dem gehemmten Wurzelwachstum und der damit verringerten Wasserschöpfung der Pflanzen. Zukünftig dürfte aber für Variante 2 und 3 bei größerem Einfluss der Gehölze mit noch höheren Sickerwasserreduzierungen zu rechnen sein.

WATTENDORF ET AL. (2005) erfassten Sickerwasserraten von 100 bis 400 mm/a bei Niederschlägen von knapp 500 bis 890 mm/a. Wie bei den eigenen Ergebnissen stellte der Betrachtungszeitraum die Anfangsjahre der Untersuchung dar, daher ist mit einer Verringerung der Sickerwasserrate mit zunehmender Etablierung der Vegetation und der Gehölze zu rechnen. HENKEN-MELLIES UND SCHWEIZER (2007) geben bei Wasserhaushaltsschichten mit 1,5 bzw. 2,0 m Mächtigkeit Sickerwasserraten von 150 bis 200 mm/a bei Niederschlägen zwischen 540 bis 870 mm an. Die Autoren bezweifeln die Möglichkeit, dass die im Entwurf zur IDepV genannte Zielsetzung, ≤ 10 % des Niederschlags als Sickerwasser

zu erlauben, eingehalten werden kann. Weiterhin wird auch die Zunahme der Winterniederschläge der letzten Jahre von HENKEN-MELLIES UND SCHWEIZER (2007) als negativ bezüglich dieser Zielsetzung beurteilt. Der zweite Entwurf der IDepV-2 (2007) verschärft nochmals durch Einführung der maximalen Sickerwassermenge von 60 mm/a diese Problematik. EKO-PLANT (2006) erreichen mit Wasserhaushaltsschichten aus Klärschlammern auf der Insel Norderney im siebten Versuchsjahr Sickerwasserraten von nur 10 mm/a bei 940 mm/a Niederschlag. Außer in den beiden Anfangsjahren 1998/1999 wäre die Forderung des 1. Entwurfs der IDepV-1 (2007) eingehalten worden.

Zum weiteren Vergleich der Sickerwasserraten der eigenen Untersuchungen wurden aus BEHLING (2006 und 2007a) Ergebnisse verschiedener Testfeldstandorte in tabellarischer Form zusammengestellt. BEHLING (2006 und 2007a) führte hierzu eine Literaturstudie zu langjährigen Lysimeter- und Testfeldergebnissen durch. Dabei gibt der Autor für den Bewuchs überwiegend Grünland an. In Anlehnung an BEHLING werden die Ergebnisse nach Exposition in südlich exponierte Testfelder und übrige eingeteilt. Neben dem Niederschlag (NS) wird in Tabelle 7.3-1 die Sickerwasserrate unterhalb der Rekultivierungsschichten (RS) und die Durchsickerung der mineralischen Dichtungen (MD) in mm/a als Mittelwert über mehrere Jahre angegeben.

Tabelle 7.3-1 zeigt für Standorte mit höheren Niederschlägen deutlich erhöhte Sickerwasserraten. Auch für die Durchsickerung der mineralischen Dichtung wurden Sickerwasserraten über 100 mm erfasst. Es zeigt sich, dass die eigenen Ergebnisse, obwohl die Großlysimeter erst seit 2005 betrieben werden, im unteren Bereich der Sickerwasserraten der übrigen Testfeldergebnisse anzusiedeln sind. BEHLING (2007a) gibt für geschädigte mineralischen Dichtungen sogar Durchsickerungsraten von 100 bis 200 mm/a an, bei intakten Dichtungen wurden in der Regel 30 mm/a Sickerwasserrate erfasst. HUBER ET AL. (2002) ermittelten an 17 mineralisch gedichteten bayerischen Deponien Sickerwasserraten von bis zu 250 mm/a und kommen für den Zeitraum 1995 bis 2001 auf 15 % Sickerwasseranfall aus dem Jahresniederschlag. Entsprechend gehen auch EGLOFFSTEIN UND BURKHARDT (2002) für mineralische Abdichtungen von hohen Durchsickerungsraten von bis zu 15 % des Jahresniederschlages aus. Dies wird auch von anderen Studien mit mineralischen Abdichtungen bestätigt (GRÖNGRÖFT ET AL. 2002; URBAN-KISS UND RETTENBERGER 2002). Langzeituntersuchungen verschiedener mineralischer Dichtungsbauweisen zeigten hinsichtlich ihres Durchsickerungsverhaltens nach nur 3 Jahren eine signifikante Durchsickerung wie z.B. im Falle der heute vielfach in Oberflächenabdichtungen von Deponien eingesetzten Bentonitmatte mit mehr als 50 mm/a (Melchior et al. 2006). Folglich können bei zunehmender Transpiration und Interzeption durch die Gehölze auf der Deponie Lüthorst Sickerwasserraten erwartet werden, die im Bereich der Durchsickerung mineralischer Dichtungen liegen. Dies ist insofern plausibel, da von einer Schädigung der mineralischen Dichtung ausgegangen werden muss (HENKEN-MELLIES UND GARTUNG 2002; MELCHIOR et al. 2002; MELCHIOR UND VIELHABER 2002; RAMKE et al. 2002; ZEH UND WITT 2002; MAIER-HARTH UND MELCHIOR 2001).

Tab. 7.3-1: Ergebnisse von Lysimeter- und Testfelduntersuchungen bezüglich relevanter Sickerwasserraten (BEHLING 2006 und 2007a).

Deponie	Niederschlag in mm/a	Durchsickerung Rekultivierungsschicht (RS) in mm/a	Durchsickerung mineralische Dichtung (MD) in mm/a	Durchsickerung RS in Prozent des NS	Durchsickerung MD in Prozent des NS
südlich exponierte Testfelder					
Monte Scherbelino TF 1	628	37		5,9	
Leonberg TF 1	707	203		28,7	
Karlsruhe West TF 2	817	326	18	39,9	2,2
Karlsruhe West TF 3	817	326		39,9	
Monte Scherbelino TF 3	628	24	24	3,8	3,8
Im Dienstfeld E35	860	200		23,3	
Monte Scherbelino TF 4	628	35		5,6	
Heinersgrund TF 1	797	324		40,7	
Monte Scherbelino TF 2	628	71	6	11,3	1,0
Breiner Moor TF 1	794	262		33,0	
Kienberg TF 1	663	389		58,7	
Kienberg TF 2	663	192		29,0	
Kienberg TF 3	663	236		35,6	
Kienberg TF 4	663	216		32,6	
Kienberg TF 5	663	186		28,1	
Kienberg TF 6	663	282		42,5	
Im Dienstfeld E50	947	322		34,0	
Karlsruhe West TF 1	819	160	107	19,5	13,1
nördlich, östlich und westlich exponierte Testfelder					
Am Stempel	668	106		15,9	
Heinersgrund TF 2	797	362		45,4	
Nadelwitz TF 2	680	258	8	37,9	1,2
Georgswerder F 1	865	319	81	36,9	9,4
Georgswerder F 2	865	291		33,6	
Georgswerder F 3	865	315		36,4	
Georgswerder S 1	865	356	65	41,2	7,5
Georgswerder S 2	865	314		36,3	
Georgswerder S 3	865	356	95	41,2	11,0
Nadelwitz TF 3	641	213		33,2	
Nadelwitz TF 1	641	231		36,0	
Nadelwitz TF 4	680	204		30,0	
Nadelwitz TF 5	680	231		34,0	
Nadelwitz TF 6	641	231		34,0	
gesamte Deponie					
Gallenbach	787	-	102	-	13,0

BEHLING (2007b) stellt auch Ergebnisse aus jüngeren Testfelduntersuchungen dar, wobei er jeweils die Extremjahre mit der geringsten und höchsten Sickerwasserrate präsentiert. Dabei zeigt sich, dass bei Niederschlägen über 800 mm/a wie sie auf der Deponie Lüthorst vorkommen, bis auf drei Ausnahmen, Sickerwassermengen von 300 bis über 600 mm/a unter der Rekultivierungsschicht anfielen.

Unter der Betrachtung der Durchsickerung der Testfelder und der möglichen Schäden der mineralischen Dichtungen stellt sich die Frage ob eine Verschärfung, wie im zweiten Entwurf

der IDepV-2 (2007) vorgesehen, sinnvoll ist oder ob nicht im Rahmen der Entscheidungsfindung wieder etwas mehr Spielraum zugestanden werden sollte. Logische und für den Deponiebetreiber auch die rechtlich sicherste Konsequenz wäre ansonsten eine Regeldichtung mit allen Nachteilen aufzubringen ohne den Zeitraum nach der Nachsorge zu berücksichtigen.

Sickerwasserqualitäten

Neben den pH-Werten, die im Bereich pH 5,5 bis 7,0 lagen, wurden die elektrischen Leitfähigkeiten der Perkolate betrachtet. Hier ergaben sich für die Stabilisate deutlich erhöhte Werte, die zu Versuchsbeginn für Variante 1 bei 50 mS/cm und bei Variante 2 bei 20 mS/cm lagen, aber sehr schnell abnahmen. Eine starke Korrelation mit dem ähnlich verlaufenden Chloridgehalt konnte nachgewiesen werden. Weiterhin wurden Korrelationen der ELF mit den Parametern Magnesium, Kalium und für die unterschiedlichen Stickstoffverbindungen ermittelt. Für Variante 3 lag die Leitfähigkeit über den gesamten Versuchszeitraum bei 1,8 bis 2,0 mS/cm. Die Sulfatgehalte waren bei allen drei Varianten hoch.

Da bei den Parametern Chlorid, Sulfat und Leitfähigkeit die Grenzwerte nach DEP V Anh. 5 (2002) überschritten werden, wurde in Kapitel 7.2.6 eine Trendprognose bei diesen Parametern durchgeführt. Dabei wurde für die Parameter Leitfähigkeit und Chlorid das exponentielle Modell ausgewählt, da es das höchste Bestimmtheitsmaß aufzeigte. Dieser Kurvenverlauf schien auch aus theoretischer Sicht plausibel. Für die Leitfähigkeit und den Chloridgehalt ergeben sich demnach recht schnell Werte, die tolerierbar wären. Als Grenzwert wurde für Chlorid 100 mg/l in Anlehnung an STEGMANN ET AL. (2006) angenommen. Die Autoren wählten 100 mg/l als Kriterium zur Entlassung von Deponien aus der Nachsorge, da dieser als Grenzwert nach Anhang 51 der Abwasserverordnung (1996) für die Direkteinleitung gilt. Im Rahmen des BBODSCHV (1999) ist Chlorid nicht geregelt. Bezüglich der Überschreitungen der Sulfat- und Chloridgehalte sowie korrespondierend damit der elektrischen Leitfähigkeit ist speziell für den Standort „ehemaliger Gipstagebau Lüthorst“ der Aspekt der geogenen Hintergrundbelastung zu berücksichtigen. Neben der BBODSCHV (1999) enthält hierfür ebenso der Anhang 5 der DEP V (2002) Regelungen zu regional erhöhten Hintergrundwerten. Es zeigt sich, dass zum einen der anvisierte Chloridgehalt von 100 mg/l im Bereich des geogenen Hintergrundwertes des Standorts liegt, zum anderen zeigen die ELF-Werte für das Grundwasser deutlich höhere Leitfähigkeiten als die DEP V (2002) für Eluate der Rekultivierungsmaterialien zulässt. Daher würde eine Leitfähigkeit von 1,2 bis 2,0 mS/cm den geogenen Hintergrundwert der Region widerspiegeln. Folglich müsste die Trendregression korrigiert werden, die Werte würden erheblich früher eingehalten. Ebenso trifft dies auf den Sulfatgehalt zu. Unter dem Aspekt der geogenen Hintergrundbelastung der Deponie Lüthorst scheint dem Zuschlag von Kraftwerksrückständen zur Optimierung einer Rekultivierungsschicht bezüglich des möglichen Stoffaustrages mit dem Sickerwasser nichts entgegen zu stehen. Weiterhin kann ein negativer Einfluss der Kraftwerksrückstände auf die Funktionen der Rekultivierungsschicht aufgrund der Ergebnisse zumindest für Variante 2 ausgeschlossen werden.

8 Zusammenfassung

Zentrales Ziel der Studie war die Überprüfung der Eignung von Kraftwerksrückständen zur Verbesserung der Rekultivierungsschicht. Damit verbundene Zielsetzung war auch die Ermittlung des Sickerwasserreduzierungspotenzials durch Optimierungen der Bodeneigenschaften, Begrünung und Vegetation. Dafür wurden auf der Deponie in Lüthorst, etwa 10 km westlich von Einbeck in Niedersachsen, Versuchsfelder mit Großlysimetern aufgebaut. Der vorhandene tonige Unterboden des ehemaligen Gipstagebaus Lüthorst wurde durch Zuschlag von Stabilisaten und Kesselsand aus Steinkohlefeuerungsanlagen konditioniert. Es erfolgte die Anlage von sechs Großlysimetern mit 3 m Höhe und 2 m² Oberfläche. Für eingehende Betrachtungen des Wurzelwachstums wurde neben dem Lysimeterfeld ein Gehölzfeld aufgebaut.

Die in den Lysimetern, wie auch im Gehölzfeld eingebauten und im Rahmen der vorliegenden Arbeit untersuchten drei Varianten waren:

- **Variante 1** (Lysimeter 1.1 + 1.2): Unterboden Lüthorst (30 %) - Stabilisat Lüthorst (50 %) - Kesselsand (20 %),
- **Variante 2** (Lysimeter 2.1 + 2.2): Unterboden Lüthorst (55 %) - Stabilisat Lüthorst (25 %) - Kesselsand (20 %),
- **Variante 3** (Lysimeter 3.1 + 3.2): Unterboden Hötterau.

Alle Varianten bestanden in den obersten 0,5 m aus dem Oberboden Lüthorst, der zu Beginn des Tagebaus getrennt vom Unterboden abgeschoben worden war und wie dieser als Haufwerk außerhalb des eigentlichen Deponiegeländes zwischengelagert wurde.

Die der Arbeit zugrunde liegenden Erhebungen erfolgten von Januar 2005 bis November 2007. Die Ergebnisse der Lysimeteruntersuchungen auf der Deponie in Lüthorst zeigen ein enormes Potenzial der Sickerwassermengenreduzierung durch die begrünte Rekultivierungsschicht. In Prozent des Niederschlags ausgedrückt ergaben sich Verdunstungsleistungen für:

- Variante 1 (Lysimeter 1.1 + 1.2) von 72 %,
- Variante 2 (Lysimeter 2.1 + 2.2) von 76 %,
- Variante 3 (Lysimeter 3.1 + 3.2) von 83 %.

Die aus den ermittelten Klimadaten und Sickerwasserschüttungen errechneten realen Verdunstungen waren mit 650 bis 820 mm/a sehr hoch. Als Basis wurde der bodeneben gemessene Bestandsniederschlag verwendet. Die Sickerwasserraten lagen zwischen 140 und 240 mm/a. Allein bei Variante 1 wurde im extrem niederschlagsreichen Jahr 2007 ein deutlich höherer Sickerwasseranfall von über 300 mm/a gemessen. In 2007 zeigte sich der für die Reduzierung des Sickerwasseranfalls wesentliche Einflussfaktor, die Vegetation.

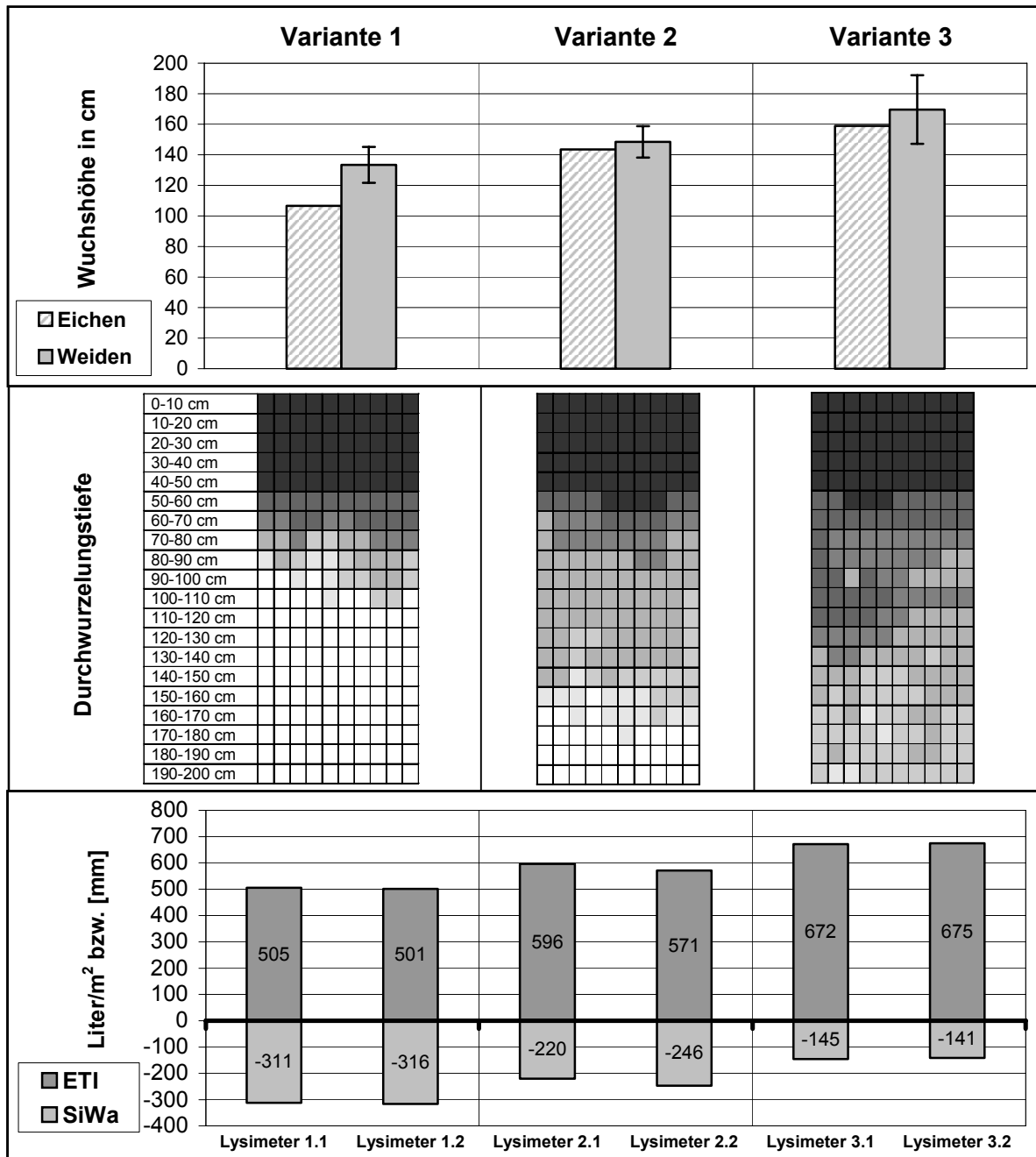


Abb. 8-1: Wuchshöhen der Bäume auf den Lysimetern und Durchwurzelungstiefe (09/2007) im Vergleich zum Sickerwasseranfall (SiWa) und der Verdunstung (ETI) für den Zeitraum 04/2007 bis 13.11.2007 (NS = 816 mm).

Abbildung 8-1 zeigt deutlich die Abhängigkeit des Sickerwasseranfalls der Varianten vom Bewuchs und der Durchwurzelung der Substrate und damit der Wasserausschöpfung der Vegetation aus der Rekultivierungsschicht. Dargestellt sind die Wuchshöhen der Gehölze auf den Lysimetern, die erfassten Durchwurzelungstiefen und -intensitäten, sowie die Aufteilung des Niederschlages von 816 mm in Sickerwasser und reale Gesamtverdunstung für die dritte Untersuchungsperiode April bis 13.11.2007.

Die bodenmechanischen Untersuchungen ergaben für die Stabilisat-Varianten geringe Lagerungsdichten. Die mechanischen Eindringwiderstände zeigten für Variante 1 deutliche wurzelhemmende Verhältnisse an, bei Variante 2 wurden lediglich erhöhte Werte erfasst. Grundsätzlich hatten alle unverdichtet eingebauten Substrate ein hohes Gesamtporenvolumen und eine hohe Luftkapazität. Die nutzbare Feldkapazität des Unterbodens Lüthorst wurde von 7 Vol.-% durch Zuschlag der Kraftwerksrückstände bei den Varianten 1 und 2 auf 16 Vol.-% erhöht. Die Variante 3 besaß ebenfalls eine nFK von 16 Vol.-%, der Oberboden Lüthorst allerdings nur von knapp 12 Vol.-%. Ebenso wurde die Luftkapazität des Unterbodens durch den Zuschlag der Stabilisate von rund 4 auf über 23 Vol.-% erhöht.

Die Untersuchung des Wurzelwachstums der Gehölze erfasste erhebliche Unterschiede zwischen den Substraten (Abbildung 8-1). Für Variante 1 ergab sich eine durch Abbindeprozesse der Flugaschenanteile hervorgerufene Sperrschicht in 90 bis 100 cm Bodentiefe, während für Variante 2 durch den geringeren Stabilisatanteil eine Durchwurzelung bis 180 cm Tiefe nachgewiesen wurde. Variante 3 war über die gesamte Bodenhöhe des Gehölzfeldes von 200 cm durchwurzelt.

Die Bodensubstrate waren nur mäßig mit Nährstoffen versorgt, es zeigte sich ebenso in den Gehalten der untersuchten Biomassen eine geringe bis ausreichende Nährstoffversorgung. Trotzdem waren die geernteten Biomassen der oberirdischen Vegetation bei nur einem Schnitt mit 60 dt/ha hoch. Die Gehölze zeigten ebenfalls ein enormes Wachstum, so dass ein stark transpirierender mehrstufiger Bestand in nur 3 Jahren etabliert wurde, der seine völlige Leistungsfähigkeit aber erst in mehreren Jahren erreichen wird.

Zur Darstellung des Wasserhaushaltes erfolgten ausführliche geländeklimatologische Untersuchungen. Dabei ergaben sich statistisch abgesicherte systematische Niederschlagsmessfehler zwischen bodenebener Erfassung und der in 1 m Auffanghöhe von 10 bis 21 %. Zwischen den verschiedenen Auffangflächengrößen in 1 m Höhe wurden je nach Exposition und Lage auf der Deponie Lüthorst statistisch abgesicherte Unterschiede von 7 bis 16 % ermittelt. Alle Angaben beziehen sich dabei auf den Gesamtzeitraum der Betrachtung. An einzelnen Tagen wurden innerhalb der Wiederholungen und auch zwischen den Standorten erhebliche höhere Streuungen erfasst.

Für die Parameter Chlorid, Sulfat und Leitfähigkeit wurden für Variante 1 und 2 die Grenzwerte nach Anhang 5 der Deponieverordnung (2002) sowohl im Eluat als auch in den Perkolaten der Lysimeter überschritten. Aufgrund der geogenen Hintergrundbelastung des Standortes im ehemaligen Gipstagebau des Zechsteins sind die Werte aber unter diesem Aspekt zu bewerten. So liegen die erhöhten Sulfatgehalte aller Varianten im Bereich der lokalen Hintergrundgehalte. Die elektrische Leitfähigkeit, für die eine hoch signifikante Korrelation zum Chloridgehalt im Perkolat nachgewiesen wurde, sinkt mit diesem sehr schnell auf Werte des lokalen Hintergrundgehaltes ab, wie auch die durchgeführten Trendregressionen zeigten.

9 Schlussbetrachtung

Zahlreiche Hausmüll- und Industrieabfalldeponien werden in naher Zukunft stillgelegt oder befinden sich in der Stilllegung. Im Rahmen der Schließung ist eine geeignete Oberflächenabdichtung auf die Deponie aufzubringen. Das Ziel ist eine möglichst nachsorgefreie Sicherung und Verwahrung zu schließender Deponien. Der Gesetzgeber hat deshalb einen Regelaufbau für eine Deponieoberflächenabdichtung vorgesehen. Aufgrund der Kritik von zahlreichen Fachleuten wurden und werden zunehmend Alternativen gesucht, die die Kriterien bezüglich der Langzeitsicherheit und der geforderten Nachsorgefreiheit erfüllen. Dieser Prozess wurde mit den Ergebnissen zu erheblichen Schäden an mineralischen Tondichtungen verstärkt. Die unter bau- und ingenieurtechnischen Vorgaben betrachteten Oberflächenabdichtungssysteme werden daher zunehmend mit den in der Natur vorkommenden sickerwasserarmen Ökosystemen verglichen und es stellte sich bereits heraus, dass die Rekultivierungsschicht einen erheblichen Beitrag zur Langzeitsicherheit und zur Entlastung der darunter liegenden technischen Bauwerke liefern kann. Das System Rekultivierungsschicht und Bewuchs reduziert die Sickerwassermenge und hält diese konstant. In einigen Gebieten Deutschlands kann es die Sickerwasserentstehung nahezu vollständig verhindern. Wesentliche Einflussfaktoren sind dabei neben den Boden- und Substrateigenschaften, der Bewuchs und das Klima.

Ziel der vorliegenden Arbeit war im Rahmen der Untersuchungen zur Optimierung einer Rekultivierungsschicht mit Kraftwerksrückständen, die anfallenden Sickerwassermengen unterhalb einer Rekultivierungsschicht durch Optimierungen der Bodeneigenschaften, Begrünung und Vegetation nachhaltig zu minimieren. Dafür sind auf der Deponie der GfR mbH in Lüthorst, etwa 10 km westlich von Einbeck in Niedersachsen, Versuchsfelder mit Großlysimetern aufgebaut worden. Diese im nördlichen Solling-Vorland liegende Region zeichnet sich durch hohe Niederschläge von 800 bis 900 mm pro Jahr aus.

Die Deponie Lüthorst ist nach bergrechtlichem Planfeststellungsbeschluss mit einer mineralischen Tondichtung und 1,5 m Rekultivierungsboden abzudecken. Die Deponie Lüthorst erfüllt die Anforderungen der DK I der DEPv (2002). Der vorhandene tonige Unterboden des ehemaligen Gipstagebaus Lüthorst eignet sich nicht für eine qualifizierte Rekultivierungsschicht. An Rekultivierungsschichten werden in der Deponieverordnung allerdings nur geringe Anforderungen gestellt. Aufgrund der berechtigten Kritik an der mineralischen Dichtung und den z. T. hohen Sickerwasserraten in Testfeldern wurde im Rahmen des Feldversuchs der wenig geeignet erscheinende Unterboden durch Zuschlag von Stabilisaten und Kesselsand aus Steinkohlefeuerungsanlagen konditioniert. Da eine Vergleichsvariante aus reinem Unterboden abwegig erschien, wurde ein hochwertiger Rekultivierungsboden aus der Weseraue untersucht. Dieser Boden würde unter Nichtberücksichtigung des Bedarfs an finanziellen Mitteln den Idealfall für eine Rekultivierungsschicht darstellen.

Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Durch den Zuschlag der Kraftwerksrückstände wurde der vorhandene tonige Unterboden bezüglich des pflanzenverfügbaren Bodenwasservorrats, der Luftkapazität und anderer Bodenkennzahlen mehr als deutlich verbessert. Die nFK des Unterbodens wurde von 7 auf 16 Vol.-% erhöht.
- Der parallel getestete Rekultivierungsboden und die Variante 2 mit 25 % Stabilisat waren nach 2,5 Jahren schon bis auf 2 bzw. 1,8 m durchwurzelt. Allerdings waren bei der Variante 1 mit 50 % Stabilisat durch verstärkte Abbindeprozesse das Wurzelwachstum hemmende Verfestigungen zu beobachten.
- Die Verdunstungsleistung der Rekultivierungssubstrate im Vergleich zum tatsächlich gefallenen Niederschlag von 870 bis 1.000 mm/a lag bei 72 bis 76 % des Niederschlags. Der hochwertige Rekultivierungsboden konnte 83 % des Niederschlags über den Versuchszeitraum zurückhalten. Die Sickerwasserraten lagen zwischen 140 und 240 mm, für Variante 1 wurden im niederschlagsreichen Jahr 2007 Werte über 300 mm gemessen.
- Die Erfassung des Klimas zeigte, dass der Standort Deponie Lüthorst stark windexponiert ist. Die Temperaturen waren seit Herbst 2006, die Niederschläge seit April 2007 im Vergleich zum langjährigen Mittel überdurchschnittlich hoch. Die Untersuchung zur Niederschlagserfassung zeigten bodeneben einen 21 % höheren Niederschlag sowie erhebliche Abweichungen, je nach Auffangfläche und Standort der Sammler.
- Die Vegetation entwickelte sich sehr schnell zu einem gut wüchsigen Grünlandstandort mit Erträgen von 60 dt/ha und Jahr. Bei den Gehölzen wurden hohe Anwuchsraten erzielt, große Zuwächse konnten für 2007 erstmals belegt werden. Die realen Verdunstungsleistungen von 690 bis 820 mm/a verdeutlichen die Leistungsfähigkeit der Vegetation.
- Die Eluatkonzentrationen der Ausgangssubstrate und der Perkolate zeigten Überschreitungen bei allen Varianten für Sulfat und die elektrische Leitfähigkeit. Bei den Stabilisat-Varianten wurde auch der Grenzwert für Chlorid überschritten. Während die Sulfatkonzentrationen konstant blieben, gingen die Chloridgehalte ebenso wie die Leitfähigkeiten sehr schnell zurück.

Interessant ist, dass die Bodenkennwerte zum Wasserhaushalt der Gemische sowie des Unterbodens aus der Weseraue in der Regel 4 Vol.-% unter den abgeleiteten Kennwerten aus Bodenart und Lagerungsdichte nach AG BODEN (2005) liegen. Gerade bei der Simulation und Modellierung des Wasserhaushaltes einer Oberflächenabdichtung oder einer Komponente anhand von Bodenkennzahlen muss dieser Aspekt ebenso wie die möglichen Niederschlagsverteilungen berücksichtigt werden. Dies bestätigen auch Untersuchungen von GERLACH (2007), der eine Anpassung von Modellen durch reale Testfeld- und Lysimeterfeld-

ergebnisse für zwingend notwendig erachtet. Die Ergebnisse zu den Bodenkennwerten zeigen weiterhin zwischen allen drei Varianten keinen wirklichen Unterschied. Im Rahmen einer Modellierung wären annähernd die gleichen Ergebnisse entstanden.

In der Realität traten aber erhebliche Abweichungen auf. So zeigten die bei den Aufgrabungen gemessenen Verfestigungen sowie die Aufnahmen der Durchwurzelungstiefen und -intensitäten deutliche Unterschiede zwischen den drei Varianten. Die Durchwurzelung der einzelnen Varianten erklären die Ergebnisse der Sickerwasserreduzierung sehr eindrucksvoll. Vor allem seit Anfang 2007 wird dieser Unterschied durch die erhöhte Sickerwasserrate bei Variante 1 sehr deutlich. Es zeigte sich, dass der Einfluss der Vegetation entscheidend für die Sickerwasserreduzierung ist. Variante 2 erreicht wie auch Variante 3 in kurzer Zeit enorme Verdunstungsleistungen, so dass bei zunehmendem Einfluss der Gehölze mit weiteren Leistungssteigerungen zu rechnen ist. Ein immergrüner Gehölzanteil würde diesen Effekt nochmals positiv verstärken und sollte in Erwägung gezogen werden. Bei einer großtechnischen Umsetzung sollte des Weiteren der mit einer recht niedrigen nutzbaren Feldkapazität ausgestattete Oberboden Lüthorst geringmächtiger dimensioniert und zusätzlich mit Komposten verbessert werden.

Die lokal erhöhten Hintergrundwerte des im Zechstein liegenden ehemaligen Gipstagebaus, die sich auch in der Grundwasserbeschaffenheit zeigen, ermöglichen eine Verwendung der Kraftwerksrückstände in der Rekultivierungsschicht der Deponie Lüthorst. Abzuleiten aus den Ergebnissen ist, dass Variante 2 mit 25 % Stabilisatanteil als qualifizierte Rekultivierungsschicht oder mit mehrschichtiger Vegetation als Wasserhaushaltsschicht geeignet erscheint, zukünftig die Niederschläge am Standort Deponie Lüthorst nahezu vollständig zurückzuhalten. Ein gewisser Betrag an Sickerwasser wird besonders in Extremjahren wie 2007 allerdings entstehen. Dies ist aber auch bei den so genannten Regelsystemen, vor allem den mineralischen Abdichtungen der Fall. Weiterhin muss berücksichtigt werden, dass durch Fräsen, Mischen und Befüllen sowie anschließendem Aufsättigen der Lysimeter zu Versuchsbeginn die Stoffgehalte in den Sickerwässern stark erhöht wurden. Eine Genehmigungsbehörde sollte aber die langfristig zu erwarteten Frachten und nicht erhöhte Anfangsgehalte zur Bewertung heranziehen.

Auch in anderen Regionen, wie z.B. Standorten mit weniger als 700 mm/a Niederschlag würden kaum Sickerwässer und damit Belastungen durch die Stabilisate anfallen. Des Weiteren könnten im Zuge des Aufbaus des Oberflächenabdichtungssystems, bei bestehender Sickerwasserfassung und Behandlung der jeweiligen Deponie, die Spitzenbelastungen bezüglich des Parameters Chlorid zu Anfang abgefangen werden. Grundsätzlich müsste auch diskutiert werden, ob bei Gewinn an prognostizierbarer Langzeitsicherheit und Nachsorgefreiheit und damit zukünftig geringeren Emissionen eine temporäre Überschreitung für Chlorid gerechtfertigt wäre. Dabei würde die Anfangsüberschreitung mittels Monitoring überwacht, während nach Versagen anderer Abdichtungen die zukünftigen Emissionen nach der Nachsorgephase nicht kontrolliert wären.

Die Erkenntnisse zur Durchwurzelung zeigen, dass Rekultivierungsschichten eine deutlich höhere Mächtigkeit, als den mindestens geforderten einen Meter nach der Deponieverordnung (2002) benötigen. Besonders für Wasserhaushaltsschichten, die eine hohe Wasserspeicherfähigkeit der eingesetzten Böden verlangen und somit Substrate mit hohem Schluffanteil benötigen, treffen diese Schlussfolgerungen zu. Die Konsequenz wäre dann ein enorm hoher Bedarf an qualifizierten Bodenmaterialien, die ohne eine sinnvolle Verwendung von Abfallstoffen und Produktionsrückständen im Rahmen der Kreislaufwirtschaft nicht verfügbar wären. Stabilisate können einen wichtigen Beitrag für die Standsicherheit locker geschütteter Wasserhaushalts- und Rekultivierungsschichten leisten. Weiterhin ermöglichen sie durch Optimierung der hydrologischen Bodenparameter den Einsatz des Unterbodens Lüthorst zum Zweck einer Deponierekultivierung und forstlichen Wiedereingliederung in die Landschaft. Damit leistet die Verwertung der Stabilisate im Zuge einer Rekultivierung bzw. einer Deponieabdeckung einen wesentlichen Beitrag zur Ressourcenschonung.

Für die Langzeitsicherheit und Nachsorgefreiheit stellt die Rekultivierungsschicht die entscheidende Komponente eines Oberflächenabdichtungssystems dar. Als Wasserhaushaltsschicht fungiert eine qualifizierte Rekultivierungsschicht immer, auch wenn sie definitionsgemäß häufig erst zur Wasserhaushaltsschicht bei Versagen der unter ihr liegenden Dichtungsschichten wird. Dass diese irgendwann versagen ist unstrittig. Daher sollten entweder technische Bauwerke errichtet werden, die wie Straßen, Brücken und Gebäude überwacht, gewartet und bei Bedarf erneuert werden oder es sollten sinnvolle an die natürlichen Verhältnisse angepasste Lösungen gesucht werden, die eben nicht wie technische Bauwerke einfach normiert werden können. Eine Sukzession der Vegetation auf einer Rekultivierungsschicht hin zu einem Wald wird immer erfolgen. Daher wird eine Schädigung der unter der wie auch immer gearteten Rekultivierungsschicht liegenden technischen Komponenten stattfinden. Eine unbegrenzte Haltbarkeit technischer Bauwerke ist nicht gegeben, daher ist die einzig unbegrenzt haltbare Komponente die „Rekultivierungsschicht + Bewuchs“. Die auf der Deponie Lüthorst gewonnenen Erkenntnisse liefern gute Ansätze für eine sinnvolle Gestaltung und Etablierung einer qualifizierten Rekultivierungsschicht mit einer mehrschichtigen Vegetation und damit zur langfristigen und nachhaltigen Wiedereingliederung der Deponie in die Landschaft.

10 Summary

Main issue of this study is to analyse the suitability of residues of spray absorption (SDA product) to improve a restored vegetation layer. Besides that, the analysis examines the potentials to reduce the volume of leachate by means of an optimisation of soil conditions as well as restoration and vegetation. For this, a test field including macro-scale lysimeter had been installed on a landfill in Lüthorst (Germany). The existing clayey subsoil of the former gypsum opencast mining had been improved through a supplement of residues of the coal combustion, the SDA product, and boiler sand. To reach the objectives of the study, the installation of six macro-scale lysimeter, which are 3 meter high and have a surface area of 2 square meters, had been taken place in autumn 2004. This lysimeter system had been used to obtain leachate data and to give an overview of the evapotranspiration efficiency of a restored vegetation layer. Beside the lysimeter test field a tree field had been build up to analyse the root growth.

A detailed examination of the following variants, which were built up on the lysimeter as well as the tree test field, took place:

- variant 1 (lysimeter 1.1 and 1.2): subsoil Lüthorst (30 %) - SDA product (50 %) - boiler sand (20 %),
- variant 2 (lysimeter 2.1 and 2.2): subsoil Lüthorst (55 %) - SDA product (25 %) - boiler sand (20 %),
- variant 3 (lysimeter 3.1 and 3.2): alluvial subsoil.

All variants were covered with a layer of 0.5 meter by the topsoil from the former gypsum mining site, Lüthorst. A comparison variant, which contains the clayey subsoil Lüthorst of the former gypsum opencast mining had not been used. Instead of this variant a high quality restoration alluvial soil from the floodplain near the city of Höxter had been preferred as variant 3. This decision had been made, because this soil represents the ideal soil for a restored vegetation layer by non-observance of the financial investments.

The analysis was carried out over a period of nearly three years, from January 2005 until November 2007. The results of the lysimeter tests show an enormous potential of leachate reduction due to the restored vegetation layer. For each of the three examined variants, the following evapotranspiration performance, in percent of the precipitation, had been reached over the survey period:

- variant 1 (lysimeter 1.1 and 1.2): 72 %
- variant 2 (lysimeter 2.1 and 2.2): 76 %
- variant 3 (lysimeter 3.1 and 3.2): 83 %.

The real evapotranspiration (plus interception), which had been calculated from recorded climate conditions and the recorded volume of seepage of water, was with 650 to 820 mm per year extremely high. Base for this calculation was the ground even measured precipitation. The leachate rates, which were generated, differ from 140 up to 240 mm per year. During the extreme rainy year 2007, only for variant 1 there had been recorded a higher amount of leachate from over 300 mm per year. In 2007, the influence of the vegetation on the leachate reduction was immense, which shows once more the direct impact as well as the importance of a functional optimized vegetation layer.

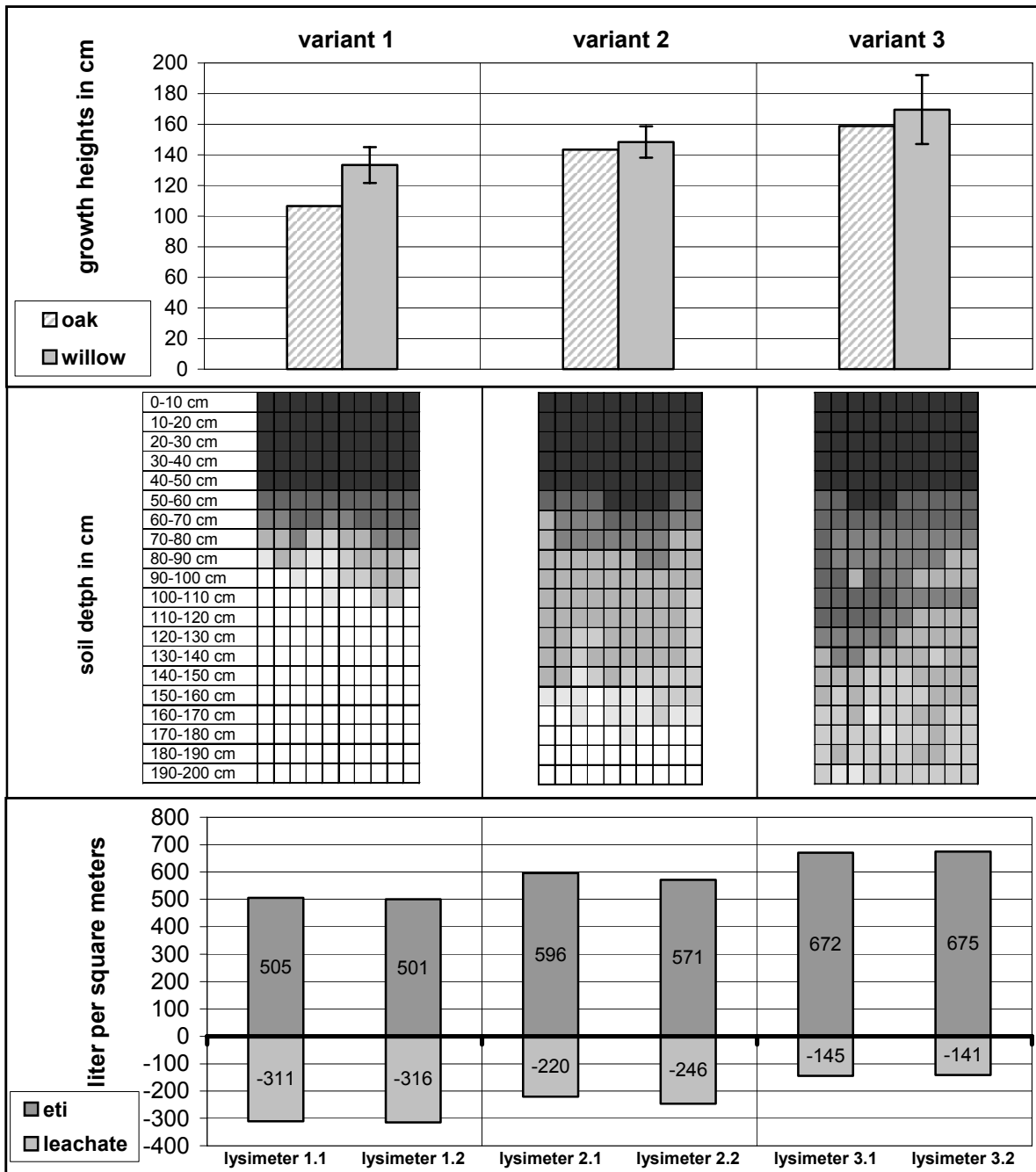


fig. 10-1: Heights of the trees, depth of the roots and precipitation subdivided into leachate and evapotranspiration plus interception in 2007.

Figure 10-1 shows clearly for every variant in 2007 the dependency between the amount of leachate, the vegetation and the root intensity of the substrate, and attached to that, the water uptake from the plant root system from the restored layer.

The soil mechanical survey indicates a low degree of compaction for those variants, which contain residues of the coal combustion. The mechanical soil penetration resistance showed distinctive impediments to root growth conditions for variant 1, for variant 2 only slightly higher results had been determined. In principle, all of the non-compacted installed substrate, the variants as well as the topsoil, possess a high total pore volume and a high air capacity. The utilizable field capacity of the subsoil Lüthorst had been 7 Vol.-%. Through the supplement of the residues of spray absorption the utilizable field capacity of variants 1 and 2 had been increased up to 16 Vol.-%. For variant 3 an utilizable field capacity of also 16 Vol.-% had been observed, for the topsoil Lüthorst an utilizable field capacity of only 12 Vol.-% had been measured. Besides that, the air capacity of the subsoil had been also increased from 4 up to 23 Vol.-% by the supplement of the residues of spray absorption.

The investigation of the root growth of the trees proofed immense differences between the substrates (figure 10-1). For variant 1 a blocked layer in a depth of 90 to 100 cm had been discovered, which can be lead back to the pozzolanic reaction of the residues of the flue gas desulphurisation. In contrast to this result, for variant 2 a root growth in to a soil depth of 180 cm was provable and that is basically due to the use of a lower amount of the SDA product. Variant 3 showed a deep root growth in the tree test field over the whole investigated soil depth of 200 cm.

The soil substrate was only moderate provided with nutrient. A low to sufficient nutrient were also recorded for the analysed biomass. Nevertheless, the harvested biomass of the aboveground vegetation was with 60 dt/ha high, especially if taken into account that only one cut was made. The trees also showed an enormous growth, so that multi-layered and strong transpiring vegetation had been established in only three years. The vegetation layer will show his full potential and efficiency not until a couple of years.

In addition to the soil mechanical study detailed landscape associated climatologically analysis to describe the water balance were carried out. This survey proofed significant differences between the ground even measured precipitations and the measured precipitations in 1 m height. The systematic error of precipitation measurements over the whole study period lay between 10 to 21 %. Also statistical secured differences from 7 to 16 % had been determined for the different precipitations collections surfaces in 1 m heights, depending on the exposition and the position of the particular precipitation measuring system on the landfill Lüthorst.

The content of the parameter chloride, sulphate and electrical conductivity in the variants 1 and 2 exceeded the limited value of the German landfill draft (2002) in the eluate as well as

in the leachate of the lysimeter. Distinctive conclusions cannot be drawn without a closer look at the local geological background, especially because of the position of the landfill Lüthorst in a former gypsum opencast mining of the Zechstein. The increased sulphate content of all variants is similar to the local background contents. The electrical conductivity, for which a high significant correlation to the content of chloride in the leachate had been detected, drops quite fast and reaches the local background content in a short period of time. This result is also valid for chloride and been proven by the trend regression. The local higher background contents of the chemical-physical parameter are also recognisable in the composition of the groundwater of the region, so that the use of residues of the coal combustion in a restored layer appears possible.

Diverted from the results, the variant 2 with 25 % residues of the coal combustion appears to be the most effective variant to support a qualified restored layer or work, combined with multi-layered vegetation, as qualified water balance layer without any mineral liner. In the future, it seems possible that variant 2 is able to hold back most of the precipitation, which falls at the landfill of Lüthorst. But a certain amount of leachate will always appear, especially in extreme years like 2007. In fact, this is also verifiably for standard landfill surface seals. The study's findings provide qualified basics to establish a convenient arrangement of a qualified restored layer combined with multi-layer vegetation und from there, for a sustainable and long-term reintegration of the landfill Lüthorst into the landscape.

11 Literaturverzeichnis

- ABFABLV (2001): Abfallablagerungsverordnung. Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen und über biologische Abfallbehandlungsanlagen vom 20. Februar 2001, BGBl I, S. 305; geändert durch Verordnung vom 24. Juli 2002, BGBl. I, S. 2807.
- ABFG (1986): 2. Abfallbeseitigungsgesetz, Gesetz über die Vermeidung und Entsorgung von Abfällen. BGBl I, S. 1410, berichtigt S. 1501.
- ABFG (1972): 1. Abfallbeseitigungsgesetz, BGBl I, S. 593.
- ABFKLÄRV (1992): Abfall-Klärschlammverordnung vom 15. April 1992, BGBl I, S. 912, zuletzt geändert durch § 11 Absatz 2 der Verordnung vom 24. Juli 2002, BGBl I, S. 2373.
- ABWV (1996): Abwasserverordnung. Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer, Anhang 51: Oberirdische Ablagerung von Abfällen.
- ABFVWV ZUM GW-SCHUTZ (1990): Erste allgemeine Abfallverwaltungsvorschrift über Anforderungen zum Schutz des Grundwassers bei der Lagerung und Ablagerung von Abfällen vom 31. Januar 1990. GMBI. 1990 S. 74, S. 886.
- ABOUKHALED, A., ALFARO, A. UND SMITH, M. (1982): Lysimeters. In: Irrigation and Drainage Paper, No. 39, Ed.: FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rom.
- AG BODEN (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, 5. Aufl., E. Schweizerbartsche Verlagsbuchhandlung, Hannover.
- AKS (2003): Forstliche Standortaufnahme. Arbeitskreis Standortkartierung in der Arbeitsgemeinschaft Forsteinrichtung, 6. Aufl., IHW-Verl., Eching bei München.
- AK STOK (1985): Forstliche Wuchsgebiete und Wuchsbezirke in der BRD. Arbeitskreis Standortkartierung in der Arbeitsgemeinschaft Forsteinrichtung, Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup.
- ALBRICH, H. (2007): E DIN 19528 und E DIN 19529. Eignung für bundesweite Anwendung gegeben? Vortrag, 10. Baustoff-Recycling-Tag, 11. Oktober 2007, Filderstadt.
- ALEWELL, C. (1998): Investigation sulfate sorption and desorption of acid forest soils with special consideration of soil structure. In: Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Heft 161, S. 73-80.
- ALDINGER, E.; SEEMANN, D. UND KONNERT, V. (1996): Wurzeluntersuchungen auf Sturmwurfflächen 1990 in Baden-Württemberg, Mitt. Ver. Forstl. Standortkunde u. Forstpflanzenzüchtung, Heft 38, S. 11 - 24.
- AMBERGER, A. (1996): Pflanzenernährung. Verlag E. Ulmer, Stuttgart.

- ARLT, K. J. UND WOLSFELD, N. (2000): Zielsetzung und Feldversuchaufbau für vergleichende Wasserhaushaltsbetrachtungen in alternativen Oberflächenabdichtungen für Halden der Stahlindustrie. In: Egloffstein et al. (Hrsg.): Oberflächenabdichtung von Deponien und Altlasten 2002. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 125, Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- BACKHAUS, K.; ERICHSON, B.; PLINKE, W. UND WEIBER, R. (2006): Multivariate Analysemethoden: eine anwendungsorientierte Einführung. 11. Aufl., Springer, Berlin [u. a.].
- BAMMBAUER, H. U. (1988a): Schadstoff-Immobilisierung in Stabilisaten aus Braunkohlenaschen und REA-Produkten. 1. Mineralreaktionen und Gefügeentwicklung; Chloridfixierung. Fortschritte der Mineralogie, Band. 66, Heft 2, Stuttgart, S. 253-279.
- BAMMBAUER, H. U. (1988b): Schadstoff-Immobilisierung in Stabilisaten aus Braunkohlenaschen und REA-Produkten. 2. Schwermetall-Fixierung, Bilanzen. Fortschritte der Mineralogie, Band 66, Heft 2, Stuttgart, S. 281-290.
- BANNICK, C.; EBERLE, S. UND RUDEK, R. (2001): Sickerwasserprognose – ein neues Instrument zur Abschätzung der Grundwassergefährdung beim Aufbringen schwach kontaminierter Materialien auf Böden. In: Altlastenspektrum, Heft 1/2001, S. 3.
- BAUMEISTER, W. UND ERNST, W. (1978): Mineralstoffe und Pflanzenwachstum. Verlag Gustav Fischer, Stuttgart.
- BAUMGARTNER, A. UND LIEBSCHER, H. (1987): Allgemeine Hydrologie. Verlag Gebrüder Borntraeger, Berlin.
- BBergG (1980): Bundesberggesetz vom 13. August 1980, BGBl. I S.1310 und BGBl. III 750-15, zuletzt geändert durch Sechstes Gesetz zur Reform des Strafrechts vom 26. Januar 1998, BGBl. I S. 164, 187.
- BBODSCHV (1999): Bundesbodenschutz – und Altlastenverordnung vom 12. Juli 1999, BGBl. I S. 1554.
- BBODSCHG (1998): Bundes-Bodenschutzgesetz. Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten vom 17. März 1998, BGBl. I, S. 502, zuletzt geändert am 23. Dezember 2004, S. 3758.
- BECKER, S. (1995): Das Aufkommen und die derzeitige Verwertung der anfallenden Biomasse aus der Pflege von Naturschutzgebieten in Hessen. Diplomarbeit, Fachgebiet Landschaftsökologie und Naturschutz, Universität Kassel, Witzenhausen.
- BEHLING, D. (2007a): Die Gleichwertigkeit von Deponie-Oberflächenabdichtungen vor dem Hintergrund bundesweiter Testfelduntersuchungen. 18. Nürnberger Deponieseminar, Veröffentlichungen des LGA-Grundbauinstitutes, Heft 86, April 2007, Nürnberg.
- BEHLING, D. (2007b): Wie wirksam sind Deponie-Oberflächenabdichtungen? Ergebnisse bundesweiter Testfelduntersuchungen. Tagungsbeitrag, 17. Karlsruher Deponie- und Altlastenseminar, Oktober 2007, Karlsruhe.
- BEISECKER, R. (1994): Einfluss langjährig unterschiedlicher Bodenbearbeitungssysteme auf das Bodengefüge, die Wasserinfiltration und die Stoffverlagerung eines Löß- und eines Sandbodens. Dissertation, Justus-Liebig-Universität, Gießen.

- BERGMANN, W. (1993): Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- BERGMANN, W. UND NEUBERT, P. (1976): Pflanzendiagnose und Pflanzenanalyse. VEB Gustav Fischer Verlag, Jena.
- BERGS, C.G. UND RADDE, C.A. (2002): Abfallablagerungsverordnung – 30. BImSchV – TA Siedlungsabfall. In Egloffstein et al. (Hrsg.): Oberflächenabdichtung von Deponien und Altlasten 2002. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 125, Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- BEREKOVEN, L.; ECKERT, W. UND ELLENRIEDER, P. (2006): Marktforschung: methodische Grundlagen und praktische Anwendung. 11. Aufl., Gabler, Wiesbaden.
- BERNSTEIN, L. (1970): Salt Tolerance of Plants. Agricultural Information Bulletin 283, USDA, USA.
- BERTRAM, U. (2003): Aktueller Stand der Überarbeitung der LAGA-Mitteilung 20: Abschluss und Rekultivierung von Deponien und Altlasten 2003. In: Egloffstein et al. (Hrsg.): Abschluss und Rekultivierung von Deponien und Altlasten 2003, Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 128, Erich Schmidt Verlag, Berlin, S. 159-180.
- BIOABFV (1998): Verordnung über die Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden vom 21. September 1998. BGBl. I 1998 S. 2955, zuletzt geändert am 20. Oktober 2006, S. 2298.
- BLUM, W. (2007): Bodenkunde in Stichworten. 6. Aufl., Gebr. Borntraeger Verlagsbuchhandlung, Berlin, Stuttgart.
- BLUME, H. (1992): Handbuch des Bodenschutzes. ECOMED Verlag, Landsberg/Lech.
- BLÜMEL, W.; MÜLLER-KIRCHENBAUER, A.; EHRENBERG, H. UND MAUBEUGE, K. V. (2002): Langzeituntersuchungen zur Wasserdurchlässigkeit von Bentonitmatten in Lysimetern. In: Egloffstein et al. (2002): Oberflächenabdichtung von Deponien und Altlasten 2002. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 125, Erich Schmidt Verlag, Berlin, S. 183-198.
- BMU (2004): Bundesregierung unterbindet Scheinverwertung auf Deponien. Pressemitteilung des Bundesministeriums für Umwelt, URL: <http://www.bmu.de/abfallwirtschaft/doc/print/6854.php>.
- BODE, R. (2005): Auslaugung anorganischer Schadstoffe aus Abfall- und Altlastenmaterialien. Vergleich von Lysimeterversuchen mit Ergebnissen gängiger Prognoseverfahren. Dissertation, Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultäten der Georg-August-Universität Göttingen, Göttingen.
- BÖNECKE, G. (2001): Verzicht auf Oberflächenabdichtungen durch forstliche Rekultivierung von Deponien – Deponiewald statt Oberflächenabdichtungen? In: Egloffstein et al. (Hrsg.): Oberflächenabdichtung von Deponien und Altlasten 2001. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 122, Erich Schmidt Verlag, Berlin, S. 263-280.

- BÖNECKE, G. (1997): Forstwirtschaftliche Aspekt der Rekultivierung kombinationsgedichteter Deponien. In: Egloffstein, T. und Burkhardt, G. (Hrsg.): Oberflächenabdichtung von Deponien und Altlasten 1997. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 103, Erich Schmidt Verlag, Berlin, S. 171-178.
- BÖNECKE, G. (1994): Forstwirtschaftliche Belange bei der Oberflächenabdichtung und Rekultivierung von Deponien. Schriftenreihe Angewandte Geologie, Heft 34, S. 409-425.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie: Grundzüge der Vegetationskunde. 3. Aufl. Verlag, Julius Springer, Wien.
- BRAUNS, J.; KAST, K.; SCHNEIDER, H.; KONOLD, W.; WATTENDORF, P. UND LEISNER, B. (1997): Forstwirtschaftliche Rekultivierung von Deponien mit TA Siedlungsabfallkonformer Oberflächenabdichtung. Handbuch Abfall, Band 13, Karlsruhe.
- BRECHTEL, H. M. (1984): Beeinflussung des Wasserhaushaltes von Mülldeponien. Müll-Handbuch, Kapitel 4.623, Berlin.
- BRECHTEL, H. M. (1978): Möglichkeiten der Steuerung des Wasserhaushaltes von Deponien durch Pflanzendecken. In: Jäger, B. und Keyser, R. (Hrsg.): Aktuelle Probleme der Deponietechnik. Abfallwirtschaft an der Technischen Universität Berlin.
- BRECHTEL, H. M. UND SCHEEL, G. (1982): Erwirtschaftung von Grundwasser durch Land- und Forstwirtschaftliche Maßnahmen. 4. Fortbildungslehrgang Grundwasser, Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau (DVWK), Bonn.
- BREDA, N.; GRANIER, A. UND AUSSENAC, G. (1995): Effects of thinning on soil and tree water relations, transpiration and growths in an oak forest. In: Tree Physiology, Vol. 15, p 295-306.
- BREH, W.; GIURGEA, V. UND HÖTZL, H. (2002): Langzeitbeobachtungen zum Verhalten einer verstärkten mineralischen Dichtungsschicht in einer kombinierten Oberflächenabdichtung. In: Ramke et al. (Hrsg.): Austrocknungsverhalten mineralischer Abdichtungsschichten in Deponie-Oberflächenabdichtungssystemen. Höxteraner Berichte zu angewandten Umweltwissenschaften, Band 3, Selbstverlag FH Lippe und Höxter, Höxter, S. 75-90.
- BROSIUS, F. (2006): SPSS 14: das mitp-Standardwerk; fundierte Einführung in SPSS und die Statistik. mitp-Verl., Heidelberg.
- BRÜCKELMEIER, W. UND RAABE, S. (2002): Alternative Oberflächenabdichtungen für Deponien. In: Wiemer, K. und Kern, M. (Hrsg.): Bio- und Restabfallbehandlung VI. Witzenhausen-Institut, Neues aus Forschung und Praxis, Verlag des Witzenhausen-Instituts, Witzenhausen, S. 821-828.
- BURGER, W. (2002): Wald als Rekultivierungsziel am Beispiel der Deponie Neuenburg – Ersatz für qualifizierte Dichtungssysteme? Können die Anforderungen der AbfAbIV und der DepV eingehalten werden? In: Egloffstein et al. (2002): Oberflächenabdichtung von Deponien und Altlasten 2002. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 125, Erich Schmidt Verlag, Berlin, S. 251-256.

- BVK (2003a): Baustoffe aus Steinkohlekraftwerken. Produktinformation 1, Bundesverband Kraftwerksnebenprodukte e.V., Ausgabe 10/2003, Düsseldorf.
- BVK (2003b): Sprühabsorptionsprodukte. Produktinformation 7, Bundesverband Kraftwerksnebenprodukte e.V., Ausgabe 10/2003, Düsseldorf.
- BVK (2003c): Wirbelschichtaschen. Produktinformation 6, Bundesverband Kraftwerksnebenprodukte e.V., Ausgabe 10/2003, Düsseldorf.
- BVK (2003d): Kesselsand. Produktinformation 5, Bundesverbands Kraftwerksnebenprodukte e.V., Ausgabe 10/2003, Düsseldorf.
- DEMMICH, J. (2006): Das Tongrubenurteil und Folgen (Urteil zur Fremdbodeneinlagerung in Abbaugruben). Vortrag anlässlich des 2. Rohstoffforums Mecklenburg-Vorpommern, 05. Juli 2006, Schwerin.
- DEMMICH, J. (1993): Mechanismen und angewandte Verfahren zur Verfestigung von Rückständen. VDI Bildungswerk, Handbuch Reststoffentsorgung, Unterschiedlicher Rauchgasreinigungssysteme, BW 1880.
- DEMMICH, J. (1990): Reststoffe aus Kohlekraftwerken. In: Müll und Abfall, Beihefte, Jahrgang 29, S. 9-11.
- DEMMICH, J. UND ZINGK, M. (2005): Überarbeitung der LAGA-Zuordnungswerte Boden – Spannungsfeld zwischen vorsorgendem Grundwasser- und Bodenschutz sowie der Kreislaufwirtschaft und Ressourcenschonung. Hamburger Bodenkundliche Arbeiten, Band 56, Verein zur Förderung der Bodenkunde in Hamburg, Hamburg, S. 37-50.
- DEPV (2002): Deponieverordnung. Verordnung über Deponien und Langzeitlager und zur Änderung der Abfallablagerversordnung vom 24. Juli 2002. BGBl I Nr. 52, S. 2807-2831, geändert durch Verordnung vom 26. November 2002, BGBl I S. 4417.
- DEPVERWV (2005): Deponieverwertungsverordnung. Verordnung über die Verwertung von Abfällen auf Deponien über Tage und zur Änderung der Gewerbeabfallverordnung vom 25. Juli 2005, BGBl. I, S. 2252.
- DEXTER, A. R. (1986): Model experiments on behaviour of roots at the interface between a tilled seed-bed and a compacted subsoil. In: Plant and Soil, Vol. 95, p 123-133.
- DIN EN 12457-1 (2002): Charakterisierung von Abfällen – Auslaugung; Übereinstimmungsuntersuchung für die Auslaugung von körnigen Abfällen und Schlämmen. Teil 1: Einstufiges Schüttelverfahren mit einem Flüssigkeits-/Feststoffverhältnis von 10l/kg für Materialien mit hohem Feststoffgehalt und mit einer Korngröße unter 4 mm (ohne oder mit Korngrößenreduzierung), Beuth Verlag, Berlin.
- DIN 38414-4 (1984): Teil 4. Bestimmung der Eluierbarkeit mit Wasser (S4). Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. Schlamm und Sedimente (Gruppe S).

- DUMBECK, G. (2001): Langjährige Erfahrungen aus den rekultivierten Braunkohletagebauen im Hinblick auf die Rekultivierung von Deponien. In: Maier-Harth, U. (Hrsg.): Oberflächenabdichtung und Rekultivierung von Deponien. 4. Deponieseminar des Geologischen Landesamtes Rheinland-Pfalz am 28.03.2001 in Mainz. Selbstverlag Geologisches Landesamt Rheinland-Pfalz, Mainz.
- DUNER, W.; IDEN, S.; GRONWALD, N. UND PETERS, A. (2004): Abschätzung von Sickerwasserkonzentrationen und mobilisierbaren Gehalten sorbierter Schadstoffe aus Elutionsversuchen. Langfassung der Beiträge zum SIWAP-Statusseminar, Karlsruhe.
- DUNN, S.M. AND MACKAY R. (1995): Spatial variation in evapotranspiration and the influence of land use on catchments hydrology. In: Journal of Hydrology (Amst) Vol.171 (1-2), p 49-73.
- DVWK (1996): Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen. Merkblatt 238/1996, Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V., Bonn.
- DVWK (1982): Quantifizierung des Niederschlag-Inputs von bewaldeten Einzugsgebieten. Sonderdruck der Hessischen Forstlichen Versuchsanstalt, Institut für Forsthydrologie, Hann. Münden.
- DVWK (1980): Empfehlungen zum Bau und Betrieb von Lysimetern. DVWK-Regeln zur Wasserwirtschaft, Heft 114, Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V., Hamburg und Berlin, S. 1-52.
- DWD (2007): Deutscher Wetterdienst. Persönliche Mitteilung. Abgabe 255/07, 14. und 16. August 2007.
- E-BVERWV (2007): Verordnung zur Regelung des Einbaus von mineralischen Ersatzbaustoffen in technischen Bauwerken und zur Änderung der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung. Erster Arbeitsentwurf, nicht innerhalb der Bundesregierung abgestimmt, BMU 13.11.2007, Bonn.
- EGLOFFSTEIN, T. UND BURKHARDT, G. (2004): Sicherung / Sanierung von Altdeponien - Gefahrenabwehr - contra Vorsorgeprinzip? Unterschiedliche Ansätze und Vorgehensweisen bei der Altlasten- und Deponiesanierung. In: Egloffstein et al. (Hrsg.): Abschluss und Rekultivierung von Deponien und Altlasten 2004. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 132, Erich Schmidt Verlag, Berlin, S. 283-308.
- EGLOFFSTEIN, T. UND BURKHARDT, G. (2002): Wissenschaftliche und ingenieurmäßige Bemessung contra starre Anforderungen - fachtechnische Anmerkungen und Alternativen jenseits der „Gleichwertigkeit“ nach DepV. In: Egloffstein et al. (Hrsg.): Oberflächenabdichtung von Deponien und Altlasten 2002. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 125, Erich Schmidt Verlag, Berlin, S. 77-113.
- EGLOFFSTEIN, T. UND BURKHARDT, G. (2001): Die Wasserhaushaltsschicht als „Ewigkeitskomponente“ für alle „mineralischen“ Oberflächenabdichtungen (Erdstoffdichtung, Bentonitmatte, Kapillarsperre)? In: Egloffstein et al. (Hrsg.): Oberflächenabdichtung von Deponien und Altlasten 2001. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 122, Erich Schmidt Verlag, Berlin, S. 317-351.

- EGLOFFSTEIN, T. UND BURKHARDT, G. (1997): Oberflächenabdichtung von Deponien und Altlasten 1997. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 103, Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- EGLOFFSTEIN, T. UND STURM, D. (2003): Der locker geschüttete Einbau von Wasserhaushalts- / Rekultivierungsschichten - Standsicherheit, Setzungsverhalten, baupraktische Erfahrungen. In: Egloffstein et al. (Hrsg.): Abschluss und Rekultivierung von Deponien und Altlasten 2003. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 125, Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- EGLOFFSTEIN, T.; BURKHARDT, G. UND CZURDA, K. (2006): Abschluss und Rekultivierung von Deponien und Altlasten 2006. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 140, Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- EGLOFFSTEIN, T.; BURKHARDT, G. UND CZURDA, K. (2004): Abschluss und Rekultivierung von Deponien und Altlasten 2004. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 132, Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- EGLOFFSTEIN, T.; BURKHARDT, G. UND CZURDA, K. (2003): Abschluss und Rekultivierung von Deponien und Altlasten 2003. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 128, Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- EGLOFFSTEIN, T.; BURKHARDT, G. UND CZURDA, K. (2002): Oberflächenabdichtung von Deponien und Altlasten 2002. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 125, Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- EGLOFFSTEIN, T.; BURKHARDT, G. UND CZURDA, K. (2001): Oberflächenabdichtung von Deponien und Altlasten 2001. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 122, Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- EGLOFFSTEIN, T.; BURKHARDT, G. UND CZURDA, K. (2000): Oberflächenabdichtung von Deponien und Altlasten 2000. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 119, Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- EGLOFFSTEIN, T., BURKHARDT, G. UND CZURDA, K. (1999): Oberflächenabdichtungen von Deponien und Altlasten 1999. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 116, Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- EGLOFFSTEIN, T., BURKHARDT, G. UND CZURDA, K. (1998): Oberflächenabdichtungen von Deponien und Altlasten 1998. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 109, Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- EGLOFFSTEIN, T., BURKHARDT, G. UND CZURDA, K. (1995): Oberflächenabdichtungssysteme für Deponien und Altlasten - Abdichtung oder Abdeckung?, Seminar des VDI-Bildungswerkes, Lehrstuhl für Angewandte Geologie der Universität Karlsruhe, Karlsruhe.
- EHLERS, W. (1996): Wasser in Boden und Pflanze. Dynamik des Wassergehalts als Grundlage von Pflanzenwachstum und Ertrag. Verlag E. Ulmer, Stuttgart.

- EHLERS, W. (1993): Kann Bodenbearbeitung zum Schutz des Bodens vor Verdichtung und Erosion beitragen? Mitteilungen Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft 72, S. 1447-1450.
- EHRMANN, O. (2006): Aktuelle Entwicklungen des europäischen Abfallrechts. In: Zeitschrift für Abfallrecht, Heft 1/2006, S.19 ff.
- EKO-PLANT GRUPPE (2006): Deponierrekultivierung mit Klärschlammerde. In: EKOPRESS, Ausgabe 02/2006, S. 4.
- ELLENBERG, H.; MAYER, R. UND SCHAUERMANN, J. (1986): Ökosystemforschung – Ergebnisse des Sollingprojekts. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart.
- ERNSTBERGER, H. (1987): Einfluss der Landnutzung auf Verdunstung und Wasserbilanz: Bestimmung der aktuellen Evapotranspiration von unterschiedlich genutzten Standorten zur Ermittlung der Wasserbilanz in unteren Mittelgebirgslagen Hessens. Verlag Beiträge zur Hydrologie Ilse Nippes, Kirchzarten.
- ERNSTBERGER H. UND SOKOLLEK V. (1984): Wie beeinflusst die Vegetation die Gebietsverdunstung ? In: Geowissenschaften Unserer Zeit, Heft 2, S. 59-65.
- EUWID (2007): BMU legt ersten Arbeitsentwurf für Bundesverwertungsverordnung vor.
URL: <http://www.euwid-recycling.de/>, [Stand 17.11.2007].
- FADER, H. (2007): Vergleich von Ergebnissen aus Säulenschnelltests – S4-Elutionen Feststoffuntersuchungen. Vortrag, 10. Baustoff-Recycling-Tag, 11.10.2007, Filderstadt.
- FINCK, A. (2007): Pflanzenernährung und Düngung in Stichworten. 6. Aufl., Gebr. Borntraeger Verlagsbuchhandlung, Berlin, Stuttgart.
- FINCK, A. (1969): Grenzwerte der Nährelemente in Pflanzen und ihre Auswertung zur Ermittlung des Düngebedarfs. In: Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Heft 119, S. 197-208.
- FLURY, M; YATES, M. V. AND JURY, W. A. (1999): Numerical analysis of the effect of the lower boundary condition on solute transport in Lysimeters. Soil Science Society of America Journal, Vol. 63, S. 1493-1499.
- FREY, W. UND LÖSCH, R. (1998): Lehrbuch der Geobotanik: Pflanze und Vegetation in Raum und Zeit. Gustav Fischer Verlag - Stuttgart; Jena; Lübeck; Ulm.
- FRITSCH, J. (1998): Energiebilanz und Verdunstung eines bewaldeten Hanges im Hochschwarzwald. Ber. Meteor. Inst. Univ. Freiburg, Nr. 1.
- GAERTIG T.; SCHACK-KIRCHNER, H.; HILDEBRAND, E. UND WILPERT, K. V. (2002): The impact of soil aeration on oak decline in south-western Germany. In: Forest Ecology and Management, Vol. 159 (1-2), p.15-25.
- GÄTH, S. (2003): Potenziale und Anforderungen an die Maximierung von Oberflächenwasserabfluss und Evapotranspiration. In: Wiemer, K. und Kern, M. (Hrsg.): Bio- und Restabfallbehandlung VII. Witzenhausen-Institut, Neues aus Forschung und Praxis, Verlag des Witzenhausen-Institutes, Witzenhausen.

- GÄTH, S. (2002): Mineralische Dichtungssysteme zur Abdeckung von Deponieoberflächen – oder: Was wir von unserer Haut lernen können. In: Wiemer, K. und Kern, M (Hrsg.): Bio- und Restabfallbehandlung VI. Witzenhausen-Institut, Neues aus Forschung und Praxis. Verlag des Witzenhausen-Institutes, Witzenhausen, S. 843-854.
- GDA-EMPFEHLUNG E 2-32 (2000): Gestaltung des Bewuchses auf Altdeponien. Empfehlungen Geotechnik der Deponien und Altlasten – Deutsche Gesellschaft für Geotechnik e.V., In: Bautechnik, Jahrgang 77, Heft 9/2000, S.627-629.
- GDA-EMPFEHLUNG E 2-31 (2000): Rekultivierungsschichten. Empfehlungen Geotechnik der Deponien und Altlasten – Deutsche Gesellschaft für Geotechnik e.V., In: Bautechnik, Jahrgang 77, Heft 9/2000, S.617-626.
- GERLACH, A. (2007): Wasserbilanzierung der Oberflächen-Abdichtung von Deponien unter Verwendung mathematischer Bilanzierungsmodelle. Dissertation, Fakultät Bauingenieur-, Geo- und Umweltwissenschaften der Universität Karlsruhe, Karlsruhe.
- GERLACH, A.; GIURGEA, V. UND HÖTZL, H. (2004): Übertragung von Lysimetermessungen auf ein größeres Umfeld unter besonderer Berücksichtigung der numerischen Wasserhaushaltsmodellierungen mit HELP®. GSF-Bericht 02/04, Neuherberg, S. 169-174.
- GfR (2000): Wasseruntersuchung Betriebsgelände Lüthorst, Stadt Dassel. Ergebnisse, Institut Fresenius, Darmstadt, im Auftrag der GfR mbH Würzburg.
- GfR (1986): Unterlagen der Gesellschaft für die Aufbereitung und Verwertung von Reststoffen mbH zum Gipstagebau Lüthorst und zum Planfeststellungsverfahren der Deponie Lüthorst, Würzburg.
- GIURGEA, I. UND HÖTZL, H. (2004): Langzeituntersuchungen von alternativen Oberflächenabdichtungssystemen in Großlysimetern, Deponie Karlsruhe-West. 15. Deponieseminar 2004, Veröffentlichungen des LGA-Grundbauinstitutes, Heft 82, Selbstverlag LGA-Grundbauinstitut, Nürnberg.
- GKH (2007): Technik im Dienst der Umwelt - Das Gemeinschaftskraftwerk Hannover. URL: http://www.enercity.de/include/Downloads/Publikationen/GK_Broschuere.pdf, [Stand: 25.10.2007].
- GLOMBITZA, F.; PINKA, J.; KAHNT, R.; PATZIG, A. UND RICHTER, J. (2006): Analyse mikrobiologischer Prozesse und Wechselwirkungen mit anorganischem Material zur Freisetzung und Fixierung von anorganischen Schadstoffen und modellhafte Darstellung der Ergebnisse zur Vervollständigung der Sickerwasserprognose. Schlussbericht BMBF-Vorhaben 02WP0514.
- GRATHWOHL, P. (2002): Aussagekraft von Untersuchungsverfahren zur Schadstoffbestimmung in Bodenmaterialien: Elutionsverfahren. 2. Kolloquium Rohstoffgewinnung und Umwelt, 30.01.2002, RWTH Aachen.
- GRATHWOHL, M. (1993): Energieversorgung. Verlag de Gruyter, Berlin.

- GROTHER, J. (2000): Umweltverträglichkeit von Kraftwerksreststoffen bei ihrem Einsatz im Landschaftsbau. Labor- und Lysimeteruntersuchungen unter besonderer Berücksichtigung von bodenhydrologischen Prozessen und anorganischen Stoffausträgen. Dissertation, EcoRegio Veröffentlichungen der Abteilung Landschaftsökologie am Geographisches Institut der Universität Göttingen, Heft 3, Göttingen.
- GRÖNGRÖFT, A.; GEBERT, J.; BERGER, K. UND MAAß, B. (2005): Verwendung von Baggergut als Material für die Dichtung von Deponien, den Deichbau, zur Verfüllung und zur Bodenverbesserung. In: Melchior, S. und Berger, K. (Hrsg.): Abfallverwertung bei der Rekultivierung von Deponien, Altlasten und Bergbaufolgelandschaften. Hamburger Bodenkundliche Arbeiten, Band 56, Selbstverlag des Vereins zur Förderung der Bodenkunde, Hamburg, S.209-223.
- GRÖNGRÖFT A.; TRESSELT, K.; BERGER, K.; MELCHIOR, S.; TÜRK, M. UND MIEHLICH, G. (2002): Austrocknungsverhalten einer mineralischen Oberflächenabdichtung aus Hafenschlick (I): Ergebnisse eines fünfjährigen Feldversuchs. In: Ramke et al. (Hrsg.): Austrocknungsverhalten mineralischer Abdichtungsschichten in Deponie-Oberflächenabdichtungssystemen. Höxteraner Berichte zu angewandten Umweltwissenschaften, Selbstverlag FH Lippe und Höxter, Höxter.
- HAMMANN, P. UND ERICHSON, B. (2000): Marktforschung. 4. Aufl., Lucius & Lucius, Stuttgart.
- HARTGE, K.H. UND HORN, R. (1999): Einführung in die Bodenphysik. 3. Aufl., Verlag F. Enke, Stuttgart.
- HÄCKEL, H. (2005): Meteorologie. Verlag E. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- HÄMMERLE, E. (1997): Ergebnisse der Aufgrabungen mineralischer Oberflächenabdichtungen. In: 13. Nürnberger Deponieseminar, Heft 76, Eigenverlag LGA.
- HÄMMERLE, E. UND LOTTNER, U. (1997): Ergebnisse der Aufgrabungen mineralischer Oberflächenabdichtungen. In: Egloffstein, T. und Burkhardt, G. (Hrsg.): Oberflächenabdichtung von Deponien und Altlasten 1997. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 103, Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- HÄUPLER, H. UND MUER, T. (2007): Bildatlas der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands, 2. Aufl., Ulmer, Stuttgart.
- HENKEN-MELLIES, U. UND GARTUNG, E. (2002): Wirksamkeit einfacher Deponie-Oberflächenabdeckungen: Langzeituntersuchung an einem Versuchsfeld in Aurach. In: Müll und Abfall, Heft 1/2002.
- HENKEN-MELLIES, U. UND SCWEIZER, A. (2007): Langzeituntersuchung mineralischer Oberflächenabdichtung. Ergebnisse der Testfelder auf der Deponie „Im Dienstfeld“/Bayern. In: Müll und Abfall, Heft 10/2007.
- HENZE, A. (1994): Marktforschung: Grundlage für Marketing und Marktpolitik. Ulmer, Stuttgart.
- Hock, B. und Elstner, E. (Hrsg.): Schadwirkungen auf Pflanzen, Wissenschaftsverlag, Mannheim.

- HOFMANN, H.; NIESSING, S. UND SCHMEISKY, H. (2003): Anforderungen an Bodenart und Bodenbevorratung von Deponien. In: Bio- und Restabfallbehandlung VII. In: Wiemer, K. und Kern, M. (Hrsg.): Witzenhausen-Institut, Neues aus Forschung und Praxis, Verlag des Witzenhausen-Institutes, Witzenhausen.
- HOLLAND, K. (1996): Stadtböden im Keuperland am Beispiel Stuttgarts. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte, Band 39, Universität Hohenheim, Stuttgart.
- HOLZLÖHNER, U. (1996): Rechnerische Abschätzung der Austrocknungsgefährdung von mineralischen Abdichtungsschichten in Deponieabdichtungssystemen. In: Czurda, K. und Stief, K. (Hrsg.): Oberflächenabdichtungssysteme für Deponien und Altlasten – Regelwerke oder alternative Systeme?, Schriftenreihe der Angewandten Geologie Karlsruhe (AGK), Band 45, Eigenverlag AGK, Karlsruhe.
- HUBER, W.; SCHATZ, S. UND QUENTIN, A. (2002): Statistische Auswertung des Sickerwasseranfalls auf bayerischen Deponien. Endbericht Projekt 3260, Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, Augsburg.
- IDEPV - INTEGRIERTE Deponieverordnung IDEPV-2 (2007): 2. Entwurf einer integrierten Deponieverordnung. BMU – Bundesministerium für Umwelt, 17. Oktober 2007, Bonn.
- IDEPV - INTEGRIERTE Deponieverordnung IDEPV-1 (2007): 1. Entwurf einer integrierten Deponieverordnung. BMU – Bundesministerium für Umwelt, 01. Oktober 2007, Bonn.
- IVU –RICHTLINIE (2001): Gesetz zur Umsetzung der UVP-Änderungsrichtlinie.
- JANSEN, J. UND LAATZ, W. (2007): Statistische Datenanalyse mit SPSS für Windows. 6. Aufl., Springer Verl., Berlin; Heidelberg.
- JORDAN, H. (2001): Erläuterungen zu Blatt Nr. 4124 Dassel. Geologische Karte von Niedersachsen 1:25000. Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Hannover.
- JUNGK, A. (1988): Toxikologie der Pflanzenernährung. In: Hock, B. und Elstner, E. (Hrsg.): Schadwirkungen auf Pflanzen, Wissenschaftsverlag, Mannheim.
- KALBE, U.; BERGER, W.; FREYAS, R. UND EBERLE, S. (2006): Reproduzierbarkeit von Säulenperkolationsversuchen – Empfehlungen für die Durchführung. In: Altlastenspektrum, Heft 15/2006, S. 310-315.
- KAMINSKY, R. & COLLISY, M. (2005): Verwertung mineralischer Abfälle durch Verfüllung von Abgrabungen – Aktuelle Entwicklungen durch das Tongrubenurteil des Bundesverwaltungsgerichts vom 14.04.2005, In: Müll und Abfall, Heft 11/, S. 580 - 584.
- KÄMPF, M. UND MONTENEGRO, H. (1999): Numerische Untersuchungen zum Aufbau von Oberflächenabdichtungssystemen. Schlussbericht, BMBF-Vorhaben, Förderkennzeichen 147 091 314, Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft der TU Darmstadt, Darmstadt.
- KASTANEK, F. (1995): Kritische Bemerkungen zur Verwendung von Lysimetern. BAL-Bericht über die 6. Gumpensteiner Lysimetertagung, Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft, Irdning, S. 93-102.

- KATZUR, J. UND GORA, E. (1986): Auswirkungen gestaffelter Gaben von Steinkohlenfilteraschen auf Boden, Pflanzenertrag und Mineraldüngung. In: Arch. Acker- und Pflanzenbau Bodenkunde, Heft 30, S. 301-309.
- KATZUR, J. UND LIEBNER, F. (1995): Erste Ergebnisse eines Großlysimeterversuches zu den Auswirkungen der Abraumsstrate und Aschemelioration auf Sickerwasserbildung und Stofffrachten der Sickerwässer auf den Kippen und Halden des Braunkohlebergbaus. 1. Mitteilung: Versuchsbeschreibung, Funktionskontrolle und physikalisch-chemische Parameter der Sickerwässer. In: Arch. Acker-Pfl. Boden, Vol. 39, S. 19-35.
- KERNDORFF, H.; KÜHN, S.; MINDEN, T.; ORLIKOWSKI, D. UND STRUPPE, T. (2006): Emissionsverhalten von Deponien und Identifikation von NA-Prozessen. In: Stegmann et al. (Hrsg.): Deponietechnik 2006. Hamburger Berichte Band 29, Verlag Abfall aktuell, Hamburg.
- KESSLER, H.; KRAUSE, S.; SCHRECK, J. UND WOLF, R. (2006): „Ziel 2020“ – Abfallwirtschaft im Umbruch. In: Müll und Abfall, Heft 6/2006, S. 316-322.
- KINDSMÜLLER, W. UND DREXLER, K. (2002): Unterschiedliche Herangehensweise der Fachbehörden bei Altablagerungen und Deponien - Kostengünstige und qualitative Abdeckung von Deponien. Beitrag zur BayFORREST-Tagung.
- KLAGHOFER, E. (1991): Bodenphysikalische Aspekte bei der Erfassung von gelösten Stoffen mit Hilfe von Lysimetern. BAL-Bericht über die 1. Gumpensteiner Lysimetertagung, Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft, Irdning, S. 19-23.
- KLETT, W. UND ZÜHLSDORFF, A. (2006): Geplante Änderung der Deponieverwertungsverordnung führt zu einer Verschärfung des nationalen Rechts. In: Müll und Abfall, Heft 9/2006, S. 488-490.
- KLOTZ, D.; HINREINER, G. UND SEILER, K.-P. (2001): Erfassung des Niederschlags – wichtigster Input für Lysimeteruntersuchungen. BAL-Bericht über die 9. Gumpensteiner Lysimetertagung, Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft, Irdning, S. 173-174.
- KLOTZ, D.; SCHRAMM, K.-W. UND MECKENSTOCK, R. (2005): Untersuchungen in Laboranordnungen und Freilandlysimetern zur Sickerwasserprognose. Teilprojekt 2., Schlussbericht BMBF-Vorhaben 02WP0219.
- KOLL, J. (2005): Bodenkundliche Grundlagen von Rekultivierungs- und Wasserhaushaltsschichten. Im Tagungsband: Fachgespräch zum Thema “Rekultivierungs-/Wasserhaushaltsschichten als mögliches Sicherungselement für Deponien.“, LfU Sachsen-Anhalt, Halle.
- KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN (2005): Bericht der Kommission an den Rat und das Europäische Parlament über die einzelstaatlichen Strategien zur Verringerung der zur Deponierung bestimmten, biologisch abbaubaren Abfälle gemäß Artikel 5 Absatz 1 der Richtlinie 1999/31/EG über Abfalldeponien.

- KONOLD, W. (1995): Anforderungen an die Rekultivierungsschicht beim Rekultivierungsziel Wald. - In: Egloffstein, T. und Burkhardt, G. (Hrsg.): Oberflächenabdichtungen von Deponien und Altlasten: Planung - Bau - Kosten, im Auftrag des Arbeitskreises Grundwasserschutz e. V. und der Überwachungsgemeinschaft Bauen für den Umweltschutz e. V., Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 103, S. 179 -188.
- KONOLD, W.; WATTENDORF, P. UND LEISNER, B. (1997): Anforderungen an die Rekultivierungsschicht beim Rekultivierungsziel „Wald“. In: Egloffstein, T. und Burkhardt, G. (Hrsg.): Oberflächenabdichtung von Deponien und Altlasten 1997. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 103, Erich Schmidt Verlag, Berlin, S. 179-188.
- KOROTAEV, A. (1992): Bodenverdichtung und Wurzelwachstum der Bäume, Forstarchiv, Band 63, S. 116 – 119.
- KOST, D. UND VIMMERSTEDT, J. (1992): Fly ash-amended resoiling materials: Establishing, growth and nutrition of tree seedlings in greenhouse. In: International Journal of Surface Mining and Reclamation, Vol. 6, p 39-46.
- KOSTECKI, K.; STEMMER, M. UND KRENN, A. (2001): Wurzelverteilung und mikrobielle Aktivität im Randbereich eines monolithischen Lysimeters. BAL-Bericht über die 9. Gumpensteiner Lysimetertagung, Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft, Irdning, S. 187-188.
- KRÄMER, L. (2003): Das sechste Umweltprogramm der EU. In: Zeitschrift für europäisches Umwelt- und Planungsrecht, Heft 1/2003, S. 1ff.
- KRW-/ABFG (1996): Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen. Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz, BGBl I, S. 2705.
- KRW-/ABFG (1994): Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz. Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen vom 27. September 1994, BGBl. I, S. 2705; zuletzt geändert durch Art. 2 G v. 21. Juni 2005, BGBl. I, S. 1666.
- KRIETER, A. (2006): Probleme im Deponiebetrieb nach dem 1.6.2005 – Umgang mit grenzwertigen Abfällen. In: Bio- und Sekundärrohstoffverwertung, stofflich-energetisch. Tagungsband zum 18. Abfallforum, Witzenhausen.
- KRÜMPELBECK I. (2000): Untersuchungen zum langfristigen Verhalten von Siedlungsabfalldeponien. Fachgebiet Abfall- und Siedlungswasserwirtschaft, Bergische Universität – Gesamthochschule Wuppertal, Heft 3, Wuppertal.
- KUMMER, B. S. (2006): Umsetzung des neuen Deponierechts – Konsequenzen in Deutschland und der EU. In: Müll und Abfall, Heft 9/2006, S. 491-497.
- KUNDLER, P. (1989): Erhöhung der Bodenfruchtbarkeit, VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin.
- Kuntze, H.; Roeschmann, G. und Schwerdtfeger, G. (1994): Bodenkunde. 5. Aufl., Verlag E. Ulmer, Stuttgart.

- KUTSCHERA, L. UND LICHTENEGGER, E. (2002): Wurzelatlas mitteleuropäischer Waldbäume und Sträucher, Graz und Stuttgart.
- KUTSCHERA, L. UND LICHTENEGGER, E. (1992): Wurzelatlas mitteleuropäischer Grünlandpflanzen, Band 2, Stuttgart, Jena und New York.
- LAGA - LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT ABFALL (2004a): Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Abfällen.
- LAGA - LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT ABFALL (2004b): LAGA Ad-hoc-AG „Deponietechnische Vollzugsfragen“, Fachliche Eckpunkte für die Beurteilung von Ausnahmeanträgen nach § 14 Abs. 6 DepV, verabschiedet am 23./24. März 2004.
- LAGA - LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT ABFALL (2001): Einsatz von Abfällen im Deponiebau.
- LAGA - LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT ABFALL (2000): Rekultivierung. Empfehlungen der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA), durch die LAGA verabschiedet am 08./09.02.2000.
- LAGA - LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT ABFALL (1994/1997): Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen/Abfällen - Technische Regeln. Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- LARCHER, W. (1994): Ökophysiologie der Pflanzen. 5. Aufl., Verlag E. Ulmer, Stuttgart.
- LEHNHARDT, F. UND BRECHTEL, H.-M. (1980): Durchwurzelungs- und Schöpftiefen von Waldbeständen verschiedener Baumarten und Altersklassen bei unterschiedlichen Standortverhältnissen. In: Allgemeine Forst- und Jagd-Zeitschrift, Jahrgang 151, Heft 6/7, S. 120-127.
- LEIDOLPH, L. (2002): Immobilisierung von toxischen Komponenten über Ettringitbildung unter Verwendung von kalkreichen Braunkohlenfilteraschen und Zusatzstoffen; Dissertation, Universität Leipzig, Leipzig.
- LEPPER, J. (2001): Nutzbare Rohstoffe. In: Jordan, H. (2001). Erläuterungen zu Blatt Nr. 4124 Dassel. Geologische Karte von Niedersachsen 1:25000. Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Hannover, S. 50.
- LINERT, U. (1995): Verhalten von Pflanzenwurzeln in Oberflächenabdichtungssystemen – Ursachen und Möglichkeiten der Optimierung. In: Egloffstein, T. und Burkhardt, G. (Hrsg.): Oberflächenabdichtungen für Deponien und Altlasten - Abdichtung oder Abdeckung?, Schriftenreihe Angewandte Geologie Karlsruhe, Band 37, Karlsruhe.
- LÖSCH, R. (2003): Wasserhaushalt der Pflanzen. 2.Aufl., Quelle & Meyer Verl., Wiebelsheim.
- LUDWIG, B.; KHANNA, P.; PRENZEL, J. UND BEESE, F. (2005): Heavy metal release from different ashes during serial batch tests using water and acid. In: Waste Management, Vol. 25/2005, p. 1055-1066.
- LÜCKE, M. (1997): Rekultivierung von Rückstandshalden der Kaliindustrie - Untersuchungen zum Standort, zur Begrünung mit Komposten und zur Gehölzsukzession von Rückstandshalden mit anhydritischen Auflageschichten. In: Ökologie und Umweltsicherung, Band 12/1997, Universität Kassel, Fachgebiet Landschaftsökologie und Naturschutz, Universität Kassel/Witzenhausen, Witzenhausen.

- LÜCKEWILLE, W. (2005): Wesentliche Aspekte bei der Berechnung und Dimensionierung von Rekultivierungs-/Wasserhaushaltsschichten. Im Tagungsband: Fachgespräch zum Thema "Rekultivierungs-/Wasserhaushaltsschichten als mögliches Sicherungselement für Deponien.", LfU Sachsen-Anhalt, Halle.
- LUKAS, W. (1993): Deponiebau für kontaminierte Stoffe unter Verwendung anorganischer Reststoffe, insbesondere Müllschlacken und -aschen. In: Entsorgungspraxis, Jahrgang 9, Heft 3, S. 34-42.
- LÜTZKE, R. (1965): Über die Tauglichkeit der Lysimetermethode für Wasserhaushaltsuntersuchungen; Vergleichsmessungen mit Groß- und Kleinlysimetern. Besondere Mitteilungen zum Gewässerkundlichen Jahrbuch der Deutschen Demokratischen Republik, Heft 4, S. 1-43.
- MAILE, A. (1997): Leistungsfähigkeit von Oberflächenabdichtungssystemen zur Verminderung von Sickerwasser und Schadstoffemissionen bei Landschaftskörpern. Studienreihe Abfall-Now, Band 15, Abfall-Now e.V., Eigenverlag, Stuttgart.
- MAIER-HARTH, U. (2001): Oberflächenabdichtung und Rekultivierung von Deponien. 4. Deponieseminar des Geologischen Landesamtes Rheinland-Pfalz, Selbstverlag Geologisches Landesamt Rheinland-Pfalz, Mainz.
- MAIER-HARTH, U. UND MELCHIOR, S. (2001): Überprüfung der Wirksamkeit der 10 Jahre alten mineralischen Oberflächenabdichtung der ehemaligen Industriemülldeponie Prael in Sprendlingen – Kreis Mainz-Bingen. In: Maier-Harth (Hrsg.): Oberflächenabdichtungen und Rekultivierung von Deponien, 4. Deponieseminar des Geologischen Landesamtes Rheinland-Pfalz, Mainz.
- MARKWARDT, N. (1998): Der Einfluss von Rekultivierungsschichten auf den Wasserhaushalt von Oberflächenabdichtungssystemen. In: Egloffstein et al. (Hrsg.): Oberflächenabdichtungen von Deponien und Altlasten 1998. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 109, Erich Schmidt Verlag, Berlin, S. 283-309.
- MARKWARDT, N. UND RAABE, S. (2006): Versickerungsmessungen aus Rekultivierungsschichten und Möglichkeiten zur Optimierung der Entwässerungsplanung für Oberflächenabdichtungssysteme. 2. Leipziger Deponiefachtagung: Deponieschließung, Sicherung und Nachsorge, Mai 2006, Leipzig.
- MARKWARDT, N.; HENKEN-MELLIES, U. UND SUTORIS, M. (2003): Messungen von Oberflächenabflüssen und weitergehende Bemessungsansätze zur Kostenoptimierung von Entwässerungsanlagen im Deponiebau. In: Egloffstein et al. (Hrsg.): Abschluss und Rekultivierung von Deponien und Altlasten 2003. Abfallwirtschaft aus Forschung und Praxis, Band. 128, Erich Schmidt Verlag, Berlin, S. 141-158.
- MARSCHNER, H. (1995): Mineral Nutrition of Higher Plants. Academic Press Limited, London.
- MARTIN, H. (1990): Entwicklungsrichtungen zukünftiger Kohlekraftwerke. VDI-Berichte 808.

- MARTIENSSEN, M.; PALM, A.; GRAF, W. UND SCHULZE, R. (2006): Untersuchungen und Einsatz von Rekultivierungs-/Methanoxidationsschichten auf Deponien des Landes Sachsen-Anhalt. 2. Leipziger Deponiefachtagung: Deponieschließung, Sicherung und Nachsorge, Mai 2006, Leipzig.
- MELCHIOR, S. (2006): Materialwahl und Einbautechnik von Rekultivierungsschichten. In: Stahlman, J. (Hrsg.): Geotechnische Aspekte im Umweltschutz 2006. Mitteilungen des Instituts für Grundbau und Bodenmechanik Technische Universität Braunschweig, Heft 83, Braunschweig, S. 27-14.
- MELCHIOR, S. (2005): Funktionale Anforderungen an den Einsatz von Ersatzbaustoffen bei der Profilierung, Abdichtung und Rekultivierung von Deponien, Altlasten und Bergbauhalden. In: Melchior, S. und Berger, K. (Hrsg.): Abfallverwertung bei der Rekultivierung von Deponien, Altlasten und Bergbaufolgelandschaften. Hamburger Bodenkundliche Arbeiten, Band 56, Selbstverlag des Vereins zur Förderung der Bodenkunde, Hamburg S. 9-18.
- MELCHIOR, S. (1999): Felduntersuchungen und Aufgrabungen von bindigen mineralischen Oberflächenabdichtungen. In: Landesamt für Umweltschutz Bayern (Hrsg.): Neue Erkenntnisse zur Austrocknung und Durchwurzelung mineralischer Oberflächenabdichtungen. Seminar am 21.10.1998 in Wackersdorf, S. 3-30.
- MELCHIOR, S. (1998): In-situ Untersuchungen zur Wirksamkeit von Oberflächenabdichtungen. In: Stegmann, R. und Rettenberger, G. (Hrsg.): Entwicklungstendenzen in der Deponietechnik. Economica Verlag, Bonn, S. 179-196.
- MELCHIOR, S. (1993): Wasserhaushalt und Wirksamkeit mehrschichtiger Abdecksysteme für Deponien und Altlasten. Hamburger Bodenkundliche Arbeiten, Band 22, Verein zur Förderung der Bodenkunde in Hamburg, Hamburg.
- MELCHIOR, S. UND BERGER, K. (2005.): Abfallverwertung bei der Rekultivierung von Deponien, Altlasten und Bergbaufolgelandschaften. Hamburger Bodenkundliche Arbeiten, Band 56, Selbstverlag des Vereins zur Förderung der Bodenkunde, Hamburg.
- MELCHIOR, S. UND VIELHABER, B. (2002): Aufgrabungen von bindigen mineralischen Oberflächenabdichtungen mit und ohne Entwässerungsschicht. In: Deutsche Gesellschaft für Geotechnik (Hrsg.): Status-Workshop „Austrocknungsverhalten von mineralischen Abdichtungsschichten in Deponie-Oberflächenabdichtungssystemen“ an der Fachhochschule Lippe und Höxter, Höxter.
- MELCHIOR, S.; SOKOLLEK, V.; BERGER, K. UND STEINERT, B. (2007): ACHTZEHN JAHRE TESTFELDUNTERSUCHUNGEN AUF DER DEPONIE GEORGSWERDER / HAMBURG. 3. Leipziger Deponiefachtagung: Deponieschließung, Sicherung und Nachsorge von Deponien, Februar 2007, Leipzig.
- MELCHIOR, S.; STEINERT, B.; RETTIG, R. UND RAABE, S. (2006): Zwischenergebnisse der Versuchsfelder der MEAB zu alternativen Oberflächenabdichtungssystemen auf der Deponie Deetz, 17. Nürnberger Deponieseminar, Mai 2006, Veröffentlichungen des LGA-Grundbauinstitutes, Heft 85.

- MELCHIOR S.; BERGER, K.; VIELHABER, B. UND MIEHLICH, G. (2002): Großlysimeter Deponie Hamburg-Georgswerder: Wasserhaushalt und Wirksamkeit von Oberflächenabdichtungssystemen mit bindigen mineralischen Dichtungen. In: Ramke et al. (Hrsg.): Austrocknungsverhalten mineralischer Abdichtungsschichten in Deponie-Oberflächenabdichtungssystemen. Höxteraner Berichte zu angewandten Umweltwissenschaften, Band 3, Selbstverlag FH Lippe und Höxter, Höxter, S. 57-74.
- MENGEL, K. (1991): Ernährung und Stoffwechsel der Pflanze. Verlag Gustav Fischer, Jena.
- MEUSER, H. (1996): Technogene Substrate als Ausgangsgestein der Böden urban-industrieller Verdichtungsräume; Schriftenreihe des Instituts für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Bd. 35, Hrsg.: Blume, H.-P., Horn, R. & Sattelmacher, B., Universität Kiel.
- MEYER, D. (2001): Sekundärrohstoffe als Bestandteile von Rekultivierungssubstrat – Möglichkeiten und Grenzen ihrer Anwendung. In: Maier-Harth (Hrsg.): Oberflächenabdichtung und Rekultivierung von Deponien. 4. Deponieseminar des Geologischen Landesamtes Rheinland-Pfalz am 28.03.2001 in Mainz. Selbstverlag Geologisches Landesamt Rheinland-Pfalz, Mainz.
- MITSCHERLICH, G. (1981): Wald, Wachstum und Umwelt - Eine Einführung in die ökologischen Grundlagen des Waldwachstums. Band 2 - Waldklima und Wasserhaushalt, J.D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt.
- MÜLLER, W. (1999): Die neue BAM- Richtlinie für die Zulassung von Kunststoffdichtungsbahnen für die Abdichtung von Deponien und die Sicherung von Altlasten. In: Egloffstein, et al. (Hrsg.): Abschluss und Rekultivierung von Deponien und Altlasten 1999. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 116, Erich Schmidt Verlag, Berlin, S. 41-50.
- MÜLLER-WESTERMEIER, G.; KREIS, A. UND DITTMANN, E. (2001): Klimaatlas Bundesrepublik Deutschland, Teil 1: Lufttemperatur, Niederschlagshöhe, Sonnenscheindauer und Teil 2: Verdunstung, Maximumtemperatur, Minimumtemperatur, Kontinentalität. Deutscher Wetterdienst, Offenbach am Main.
- MURACH, D.; ILSE, L.; KLAPPROTH, F.; PARTH, A. UND WIEDEMANN, H. (1993): Rhizotron – Experimente zur Wurzelausbreitung der Fichte. Forstarchiv 64, S. 191-194.
- NIBIS (2007): Bodenkarte Niedersachsen. Niedersächsisches Bodeninformationssystem, Kartenserver des LBEG URL: http://memas01.lbeg.de/lucidamap/index.asp?THEMEGROUP=BODEN&BODEN_THEMELIST=BUEK50, [Stand: 18.10.2007].
- NIESSING, S. (2005): Begrünungsmaßnahmen auf der Kali-Rückstandshalde des Kaliwerkes-Sigmundshall in Bokeloh. In: Ökologie und Umweltsicherung, Band 25/2005, Universität Kassel, Fachgebiet Landschaftsökologie und Naturschutz, Universität Kassel/Witzenhausen, Witzenhausen.
- NLF (2001): Wald: Rohstoff und Lebensraum. Niedersächsische Landesforstverwaltung, Jahresbericht der Landesforstverwaltung 2001.

- NMEL+F (1996): Waldentwicklung Solling – Fachgutachten. In: Schriftenreihe Waldentwicklung in Niedersachsen, Heft 5, Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Hannover.
- OPITZ V. BOBERFELD, W. (1994): Grünlandlehre: biologische und ökologische Grundlagen, Verlag E. Ulmer, Stuttgart.
- OTTO, H. J. (1994): Waldökologie. Ulmer E. Verlag, Stuttgart.
- PALM, A., SMITT-TEGGE, J. D. UND SONDERMANN, W. D. (2003): Leitfaden zur Deponiestilllegung. VKS Verband Kommunale Abfallwirtschaft und Stadtreinigung e.V. Köln; ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. Hennef, Köln.
- PETERS, F. UND V. BERG, W. (1992): Entstehung und Eigenschaften von Kraftwerksereststoffen. VGB Kraftwerkstechnik, Heft 72, S. 371-376.
- PETERSEN, F. (2005): Die Fortentwicklung des europäischen Abfallrechts – Überlegungen des Bundesumweltministeriums zur Novellierung der Abfallrahmenrichtlinie. In: Zeitschrift für Umweltrecht, Heft 12/2005, S. 561-616.
- PFEIFFER, B. (2006): Vergleichende Untersuchungen von Kapillarsperren aus Natur- und Recyclingbaustoffmaterialien als Beitrag zur Deponieoberflächenabdichtung und Ressourcenschonung. Dissertation, Fachbereich Agrarwissenschaften, Ökotoxikologie und Umweltmanagement, Justus-Liebig-Universität, Gießen.
- PICHEL, J. UND HAYES, J. (1990): Influence of Fly Ash on Soil Microbial Activity and Populations. In: Journal of Environmental Quality, Vol. 19, p 593-597.
- PODLACHA, G. (1999): Rekultivierung von Rückstandshalden der Kaliindustrie - 2 - Untersuchungen zur Substratandeckung mit geringen Schichtstärken aus Bodenaushub-Wirbelschichtaschen-Gemischen und ihrer Begrünung. In: Ökologie und Umweltsicherung, Band 16/1999, Universität Kassel, Fachgebiet Landschaftsökologie und Naturschutz, Universität Kassel/ Witzenhausen, Witzenhausen.
- POLOMSKI, J. UND KUHN, N. (1998): Wurzelsysteme. Verlag Paul Haupt, Bern und Stuttgart.
- PRESS, F. UND SIEVER, R. (1995): Allgemeine Geologie. Eine Einführung. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg [u. a.].
- PROKSCH, W. (1990): Lysimeterauswertung zur flächendifferenzierten Ermittlung mittlerer Grundwasserneubildungsraten. Besondere Mitteilungen deutsches gewässerkundliches Jahrbuch, Heft 55, S. 74.
- RAABE, S. UND SCHMIDT, B. (2005): Vergleichende Lysimeteruntersuchungen an 4 Aufbauvarianten von Rekultivierungsschichten einer Deponieoberflächenabdichtung unter Einsatz von Sekundärbaustoffen. In: Melchior, S. und Berger, K. (Hrsg.): Abfallverwertung bei der Rekultivierung von Deponien, Altlasten und Bergbaufolgelandschaften. Hamburger Bodenkundliche Arbeiten, Band 56, Selbstverlag des Vereins zur Förderung der Bodenkunde, Hamburg.

- RAABE, S.; MELCHIOR, S.; STEINERT, B. UND RETTIG, R. (2006): Zwischenergebnisse der Versuchsfelder der MEAB zu alternativen Oberflächenabdichtungssystemen auf der Deponie Deetz Vorabzug des Beitrags für das 17. Nürnberger Deponieseminar, Mai 2006, Nürnberg.
- RADDE, C. (2006): 1. Juni 2006 – Ein Jahr Umsetzung der Abfallablagereungsverordnung/TA Siedlungsabfall. In: Müll und Abfall, Heft 6/2006, S. 284-289.
- RADDE, C. (2001): Neue rechtliche Regelungen für Deponien und die Ablagerung von Abfällen auf Deponien - Neuerungen durch das Artikelgesetz, die Abfallablagereungsverordnung und die Deponieverordnung. In: Egloffstein et al. (Hrsg.): Oberflächenabdichtung von Deponien und Altlasten 2001. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 122, Erich Schmidt Verlag, Berlin, S. 1-17.
- RADDE, C. UND BERGS, C. (2006): Der Werdegang von TA Siedlungsabfall und Abfallablagereungsverordnung – ein kritischer Rückblick. In: Müll und Abfall, Heft 5/2005, S. 253-259.
- RAMKE, H.-G.; GARTUNG, E.; HEIBROCK, G.; LÜCKEWILLE, W.; MELCHIOR, S.; VIELHABER, B.; BOHNE, K.; MAIER-HARTH, U. UND WITT, K. J. (2002): Austrocknungsverhalten mineralischer Abdichtungsschichten in Deponie-Oberflächenabdichtungssystemen. Höxteraner Berichte zu angewandten Umweltwissenschaften, Band 3, Selbstverlag FH Lippe und Höxter, Höxter.
- REHDING, C. (1993): Erfassung des bevorzugten Wasser- und Stofftransportes im Boden unter Freilandbedingungen; Dissertation, Fakultät Biologie, Chemie und Geowissenschaften, Universität Bayreuth.
- REICHERT, D. (1995): Einsatz von Reststoffen zur Herstellung von Oberflächenabdichtungssystemen; Dissertation Essen.
- REIMANN, D. UND DEMMICH, J. (1991): Inhaltsstoffe, Menge und spezifische Zusammensetzung von Rückständen und Reststoffen, Teil 2: Aus Kohlekraftwerken, VDI Bildungswerk, Verein Deutscher Ingenieure.
- REUTER, E.; MARKWARDT, N.; PACALAJ, C. UND SUTORIS, M. (2004): Die schwarz-grüne Barriere – Konzepte für eine nachhaltige und kostengünstige Schließung von Altdeponien. Vortrag Braunschweiger Deponieseminar 2004, Braunschweig.
- RICHTER, C. (2005): Agrikulturchemie und Pflanzenernährung. Margraf Publishers, Weikersheim.
- RICHTER, C. (1995): Ergebnisse methodischer Untersuchungen zur Korrektur des systematischen Messfehlers des Hellmann-Niederschlagsmessers. Berichte des Deutschen Wetterdienstes, Nr. 194, Selbstverlag des Deutschen Wetterdienstes, Offenbach.
- RL 2006/12/EG (2006): EU- Abfallrahmenrichtlinie.
- RL 2003/33/EG (2002): EU-RATSENTSCHEIDUNG des Rates der Europäischen Union vom 19. Dezember 2002 über Abfalldeponien.

- RL 1999/31/EG (1999): EU-Deponierichtlinie des Rates der Europäischen Union vom 26. April 1999 über Abfalldeponien, ABl. L 182, S.1.
- ROTH, D.; GÜNTHER, R.; KNOBLAUCH, S. UND MICHEL, H. (2005): Wasserhaushaltsgrößen von Kulturpflanzen unter Feldbedingungen. Ergebnisse TLL-Lysimeterstation. Schriftenreihe Landwirtschaft und Landschaftspflege in Thüringen, Heft 1/2005, Eigenverlag, Jena.
- ROTH, D.; KNOBLAUCH, S.; HEROLD, L. UND PFLEGER, I. (1995): Untersuchungen zur Sickerwasserbildung und zum Stickstoffaustrag auf Ackerböden Thüringens. BAL Gumpenstein.
- ROTHMALER, W.; JÄGER, E. J.; UND WERNER, K. (2005): Exkursionsflora von Deutschland. 19. Auflage, Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg [u. a.].
- RROP NORTHEIM (2006): Regionales Raumordnungsprogramm für den Kreis Northeim. Landratsamt Northeim.
- RUDEK, R. UND EBERLE, H. (2001): Der Förderschwerpunkt „Sickerwasserprognose“ des Bundesministeriums für Bildung und Forschung – Ein Überblick. In: Altlastenspektrum, Heft 6/2001, S. 294-304.
- SALO, L. ARTIOLA, J. UND GOODRICH-MAHONEY, J. (1999): Evaluation of Revegetation Techniques of a Saline Flue Gas Desulphurization Sludge Pond. In: Journal of Environmental Quality, Vol. 28, p 218-225.
- SALO, L. ARTIOLA, J. UND GOODRICH-MAHONEY, J. (1997): Selected Species and Amendments for Revegetating Saline Flue Gas Desulphurization Sludge. Greenhouse Study. In: Journal of Environmental Quality, Vol. 26, p 1176-1181.
- SANDS, R.; NUGROHO, P. B. ; LEUNG, D. V. ; SUN, O. J. UND CLINTON, P. W. (2000): Changes in soil CO₂- and O₂- concentrations when radiate pine is grown in competition with pasture or weeds and possible feedbacks with radiate pine root growth and respiration. In: Plant and Soil, Vol. 225, p 213-215.
- SCHEER, T. (2001): Rekultivierung von Rückstandshalden der Kaliindustrie - 4 - Untersuchungen zur Nutzbarkeit aufbereiteter Salzschlacke der Sekundäraluminium-Industrie als Rekultivierungsmaterial einer Kali-Rückstandshalde. In: Ökologie und Umweltsicherung Band 20/2001, Universität Kassel, Fachgebiet Landschaftsökologie und Naturschutz, Universität Kassel/Witzenhausen, Witzenhausen.
- SCHEFFER, F. (2002): Lehrbuch der Bodenkunde. In: Scheffer, F. und Schachtschabel, P. (Hrsg.): Lehrbuch der Bodenkunde, 15. Aufl., Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg [u.a.].
- SCHEFFER, F. UND SCHACHTSCHABEL, P. (2002): Lehrbuch der Bodenkunde. 15. Aufl., Enke Verl., Stuttgart.
- SCHERHAG, R. UND LAUER, W. (1985): Klimatologie. Verlag Höller & Zwick, Braunschweig.
- SCHEUERING, I.; BERGER, W. UND PFEIFFER, S. (2006): Aussagekraft unterschiedlicher Elutionsverfahren für die Beurteilung von Bodenproben. 4. Marktredwitzer Bodenschutztag, Tagungsband 4, S. 203-208, Marktredwitz.

- SCHILLING, G. (2000): Pflanzenernährung und Düngung, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- SCHILLING, G. (1982): Pflanzenernährung und Düngung. Teil I - Pflanzenernährung. Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin.
- SCHLICHTING, E.; BLUME, H. P. UND STAHR, K. (1995): Bodenkundliches Praktikum; 2. Aufl., Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin.
- SCHMEIL, O.; FITSCHEN, J. UND SEIBOLD, S. (2006): Flora von Deutschland und angrenzender Länder. 93., Aufl., Verlag Quelle & Meyer.
- SCHMEISKY, H. (1991): Rekultivierung von Ödland, Halden u. Deponien mit Kompost. In: Wiemer, K. und Kern, M. (Hrsg.) Bioabfallkompostierung - flächendeckende Einführung, Abfallwirtschaft Band 6, S. 431-446, Witzenhausen.
- SCHMEISKY, H. (1982): Begrünungsversuche auf Abraumhalden im nordhessischen Braunkohlenbergbaugbiet. - Braunkohle, Heft 7, S. 219-224.
- SCHMEISKY, H. UND HOFMANN, H. (2005): Etablierung von Vegetationsbeständen auf Rekultivierungsschichten von Deponien. Fachgespräch zu Thema "Rekultivierungs-/ Wasserhaushaltsschichten als mögliches Sicherungselement für Deponien, 02.06.2005, Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Halle.
- SCHMEISKY, H. UND HOFMANN, H. (2003): Aufbau von Deck- und Rekultivierungsschichten - Standortgerechte Bepflanzung von Rekultivierungsschichten, Fachveranstaltung des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen Anhalt „Abschluss und Sicherung von Deponie in Sachsen-Anhalt“, Eigenverlag, Halle.
- SCHMEISKY, H. UND HOFMANN, H. (2002): Sickerwasserregulierung von Deponieflächen durch Vegetationsdecken. In: Wiemer, K. und Kern, M. (Hrsg.): Bio- und Restabfallbehandlung VI. Witzenhausen-Institut, Neues aus Forschung und Praxis, Verlag des Witzenhausen-Instituts, Witzenhausen, S. 806-813.
- SCHMEISKY, H. UND KAUTZ, K. M. (1992): Erfahrungen mit einem Wirbelschichtaschen-Dolomit-Gemisch in Gefäß- und Freilandversuchen. In: VGB Kraftwerkstechnik 72, S. 465-470.
- SCHMEISKY, H. UND LENZ, O. (1998): Zur Begrünung von Rückstandshalden der Kaliindustrie – Ergebnisse einer 25jährigen Forschungsarbeit. In: Kali und Steinsalz, Jahrgang 16, Heft 9, S. 501-515.
- SCHMEISKY, H. UND FREUDE, R. (1979): Rekultivierung einer Industrieabfalldeponie auf dem Steinberg bei Hann. Münden. In: Mittlg. Erg. Stud. Ökol. Umwelts. 6, S. 152-160.
- SCHMEISKY, H.; KUNICK, M. UND LENZ, O. (1993): Zur Begrünung von Rückstandshalden der Kaliindustrie. In: Kali und Steinsalz, Jahrgang 11, Heft 5/6, S. 132-152.
- SCHMITZ, H. J. (2007): Konsolidierung im Deponierecht – Neue integrierte Deponieverordnung fasst zersplittertes Deponierecht zusammen. In: TerraTech 6/2007, S. 11-13.
- SCHMITZ, H. J. (2005): Verwertung mineralischer Abfälle und das Tongrubenurteil. Bis zu einer Bundesverordnung kann die überarbeitete LAGA M20 Rechtssicherheit geben. In: TerraTech, Heft 11-12, S. TT7-TT9.

- SCHNURER, H. (2002): Entwicklungen des Abfallrechts in Deutschland zur nachhaltigen Kreislaufwirtschaft. Gastvortrag anlässlich des Workshops der Alexander-von-Humboldt-Stiftung im Internationalen Institute for Advanced Studies (IIAS) in Kyoto/Japan, 29. November bis 01. Dezember 2002.
- SCHROEDER, D. (1983): Bodenkunde in Stichworten. Verlag Ferdinand Hirt, Unterägeri.
- SCHROERS, S. (2002): Methoden zur Elution von organischen und anorganischen Stoffen aus Böden. Tagungsbeitrag, Veranstaltung „Sickerwasserprognose in Theorie und Praxis“, 16./17. 01. 2002, BEW Duisburg.
- SCHUBERT, R. (1991): Lehrbuch der Ökologie. 3. Aufl., Verlag Gustav Fischer, Jena.
- SCHUTTER, M. UND FUHRMANN, J. (1999): Microbial Responses to Coal Fly Ash under Field Conditions. In: Journal of Environmental Quality, Vol. 28, p 648-652.
- SEEDORF, H. UND MEYER, H. (1992): Landeskunde Niedersachsen. Natur- und Kulturgeschichte eines Bundeslandes. Band 1: Historische Grundlagen und naturräumliche Ausstattung. Karl Wachholtz Verlag, Neumünster.
- SEIDLER, C. (1999): Ursachen und Charakterisierung eines eingeschränkten Wasserhaushaltes sowie seine Auswirkungen auf das Pflanzenwachstum. Dissertation, Internationales Hochschulinstitut Zittau.
- SIMON, M. (1990): Status und Perspektiven der Kraftwerkstechnik. VDI-Berichte 808.
- SITTE, P.; ZIEGLER, H.; EHRENDORFER, F. UND BRESINSKY, A.(1998): Lehrbuch der Botanik. Verlag Gustav Fischer, Stuttgart.
- SOKOLLEK, V. (1983): Der Einfluss der Bodennutzung auf den Wasserhaushalt kleiner Einzugsgebiete in unteren Mittelgebirgslagen. Dissertation, Universität Gießen, Gießen.
- SPATZ, G. (1994): Freiflächenpflege. Verlag E. Ulmer, Stuttgart.
- STAHLMAN, J. (2006): Geotechnische Aspekte im Umweltschutz 2006. Mitteilungen des Instituts für Grundbau und Bodenmechanik Technische Universität Braunschweig, Heft 83, Braunschweig.
- STALLJAN, E. (2002): Deponiebegrünung als Erosionsschutz und Möglichkeit zur Reduzierung von Sickerwasser. In: Egloffstein et al. (2002): Oberflächenabdichtung von Deponien und Altlasten 2002. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 125, Erich Schmidt Verlag, Berlin, S. 273-288.
- STEFFEN, H. (2001): Abschlussbericht über die Ermittlung von Daten einer Großlysimeteranlage zur Dimensionierung horizontaler Drain- und Filterelemente in Oberflächenabdichtungssystemen auf der Deponie Kienberg. Gutachten der Dr.-Ing. Steffen Ingenieurgesellschaft mbH in Essen, Juni 2001.
- STEFFEN, H.; DENECKE, M.; GROSSMANN, R.; WEISS, W. UND SIEGMUND, M. (1994): Alternative Oberflächenabdecksysteme für Thüringer Altdeponien und Altablagerungen. Schriftenreihe der Thüringer Landesanstalt für Umwelt, Nr. A1/94, Jena.
- STEGMANN, R. UND RETTENBERGER, G. (1998): Entwicklungstendenzen in der Deponietechnik. Economica Verlag, Bonn.

- STEGMANN, R.; HEYER, K.-U.; HUPE, K. UND WILLAND, A. (2006): Deponienachsorge - Handlungsoptionen, Dauer, Kosten und quantitative Kriterien für die Entlassung aus der Nachsorge. Forschungsprojekt im Auftrag des Umweltbundesamtes, FuE-Vorhaben Förderkennzeichen 204 34 327, Abschlussbericht, März 2006.
- STEGMANN, R.; RETTENBERGER, G.; BIDLINGMAIER, W.; BILITEWSKI, B. UND FRICKE, K. (2006):. Deponietechnik 2006. Hamburger Berichte, Band 29, Verlag Abfall aktuell, Hamburg.
- STEHOUWER, R.; SUTTON, P. UND DICK, W. (1995): Minespoil Amendment with Dry Flue Gas Desulphurization By-Products. Plant Growth. In: Journal of Environmental Quality, Vol. 24, p 861-869.
- TAA – TECHNISCHE ANLEITUNG ABFALL (1991): Zweite allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz - Technische Anleitung zur Lagerung, chemisch/physikalischen, biologischen Behandlung, Verbrennung und Ablagerung von besonders überwachungsbedürftigen Abfällen vom 12. März 1991, GMBI. Nr. 8, S. 139; berichtigt am 21. März 1991, GMBI Nr. 16 vom 23. Mai 1991, S. 469.
- TASI – TECHNISCHE ANLEITUNG SIEDLUNGSABFALL (1993): Dritte allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz (TA Siedlungsabfall), Technische Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen vom 14. Mai 1993, BAAnz Nr. 99 a.
- TAUCHNITZ, S. (2007): Untersuchungen zum Wasserhaushalt und Stickstoffumsatz von Rekultivierungsschichten aus Klärschlammkomposten. Dissertation, Institut für Agrartechnik und Landeskultur der Landwirtschaftlichen Fakultät der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Halle/Saale.
- TÖPPER, H. (1998): Alternative Oberflächenabdichtungssysteme für Deponien. In: Hessische Landesanstalt für Umwelt (hrsg.): Umweltplanung, Arbeits- und Umweltschutz, Band 248, Wiesbaden.
- TRESSELT, K. (2000): Feldversuche zur Wirksamkeit von Oberflächenabdichtungssystemen mit Dichtungen aus Hafenschlick. Hamburger Bodenkundliche Arbeiten, Band 46, Verein zur Förderung der Bodenkunde in Hamburg, Hamburg.
- UBA (2004): Rechtliche, ökonomische und organisatorische Ansätze zur Schließung von Siedlungsabfalldeponieraum. UBA Texte 18/04, Forschungsbericht 299 34 301 des Umweltbundesamtes, Selbstverlag des UBA, Berlin.
- UBA (2001): Beispiellösungen für die nachhaltig wirksame Stilllegung und den geordneten Abschluss von Altdeponien und dem Umgang mit Altablagerungen im Programm der Bundesregierung „Forschung für die Umwelt“. Entwurf für eine Bekanntmachung des Bundesministeriums für Bildung und Forschung vom 12. Februar 2001, Umweltbundesamt.

- URBAN-KISS, S. UND RETTENBERGER, G. (2002): Erfahrungen mit Testfeldern der Oberflächenabdichtung an der SAD Gersheim. In: Ramke et al. (Hrsg.): Austrocknungsverhalten mineralischer Abdichtungsschichten in Deponie-Oberflächenabdichtungssystemen. Höxteraner Berichte zu angewandten Umweltwissenschaften, Selbstverlag FH Lippe und Höxter, Höxter.
- VGB (2005): Vom Rauchgasentschwefelungsrückstand zum Qualitätsrohstoff REA-Gips. Technisch-wissenschaftlicher Bericht, VGB-TW 710, VGB Kraftwerkstechnik GmbH, Essen.
- VDLUFA (1991): Methodenbuch - Band I. Die Untersuchung von Böden. VDLUFA-Verlag, Darmstadt.
- VERORDNUNG ZUR UMSETZUNG DER RATSENTSCHEIDUNG (2002): zur Festlegung von Kriterien und Verfahren für die Annahme von Abfällen auf Abfalldeponien vom 13. Dezember 2006, Drucksache 245/06, 245/1/06, 245/06 (Beschluss), BGBl. Nr. 59 vom 16. Dezember 2006, S. 2860.
- VIELHABER, B.; MELCHIOR, S. UND MIEHLICH, G. (2002): Felduntersuchungen zur temperaturinduzierten Austrocknungsgefährdung einer Kombinationsabdichtung im Oberflächenabdichtungssystem der Deponie Hamburg / Georgswerder. In: Deutsche Gesellschaft für Geotechnik (Hrsg.): Status-Workshop „Austrocknungsverhalten von mineralischen Abdichtungsschichten in Deponie-Oberflächenabdichtungssystemen“ an der Fachhochschule Lippe und Höxter, Höxter.
- VON DER HOCHT, F. UND WINTER, K. (1998): Lössinventur – Grundlage einer planmäßigen land- und forstwirtschaftlichen Rekultivierung. In: Pflug, W. (Hrsg.): Braunkohletagebau und Rekultivierung. Landschaftsökologie, Folgenutzung und Naturschutz, Springer, Berlin, S. 179-186.
- VON DER HUDE, N. (2001): Kapillarsperren als Oberflächenabdichtung: Dimensionierung, Einbauempfehlungen, Einschränkungen, Erfahrungen und Kosten am Beispiel verschiedener Projekte. In: Maier-Harth, U. (Hrsg.): Oberflächenabdichtung und Rekultivierung von Deponien. 4. Deponieseminar des Geologischen Landesamtes Rheinland-Pfalz, Selbstverlag Geologisches Landesamt Rheinland-Pfalz, Mainz.
- VWK (2007): Umwelterklärung 2006. VW Kraftwerk GmbH, Standorte Wolfsburg und Kassel. URL: <http://www.vw-kraftwerk.de/documente/umwelt.pdf> [Stand 25.10.2007].
- WACKERMANN, R. (2003): Verkürzung der Nachsorgephase von Deponien durch gezielte Befeuchtung bzw. Trockenhaltung des Deponiekörpers. In: Wiemer, K. und Kern, M. (Hrsg.): Bio- und Restabfallbehandlung VII. Neues aus Forschung und Praxis, Witzenhausen-Institut, Witzenhausen, S. 731-741.
- WAGNER, K. (2004): Die Deponieverwertungsverordnung – Referentenentwurf vom Juni 2004, Inkrafttreten, Auswirkungen auf die Stilllegung von Deponien In: Egloffstein et al. (Hrsg.): Abschluss und Rekultivierung von Deponien und Altlasten 2004. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 132, Erich Schmidt Verlag, Berlin, S. 45-60.

- WAGNER, K. (2003): Deponieverordnung. Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- WAGNER, K. (2002): Die Deponieverordnung. In: T. Egloffstein et al. (Hrsg.): Oberflächenabdichtung von Deponien und Altlasten 2002. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 125, Erich Schmidt Verlag, Berlin, S. 1-12.
- WAGNER, R. (2007): Geplante Anforderungen an den Einbau von mineralischen Ersatzbaustoffen. Vortrag, 10. Baustoff-Recycling-Tag, 11.10.2007, Filderstadt.
- WALCH, D. UND FRATER, H. (2004): Wetter und Klima, Das Spiel der Elemente - Atmosphärische Prozesse verstehen und deuten. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.
- WALLNÖFER, P UND ENGELHARDT, G. (1988): Schadstoffe die aus dem Boden aufgenommen werden. In: Hock, B. und Elstner, E. (Hrsg.): Schadwirkungen auf Pflanzen. Wissenschaftsverlag, Mannheim, S. 95-114.
- WALTER, R. (1992): Geologie von Mitteleuropa. 5. Aufl., E. Schweizerbartsche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- WATTENDORF, P. (2007): Wurzelsperren in Rekultivierungsschichten als Schutz der Dichtungselemente? Untersuchungen zur Funktion und Wirksamkeit von Wurzelsperrensystemen. 3. Leipziger Deponiefachtagung: Stilllegung, Sicherung und Nachsorge von Deponien, Februar 2007, Leipzig.
- WATTENDORF, P. (2001a): Gestaltung und Entwicklung von standortgerechtem Bewuchs auf der Rekultivierungsschicht. In: Wasserhaushalt der Oberflächenabdichtungssysteme von Deponien und Altlasten, Hamburger Bodenkundliche Arbeiten, Band 47, Verein zur Förderung der Bodenkunde in Hamburg, Hamburg.
- WATTENDORF, P. (2001b): 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. (HRSG.): Oberflächenabdichtung und Rekultivierung von Deponien. 4. Deponieseminar des Geologischen Landesamtes Rheinland-Pfalz, Selbstverlag Geologisches Landesamt Rheinland-Pfalz, Mainz.
- WATTENDORF, P. UND EHRMANN, O. (2006): Eigenschaften von Rekultivierungsschichten – Ergebnisse aus Messungen und Wasserhaushaltsmodellierungen. In: Egloffstein et al. (Hrsg.): Oberflächenabdichtung von Deponien und Altlasten 2006. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 140, Erich Schmidt Verlag, Berlin, S.221-238.
- WATTENDORF, P. UND EHRMANN, O. (2002): Erprobung von Wurzelsperren zum Schutz von Drainage- und Abdichtungsschichten vor Durchwurzelung. In: Egloffstein et al. (Hrsg.): Oberflächenabdichtung von Deponien und Altlasten 2002. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 125, Erich Schmidt Verlag, Berlin, S. 257-272 .
- WATTENDORF, P. UND SOKOLLEK, V. (2000): Gestaltung und Entwicklung von standortgerechtem Bewuchs auf Rekultivierungsschichten. In: Wasserhaushalt der Oberflächenabdichtungssysteme von Deponien und Altlasten, Hamburger Bodenkundliche Arbeiten, Band 47, Verein zur Förderung der Bodenkunde in Hamburg, Hamburg, S. 225-234.

- WATTENDORF, P.; KONOLD, W. UND EHRMANN, O. (2005): Rekultivierungsschichten und Wurzelsperren. Culterra Band 41, Freiburg.
- WEGENER, H.-R. (1999): Bodenkundliche Laborübungen. Praktikumsanleitung. Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung der Justus-Liebig-Universität Gießen, Gießen.
- WEGENER, H.-R. UND WEGENER, O. (2000a): Lysimeterversuche zum Einsatz von Hydroabsorbern bei der Abdeckung und Begrünung von Deponien. In: Egloffstein et al. (Hrsg.): Oberflächenabdichtung von Deponien und Altlasten 2000. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 119, Erich Schmidt Verlag, Berlin, S. 117-140.
- WEGENER, H.-R. UND WEGENER, O. (2000b): Die Wirkung von Hydroabsorbern auf Kenndaten des Bodenwasserhaushalts sandiger und lehmiger Böden, Postervortrag auf dem 112. VDLU-FA-Kongress in Stuttgart-Hohenheim vom 18. bis 22. September 2001, Stuttgart.
- WEGENER, H.-R.; KRÄMER, A. UND WEGENER, O. (2001): Eignung verschiedener Methoden zur Bestimmung des Wassergehalts und der Wasserspannung eines mit Hydroabsorbern behandelten sandigen Bodens. Postervortrag beim Bodenkundlichen Kongress der Deutschen und Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft in Wien, 01. bis 09. September 2001, Wien.
- WENDLING, S. (2004): Untersuchungen zur Entstehung von Austrocknungsrisse in mineralischen Deponieabdichtungen. Dissertation, Fachgebiet Bodenmechanik und Grundbau der Technischen Universität Kaiserslautern, Heft 10, Kaiserslautern.
- WERNER, P.C. UND GERSTENGARBE, F. W. (1997): A Proposal for the Development of Climate Scenarios. In: Climate Research, Vol. 8, p 171-182.
- WESSOLEK, G.; KÖNIG, R. UND STOFFREGEN, H. (1998): Einfluss von Exposition und Inklination auf die reale Evapotranspiration und Tiefensickerung aus Deponierekultivierungsschichten. Beitrag zum DGGT Status-Workshop „Austrocknungsverhalten von mineralischen Abdichtungsschichten in Deponie-Oberflächenabdichtungssystemen“.
- WIEMER, K. (2002): Mineralische Kombinationsdichtung als technisches Element des nachsorgefreien Deponieabschlusses. In: Wiemer, K. und Kern, M. (Hrsg.): Bio- und Restabfallbehandlung VI. Witzenhausen-Institut, Neues aus Forschung und Praxis, Verlag des Witzenhausen-Institut, Witzenhausen, S. 829-841.
- WIEMER, K. (1979): Untersuchungen zur Verminderung des Eintritts von Niederschlagswasser in Deponien. Bericht zum Forschungsvorhaben 103 02 209 / 01, im Auftrag des Umweltbundesamtes Berlin, Berlin.
- WIEMER, K. UND BEHLING, D. (2003): Bedeutung wirtschaftlich optimierter Systeme für einen gleichwertigen Deponieoberflächenabschluss. In: Wiemer, K. und Kern, M. (Hrsg.): Bio- und Restabfallbehandlung VII. Witzenhausen-Institut, Neues aus Forschung und Praxis, Verlag des Witzenhausen-Institutes, Witzenhausen, S. 685-693 .

- WIEMER, K. UND KERN, M. (2003): Bio- und Restabfallbehandlung VII. Witzenhausen-Institut, Neues aus Forschung und Praxis, Verlag des Witzenhausen-Institutes, Witzenhausen.
- WIEMER, K. UND KERN, M. (2002): Bio- und Restabfallbehandlung VI. Witzenhausen-Institut, Neues aus Forschung und Praxis, Verlag des Witzenhausen-Institutes, Witzenhausen.
- WIEMER, K. UND KERN, M. (1991): Bioabfallkompostierung - flächendeckende Einführung. In: Abfallwirtschaft, Band 6.
- WIEMER, K.; BEHLING, D.; GÄTH, S. UND SCHMEISKY, H. (2003): Standortangepasste Alternativen zur Oberflächenabdichtung von Deponien. In: Wasser und Abfall, Heft 11-12/2003, S. 44-49.
- WILLAND, A. (2007): Ausgewählte Schwerpunkte des neuen Deponierechts. 3. Leipziger Deponiefachtagung: Deponieschließung, Sicherung und Nachsorge von Deponien, Februar 2007, Leipzig.
- WILSNACK, T.; BOY, S.; WEINHOLD, V. UND KEIL, M. (2002): Methodische Konzepte zur Beurteilung des Langzeitverhaltens von immobilisierten Materialien; In: Müll und Abfall, Heft 7/2002, S. 395-405.
- WINKLER, S. (1980): Einführung in die Pflanzenökologie. 2. Aufl., Fischer Verlag, Stuttgart.
- WITHERS, B.; VIPOND, S. UND LECHER, K. (1978): Bewässerung, Verlag Paul Parey, Berlin.
- WITT, K.J.; ZEH, R. UND FABIAN, F. (2004): Kapillarschutzschichten für mineralische Dichtungskomponenten in Oberflächenabdichtungen. In: Müll und Abfall, Heft 11/2004, S. 540-546.
- WÖHLER, V. (1999): Aufbereitete Aluminium-Salzschlacke als Rekultivierungsmaterial. Dissertation, Universität GhK Kassel, Kassel.
- WOHLRAB, B.; ERNSTBERGER, H.; MEUSER, A. UND SOKOLLEK, V. (1992): Landschaftswasserhaushalt. Wasserkreislauf und Gewässer im ländlichen Raum - Veränderungen durch Bodennutzung. Wasserbau und Kulturtechnik. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin.
- WOITKE, M.; HEINDL, A.; BOOTS, A. UND GIMMLER, H. (2002): Untersuchungen zum biologisch bedingten Säureeintrag in MVA-Schlacken: Lysimeterexperimente und der Beitrag der Wurzelatmung und der Wurzelexudation. Forschungsvorhaben F172 des Bayrischen Forschungsverbund Abfallforschung und Reststoffverwertung.
- WOLSFELD, N. UND ARLT, K. J. (2005): Feldversuche zu Oberflächenabdichtungssystemen auf Basis mineralischer Stoffe der Stahlindustrie. In: Melchior, S. und Berger, K. (Hrsg.): Abfallverwertung bei der Rekultivierung von Deponien, Altlasten und Bergbaufolgelandschaften. Hamburger Bodenkundliche Arbeiten, Band 56, Selbstverlag des Vereins zur Förderung der Bodenkunde, Hamburg, S. 197-207.
- ZEH, R. UND WITT, K. J. (2002): Untersuchungen zum Langzeitverhalten von Oberflächenabdichtungen von Hausmülldeponien, Endbericht – Ergebnisse und Empfehlungen, Professur Grundbau, Bauhaus-Universität Weimar.

Fachgebiet Landschaftsökologie und Naturschutz

Nordbahnhofstr. 1a | 37213 Witzenhausen | (FRG)

Neue Schriftenreihe

Ökologie und Umweltsicherung

Heft 1/1992 :

Status und Verbreitung des Braunbären (*Ursus arctos*) in Europa sowie Maßnahmen zur Erhaltung der Art.

Bernhard Hörning, 182 Seiten - € 10,00

Heft 2/1993 :

Auswirkungen der Werraversalzung auf die ökologischen Verhältnisse der Auenlandschaft des Werratal.

Margit Kahlert, 170 Seiten - € 8,00

Heft 3/1993 :

Entwicklung abiotischer Milieufaktoren in einem neuentstehenden See eines ehemaligen Braunkohlentagebaugebietes in Nordhessen.

Wilma Maria Anna Westermann, 194 Seiten - € 10,00

Heft 4/1993 :

Die physikalischen Eigenschaften der Böden von Braunkohleabraumhalden in ihrer Wirkung auf die Begrünung und Erodierbarkeit.

Ali Latif, 238 Seiten - € 10,00

Heft 5/1993 :

Die Flora und Vegetation im Uranbergbaurevier Ronneburg - Pflanzensoziologische Untersuchungen an Extremstandorten.

Hartmut Sänger, 227 Seiten und 76 S. Anhang - € 12,00

Heft 6/1994 :

Beiträge zur Limnologie von Fließgewässern in der Umgebung Witzenhausens.

M.P.D. Meijering (Ed.), 119 Seiten - € 7,00

Heft 7/1994 :

Stark verzögerte Schnittnutzung auf feuchten Grünlandstandorten - Pflanzenbauliche und ökologische Aspekte -.

Bernhard Hübner, 133 Seiten und 51 S. Anhang - € 9,00

Heft 8/1994 :

Zur Ökologie des Fließgewässersystems der Nieme - Ein Beitrag zum Naturschutz in Südniedersachsen -.

Peter Haase, 213 Seiten - € 10,00

Heft 9/1994 :

Die Fluktuation von Ackerwildkraut-Gesellschaften und ihre Beeinflussung durch Fruchtfolge und Bodenbearbeitungs-Zeitpunkt.

Thomas van Elsen, 414 Seiten - € 16,00

Heft 10/1995 :

Ökophysikalische und -chemische Faktoren des Wilhelmshäuser Bachsystems und ihre Veränderung durch Nutzungseingriffe.

Ternala Alexander Barus, 139 Seiten - € 9,00

Heft 11/1996 :

Beitrag des Weißklee (Trifolium repens L.) zur Ertragsbildung von Grünlandnarben unter besonderer Berücksichtigung von Methoden zur Quantifizierung seiner Stickstoff-Fixierungsleistung.

Jochen Neuendorff, 131 Seiten - € 11,00

Heft 12/1997 :

Rekultivierung von Rückstandshalden der Kaliindustrie - Untersuchungen zum Standort, zur Begrünung mit Komposten und zur Gehölzsukzession von Rückstandshalden mit anhydritischen Auflageschichten.

Michael Lücke, 219 Seiten - € 12,00

Heft 13/1997 :

Ermittlung zum Nitrataustrag aus Dauergrünland unter Weidenutzung auf Flußmarsch unter besonderer Berücksichtigung von Exkrementstellen.

Ludger Klempt, 229 Seiten - € 12,00

Heft 14/1998 :

Sukzession in Gipssteinbrüchen.

Andreas Rolf Schulmeister, 129 Seiten und Anhang - € 11,00

Heft 15/1998 :

Auswirkungen unterschiedlicher Nutzungsintensitäten auf die epigäische Arthropodenfauna von Harzer Bergwiesen: Ein Beitrag zur Landnutzungsgeschichte und zum Konfliktfeld Naturschutz-Landwirtschaft.

Claus-Jürgen Vowinkel, 352 Seiten - € 16,00

Heft 16/1999 :

Rekultivierung von Rückstandshalden der Kaliindustrie -2- Untersuchungen zur Substratandeckung mit geringen Schichtstärken aus Bodenaushub-Wirbelschichtasche-Gemischen und ihre Begrünung.

Günter Podlacha, 200 Seiten - € 13,00

Heft 17/1999 :

Strömungsgeschehen, Stoffhaushalt und Gewässergüte im Auenbereich eines salzbelasteten Fließgewässers: Fallstudie eines Naturschutzgebietes im Unteren Werratal.

Wilko Schweers, 352 Seiten - € 15,00

Heft 18/1999:

Zoozönosen, Chemismus und Struktur regionaler Bachtypen im niedersächsischen und nordhessischen Bergland.

Peter Haase, 155 Seiten und Anhang - € 11,00

Heft 19/2000:

Rekultivierung von Rückstandshalden der Kaliindustrie -3- Untersuchungen zum Salzaustrag, zur Sukzession sowie Maßnahmen und Erkenntnisse zur Begrünung.

Helge Schmeisky, Hubertus Hofmann (Ed.), 212 Seiten - € 14,00

Heft 20/2001:

Untersuchungen zur Nutzbarkeit aufbereiteter Salzschlacke der Sekundäraluminium-Industrie als Rekultivierungsmaterial einer Kali-Rückstandshalde.

Tobias Scheer, 181 Seiten - € 13,00

Heft 21/2001:

Studien über Mikroalgen in Nordhessen.

Tobias Scheer, Helge Schmeisky (Ed.), 228 Seiten - € 14,00

Heft 22/2001:

Erfolgs- und Leistungsbeurteilung der Selbstverwaltung Deutscher Beregnungsverbände im Hinblick auf die Bildung von Wassernutzungsorganisationen in Brasilien.

Oswaldo König, 231 Seiten - €14,00

Heft 23/2003:

Raum – Zeit – Dynamik von Flora und Vegetation auf Halden des Uranbergbaus.

Hartmut Sänger, 336 Seiten - € 19,00

Heft 24/2004:

Rekultivierung von Rückstandshalden der Kaliindustrie - 5 - Untersuchungen zur Begrünung und zur Sukzession auf einer anhydritisch geprägten Rückstandshalde der Kaliindustrie im Werragebiet.

Hubertus Hofmann, 212 Seiten - € 14,00

Heft 25/2005:

Rekultivierung von Rückstandshalden der Kaliindustrie – 6 – Begrünungsmaßnahmen auf der Rückstandshalde des Kaliwerkes – Sigmundshall in Bokeloh.

Silvia Niessing, 191 Seiten - € 14,00

Heft 26/2005:

Use of compost for crop production in Pakistan.

Ghulam Sarwar, 203 Seiten - €14,00

Heft 27/2007:

Ökologisch-faunistische Fließgewässerbewertung am Beispiel der salzbelasteten unteren Werra und ausgewählter Zuflüsse.

Gerd Hübner, 232 Seiten - € 17,00

Heft 28/2007:

Evolution of effective and economical reclamation technology for salt affected soils using brackish water.

Muhammad Anwar Zaka, 153 Seiten und Anhang - € 11,00

Heft 29/2007:

Salinity/sodicity tolerance of *Acacia ampliceps* and identification of techniques useful to avoid early stage salt stress.

Khalid Mahmood, 183 Seiten und Anhang - € 13,00

Heft 30/2008:

Untersuchungen zum Aufbau einer funktional optimierten Rekultivierungsschicht auf einer hochbasischen Aschendeponie.

Frank Braunisch, 215 Seiten - € 15,00