

Institut für Wasserchemie und Chemische Balneologie
Lehrstuhl für Hydrogeologie, Hydrochemie und Umweltanalytik
der Technischen Universität München

Wasser-, Stoff- und Energiebilanz von Deponien aus Müllverbrennungsschlacken

Ralf Klein

Vollständiger Abdruck der von der Fakultät für Chemie der Technischen Universität
München zur Erlangung des akademischen Grades eines

Doktors der Naturwissenschaften (Dr. rer. nat.)

genehmigten Dissertation.

Vorsitzender: Univ.-Prof. Dr. E. Born
Prüfer der Dissertation: 1. Univ.-Prof. Dr. R. Niessner
2. Univ.-Prof. Dr. St. Wohnlich
Ludwig-Maximilians-Univ. München

Die Dissertation wurde am 20.12.2001 bei der Technischen Universität München eingereicht
und durch die Fakultät für Chemie am 17.04.2002 angenommen.

Danksagung

An erster Stelle gilt mein Dank Herrn Prof. Dr. R. Niessner, zum einen für das interessante Arbeitsthema, das ich überwiegend frei gestalten durfte, zum anderen für die finanzielle Unterstützung, die mir die Teilnahme an zahlreichen Tagungen ermöglichte. Vor allem die äußerst lebendigen Kommentare zum Thema „Geologen und Chemie“ werde ich vermissen.

Dr. Thomas Baumann möchte ich für seine Engelsgeduld und seinen grenzenlosen Optimismus danken. Durch seine zahlreichen Ideen hat er mich nicht nur die Regale von OBI, sondern auch neue Bereiche der Hydrogeologie kennenlernen lassen. Seine Aussage: „.....macht das von alleine“ wird mir wohl unvergessen bleiben.

Ein besonderer Dank gilt dem Zweckverband Ingolstadt, insbesondere Herrn Feigl und Herrn Wöhrle für die stets hilfsbereite und freundliche Unterstützung bei der Probenahme und den diversen Meßkampagnen auf dem Werksgelände sowie auf den Deponien Großmehring und Eberstetten.

Dr. Manfred Baumann und Birgit Apel danke ich für die Einführung in die komplexe Welt der Wasserchemie. Sie hatten immer ein offenes Wort für meine Fragen aus dem Reich des Wassers. Ferner möchte ich Birgit Apel, wie auch Achim Langer und Christine Sternkopf herzlich für die Analytik der unzähligen Eluat- und Sickerwasserproben danken.

Ein Dankeschön möchte ich auch an Stefan, Norbert, Gerty, Christine, Maik, Angelika, Markus, Bettina, Andrea, Johanna, Dagmar und Matthias richten, die einen wesentlichen Beitrag zu dem richtig guten Arbeitsklima in unsere „Geologenhöhle“ lieferten. Auch den diversen Münchener Brauereien möchte ich dafür danken, daß sie unsere geselligen Treffen stets mit ausreichend Hopfenkaltschale versorgt haben.

Danke auch meinen lieben Kolleginnen Christine, Marion und Susi, die es mir leichter gemacht haben, so manche Krise zu überstehen.

Dr. Nikolaus Nestle danke ich für die vermittelten Einblicke in die Welt der Physik und seine mir entgegengebrachte Geduld im Bereich der höheren Programmierkünste.

Auch Ingrid Schaffelhofer möchte ich danken, ohne ihre tatkräftige Hilfe würden meine englischen Veröffentlichungen wohl immer noch deutsch klingen.

Meiner lieben Leidensgenossin Claudia Speiser möchte ich ganz besonders für ihre Freundschaft, Tatkraft und hervorragende Einführung in die Thematik danken. Unsere gemeinsamen Tage auf der Deponie werden mir stets in guter Erinnerung bleiben.

Liebe Geli, Dir gilt mein größter Dank. Dein Glaube an mich und Deine Zuversicht in meine Arbeit, haben mir über viele Krisen hinweggeholfen und mich dann wieder aufgebaut, wenn ich mal wieder die „Flemm“ hatte.

***„Die Natur ist unerbittlich und unveränderlich,
und es ist ihr gleichgültig, ob die verborgenen Gründe
und Arten ihres Handelns dem Menschen
verständlich sind oder nicht.“***

(Galileo Galilei)

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit sind folgende Veröffentlichungen erschienen:

1. R. Klein, T. Baumann, R. Niessner: *Wärmeentwicklung auf der MVA-Schlackedeponie Großmehring/Ingolstadt*, Entsorgungspraxis 3 (2000) 26-30.
2. R. Klein, T. Baumann, E. Kahapka, R. Niessner: *Temperature development in a modern municipal solid waste incineration (MSWI) bottom ash landfill with regard to a sustainable waste management*, Journal of Hazardous Materials B83 (2001) 265-280

Abkürzungen

• Formelzeichen: Lateinische Buchstaben

a	Anteil der langsamen Reaktion der Gesamtleistung
A	Fläche
A_O	Oberflächenabfluß
A_U	Versickerung
c	Konzentration
m	Masse
n	Anzahl der Wiederholungen einer Messung
j_q	Wärmestromdichte
D_T	Transversalen Dispersionskoeffizient
D_L	Longitudinale Dispersionskoeffizient
FK	Feldkapazität
F_{14}	Luftfeuchte (14 Uhr)
G_s	Schlackenmasse nach der Entwässerung
DH	Reaktionsenthalpie
G_B	Schlackemasse nach dem Trocknen
H_b	Enthalpie der Abluft
H_z	Enthalpie der Zuluft
N_d	Niederschlagsdauer
P	Leistung
$P^{(0)}$	Anfangsleistung
P_{14}	Sättigungsdampfdruck (14 Uhr)
Q_0	Maximale Schüttung
Q_C	Wärmespeicherung
Q_K	Konvektion
Q_N	Gesamtniederschlagsmenge
Q_R	Radiation
Q_S	Noch abfließende Sickerwassermenge
Q_T	Wärmeleitung
Q_{total}	Erzeugte Wärmemenge
RV	Rückhaltevolumen
s	Abstand zum Eingabepunkt
T	Temperatur
t_A	Zeitkonstante, schneller Teil
t_B	Zeitkonstante, langsamer Teil
V	Volumen
v_a	Mittleren Abstandsgeschwindigkeit
v_{dom}	Dominierende Abstandsgeschwindigkeit
v_{a1}	Schnellste Abstandsgeschwindigkeit
X_W	Maximaler Wassergehalt der Luft
x	Schichtdicke der Schlackenschicht
x_R	Reduktionsfaktor des Wärmeübergangskoeffizienten

• Formelzeichen: Griechische Buchstaben

α	Wärmeübergangskoeffizient
a	Longitudinale Dispersivität
α_{aq}	Transmissionswärmeverlust
a_k	Äquivalenter Wärmedurchgangskoeffizient
ε	Spektraler Absorptionskoeffizient
λ	Wärmeleitfähigkeit
ρ	Dichte
σ	Stefan-Boltzman-Konstante
$\bar{\omega}$	Auslaufkoeffizient

• Sonstige Abkürzungen

AAS	Atomabsorptionsspektroskopie	Mio.	10 ⁶
Abb.	Abbildung	MVA	Müllverwertungsanlage, Müllverbrennungsanlage
AbfG	Abfallgesetz	N	Niederschlagsmenge
Abs.	Absatz	nm	Nanometer, 10 ⁻⁹ m
AZV	Abfallzweckverband	OA	Oberflächenabdeckung
BA	Bauabschnitt	OK	Oberkante
BK	Bohrkampagne	OZ	Oberflächenzufluß
C	Container	PDB	Pee Dee Belemnite
CAH	Calciumaluminiumhydrat	PE	Polyethylen
CASH	Calciumaluminiumsilikathydrat	pH	Negativer dekadischer Logarithmus der Hydroxoniumionenkonzentration
CSH	Calciumsilikathydrat	ppb	Parts per billion
DEV	Deutsches Einheitsverfahren	ppm	Parts per milion
DIN	Deutsche Industrienorm	RE, BSE	Rückstreuelektronen
DR	Doppelring-Infiltrrometer	REM	Rasterelektronenmikroskop
DK	Dielektrizitätskonstante	SAD	Sonderabfalldeponie
Drain	Drainageschicht	SE	Sekundärelektronen
ET	Evapotranspiration	SK	Schlackekörper
EPA	Environmental Protection Agency (USA)	S-Nqu	Ungequenchte Schlacke
G	Gramm	S-Qu	Naßgequenchte Schlacke
GB	Geologische Barriere	SW	Sickerwasserabfluß
GC	Gaschromatographie	t	Tonne, 10 ⁶ g
Gew.-%	Gewichtsprozent	Tab.	Tabelle
GOK	Geländeoberkante	TASi	Technische Anleitung Siedlungsabfall
GZ	Grundwasserzufluß	TRFA	Totalreflexions-Röntgenfluoreszenz- Spektroskopie
HDPE	High Density Polyethylen	TDR	Time-Domain-Reflectometry
IC	Ionenchromatographie	TIC	Anorganischer Kohlenstoffgehalt
ICP-MS	Induktiv gekoppelte Plasma- /Massenspektrometrie	TOC	Total Organic Carbon
ISO	International Organization for Standardization	TS	Trockensubstanz
KbE	Koloniebildende Einheiten	TXRF	Total-reflection X-Ray Fluorescence
KDB	Kunststoffdichtungsbahn	TWL	Trockenwetterlinie
k _r -Wert	Gesättigte Wasserdurchlässigkeit	UEG	Untere Explosionsgrenze
kg	Kilogramm, 10 ³ g	V	Verdunstung
KrW.	Kreislaufwirtschaftsgesetz	V _a	Aktuelle Verdunstung
km	Kilometer	VDI	Verein Deutscher Ingenieure
LAGA	Länderarbeitsgemeinschaft Abfall	Vol.-%	Volumenprozent
LfU	Landesamt für Umweltschutz	V _p	Potentielle Verdunstung
LS	Loggerstation	W	Wassergehalt
µm	Mikrometer, 10 ⁻⁶ m	XRD	Röntgendiffraktometrie, engl. X-Ray Diffraction
mm	Millimeter, 10 ⁻³ m	XRF	Reflection X-Ray Fluorescence
m	Meter		
m ³	Kubikmeter		
m ²	Quadratmeter		
MBA	Mechanisch Biologische Abfallbehandlung		

INHALTSVERZEICHNIS

I	EINFÜHRUNG UND AUFGABENSTELLUNG	1
1	Ökologische Stellung der Deponie	1
2	Geschichtliche Entwicklung der Müllverbrennung	3
3	Schutzziele nach TA Siedlungsabfall.....	5
4	Zielsetzung	6
II	THEORETISCHE GRUNDLAGEN.....	9
1	Wasserbilanz von MVA-Schlacken.....	9
1.1	Hydrologischer Kreislauf.....	10
1.2	Wasserbilanz	11
1.2.1	Bilanzgleichung	11
1.2.2	Bilanzglieder.....	12
1.3	Einflußparameter	13
2	Stoffbilanzen von MVA-Schlacken.....	18
2.1	Geochemische und mineralogische Charakterisierung von Schlacken.....	18
2.2	Alterationsverhalten von MVA-Schlacken.....	22
2.3	Auslaugungsverhalten von MVA-Schlacken.....	31
2.4	Glühverluste von MVA-Schlacken.....	32
2.5	Mikrobiologie von MVA-Schlacken.....	33
2.6	Gasproduktion in Schlackedeponien.....	36
2.7	Spezifische Dichte von MVA-Schlacken.....	37
3	Energiebilanz einer MVA-Schlackedeponie.....	39
3.1	Temperaturentwicklungen auf MVA-Schlackedeponien.....	39
3.2	Auswirkungen erhöhter Temperaturen auf technische Sicherheitssysteme.....	41
3.3	Wärmeleitung und -produktion.....	42
III	MATERIALIEN UND METHODEN.....	47
1	Schlacken der Müllverbrennungsanlage Ingolstadt	47
1.1	Verbrennungsprozeß und Schlackebehandlung	47
1.2	Physikalische Kenndaten der Schlacken.....	50
1.2.1	Korngrößenverteilung.....	50
1.2.2	Dichte der Schlacke	51

1.2.3	Wärmeleitfähigkeit der Schlacke	52
2	MVA-Schlackedeponie Grossmehring	52
3	Durchführung der Messungen.....	55
3.1	Charakterisierung der Schlackenproben.....	55
3.1.1	Probenahme und Aufbereitung des Schlackematerials	55
3.1.1.1	Probenahme von frischen Schlacken.....	55
3.1.1.2	Probenahme von gealterten Schlacken.....	55
3.2	Batchversuche	56
3.2.1	Säulenversuche	56
3.2.2	Bestimmung der Feldkapazität	57
3.2.3	Bestimmung der Wasserdurchlässigkeit	59
3.2.4	Elutionsversuche nach DIN 38414-S4	59
3.2.5	Containerversuche	59
3.2.6	Untersuchungen am Deponiegas	61
3.2.7	Tracerversuch.....	62
3.3	Versuchsfelder	62
3.3.1	Profil 1	62
3.3.2	Profil 2	64
3.3.3	Deponie Eberstetten.....	65
3.3.4	Materialien für die Versuchsfelder.....	66
4	Verwendete Methoden.....	68
4.1	Totalreflexions-Röntgenfluoreszenzanalyse (TRFA)	69
4.2	Ionenchromatographie (IC).....	69
4.3	Massenspektrometrie (ICP-MS)	69
4.4	Gaschromatographie (GC)	70
4.5	Atomabsorptionsspektroskopie (AAS).....	70
4.6	H ₂ O/CO ₂ -Bestimmung (Leco CS 225)	71
4.7	Feuchtesensoren (TDR-Sonden).....	71
4.8	Sickerwassersensor	73
5	Geräte und Verbrauchsmaterialien.....	74
5.1	Instrumentierung.....	74
5.2	Glas- und Kleingeräte.....	74
5.3	Verbrauchsmaterial.....	75
5.4	Gase, Chemikalien.....	75
IV	RESULTATE UND DISKUSSION.....	77
1	Wasserbilanz der Schlackedeponie Grossmehring	77
1.1	Hydrologische Kenngrößen der Schlacke	77

1.1.1	Feldkapazität der Schlacken.....	77
1.1.2	Gesättigte Wasserdurchlässigkeit.....	78
1.1.2.1	Laborversuche.....	78
1.1.2.2	Feldversuche	79
1.1.2.3	Interpretation der Wasserdurchlässigkeiten.....	81
1.2	Statische Wasserbilanz	82
1.2.1	Niederschlag und Klima	82
1.2.2	Wasserzufuhr über eingelagerte Schlacken	83
1.2.3	Sickerwasserabfluß	85
1.2.4	Wasserspeicherung in der Deponie	88
1.2.4.1	Bohrkernproben.....	88
1.2.4.2	TDR-Messung.....	90
1.2.5	Verdunstung	95
1.3	Dynamik des Wasserhaushalts	96
1.3.1	Niederschlag-Sickerwasser-Kausalität	96
1.3.2	Trockenwetterlinie.....	97
1.3.3	Tracerversuch.....	100
1.3.4	Prognose	102
2	Stoffbilanz der Schlackedeponie Grossmehring.....	104
2.1	Elutionen an frischen und gealterten Schlacken.....	104
2.1.1	pH-Wert.....	104
2.1.2	TOC.....	105
2.1.3	Calcium	106
2.1.4	Sulfat.....	107
2.1.5	Chlorid.....	109
2.1.6	Aluminium.....	110
2.1.7	Eisen.....	111
2.1.8	Zink.....	112
2.1.9	Blei	113
2.2	Elutionen an gesiebter Schlacke	114
2.3	Elutionen an Schlacken von Containerversuchsreihe 3	115
2.4	Säulenversuche	119
2.5	Feststoffuntersuchungen an Schlackeproben.....	121
2.5.1	Kohlenstoffgehalte	121
2.5.1.1	Bohrkernproben.....	121
2.5.1.2	Containerschlacke.....	123
2.5.2	Schwefelgehalte	123
2.6	Mikrobiologische Untersuchungen.....	125
2.7	Deponiegasmessungen	126
2.7.1	Gasgehalte.....	126
2.7.1.1	Offene Deponie.....	126
2.7.1.2	Abgedeckte Deponie	128
2.8	Meteorischer Stoffeintrag.....	130

2.9	Stoffaustrag über flüssige Phase	132
3	Energiebilanz der Schlackedeponie Grossmehring	136
3.1	Containerversuche	136
3.1.1	Versuchsreihe 1 (Effekt der Vorbehandlung)	136
3.1.2	Versuchsreihe 2 (Effekt der Korngröße)	138
3.1.3	Versuchsreihe 3 (Effekt der Gaszusammensetzung)	140
3.1.4	Versuchsreihe 4 (Effekt der Wassergehalte).....	142
3.2	Temperaturentwicklungen in der Deponie.....	144
3.2.1	Profil 1	144
3.2.2	Profil 2	149
3.3	Abhängigkeit der Temperaturentwicklung.....	154
3.3.1	Vergleichende Temperaturentwicklung	154
3.3.2	Niederschlag.....	157
3.3.3	Umgebungstemperatur	158
3.3.4	Volumen/Oberflächen Verhältnis.....	158
3.3.5	Untergrundtemperatur	159
3.4	Interpretation der Temperaturentwicklung.....	161
3.5	Deponie Eberstetten.....	161
3.6	Modellierung der Temperaturentwicklung.....	164
3.6.1	Theorie des Modells	164
3.6.2	Validierung mit Realdaten	166
3.6.2.1	Profil 1	166
3.6.2.2	Profil 2	170
3.6.2.3	Deponie Eberstetten.....	171
3.6.3	Sensitivitätsanalyse.....	172
3.6.4	Prognoseszenarien	174
3.6.4.1	Szenario 1	174
3.6.4.2	Szenario 2.....	176
3.6.4.3	Szenario 3.....	177
3.6.4.4	Szenario 4.....	179
3.6.5	Diskussion der Simulationsergebnisse.....	181
V	ZUSAMMENFASSUNG UND HANDLUNGSEMPFEHLUNGEN.....	183
VI	LITERATUR.....	187

I Einführung und Aufgabenstellung

1 Ökologische Stellung der Deponie

Oberstes Ziel allen abfallwirtschaftlichen Denkens und Handelns sollte die Bewahrung der Umwelt für lebende und zukünftige Generationen sein. In industriellen Gesellschaften werden bis auf unabsehbare Zeiten Stoffströme anfallen, die aufgrund ihrer Eigenschaften und/oder ihrer Verunreinigung mit Schadstoffen nicht weiter verwertet werden können. Diese Stoffe müssen dann auf geeignete Art und Weise entsorgt werden. Ein großer Teil dieser Abfallströme kann in eine gasförmige oder flüssige Form überführt werden und nach einer Schadstoffreinigung wieder der Atmosphäre bzw. der Hydrosphäre zugeführt werden. Der verbleibende Feststoffanteil muß, soweit man ihn nicht wiederverwenden kann, in Deponien endgelagert werden. Dadurch wird dieser Anteil des Abfalls ein Bestandteil der Lithosphäre.

Um einen Schutz der Geosphäre vor den Schadstoffen der deponierten Schlacken zu gewährleisten, müssen diese, sofern sie nicht in einer dauerhaft inerten Form vorliegen, durch dauerhaft wirksame geologische bzw. technische Barrieren eingeschlossen werden.

Abfallbehandlung und –ablagerung sind sowohl mit primären (Emissionen bei der Umwandlung der Abfälle) als auch sekundären (Emissionen bei Bau und Betrieb der Anlagen) verbunden. Um die in der allgemeinen Verwaltungsvorschrift der Technischen Anleitung Siedlungsabfall (TASi) [1] vorgegebenen Schutzziele zu erfüllen, muß die von der Deponie ausgehende potentielle Umweltbelastung ermittelt werden. Neben der Gesamtheit der in der Deponie enthaltenen Schadstoffe ist auch die Dynamik, mit der diese freigesetzt werden und in der Geosphäre ihre Wirkung entfalten können, von ökologischer Bedeutung.

Dabei ist zu beachten, daß die von einer Deponie ausgehende Umweltbelastung über einen schlecht überschaubaren Zeitraum verteilt ist und sich somit einer vollständigen, empirischen Erfassung entzieht. Daneben steht die endliche Lebensdauer der technischen Barrieren und Deponieeinbauten einer unabsehbaren Standzeit der Deponie gegenüber. Daher ist es unabdingbar, will man eine angemessene Bewertung der Deponie durchführen, daß man eine Prognose des Langzeitverhaltens der Deponie und der technischen Bauwerke durchführt.

Eine Schwierigkeit in dieser Prognose liegt in der Bewertung des Deponiekörpers, dessen Emissionen als ein System von Produktion, Speicherung, Umwandlung und Transport von Energie und Ionen beschrieben werden kann. Wegen der sehr hohen Inhomogenität lassen sich die Rand- und Anfangsbedingungen dieses Systems nur mit großen Einschränkungen definieren. Des weiteren lassen sich die Belastungen auf die technischen Bauwerke der Deponie, sowohl durch den Deponiekörper als auch die geologischen und hydrogeologischen Rahmenbedingungen nur in eingeschränkter Weise vorhersagen.

Vor diesem Hintergrund ist eine genaue Überwachung der Deponie sowie eine detaillierte Erforschung der Reaktionen in der Deponie von Nöten.

Die ersten geordneten Deponien der siebziger und achtziger Jahre¹ waren durch kaum kontrollierbare Emissionen mit hoher organischer Belastung gekennzeichnet. Bei

¹ In den siebziger und achtziger Jahren wurden fast ausschließlich unbehandelte Siedlungsabfälle abgelagert.

solchen Deponien lag die prognostizierte Nachsorgezeit zwischen mehreren Jahrzehnten (Deponiegas) bis zu mehreren Jahrhunderten (Sickerwasser).

Daraus resultierte die Suche nach neuen Wegen, die solche Siedlungsabfalldéponien für die Zukunft vermeiden sollen. Das Ziel war die Schaffung von Abfällen, die durch eine Vorbehandlung in einen inerten Zustand überführt werden. Verbleibende Emissionen sollten durch einen geeigneten Deponiestandort und eine verbesserte Deponietechnik minimiert werden.

Durch die Vorbehandlung von Hausmüll in Verbrennungsanlagen erreicht man eine weitgehende Reduzierung der organischen Deponieemissionen. Die aus dem Ofen ausgebrachten Aschen und Schlacken weisen einen um bis zu 95 % gegenüber den unbehandelten Siedlungsabfällen reduzierten Anteil an organischen Verbindungen auf. Durch eine Hochtemperaturbehandlung der Schlacke ist eine noch weitergehende Reduzierung der Restorganik in den Schlacken zu erzielen, zudem wird hierdurch eine bessere Einbindung der anorganischen Schadstoffe bewirkt.

2 Geschichtliche Entwicklung der Müllverbrennung

Seit dem Auftauchen des Menschen in der Evolutionsgeschichte erzeugt er Abfälle, die man als Müll bezeichnen kann. Aber erst als er den Schritt vom Jäger und Sammler zum sesshaften Wesen schaffte, stellten diese Abfälle ein erstes Problem für ihn dar. Durch die geringe Populationsdichte zu dieser Zeit gab es jedoch genügend Platz um diesen Müll zu beseitigen.

Erst mit dem Auftauchen der frühen Hochkulturen in Mesopotamien und am Indus kam es auch zur ersten geordneten Ansammlung von Abfällen. Auch in der Bibel gibt es Zeugnisse über Mülldeponien und Müllverbrennung zu dieser Zeit. So wurde der Abfall von Jerusalem in das nahegelegene Kidron-Tal gebracht und dort verbrannt. Die Asche dieser Verbrennung wurde anschließend nach Bethel gebracht (1. Buch der Könige 15,13; Psalm 80,17).

Mit dem raschen Bevölkerungswachstum in Europa wuchs auch das Müllproblem. Besonders die von Müllablagerungen ausgehenden Hygienebelastungen, zu Beginn unserer Zeitrechnung wurden der Abfall und die Fäkalien in den meisten Städten einfach auf die Straße geworfen, machten es notwendig, die Abfallabfuhr und -deponierung zu optimieren. In der zweiten Hälfte des 13. Jahrhunderts wurden zu diesem Zweck in Hamburg spezielle Rinnen in der Straßenmitte angelegt, so daß der Abfall vom Regen leichter fortgespült werden konnte. 1473 wurde in Amsterdam ein erstes kommerzielles Unternehmen mit der Entsorgung der Abfälle beauftragt [2].

Mit der Industrialisierung im 19. Jahrhundert kam es dann zu einer starken Veränderung der Müllzusammensetzung und zu einem sprunghaften Anstieg der Müllmenge. So lag die Müllproduktion in dieser Zeit in New York bei 540 kg/Person · Jahr, in London bei 300 kg/Person · Jahr und in München immerhin noch bei 230 kg/Person · Jahr [3].

In dieser Zeit wurde in England auch erstmals der Zusammenhang zwischen Hygiene und der Gesundheit der Bevölkerung nachgewiesen. Wissenschaftler wie Max von Pettenkofer, Louis Pasteur und Robert Koch bewiesen, daß das Ausbrechen von Seuchen wie Cholera und Typhus eine Ursache von schlechten hygienischen Bedingungen und nicht eine von Gott geschickte Strafe ist. Aus diesen Erkenntnissen heraus versuchte man 1870 in Peddington (England) Müll zusammen mit Kohle zu verbrennen. Die erste reine Müllverbrennungsanlage wurde dann 1876 in Manchester (England) in Betrieb genommen. Die anfallenden Aschen wurden als Baustoff verwandt.

1892 beschloß die Stadt Hamburg eine Müllverbrennungsanlage zu errichten, um die choleraerseuchten Abfälle der Stadt zu verbrennen. Diese erste deutsche Verbrennungsanlage wurde 1895 mit einer Kapazität von 16 Tonnen/Tag angefeuert [4]. Seit dieser Zeit sind weltweit unzählige Müllverbrennungsanlagen entstanden, wobei die Technik der Verbrennung und die Reinigung der Abgase ständig verbessert wurde [5].

Ziel dieser thermischen Behandlung der Abfälle ist eine Reduzierung der Abfallmenge, eine Verbrennung der im Abfall befindlichen Krankheitserreger sowie eine Reduktion der Reaktivität der Abfälle. Der Müll wird hierbei in die Bestandteile Schlacken, Aschen und unverbrannte Reststoffe überführt. Diese sollten dann ohne weitere Vorsichtsmaßnahmen abgelagert werden können.

Die bei der Verbrennung von Hausmüll und hausmüllähnlichen Abfällen bei Temperaturen von 850 bis 1200 °C anfallenden Schlacken weisen jedoch nicht diese Endlagerqualität auf. So wurde in den 90er Jahren von vielen Forschergruppen die Reaktivität dieser Verbrennungsrückstände untersucht. Dabei wurde gezeigt, daß sich bei der Verbrennung der Abfälle unter den im Ofen herrschenden Sauerstoff- und Temperaturbedingungen kein stabiles Gleichgewicht im Phasensystem der Schlacke ausbilden kann. Unter atmosphärischen Bedingungen sind die bei der Verbrennung gebildeten Phasen nicht stabil. Sie passen sich den veränderten Umweltbedingungen thermodynamisch über exotherme und endotherme Reaktionen an [6]. Neben Lösungsreaktionen sind in den Schlacken Glaskorrosion, Sulfidverwitterung, Metallkorrosionen, Kalklöschung, Hydratations- und Oxidationsreaktionen sowie Carbonatisierungsreaktionen zu beobachten [7-10]. Da bei den Reaktionen in den Schlacken die exother-

men dominieren, kommt es in Deponien aus MVA-Schlacke zu Temperaturentwicklungen. Diese können Werte von bis zu 90 °C erreichen [8, 11, 12].

Eine mit dieser Temperaturerhöhung einhergehende mögliche Schädigung der Deponiebasisabdichtung stellt neben den austretenden Sickerwässern (mit den darin gelösten Stoffen) ein nicht zu vernachlässigbares Risikopotential für die Umwelt dar [13-16].

3 Schutzziele nach TA Siedlungsabfall

Mit der Verabschiedung der Technischen Anleitung Siedlungsabfall [1] wurde eine bundesweit einheitliche, rechtliche Regelung der Anforderungen und des Standes der Technik der umweltverträglichen Deponierung von Siedlungsabfällen getroffen. Diese findet ihre Rechtsgrundlage in §12 Abs. 2 des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes [17]. Die Anforderungen an die Abfälle und den Deponiekörper können nach diesen Bestimmungen folgendermaßen zusammengefaßt werden.

Bestimmungen nach KrW-/AbfG:

- Die Verwertung von Abfällen hat Vorrang vor der Beseitigung. Dabei ist, soweit dies technisch möglich und wirtschaftlich vertretbar ist (§5 Abs. 4), eine der Art und Beschaffenheit des Abfalls entsprechende hochwertige Verwertung anzustreben (§5 Abs. 2).
- Stellt die Beseitigung der Abfälle die umweltverträglichere Lösung dar, so entfällt der Vorrang der Verwertung (§5 Abs. 1)
- Abfälle, die nicht verwertet werden, sind von der Kreislaufwirtschaft dauerhaft auszuschließen und zur Wahrung des Wohls der Allgemeinheit zu beseitigen (§10 Abs. 1).
- Durch die Behandlung von Abfällen sind deren Menge und Schädlichkeit zu vermindern. Die bei der Behandlung und Ablagerung der Abfälle anfallende Energie oder Abfälle sind so weit wie möglich zu nutzen (§10 Abs. 2).

Bestimmungen nach TASI:

- Eine umweltverträgliche Ablagerung von nicht verwertbaren Abfällen ist sicherzustellen. Dabei soll das Entsorgungsproblem von heute nicht auf künftige Generationen übertragen werden (Nr. 1.1).
- Durch die in Anhang B aufgelisteten Zuordnungswerte soll erreicht werden, daß sich kein Deponiegas entwickelt und die organische Sickerwasserbelastung sehr gering ist (Nr. 10.1 Abs. 2).
- Abfälle, die von sich aus in Verbindung mit Wasser oder durch Reaktionen mit anderen Abfällen exotherm reagieren können, sind so einzubauen, daß sie die Funktion der Deponiebasis nicht beeinträchtigen (Nr. 10.6.4.1).
- Um die Mobilisierung von Schadstoffen in den abgelagerten Abfällen einzuschränken, soll die Sickerwasserbildung beim Aufbau der Deponie minimiert werden (Nr. 10.6.4.2).

Die in Anhang B der TASI aufgelisteten Zuordnungswerte zur Deponieklasse II (Nr. 4.2.1) werden derzeit lediglich von thermisch vorbehandelten Abfällen aus Müllverbrennungsanlagen erfüllt.

4 Zielsetzung

Im Hinblick auf eine Langzeitsicherheit von Deponien aus Müllverbrennungsschlacke sollte die zeitliche Einordnung der exothermen Reaktion in einer MVA-Schlackedeponie sowie die damit verbundenen Temperaturentwicklungen im Deponiekörper, besonders in Bezug auf die Anfälligkeit der Deponiebasisabdichtung geklärt werden. Hierbei wurden Instrumente zur Bewertung des Risikos von Schlackedeponien entwickelt. Mit den gewonnenen Daten sollte es möglich sein, den Deponiebetreibern, Zweckverbänden und Genehmigungsbehörden ein Werkzeug in die Hand zu geben, mit dem sie den Einbau der Schlacken auf der Deponie optimieren und die Temperaturentwicklung minimieren können. Damit könnte die in der TASI (Nr. 10.6.4.1) geforderte Nichtbeeinträchtigung der Funktion der Deponiebasis erfüllt werden.

Basierend auf den gewonnenen Daten der installierten Meßprofile wurde unter Miteinbeziehung der Ergebnisse aus Containerversuchen sowie aus den im Rahmen des Projektes gewonnenen mineralogischen und geochemischen Daten ein rechnergestütztes Simulationsmodell entwickelt, welches eine Vorhersage der Temperaturentwicklung im Deponiekörper unter verschiedenen Rahmenbedingungen ermöglicht. Dadurch läßt sich

eine realitätsnahe, konservative Abschätzung der von der Temperaturentwicklung einer Schlackedeponie ausgehenden Gefahr durchführen.

Die im Rahmen der vorgestellten Studie erarbeiteten Vorschläge zum zukünftigen Einbau der Schlacken in Deponien sollen helfen, Deponien sicherer zu betreiben und sollen vermeiden, daß wir mit der Errichtung von Deponien heute nicht die Altlasten kommender Generationen schaffen.

II Theoretische Grundlagen

1 Wasserbilanz von MVA-Schlacken

Als Einführung in die Problematik des Wasserhaushaltes von Schlackedeponien werden die wichtigen Glieder der Wasserbilanz in mathematischem Zusammenhang dargestellt und einer theoretischen Betrachtung unterzogen. Die Unterscheidung von meteorologischen und technologischen Einflußparametern ermöglicht eine deutliche Trennung in veränderliche und unveränderliche Größen, zu deren Charakterisierung der Stand der Forschung beschrieben wird. Eigene Untersuchungen fließen dabei in die Grundlagendarstellung mit ein.

1.1 Hydrologischer Kreislauf

Der Zirkulationsprozeß des Wassers in der Hydrosphäre wird anschaulich durch den hydrologischen Kreislauf charakterisiert [18-23]. Die dabei simultan ablaufenden natürlichen Vorgänge Niederschlag, Abfluß, Verdunstung und Rückhalt sowie der künstliche Wassereintrag über die Schlacke sind eng miteinander verknüpft und von einer Vielzahl von Parametern abhängig. Die quantitative und temporäre Abhängigkeit des Abflusses von Deponien vom Niederschlag (und seinen Parametern Niederschlagshöhe und –dauer) ist in zahlreichen hydrologischen Forschungsarbeiten untersucht worden. Verdunstung und Rückhalt sind allerdings nicht unmittelbar meßbar und daher größenordnungsmäßig nur schwer zu erfassen. Bei der Anlage einer Deponie entsteht ein künstlich beeinflusstes wasserwirtschaftliches System, das dem natürlichen hydrologischen Kreislauf überlagert wird. Seine Bewegungsabläufe und wesentlichen Vorgänge werden zeitlich und quantitativ durch betriebliche und technologische Maßnahmen bestimmt.

An dem in Abb. 1 dargestellten Deponieschnitt wird der hydrologische Kreislauf im folgenden erläutert werden. Der unbeeinflusste Wasserkreislauf wird durch die Vorgänge Niederschlag, Verdunstung, Oberflächen- und Grundwasserzufluß repräsentiert. Die übrigen Vorgänge sind Teil des deponiebedingten Kreislaufs.

Eintrag

Der natürliche Zufluß der Deponie teilt sich in den Niederschlag N , der auf die Deponie niedergeht, den Oberflächenzufluß OZ sowie den unterirdischen Grundwasserzufluß GZ auf. Der künstliche Zufluß entsteht durch die mit der Schlacke in die Deponie eingebrachten Wassermenge W .

Speicherung

Die Wasserspeicherung in einer Schlackedeponie wird hauptsächlich durch das Wasser-rückhaltevermögen der Schlacke hervorgerufen. Abweichend vom hydrologischen Kreislauf der Natur, bei dem die Speicherung im wesentlichen eine Funktion der Bodenart, der Bedeckung und der meteorologischen Verhältnisse ist, wird der Vorgang der Speicherung in einer Deponie noch nach der Art der Schlacke und nach spezifischen Verfahrenstechniken bei der Schlackeablagerung bestimmt. Bei diesem als Rückhalt R bezeichneten Vorgang wird die versickernde Wassermenge zusammen mit dem mit der Schlacke künstlich eingebrachten Wasser zeitlich zurückgehalten.

Austrag

Der Austrag von Wasser aus der Deponie wird durch eine ober- und eine unterirdische Komponente gebildet und besteht im wesentlichen aus der um die Verdunstung V und den in neue Phasen eingebauten Wassergehalt reduzierten Summe von OZ und N. Die als Oberflächenabfluß A_O bezeichnete oberirdische Abflußkomponente entsteht unmittelbar aus dem Niederschlag des Deponieeinzugsgebietes. Die als Sickerwasserabfluß SW bezeichnete unterirdische Abflußkomponente wird mit zeitlicher Verzögerung und als Mischung von Versickerung A_N , und dem Wassergehalt W sowie vom Grundwasserzufluß GZ gebildet.

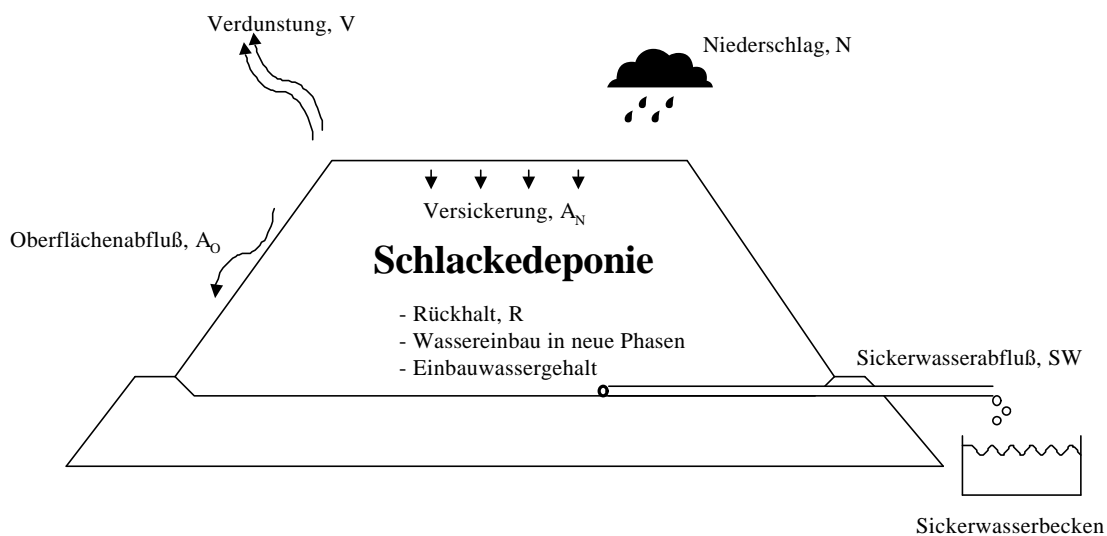


Abb. 1: Schematischer hydrologischer Kreislauf in einem Schlackesegment.

1.2 Wasserbilanz

Die Wasserbilanz gibt Aufschluß darüber, welche Wassermengen durch Abfluß und Verdunstung während eines bestimmten Zeitraumes innerhalb einer abgeschlossenen Einheit abgegeben werden.

1.2.1 Bilanzgleichung

Der Wasserhaushalt einer Schlackedeponie kann durch eine Bilanzierung der eingetragenen und ausgetragenen Wassermengen auf der Deponie berechnet werden. Die in den Deponiekörper eingetragenen Wassermengen R setzen sich aus dem Niederschlag N und dem in der Schlacke bei der Deponierung enthaltenen Wasser W zusammen. Durch Verdunstung V entweichendes Wasser sowie das Sickerwasser SW

gehen mit negativem Vorzeichen in die Bilanz ein. Darüber hinaus ist das an der Schlacke noch haftende Wasser zu berücksichtigen [24]

$$R = N + W - (SW + V) + OZ + GZ \quad \text{Gleichung 1}$$

In einer Deponie, die an ihren Begrenzungslinien (ober- und unterirdisch) von äußeren Einflüssen benachbarter Einflußgebiete abgetrennt ist, können die Bilanzglieder OZ und GZ auf Null gesetzt werden. Da der Oberflächenabfluß der Deponie dem Sickerwasser zugeführt wird, kann auch dieser in der Bilanzierung vernachlässigt werden.

1.2.2 Bilanzglieder

Niederschlag

Unter Niederschlag versteht man das aus der Lufthülle in flüssiger oder fester Form ausgeschiedene Wasser. Seine Hauptformen sind Regen und Schnee [25]. Er stellt als wichtigstes Klimaelement die hydrologische Grundgröße der Bilanzgleichung dar und ist neben dem künstlich eingebrachten Wassergehalt Hauptursache des Wasservorkommens in der Deponie.

Niederschlag wird durch die in Volumeneinheit umgerechnete Niederschlagshöhe N und durch die Niederschlagsdauer T charakterisiert. Durch Ableitung der Höhe des Niederschlags nach der Dauer ergibt sich die Niederschlagsintensität mit

$$I = \frac{dN}{dT} \quad \text{Gleichung 2}$$

Die Gesamtniederschlagsmenge Q_N , die sich auf der Oberfläche der Deponie während eines Niederschlagsereignisses absetzt, wird durch Integration der Niederschlagsintensität über Fläche und Zeit ermittelt.

Verdunstung

Die Verdunstung V beruht auf dem physikalischen Prinzip der Verdampfung, bei dem Wasser vom flüssigen in den gasförmigen Zustand übergeht [26]. Dabei unterscheidet man die Begriffe aktuelle Verdunstung V_a und potentielle Verdunstung V_p , wobei bei V_a die bei gegebenen meteorologischen Bedingungen tatsächlich beobachtete und bei V_p die dabei höchst mögliche Verdunstung zu verstehen ist. Für die Verdunstung aus vegetativ bedeckten Oberflächen ist eine weitere Unterteilung in Evaporation, Transpiration und Interzeption üblich, deren Summe als Evapotranspiration ET_{pot} bezeichnet wird. Sie wird nach Haude [27] wie folgt berechnet

$$ET_{pot} = x \cdot P_{14} \left(1 - \frac{F_{14}}{100}\right) \quad \text{Gleichung 3}$$

und in mm/d angegeben. Dabei ist b ein variabler Monatsfaktor (0,26 – 0,39), P_{14} der Sättigungsdampfdruck um 14 Uhr und F_{14} die um 14 Uhr gemessene Luftfeuchtigkeit.

Sickerwasserabfluß

Als Sickerwasserabfluß SW ist die unterirdische Abflußsumme einer Deponie definiert. Sie wird im allgemeinen aus dem versickernden Niederschlagswasser gebildet, das unter Einfluß der Schwerkraft aus dem Bereich der oberen Deponiehorizonte in tiefere Schichten versickert und dort an der Basis auftritt. Ein weiterer Teil des Sickerwassers wird von dem mit der Schlacke in die Deponie eingebrachten Wasser gebildet.

Wasserrückhalt

Als Rückhalt R wird die Veränderung des gesamten Wasservorrats einer Deponie für eine bestimmte Zeitspanne bezeichnet. Dem in einer Deponie eingebauten Material ist aufgrund seiner Herkunft und Zusammensetzung eine gewisse Feuchte vorgegeben, die als Wassergehalt W bezeichnet wird. Bei ausreichender Wasserzufuhr von außen wird das vorhandene Porenvolumen kurzfristig bis zur Wassersättigung aufgefüllt. Danach entwässert das Material unter Einwirkung der Schwerkraft bis zum Grenzwert der Feldkapazität FK . Das von Wassergehalt und Feldkapazität begrenzte Volumen stellt somit das nutzbare Speichervolumen des Deponiekörpers dar und wird als Rückhaltevolumen RV bezeichnet.

1.3 Einflußparameter

Die Wasserbilanz einer Deponie ist von einer Vielzahl von Parametern abhängig, die ihre wesentlichen Bilanzglieder quantitativ beeinflussen. Im Gegensatz zu den periodisch gleichbleibenden, natürlichen Einflüssen auf die Wasserbilanz ist die Gruppe der künstlichen Einflußparameter von großer Bedeutung, da diese je nach Betriebsweise und Technologie variieren.

Wassergehalte von MVA-Schlacken

Der Wassergehalt der Schlacken ist stark von der Methode abhängig, mit der die heißen Schlacken nach dem Verbrennungsprozeß abgekühlt werden. Über einen Naßentschlacker entnommene Schlacken weisen einen durchschnittlichen Wassergehalt von 7 - 26 Gew.-% auf [9, 28-32]. Schlacken hingegen, die durch Besprühen mit Wasser abgekühlt werden, weisen einen um 5- 10 % verringerten Wassergehalt auf [33]. Der

Wassergehalt in den Schlacken ist für die problemlose Zwischenlagerung von Bedeutung. Nach Chesner [34] sind Wassergehalte über 15 Gew.-% ideal, damit möglichst wenig Material durch Windeinfluß von der Deponie oder dem Zwischenlager verweht und in den Naturraum eingebracht werden kann.

In gealterten Schlacken liegen die Wassergehalte zwischen 15 und 20 Gew.-%, wobei sich eine Differenzierung der Wassergehalte nach der Einbautiefe in der Deponie abzeichnet [35] (Abb. 2). In oberflächennahen Bereichen, sowie in den Stauhorizonten oberhalb der als kapillarbrechende Schicht wirkenden Drainageschicht (kapillar gehaltenes Wasser) treten höhere Wassergehalte als in zentralen Bereichen der Deponie auf. Hierbei spielt auch die erhöhte Temperatur im Deponiekern, die zu einer lokal höheren Verdunstungsrate führt, eine Rolle [35]. Die lokale Heterogenität der Schlackedeponie äußert sich vor allem in der Wasserspeicherung und in der Reaktion auf Niederschlagsereignisse. Nach Hartlén und Rogbeck [36] kann der Wassergehalt in einer Deponie mit längerer Lagerungszeit von anfänglichen 23 auf 16 Gew.-% abnehmen. Die bei der Alterung der Schlacken entstehende Hydratationswärme reicht aus, um signifikante Verdunstungsverluste in den Schlacken zu erzielen [36], diese konnte jedoch nicht quantifiziert werden. Ein weiterer Teil des Wassers geht durch den Einbau in neu gebildete kristalline Strukturen verloren. Dabei ist aber zu berücksichtigen, daß bei vielen Kristallisationsprozessen auch Wasser freigesetzt wird. Bei der Quantifizierung des Phasenumsatzes [37] läßt sich erkennen, daß die Menge des in neue Mineralphasen eingebauten Wassers und die des dabei frei werdenden Reaktionswassers sich in etwa die Waage halten.

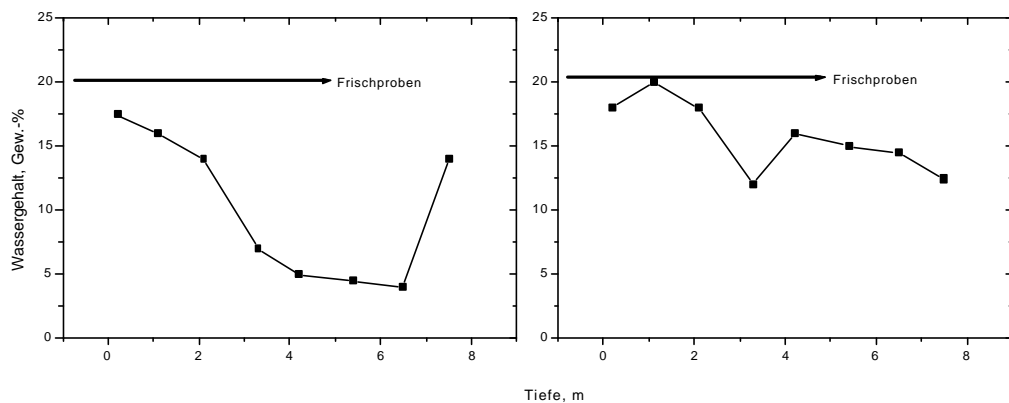


Abb. 2: Wassergehalte im Tiefenprofil der Deponie Riet (Schweiz), zentraler Deponiebereich (linke Seite), randlicher Deponiebereich (rechte Seite) ([35]).

Trockenwetterlinie

Aus der Abflußganglinie einer längeren Reihe kann aus einzelnen Abschnitten dieser Linie eine sogenannte Trockenwetterlinie (TWL) konstruiert werden [38-40]. Nach Beendigung der Niederschläge sollten sich immer die gleichen, flachen Abfallstrecken der Abflußganglinie einstellen [41]. Die resultierende Trockenwetterlinie ergibt sich aus einzelnen Abfallstrecken der Abflußganglinien in Trockenzeiten unter Auslassung der ersten drei bis fünf Tage nach Beendigung der Niederschläge. Im allgemeinen kann die Trockenwetterlinie nach [41] als eine fallende Exponentialkurve angegeben werden.

Maillet [42] zeigte, daß die meisten Trockenwetterlinien einem exponentiellen Verlauf folgen, der durch folgende Beziehung darzustellen ist

$$Q_t = Q_0 \cdot e^{-\alpha t} \quad \text{Gleichung 4}$$

wobei Q_t der Abfluß nach t (Tagen), die seit der Messung der maximalen Schüttung Q_0 zur Zeit (t_0) verstrichen sind, darstellt. Der Auslaufkoeffizient α ist eine quellenspezifische Konstante und läßt sich für jede Quelle nach [43] ermitteln

$$\alpha = \frac{\lg Q_0 - \lg Q_t}{t \cdot \lg e} \quad \text{Gleichung 5}$$

Der Koeffizient α ist vom speicherwirksamen Volumen eines Grundwasserleiters abhängig. Bei seiner Kenntnis ist die zu einem bestimmten Zeitpunkt noch abflußfähige Grundwassermenge annähernd nach folgender Gleichung zu berechnen

$$Q_s = \frac{Q_1}{\alpha} \quad \text{Gleichung 6}$$

wobei Q_s den Grundwasservorrat und Q_1 die Quellschüttung zum Zeitpunkt, an dem der Grundwasservorrat abgeschätzt werden soll, repräsentieren.

An Hand dieser Werte läßt sich der Zeitpunkt abschätzen, an dem der Wasserstrom ohne weitere Niederschläge versiegen wird

$$Q = \frac{Q_1}{\alpha} \cdot \left(1 - \frac{1}{e^{\alpha \cdot t}}\right) \quad \text{Gleichung 7}$$

Gesättigte Wasserdurchlässigkeit

Zur Ermittlung der gesättigten Wasserdurchlässigkeit (k_f -Wert) wurden an MVA-Schlacken zahlreiche Versuche durchgeführt [44-46]. So konnte auf der Deponie Darmstadt in Versuchsreaktoren ein k_f -Wert von $6,25 \cdot 10^{-5}$ m/s festgestellt werden [44]. Der

Abfallkörper wurde dabei mit Wasser gesättigt und anschließend von unten nach oben mit Wasser durchströmt. Das Korngrößenspektrum der untersuchten Schlacke lag hier bei ≤ 6 cm. Auch andere Autoren berichten von k_f -Werten im Bereich von 10^{-6} m/s, was auf eine relativ homogene Durchlässigkeit der Schlacke hindeutet [45, 46]. Bei Laborversuchen wurden aber auch Werte von weniger als 10^{-8} m/s gemessen [47]. Durch erwärmte Deponiesickerwässer muß darüber hinaus mit leicht erhöhten k_f -Werten gerechnet werden [48].

Bei Tracerversuchen (verwendete Tracerstoffe: Pyranin, Fluorescein und Iodid) auf einer Schlackedeponie (Lostorf/Schweiz) zeigte sich eine schnelle Reaktion der Sickerwassermenge auf Niederschlagsereignisse [49]. Dabei wurde beobachtet, daß die Wiederfindung von eingebrachtem Niederschlagswasser in den Wintermonaten mit 90 - 100% weit über der der Sommermonate liegt (9 - 40%). Daneben wurde nachgewiesen, daß sich in der Deponie bevorzugte Fließwege für die meteorischen Wässer ausgebildet haben. Der Anteil des Wassers, das an diesen Fließwegen durch die Deponie strömt, wurde mit Hilfe der $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$ -Methode [50-52] ermittelt. Dieser liegt im Sommer zwischen 20 und 80%, im Winter jedoch bei nur 10%. Die durchschnittliche Verweilzeit des Niederschlagswassers in der Deponie wurde mit 3 Jahren bestimmt. Projektbegleitende Bohrungen im Deponiekörper haben gezeigt, daß sich verhärtete Horizonte mit geringen hydraulischen Durchlässigkeiten in der Schlacke ausgebildet haben [49]. Dadurch kommt es zu Aufstauungen von Sickerwasser in den darüberliegenden Deponiebereichen, wobei die Wassergehalte in der normal ungesättigten Schlacke bis zur vollständigen Sättigung ansteigen können.

Zur Auswertung eines Tracerversuchs ist die Bestimmung folgender hydraulischer Kenngrößen relevant.

Die mittlere Abstandsgeschwindigkeit v_a errechnet sich aus dem Abstand zum Eingabepunkt s sowie dem Zeitpunkt des 50 %igen Tracerdurchgangs $t_{50\%}$ mit

$$v_a = \frac{s}{t_{50\%}} \quad \text{Gleichung 8}$$

Der longitudinale Dispersionskoeffizient D_L wird aus der zeitlichen Unschärfe der integrierten Konzentrationsverteilung im Meßpunkt und der mittleren Abstandsgeschwindigkeit v_a berechnet [53]

$$D_L = \frac{v_a^2 \cdot (t_{84,1\%} - t_{15,9\%})^2}{8 \cdot t_{50\%}} \quad \text{Gleichung 9}$$

Die Dispersivität a_L berechnet sich daraus mit folgender Gleichung

$$a_L = \frac{D_L}{v_a} \quad \text{Gleichung 10}$$

Bei Kenntnis obiger Größen kann die Konzentrationsverteilung des Tracerstoffes am Ort (x,y) zum Zeitpunkt t mit dem transversalen Dispersionskoeffizient D_T und der Konzentration des Stoffes c wie folgt beschrieben werden [54]

$$\frac{\partial c_c}{\partial t} = D_L \cdot \frac{\partial c^2}{\partial x^2} + D_T \cdot \frac{\partial c^2}{\partial y^2} - v_a \cdot \frac{\partial c}{\partial x} \quad \text{Gleichung 11}$$

Aus obiger Gleichung wird deutlich, daß sich die Ermittlung der mittleren Abstandsgeschwindigkeit und der Dispersionskoeffizienten aus der Summenkurve der Tracerkonzentration ausschließlich auf die Grundwasserstromlinie bezieht, die Eingabe- und Beobachtungsstelle verbindet. Allgemeingültige Aussagen über die hydraulischen Eigenschaften des Grundwasserleiters lassen sich deshalb nur dann treffen, wenn die Beobachtungsstelle im Zentrum der Tracerwolke liegt.

Proctordichte der Schlacken

Bei Standfestigkeitsversuchen wurde für die Schlacken aus Müllverbrennungsanlagen eine Proctordichte von 1242 bis 1820 kg/m³ ermittelt [36, 55, 56]. Der Wassergehalt lag bei den durchgeführten Versuchen zwischen 10,6 und 21,7 Gew.-%.

Korngrößenverteilung

Die Korngrößenverteilung ist einerseits ein aussagekräftiges Kriterium zur Charakterisierung des Schlackenmaterials, andererseits zeigte sich in den röntgenographischen Untersuchungen der fraktionierten Proben ein Zusammenhang zwischen Phasenbestand und Korngröße [30].

2 Stoffbilanzen von MVA-Schlacken

2.1 Geochemische und mineralogische Charakterisierung von Schlacken

Müllverbrennungsschlacke wird in Europa und Nordamerika häufig als Sekundärrohstoff in der Bau- und Zementindustrie verwandt. Dementsprechend mannigfaltig ist das Spektrum der veröffentlichten Arbeiten über die physikalischen und chemischen Eigenschaften dieses Stoffes [28, 45, 55, 57-65] sowie über das Alterationsverhalten der Schlacken [10, 62, 63, 66-68]. Andere Arbeitsgruppen beschäftigten sich neben der chemischen Charakterisierung der Schlacken auch mit deren Verhalten im Naturraum [69, 70], dem Emissionsverhalten [71-77] sowie den Verwertungs- und Behandlungsmethoden [10, 28, 31, 34, 45, 55, 57-83]

Bei der thermischen Behandlung von Siedlungsabfällen (bei Verbrennungstemperaturen im Müllofen von 650 – 1200 °C und einer mittleren Ofenverweildauer von 60 Minuten) fallen etwa 20 – 30 Gew.-% des Abfalls als Schlacken und Rostaschen an [84-86]. Die Rostaschen werden nach dem Ofendurchgang in einem Wasserbad (Wassertemperatur: 40 – 70 °C) abgeschreckt; der Wassergehalt des ausgetragenen Materials beträgt ca. 20 Gew.-% [30, 84, 87, 88].

Nach Pfrang-Stotz [61] können vier unterschiedliche Produkte der Müllverbrennung unterschieden werden:

- Ofenschlacke: Schlacke, die im Feuerraum einer Müllverbrennungsanlage auf dem Rost entsteht.
- Rohschlacken: Ofenschlacke, die über einen Naßentschlacker aus dem Feuerraum ausgetragen werden.
- Schlacke: aufbereitete und bis zu 3 Monate alte Schlacke.
- Alterierte Schlacke: über einen längeren Zeitraum (Jahre) abgelagerte Schlacken.

Während des Verbrennungsprozesses stellt sich in dem komplexen Phasengemisch ein Gleichgewicht nur teilweise ein. Dieses Ungleichgewicht ist von lokalen chemischen und physikalischen Eigenschaften des Verbrennungsmaterials wie Sauerstoff fugazität, Korngröße, chemische - überwiegend heterogene - Zusammensetzung des Materials, Diffusionskoeffizienten, sowie einer zu kurzen Verbrennungszeit für eine vollständige Aufschmelzung des Materials abhängig. Durch den Kontakt der trockenen Ofenschlacke

mit dem Wasser des Naßentschlackers kommt es zur Fixierung der Gläser und/oder zu einer Neubildung verschiedener Mineralphasen. Nach der Austragung über den Naßentschlacker und einer ein- bis dreiwöchigen Zwischenlagerung² gemäß LAGA-Merkblatt (Merkblatt über die Entsorgung von Abfällen aus Verbrennungsanlagen für Siedlungsabfälle, [89]) werden die Schlacken in der Deponie gelagert.

Schlacken aus der Müllverbrennung lassen sich in zwei Bereiche unterteilen. Dies sind zum einen Refrakte aus den verbrannten Substanzen (Gesteins- und Mineralfragmente, unterschiedliche Metalle und ungeschmolzenes Altglas sowie nicht verbrannte Restorganik), zum anderen sind es geschmolzene Bestandteile des Hausmülls [47]. Die Eisengehalte in den Schlacken variieren, je nach Art der Aufbereitung zwischen 1 – 4 % (völlige Entschrottung über Magnetabscheider [33]) und 25 % (ohne Schrottabtrennung [79]). Die bei der Müllverbrennung entstehenden Gläser lassen sich in isotrope und opake Gläser unterteilen [90]. Die Ausbildung der unterschiedlichen Gläser hängt stark von der Ofentemperatur ab. So bilden sich in lokalen Hot-spot-Bereichen (Temperaturen von 1500 bis 1650 °C) bevorzugt isotrope Gläser. In den kühleren Bereichen des Müllofens bilden sich dagegen verstärkt opake Gläser [90].

Bei den Schlacken handelt es sich um ein inhomogenes Stoffgemisch, bestehend aus Aschen (ca. 45 %), Schmelzprodukten (ca. 40 %), materialspezifischen Komponenten (ca. 10 %) und Metallen (ca. 6 %) [8, 9, 30, 33, 62, 90-94]. Typischerweise haben sie eine spezifische Oberfläche von 3 bis 46 m²/g Trockensubstanz [95-97], wobei diese stark von der Verbrennungsmethode abhängt.

Die Metalle können während des Verbrennungsprozesses teils aufgeschmolzen werden; sie bilden dann verschiedene Metalloxide [9, 30, 92, 98]. Nach Zeltner [92] sind ca. 60 % der nichtmetallischen Inhaltsstoffe der Schlacken amorph, die restlichen ca. 40 % kristallin.

Die Aschen bestehen aus anorganischem Abrieb, Ruß- und Staubpartikeln. Als materialspezifische Komponenten werden Altglas, Keramik, Gesteine und Zement gezählt. Da sie den Verbrennungsprozeß gewöhnlich relativ unbeschadet überstehen, werden sie auch als Durchläufermaterial bezeichnet [8]. Im Gegensatz zu Lichtensteiger [9] unterscheidet Reichelt [30] nicht zwischen Aschen und Schmelzprodukten, beides zusammen wird von ihm als Schlacke bezeichnet.

² Wobei es betriebsbedingt oft zu Zwischenlagerungszeiten von bis zu sechs Wochen kommt.

Die Schmelzprodukte erscheinen als mm- bis cm-große, stark poröse (50 % Volumen-gehalt), unregelmäßig geformte Gebilde, die sich aus einer silikatischen glasigen Matrix zusammensetzen, in der kristalline Phasen zu erkennen sind [8, 9, 91, 92, 98]. Das neugebildete Glas, das mit einem Anteil von etwa 40% den Hauptanteil der Schlacken stellt [62], weist typischerweise auf Rosttemperaturen von 1000 °C hin [99]. Nach experimentellen Untersuchungen hat die MVA-Schlacke eine Schmelztemperatur von über 1200 °C, die der melilithhaltiger Gesteine entspricht [98, 100]. Infolge der hohen Fe-Gehalte ist jedoch eine Schmelzpunktniedrigung zu erwarten, so daß von maximal 1200 °C im Verbrennungsofen ausgegangen werden kann [55].

Die im Verbrennungsofen gebildeten Mineralphasen sind teilweise unter atmosphärischen Bedingungen (Luftkontakt, Feuchtigkeit, Chlorgehalte in den Gläsern, Umgebungstemperatur, Atmosphärendruck) nicht stabil [9, 68, 75]. Bedingt durch lokale Änderungen der chemischen und physikalischen Parameter wie Wasserzutritt, pH-Wert, Wärmezufuhr durch freigesetzte Wärme aus bereits ablaufenden Reaktionen - stellt sich infolge von exothermen und endothermen Reaktionen ein neues Gleichgewicht in den abgelagerten MVA-Schlacken ein. Infolge der exothermen Reaktionen kommt es im Deponiekörper zu einer Temperaturerhöhung [6, 7, 9, 30, 98].

Die chemische Zusammensetzung der Schlacken wird gewöhnlich an Pulverpresslingen und Glastabletten mittels der Röntgenfluoreszenz ermittelt. Dabei wurden folgende, in Tabelle 1 aufgelistete Konzentrationen ermittelt.

Tabelle 1: Mittels Röntgenfluoreszenz ermittelte Haupt- und Nebenkomponenten in MVA-Schlacken [30, 31, 47, 60, 68, 75, 98, 101, 102].

Komponenten	Konzentration, g/kg
Silicium	160 – 281
Calcium	25 - 134
Eisen	40 - 230
Aluminium	12 – 180
Natrium	10 – 22
Magnesium	6 - 18
Chlorid	1,4 - 20
Kalium	5 - 20
Schwefel	0,1 – 11

Die neugebildeten kristallinen Hydratphasen in den Schlacken besitzen einen stängeligen oder tafeligen Habitus [62]. Bei der elektronenmikroskopischen Untersuchung dieser Phasen wurden als Hauptkomponenten Ca, Al, Si und Fe identifiziert, untergeordnet wurde Na, K, Mg, Cu, Zn, Ti, Mn, Cl, S und P nachgewiesen [62].

Bei den Schwermetallen wurden von verschiedenen Autoren die in Tabelle 2 gezeigten Konzentrationen ermittelt.

Tabelle 2: *Schwermetallgehalte der untersuchten Schlackeproben [6, 31, 60].*

Schwermetalle	Konzentration, g/kg
Kupfer	0,4 - 4
Zink	3 - 15
Blei	0,4 - 17
Chrom	1 - 10
Arsen	< 1
Cadmium	< 1
Nickel	< 1

Betrachtet man die Konzentrationen der einzelnen Schwermetalle, aufgeschlüsselt nach der Kornfraktion, so stellt man fest, daß sich Cr, Ni, Cu, Zn und Pb bevorzugt in den kleineren Fraktionen ≤ 2 mm [103] anreichern.

Die silikatischen Phasen sind überwiegend Melilith (Mischreihe Gehlenit-Akermanit), Pyroxene (Hedenbergit, Augit, Diopsid), Amphibole und Minerale der Olivin-Gruppe. Als Schwermetallphasen konnten neben den reinen Metallen und Legierungen von Fe-Al-Si mit Anteilen an Cu- Zn und Ni auch Chromit (FeCr_2O_4) und allgemein Spinelle ($(\text{Mg, Fe, Mn, Zn})(\text{Al, Fe, Cr})_2\text{O}_4$), Eskolaït (Cr_2O_3), Bleioxid, Bleisilikat, Nautokit (CuCl), Corronit (ZnCl_2), Zinkit (ZnO), Chromoxid und Zinksulfat identifiziert werden [55, 59, 104].

Tabelle 3: *Mittels Polarisationsmikroskopie und Röntgendiffraktometrie ermittelte Phasen in frischen MVA-Schlacken [108].*

Phasen	Anteil, Massen-%
Quarz	17 - 59
Calcit	< 24
Dolomit	< 27
Pyroxene	3 - 25
Melilith	4 - 21
Feldspat	5 - 13
Spinelle	1 - 26
Anhydrit	< 7
Portlandit	< 3
Cristobalit	< 3
Perovskit	< 1
Rutil	1 - 3

Die Quantifizierung des Phasenbestandes von Schlacken erfolgt entweder mit dem Polarisationsmikroskop oder mit der Röntgendiffraktometrie. Dabei wurden in der Grobfraction frischer Schlacken die in Tabelle 3 aufgeführten Phasen quantifiziert.

Untersuchungen zu Konzentrationen der radioaktiven Elemente (^{226}Ra , ^{228}Th , ^{228}Ra und ^{40}K) in den Schlacken haben gezeigt, daß diese sich im Bereich durchschnittlicher Bodengehalte bewegen [105, 106].

Zusammenfassend kann man sagen, daß es sich bei den Schlacken aus der Müllverbrennung um eine Gesteinszusammensetzung handelt, die der eines vulkanischen Gesteins sehr nahe kommt [55, 90, 107].

2.2 Alterationsverhalten von MVA-Schlacken

Direkt nach dem Austrag aus dem Naßentschlacker setzen Alterationsprozesse in den Schlacken aufgrund von Zutritt von Wasser, sowie von Sauerstoff und Kohlendioxid aus der Atmosphäre ein [9, 30, 59, 109, 110].

Tabelle 4 gibt einen Überblick über die in der Literatur beschriebenen quantitativ häufigsten Alterungsprozesse in Schlacken. Bei Schlacken aus der Müllverbrennung handelt es sich wegen der beschriebenen Alterungsvorgänge um ein äußerst reaktives Material, daher sind Schlackedeponien auch als Reaktordeponien einzustufen [8, 9, 82, 91]. Darüber hinaus sind frische MVA-Schlacken nach Lichtensteiger [82] wegen den oben beschriebenen Eigenschaften nicht als Baustoff oder Zuschlagstoff zu verwenden.

Stämpfli [64] erkannte bereits früh, daß es während einer viermonatigen Lagerung zu Mineralumbildungen in den Schlacken kommt. So konnte er mehrere neu gebildete Mineralphasen in den gealterten Schlacken nachweisen, wobei Gips und Ettringit dabei den größten Anteil stellten.

Andere Arbeiten berichteten etwa zeitgleich, daß die Schlacken durch ihre Lagerung im Naturraum nicht drastisch verändert werden [65]. Bei der Untersuchung von drei und sechs Monate alten Schlacken wurde festgestellt, daß in dieser Zeit lediglich einige untergeordnete Mineralphasen aus der Schlacke verschwanden. Bei diesen sich mit der Zeit auflösenden Mineralen handelt es sich in erster Linie um Chromit (FeCr_2O_4), Diopsit ($\text{Ca}[\text{Mg,Fe}]\text{Si}_2\text{O}_6$) und Augit ($\text{Ca}[\text{Mg,Fe,Al}][\text{Si,Al}]_2\text{O}_6$).

Bruchglas, Keramik und die Gesteinsfragmente verhalten sich über die ersten Jahre der Deponierung weitgehend als Durchläufermaterial [9, 91]. Für die restlichen Schlackekomponenten wie Asche, Schmelzprodukte und Metalle können verschiedene Alterationsprozesse beobachtet werden: Neben der Kalklöschung und der Carbonatisierung,

werden Oxidations- und Hydratationsreaktionen (Metallkorrosion, Glaskorrosion), aber auch Lösungs- und Fällungsprozesse (Salze) beobachtet.

Tabelle 4: Alterungsreaktionen in Schlacken aus der Verbrennung von Hausmüll und hausmüllähnlichen Abfällen (nach [6, 9, 30, 85, 111], soweit bekannt mit Reaktionsenthalpie ΔH)

Prozeß	Reaktion	Chem. Formel	ΔH
Hydratation	Bildung von Hydraten (Wassereinbindung)	$\text{CaSO}_4 + 2\text{H}_2\text{O} \rightleftharpoons \text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	-16 kJ/mol
Carbonatisierung	Reaktion mit atmosphärischem Kohlendioxid (CO_2)	$\text{Ca}(\text{OH})_2 + \text{CO}_2 \rightleftharpoons \text{CaCO}_3 + \text{H}_2\text{O}$	-120 kJ/mol
Hydraulische Reaktionen	Bildung von Calciumsilikat-Hydrat-Phasen (CSH-Phasen ³)	$\text{Ca}(\text{OH})_2 + \text{SiO}_2 \rightleftharpoons \text{Ca H}_2\text{SiO}_4$	-140 kJ/mol
Oxidationen	Oxidation von elementaren Metallen und deren Verbindungen an der Luft	$2\text{Al} + 6\text{H}_2\text{O} \rightleftharpoons 2\text{Al}(\text{OH})_3 + 3\text{H}_2$ $2\text{Fe} + 3/2\text{O}_2 + 3\text{H}_2\text{O} \rightleftharpoons 2\text{Fe}(\text{OH})_3$ $\text{FeS}_2 + 4\text{O}_2 \rightleftharpoons \text{FeSO}_4 + \text{SO}_4^{2-}$	-422 kJ/mol -791 kJ/mol
Lösungs- und Fällungsreaktionen	Auslaugung leichtlöslicher Salze und Ausfällung	$\text{NaCl}, \text{KCl}, \text{CaSO}_4 \cdot 1/2\text{H}_2\text{O}$	
Umsalzungen	Anionentausch	$\text{CaSO}_4 + \text{Na}_2\text{CO}_3 \rightleftharpoons \text{CaCO}_3 + \text{Na}_2\text{SO}_4$	

Eisen

Unter diesen Reaktionen stellt die Eisenkorrosion einen stark exothermen Prozeß dar, der unter feuchten und alkalischen Bedingungen zur Bildung von Eisenoxiden und -hydroxiden führt. Bei der gleichzeitigen Anwesenheit von Salzen ist auch eine Bildung von Eisensalzen zu beobachten. Ferner beschleunigen die aus den Salzen gelösten Chloridionen die Eisenkorrosion [8, 9, 112].

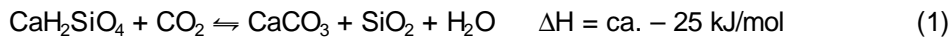
³ CSH-Phasen (Ca-(Silikat)hydrate bzw. Ca-(Silikat)hydratphasen werden als Synonym für Ca-(Silikat)-(Aluminat)(Ferrate)(Sulfat)hydrate verwendet und umfassen neben den Calciumsilikathydraten (CSH), den Calciumaluminat(ferat)silikathydraten (cA(F)SH) und Calciumaluminat(ferat)hydraten (CA(F)H) auch die Gruppe der Zeolithe sowie Mono- und Trisulfate (z.B. Ettringit).

Aluminium

Bezüglich der reaktiven Eigenschaften des metallischen Aluminiums werden in der Literatur unterschiedliche Ansichten vertreten. So liegt nach Lichtensteiger [9] Aluminium selbst nach zehnjähriger Deponierung überwiegend noch unverändert vor. In anderen Arbeiten wird aufgrund der Aluminiumkorrosion allgemein von der Bildung von Aluminiumhydroxiden und wasserhaltigen Al-Sulfat-Phasen ausgegangen [98]. Wiederum andere Quellen beschreiben, daß nur gröbere Aluminiumfragmente über längere Zeit unverändert bleiben. Die feineren Aluminiumfragmente korrodieren hier zu Aluminiumhydroxiden und Wasserstoff [6, 76]. Nach [98] ist die Bildung der Al-Korrosionsphasen in erster Linie auf die Verwitterung von Al-Legierungen zurückzuführen. Reine Aluminiummetalle können hingegen im alkalischen Milieu an der Luft eine dünne Passivierungsschicht aus Aluminiumoxid aufweisen, die sie gegen eine weitere Korrosion schützen. Erhöhte Salzgehalte verstärken den Korrosionsprozess der Al-Legierungen, welcher gewöhnlich von einer Wasserstoffentwicklung begleitet wird. Die Reaktion des Aluminiums hat neben einer Wasserstoffgasbildung eine Vergrößerung des Volumens zur Folge.

Portlandit

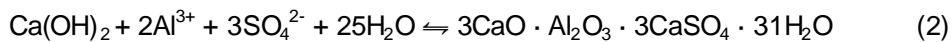
Ähnlich unterschiedliche Auffassungen werden für die Alteration von Portlandit $\text{Ca}(\text{OH})_2$ in Schlacken vertreten. So sprechen sich einige für eine vollständige Carbonatisierung durch das in der Luft enthaltene CO_2 aus (Reichelt 1996). Andere wiederum sagen, daß ein Teil des Portlandits mit den glasigen Schmelzprodukten zu amorphen bis kristallinen Calciumsilikathydraten (CSH), Calciumaluminatsilikathydraten (CASH) und Calciumaluminathydraten (CAH) reagieren [113]. Letzte Annahme wurde von Huber [77] im Rahmen einer Laborstudie zum Verlauf der Carbonatisierung von Schlacken während der Lagerung bestätigt. Dazu wurde feuchte, unzerkleinerte Schlacke jeweils mit Luft, CO_2 -angereicherter Luft (3 % CO_2) und 100 % CO_2 begast. Huber konnte in seinen Versuchsreihen selbst mit 100 % CO_2 keine vollständige Umsetzung des freien Ca^{2+} feststellen [77]. Nach vierwöchiger Versuchsdauer wurden immer noch 20 % der freien Calciumionen in den Schlacken nachgewiesen und waren so dem CO_2 nicht zugänglich. Nach Johnson [6] steht die Bildung der Calciumsilikate in direktem Wettbewerb mit der Bildung von Calciumcarbonat, wobei die Calciumsilikate bei Anwesenheit von CO_2 nicht stabil sind und entsprechend folgender Formel zu Carbonat und kieseligem SiO_2 reagieren



Im allgemeinen kann mit zunehmender Lagerung eine stetige Abnahme des Portlanditgehaltes beobachtet werden. So weisen Schlacken in ihrer Feinfraktion nach dreimonatiger Lagerung nur noch ca. 3 Masse-% des ursprünglichen Portlanditgehaltes auf. Nach sechs Monaten war röntgenographisch kein Portlandit in den lagernden Schlacken mehr nachzuweisen [108].

Gläser

Die im Verbrennungsprozeß neugebildeten Glasphasen werden gewöhnlich als sehr reaktiv beschrieben. Innerhalb weniger Tage bis Monate setzt eine Hydratation der Glasphasen ein, die sich in Form einer Gelbildung und Trübung zeigt. Die gelartigen Umhüllungen kristallisieren so im Laufe der Zeit [8, 9]. Gewöhnlich sind es nadelige Kristalle, die aus einem Al- und Si-haltigen Calcit bestehen, teils sind es auch Aluminiumsilikate [9, 108, 114]. Diese Prozesse sind mit vulkanischen Gläsern zu vergleichen [115, 116]. In 12 Jahre alten Schlacken konnte als Folge der Glaskorrosion die Ausbildung von Tonmineralen (Illit) beobachtet werden [67]. Im Gegensatz dazu benötigt die Bildung von Tonmineralen aufgrund der Korrosion von natürlichen Gläsern (Vulkanite) mehrere tausend Jahre [10]. In manchen Arbeiten wird die Bildung von Ettringit $\text{Ca}_6\text{Al}_2\text{O}_6(\text{SO}_4)_3$ beschrieben [10, 93, 108]



Ähnlich wie die oben beschriebenen Ca-Hydratphasen kann auch Ettringit als sogenanntes Speichermineral Schwermetalle einbauen [74].

Zementphasen

Die bereits oben erwähnten Zementphasen (Calciumsilikataluminathydrate) können auch durch die Hydratation von Anhydrit (CaSO_4) gebildet werden. Ein Teil des im Verbrennungsprozeß gebrannten CaSO_4 reagiert mit H_2O zu dem Halbhydrat Bassanit bzw. Gips [113]. Bei Anwesenheit von gelöstem Aluminium kann die Bildung von Calciumsilikataluminathydraten (C(A)SH) beobachtet werden. Generell sinkt die Anhydritkonzentration in den untersuchten Schlacken mit zunehmender Lagerung. So kann nach einer Lagerung der Schlacken von etwa 12 Monaten nur noch < 4 Masse% des Anhydrits in der Feinfraktion nachgewiesen werden [108].

Speiser stellte bei ihren Untersuchungen an Schlacken fest, daß die Kalklöschung innerhalb der ersten Monate weitgehend abgeschlossen ist [37]. Die Metallkorrosion und die Bildung der Ca-(Silikat)hydrate, wie auch die Carbonatisierung sind hingegen nach zwei Jahren Lagerung noch zu beobachten. Mit zunehmendem Alter ist allgemein eine Abnahme des pH-Wertes über die Einbindung des CaO und Ca(OH)₂ und die Bildung von Ca-(Silikat)hydrate und Carbonate zu beobachten. Diese Bildungsreaktionen werden von einem allmählichen Auswaschen der Chloride und Sulfate begleitet.

Die neugebildeten Zementphasen (aus Portlandit, Anhydrit, Korrosion der glasigen Phasen) sind in Anwesenheit von CO₂ in der Regel thermodynamisch nicht stabil und können zu Carbonat und amorphen Kieselgel reagieren. Diese Reaktion verläuft jedoch so langsam, daß sie selbst in bis zu 10 Jahren alten Schlacken noch nicht nachgewiesen werden konnte [98]. Infolge einer Carbonatisierung der Ca-Hydratphasen ist eine verstärkte Freisetzung von Schwermetallen zu beobachten [117, 118].

Untersuchungen zur Carbonatisierung von Schlacken zeigen, daß nach 100 Stunden Begasung mit einem wassergesättigten Gasmisch aus 98% N₂ und 2 % CO₂ ca. 1/3 des gesamten Ca(OH)₂ carbonatisiert war [119]. Eine Carbonatisierung von Calciumsilikaten konnte hier nicht nachgewiesen werden. Im allgemeinen wird die Carbonatisierung durch einen erhöhten CO₂-Partialdruck oder durch einen, infolge des mikrobiellen Umsatzes der organischen Substanz, erhöhten Anteil abbaubarer Organik beschleunigt. Versuche zur pH-Reduzierung in Schlacken über einen Zeitraum von 80 Tagen zeigten, daß im Laufe der Freilandlagerung eine Abnahme des pH-Wertes von pH 12,4 auf pH 11 zu beobachten ist. Gleichzeitig steigen die anorganischen Kohlenstoffgehalte (TIC) von 0,2 auf ca. 0,6 Gew.-% an. Im Gegensatz dazu fällt der pH-Wert in Hallenversuchen viel langsamer ab. Die Abnahme des pH-Wertes wird auf die bessere Carbonatisierung der frei lagernden Schlacken zurückgeführt [85]. Die Säurepufferkapazität wird durch die Carbonatisierung des Ca(OH)₂ vermindert [98].

Die im Ofen gebildeten, kristallinen Silikatphasen zeigen sich gewöhnlich inert, obwohl auch diese in der Vergesellschaftung mit anderen Phasen wenig stabil sind [8, 108]. Umkristallisationen der Silikate zu Tonmineralen, bzw. ihre Verwitterung sind vermutlich erst nach Jahrzehnten der Lagerung zu erwarten.

Lichtensteiger [9, 91] untersuchte zur Klärung der chemischen Veränderung von Schlacken in Abhängigkeit von der Lagerungstiefe (Tiefenprofil von 10 m) eine ca. 15 Jahre alte Deponie. Die Konzentrationen an Cl⁻ nahmen zum Kern der Deponie zu (Abb. 3), die Wassergehalte zum Kern hin ab (Abb. 2). Diese Beobachtungen können auf die erhöhten Temperaturen (bis zu 90 °C) im Kern zurückgeführt werden, die eine

Evaporation mit sich führt (Lichtensteiger 1995). Eine Erwärmung der Deponie kann auch zur Wiederausfällung bereits gelöster Stoffe, insbesondere Chloride, führen [8]. Für andere Elemente wie Si, Ca, Al, Fe, Ti, Mn, Cr, Ni, Zn, Pb, Cu und Cd konnte im allgemeinen keine Konzentrationsänderung zwischen frischen und gealterten Schlacken (< 15 Jahre) beobachtet werden [9].

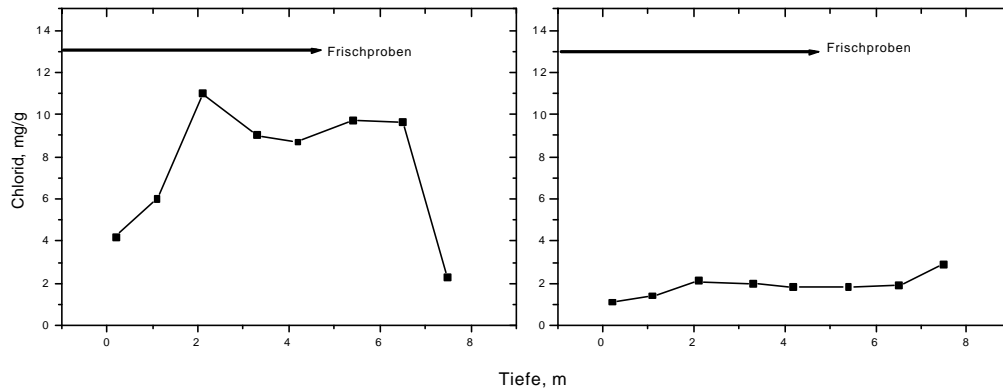


Abb. 3: Chloridgehalte im Tiefenprofil der Deponie Riet (Schweiz) im zentralen Deponiebereich (linke Seite) sowie im randlichen Deponiebereich (rechte Seite) [35].

Schwermetalle

Bereits nach wenigen Monaten feuchter Lagerung war eine Abnahme der Auslaugbarkeit von Pb, Zn und teilweise Cu zu beobachten [85, 113]. Dieser Umstand wird auf die Neubildung von Hydroxiden, Carbonaten und Ca-Hydratphasen zurückgeführt, die Schwermetalle einbauen können (Speicherminerale) bzw. über Sorptionsvorgänge an sich binden. Die Abnahme des pH-Wertes führt mit zunehmender Lagerung zu einer Abnahme der Löslichkeit von Pb, das vor allem im alkalischen Milieu über die Bildung von Hydroxokomplexen in Lösung geht [98]. Mit zunehmender Lagerung ist im allgemeinen eine verstärkte Sulfatfreisetzung zu beobachten [113], die auf eine erhöhte Bildung von Ca-Sulfaten (Bassanit, Gips) schließen lässt [81]. Das Auslagverhalten wird von verschiedenen Prozessen und Parametern bestimmt, u. a. Verfügbarkeit des Schadstoffs, chemische Speziation, Flüssigkeits/Feststoffverhältnis, Eh- und pH-Bedingungen, Anwesenheit von komplexierenden Liganden, Freisetzungskinetik und thermodynamische Prozesse wie Lösung/Fällung oder Sorption/Desorption [98]. Mo, Pb und Cu neigen zur Komplexbildung, Zn eher zur Ausfällung [74].

Chemisch gesehen laufen in den Schlacken Reaktionen ab, die die basischen Eigenschaften neutralisieren und langfristig zu sauren Bedingungen führen. Eine Abnahme der Säurepufferkapazität kann bereits in wenige Wochen gelagerten

Schlacken beobachtet werden [91]. Hingegen ist in anderen Studien zur Mobilisation von Schwermetallen erst nach mehreren Jahren Lagerung eine Abnahme der Säurepufferkapazität zu beobachten [7, 31].

Für die Lösung der Schwermetallionen von Zn, Cu und Pb spielt auch die Zusammensetzung des Sickerwassers eine entscheidende Rolle, der pH-Wert ist hierbei der kontrollierende Faktor [6]. Von Johnson [6] wurde mittels Titration die Löslichkeit von Schwermetallphasen in Abhängigkeit des pH-Wertes ermittelt. Die Löslichkeitskurven der Schwermetalle weisen ein Minimum im leicht alkalischen pH-Bereich auf. Ein auffälliger Anstieg der Konzentrationen im alkalischen Bereich ist auf negativ geladene Hydroxidspezies (z. B. $\text{Pb}(\text{OH})_4^{2-}$) zurückzuführen. Unterhalb des pH-Wertes von 7 steigen die Schwermetallkonzentrationen dann an.

Nach Johnson [6] sind die Schwermetalle bei dem anfänglich hohen pH-Wert von ca. 12 als negativ geladene Hydroxidspezies mobil, das allerdings nur im mikromolaren Konzentrationsbereich. Eine Ausnahme bilden hier die amphoteren Metalle, die auch bei pH-Werten > 12 verstärkt in Lösung gehen können [6, 68, 120]. Für die Freisetzung von Blei ist ab einem pH-Wert unter 9 Bleimolybdat verantwortlich [117]. Im sauren pH-Bereich sind hierfür hauptsächlich Anglesit [55] und Bleihydroxid [121] verantwortlich. Mit fallendem pH-Wert können Zink und Cadmium (ab pH 8), schließlich auch Blei und Kupfer (ab pH 6) in höheren Konzentrationen auftreten [6, 122]. Ausführliche Untersuchungen zur Mobilisierung von Schwermetallen in Porenwässern von belasteten Böden und Deponien wurden von Obermann & Cremer [120] durchgeführt. Danach kann für Cu auch im alkalischen Milieu (pH 10,5 - 11) eine Mobilisation beobachtet werden.

Untersuchungen, welche Komponente in welchem pH-Bereich puffernde Wirkung hat, wurden von Johnson [7] mittels Säuretitrationsversuchen durchgeführt. Frische Schlacken besitzen einen pH von ca. 10 – 12,5 [79]. Der pH-Bereich 9 - 12,5 wird hauptsächlich durch das gelöste Ca^{2+} kontrolliert. Über die Bindung des gelösten Ca^{2+} in Carbonat und Ca-Hydratphasen, aber auch durch Auswaschen sinkt der anfänglich hohe pH relativ schnell. Der pH-Wert entspricht dann nicht mehr dem pH einer an $\text{Ca}(\text{OH})_2$ gesättigten Lösung, die Konzentrationen weiterer Ionen werden pH-abhängig [123]. Ab pH 11 gehen die neugebildeten Ca-Hydratphasen inkongruent in Lösung, d.h. das Ca wird selektiv aus der Struktur herausgelöst. Zwischen pH 8 – 9 setzt kongruentes Lösen der Ca-Hydratphasen, der Carbonate und der Silikatphasen ein. Zwischen einem pH von 6 – 9 ist keine Mobilisation von Fe und Al nachzuweisen. Metallisches Eisen und Aluminium, wie auch Fe- und Al-Oxide/Hydroxide gehen erst bei $\text{pH} < 6$ in Lösung. Ab pH 7 werden neben Bicarbonaten verschiedene Silikate titriert. Die Säure-

pufferung über die Protonierung der Oberflächen von Oxiden und Hydroxiden wird als sehr gering eingestuft. Die größte Rolle bei der Säurepufferung spielen die Carbonate, deren Gehalte zwischen 5 und 10 Gew.-% liegen. Titrationsversuche zeigen, daß die Schwermetallfreisetzung in der Regel bei hohen pH-Werten relativ gering ist. Die Lösung von Zink und Cadmium setzt bereits oberhalb von pH 7 ein, für Blei ist nur bei pH 5 eine starke Mobilisation zu beobachten [6, 68, 119, 124].

Die neugebildeten Ca-(Silikat)hydrate sind in Anwesenheit von CO₂ in der Regel thermodynamisch nicht stabil und können zu Carbonat und amorphem Kieselgel reagieren. Diese Reaktion verläuft jedoch so langsam, daß sie selbst in bis zu 10 Jahren alten Schlacken noch nicht nachgewiesen werden konnte [66]. Durch die neugebildeten Ca-(Silikat)hydratphasen und die Carbonatisierung der Schlacke kommt es nach wenigen Monaten zu einer Verfestigung des Schlackekörpers [9, 125]. Diese Verfestigung geht mit einer Verringerung des Porenraumes einher [70]. Reichelt schreibt diese Verfestigung einzig der Carbonatisierung zu [30]. Insbesondere in Ca-reichen Bereichen der Deponie kann es zu einer starken Carbonatisierung kommen, die mit Ausblühungen von Calciumcarbonat einhergeht [9].

Unter feuchten und belüfteten Bedingungen laufen die Alterationsprozesse beschleunigt ab [110]. Wird die lagernde Schlacke zusätzlich bewässert, so kann eine Beschleunigung der Alterungsvorgänge beobachtet werden [108]. Feine Aluminiumfragmente korrodieren innerhalb der ersten Wochen, gröbere Fragmente liegen nach längerer Zeit immer noch unverändert vor [6]. Die Bildung der Ca-Hydratphasen wird nur zu Beginn der Lagerung beobachtet [125]. Innerhalb von wenigen Wochen ist eine Selbstverfestigung der MVA-Schlacken zu beobachten. Das Aufbrechen des Materials führt zu einer irreversiblen Zerstörung der Verfestigung. Die feinkörnige und damit reaktive Matrix hat größtenteils in den ersten Wochen abreagiert. Dieses Ergebnis steht im Widerspruch zu den Untersuchungen zur Ettringitbildung, die zu einer Verfestigung der Schlacken während der Lagerung führt [108]. Selbst nach einjähriger Lagerung können bis zu 7 Massen-% Ettringit in der Feinfraktion nachgewiesen werden. Mit zunehmender Lagerung verlangsamen sich die Alterationsprozesse [125]. Die Bildung der Ca-Hydratphasen ist weitgehend abgeschlossen. Die beobachteten Vorgänge bedingen jedoch eine ausreichende Luftzufuhr. Inwieweit das für einen mehrere Meter mächtigen Deponiekörper zutrifft, ist unklar. Analytische Untersuchungen zeigen, daß auf der Oberfläche und in den tieferen Schichten von Schlackeschüttungen unterschiedliche Alterungsmechanismen und Wirkungen zugeordnet werden können [123]. Nach Lichtensteiger [9] können die Korrosionsprozesse über Wochen bis Monate (Kalklöschung, Metallkorrosion), teils sogar Jahre bis Jahrzehnte (Silikatverwitterung)

andauern. Selbst in Schlacken, die zusätzlich zur natürlichen Beregnung bewässert wurden, sind die Reaktionen noch nicht vollständig abgeschlossen [108]. So sind die in Schlacken enthaltenen Eisenfragmente erst innerhalb von 5 – 10 Jahren Lagerung vollständig korrodiert [30]. Hohe Chloridkonzentrationen, kleinräumige Wechsel des chemischen Milieus und ein ausreichendes Angebot an Sauerstoff im Porenwasser ermöglichen hohe Korrosionsraten [8].

Mit zunehmender Lagerung der Schlacken kommt es zu einem verlangsamten Ablauf der Alterationsprozesse in den Schlacken [66, 125]. Die Bildung der CSH-Phasen ist weitgehend abgeschlossen. Inwiefern sich diese im Technikumsmaßstab gewonnenen Ergebnisse auf eine mehrere Meter mächtige Deponie mit einer unzureichenden Luftzirkulation übertragen lassen, ist nicht geklärt. Analytische Untersuchungen an anderer Stelle zeigen, daß auf der Oberfläche und in den tieferen Schichten von Schlackeschüttungen unterschiedliche Alterationsprozesse ablaufen [123].

Für die Temperaturerhöhung in MVA-Schlackedeponien sind im wesentlichen die Metallkorrosion und die Bildung der Calciumsilikathydratbildung, sowie unterschiedliche Hydratationsreaktionen verantwortlich [9, 70, 98]. Die Prozesse wurden dort jedoch nicht näher diskutiert. Mit einer der Ablagerung vorgeschalteten Eisenabtrennung sind geringere Temperaturanstiege in der Deponie zu erwarten [70]. Die erhöhten Temperaturen führen eine Erniedrigung der Wassergehalte mit sich, was wiederum zu einem verstärkten Ausfällen von Salzen führt. Die Folge ist eine Zunahme der über das Sickerwasser ausgetragenen Salzmassen [8].

Im Hinblick auf eine mögliche Endlagerqualität der Schlacken ist eine bessere Stofftrennung, verbunden mit einer Homogenisierung der Produkte anzustreben [91]. Die Heterogenität und die unvollständige Aufschmelzung hat zur Folge, daß Schwermetalle und andere potentiell gefährdende Stoffe in den verschiedensten Phasen angereichert sind. Durch eine Nachbehandlung mittels einer sauren Wäsche ließen sich die Schwermetallanteile in den Schlacken senken [98]. Die Säurezugabe hätte ferner eine Senkung der Alkalinität zur Folge. Die Speicherwirkung der Schlacke wäre somit reduziert. In Bezug auf eine spätere Verwertung der Schlacken können durch eine dreimonatige Zwischenlagerung gemäß LAGA [89], bei ausreichender Feuchtigkeit und entsprechender Luftzufuhr, die gas- und wärmeproduzierenden Reaktionen kontrolliert werden [98].

2.3 Auslaugungsverhalten von MVA-Schlacken

Um das Auslaugungsverhalten von Feststoffen zu untersuchen, werden in der Regel Elutionen an den Feststoffen durchgeführt. Es handelt sich dabei zum einen um Gleichgewichtstests (statische Tests), wie sie z. B. in Schüttel- oder Standtests realisiert sind. Zum anderen handelt es sich um dynamische Tests (Erneuerung der Lösung oder des Feststoffs), wie Flaschentests, Säulen- und Lysimeterversuche [6, 7, 59, 98, 47, 61, 71, 105, 126-132]. Gemeinsames Ziel dieser Tests ist, die Mechanismen und Prozesse der Auslaugung bzw. Freisetzung zu erfassen.

Der Anteil an auslaugbaren Stoffen aus Feststoffen wird in Deutschland nach DEV S4 [131] bestimmt. Daneben wird in der Schweiz mit CO₂-gesättigten Lösungen eluiert [133]. Die amerikanische Umweltbehörde EPA schreibt verdünnte Salzsäure vor und in den Niederlanden wird bei einem pH-Wert von 4 und einer Elutionsmenge von 5 : 1 zur Testsubstanz sowie mit einem Kaskade-Schütteltest geprüft [81]. Für die Untersuchung pH-Wert-abhängiger Freisetzungen von Schwermetallen wird der pHstat-Test verwendet [120]. In einem Vergleich der verschiedenen Elutionsverfahren erzielte das deutsche Verfahren die niedrigsten Konzentrationen im Eluat [134]. Der pHstat-Test hingegen zeigte die höchsten Eluatkonzentrationen [98, 120]. Mit dem S4-Verfahren können die leichtlöslichen Bestandteile erfaßt werden, die kurzfristig freisetzbar sind [135], während der pHstat-Test die Eluatwerte im ungünstigsten Fall liefert. In dieser Arbeit soll jedoch keine Risikoabschätzung über die erhaltenen Eluatwerte erfolgen. Die Daten aus dem S4-Verfahren sollen vielmehr mit Literaturdaten verglichen werden .

Deponiebetreiber haben je nach Verwertung bzw. Deponieklasse Grenzwerte bei den Eluationsanalysen der Schlacke einzuhalten. Unterschiedliche Probenahme- und Aufbereitungsverfahren der Proben führen zu divergierenden Eluatwerten.

Ein Vergleich der Eluatanalysen nach DIN 38414-S4 von Schlacken im gemahlene und Originalzustand zu Grenzwerten der LAGA [89] und TASI [1] hat gezeigt, daß die Elution von den freien Oberflächen gesteuert wird [98]. In der Regel sind bei kleineren Korngrößen höhere Eluatkonzentrationen zu erwarten. Ausnahmen treten bei den Schwermetallverbindungen auf, die im gemahlene Zustand eine geringere Eluierbarkeit zeigen als im Originalzustand. Die Aufbereitung zeigt somit unterschiedliche Auswirkungen auf das Verhalten der einzelnen Ionen.

Maßgebliche, die Auslaugbarkeit von Schlacken bestimmende Faktoren sind vor allem die Verfügbarkeit des Schadstoffs und dessen chemischer Zustand, das Verhältnis von Flüssigkeit und Feststoff, Eh- und pH-Bedingungen sowie die Anwesenheit von komplexierenden Liganden.

Die Zusammensetzung des Sickerwassers in Schlackedeponien wird im wesentlichen durch die Schlackenhauptkomponenten und ihre Mobilität in Abhängigkeit vom pH-Wert kontrolliert [136]. Die Alterationsprozesse spiegeln sich daher in der Veränderung der Sickerwasserzusammensetzung und des pH-Wertes des Wassers wider. Für die Abschätzung der Langzeitemission aus Schlackenablagerungen sind daher die Wechselwirkungen zwischen dem Sickerwasser und den Hauptkomponenten der Schlacke von zentraler Bedeutung. Diese Prozesse lassen sich durch Säuretitrationsversuche [6] studieren.

Langzeituntersuchungen über einen Zeitraum von fünf Jahren zeigten im Sickerwasser Metallkonzentrationen, die nie einen Grenzwert überschritten haben [47]. Die Salzkonzentrationen sanken über den gesamten Beobachtungszeitraum hinweg ab, der pH-Wert sank von anfänglichen pH 7 auf pH 5,7 ab [137]. Es wurde festgestellt, daß das Auslaugungsverhalten von Schwermetallen bei Untersuchungen im Labormaßstab überbewertet wurde; typische Konzentrationen dieser Metalle im Sickerwasser von Schlackemonodeponien liegen unter oder im Bereich von Trinkwasserstandards [47].

2.4 Glühverluste von MVA-Schlacken

Der Glühverlust ist ein wichtiger Parameter zur Bestimmung der Schlackequalität⁴. Ergebnisse aus der Schweiz [64] belegen, daß bis zu 60% des Glühverlustes aus organischem Kohlenstoff besteht. Den Rest bilden Carbonate und Hydratwasser. Typische Werte für den Glühverlust von MVA-Schlacken bewegen sich, je nach Ofentyp zwischen 1,9 und 6,4% [34, 66, 78, 79, 88, 96, 138-141]. Werte von 3% oder darunter weisen auf einen hohen Grad des Ausbrandes hin [142]. Bei der Aufgliederung in unterschiedliche Kornfraktionen zeigten sich zwei Maxima, eines bei der Grobfraction (10 mm, unverbranntes Papier), das andere bei einer Korngröße $\leq 0,25$ mm. Dieser Bereich repräsentiert die nicht verbrannte Restorganik in den Schlacken [79]. Beobachtungen über einen Zeitraum von 18 Monaten haben gezeigt, daß der Wert für den Glühverlust in dieser Zeit kontinuierlich um 40% abfällt [79]. Das bedeutet, daß die Restorganik in der Schlacke teilweise abgebaut wird.

⁴ Der Glühverlust liefert eine Aussage darüber, wie gut der Verbrennungsgrad der Schlacke ist.

2.5 Mikrobiologie von MVA-Schlacken

In allen natürlichen Wasservorkommen und Böden kommen Mikroorganismen⁵ in mehr oder weniger großer Zahl vor. Diese Organismen spielen im Stoffkreislauf eine wichtige Rolle, weil sie ununterbrochen Mineralisationsprozesse in Gang halten [143]. Innerhalb der Mikroorganismen sind die Bakterien sowohl mengenmäßig wie auch ihrer Bodenfunktionsleistung nach eine der wichtigsten Gruppen. Insbesondere als Reduzenten im Kohlenstoffkreislauf sind sie wesentlich am Abbau der organischen Substanz (Mineralisation) zu CO₂, H₂O und pflanzenverfügbaren Mineralstoffen beteiligt. Einige Parameter wie pH-Wert, Temperatur, Bodenfeuchte, Vorhandensein von Sauerstoff, Nährstoffgehalt und Inhibitorstoffe steuern wesentlich den Besatz und die Aktivitätsleistungen der Mikroorganismen. Tabelle 5 zeigt eine Übersicht dieser Parameter.

Der Lebensraum der Mikroorganismen ist die wässrige Phase. Zum Abbau der verschiedenen organischen Verbindungen müssen diese in wässriger Lösung vorliegen. Unlösliche Polymere müssen zunächst in wasserlösliche mono- und dimere Bausteine zerlegt werden. Wie bei allen Stoffwechselfvorgängen erreichen Mikroorganismen dies durch Biokatalysatoren, sogenannte Enzyme die in diesem Fall aus der Zelle ausgeschieden werden, um außerhalb dieser spezifische oder unspezifische Reaktionen zu fördern. Cellulose wird unter der Wirkung verschiedener cellulosespaltender Enzyme, sogenannter Cellulasen zunächst zur Cellobiose, einem Glucose-Dimer, und schließlich zum Glucose-Monomer hydrolysiert. Ähnlich wird Stärke durch Amylasen, Proteine durch Peptidasen und Fette durch Lipasen gespalten. Die wasserlöslichen Bausteine (Zucker, Aminosäuren, Fettsäuren und Glycerin) werden über spezifische Transportmechanismen in die Mikroorganismenzelle befördert.

Der weitere Abbau der verschiedenen Substrate ist maßgeblich vom Sauerstoffangebot am jeweiligen Standort abhängig. In Gegenwart von Sauerstoff bzw. unter Verbrauch von gelöstem Sauerstoff spricht man von aeroben Bedingungen bzw. von aerobem Stoffwechsel, in Abwesenheit von Sauerstoff von anaeroben Bedingungen und anaerobem Stoffwechsel.

Sauerstoff kann daneben auch in chemisch gebundener Form vorliegen; es liegen anoxische Bedingungen vor. Einige Mikroorganismenarten können nur unter aeroben, andere nur unter anaeroben Bedingungen existieren; man spricht in diesem Zusammen-

⁵ Unter dem Sammelbegriff Mikroorganismen werden in Deponien sowohl niedere Lebensformen (Prokaryonten) – in erster Linie Pilze – und einige einfache höhere Lebensformen (Eucaryonten) verstanden.

hang von obligat aeroben oder obligat anaeroben Organismen. Andere Mikroorganismen können sowohl in Gegenwart von Sauerstoff als auch in dessen Abwesenheit existieren und schalten ihren Stoffwechsel – nach einer Anpassungsphase – jeweils auf den aeroben oder anaeroben Typ um; diese Organismen werden als fakultativ aerob bezeichnet. Wiederum andere Mikroorganismen betreiben zwar einen anaeroben Stoffwechsel, sie können aber im Unterschied zu obligat anaeroben Organismen in Gegenwart von freiem Sauerstoff existieren.

In der Regel werden die meisten organischen Substanzen durch aerobe Mikroorganismen zu den anorganischen Endprodukten Kohlendioxid und Wasser oxidiert. Es gibt jedoch auch einige aerobe Mikroorganismen, die sogenannte unvollständige Oxidationen durchführen. Beispiele hierfür sind die Essigsäurebildung durch Bakterien der Gattungen *Gluconobacter* und *Acetobacter* oder die Bildung verschiedener organischer Säuren durch Pilze (*Aspergillus niger*). Während im ersten Fall das Fehlen eines Enzyms für die unvollständige Oxidation verantwortlich ist, wird im Letzteren durch die Einstellung bestimmter Bedingungen die Bildung der Metaboliten künstlich induziert. Darüber hinaus ist bezüglich einer Vielzahl von aeroben Mikroorganismen bekannt, daß sie insbesondere bei einem sehr großzügigen Substratangebot – insbesondere Glucose – auch unter aeroben Bedingungen organische Säuren [144] oder z. B. auch Acetoin ausscheiden [145]. Die Aerobenkeimzahl gibt die Masse der Mikroorganismen (Koloniebildende Einheiten, KbE) wieder, welche bei Anwesenheit von Sauerstoff einen Abbau von Substanzen bewältigen. Dieser aerobe Abbau ist meist vollständig, es entstehen energiearme und schwer wieder angreifbare, d.h. stabile Stoffwechselprodukte, die Remineralisierung ist besonders effektiv. Bei dem Abbau werden 40 % der in der organischen Substanz enthaltenen Energie als Wärme freigesetzt, 60 % können in der Zellmasse festgesetzt werden [146].

Die Anaerobenkeimzahl spiegelt die Anzahl der Mikroorganismen wider, welche ohne Sauerstoff Substanzen abbauen. Die Stoffwechselprodukte sind dabei noch energiereich, der Abbau mikrobakteriell verwertbarer Substanzen geht langsam vonstatten, die Remineralisierung ist nicht sehr effektiv. Zudem schädigen sie ihre eigene Aktivität oft durch ihre Stoffwechselprodukte. Unlösliche polymere Substrate werden, analog zum aeroben Stoffwechsel zunächst durch Enzyme in wasserlösliche Bausteine zerlegt (Hydrolyse). Die verschiedenen Bausteine, Mono- und Disaccharide, Aminosäuren, Fettsäuren, werden durch anaerobe Organismen in einem als acidogen bezeichneten ersten Schritt zu charakteristischen Produkten (kurzkettige organische Säuren wie Ameisen-, Essig-, Propion-, Butter- und Valeriansäure sowie Milchsäure, Alkoholen, Aldehyden und Ketonen) umgewandelt; Kohlendioxid sowie Wasserstoff werden

gebildet. Die anaeroben Metabolite der acidogenen Phase dienen anderen aeroben Organismen als Substrat: Essigsäure, Kohlendioxid und Wasserstoff sind die charakteristischen Produkte dieser Organismen; der Abbauschritt wird als acetogene Phase bezeichnet.

Die Produkte der acidogenen- bzw. acetogenen Phase (Essigsäure, Kohlendioxid, Wasserstoff, Ameisensäure und Methanol) werden durch methanbildende Bakterien in der methanogenen Phase verwertet [145].

Die Umsetzungen der verschiedenen organischen Säuren und Alkohole zu Essigsäure in der acetogenen Phase kann nur in enger räumlicher und zeitlicher Kopplung mit der Methanbildung ablaufen: Erst der sofortige Verbrauch von Wasserstoff durch methanogene Bakterien und die damit verbundene Verschiebung des Reaktionsgleichgewichts macht diese Reaktionen möglich. Dagegen können die Hydrolyse polymerer Substrate und die verschiedenen „Gärungstypen“ der acidogenen Phase räumlich und zeitlich isoliert ablaufen.

Im Unterschied zum aeroben Stoffwechsel werden beim vollständigen anaeroben Umsatz eines Substrats bis zum Methan der überwiegende Anteil des im Substrat enthaltenen Kohlenstoffs (über 95%) als energiereiches Methangas und Kohlendioxid (Faulgas) freigesetzt, und nur max. 5% in Biomasse festgelegt; die freigesetzte Wärmemenge ist im Vergleich zum aeroben Stoffwechsel vernachlässigbar.

Mikroorganismen können in einem begrenzten pH-Wert-Bereich um ein artspezifisches Optimum existieren. Bakterien wird im allgemeinen ein Bereich von pH 6 bis pH 7,5 zugeordnet, während Pilze einen Bereich von pH 5,5 bis pH 8,0 bevorzugen [147].

Die Größenordnung der Gesamtkeimzahl in natürlichen Nährmedien beträgt in

- Grundwasser: $1 \cdot 10^4$ KbE/mL [148]
- Nährstoffreichen Gewässern: $1 \cdot 10^6$ KbE/mL [148]
- Böden (5 cm Tiefe): $1 \cdot 10^6 - 1 \cdot 10^7$ KbE/g [149]
- Böden (140 cm Tiefe): < 1000 KbE/g [149]
- Faulschlamm: $> 1 \cdot 10^7$ KbE/g [149]

Dugonest [58] beobachtet eine durch Mikroorganismen ausgelöste Biodegradation der organischen Bestandteile der Schlacke. Dabei war der mikrobakterielle Umsatz bei Temperaturen von 30 °C wesentlich höher als bei 70 °C. Der optimale Temperaturbereich für anaerobe thermophile Bakterien in Deponien liegt bei etwa 50 °C [150].

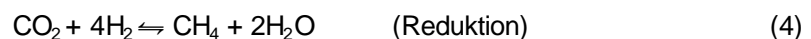
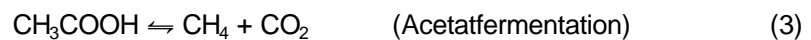
Tabelle 5: *Physiologische Ansprüche von Bodenbakterien (modifiziert nach [151])*

Parameter	Bereich
pH-Wert	3 – 8,5
Sauerstoff	Für Aerobier erforderlich, für Anaerobier nicht erforderlich
Temperatur	5 °C – 70 °C
Bodenfeuchte	Erkennbare Steigerung der Aktivität mit steigendem Wassergehalt der Böden.

2.6 Gasproduktion in Schlackedeponien

In einer Schlackedeponie kommt es während der Lagerung infolge der Schlackenalteration zur Entwicklung von Deponiegasen, wie Wasserstoff (H₂), Kohlendioxid (CO₂) und Methan (CH₄) [69, 152]. Die Konzentrationen im Deponiegas können dabei Werte von bis zu 10% (für Methan und Kohlendioxid) erreichen [152].

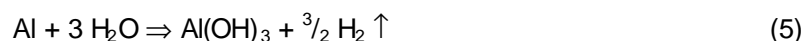
Methan kann in der Deponie sowohl organisch (Acetatfermentation) als auch anorganisch (Reduktion von CO₂) entstehen [153-155]



Studien, die ¹⁴C-Tracer benutzten, haben gezeigt, daß bei der reduktiven Methanproduktion in Seesedimenten und Deponien 70% des Methans durch Acetatfermentation und 30% durch die Reduktion von Kohlendioxid gebildet werden [156, 157].

Auch für Kohlendioxid und Wasserstoff kommt sowohl eine organische als auch anorganische Bildungsart in Betracht. So kann sich CO₂ neben der Entstehung aus dem aeroben und anaeroben Abbau von organischem Material auch aus der säurebedingten, anorganischen Auflösung von Carbonaten bilden. Darüber hinaus kann Kohlendioxid auch durch methamorphe Bakterien aus der Oxidation von Methan entstehen [158].

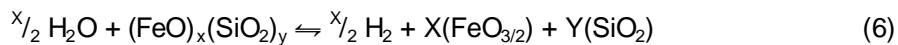
Wasserstoff kann neben der bakteriellen Produktion auch aus der Korrosion von Aluminium im Deponiekörper stammen [69], wobei Aluminium mit Wasser zu Aluminiumhydroxid und Wasserstoff reagiert



Laborversuche zur Bestimmung des maximalen H₂-Gasbildungspotentials in alterierenden Schlacken wurden von Huber [77] durchgeführt. Dazu wurde, um das metallische

Aluminium vollständig zu oxidieren, aufgemahlene und unbehandelte Schlacke jeweils mit 20 %iger NaOH versetzt. Die Versuchsdauer belief sich auf 9 Monate, wobei nur eine geringe H₂-Entwicklung nachzuweisen war. Sie betrug für die gemahlene Schlacke konstant während der ganzen Versuchsdauer ca. 27 L/kg TS, für die unbehandelte Schlacke konnte während den ersten 50 Tagen ein rasches Ansteigen auf ca. 5 L/kg TS verzeichnet werden. Bis zu Versuchsende war die Aktivität der Aluminiumkorrosion nur noch mäßig, wobei die maximalen Werte für die H₂-Entwicklung bei ca. 7 – 8 L/kg TS lagen.

Eine weitere ursächliche Quelle für die in Deponiekörpern beobachtete Wasserstoffentwicklung könnte auch die bei Todd et al. [159] für Basalte beschriebene abiotische Korrosion von Fe²⁺-haltigen Schlackensilikatphasen, wie Monticellit, Pyroxen, Olivin und Schlackegläser, durch H₂O darstellen. Diese Reaktion konnte an anderer Stelle auch bei der Serpentinisierung beobachtet werden [160, 161]. Die Reaktion lautet vereinfacht



Nach Todd [159] liegt die maximale H₂-Entwicklung im Basalt (ca. 13 nmol H₂ /g) bei einem pH-Wert von ca. 6, wobei unter Anwesenheit von FeCl₂ und erhöhten Temperaturen (ca. 60 °C) generell eine Beschleunigung der Korrosionsreaktion zu erkennen ist, und die H₂-Ausbeute mit maximal 18 nmol H₂ /g deutlich höher liegt als ohne FeCl₂.

Auch in Bereichen, in denen Schlacke als Unterbau für Straßen verwendet wurde, konnte eine Gasbildung beobachtet werden [162]. Durch das Gas kam es zu einer Rißbildung in der Asphaltdecke. Mittels Gasanalysen konnte eine Wasserstoffbildung nachgewiesen werden. Die Autoren machen die oben beschriebene Redoxreaktion des Aluminiums hierfür verantwortlich. Sie vermuten, daß auch andere elementare Metalle wie Kupfer und Zink ähnliche Redoxreaktionen hervorrufen und somit zur Wasserstoffbildung beitragen können.

2.7 Spezifische Dichte von MVA-Schlacken

Die spezifische Dichte bezeichnet das Verhältnis des Gewichtes eines gegebenen Volumens einer Probe zu dem Äquivalentvolumen von Wasser bei gegebenem Druck und Temperatur. Dieser Wert ist wichtig, will man die Schlacken als Baumaterial verwenden. Bei der spezifischen Dichte werden zwei Kornfraktionen unterschieden, dies ist zum einen die Feinfraktion unter 4,75 mm und zum anderen die Grobfraktion

über 4,75 mm Durchmesser [79, 163]. Die Feinfraktion weist eine spezifische Dichte von 1,49 bis 1,86 auf, die Grobfraktion liegt mit 1,82 bis 2,43 etwas darüber. Bei der Alterung der Schlacken ist eine Abnahme der spezifischen Dichte festzustellen [79]. Dabei war nach einer Lagerungszeit von 18 Monaten bei der Grobfraktion (10%) eine leicht stärkere Abnahme als bei der Feinfraktion (5%) zu beobachten.

3 Energiebilanz einer MVA-Schlackedeponie

3.1 Temperaturentwicklungen auf MVA-Schlackedeponien

Auf Deponien mit Schlacken aus der Müllverbrennung wurden zu Beginn der 90er Jahre erhöhte Temperaturen im Deponiekörper festgestellt. So wurden auf der Deponie Riet (Schweiz) Temperaturen gemessen, die in Abhängigkeit von der Schlackemächtigkeit bis zu 80 °C erreichten [8]. Die in dieser Deponie eingelagerte Schlacke wies ein Alter von bis zu maximal 10 Jahren auf (Abb. 4).

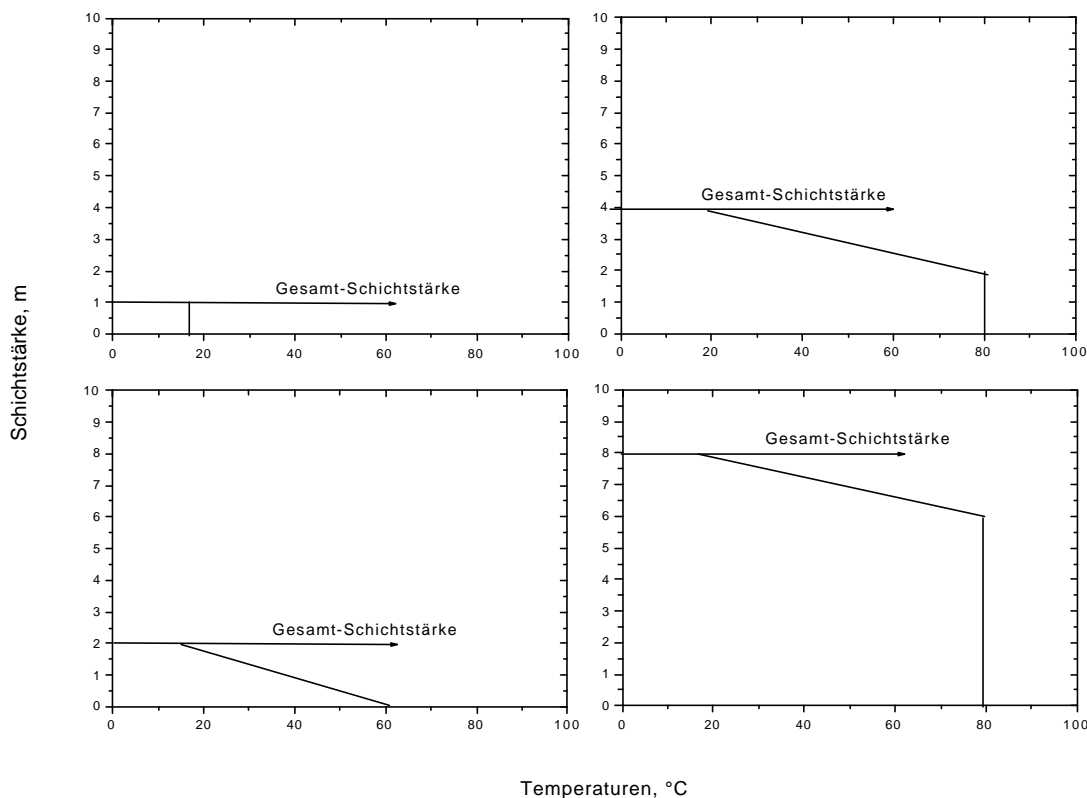


Abb. 4: Temperaturmeßwerte in Schlackeablagerungen als Funktion der Schichtstärke. Alter der Schlacken bis maximal 10 Jahre, Schichtstärke bis 8 m [8].

Im Altbereich der Deponie Offenbach/Main, in der ca. 1 Mio. Tonnen Verbrennungsrückstände (MVA-Schlacken, Filterstäube und Schrott) lagern, wurden Temperaturen von knapp über 90 °C im Zentrum der Deponie gemessen (10 – 11 m). Die Schlackemächtigkeit betrug hier ca. 22 m. An der Deponiebasis (toniger Untergrund ohne weitere technische Barriere) lagen die Temperaturen noch bei 60 °C [11]. Die

Schlacken hatten ein Alter von maximal 20 Jahren. Die von Turk [11] gemessenen Maximaltemperaturen sind zwischen 1989 und 1995 von 90 °C auf 67 °C zurückgegangen [12]. Über den zeitlichen Temperaturverlauf liegen weder für den Temperaturanstieg noch für den anschließenden Rückgang der Temperaturen Daten vor. Abb. 5 zeigt die tiefenaufgelösten Temperaturprofile dieser Deponie.

Auch Johnson et al. [49] beobachteten während der ersten sechs Monate der Lagerung auf der Schlackedeponie in Lostorf/Schweiz einen Temperaturanstieg in den Schlacken auf 65 °C. Der Anstieg wird hier den exothermen Reaktionen in der Schlacke, allen voran der Hydratation von Oxiden sowie der Oxidation des metallischen Eisens zugeschrieben [49].

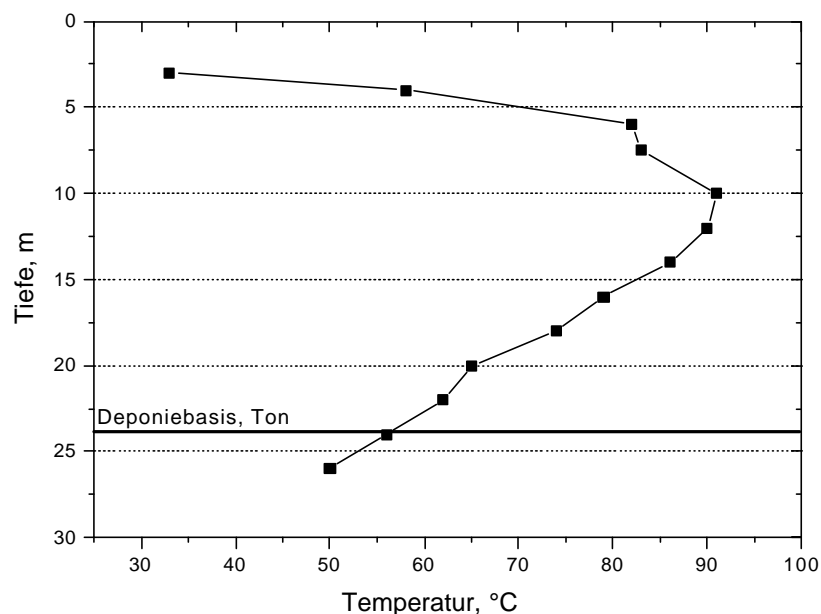


Abb. 5: Temperaturprofil in einer MVA-Schlackedeponie [11].

Nienhaus *et al.* [164] führten an thermisch, mechanisch und mechanisch-biologisch vorbehandelten Restabfällen Gas- und Temperaturmessungen in Form von Großlysimeterversuchen durch. Die thermisch vorbehandelte Schlacke wurde vor dem Einbau in das ca. 100 m³ fassende Lysimeter aufbereitet. Über einen Magnetabscheider wurden die metallischen Anteile von der Schlacke abgetrennt und mittels Siebung das Material < 50 mm erfaßt. Die Schlacke wurde vor dem Einbau einen Monat lang offen gelagert. Für die thermisch behandelten Schlacken ergaben sich dabei unabhängig von der Tiefe (1,0 m und 1,5 m) Temperaturen von 21 °C.

Im wesentlichen wird für die Temperaturerhöhung die Metallkorrosion und die Calciumsilikathydratbildung, aber auch die Hydratation von Schlackenphasen verantwortlich gemacht [9, 70, 98]. Mit vorheriger Eisenabtrennung sind generell geringere Temperaturerhöhungen zu erwarten [70].

Modelluntersuchungen zur Temperaturentwicklung in MVA-Schlacken sind wegen des großen Oberflächen/Volumen-Verhältnisses in der Regel nur schlecht auf die Bedingungen auf der Deponie übertragbar. Rückschlüsse können nur dann getroffen werden, wenn entweder Vergleichsmessungen zwischen unterschiedlichen Schlacken vorgenommen wurden oder die Versuche im temperaturkonstanten Raum durchgeführt wurden. Deshalb verwundert es kaum, daß die beschriebenen Containerversuche [164] keine signifikante Erhöhung der Temperatur zeigten.

3.2 Auswirkungen erhöhter Temperaturen auf technische Sicherheitssysteme

Erhöhte Temperaturen im Schlackekörper wirken sich negativ auf die nachhaltige Sicherheit des Gesamtbauwerkes Schlackedeponie aus. Von den Sicherungssystemen der TAsi sind dabei im besonderen die Kunststoffdichtungsbahn (KDB) und die ebenfalls aus Kunststoff bestehenden Drainageleitungen gefährdet. Neben statischen Problemen der Rohre und Rohrauflager [165], die im Extremfall zu einem Versagen der Deponieentwässerung führen können, wird die Langzeitstabilität der Kunststoffe durch die hohen Temperaturen negativ beeinflusst. Dabei können erhöhte Temperaturen aus der Schlacke physikalische und chemische Veränderungen an der KDB verursachen. Änderungen der Kristallisation, der Orientierung und der Eigenspannung können zur Schwindung und zum Verzug bis hin zur Reißbildung der KDB führen. Der chemische Abbau wird durch Kettenbruch, Oxidation und Depolymerisation bedingt. Es muß somit im Extremfall mit einem plötzlichen und unerwarteten Versagen der Kunststoffbauteile gerechnet werden. Eine zeitgenaue Vorhersage des Alterungsverhaltens der Kunststoffe ist, auch im Hinblick auf die relativ junge Geschichte dieser Materialien, noch nicht möglich [166].

Durch die Temperatureinwirkung ist ein Austrocknen der mineralischen Dichtung und ein irreversibles Schrumpfen der Tonminerale unter der KDB zu befürchten [167-171]. Die Austrocknungs- und Reißgefährdung der mineralischen Dichtung unterhalb einer wasserundurchlässigen Auflage (hier durch die eingebaute KDB realisiert) wird durch den Temperaturgradienten von der Deponie zum Grundwasser hervorgerufen, dem der Wasserdampf diffusiv folgt. Im Falle einer intakten KDB stellt diese eine Sperrschicht dar und die aus der mineralischen Dichtung abtransportierte Wassermenge kann nicht

von oben nachgeliefert werden. Der nach unten gerichtete Dampftransport führt deshalb zur Austrocknung der mineralischen Dichtung, sofern nicht Wasser durch kapillaren Aufstieg nachgeliefert werden kann. Tonhaltige Materialien schrumpfen aufgrund des abnehmenden Wassergehaltes, d.h. aufgrund der zunehmenden Wasserspannung. Wird die Wasserspannung im Vergleich zur Auflast zu klein, tritt eine horizontale Schrumpfung ein, d.h. eine Rißbildung ist die Folge. Für deponiespezifische Risikoabschätzungen sind daher unter anderem genaue Untersuchungen der Temperatureinflüsse notwendig [13-16]. So konnte gezeigt werden, daß eine Erhöhung der Temperatur in der Basisabdichtung einer Deponie von 25 °C auf 40 °C eine Erhöhung der Wasserspannung um das 100-fache bewirken kann [16].

3.3 Wärmeleitung und -produktion

Die in Kapitel II.2.2 beschriebenen exothermen Reaktionen führen zu einer Erwärmung der deponierten Schlacken. Der Grad der Erwärmung resultiert dabei aus der in einer bestimmten Materialmenge durch den Betrag exothermer und endothermer Reaktionen erzeugten Wärmemenge (Q_{total}), den verschiedenen Formen des Wärmeverlustes an die Umgebung (durch Wärmeleitung bzw. Konduktion (Q_T), Konvektion (Q_K) und Strahlung bzw. Radiation (Q_R), sowie - bei belüfteten Systemen – durch Erwärmung der Abluft und Verdunstung von Wasser (Q_W) und der Wärmespeicherung (Q_C) im Material. Der Zusammenhang dieser Komponenten wird durch folgende Gleichung beschrieben

$$Q_{total} = Q_T + Q_R + Q_K + Q_W + Q_C \quad \text{Gleichung 12}$$

Besitzen zwei Körper unterschiedliche Temperaturen, so kommt es zu einem Temperatenausgleich [172]. Die Temperatur des kälteren Körpers nimmt zu und die des wärmeren ab. Dies bedeutet, daß vom warmen System an das kalte System Energie übertragen wird. Diese Energieübertragung belegt man mit dem Begriff Wärme.

Diese kann sich physikalisch auf dreierlei Arten ausbreiten, wobei die Energieübertragung eine eindeutige Richtung besitzt und als irreversibler Prozeß zu betrachten ist:

- Wärmeleitung
- Konvektion
- Wärmestrahlung

Wärmeleitung

Die Konduktion bzw. Wärmeleitung ist als Wärmeübertragung zwischen zwei Punkten unterschiedlicher Temperatur definiert, ohne daß ein Massentransfer zwischen diesen Punkten erfolgt. Die von einer bestimmten Materialmenge durch Konduktion abgeführte Wärmemenge (Wärmestromdichte j_q) wird durch das Fourier'sche Gesetz des molekularen Wärmetransports (Gleichung 13) beschrieben:

$$j_q = \mathbf{l} \cdot \frac{dT}{dx} \quad \text{Gleichung 13}$$

\mathbf{l}	Wärmeleitfähigkeit, W/(m·K)
T	Temperatur der unterschiedlichen Schlackeschichten, K
x	Schichtdicke der Isolationsschicht, m

Diese Gleichung gilt für ebene Oberflächen konstanter Dicke und muß an andere geometrische Verhältnisse angepaßt werden. Organische Abfallmaterialien besitzen in der Regel gute Isolationseigenschaften, d.h. eine geringe bis mäßige Wärmeleitfähigkeit⁶. Bei porösen Medien, wie sie die Schlacke darstellt, nimmt die Wärmeleitfähigkeit etwa proportional zum wachsenden Porenanteil ab. Poröse sowie faserartige Stoffe mit einer Wärmeleitfähigkeit unter $\lambda = 0,1 \text{ W} \cdot \text{m}^{-1} \text{K}^{-1}$ werden als Dämmstoffe bezeichnet [173].

Die Wärmeverluste durch Wärmeleitung können durch Vergrößerung des Oberflächen/Volumen-Verhältnisses erhöht werden [174].

Wärmestrahlung

Die durch Wärmestrahlung bzw. Radiation abgegebene Energie einer bestimmten Materialmenge (q_R) basiert auf elektromagnetischem Energieaustausch zwischen Körpern unterschiedlicher Temperatur und wird nach dem Stefan-Boltzmann-Gesetz bestimmt

⁶ Die Wärmeleitfähigkeit weist eine geringe Abhängigkeit vom Wassergehalt auf.

$$q_R = \mathbf{s} \cdot A \cdot (T_0^4 - T_1^4) \cdot F_a \cdot F_e \quad \text{Gleichung 14}$$

\mathbf{s}	Stefan-Boltzmann-Konstante, $\text{W}/(\text{m}^2 \cdot \text{K}^4)$
A	Fläche, m^2
T_0, T_1	Absolute Temperaturen beider Körper (z. B. T_0 = Umgebungstemperatur, T_1 = Temperatur an der Deponieoberfläche), K
F_a	Dimensionsloser Faktor für Geometrie und Raum
F_e	Dimensionsloser Faktor für Emission und Adsorption

Konvektion

Energietransfer durch Konvektion basiert auf der Bewegung eines Mediums von einer Zone höherer Temperatur in eine Zone tieferer Temperatur. Die durch eine bestimmte Materialmenge durch Konvektion abgeführte Energiemenge (q_K) wird in folgender Gleichung angegeben [175]

$$q_K = \mathbf{a} \cdot A \cdot (T_0 - T_1) \quad \text{Gleichung 15}$$

\mathbf{a}	Wärmeübergangskoeffizient, $\text{W}/(\text{m}^2 \cdot \text{K})$
A	Fläche, m^2
T_0, T_1	Außen- bzw. Innentemperatur, K

Der Wärmeübergangskoeffizient ist von verschiedenen Faktoren, u. a. der Art des Mediums und dessen Strömungsgeschwindigkeit, abhängig.

Transmissionswärmeverluste

Der äquivalente $\alpha_{\text{äq}}$ -Wert bilanziert die Transmissionswärmeverluste durch Strahlung und Konvektion des obersten Horizontes mit den Wärmegewinnen aus der Sonneneinstrahlung und kann für nichttransparente Außenflächen folgendermaßen vereinfacht werden:

$$\mathbf{a}_{\text{äq}} = x_r \cdot \mathbf{a}_K \quad \text{Gleichung 16}$$

wobei \mathbf{a}_K den äquivalenten Wärmedurchgangskoeffizienten der Außenfläche darstellt und aus der Literatur mit ca. $50 \text{ W}/\text{m}^2 \cdot \text{K}$ bestimmt wurde [173]. Bei x_r handelt es sich um einen Reduktionsfaktor, der für horizontale Flächen bei 0,88 liegt [176]. Die Wärmeverluste über die Oberfläche der Deponie reduzieren sich danach aufgrund der Sonneneinstrahlung im Mittel um 10 % [176].

In Kapitel IV3.6 (Modellierung der Temperaturentwicklung) wird für den Wärmeaustausch mit der Luft eine in der Temperaturdifferenz lineare Wärmeabgabe als Näherung angesetzt. Ein Stefan-Boltzmann-Term nach Gleichung 14 wurde bei der Modellierung vernachlässigt.

Wird eine Schüttung aktiv belüftet, so bilden die Erwärmung der Zuluft und die Aufnahme und der Austrag von Wasserdampf in der erwärmten Abluft erhebliche Energiesenken und eine Möglichkeit, die Temperatur der Schüttung zu kontrollieren. Der Energieaustrag durch die Erwärmung einer bestimmten Menge Luft und die Aufnahme von Wasser (Δh) ist in Gleichung 17 und Gleichung 18 gegeben

$$\Delta h = (H_a - H_z) \cdot m \quad \text{Gleichung 17}$$

H_a Enthalpie der Abluft, kJ/kg Luft

H_z Enthalpie der Zuluft, kJ/kg Luft

m Masse, kg trockene Luft

Die Abhängigkeit der Enthalpie der Luft von Temperatur und Feuchte ist in der folgenden Gleichung dargestellt [177], wobei 1,006 kJ/kg·K die spezifische Wärme von Luft, 1,86 kJ/kg·K die spezifische Wärme von Wasserdampf, T die Temperatur, X_w der maximale Wassergehalt der Luft bei der gegebenen Temperatur T, und 2500 kJ/kg die latente Wärme von Wasser repräsentiert

$$H = 1,006 \cdot T + 1,86 \cdot T + 2500 \cdot X_w \quad \text{Gleichung 18}$$

Die Menge der gespeicherten Energie in einer bestimmten Menge Material ist abhängig von der Wärmekapazität des Materials. Bei einer isolierten Betrachtung einzelner Materialpartikel kann aufgrund der geringen Masse und des weiten Oberflächen/Volumen-Verhältnisses die Speicherung von Wärme und damit eine Temperaturerhöhung zunächst vernachlässigt werden⁷. Erst der behinderte Energieaustrag und damit die Erwärmung in der Umgebung im Gesamtsystem der Schüttung behindert letztendlich auch den Energieaustrag aus dem einzelnen Partikel und bewirkt somit dessen Erwärmung [178].

⁷ Die durch die exothermen Reaktionen (vergl. Kapitel II2.2) freigesetzte Energie wird durch die oben genannten Mechanismen überwiegend an die Umgebung abgegeben.

An der Grenzschicht der Schlackeschüttung zur Umgebung (Atmosphäre) ist der Energieaustrag unbehindert und das Material erwärmt sich hier weniger stark als im Zentrum der Schüttung. In der Deponie selbst bilden sich in der Folge Temperaturgradienten aus. Während an den Randbereichen – abhängig von den äußeren klimatischen Verhältnissen und der Oberflächentemperatur der Schüttung – überwiegend Wärmestrahlung und Konvektion (insbesondere bei Wind) für den Energieverlust an die Umgebung verantwortlich sind, ist innerhalb der (nicht zwangsbelüfteten) Schüttung insbesondere Wärmeleitung für die Abfuhr von Energie in die kühlere Peripherie zuständig [179]; Konvektion ist innerhalb der unbelüfteten Schüttung – abhängig von der Materialstruktur – in einem geringen Umfang möglich.

III Materialien und Methoden

1 Schlacken der Müllverbrennungsanlage Ingolstadt

1.1 Verbrennungsprozeß und Schlackebehandlung

Die in dieser Arbeit verwendeten Schlacken stammen aus der Müllverbrennungsanlage (MVA) des Abfallzweckverbandes Ingolstadt (AZV). Diese wurde 1976/77 errichtet und zu Beginn des Jahres 1978 in Betrieb genommen. Anfang der 90er Jahre wurden die alten Ofenlinien 1 und 2 abgeschaltet, komplett neu aufgebaut und im Frühjahr 1996 wieder in Betrieb genommen. Die Anlage ist seit 1992 mit einer Rauchgasreinigung ausgestattet. In jeder einzelnen Ofenlinie können zwischen 10 und 12 t Müll pro Stunde thermisch verwertet werden. Der Aufbau einer Müllverbrennungsanlage mit Rostfeuerung ist in Abb. 6 schematisch dargestellt.

Im allgemeinen lassen sich in Müllverbrennungsanlagen folgende Einheiten unterscheiden [4, 108, 180, 181]:

- *Abfallannahme* (einschließlich Wägung) (Abb. 6, Nr.1),
- *Müllbunker* (Abfallagerung und –homogenisierung) (Abb. 6, Nr.2),
- *Ofenbeschickung* (Müleinbringung in die Verbrennungseinheit) (Abb. 6, Nr.2),
- *Verbrennungsraum* (einschließlich Verbrennungsrost) (Abb. 6, Nr.3),
- *Schlackeaustrag* (Abschreckung der Schlacken im Naßentschlacker (Wasserbad mit ca. 70 °C) (Abb. 6, Nr.4),
- *Kessel* (Abkühlung der Abgase, Dampferzeugung mit Dampfauskopplung und/oder Stromerzeugung),
- *Abgasreinigung* (Entfernung der gas- und partikelförmigen Verunreinigungen im Abgas) (Abb. 6, Nr.5),
- *Kamin* (Abführung des Reingases) (Abb. 6, Nr.6).

Mittels eines Kranes und Fülltrichters wird der Abfall in den Verbrennungsraum eingebracht und während einer ca. einstündigen thermischen Behandlung als Gutbett über den Rost (z. B. Rückschub-Rost-System, Martin GmbH) transportiert. Der Verbrennungsvorgang kann in folgende Prozeßphasen unterteilt werden [4, 108, 180, 181]:

- *Trocknung* (Trocknen des Abfalls bei ca. 65 – 75 °C durch die Primärluft bzw. durch die Wärmestrahlung aus dem Feuerraum),
- *Abfallentgasung* (Austreibung der leichtflüchtigen Bestandteile bei ca. 100 - 250 °C, wie z. B. Restfeuchte und Schwelgas),
- *Vergasung* (Umsetzung von festem Kohlenstoff in gasförmige Produkte bei ca. 500 – 600 °C),
- *Ausbrand* (Vollständige Verbrennung des Abfalls mit der Veraschung der nicht brennbaren Bestandteile),
- *Nachverbrennung* (Verbrennung des Abgases bei Temperaturen > 850 °C).

Die Verbrennung des Mülls beginnt bereits am Rostanfang, wobei sich eine Brennschicht mit Temperaturen zwischen 850 und 1000 °C entwickelt, die sich bis zur Rostmitte erstreckt. Die Verbrennungstemperaturen und der Heizwert variieren stark, je nach Müllzusammensetzung. Zum Rostende hin verbrennt der Abfall durch die

langsamen und gleichmäßigen Misch- und Wälzbewegungen der Brennschicht zu mineralischer Schlacke.

Die ausgebrannten Abgase werden im Feuerraum bzw. im Kessel abgekühlt, die dabei anfallende Abwärme wird zur Dampf- und/oder Stromerzeugung genutzt. Nach dem Kessel gelangt das schadstoffhaltige Abgas (Rohgas) in die Abgasreinigungsanlage, in der die Staubfracht über verschiedene Reinigungssysteme (z. B. Elektrofilter oder Zyklone) abgetrennt wird. Die Abscheidung der gasförmigen Schadstoffe erfolgt z. B. über alkalische Wäscher, Sprüh-, Flugstrom- oder Festbettabsorber. Das so gereinigte Abgas (Reingas) wird anschließend über den Kamin an die Außenluft abgegeben.

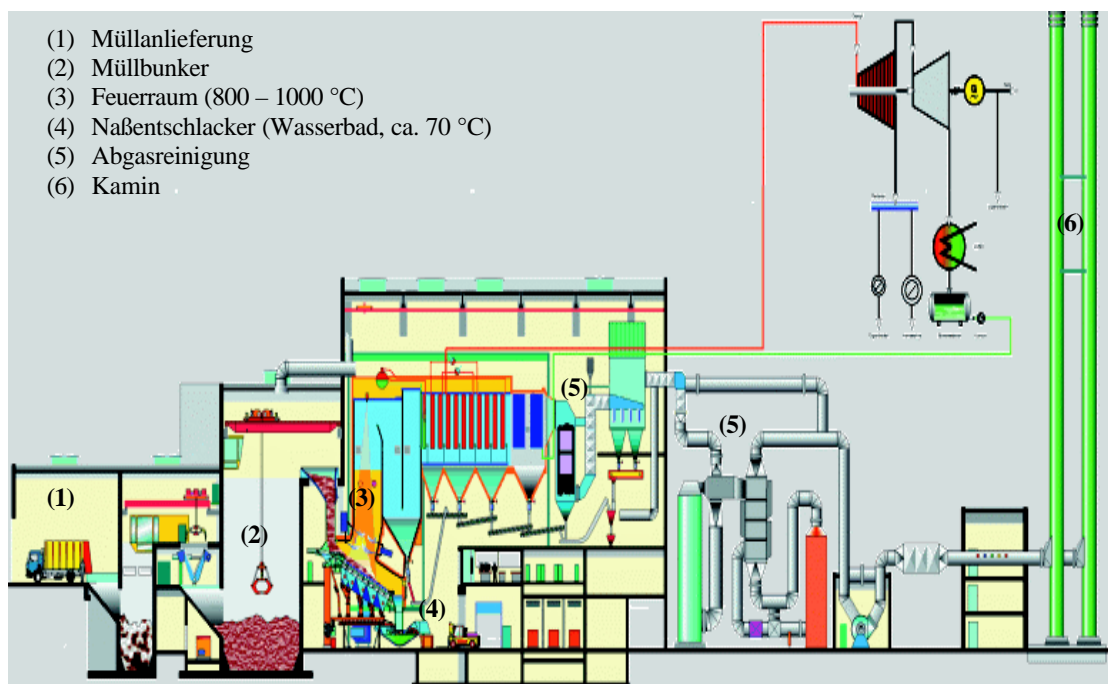


Abb. 6: Schematische Darstellung einer Müllverbrennungsanlage mit Rostfeuerung [180].

Am Ende des Verbrennungsrostes wird die ausgebrannte Schlacke in den Naßentschlacker gefördert. Dort kühlt die Schlacke in einem Wasserbad auf Temperaturen von 50 bis 70 °C ab. Danach wird die Schlacke nach einer Verweildauer von ca. 10 bis 30 Minuten über einen Schieber automatisch in einen Container verlagert und somit vom überschüssigen Wasser abgetrennt. Nach der Containerbefüllung, die zwischen 3 und 5 Stunden dauert, gelangt die Schlacke zur Zwischenlagerung auf den Schlackezwischenlagerplatz der MVA. Die Dauer der Zwischenlagerung hängt einerseits von den Wetterbedingungen ab, da eine Weiterverarbeitung der Schlacke mit dem Magnetabscheider nur im trockenen Zustand möglich ist. Andererseits ist dies auch von der

weiteren Verwendung der Schlacke abhängig. Für die Verwertung der Schlacke ist eine dreimonatige Lagerungszeit erforderlich [89].

Die Zwischenlagerung der Schlacke, die für die Deponierung vorgesehen ist, dauert zwischen einer und sechs Wochen. Die Schlacke wird auf einer Halde unter freiem Himmel bis ca. 2 m Mächtigkeit abgelagert. Über den Magnetabscheider erfolgt eine Schrottabseidung und Überkornabtrennung. Der Schrottanteil besteht aus der Grobschrott-, Feinschrott- und Kronkorkenfraktion, wobei der Grobschrott in der Überkornfraktion miterfaßt wird. Die Überkornfraktion beinhaltet darüber hinaus teils unverbrannte Papier- und Plastikabfälle. Die entstehenden, 3 bis 4 Meter mächtigen, kegelförmigen Schlackehaufen werden entweder innerhalb eines Tages zur verfeinerten Metallabtrennung erneut dem Magnetabscheider zugeführt, bis zur weiteren Verwendung (Verwertung oder Deponierung) auf einer Halde zwischengelagert oder direkt zur Deponierung auf die Deponie Großmehring gebracht. Die zu deponierende Schlacke enthält dabei variierende Metallgehalte, je nachdem ob die wiedergewonnenen Metalle einer weiteren Verwertung zugeführt werden können.

Während des Jahres 1999 wurden in der MVA Ingolstadt rund 195.000 t Abfälle thermisch behandelt bzw. energetisch verwertet. Hierbei fielen rund 50.000 t Rohschlacke an. Eine Menge von annähernd 20.000 t wurde zur Verwertung abgegeben. Die restlichen 30.000 t hat der AZV in seiner eigenen Aufbereitungsanlage weiter behandelt, so daß hiervon etwa 7.500 t Rohschrott separiert und Stahlwerken zum Wiedereinsatz zugeführt werden konnten. Der Rest wurde auf der Deponie in Großmehring abgelagert.

1.2 Physikalische Kenndaten der Schlacken

1.2.1 Korngrößenverteilung

Die an 25 kg frischer Schlacke und ca. 20 kg gealterter Schlacke nach [182] bestimmte Korngrößenverteilung zeigt eine gleichmäßige Verteilung auf die Korngrößenfraktion von 0,06 bis 100 mm, vom Feinsand- zum Grobkiesbereich (siehe Abb. 7). Die untersuchte Schlacke ist somit sehr schlecht sortiert und sehr ungleichförmig zusammengesetzt. Daneben zeigt sich, daß sich das Spektrum im Bereich von Mittelsand bis Mittelkies mit längerer Lagerzeit auf der Deponie zu feineren Korngrößen hin verschiebt. Dieser Effekt macht sich im ersten Lagerungsjahr sehr stark bemerkbar, in den folgenden Jahren tritt er nur noch stark abgeschwächt auf.

Die beobachteten Korrosionsprozesse (Bildung von Ca-(Silikat)hydratphasen, Carbonaten, Metallhydroxiden) führen zu einer zunehmenden Mineralisation auf den Oberflächen bzw. in den Blasen Hohlräumen der Schlacken. Aufgrund der Glaskorrosion werden die in der Glasmatrix fixierten Mineralphasen allmählich freigesetzt, was zu einem Zerfall der Schmelzprodukte führt. Bei der Siebung wird die oben beschriebene Mineralisation durch die Schüttelbewegungen abgerieben. Sowohl die Alterationsvorgänge als auch der Zerfall der Schmelzprodukte führen zu einer Erhöhung des Feinanteils in den ersten Lagerungsmonaten. Nach etwa einem Jahr Lagerung beginnen die Alterungsprozesse zu stagnieren, was sich in einer Stagnation bei der Erhöhung des Feinanteils auszeichnet.

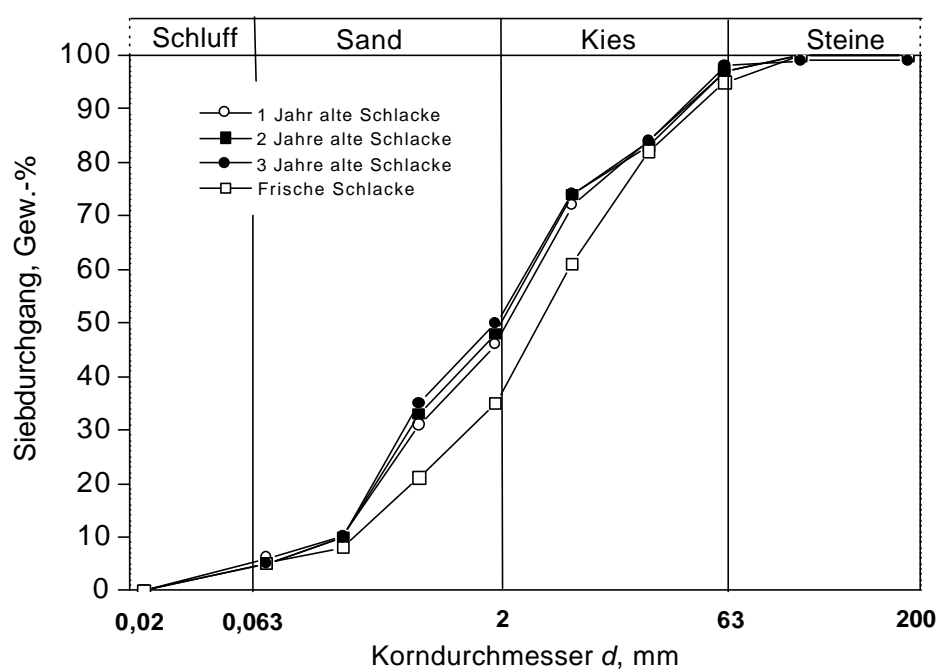


Abb. 7: Korngrößenverteilung der MVA-Schlacken Ingolstadt bei Ablagerung auf der Deponie (bestimmt nach [182]).

1.2.2 Dichte der Schlacke

Die Dichte der Schlacke der MVA Ingolstadt wurde an 15 getrockneten Proben mit einem Luftpyknometer bestimmt. Die mittlere Dichte der untersuchten Schlacke beträgt $2,2 (\pm 0,1) \text{ Mg}\cdot\text{m}^{-3}$.

1.2.3 Wärmeleitfähigkeit der Schlacke

Die Bestimmung der Wärmeleitfähigkeit der Schlacke der MVA Ingolstadt wurde bei der Firma TeKa (Geophysikalische Meßgeräte, Malplaquetstrasse 10, 13347 Berlin) durchgeführt. Die Messung erfolgte nach dem Vollraum- und Halbraumverfahren mit dem Wärmeleitfähigkeits-Meßgerät TK04. Der gemessene Wert beträgt für trockene Schlacke $0,23 \text{ W}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{K}^{-1}$ sowie $0,7 \text{ W}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{K}^{-1}$ für nasse Schlacke (20 Gew.-%) und wird im wesentlichen vom Luftporenanteil und vom Wassergehalt bestimmt. Im Vergleich dazu besitzen Metalle eine Wärmeleitfähigkeit von ca. $100 \text{ W}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{K}^{-1}$, Gesteine liegen bei ca. $10 \text{ W}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{K}^{-1}$ und isolierendes Material ca. $0,01 \text{ W}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{K}^{-1}$. Die Schlacke kann daher als Isolationsmaterial angesehen werden.

2 MVA-Schlackedeponie Grossmehring

Die Schlacken der MVA Ingolstadt wurden auf der Schlackenmonodeponie Großmehring (Landkreis Eichstätt) abgelagert. Die Deponie liegt ca. 1 km nordöstlich der Ortschaft Großmehring, im Osten von Ingolstadt auf $48^{\circ}34'30''$ nördlicher Breite und $11^{\circ}34'30''$ östlicher Länge. Südlich des Deponiegeländes fließt die Donau. Das Gelände ist eine ehemals landwirtschaftlich genutzte Fläche, die von 3 Seiten von einem ca. 15 m hohen Geländeabsturz umschlossen wird.

Der geologische Untergrund der Region wird durch fluviatile Umlagerungen und Schwemmfächer der Donau bestimmt. Tertiäre Aufschlüsse sind nördlich von Ingolstadt nur noch partiell zu finden. Etwa 1 km nördlich der Deponie werden Malmkalke des Jura abgebaut [183]. Der Geländeabsturz, an den die Deponie angeschüttet wurde, ist auf holozäne Hangrutschungen bzw. Erosionsphasen zurückzuführen. Im Hinblick auf die Bodenbildung kommen auf den westlich der Deponie befindlichen Feldern Parabraunerden auf quartärem Löß und Lößlehmen vor.

Die Grundwasserfließrichtung verläuft von Nordwesten in Richtung Südosten bzw. Südsüdost. Der mittlere Grundwasserflurabstand an der Oberkante der mineralischen Basisabdichtung beträgt an der tiefsten Stelle (Auslauf zum Sickerwasserbecken) ca. 3 m.

Die räumliche Aufteilung der Deponie gliedert sich in vier Bauabschnitte (BA), wobei die Befüllung der ersten drei Bauabschnitte bei Einbau der Meßprofile bereits abgeschlossen war und sich nur BA IV in Betrieb befand (Abb. 8).



Abb. 8: Luftbild der Deponie Großmehring (Aufnahmedatum: 10.08.1998, Luftbildnummer: 98004/1, M = 1:5000) mit den einzelnen Bauabschnitten und der Lage der beiden Meßprofile (Profil 1 und Profil 2) im Bereich von Bauabschnitt IV.

Im BA IV/1 (nördlicher Teil von BA IV) wurden Schlacken, Shredderabfälle und Filterstäube gemischt mit Neutralisationsschlamm der Rauchgasreinigung auf einer Fläche von ca. 9400 m² abgelagert. Nach fast vollständigem Erreichen der vorgegebenen Füllhöhe von 10 m wurde BA IV/1 teilweise abgedeckt. BA IV/2 (südlicher Teil von BA IV), auf dem ausschließlich Schlacke abgelagert wurde, umfaßt eine Gesamtfläche von ca. 7.050 m² und wurde Anfang 1997 in Betrieb genommen. Ca. 10.000 m³ der seit August 1996 auf der Oberfläche des BA IV/1 angesammelten Schlacke wurde

Anfang 1997 als 1 m mächtige Schicht über die Gesamtfläche des BA IV/2 verteilt, damit die Kunststoffdichtungsbahn keine Beschädigung durch Umwelteinflüsse (Frost, Hitze) davonträgt. Diese Schlacke wurde, um die anfallende Sickerwassermenge zu verringern, mit einer Folie temporär abgedeckt. Im Deponiebetrieb erfolgte eine kontinuierliche Befüllung partieller Einzelflächen von West nach Ost. Im Sommer 2000 wurde der BA IV/2 der Deponie mit einem Gesamtvolumen von 40.000 m³ vollständig verfüllt und in Anlehnung an die TASI mit einer mineralischen Abdeckung (2 * 30 cm mächtige mineralische Dichtung mit einem Durchlässigkeitsbeiwert $k_f \leq 10^{-9}$ m/s), einer darauf liegenden Kunststoffdichtungsbahn aus PEHD (Polyethylen hoher Dichte) und eines darüberliegenden Geotextils, einer 0,3 m mächtigen Entwässerungsschicht sowie einer nach oben abschließenden mindestens 1 m mächtigen Rekultivierungsschicht abgedeckt [184]. Die technische Barriere an der Deponiebasis im BA IV besteht in Anlehnung an die TA Siedlungsabfall aus einer 2 · 30 cm mächtigen mineralischen Dichtung ($k_f \leq 10^{-9}$ m/s) und einer 2,5 mm dicken Kunststoffdichtungsbahn KDB. Darüber folgt ein Schutzvlies aus HDPE. Eine 40 cm mächtige Flächendrainage aus Kies (16/32) dient dem Abfluß des Sickerwassers, welches über Vollsickerrohre einem Auffangbecken an der Ostseite der Deponie mit einem Gefälle von 1,5 % zufließt. Die Drainageoberfläche wird durch ein weiteres Schutzvlies abgedeckt, auf der die Schlackenbefüllung erfolgt.

3 Durchführung der Messungen

3.1 Charakterisierung der Schlackenproben

3.1.1 Probenahme und Aufbereitung des Schlackematerials

3.1.1.1 Probenahme von frischen Schlacken

Die Probenahme der frischen Schlacke erfolgte direkt nach dem Naßentschlacker (naßgequenchte Schlacke, S-Qu). Dabei wurden ca. 100 kg Schlacke (ohne Überkorn und Grobschrott) beprobt und bei 105 °C ca. 8 h im Trockenschrank getrocknet. Anschließend wurde das jeweilige Probenmaterial mittels eines Probenteilers homogenisiert und eine Mischprobe von ca. 100 g erstellt.

3.1.1.2 Probenahme von gealterten Schlacken

Auf der Deponie Großmehring wurden zwei Bohrkampagnen (BK) durchgeführt. Dabei wurden im August 1999 (23. - 26.8) und Juni 2000 (18./19.6) Kernbohrungen im Rammkernbohr-Verfahren von der Firma E+M Bohr GmbH (Hof, Bayern) durchgeführt. Die Bohrungen von BK 1 und BK 2 wurden in folgenden Deponiebereichen abgeteuft

- BK 1 in Schlacken, die ein Jahr auf der Deponie gelagert hatten (im Bereich von Profil 2, Abb. 8);
- BK 2 in Schlacken, die zwei Jahre auf der Deponie gelagert hatten (im Bereich von Profil 1, Abb. 8).

Bei den Bohrungen wurde ohne Spülflüssigkeit gearbeitet, um die Bohrkerne chemisch, mineralogisch und ingenieurgeologisch unverfälscht untersuchen zu können.

Jede Bohrung erstreckte sich über eine Gesamtmächtigkeit von ca. 8 m. Die Bohrkerne wurden in einem Schutzrohr gewonnen, sofort luftdicht verpackt und gekühlt bis zur Aufbereitung gelagert. Pro Bohrmeter wurden Proben (ca. 300 g) entnommen. Das entnommene Probenmaterial wurde bei 105 °C ca. 8 h getrocknet und anschließend mit dem Probenteiler auf eine Restmenge von ca. 100 g reduziert.

3.2 Batchversuche

3.2.1 Säulenversuche

In Laborversuchen lassen sich relativ einfach unterschiedliche Versuchsbedingungen variieren und für die Dauer eines Versuches konstant halten. Säulenversuche sind deshalb gut geeignet, die physikalisch-chemische Wechselwirkung zwischen Schlacke und Sickerwasser zu untersuchen. Allerdings treten unter Realbedingungen im Freiland eine Vielzahl weiterer Faktoren auf, die im Labormaßstab nicht erfaßt werden können.

Ziel dieses Versuches war es, anhand von Spülversuchen in Sedimentsäulen das Auslaugungsverhalten von MVA-Schlacken zu untersuchen. Anhand dieser Abschätzung sollte es möglich sein, quantitative und zeitliche Empfehlungen für eine eventuelle Verbesserung der Schlackequalität durch Reinfiltration von Sickerwasser zu geben.

Der Versuch in der Schlackensäule simuliert die Elution verschiedener Ionen durch das eingetragene Niederschlagswasser (im Versuch mit Münchner Leitungswasser). Der hierfür realisierte experimentelle Aufbau geht aus Abb. 9 hervor. Die Säule bestand aus PMMA (Polymethylmethacrylat) und wies eine Länge von 20 cm sowie einen Durchmesser von 10 cm auf. Ein- und Auslauf der Schlackensäule wurde mit handelsüblichen Glas-Filterplatten der Porosität 0 abgeschlossen. Mittels einer pulsationsarmen Schlauchpumpe (MCP, Ismatec) konnte der Volumenstrom für den Elutionsversuch exakt eingestellt werden. Das effektive Durchflußvolumen lag in der Säule bei $100 \text{ mm} \cdot \text{d}^{-1}$. Dies entspricht im süddeutschen Raum einem Niederschlag von etwa 55 Tagen. Wird die Schlackenmächtigkeit der Deponie mit einbezogen, so entspricht ein Versuchstag im Labor einer Äquivalenzzeit von 11 Monaten auf der Deponie. Während des 14tägigen Versuches wurde so die Elution des Deponiekörpers über 11 Jahre simuliert. Die Fließrichtung war entgegen der Schwerkraft von unten nach oben. Die Säule wurde zur Verminderung von Luftbläschen im Porenraum mit CO_2 vorgespült und anschließend mit Münchener Leitungswasser aufgesättigt. Während des Versuches wurde das Wasser nach dem Durchfließen der Säulen in einem Probensammler aufgefangen und anschließend mittels TXRF analysiert.

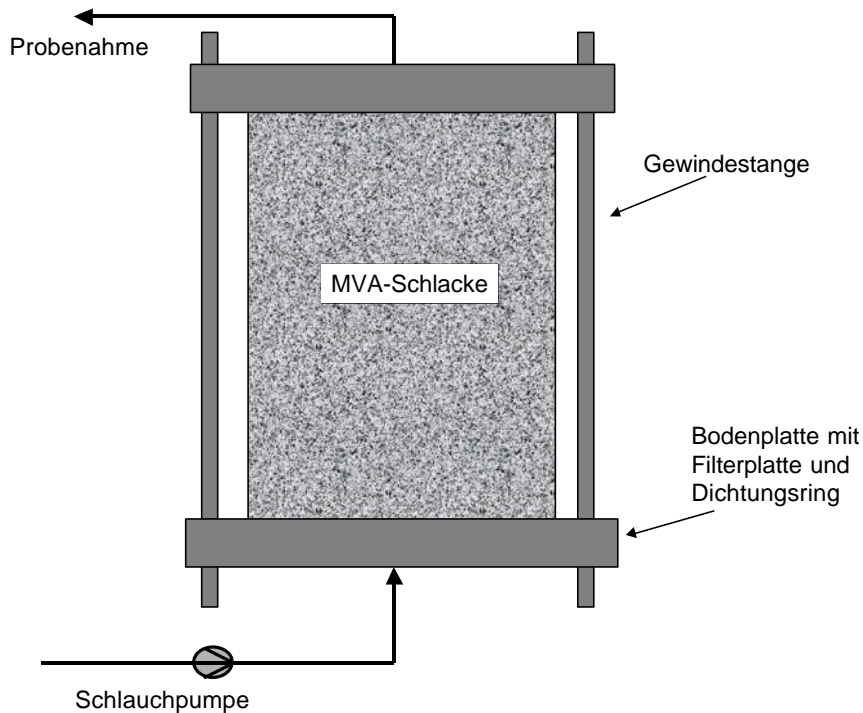


Abb. 9: Schematische Darstellung des Versuchsaufbaus zur Schlackenelution (Säulenversuch).

3.2.2 Bestimmung der Feldkapazität

Zur Bestimmung der Feldkapazität wurden, angelehnt an [185] und [186] Versuche an ungestörten frischen und gealterten Schlackeproben durchgeführt. Die Proben wurden mittels Stechzylinder (10 cm Innendurchmesser, 20 cm Länge) aus der Deponie bzw. aus den Bohrkernen (vergl. Kapitel III.3.1.1.2) gezogen.

Zur Durchfeuchtung wurde der gefüllte Versuchszylinder in einen Wasserbehälter gestellt, dessen Wasserspiegel so hoch liegt, daß von oben kein Wasser in die Probe eindringen kann (Abb. 10). Bei der so geschaffenen geringen Druckhöhe dringt das Wasser von unten durch die Filterplatte in den Probenzylinder ein, durchfeuchtet diesen und verdrängt die in den Poren enthaltenen Luftbläschen. Die Wassersättigung ist erreicht, wenn die Wasserspiegel im Versuchszylinder und im Behälter übereinstimmen. Wegen des geringen Druckunterschiedes ist eine langsame Durchfeuchtung des Schlackekörpers gewährleistet, Umläufigkeiten im Probenzylinder werden minimiert.

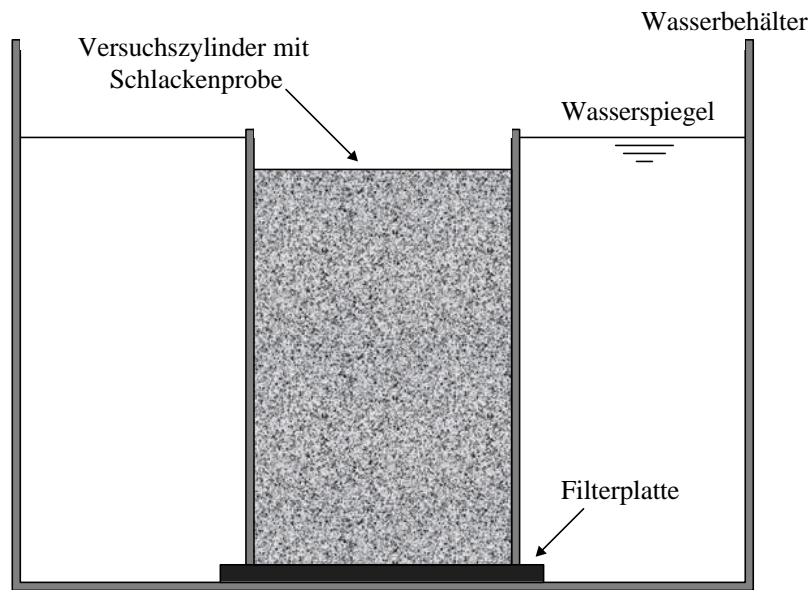


Abb. 10: Versuchseinrichtung zur Bestimmung der Feldkapazität FK frischer und gealterter Schlacken.

Nach Erreichen der Sättigung wird der Probenzylinder entnommen und zur Entwässerung unter Einfluß der Gravitation aufgestellt, wobei die Oberfläche der Probe vor Verdunstung durch eine Abdeckung geschützt wird. Die Entwässerung ist abgeschlossen, wenn an der Unterseite der Probe kein Wasser mehr austritt. Im Anschluß daran wird die Feldkapazität durch die Bestimmung des Wassergehaltes der bei 105 °C getrockneten Schlackenprobe ermittelt.

Daraus ergibt sich folgende, gewichts- bzw. volumenbezogene Feldkapazität (FK , jeweils bezogen auf die Trockenmasse)

$$FK_G = \frac{G_s - G_{tr}}{G_{tr}} \cdot 100 \quad (\text{Gew.-%}) \quad \text{Gleichung 19}$$

$$FK = \frac{G_s - G_{tr}}{V} \cdot 100 \quad (\text{Vol.-%}) \quad \text{Gleichung 20}$$

Dabei sind G_s die Schlackenmasse nach der Entwässerung, G_{tr} die Masse nach dem Trocknen und V das Volumen der Schlackenprobe.

3.2.3 Bestimmung der Wasserdurchlässigkeit

Zur Bestimmung der gesättigten Wasserleitfähigkeit im Gelände wurde auf ein Doppelring-Infiltrometer nach DIN 19 682 zurückgegriffen. Das Prinzip der Messung beruht auf der Wasserversickerung in der Schlacke durch Gravitations- und Saugspannungskräfte. Die seitliche Ausbreitung des Wassers und Umläufigkeiten, wie sie bei der Messung mit der Darcy-Apparatur auftreten, werden durch das Doppelring-system unterbunden. Daneben können auch die Fehler bei der Probenahme mit Stechzylindern ausgeklammert werden.

Um die gesättigte Wasserleitfähigkeit einer Schlackenprobe im Labor zu bestimmen, wird diese in eine sogenannte Darcy-Apparatur eingespannt. Dort wird die Probe von unten mit Wasser durchströmt. Anhand der Fließgeschwindigkeiten wird die gesättigte Wasserdurchlässigkeit nach DIN 18130 Teil 1 [187] ermittelt.

3.2.4 Elutionsversuche nach DIN 38414-S4

Als genormtes Elutionsverfahren wurde im Rahmen dieser Arbeit die Methode nach DIN 38414-S4 [131] durchgeführt. Dazu wurde 100 g unzerkleinertes getrocknetes Schlackenmaterial mit 1 L H₂O bidest. 24 h lang über Kopf geschüttelt. Danach wurde das Probenmaterial abfiltriert (Polycarbonatfilter, 0,45µm) Nach Bestimmung der elektrischen Leitfähigkeit (DIN 38402 C8) und des pH-Wertes (DIN 38404 C5) wurden die Proben mit 5 molarer HNO₃ angesäuert.

Die Untersuchung der Eluatproben erfolgte mit der Atomabsorptionsspektroskopie (AAS), mit der Ionenchromatographie (IC), mit der induktiv gekoppelten Plasmamassenspektrometrie (ICP-MS), wie auch mit der Totalreflexions-Röntgenfluoreszenz-Spektroskopie (TRFA) (vergl. Kap. III4).

3.2.5 Containerversuche

Im Rahmen dieser Arbeit wurde zur Übertragbarkeit der im Feld gewonnenen Ergebnisse Versuche im Technikumsmaßstab durchgeführt. Zu diesem Zweck wurden in einer Ofenhalle der MVA Ingolstadt vier Muldencontainer (Fa. Schmid/ München) mit einem Volumen von je 7 m³ (Maße: L x B x H = 320 cm x 190 cm x 120 cm) aufgestellt. In den Containern sollte es möglich sein, die Temperaturentwicklung der Schlacke unterschiedlicher Art zu beobachten und vergleichen zu können. Zu diesem Zweck wurden vier Versuchsreihen gefahren, bei denen die Container unterschiedlich befüllt wurden. Die Container wurden, um Reaktionen der Schlacke mit der Containerwand zu vermeiden, vor ihrer Befüllung mit 0,5 mm starker PE-Folie ausgelegt. Zur

Vergleichbarkeit der Daten wurde je ein Container (Referenzcontainer) mit der Schlacke befüllt, die auch auf der Deponie eingebaut wird (3 Wochen auf dem Gelände der MVA zwischengelagert). In den Containern wurden zur Temperatureaufnahme mehrere Pt-100-Temperatursensoren installiert.

In der **ersten Versuchsreihe** (Versuchsdauer 140 Tage, 2.9.1999 – 20.1.2000) wurde der Effekt der unterschiedlichen Vorbehandlung der Schlacke untersucht. Dabei wurden die vier Container wie folgt mit Schlacke befüllt⁸

Tabelle 6: *Befüllung der Container von Versuchsreihe 1 (Effekt der Vorbehandlung).*

Container 1	Referenzcontainer (ca. 10 t entschlottete Schlacke, 3 Wochen auf dem Gelände der MVA zwischengelagert)
Container 2	analog zu Container 1, Abdeckung mit PE-Folie
Container 3	analog zu Container 1; nicht entschlottet
Container 4	analog zu Container 1, Zusätzliche Zwischenlagerung (zwei Monate auf dem Außengelände der MVA)

In der **zweiten Versuchsreihe** (Versuchsdauer 204 Tage, 8.4.2000 – 28.10.2000) wurde der Effekt der unterschiedlichen Korngrößen der Schlacke untersucht. Dabei wurden die vier Container mit Schlacke unterschiedlicher Kornspektren befüllt. Zu diesem Zweck wurden eine gesamte Tagescharge von einem der Verbrennungsöfen mit einer Siebmaschine (Trommelsieb SM 518 der Firma Doppstadt, Rott am Inn) in verschiedene Kornspektren aufgeteilt. Die Befüllung der Container wurde im Detail wie folgt vorgenommen

Tabelle 7: *Befüllung der Container von Versuchsreihe 2 (Effekt der Korngröße).*

Container 1	Referenzcontainer (ungesiebte entschlottete Schlacke, 3 Wochen auf dem Gelände der MVA zwischengelagert)
Container 2	analog zu Container 1, Korngröße 0 – 15 mm
Container 3	analog zu Container 1, Korngröße 15 – 25 mm
Container 4	analog zu Container 1, Korngröße 25 – 40 mm

In der **dritten Versuchsreihe** (Versuchsdauer 170 Tage, 15.11.2000 – 2.4.2001) wurde der Effekt der Gaszusammensetzung der die Schlacke durchströmenden Luft untersucht. Dabei wurden die vier Container mit entschlotteter und 3 Wochen abgelagerter

⁸ Dabei wurde die Schlacke nur einer Tagescharge eines Verbrennungsöfens verwendet.

Schlacke befüllt und zum Teil mit Gas beaufschlagt Die Befüllung der Container wurde im Detail wie folgt vorgenommen

Tabelle 8: *Befüllung der Container von Versuchsreihe 3 (Effekt der Gaszusammensetzung).*

Container 1	Referenzcontainer (ungesiebte entschlackete Schlacke, 3 Wochen auf dem Gelände der MVA zwischengelagert)
Container 2	analog zu Container 1, gasdichte Abdeckung der Container mit PE-Folie
Container 3	analog zu Container 2, Begasung der Schlacken mit Kohlendioxid (Gasfluß: 1L/h)
Container 4	analog zu Container 2, Begasung der Schlacken mit Stickstoff (Gasfluß: 1L/h)

In der **vierten Versuchsreihe** (Versuchsdauer 122 Tage, 3.4.2001 – 3.8.2001) wurde der Effekt der unterschiedlichen Beregnungsintensitäten untersucht. Dabei wurden vier Container mit entschlacketer und 3 Wochen abgelagerter Schlacke befüllt und zum Teil mit Wasser beaufschlagt. Die Befüllung der Container wurde im Detail wie folgt vorgenommen

Tabelle 9: *Befüllung der Container von Versuchsreihe 4 (Effekt der Wassergehalte).*

Container 1	Referenzcontainer (ungesiebte entschlackete Schlacke, 3 Wochen auf dem Gelände der MVA zwischengelagert)
Container 2	Analog zu Container 1, permanent beregnet mit etwa 10 mm/d (simulierte tropische Regenfälle)
Container 3	Analog zu Container 1, permanent beregnet mit etwa 2 mm/d (simulierter Landregen)
Container 4	Analog zu Container 1, beregnet mit je 20 mm alle 10 Tage

3.2.6 Untersuchungen am Deponiegas

Drei der Bohrungen von Bohrkampagne 1 wurden mit PE-Rohren verrohrt. An diesen wurden an der Außenseite im Abstand von je einem Meter Teflonschläuche angebracht, die bis zur Oberfläche führen. Die Bohrung wurde anschließend wieder völlig verfüllt. An den Teflonschläuchen (Innendurchmesser von 0,3 mm) wurden im Abstand von ca. 6 Monaten (November 1999 und Mai 2001) mit einer Membranpumpe (Fa. Neuberger, Freiburg) Deponiegasproben aus den unterschiedlichen Tiefen genommen. Bei den Messungen wurde in jedem Horizont vor der Probenahme 5 Minuten mit einem Volumenstrom von 1 L/min vorgepumpt. Die Deponiegase wurden in speziellen Gasbeuteln (Platigas®, Fa. Roth, Karlsruhe) gesammelt und im Labor mittels Gaschromatographie auf ihren Gehalt an CO₂, CH₄ und H₂ untersucht.

3.2.7 Tracerversuch

Zur Ermittlung der Fließwege des Sickerwassers in der Deponie wurde im Bereich von BA IV/2 ein Tracerversuch durchgeführt. Als Tracer wurden 500 g Uranin⁹ verwendet. Der in 100 L Leitungswasser gelöste Tracer wurde über einen Schürf im Bereich von Profil 2 (vergl. Abb. 8) am 3.7.2000 (14:15 Uhr) eingespeist. Der Schürf wurde nach Tracereingabe mit Schlacke aufgefüllt. Damit konnte vermieden werden, daß der lichtempfindliche Fluoreszenzfarbstoff einer Lichteinwirkung ausgesetzt wurde. Das Eingabeggebiet wurde während des gesamten Versuchs mit einer Niederschlagsmenge von 15 mm/d auf einer Fläche von 20 m² künstlich beregnet. Eine Beobachtungsstelle wurde am Sickerwasserschacht von BA IV/2 eingerichtet (horizontale Abstand von 50 m zur Eingabestelle). Die dort gewonnen Proben wurden vor Ort mit einem Fluoreszenzspektrometer (Shimadzu RF-540) gemessen.

3.3 Versuchsfelder

3.3.1 Profil 1

Am 11.6.1997 begann der Einbau des ersten Meßhorizontes (KDB-Schicht) an der KDB. Für das Erreichen der tiefsten Schicht war es nötig, die überlagernde ca. 1 m mächtige Schlacke und die Drainagekiesschicht zu entfernen. Die Schlacke wurde in einem Bereich von 4 m × 4 m ausgebagert und die Drainageschicht auf einer Fläche von 0,5 m × 0,5 m beseitigt. Die Schutzvliese aus HDPE oberhalb der Drainageschicht und an der KDB wurden durchtrennt und nach dem Einbau wieder flächenübergreifend eingezogen, zwei Temperatursensoren wurden direkt auf die Folie verlegt.

Nach dem Überdecken der Meßsysteme mit dem Schutzvlies wurden 40 cm Drainagekies darüber geschaufelt. An der Oberkante des Kiesel wurde der zweite Meßhorizont (Drainschicht), bestehend aus zwei Sensoren, eingebaut. Am Einbautag herrschten sommerlich heiße Temperaturen von 30 °C. Über der Drainageschicht begann der Einbau von Schlacke.

Die Drainageschicht wurde mit 0,5 m Schlacke überschüttet, die aus der bereits seit einem Jahr abgelagerten, 1 m mächtigen Schlackenschicht stammte. Diese Schlacke unterscheidet sich somit durch ihre Alterung und mehrmalige, großräumige Umlagerung von der Schlacke der darüber folgenden Meßhorizonte.

⁹ Uranin hat sich wegen seiner geringen Sorptivität als konservativer Tracer bewährt.

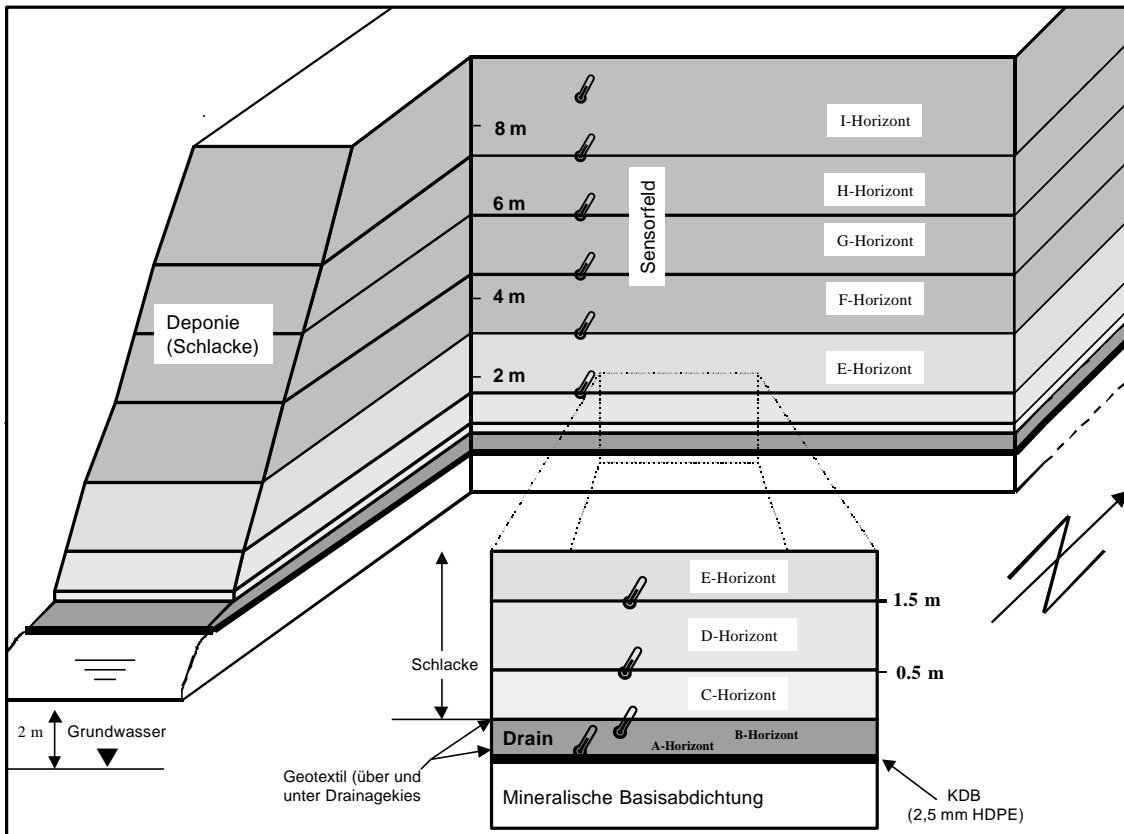


Abb. 11: Schematischer Schnitt durch die MVA-Schlackedeponie Großmehring mit der Lage der in Profil 1 und Profil 2 installierten Temperatursensoren.

Am 26.6.97 wurde die 0,5-m-Schicht (C-Horizont), bestehend aus zwei Temperatursensoren eingebaut. Die Aufschüttung von ca. vier Wochen gealterter Schlacke erfolgte bis auf 1,5 m über eine Fläche von ca. 16 m². Zum Einbautermin herrschte leichter Nieselregen, während kurz vor dem Einbau und die Tage zuvor starke Regenfälle niedergingen. Ein erneutes Starkregenereignis konnte zwei Tage nach dem Einbau verzeichnet werden.

Am 16.7.97 erfolgte der Einbau bis auf 4,5 m Schlackenmächtigkeit über eine Fläche von 9 m × 14 m. Die Aufschüttung bis zur 3,0-m-Schicht (E-Horizont) erfolgte mit ca. 4 - 5 Wochen gealterter Schlacke. In diesem Meßhorizont wurden erneut zwei Temperatursensoren eingebaut. Im 4,5-m-Schicht (F-Horizont) erfolgte, wie in der 1,5-m-Schicht (D-Horizont), der Einbau von zwei Temperatursensoren. Am Einbautag herrschten Lufttemperaturen von ca. 30 °C. Die 4,5-m-Schicht blieb bis Ende August offen.

Nach einer ca. zweimonatigen Einbaupause erfolgte am 15.10.97 die Einrichtung des 6,0-m-Meßhorizontes (G-Horizont) mit zwei Temperatursensoren. Während der September mit 26,4 mm Niederschlag ein relativ trockener Monat war, fiel im Oktober fast doppelt so viel Niederschlag. Am Einbautag war es bei leichtem Niesel und Temperaturen um 6 °C sehr windig (Richtung NE). Die Niederschlagsmaxima fielen in die erste Hälfte des Oktobers, also vor den Einbau der 6,0-m-Schicht. Die zweite Oktoberhälfte hingegen war, abgesehen von schwachen Niederschlägen, trocken. Die Aufschüttung mit ca. 3-5 Wochen gealterter Schlacke auf 7,5 m erfolgte am 24.10.97.

Die Bestückung der 7,5-m-Schicht (H-Horizont) mit zwei Temperatursensoren erfolgte am 29.10.97, bei sonnigem, jedoch kaltem Wetter (Tagesdurchschnittstemperatur: - 0,7 °C). Bis zur Aufschüttung der Schlacke auf 9,0 m (I-Horizont) fielen keine Niederschläge. Erst nach der Schlackefüllung waren Niederschläge zu verzeichnen. Die verwendete Schlacke war zuvor ca. vier bis fünf Wochen auf dem Gelände der MVA gealtert. Seit der Aufschüttung auf 9,0 m wurde für ca. drei Monate kein weiterer Einbau vorgenommen. Durch den Ausfall des Laderegler und damit unterbrochener Stromzufuhr zum Logger, kam es zu zeitweisen Ausfällen bei der Datenerfassung.

Am 3.2.98 wurde die 9,0-m-Schicht (I-Horizont) mit zwei Temperatursensoren bestückt, die noch am selben Tag mit ca. 3- 5 Wochen gealterter Schlacke auf 10 m Gesamtmächtigkeit in Form von Schüttkegeln aufgebracht wurde. Die Schlacke wurde ohne Zwischenlagerung und damit auch Umlagerung auf der Deponie eingebaut. Die Außentemperaturen lagen während des Einbaus bei - 7,5 °C (Tagesdurchschnittstemperatur). Niederschläge waren in der ersten Februarhälfte 1998 nur minimal zu verzeichnen.

Am 22.12.00 wurden nach Beendigung der Bauarbeiten zur Aufbringung der Oberflächenabdichtung der Deponie zwei Temperatur- sowie zwei Wassergehaltssensoren in der mineralischen Oberflächenabdichtung eingebaut. Der der Schlacke zugewandte Temperatursensor (K-Horizont) wurde dabei 0,15 m über der Schlackeoberkante plziert. In diesem Horizont wurde auch der Wassergehaltssensor installiert. Der nachfolgende Temperatursensor (L-Horizont) kam 0,4 m über der Schlackeoberkante zum Liegen.

3.3.2 Profil 2

Am 29.4.1999 (sonniges Wetter, Lufttemperatur um 14:00 Uhr bei 21 °C) wurde die Kunststoffdichtungsbahn am Fuße eines während der regulären Schlackeschüttung freigelassenen Kegels auf einer Fläche von knapp 1 m² aufgeschnitten. In den darunter-

liegenden Ton wurden nun binnen einer Stunde in einer Tiefe von 0,4 m (X-Horizont) und 0,15 m unter KDB (Y-Horizont) je zwei Temperatursensoren und eine TDR-Sonde eingebaut. Zusätzlich wurde in 0,15 m Tiefe ein Drucksensor installiert. Die Tonoberfläche wurde anschließend wieder in den ursprünglichen Zustand versetzt. Die Verkabelung wurde durch eine vorgefertigte Platte aus HDPE geführt; diese wurde mit der KDB verschweißt. Auf der KDB wurden dann ebenfalls Temperatursensoren angebracht (A-Horizont). Der Drainagekies wurde noch am gleichen Tag aufgebracht und an seiner Oberkante mit Temperatursensoren versehen (B-Horizont). Über dem Geotextil wurde, um die KDB zu beschweren, ca. 0,5 m Schlacke als Schutzschicht aufgebracht.

Am 18.5.99 wurde der Kegel dann mit Schlacke bis zu einer Höhe von 6 m aufgefüllt. Das Wetter an diesem Tag war sonnig, die Durchschnittstemperaturen lagen bei 20,4 °C. Die erste Sensorgruppe (Temperatursensor und TDR-Sonde) wurde in einer Höhe von 1,5 m über Drain installiert (D-Horizont). Darauf folgten die restlichen Schlackehorizonte in einem vertikalen Abstand von 1,5 m (E-Horizont bei 3 m über Drain, F-Horizont bei 4,5 m über Drain sowie G-Horizont bei 6 m über Drain).

Da nicht genügend frische Schlacke bereitgestellt werden konnte, kam es danach zu einer Einbaupause bis zum 6.6.1999. Während dieser Zeit gingen relativ hohe Niederschlagsmengen von 70 mm nieder. Das Profil wurde nach dieser Pause an einem Tag bis zu seiner Endhöhe von 10 m mit frischer Schlacke (zwei Wochen unter freiem Himmel auf dem Gelände der MVA gealtert) aufgefüllt. Die Temperaturen lagen an diesem Tag bei relativ kühlen 15,8 °C. Auch hier wurden die Sensoren in dem oben beschriebenen Abstand vom 1,5 m eingebaut (H-Horizont bei 7,5 m über Drain und I-Horizont bei 9 m über Drain).

Insgesamt wurde der freigelassene Kegel während der Einbauphase mit ca. 2.400 m³ Schlacke befüllt. Nach Fertigstellung erfolgten keine weiteren Aushub- oder Aufschüttaktivitäten im Bereich des Profils.

3.3.3 Deponie Eberstetten

Auf der Deponie Eberstetten wurde in Zusammenarbeit mit dem Zweckverband Ingolstadt und dem Bayerischen Landesamt für Umweltschutz (LfU) ein neues Einbaukonzept für Schlacke entwickelt. Dabei wird die Schlacke in Schichtdicken von maximal einem Meter auf der Deponie eingebaut. Die neu eingebaute Schlacke darf dann für einen Zeitraum von mindestens zwei Monaten nicht überschüttet werden. Zum Einsatz kommt dabei - im Gegensatz zu der Schlacke, die in Profil 1 und 2 eingebaut wurde - Material, das nicht die von der LAGA empfohlene Zwischenlagerung erfahren

hat. Es werden also frische Schlacken direkt nach deren Entschrottung verwendet. In der Praxis hat sich gezeigt, daß die Schlacken aus betrieblichen Gründen 12 bis 72 Stunden auf dem Gelände der MVA zwischengelagert werden, bevor diese auf der Deponie eingebaut werden.

Am 6.12.00 wurden die ersten Temperatursensoren im Drainagekies und an der Basis der Schlackeschüttung installiert. Diese wurden sogleich mit einem Meter Schlacke überdeckt.

Gemäß der Einbauvorgabe wurde dann, zwei Monate später (7.2.01) die nächste Schlackeschicht eingebaut. Der Sensor wurde in einer Höhe von 1 m über der Schlackenbasis installiert und sofort mit einem Meter frischer Schlacke überschüttet.

Die weiteren Einbautage der Sensoren, die nach dem Einbau jeweils mit einem Meter frischer Schlacke überschüttet wurden, sind Tabelle 10 zu entnehmen.

Tabelle 10: Einbaudatum und –position der auf der Schlackedeponie Eberstetten eingebauten Temperatursensoren sowie der jeweiligen Deponiemächtigkeit.

Einbaudatum	Sensorposition (Lage über Drain)	Deponiemächtigkeit
06.12.00	0 m	1 m
07.02.01	1 m	2 m
11.04.01	2 m	3 m
14.06.01	3 m	4 m
03.08.01	4 m	5 m

3.3.4 Materialien für die Versuchsfelder

Zur Erfassung der Meßdaten der beiden Meßprofile wurden zwei Loggerstationen (LS) an der Oberkante des BA IV/1 an der Grenze zum BA IV/2 aufgebaut. An der LS 1 wurden die Sensorkabel aus den einzelnen Meßhorizonten von Profil 1 zusammengeführt. An der LS 2 wurde neben der Meßelektronik für Profil 2 auch eine Klimastation aufgestellt.

Die erste Loggerstation (LS1) wurde hierbei in einer Streusandbox aufgebaut. Sie ist mit einem DL2e-Datenlogger der Firma Delta-T-Devices (Cambridge) bestückt. Die Stromversorgung wurde extern über ein Solarmodul realisiert. LS 2 wurde in einem zum Meßcontainer umgebauten Bauwagen installiert und mit zwei Datenloggern (DL2e) bestückt. Logger 1 zeichnet dabei die Daten von Profil 2 auf, Logger 2 übernimmt die von der Klimastation und dem Sickerwassersensor übermittelten Daten.

Von beiden Loggerstationen aus führen Kunststoffrohre in die einzelnen Meßhorizonte der beiden Profile.

Die Kunststoffrohre sind bestückt mit:

- Je zwei Temperatursensoren (Platinwiderstandssonden, Pt-100), Anschluß über 4-poliges Brandmeldekabel, Temperaturbereich -50 bis +250 °C.
- Einer TDR-Wassergehaltssonde (nur bei Profil 2) der Firma Imko GmbH, TRIME-EC (Version P2), Stababstand der Sonde 4 cm.

Die Öffnung der Kunststoffrohre wurde mittels glyzeringefüllten Plastiksäckchen bzw. handelsüblichem PE-Schaum (Profil 2) verschlossen, so daß ein Temperatureaustausch mit der Umgebung über die Rohre verhindert wird.

Die Klimastation umfaßt:

- 1 Lufttemperatur- und Luftfeuchtesensor (UP, Typ 2012)
- 1 Sternpyranometer (Schenk, Typ 8101)
- 1 Niederschlagsmeßgerät (Schenk, Typ ARG 100).

An der Meßstation erfolgt seit Oktober 1999 auch die Datenerfassung des Sickerwasserabflusses des BA IV/2. Über den Schwimmer-Füllstandmesser MAGNODUL der Firma PHÖNIX (Phönix Meßtechnikgruppe, Frankfurt/Main; Typ 746.200X) und ein Dreiecksüberfallwehr nach Thompson [23] können die Abflußvolumina des Sickerwassers registriert werden.

Im Mai 2000 wurde, wegen der Baumaßnahmen im Zusammenhang mit der Aufbringung der Oberflächenabdichtung der Deponie, der Loggerbetrieb bis Dezember 2000 eingestellt.

Auf der Deponie Eberstetten wurde ein weiterer Datenlogger (DL2e-Datenlogger) in einer Streusandbox auf der Deponie installiert. Dieser zeichnet die Temperaturwerte in der Schlacke sowie die Lufttemperatur auf.

4 Verwendete Methoden

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden folgende analytische Methoden verwendet:

- Atomabsorptionsspektroskopie (AAS)
- Gaschromatographie (GC)
- Induktiv gekoppelte optische Elektronenemissionsspektroskopie (ICP-MS)
- Ionenchromatographie (IC)
- Totalreflexions-Röntgenfluoreszenz-Spektroskopie (TRFA)
- Fluoreszenzspektrometrie

Zur Charakterisierung der Eluat- und Sickerwasserzusammensetzungen der untersuchten Schlacken mittels TRFA, AAS, IC, und ICP/MS, wie auch zur Untersuchung der Deponiegaszusammensetzung mittels GC, wurden neben Literaturquellen auch VDI-Richtlinien als Standard-Analysenverfahren eingesetzt. Auf die ihnen zugrundeliegenden Analytikmethoden wird an dieser Stelle daher verzichtet.

Tabelle 11: *Verwendete Analysemethoden zur Eluat-, Sickerwasser und Schlackencharakterisierung.*

Methode	Probenmaterial	Einsatzbereich
AAS	Sickerwasser, Eluat	• Magnesium, Aluminium
Flammenspektroskopie	Sickerwasser, Eluat	• Natrium, Kalium, Calcium
GC	Deponiegas	• Kohlendioxid, Methan, Wasserstoff
IC (DIN EN-ISO 10304-2)	Sickerwasser, Eluat	• Chlorid, Bromid, Nitrat, Sulfat, Phosphat, Fluorid
ICP-MS (DIN EN ISO 11885)	Sickerwasser, Eluat	• Calcium, Aluminium
Infrarotspektroskopie	Feststoff	• CO ₂ , H ₂ O
Photometrie (DIN 38405 E5)	Sickerwasser, Eluat	• Ammonium
Fluoreszenzspektrometrie	Sickerwasser, Eluat	• Uranin
Titration (DIN 38405 D8)	Sickerwasser, Eluat	• Hydrogencarbonat, Carbonat, Calcium
TRFA	Eluat Sickerwasser	• Eisen, Kupfer, Zink, Blei; für Elemente Z < 18 (Ar) nur bedingt geeignet

4.1 Totalreflexions-Röntgenfluoreszenzanalyse (TRFA)

Zur Analyse der Eluatproben wurde die Totalreflexions-Röntgenfluoreszenzanalyse verwendet. Die Geräte- und Meßparameter sind im Folgenden zusammengefaßt:

TRFA	Atomika Instruments Extra IIA	
Detektor	Si(Li)-Detektor, 80 mm ²	
Anregung	Mo-K-Linie	[Filter: 50µm Mo/1000 µm Al]
	W-Bremsstrahlung	[Filter: 100 µm Ni]
Beschleunigungsspannung	50 kV	
Max. Elektronenstrom	38 mA	
Meßzeit	1000 s	
Energiebereich	Mo: 0 - 20 keV	
	W: 0 - 40 keV	

4.2 Ionenchromatographie (IC)

Zur Analyse der Eluatproben diente ein Ionenchromatograph mit Anionentrennsäule AS4A und Vorsäule AG4A der Firma Dionex (Series 4500i). Die Geräte- und Meßparameter sind im Folgenden zusammengefaßt:

IC	Dionex Serie 4500i
Anionensäule	Dionex AS4A
Vorsäule	AG4A
Supressor	Eluentensuppressorsäule
Detektor	Leitfähigkeitsdetektor

4.3 Massenspektrometrie (ICP-MS)

Zur Analyse der Eluatproben wurde eine ICP-MS der Firma Perkin Elmer herangezogen. Die Betriebsbedingungen und Meßparameter finden sich im Folgenden:

ICP/MS	Perkin Elmer Elan 6100
Probenaufnahme	1,2 mL/min
Plasmaenergie	1100 W
Gas	Argon
Zerstäuber	0,9 L/min

4.4 Gaschromatographie (GC)

Zur Analyse der Gasproben (CO_2 , CH_4 und H_2) diene ein Gaschromatograph HP 5890 mit Atomemissionsdetektor HP 5971. Die Geräte- und Meßparameter sind im Folgenden zusammengefaßt:

Gaschromatograph	HP 5890 Series II
Atomemissionsdetektor	HP 5971 A
Trägergas	He 5.6
Reagenzgas	O_2 5.5
Säulenvordruck:	
CO_2 -Bestimmung	85 kPa
CH_4 - und H_2 -Bestimmung	35 kPa
Trennsäule	CP Carboplot P7, 10 x 0.53 mm i.D., Filmdicke 25 μm
Temperaturprogramm:	
CO_2 -Bestimmung	100 °C, isotherm
CH_4 - und H_2 -Bestimmung	40 °C (0.5min), 10 °C/min – 55 °C (0 min), 25 °C/min – 100 °C (2 min)

4.5 Atomabsorptionsspektroskopie (AAS)

Die Bestimmung der Magnesiumgehalte im Sickerwasser und den Eluaten erfolgt an einem Atomabsorptionsspektrometer Perkin-Elmer 4100. Die Geräte- und Meßparameter sind im Folgenden zusammengestellt:

Flammen-AAS	Perkin-Elmer 4100
Meßzeit	ca. 5 s
Probenmenge	ca. 0,5 mL
Detektor	Photomultiplier

4.6 H₂O/CO₂-Bestimmung (Leco CS 225)

Die H₂O/CO₂-Bestimmungen wurden am Lehrstuhl für Allgemeine, Angewandte und Ingenieur-Geologie der Technischen Universität München (Arcisstr. 21, 80333 München) durchgeführt. Die Analyse mittels IR-Spektroskopie beruht auf dem Verbrennungsprinzip. Bei 1000°C werden die Proben in einem Zinnbehälter unter Sauerstoffatmosphäre verbrannt. Kohlenstoff wird dabei als CO₂ und Wasserstoff als H₂O mit einer Infrarotzelle detektiert. Stickstoff wird als N₂ mit einer Leitfähigkeitsmesszelle detektiert.

Carbon Water Analyser	LECO CS 25
Probenmenge	100 mg
Meßtemperatur	1000 °C
Detektion	Infrarotgasanalysator

4.7 Feuchtesensoren (TDR-Sonden)

Der Einsatz innerhalb einer Schlackedeponie stellt besondere Anforderungen an die Wassergehaltsmeßtechnik. Das System muß wartungsfrei und zuverlässig arbeiten, darüber hinaus muß es temperaturunempfindlich und sickerwasserresistent sein und darf keine kontinuierliche Kalibration erfordern.

Die Bestimmung der Dielektrizitätskonstanten (DK) erfordert die Messung der Ausbreitungsgeschwindigkeit einer elektromagnetischen Welle in einer stoffgefüllten Leitung. Der Einfluß der Temperatur auf die DK des Bodens und damit auf die Wassergehaltsmessung zeigt in einem Bereich von 10 bis 36 °C keine meßbaren Effekte [188]. Eine Temperaturkorrektur der mit TDR gemessenen Wassergehalte wird jedoch bei sehr hohen (> 40 °C) oder niedrigen (< 10 °C) Temperaturen als nötig erachtet [189]. Eine einheitliche auf das Wasser bezogene Temperaturkorrektur gibt es dabei aber bisher nicht. Bei zunehmenden Temperaturen verhält sich das Wasser im Boden wie freies Wasser. Es verdampft und es kommt zu einer resultierenden Wassergehaltsabnahme an den Sensoren. Dieser Effekt ist in reinen Sanden bekannt, während mit zunehmenden Tongehalten eine Erhöhung der Wassergehalte bei steigenden Temperaturen aufgezeigt wird. In tonigem Material findet eine Bindung der Wasserdipole an den Kationen als Zwischenschichtwasser statt. Bei einer Temperaturzunahme ist von einer gesteigerten Brown'schen Molekularbewegung auszugehen, wobei die Wasserdipole für den Rotationsprozeß im elektromagnetischen Feld der TDR-Sonde zur Verfügung stehen [189]. Ein Korrekturfaktor für Wassergehaltsmessungen an Schlacken im Hinblick auf deren Temperaturbeeinflussung ist unbekannt.

Der Einfluß der Dichte des zu untersuchenden Bodens beeinflusst ebenso wie der Kontakt der Meßstäbe zum Medium Boden die Wassergehaltsmessung mit der TDR-Technik. Somit zeigt eine Abnahme der Trockendichte eines Bodens unter 1.4 g/cm^3 zu geringe Wassergehalte an, während ein Überschreiten dieser Dichte zu erhöhten Wassergehaltsmessungen führt. Der größere Matrixanteil führt zu einer höheren DK und somit zu höheren gemessenen Wassergehalten, anstatt zu einer Abnahme der DK, die man aufgrund einer größeren Oberfläche und daher einem höheren Anteil an gebundenem Wasser erwarten würde [189]. Ebenso ist beim Einbau der Meßsonden mit einer Veränderung der Bodendichte (Verfestigung im Bereich der Sondenstäbe) zu rechnen. Deshalb ist vor Anwendung der TDR in Schlacken eine Kalibration notwendig.

Um die Sonden in der Schlacke und im Ton zur Anwendung bringen zu können, mußten diese erst für jedes Material kalibriert werden. Diese Kalibration wurde in einer mit 100 kg Schlacke gefüllten Wanne durchgeführt. Die ofentrockene Schlacke wurde dabei schrittweise mit Wasser aufgesättigt, der Wassergehalt wurde mittels der TDR-Sonde aufgezeichnet. Das Ergebnis der Kalibration ist in Abb. 12 dargestellt. Zur weiteren Verwendung wurden die gewonnenen Ergebnisse unter Einbeziehung der in Kapitel III.1.2.2 ermittelten Dichte der Schlacke in Gew.-% umgerechnet.

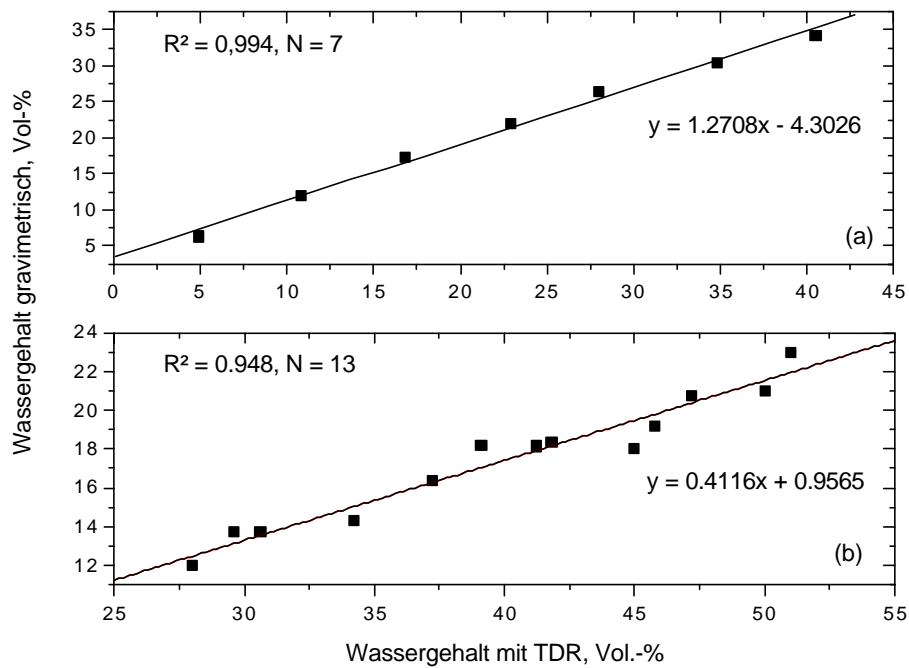


Abb. 12: Kalibrationsgeraden und –funktion der TDR-Sonden in der Schlacke (a) und im Ton der Basisabdichtung (b).

4.8 Sickerwassersensor

Die Bestimmung des Sickerwasserabflusses erfolgte über ein nach ISO-1438/1 installiertem Dreiecks-Überfallwehr. Die Überstandshöhe am Wehr wurde mit einem Schwimmer-Füllstandsmesser (Magnodul 746) der Firma Phönix (Frankfurt/Main) ermittelt. Der Sensor wurde am Überfallwehr fest installiert und die Überstandshöhe und der Abfluß von 0 bis 100 L/min kalibriert.

5 Geräte und Verbrauchsmaterialien

5.1 Instrumentierung

Atomic Emission Detector (AED) HP 5921 A	Hewlett Packard, Böblingen
Carbon Water Analyser Model LECO CS 25	LECO Corporation, St. Joseph, MI (USA)
DL-2e Datenlogger	Delta Devices, Cambridge, UK
Flammen-AAS Perkin Elmer 4100	Perkin Elmer, Überlingen
Fluoreszenzspektrometer RF-540	Shimadzu, Duisburg
Füllstandsmesser Magnodul 746	PHÖNIX Systemelemente, Frankfurt/Main
Gaschromatograph HP 5890 Series II	Hewlett Packard, Böblingen
Gefriertrockner Finn-Aqua LYOVAC GT2	Santosolo-Sohlberg, Hürth
Ionenchromatograph Series 4500i	Dionex, Idstein
IC-Anionentrennsäule AS4A	Dionex, Idstein
IC-Vorsäule AG4A	Dionex, Idstein
ICP-MS Perkin Elmer Optima 3000	Perkin Elmer, Überlingen
Labor-Siebmaschine AS 200 digit	Wille Geotechnik, Darmstadt
Mikroskop BX 60	Leica, Wetzlar
Muffelofen MR 170 E	Heraeus, Heidelberg
RFA Model PW 1404	Philips, Kassel
TRIME-EZ Wassergehaltssonden	IMKO Micromoduletechnik, Ettlingen
TXRF Extra II	Atomika Instruments, Oberschleißheim

5.2 Glas- und Kleingeräte

Achatschale (Ø 120 mm)	Plano, W. Plannet GmbH, Marburg
Analysesiebe, Ø 0,063 mm – 0,125 mm – 0,25 mm – 0,4 mm – 0,5 mm – 1 mm – 2 mm	Wille Geotechnik, Göttingen
Doppelring-Infiltrometer	Wille Geotechnik, Göttingen
Exsikkator (Ø 270 mm)	Roth, Karlsruhe
Gasuhr G4	Elster, Kiel
Mehrkanalpumpe ISM 726	Ismatec, Wertheim
Membranpumpe VDE MW63/4	Neuberger, Freiburg

Pipetten (variabel: 1- 10 µl, 10 – 100 µl, 100 – 1000 µl)	Eppendorf, Hamburg
pH-Meßgerät pH 330/Set-2	WTW, Weilheim
Prüfsiebe (0,2 mm, 1 mm, 4 mm, 20 mm)	Siebtechnik, Bremerhaven
Teflonschläuche, Ø 10 mm	Hartlmaier, München
Trommelsieb SM 518	Doppstadt, Wolnzach
Ultraschallbad	Bandelin, Berlin
Versuchscontainer 7cbm	Schmidt Entsorgung, München
Waage ST-200	Bender & Hobein, München

5.3 Verbrauchsmaterial

Cellulose-Acetat-Filter, Ø 14.2 cm, Porendurchmesser 0.45 µm	Sartorius, Göttingen
Gasbeutel Platigas®	Roth, Karlsruhe
Meßbecher 250 mL, 500 ml, 1000 mL	Roth, Karlsruhe
Polycarbonat-Filter, Ø 14 cm, Porendurchmesser 0.45 µm	Infiltec, Speyer
Panzerlehrrohre	Elektro Fröschel, München
Petrischalen Polystyrol, Ø 15 cm	Bender & Hobein GmbH, München
Plastikflaschen (PE), 2 L	Roth, Karlsruhe

5.4 Gase, Chemikalien

Ethanol p.a.	Aldrich, Deisenhofen
Kohlendioxid, technisch	Messer Griesheim, Krefeld
Salpetersäure, puriss. P.a., min. 65 %	Merck, Darmstadt
Stickstoff 4.6	Messer Griesheim, Krefeld
Uranin AP	Merck, Darmstadt

IV Resultate und Diskussion

1 Wasserbilanz der Schlackedeponie Grossmehring

1.1 Hydrologische Kenngrößen der Schlacke

1.1.1 Feldkapazität der Schlacken

Die Proben von 15 untersuchten Stechzylinderproben frischer Schlacken zeigen eine Schwankung der Feldkapazität von 10,1 bis zu 16,3 Gew.-% (mit einem Mittelwert von 12,7 Gew.-%).

Bei den untersuchten Bohrkernproben stellten sich Werte im Bereich von 10,3 bis 15,4 Gew.-% ein. Der Mittelwert lag hier bei 13,1 Gew.-%. Somit liegt die bestimmte

Feldkapazität der Schlacken im Bereich von Sand-Braunerden (Ap-Horizont) sowie schluffiger Sande. Eine Abhängigkeit der Feldkapazität ist weder von der Bohrtiefe noch von der Lagerungsdauer zu beobachten (Abb. 13). Es scheint, als würde sich die in Kapitel III.1.2.1 beschriebene Verschiebung der Korngrößen mit zunehmender Lagerungszeit zu kleineren Radien auf die Feldkapazität nicht signifikant auswirken.

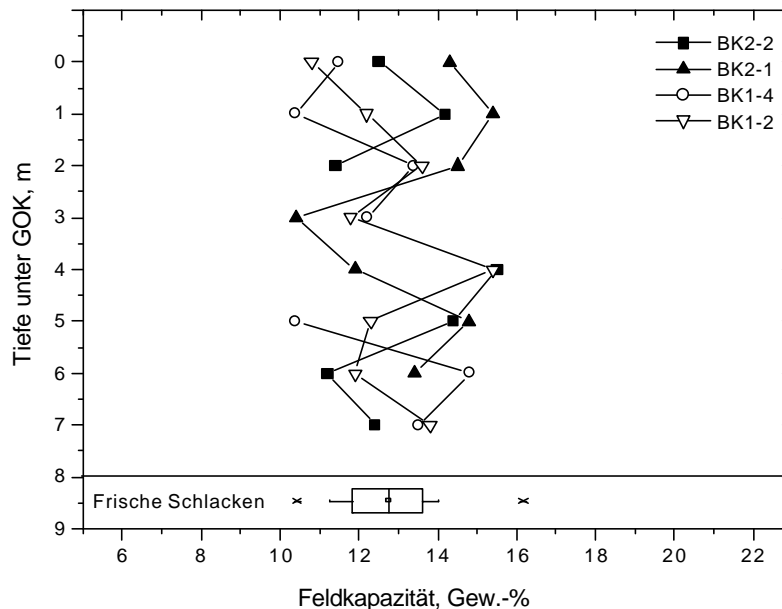


Abb. 13: Tiefenaufgelöste Darstellung der Feldkapazität der Bohrkernproben von Bohrkampagne 1 (BK 1, ein Jahr gealterte Schlacken) und Bohrkampagne 2 (BK 2, zwei Jahre gealterte Schlacken).

1.1.2 Gesättigte Wasserdurchlässigkeit

1.1.2.1 Laborversuche

Zur Bestimmung des Durchlässigkeitsbeiwertes wurden an einer Versuchseinrichtung (Darcy-Apparatur) fünf Proben frischer Schlacke (zwei Wochen gealtert) auf ihren k_f -Wert hin gemessen. Die Durchlässigkeit der Prüfkörper (Schlacken, zwei Wochen gealtert, ungestörte Probenahme nach DIN 18 130) im Labor beträgt $2 \cdot 10^{-4}$ bis $5 \cdot 10^{-6}$ m/s. Diese große Spannweite der Schlackedurchlässigkeit läßt sich einerseits auf die große Inhomogenität der Schlacke zurückführen. Daneben ist die Probenahme bei Lockergesteinen mittels Stechzylinder eine nicht zu vernachlässigende Fehlerquelle.

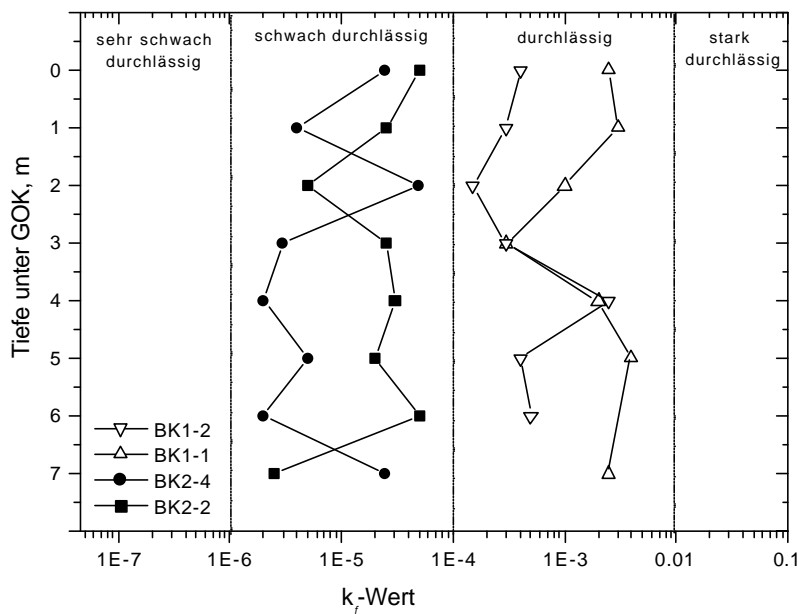


Abb. 14: Gesättigte Wasserleitfähigkeit ausgewählter Bohrkernproben von Bohrkampagne 1 (BK1-2 und BK1-1, jeweils ein Jahr gealterte Schlacke) und Bohrkampagne 2 (BK2-2 und BK2-4, jeweils zwei Jahre gealterte Schlacke).

An den gewonnenen Bohrkernproben wurde ebenfalls eine Bestimmung der Wasserdurchlässigkeit durchgeführt. Dabei zeigen die Werte einer Bohrkampagne keine signifikanten Unterschiede untereinander. Die während der ersten Bohrkampagne (BK 1) gewonnenen Bohrkernproben weisen einen k_f -Wert auf, der im Bereich durchlässiger Gesteine (DIN 18 130) liegt. Die Proben der zweiten Bohrkampagne (BK 2) erweisen sich dagegen als schwach durchlässig. Vergleicht man nun die Werte der ein Jahr alten Schlacke (BK 1) mit denjenigen der zwei Jahre alten Schlacke (BK 2), so stellt man fest, daß die Durchlässigkeit bezüglich Wasser mit steigender Lagerungszeit der Schlacke abnimmt (Abb. 14).

1.1.2.2 Feldversuche

Die mit einem Doppelring-Infiltrometer an neun unterschiedlichen Stellen (DR-1 bis DR-9) im Bereich von zwei Jahre abgelagerten Schlacken an der Deponieoberfläche ermittelte Versickerungsrate ist in Abb. 15 graphisch dargestellt.

Betrachtet man die an der Oberfläche erhaltenen Werte, so zeigt sich ein k_f -Wert, der im Bereich zwischen $1 \cdot 10^{-4} - 9,3 \cdot 10^{-5} \text{ m/s}$ liegt. Es läßt sich zudem erkennen, daß die initiale Versickerungsrate an einigen Stellen der Deponieoberfläche höher ist als die im

Gleichgewichtszustand, an anderen Stellen ist sie niedriger (Abb. 15). Sowohl dieses Phänomen als auch die Schwankungsbreite im Durchlässigkeitsbeiwert lassen sich hier mit den stark unterschiedlichen Oberflächenbeschaffenheiten der Deponie erklären. So wirkt sich eine lokale Veränderung in der Kornzusammensetzung (ausgelöst durch eventuell eingebaute Schrotteile, große Schlackebrocken oder lokale Verkrustungen der Deponieoberfläche) im beprobten Gebiet sowohl auf die anfängliche als auch auf die Versickerungsrate im Gleichgewichtszustand aus.

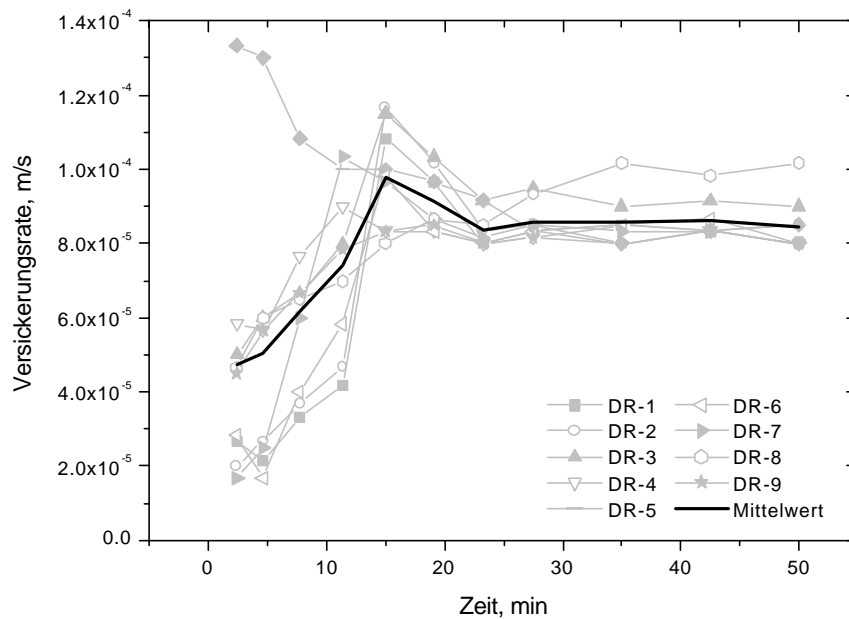


Abb. 15: Versickerungsraten an unterschiedlichen Bereichen der Deponieoberfläche (DR-1 bis DR-9) auf BA IV/2 sowie deren Mittelwert.

Die Versickerungsraten in 1 und 2 m Tiefe sind von der Tiefe nahezu unbeeinflusst. Es sind hier sowohl bei der anfänglichen Rate als auch bei der Versickerungsrate im Gleichgewichtszustand keine signifikanten Unterschiede der beiden Meßergebnisse der beiden beprobten Tiefen zu erkennen (Abb. 16). Für den daraus resultierenden k_f -Wert ergibt sich für beide untersuchten Tiefen ein Wert von $8,5 \cdot 10^{-4}$ m/s. Die relativ hohe anfängliche Versickerungsrate von $3,4 \cdot 10^{-3}$ m/s deutet darauf hin, daß sich in diesen Bereichen der Deponie keine verhärteten Horizonte ausgebildet haben, die einer anfänglich hohen Versickerungsrate entgegenstehen würden.

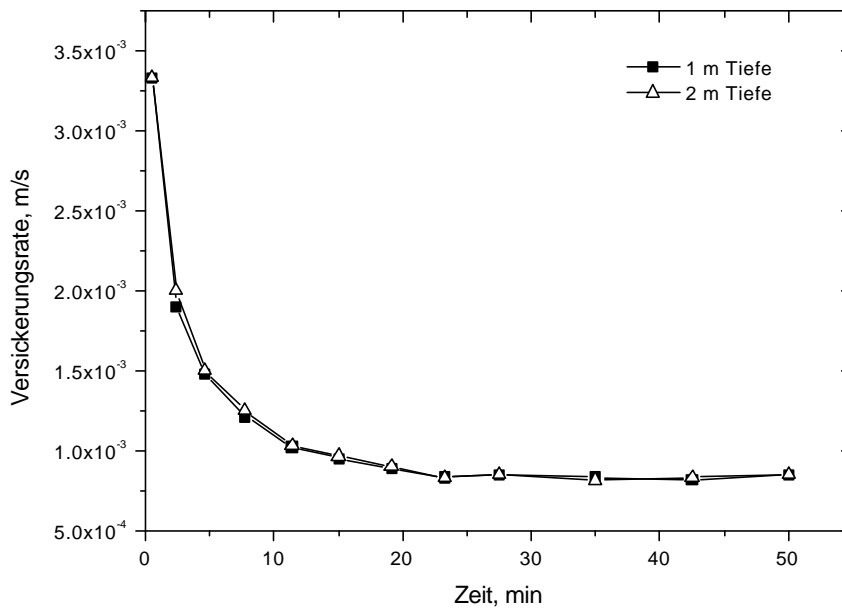


Abb. 16: Graphische Darstellung der mit dem Doppelring-Infiltrometer gemessenen Versickerungsraten in Tiefen von einem und zwei Meter im Bereich von Profil 2.

1.1.2.3 Interpretation der Wasserdurchlässigkeiten

Da die Anwesenheit von Kohlendioxid die Ausbildung von Verfestigungshorizonten in der Deponie begünstigt (Kapitel IV3.1.3), findet man an der Deponieoberfläche Wasserdurchlässigkeiten, die unter jenen tieferer Deponiebereiche liegen. Das CO_2 der Luft reagiert mit den instabilen Phasen der Schlacke unter Bildung von Carbonaten (Kapitel II2.2). Diese verhärteten Schichten verhindern auf der einen Seite ein ungehindertes Eindringen von Niederschlägen, auf der anderen Seite hemmen sie aber auch das über die Umgebungsluft in tiefere Deponieschichten eindringende Kohlendioxid.

Auch die mit fortschreitender Lagerungsdauer der Schlacken abnehmende Durchlässigkeit für Wasser läßt auf die Ausbildung von Carbonat- und/oder Gips-horizonten schließen. Diese können als Reaktionsprodukte der Schlacke mit dem über das Regenwasser und die Luft zugeführten Kohlendioxid beschrieben werden. Die Ergebnisse korrelieren mit den in Kapitel IV2.5.1 gewonnenen Daten für die Kohlenstoffgehalte in den Bohrkernproben, die in Bereichen mit Luftkontakt höher liegen als in solchen Deponiehorizonten, die von atmosphärischen Einflüssen nur bedingt betroffen sind. Auch in der Literatur sind solche Abschirmungen gegen meteorische Einflüsse bekannt. So belegen Untersuchungen an Bauten aus gallo-

römischer Zeit, daß außen liegende Carbonatschichten die inneren Schichten gegen weiteren CO₂-Zutritt abschirmen. Die vollständige Carbonatisierung des Mauerwerks kann daher mehrere Jahrhunderte dauern [118, 190]. Henning [190] beschreibt in seiner Arbeit die Geschwindigkeit der Carbonatisierung, wobei es während der Aushärtung zu einer ständigen Verlangsamung der Carbonatisierungsgeschwindigkeit kommt. Dies bedeutet, daß das Maximum der Carbonatisierungsreaktionen zu Beginn der Ablagerung abläuft.

1.2 Statische Wasserbilanz

1.2.1 Niederschlag und Klima

Im langjährigen Verlauf der aufgezeichneten Monatsmittelwerte der Niederschläge am Deponiestandort Großmehring¹⁰ läßt sich ein signifikanter Unterschied zwischen Sommer- und Winterniederschlägen erkennen. Während die Winter- und Frühjahrsmonate eher niederschlagsarm waren (mittlere monatliche Niederschlagsmenge von 50 mm), zeichneten sich die Frühjahrs- und Sommermonate mit einer mittleren monatlichen Niederschlagsmenge von 97 mm als niederschlagsreich ab (Abb. 17).

Die gemessene Lufttemperatur (14.00-Uhr-Wert) spiegelt den jahreszeitlichen Temperaturgang unserer Breiten wider. Das Temperaturmaximum während des Projektzeitraumes wurden mit 34,6 °C im August 1998, das Temperaturminimum mit -7,5 °C im Dezember 1999 erreicht. Während im Juli 1999 die geringsten Luftfeuchtigkeitsgehalte von 20 % zu verzeichnen waren, wurden im Dezember 1998 die höchsten Werte von 98 % erreicht.

¹⁰ Die Niederschläge wurden am Deponiestandort von Januar 1998 bis Juni 2001 aufgezeichnet.

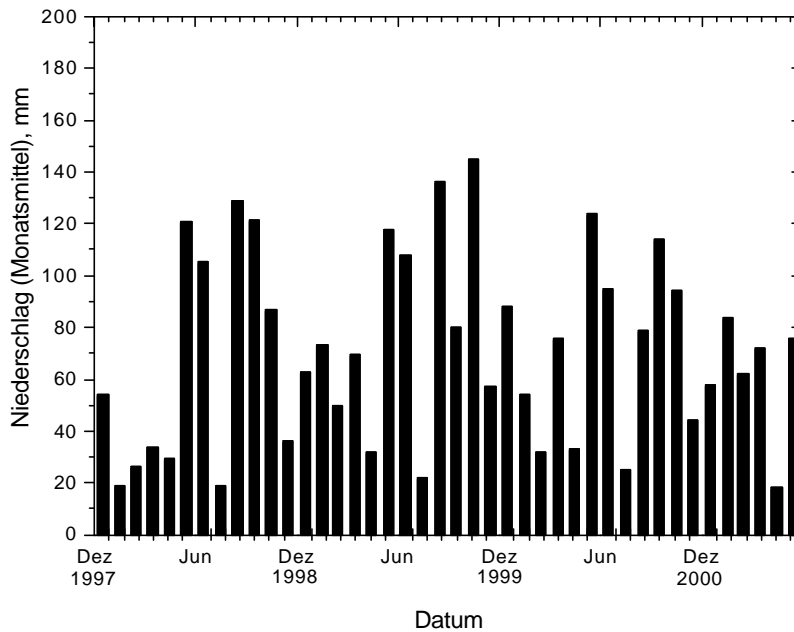


Abb. 17: Darstellung der Monatssummenwerte der Niederschläge am Deponiestandort Großmehring (aufgezeichnet von Dezember 1997 bis Juni 2001).

1.2.2 Wasserzufuhr über eingelagerte Schlacken

Zur Ermittlung eines aussagekräftigen Wassergehaltes bei Einbau der Schlacken in die Deponie wurde über einen Zeitraum von zwei Jahren die Schlacke vor ihrem Einbau in die Deponie auf ihren Wassergehalt hin untersucht. Die 30 Proben wurden gemäß DIN 18 121 [191] analysiert. Das Ergebnis der Untersuchung ist in Abb. 19 dargestellt.

Es zeigt sich, daß die Werte für die Wassergehalte der Schlacken beim Einbau in die Deponie sehr homogen verteilt sind. Für die Berechnung der Deponieparameter kann man daher von einem durchschnittlichen Einbauwassergehalt von 18,5 Gew.-% ausgehen.

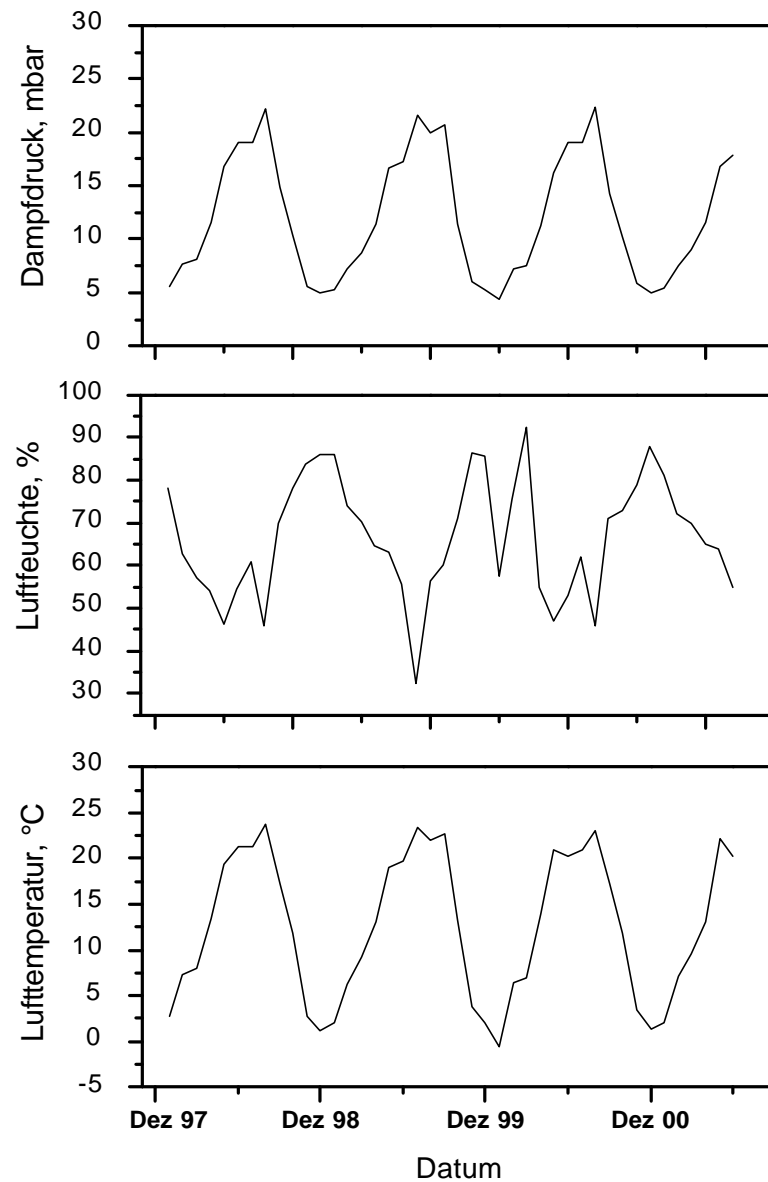


Abb. 18: Lufttemperatur, Luftfeuchtigkeit und Dampfdruck am Standort Deponie Großmehring im Zeitraum vom Januar 1998 bis Juni 2001 (dargestellt sind jeweils die Tagesmittelwerte).

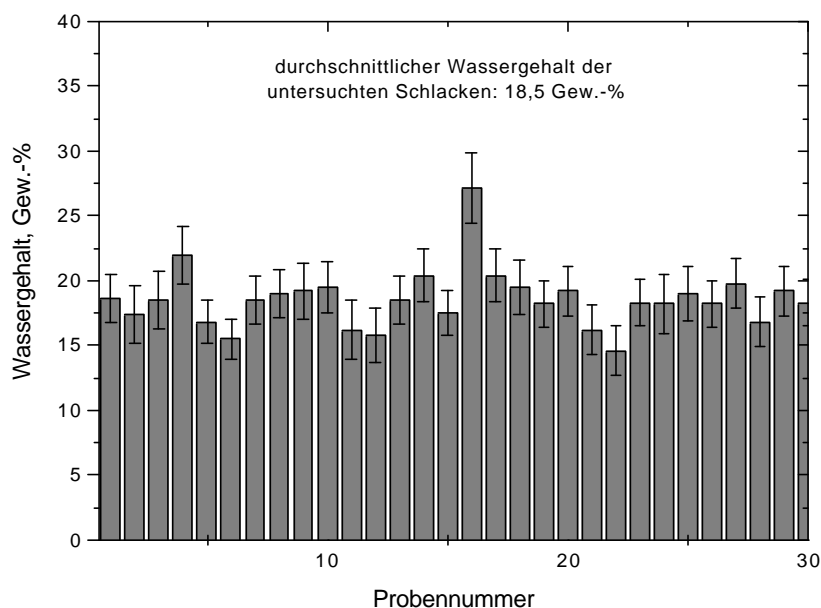


Abb. 19: Wassergehalte der Schlacken aus der Müllverbrennungsanlage Ingolstadt. Gemessen wurde jeweils kurz vor Einbau in die Deponie Großmehring.

An Hand der gewonnenen Wassergehalte ist es möglich, die Wassermenge zu ermitteln, die über die Schlacke in die Deponie gebracht wird. Mit dem ermittelten durchschnittlichen Wassergehalt von 18,5 Gew.-% sind somit 14.800 m³ Wasser über die 40.000 m³ in BA IV/2 eingebauten Schlacken in die Deponie eingebracht worden.

1.2.3 Sickerwasserabfluß

Auf Bauabschnitt IV/2 der Deponie Eberstetten wurden die Monatswerte der Sickerwasserabflüsse sowie die eingebrachten Niederschlagsmengen registriert. Der Zusammenhang zwischen den monatlichen Sickerwassermengen und dem Niederschlag ist in Abb. 20 dargestellt. Hierbei ist der direkte Zusammenhang dieser beiden Parameter gut erkennbar. Es zeigt sich, daß über 27 Monate kumuliert lediglich 59 % des eingebrachten Niederschlags über das Sickerwasser ausgetragen wurden. Die Differenz von 11.300 m³ zwischen gemessenem Niederschlag und abgeflossenem Sickerwasser geht durch Verdunstung, Speicherung in der Deponie und Einbau in neue Mineralphasen verloren. Der direkte lineare Zusammenhang der beiden Parameter Niederschlag und Sickerwasserabfluß ist in Abb. 21 graphisch dargestellt.

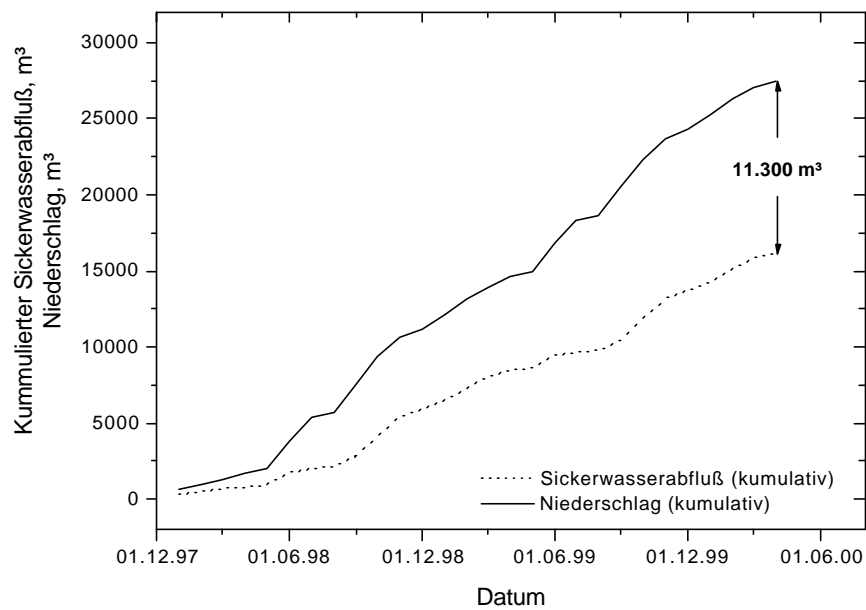


Abb. 20: Kumulative Darstellung der von Januar 1998 bis April 2000 aus Bauabschnitt IV/2 abgeflossenen Sickerwassermengen sowie den eingebrachten Niederschlägen.

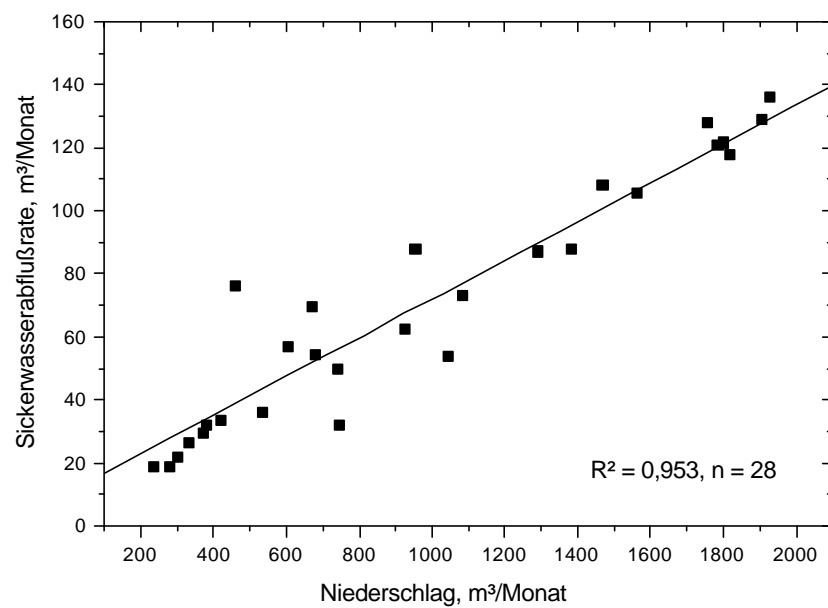


Abb. 21: Graphische Darstellung der Abhängigkeit von Niederschlag und Sickerwasserabflußrate auf der Deponie (dargestellt als Monatswerte).

Nach der Installation des Sickerwassersensors im Oktober 1999 zeigt sich das oben geschilderte Bild, wobei die Abhängigkeit der Sickerwasseranfälle vom Niederschlag zeitlich besser aufzulösen ist (Abb. 22). Es zeigt sich die bereits oben erwähnte geringe zeitliche Verzögerung des Sickerwasserabflusses auf Niederschlagsereignisse. Diese Verzögerung liegt im beobachteten Zeitraum bei 1 – 2 Tagen.

Einem starken Abflußereignis, beginnend am 26.12.1999, gehen scheinbar nur geringe Niederschlagsereignisse voraus, die in ihrer Summe nicht für die Erklärung des hohen Sickerwasseranfalls ausreichen. Das vom 7.1.2000 bis 10.1.2000 aufgezeichnete Niederschlagsereignis hat scheinbar kaum Auswirkungen auf die Abflußganglinie. Was zunächst wie eine Umkehr der Raum-Zeit-Kausalität aussieht, läßt sich auf die fehlende Beheizung des Niederschlagsensors zurückführen. Der in diesem Zeitraum gefallene Schnee wurde somit erst mit 10tägiger Verspätung, bei Umgebungstemperaturen über dem Gefrierpunkt, am Sensor aufgezeichnet. Auf der erwärmten Deponieoberfläche schmolz der Schnee hingegen sofort und das Niederschlagswasser konnte ohne zeitliche Verzögerung in den Deponiekörper infiltrieren.

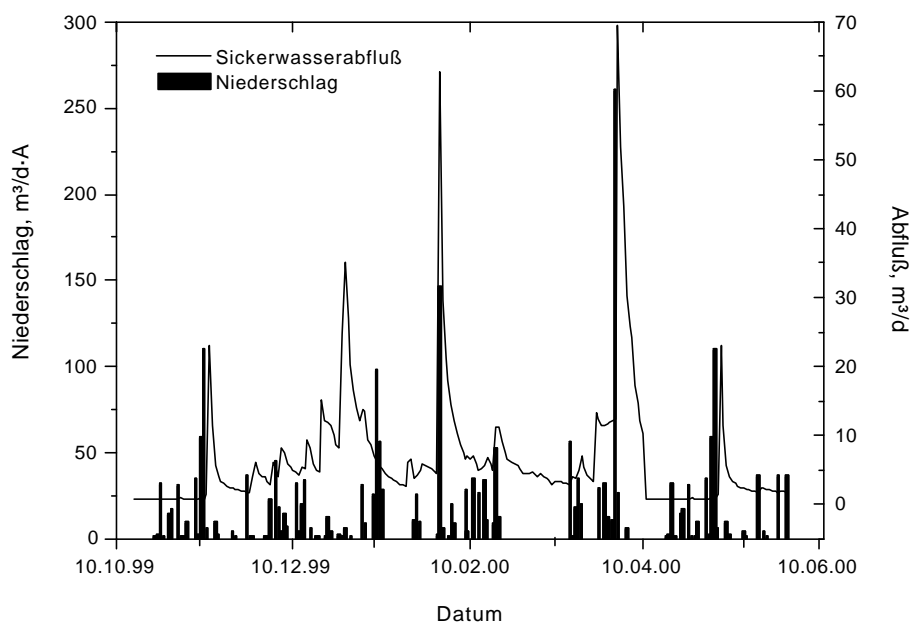


Abb. 22: Gegenüberstellung der gemessenen Niederschlags- und Abflußmengen von Oktober 1999 bis Mai 2000 im Bauabschnitt IV/2 der Deponie Großmehring.

Bei der Betrachtung der Volumina der Sickerwasserabflüsse zeigt sich, daß die zeitliche Verzögerung zwischen eingetragenen Niederschlägen und erhöhtem Abfluß sehr gering ist. Das Abflußmaximum des Sickerwassers wird bereits einen Tag nach einem Starkniederschlagsereignis erreicht.

1.2.4 Wasserspeicherung in der Deponie

1.2.4.1 Bohrkernproben

Die gemessenen Wassergehalte von Bohrungen im Bereich von ein Jahr alten Schlacken (BK 1) sowie zwei Jahre alten Schlacken (BK 2) sind in Abb. 23 und Abb. 24 dargestellt.

Bei den Bohrkernproben von BK 1 kommt es zu einer Zunahme der Wassergehalte von oberflächlichen (an der GOK) 10 - 13 Gew.-% an der Deponieoberfläche auf 11 - 18 Gew.-% in einer Tiefe von 2 m unter GOK. Danach kommt es wieder zu einem Rückgang auf 12 - 13 Gew.-% in 7 m unter GOK. In einer Tiefe von 8 m unter GOK nehmen die Werte dann wieder stark zu (18 Gew.-% in Bohrung 2 und 17 Gew.-% in Bohrung 1). Da in BK 1-3 aus technischen Gründen nur eine Bohrtiefe von 7 m erreicht wurde, kann diese starke Zunahme der Wassergehalte in 8 m Tiefe dort nicht beobachtet werden.

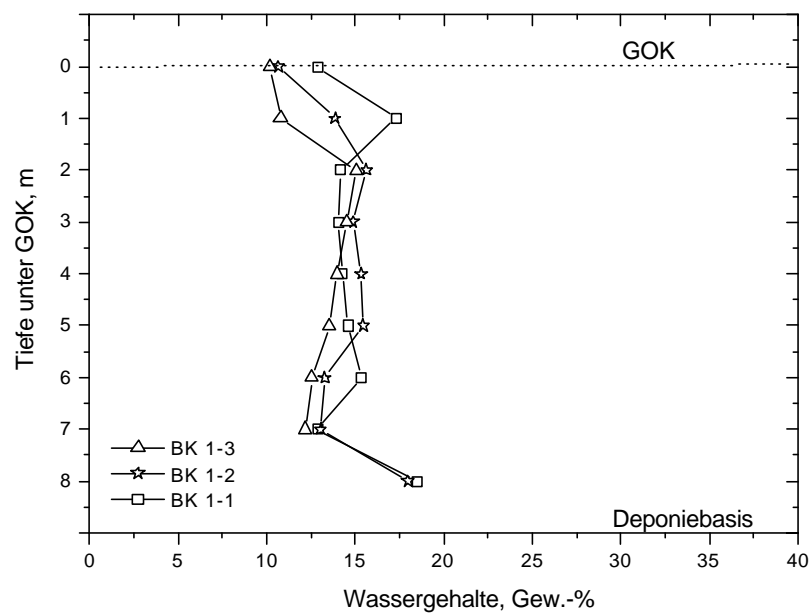


Abb. 23: Wassergehalte der drei beprobten Bohrungen von Bohrkampagne 1. Die Bohrungen wurden im Bereich von Profil 2 (ein Jahr gealterte Schlacken) abgeteuft (Angaben in Gew.-%, Bestimmung nach [191]).

An den Bohrkernen von BK 2 zeigt sich dabei ein recht einheitliches Bild der Wassergehalte (Abb. 24). In den oberen Bereichen der Deponie (0 - 5 m unter GOK) liegen die Wassergehalte aller vier beprobten Bohrungen bei Werten von 10 – 14 Gew.-%. In den

tieferen Bereichen der Deponie nehmen die Wassergehalte dann stetig auf Werte von bis zu 31 Gew.-% zu. Die in diesem Deponieabschnitt ermittelten Wassergehalte entsprechen damit den von Reimann [141] bestimmten Wassergehalten (20 - 35 Gew.-%) von Schlacken direkt nach dem Austrag aus dem Naßentschlacker.

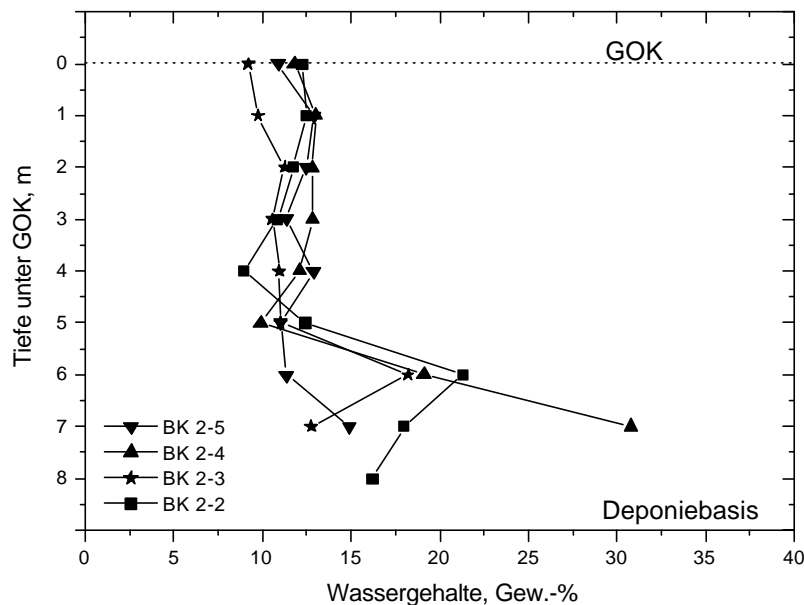


Abb. 24: Wassergehalte der vier beprobten Bohrungen vom Bohrkampagne 2. Die Bohrungen wurden im Bereich von Profil 1 (zwei Jahre gealterte Schlacken) abgeteuft (Angaben in Gew.-%, Bestimmung nach [191]).

Die zur Deponiebasis hin zunehmenden Wassergehalte sprechen für eine Aufstauung des Sickerwassers an der Deponiebasis und sind durch die Ausbildung eines Kapillarsaumes oberhalb des Drainagekieses, der als kapillarbrechende Schicht wirkt, zu erklären. Bei der ersten Bohrkampagne (BK 1) kann diese Zunahme zur Deponiebasis hin ebenfalls beobachtet werden.

Vergleichend läßt sich festhalten, daß es in den zentralen Deponiebereichen zu einem Rückgang der Wassergehalte von durchschnittlich 14,5 Gew.-% (nach einem Jahr Lagerung) auf 11 Gew.-% (nach zwei Jahren) kommt. Dies bedeutet, daß der Wassergehalt mit steigender Lagerungsdauer der Schlacken abnimmt. In diesen Deponiebereichen wurden bei den in Kapitel IV3.2 beschriebenen Temperaturmessungen auch die höchsten Temperaturen registriert. Da das Temperaturmaximum jedoch bereits nach einem Jahr der Lagerung überschritten war, ist eine rein temperaturbeeinflusste Abnahme der Wassergehalte im zweiten Lagerungsjahr als sehr unwahrscheinlich anzusehen.

An der Deponiebasis macht sich die in Kapitel III1.2.1 beschriebene mit einer Verminderung der Speicherkapazität einhergehende zeitabhängige Verschiebung der Korngrößen zu kleineren Korngrößen hin nicht bemerkbar, die Aufstauung des Wassers läßt sich sowohl nach einem als auch nach zwei Jahren in gleichem Umfang beobachten. Die gegenüber der Feuchtebestimmung mittels TDR erniedrigten Wassergehalte der Bohrkernproben (vergl. Kap. IV1.2.4.2) lassen sich auf Verdunstungsverluste während der Bohrung und der Probenahme zurückführen. Dadurch läßt sich auch erklären, warum die Wassergehalte unter den Wert der in Kapitel IV1.1.1 ermittelten Feldkapazität absinken.

Die Unterschiede in den oberflächennahen Schlacken lassen sich auf klimatische Einflüsse wie unterschiedliche Sonneneinstrahlung oder unterschiedliche Niederschläge im Vorfeld der Bohrungen zurückführen.

1.2.4.2 TDR-Messung

1.2.4.2.1 Dichtungssysteme

Basisabdichtung

Im X-Horizont, der am Einbautag (29.4.99) einen Anfangswassergehalt von 7,6 Gew.-% (gravimetrisch bestimmt) aufwies, ist ein anfänglicher leichter Rückgang bei den Wassergehalten auf 7,1 Gew.-% (am 1.7.99 mit 0,008 %-Punkten/Tag) zu erkennen (Abb. 25). Danach steigen die Wassergehalte für eine Periode von 14 Tagen wieder leicht an (bis 7,3 Gew.-% am 15.7.99). Ab diesem Zeitpunkt nehmen die Werte langsam ab und erreichen im Dezember 1999 ein weiteres Minimum (7 Gew.-%), bevor sie dann wieder auf einen Wert von knapp über 7,2 Gew.-% (Juni 2000) ansteigen.

Der darüberliegende Y-Horizont (Einbauwassergehalt von 8,4 Gew.-%, gravimetrisch bestimmt) zeigt dagegen eine anfänglich wesentlich stärkere Abnahme der Wassergehalte (Abb. 25). Dabei sinken dessen Werte innerhalb von 85 Tagen um 1,7 %-Punkte auf 6,7 Gew.-%. Danach kommt es zu einer Abflachung der Abnahme, die ab dem 5.10.99 in einer Stagnation endete. Am 5.11.99 kam es zu einem nicht zu behebbenden Sensorausfall, womit eine weiterführende Beobachtung der Wassergehalte in diesem Horizont nicht mehr möglich war. Diese initiale Abnahme der Wassergehalte läßt sich mit einer Auspressung des Wassers durch die gestiegene Flächenbelastung erklären und steht vermutlich nicht mit der Zunahme der Temperaturen in direktem Zusammenhang.

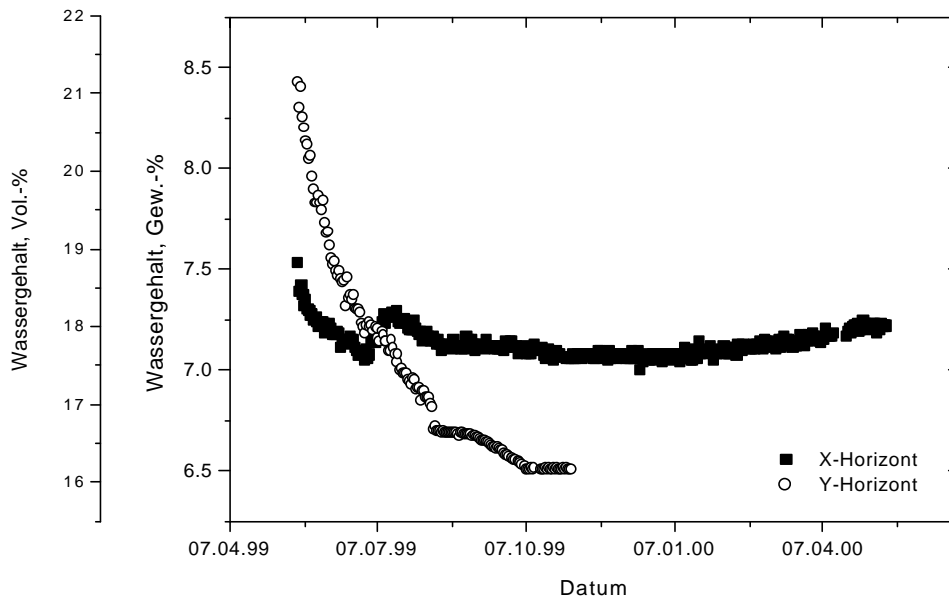


Abb. 25: Entwicklung der Wassergehalte in den beiden Horizonten der mineralischen Basisabdichtung der Deponie mit beginnender Schlackedeponierung

Oberflächenabdichtung

Die Wassergehalte im Ton der Oberflächenabdichtung zeigen einen Einbauwassergehalt von 14 Gew.-% (K-Horizont) und 16,5 Gew.-% (L-Horizont). Die Entwicklung der beiden Horizonte beschreiben ein gegenläufiges Bild. Während es im K-Horizont zu einer Zunahme der Feuchte kommt, nimmt diese im L-Horizont ab (Abb. 26). Es scheint, als würde im Ton der Oberflächenabdichtung ein vertikaler Ausgleich der Wassergehalte angestrebt werden.

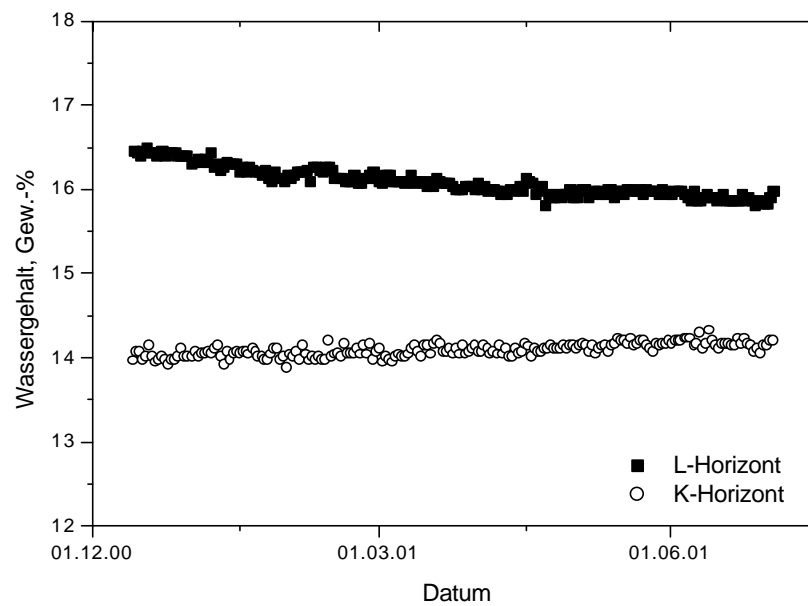


Abb. 26: Wassergehalte im Ton der Oberflächenabdichtung der Deponie Großmehring.

1.2.4.2.2 Schlackekörper

Die mittels TDR-Sonden ermittelten Wassergehalte der einzelnen Schlackehorizonte sind in Abb. 27 graphisch dargestellt.

Im D-Horizont kommt es zu einem anfänglichen leichten Abfall der Wassergehalte von 8 Gew.-% (Einbauwassergehalt vom 18.5.99) auf 7 Gew.-% nach 11 Tagen Lagerungszeit auf der Deponie. Danach steigen die Gehalte wieder an und bewegen sich seither bei Werten um die 10 Gew.-%. Nur in der Zeit von Mitte Oktober bis Mitte November 1999 weichen sie um bis zu 2 %-Punkte nach unten ab. Eine direkte Beeinflussung der Wassergehalte durch Niederschlag läßt sich nicht erkennen. Die hohe Diskrepanz zu den in den Bohrkernproben bestimmten Wassergehalten von bis zu maximal 30 Gew.-% an der Deponiebasis (vergl. Kap. IV1.2.4.1) läßt sich nur durch Inhomogenitäten in der Schlacke erklären.

Der E-Horizont zeichnet sich durch einen sehr gleichförmigen Verlauf der Wasserkonzentrationen aus. Von einem Einbauwassergehalt von 13 Gew.-% ausgehend, schwanken die Werte ohne signifikante Unterschiede um einen Mittelwert von 12 Gew.-%. Auch hier läßt sich keine Beeinflussung durch Niederschlagsereignisse erkennen.

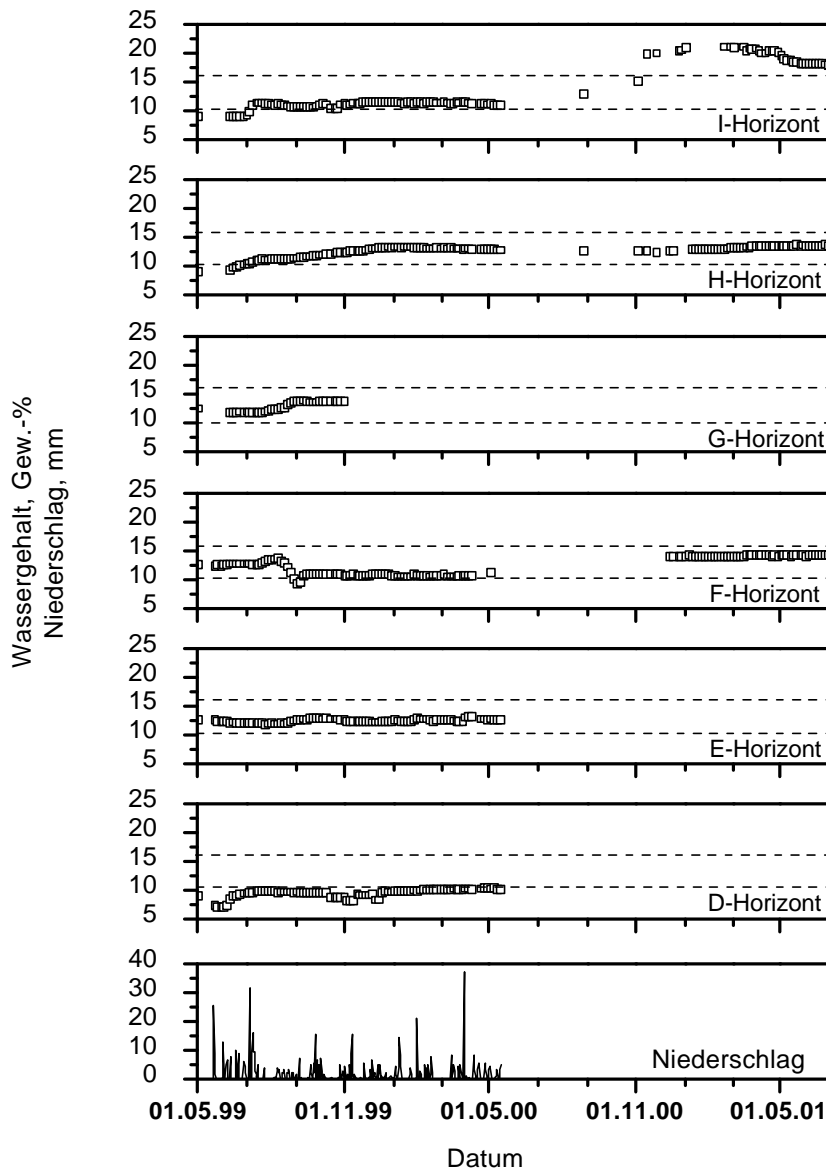


Abb. 27: Wassergehalte der einzelnen Schlackehorizonte (D- bis I-Horizont) sowie der Niederschlagseintrag auf die Deponieoberfläche. Eingezeichnet ist zudem die Spannweite der Wasserkapazität (gestrichelte Linie).

Die Wassergehalte des F-Horizontes bleiben bis zum 17.7.99 im Bereich ihres Einbauwassergehaltes von 13 Gew.-%, steigen dann leicht bis zu 14 Gew.-% an (7.8.99) und fallen anschließend innerhalb von 25 Tagen auf 9,2 Gew.-% ab. Wäre dieser starke Abfall auch in anderen Horizonten zu beobachten, ließe er sich mit der zeitgleichen Trockenperiode erklären. Da er aber in den anderen Schlackeschichten nicht verzeichnet wurde, fallen klimatische Ursachen hierfür aus. Auch die Schlacketemperaturen dieses

Horizontes oder die der darunter oder darüber liegenden Horizonte lassen sich für eine Deutung dieses Rückganges nur schwer heranziehen, da diese in diesem Zeitraum und weit darüber hinaus im stetigen Anstieg begriffen sind. Nach diesem starken Abfall pendelt sich der Wert auf einem neuen Niveau von 11 Gew.-% ein. Nach der Beendigung der Bauarbeiten auf der Deponie stellt sich dann ein erhöhter Wert von 14,3 Gew.-% ein. Indizien, die auf eine Niederschlagsbeeinflussung dieses Horizontes hinweisen, lassen sich nicht finden.

Der Einbau des G-Horizontes erfolgte mit einem Einbauwassergehalt (8.6.99) von 12 Gew.-%. Dieser Wert verändert sich während der ersten 50 Tage auf der Deponie nur geringfügig. Danach steigt der Wert auf 14 Gew.-% an und stagniert auf diesem Niveau. Da dieser Sensor am 1.11.99 einen nicht zu behebbenden Defekt aufwies, sind keine weiteren Daten der Wassergehalte aus diesem Horizont verfügbar.

Die Wassergehalte des H-Horizontes zeigen ein vom Einbauwassergehalt (9,7 Gew.-% am 8.6.99) ausgehendes kontinuierliches Ansteigen auf Werte von 13 Gew.-% nach 200 Tagen auf der Deponie. Danach kommt es zu einer Stagnation dieser Zunahme. Nach den Baumaßnahmen steigen die Wassergehalte dann auf 13,5 Gew.-% an. Eine Niederschlagsbeeinflussung läßt sich in diesem Horizont ebenfalls nicht nachweisen.

Der oberste Schlackehorizont (I-Horizont) zeigt eine abgeschwächte Reaktion der Wassergehalte auf Niederschlagsereignisse. Die Schlacken dieser Schicht wiesen bei Beginn der Aufzeichnung (8.6.99) einen Wassergehalt von 9 Gew.-% auf. Nach einer relativ gleichbleibenden Entwicklung in den ersten 25 Tagen steigt der Gehalt nach einer Regenperiode (80 mm in einer Woche) sprunghaft auf 12 Gew.-% an. Danach schwanken die Werte zwischen 10 und 11,5 Gew.-%. Während der Bauarbeiten zur Aufbringung der Oberflächenabdichtung kommt es zu einem Anstieg der Wassergehalte, die Ende Dezember 2000 einen Wert von 20,8 Gew.-% aufweisen. In der Folge kommt es zu einer erneuten Abnahme der Wassergehalte auf bis zu 18 Gew.-%. In diesem Horizont zeigt sich eine abgeschwächte Reaktion der Wassergehalte der Schlacken auf Niederschlagsereignisse.

Der Wassergehalt der einzelnen Schlackehorizonte wird weder von der Temperaturentwicklung noch von den Niederschlagsereignissen nachhaltig beeinflusst. Maßgeblicher Faktor für den Wassergehalt ist der Einbauwassergehalt der Schlacken der einzelnen Horizonte. Eine Ausnahme bildet hier nur der I-Horizont, der zeitweise eine gewisse Reaktion auf Niederschlagsereignisse erkennen läßt. Man kann erkennen, daß sich die Wassergehalte der Schlacken durchwegs im Bereich der in Kapitel IV1.1.1 ermittelten Feldkapazität bewegen.

1.2.5 Verdunstung

Da die Berechnung der Evaporation auf der Deponieoberfläche mit den gängigen Methoden (z.B. [27]) zu keinen befriedigenden Ergebnissen führte (Berechnungen ergaben eine unrealistische Verdunstungsrate von 95 %), wurde der Wert der Verdunstung deduktiv über die um die Summe des ausgetragenen Wassers (Sickerwasser, Wassereinbau in neue Phasen) reduzierte Summe des eingetragenen Wassers (Niederschlag, Schlackenwasser) bestimmt¹¹. Aus der Arbeit von Speiser [37] kann man ableiten, daß die Menge des in neue Mineralphasen eingebauten Wassers und die des dabei frei werdenden Reaktionswassers sich in etwa die Waage hält; dieses Wasser spielt also eine untergeordnete Rolle und wird daher in der hier aufgeführten Berechnung vernachlässigt. In Tabelle 12 wurde eine Bilanz über einen Zeitraum von zwei Jahren erstellt:

Tabelle 12: *Bilanzierung der gemessenen hydrologischen Parameter auf Bauabschnitt IV/2 (BA IV/2) der Schlackedeponie Großmehring.*

Bilanzglied	Betrag
Niederschlag auf die Deponieoberfläche von BA IV/2	+ 22.074 m ³
Mit Schlacken in BA IV/2 eingebrachte Wassermenge	+ 14.800 m ³
Sickerwasserabfluß aus BA IV/2	- 11.584 m ³
Restfeuchte in den Schlacken von BA IV/2 nach zwei Jahren Lagerungszeit	- 11.600 m ³
Summe	13.690 m³

Somit ergibt sich ein Betrag von 13.690 m³ Wasser, der von der Deponieoberfläche des Bauabschnitts IV/2 in zwei Jahren verdunstet ist. Dies entspricht einer mittleren jährlichen Verdunstungsrate von 62 % des eingebrachten Niederschlags. Dieser berechnete Wert korreliert mit einer von Baumgärtner [26] für Südbayern ermittelten durchschnittlichen Verdunstungsrate von 70 %. In seiner Arbeit beschreibt er ebenfalls die in den Sommermonaten (85 % der Jahresverdunstung) gegenüber den Wintermonaten (15 % der Jahresverdunstung) erhöhte Verdunstung.

¹¹ Unter Auflösung der in Kapitel III.2.1 beschriebenen Bilanzgleichung nach der Verdunstung.

1.3 Dynamik des Wasserhaushalts

1.3.1 Niederschlag-Sickerwasser-Kausalität

Berechnet man die Fließzeit des Niederschlagswassers an Hand der für die gesättigte Wasserleitfähigkeit (k_f -Wert) der Schlacke gewonnenen Ergebnisse aus Kapitel IV1.1.2, so braucht das eingebrachte Niederschlagswasser eine Zeit von ca. 35 Stunden, um den zehn Meter mächtigen Deponiekörper zu durchsickern. Hinzu kommt, daß das Sickerwasser vor dem Austritt aus der Deponie den Drainagekies durchlaufen muß, wozu es nochmals 3 bis 32 Stunden benötigt (je nach Entfernung zum Sickerwasserschacht, dabei muß das Sickerwasser eine maximale Entfernung von 150 m im Drainagekies zurücklegen). Dazu sei angemerkt, daß es sich bei der Schlacke und dem Drainagekies um keinen ständig gesättigten Wasserleiter handelt, was die wahren Fließzeiten beträchtlich erhöht¹². Dieser geringe gemessene Zeitraum weist, wie die von den Wassergehaltssensoren gewonnenen Daten (vergl. Kap. IV1.2.4.2.2), auf das Vorhandensein bevorzugter Fließwege („preferential-flow“) im Deponiekörper hin, wie sie bereits in Hausmülldeponien beschrieben sind [192]. Aber auch in Schlackedeponien konnte das Vorhandensein solcher bevorzugter Fließwege beobachtet werden [49]. Würde es sich um eine Wasserbewegung nach dem „piston-flow-Modell“ handeln, so müßte ein Anstieg der Sickerwasservolumina unmittelbar nach einem Starkregenereignis zu verzeichnen sein, dies konnte jedoch nicht beobachtet werden. Fortschreitende Wasserfronten konnten nicht beobachtet werden.

Der Weg des Wassers durch die Deponie läßt sich am anschaulichsten durch eine Kombination von „preferential-flow“ mit einem Anteil „piston-flow“ beschreiben. Dies läßt den Schluß zu, daß nicht das gesamte im Drainagekies ankommende Sickerwasser langsam, dem k_f -Wert der Schlacke folgend, durch die Deponie sickert. Damit reduziert sich die Menge an Wasser, die mit der Schlacke reagieren kann bzw. Bestandteile aus dieser herauslösen kann.

Bei einer abschließenden Betrachtung der Wassergehalte der Schlackedeponie zeigt sich, daß sich die Wassergehalte der Schlacken aller Horizonte um den in Kapitel IV1.1.1 ermittelten Wert der Feldkapazität bewegen. Bereits nach einer Lagerungszeit von einem Jahr stellt sich eine Abnahme vom Einbauwassergehalt auf das Niveau der Feldkapazität der Schlacken ein. Auch durch die im Deponiekern entstandenen

¹²In der Münchener Schotterebene wurden bei gesättigten Fließgeschwindigkeiten von 100 m/d ungesättigte Fließgeschwindigkeiten von lediglich einigen dm/a gemessen.

erhöhten Temperaturen scheint sich dieser Zustand nicht nachhaltig zu ändern. Lediglich der im F-Horizont beobachtete Rückgang von 13 auf 9,3 Gew.-% läßt sich mit den zeitgleich auftretenden hohen Temperaturen in diesem Horizont in Zusammenhang bringen.

1.3.2 Trockenwetterlinie

Die zeitliche Entwicklung des Abflusses nach Fertigstellung der Oberflächenabdichtung ist in Abb. 28 dargestellt. Bei Beginn der Aufzeichnung des Sickerwasserabflusses nach Aufbringung der Oberflächenabdichtung lag dieser bei einem Wert von 3,1 m³/d. Bereits nach fünf Tagen ist dieser Anfangswert auf 1,7 m³/d zurückgegangen. Nach 16 Tagen war eine Verringerung des abfließenden Volumens um 50 % zu beobachten (Abb. 28). Im weiteren Verlauf der Aufzeichnung ist eine kontinuierliche Abnahme des Sickerwasserstroms aus der Deponie zu verzeichnen, wobei der Betrag der Abnahme stetig abnahm. Eine Abnahme auf 10 % des Anfangsvolumens wurde 230 Tage nach der endgültigen Abdeckung von BA IV/2 erreicht.

Die Abflußkurve (Abb. 28) läßt sich in zwei Bereiche unterteilen. Innerhalb der ersten 8 Tage kommt es zu einem hohen Sickerwasserabfluß, der danach stark zurückgeht. Dadurch lassen sich zwei Entwässerungsregime ableiten. Im ersten, schnellen Teil werden die vorhandenen Klüfte und Grobporen entwässert. Im zweiten, langsamen Teil werden dann die kleineren Poren entwässert.

Seit dem Aufbringen der Oberflächenabdichtung sind aus dem Gebiet von BA IV/2 bis zum 30.6.01 rund 173 m³ Sickerwasser abgeflossen. Geht man, basierend auf den gewonnenen Ergebnissen der Wassergehaltsbestimmungen der Bohrkerne (vergleiche Kap. IV1.2.4.1), von einem mittleren Wassergehalt in der Deponie von 11 - 14,5 Gew.-% zum Zeitpunkt der Abdeckung aus, so befand sich in der Deponie eine Wassermenge von 8.800 – 11.600 m³. Die Menge des in neun Monaten aus der Deponie abgeflossenen Sickerwassers entspricht somit lediglich einem Anteil von 1,49 – 1,96 % der anfänglich im Deponiekörper vorhandenen Wassermenge.

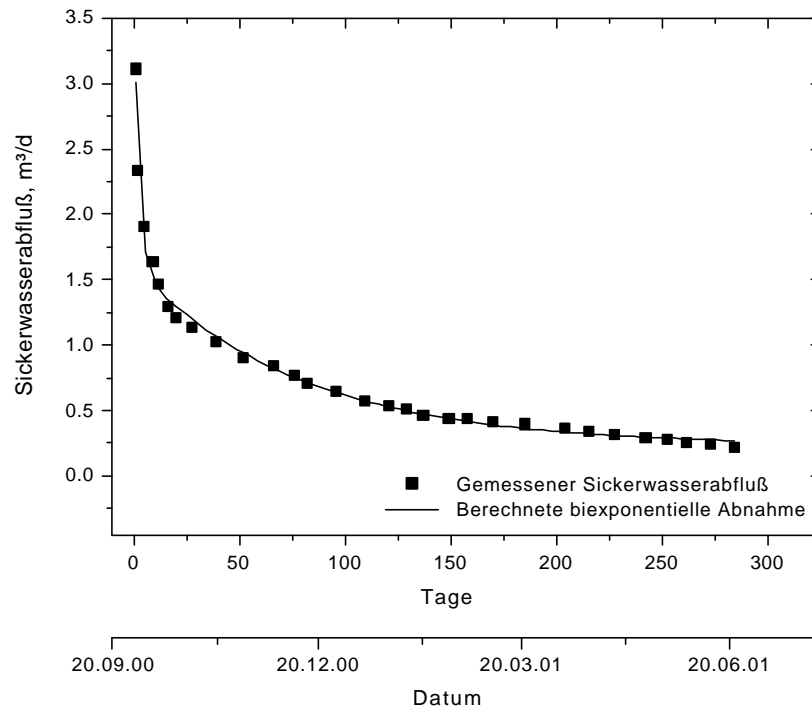


Abb. 28: Abflußmessung nach Beendigung der Arbeiten zur Abdeckung der Deponie. Am 1.10.2000 wurde BA IV/2 endgültig mit einer Oberflächenabdichtung nach TASI [1] abgedeckt.

Für die Abschätzung der weiteren Entwicklung des Verlaufs der Abnahme der Sickerwassermenge kann diese mit der von Maillet [42] entwickelten Trockenwetterlinie (Abb. 30) eines natürlichen Grundwasserleiters verglichen werden (vergl. Kap. III.3). Die Meßwerte der ersten fünf Tage nach Aufbringung der Oberflächenabdichtung wurden gemäß Vorgabe bei dieser Rechnung nicht berücksichtigt. Die von Wundt [38, 39] beschriebene Konstruktion der Trockenwetterlinie ließ sich mit den gewonnenen Abflußganglinien nicht realisieren.

Zur Berechnung der Trockenwetterlinie (Abb. 29) nach Maillet [42] muß der quellspezifische Auslaufkoeffizient ω bestimmt werden. Dieser berechnet sich nach [43] mit $\omega = 7,75 \cdot 10^{-3} \text{ d}^{-1}$. Dieser sehr kleine Wert des Auslaufkoeffizienten deutet nach [193] auf ein hohes Rückhaltevermögen der Schlackedeponie hin. Für Q_0 wurde ein Wert von $1,55 \text{ m}^3/\text{d}$ berechnet.

Mit den gewonnenen Daten errechnet sich 285 Tage nach der Aufbringung der Oberflächenabdichtung mit den in Kapitel III.3 beschriebenen Formeln eine noch abflußfähige Sickerwassermenge von $Q_s = 27,8 \text{ m}^3$. Somit ergibt sich eine Gesamtmenge des

Trockenwetterabflusses von rund 200 m^3 Sickerwasser. Bis zum Versiegen des Sickerwasserstroms werden dabei noch etwa weitere 1000 Tage vergehen.

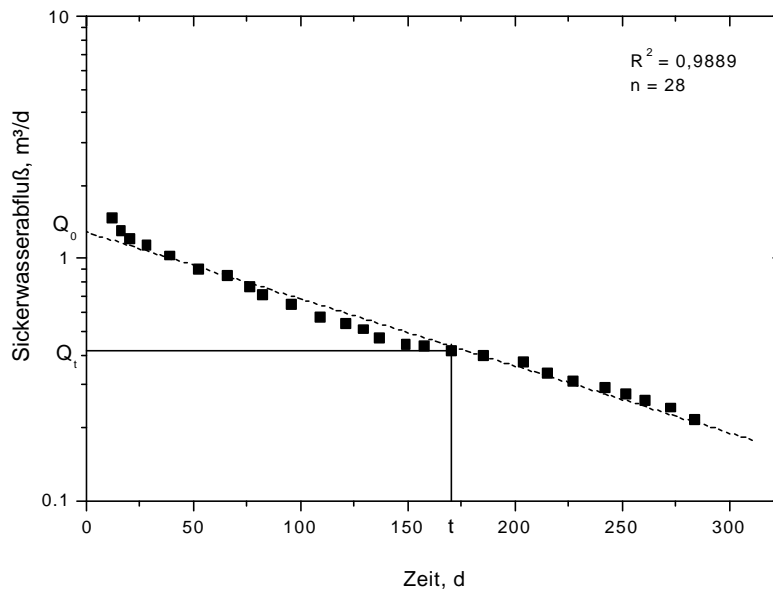


Abb. 29: Halblogarithmische Darstellung der auf der Deponie aufgezeichneten Sickerwasserabflüsse zur Ermittlung des Auslaufkoeffizienten ν nach [43].

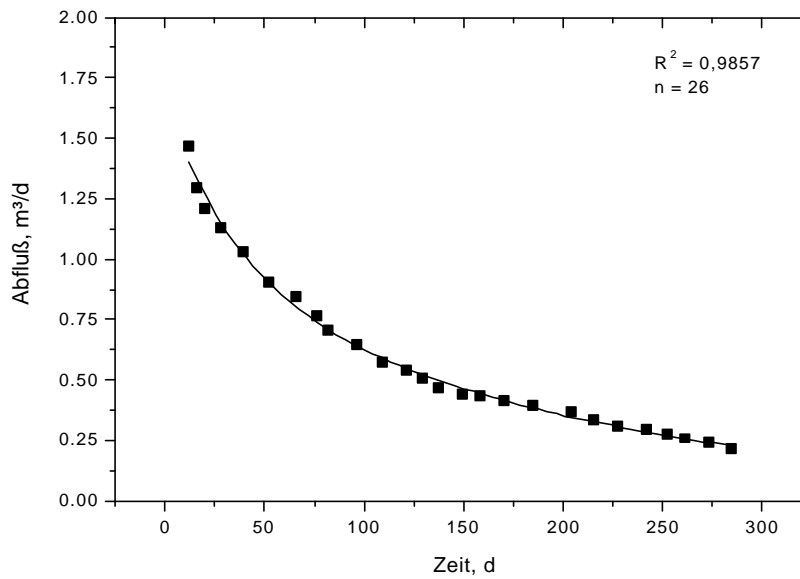


Abb. 30: Nach [42] gefittete Entwicklung des Sickerwasserabflusses auf der Deponie Großmehring nach Aufbringung einer Oberflächenabdichtung.

1.3.3 Tracerversuch

1.675 Minuten nach der Einspeisung des Tracers erfolgte der erste Durchbruch des Farbstoffes an der Beobachtungsstelle im Sickerwasserschacht von BA IV/2 (Abb. 31). Die höchste Tracerkonzentration wurde mit 1,4 mg/L nach 5.130 Minuten gemessen. Die für die Berechnung der Abstandsgeschwindigkeit wichtigen Zeitpunkte von 15,9 %, 50 % und 84,1 % der durchgegangenen Masse wurden nach 4.740, 9.462 und 21.600 Minuten erreicht.

Für das Gesamtsystem, bestehend aus ungesättigtem Schlackekörper, Drainagekies und Entwässerungsrohr konnte an Hand der in Kapitel III.3 beschriebenen Gleichungen eine longitudinale Dispersion von $D_L = 7,3 \cdot 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$ ermittelt werden. Die Dispersivität wurde mit $\alpha_L = 4,1 \text{ m}$ bestimmt.

Bei der vertikalen Fließstrecke von 10 m berechnet sich daraus die in Tabelle 13 dargestellte Abstandsgeschwindigkeit von $1 \cdot 10^{-4}$ bis $3,3 \cdot 10^{-5} \text{ m/s}$. Diese korreliert mit den in Kapitel III.1.2.1 und IV.1.1.2 ermittelten Werten für die gesättigte Wasserdurchlässigkeit von MVA-Schlacken. Da es sich bei der Deponie um keinen gesättigten Körper handelt, geben die hier vorgefundenen Abstandsgeschwindigkeit einen weiteren Hinweis auf das Vorhandensein von bevorzugten Fließwegen im Deponiekörper.

Tabelle 13: Ergebnisse des auf der Deponie Großmehring mit Uranin durchgeführten Tracerversuches.

Bezeichnung	Gemessene Zeitspanne	Ergebnis
Beginn des Tracerversuches	$t_0 = 0 \text{ min}$	
Schnellste Abstandsgeschwindigkeit	$t_1 = 1.675 \text{ min}$	$v_{\alpha 1} = 1 \cdot 10^{-4} \text{ m/s}$
Dominierende Abstandsgeschwindigkeit	$t_2 = 5.130 \text{ min}$	$V_{\text{dom}} = 3,3 \cdot 10^{-5} \text{ m/s}$
Mediangeschwindigkeit	$t_3 = 9.462 \text{ min}$	$V_a = 1,8 \cdot 10^{-5}$
Longitudinale Dispersion		$D_L = 7,3 \cdot 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$
Dispersivität		$\alpha = 4,1 \text{ m}$

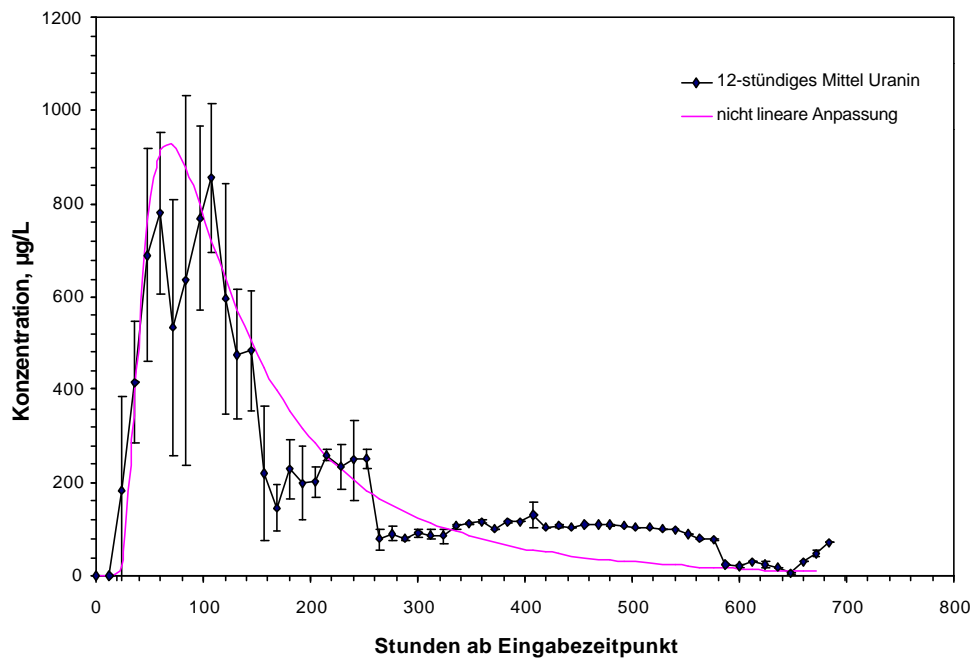


Abb. 31: Zwölfstündiges Mittel der Durchgangskurve für Uranin im Sickerwasser von BA IV/2 der MVA-Deponie Großmehring¹³.

Von der bei dem Tracerversuch eingegebenen Masse von 500 g konnten während der Messungen lediglich 24,6 g Uranin im Sickerwasser von BA IV/2 wiedergefunden werden. Somit ergibt sich ein Wiederhalt von 4,9 % (Abb. 32).

Durch den mit lediglich 4,9 % des eingegebenen Farbstoffes relativ geringen Wiederhalt gelten die Berechnungen der Abstandsgeschwindigkeiten und Dispersivität nicht für den gesamten, vom Tracer durchflossenen Deponiebereich. Im allgemeinen spiegeln sie die Vorgänge für den kurzfristigen mobilen Anteil des Sickerwassers in den Grobporen wider [194]. Um eine Aussage über den gesamten Bereich der Deponie treffen zu können, sollte das Verhältnis zwischen nachgewiesener und eingegebener Masse größer als 80 % sein. Der größte Teil des hier eingegebenen Tracers wurde im Feinporensystem der Schlacke immobilisiert. Die ermittelte Dispersivität ist mit dem ermittelten Wert von 41 % der gesamten Fließstrecke sehr hoch¹⁴.

¹³ Die nicht lineare Anpassung beruht auf einer analytischen Lösung durch Minimierung der Fehlerquadrate auf Basis der eindimensionalen Transportgleichung mit der eingegebenen Masse von 500 g und den oben ermittelten Werten für die Abstandsgeschwindigkeit und die longitudinale Dispersion.

¹⁴ In natürlichen Grundwasserleitern liegen diese zwischen 0,1 % (in homogenen Sanden) und 10 % (in heterogenen Kiesen) der Fließstrecke.

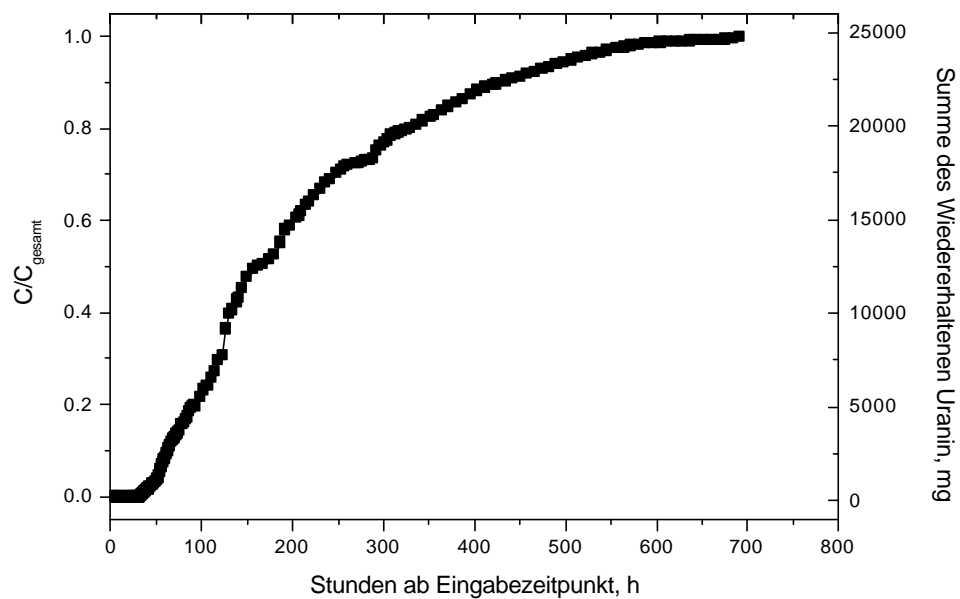


Abb. 32: Normierte Farbsummenkurve sowie die zeitliche Entwicklung des Massenausstrags von Uranin im Sickerwasser von BA IV/2 der MVA-Deponie Großmehring.

1.3.4 Prognose

Durch das Aufbringen der Oberflächenabdichtung wurde die Deponie gegen ihre Umwelt hin abgeschirmt. Dadurch kommt es zu keinem weiteren meteorischen Eintrag von Wasser. Da das Vorhandensein von Wasser sich auf die Reaktionen in der Schlacke auswirkt (vergl. Kap. II2), ist es von großer Bedeutung, daß die Deponie nicht trocken fällt.

Geht man von der in Kapitel IV1.1.1 ermittelten Feldkapazität von 13,1 Gew.-% für die gealterten Schlacken aus, so müßte in BA IV/2 der Deponie eine Restwassermenge von 10.480 m³ verbleiben. Dieser Wert korreliert gut mit dem nach [42] in Kapitel IV1.3.2 errechneten Trockenwetterabfluß. Geht man, basierend auf dem in Kapitel IV1.2.4.1 bestimmten konservativen Wassergehalt von 8.800 m³ Wasser zur Zeit der Aufbringung der Oberflächenabdichtung aus, so gehen mit dem Sickerwasser lediglich 2,3 % des Wassers verloren.

Für den Wassergehalt in der abgedeckten Deponie bedeutet dies, daß auch für die Zukunft genügend Restfeuchte als Reaktions- und Transportmedium zum Ablauf der in Kapitel II2.2 beschriebenen chemischen und mineralogischen Reaktionen vorhanden sein wird. Jedoch ist zu berücksichtigen, daß es auf Grund des fehlenden Austausches von Wasser und dem damit verbundenen verminderten Stofftransport innerhalb der

Deponie zu lokalen Anreicherungen bestimmter Ionen kommen kann. Dies führt zu einer verminderten Auswaschung von Salzen sowie zu einer geringeren Alterationskinetik der Schlacken.

Da die wärmeliefernde Kalklöschung und Carbonatisierung nach zwei Jahren Lagerungszeit auf der offenen Deponie größtenteils abgeschlossen sind¹⁵, finden wir als exotherme Reaktionen hauptsächlich die Aluminium- und Eisenkorrosion in der abgedeckten Deponie vor. Aber auch diese Reaktionen haben ihr Maximum der Energiefreisetzung zu Beginn der Deponierung, so daß auch hier von keiner Konservierung der Reaktivität der Schlacke durch den mit der Aufbringung der Oberflächenabdichtung einhergehenden Entzug von frischem Wasser ausgegangen werden muß.

Betrachtet man die lange Lagerungszeit der Schlacken vor der Abdeckung der Deponie, so kann man davon ausgehen, daß die Masse der in Kapitel II.2.2 und II.2.3 beschriebenen Alterations- und Auslaugungsprozesse bei ungestörter Wasserzufuhr während dieser Zeit abgelaufen sein sollten.

¹⁵Wenige Monate unter freiem Himmel gelagerte Schlacken zeigen nur noch geringe Gehalte an ungelöschtem Kalk und Portlandit, diese sind in dieser Zeit überwiegend in Carbonate und Zementphasen umgewandelt worden.

2 Stoffbilanz der Schlackedeponie Grossmehring

2.1 Elutionen an frischen und gealterten Schlacken

2.1.1 pH-Wert

Der pH-Wert im Eluat der frischen Schlacken beträgt $12 \pm 0,5$. Im Eluat der Proben der einjährigen Schlacken liegen die Werte zwischen pH 6,3 und pH 10,5. Bei der zweijährigen Schlacke liegen diese zwischen pH 6,3 und pH 10,6 (Abb. 33). Der Mittelwert der Eluate liegt in den Proben von BK 1 bei pH 9,46, in BK 2 liegt dieser bei pH 8,6.

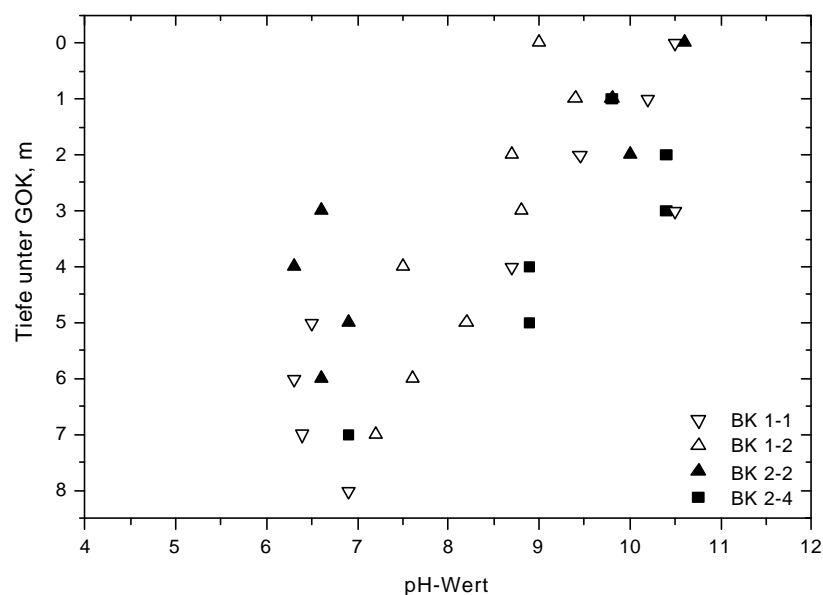


Abb. 33: Elutionsversuch zur Ermittlung des pH-Wertes aus den Bohrkernproben von einem Jahr (BK 1) und zwei Jahren (BK 2) gealterten Schlacken nach [131].

In den Eluaten ist eine Abnahme der pH-Werte mit der Tiefe unter GOK zu erkennen. Die höchsten Werte wurden aus den Proben der Deponieoberfläche, die niedrigsten aus den Proben an der Deponiebasis eluiert.

Vergleicht man die Eluate der unterschiedlich lange gelagerten Schlacken untereinander, so stellt man fest, daß der anfänglich hohe pH-Wert von 12,5 bereits nach einem Jahr auf Werte zwischen pH 6 und 10,5 zurückgeht. In dem folgenden Lagerungsjahr wird dieser dann nochmals etwas weiter abgesenkt. Dies deutet darauf hin, daß die Pufferkapazität der Schlacke, die bei pH-Werten über 11 im wesentlichen von CaO und

$\text{Ca}(\text{OH})_2$ bestimmt wird, im ersten Lagerungsjahr stark abnimmt. Im zweiten Jahr kommt es dann zu einem geringeren Rückgang. Es scheint, als würde fast der gesamte in der Schlacke frei verfügbare Portlandit und Kalk im ersten Jahr der Lagerung auf der Deponie zu Calciumcarbonat umgewandelt werden. Die Geschwindigkeit, mit der diese Reaktion abläuft, wird durch die Freisetzung der Calciumionen aus der Schlacke und die Kohlendioxidaufnahme aus der Atmosphäre bestimmt. Der abnehmende pH-Wert kann auch als ein Indiz für die fortschreitende Carbonatisierung der Schlacke gesehen werden, die sich auch in den Gesamtkohlenstoffgehalten der Schlacke widerspiegelt (vergl. Kapitel IV2.5.1).

2.1.2 TOC

Bei der Untersuchung der Bohrkernproben auf ihren TOC-Gehalt (engl. Total Organic Carbon) hin zeigt sich in den Eluaten (nach DIN 38414-S4) beider Bohrkampagnen eine ähnliche tiefenabhängige Verteilung der TOC-Gehalte (Abb. 34).

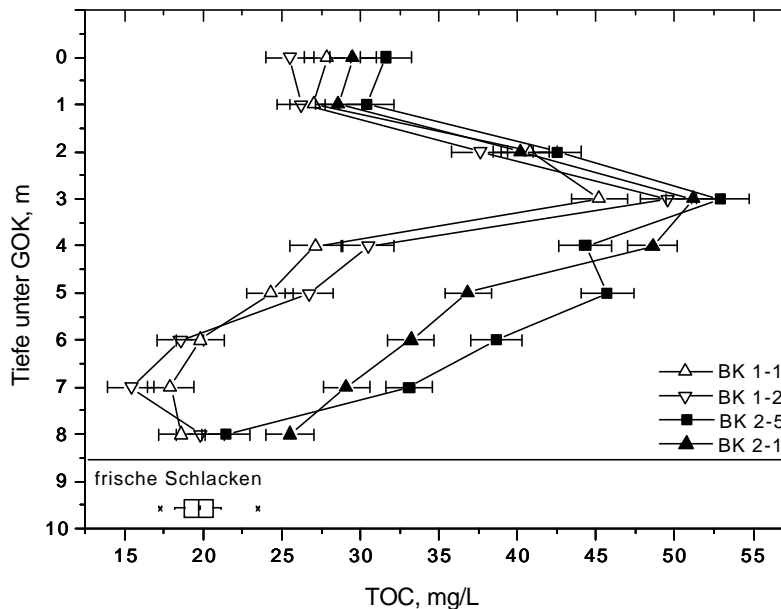


Abb. 34: Gemessene TOC-Werte in den Eluaten (DIN 38414-S4) an je zwei Bohrkernen beider Meßkampagnen (BK 1 in einjährigen und BK 2 in zweijährigen Schlacken).

In den Eluaten nehmen die ermittelten Werte von 27 – 29 mg/L in den oberflächennahen Bereichen mit der Tiefe zu. Bei 3 m unter GOK erreichen sie ihr Maximum (47 – 51 mg/L) und nehmen dann in den tieferen Horizonten der Deponie wieder ab (17 – 19 mg/L). Generell läßt sich erkennen, daß die Werte in der frischeren Schlacke von BK 1 niedriger liegen als in der älteren von BK 2. Man kann zudem er-

kennen, daß dieser Unterschied in den unteren Horizonten der Deponie (3 – 8 m unter GOK) ausgeprägter ist als darüber (0 – 3 m unter GOK).

Zur Bewertung dieser Ergebnisse wurden sieben Proben frischer Schlacke (2 Wochen auf dem Gelände der MVA gealtert) nach der gleichen Vorgehensweise aufbereitet und entsprechend untersucht. Die Werte dieser Proben bewegen sich durchweg auf einem niedrigeren Niveau (17,45 – 23,7 mg/L) als es in den Bohrkernproben gemessen werden konnte (Abb. 34). Dies zeigt, daß der TOC-Gehalt der Schlacken mit längerer Depositionszeit zunimmt. Es fällt zudem auf, daß die höchsten Werte in den Bereichen der Deponie bestimmt wurden, in denen auch die höchsten Temperaturen in der Schlacke (vergl. Kap. IV3.2) entstanden sind.

2.1.3 Calcium

Die Calciumkonzentrationen im Eluat der untersuchten frischen Schlacken betragen $1165 \pm 5,6$ mg/L. Im Eluat der Proben der einjährigen Schlacken liegen die Konzentrationen zwischen 86 mg/L und 309 mg/L. Bei der zweijährigen Schlacke liegen diese zwischen 47 mg/L und 329 mg/L (Abb. 35).

In den Eluaten ist eine Zunahme der Calciumkonzentration mit der Tiefe unter GOK zu erkennen. Die niedrigsten Konzentrationen wurden aus den Proben der Deponieoberfläche, die höchsten aus den Proben an der Deponiebasis eluiert.

Der Calciumgehalt der Eluate zeigt eine starke Abnahme im ersten Lagerungsjahr. Im zweiten Lagerungsjahr ist kein weiterer signifikanter Rückgang zu beobachten. Geht man davon aus, daß frei verfügbarer Portlandit und Kalk wegen des erniedrigten pH-Wertes in dieser Zeit aus der Schlacke fast völlig verschwunden sind, so muß das Calcium im Eluat aus anderen Ca-führenden Phasen sowie aus den Glasanteilen der Schlacken stammen. Da die Mobilisierbarkeit im Profil mit fallendem pH und zunehmender Tiefe zunimmt, handelt es sich dabei vermutlich um Calcit oder Anhydrit, deren Löslichkeiten sich mit sinkendem pH-Wert verbessern.

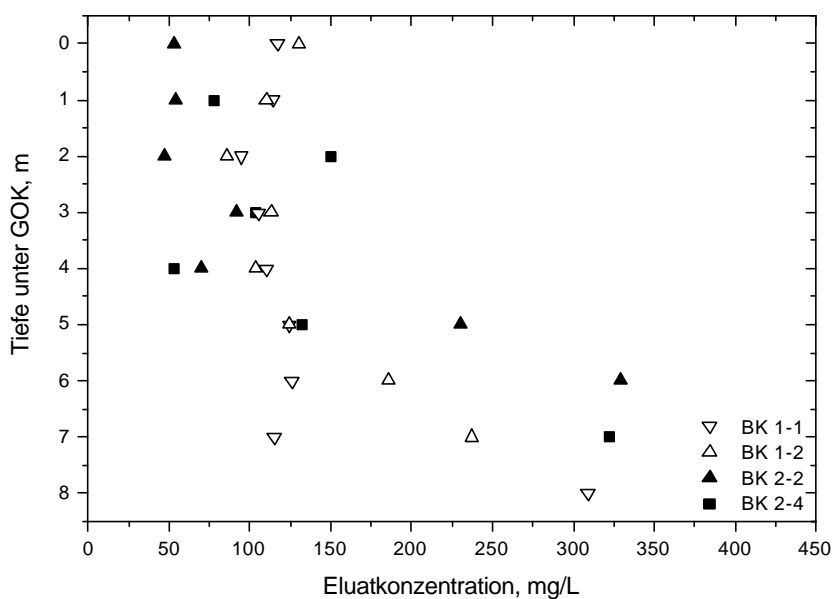


Abb. 35: Elutionsversuch zur Freisetzung von Calcium aus den Bohrkernproben von einem Jahr (BK 1) und zwei Jahren (BK 2) gealterten Schlacken nach [131].

2.1.4 Sulfat

Die Sulfatkonzentrationen im Eluat der frischen Schlacken betragen $946 \pm 8,4$ mg/L. Im Eluat der Proben der einjährigen Schlacken liegen die Konzentrationen zwischen 44 mg/L und 368 mg/L. Bei der zweijährigen Schlacke liegen diese zwischen 11 mg/L und 207 mg/L (Abb. 36).

In den Eluaten ist eine Zunahme der Sulfatkonzentration mit der Tiefe unter GOK zu erkennen. Die niedrigsten Konzentrationen wurden aus den Proben der Deponieoberfläche, die höchsten aus den Proben an der Deponiebasis eluiert. Der Sulfatgehalt der Eluate zeigt eine starke Abnahme im ersten Lagerungsjahr. Im zweiten Lagerungsjahr ist ein weiterer, schwächerer Rückgang zu beobachten. Dies bedeutet, daß auch noch nach einer Lagerungszeit von zwei Jahren Sulfat aus der Deponie eluiert wird und als Reaktionspartner zur Verfügung steht.

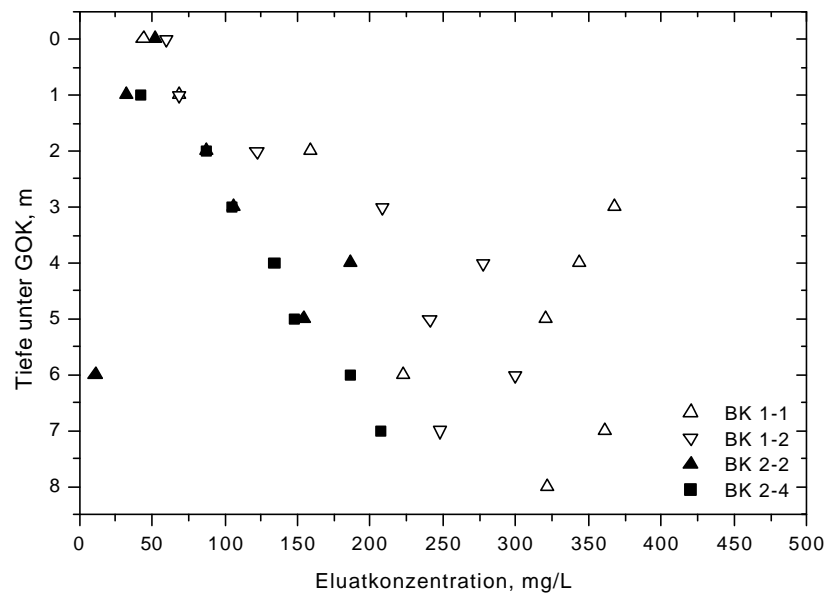


Abb. 36: Elutionsversuch zur Freisetzung von Sulfat aus den Bohrkernproben von einem Jahr (BK 1) und zwei Jahren (BK 2) gealterten Schlacken nach [131].

Die mit der Bohrtiefe zunehmende Sulfatkonzentration im Eluat deutet auf eine vermehrte Auswaschung von Schwefel in den oberen Deponiebereichen hin. Diese, mit der Deponietiefe zunehmende Mobilisierbarkeit zeigt auch, daß in der gesamten Deponie genügend Kohlendioxid vorhanden ist. Stünde in den tieferen Deponiebereichen CO_2 nur in limitierten Mengen zur Verfügung, käme es in der Konsequenz zu einer verminderten Umsetzung von Kalk und Portlandit zu Calciumcarbonat. Es würden sich also bevorzugt schwerlösliche Sulfatphasen bilden und die Sulfatkonzentration in den Eluaten müßte mit zunehmender Entfernung von der Deponieoberfläche sinken. Auch die in Kapitel IV2.5.2 bestimmten Gesamtschwefelgehalte in den erbohrten Schlacken (BK 2) deuten mit ihrem nach unten gerichteten Gradienten der Schwefelgehalte auf eine verstärkte Auswaschung in den oberen Horizonten hin. Auf dem Weg durch die Deponie kann der ausgewaschene Schwefel mit der Schlacke unter Bildung neuer Sulfatphasen (Anhydrit, Gips, Ettringit u.a.) reagieren und sich so lokal wieder anreichern. Dies erklärt auch die in den Bohrkernen beobachtete Zunahme der Calciumgehalte mit der Tiefe sowie die in Kapitel IV2.5.2 ermittelte tiefenabhängige Zunahme der Schwefelgehalte.

2.1.5 Chlorid

Die Chloridkonzentrationen im Eluat der untersuchten frischen Schlacken betragen $1685 \pm 14,8$ mg/L. Im Eluat der Proben der einjährigen Schlacken liegen die Konzentrationen zwischen 63 mg/L und 325 mg/L. Bei der zweijährigen Schlacke liegen diese zwischen 0,19 mg/L und 0,64 mg/L (Abb. 37).

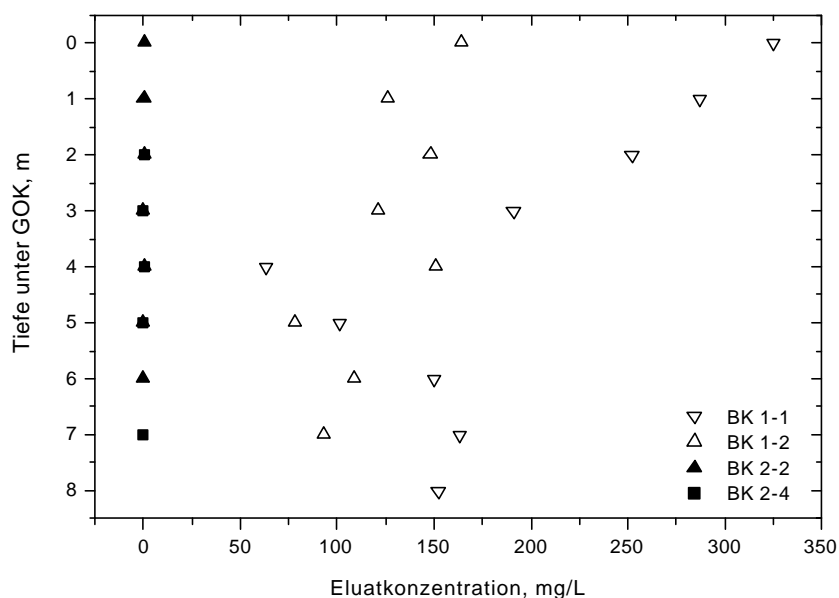


Abb. 37: Elutionsversuch zur Freisetzung von Chlorid aus den Bohrkernproben von einem Jahr (BK 1) und zwei Jahren (BK 2) gealterten Schlacken nach [131].

In den Eluaten ist eine Abnahme der Chloridkonzentration mit der Tiefe unter GOK zu erkennen. Die höchsten Konzentrationen wurden aus den Proben der Deponieoberfläche, die niedrigsten aus den Proben an der Deponiebasis eluiert. Der Chloridgehalt der Eluate zeigt eine starke Abnahme im ersten Lagerungsjahr. Im zweiten Lagerungsjahr ist ein weiterer Rückgang zu beobachten.

Etwa 90 % des anfänglich in der Schlacke vorhandenen Chlorids wird innerhalb des ersten Jahres entweder vom eindringenden Niederschlagswasser aus der Schlacke ausgewaschen und über das Sickerwasser abgeführt oder es wird in schwerlösliche Zementphasen eingebaut. Auch im zweiten Jahr der Deponierung kommt es zu einer weiteren Reduzierung von 90 % gegenüber dem Chloridgehalt des Vorjahres. Bei den anfänglich gemessenen hohen Chloridgehalten handelt es sich wohl um die leicht mobilisierbaren Chloridionen der in der frischen Schlacke vorhandenen Salze.

2.1.6 Aluminium

Die Aluminiumkonzentrationen im Eluat der untersuchten frischen Schlacken betragen $31 \pm 1,2$ mg/L. Im Eluat der Proben der einjährigen Schlacken liegen die Konzentrationen zwischen 0,27 mg/L und 24,7 mg/L. Bei der zweijährigen Schlacke liegen diese zwischen 0,62 mg/L und 12,6 mg/L (Abb. 38).

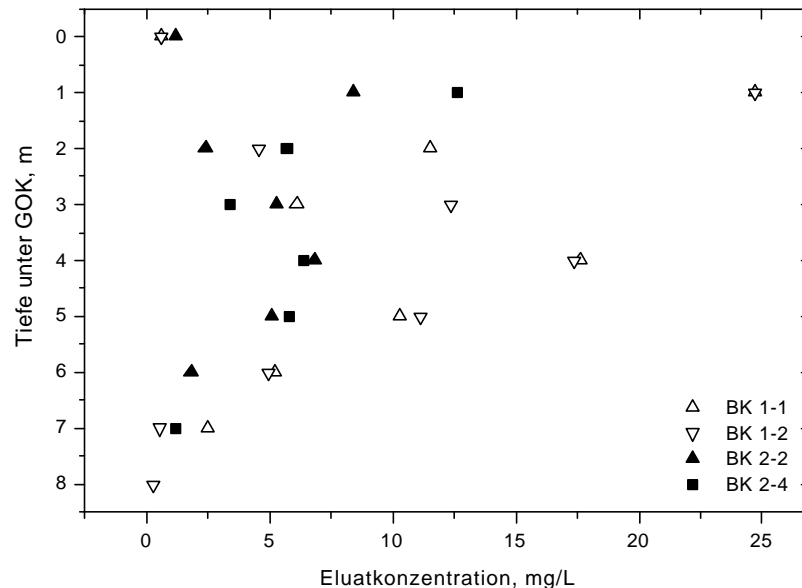


Abb. 38: Elutionsversuch zur Freisetzung von Aluminium aus den Bohrkernproben von einem Jahr (BK 1) und zwei Jahren (BK 2) gealterten Schlacken nach [131].

In den Eluaten ist eine Abnahme der Aluminiumkonzentration mit der Tiefe unter GOK zu erkennen. Die höchsten Konzentrationen wurden aus den Proben der Deponieoberfläche, die niedrigsten aus den Proben an der Deponiebasis eluiert. Der Aluminiumgehalt der Eluate zeigt eine starke Abnahme im ersten Lagerungsjahr. Im zweiten Lagerungsjahr ist ein weiterer leichter Rückgang zu beobachten.

Die oben beschriebene abnehmende Mobilisierbarkeit von Chlorid (Kap. IV2.1.5) ist auch für die mit steigendem Lagerungsalter rückläufige Konzentration von Aluminium im Eluat verantwortlich. Erhöhte Chloridkonzentrationen beschleunigen die Korrosion der Metalle [195], in Folge derer es zur Bildung von leichtlöslichen Aluminiumsalzen kommt. Auch der Rückgang des anfänglich in frischen Schlacken vorherrschenden hohen pH-Wertes führt zu einer verminderten Mobilisierbarkeit dieses Metalls.

2.1.7 Eisen

Die Eisenkonzentrationen im Eluat der frischen Schlacken betragen $0,24 \pm 0,06$ mg/L. Im Eluat der Proben der einjährigen Schlacken liegen die Konzentrationen zwischen 0,03 mg/L und 0,44 mg/L. Bei der zweijährigen Schlacke liegen diese zwischen 0,02 mg/L und 0,08 mg/L (Abb. 39).

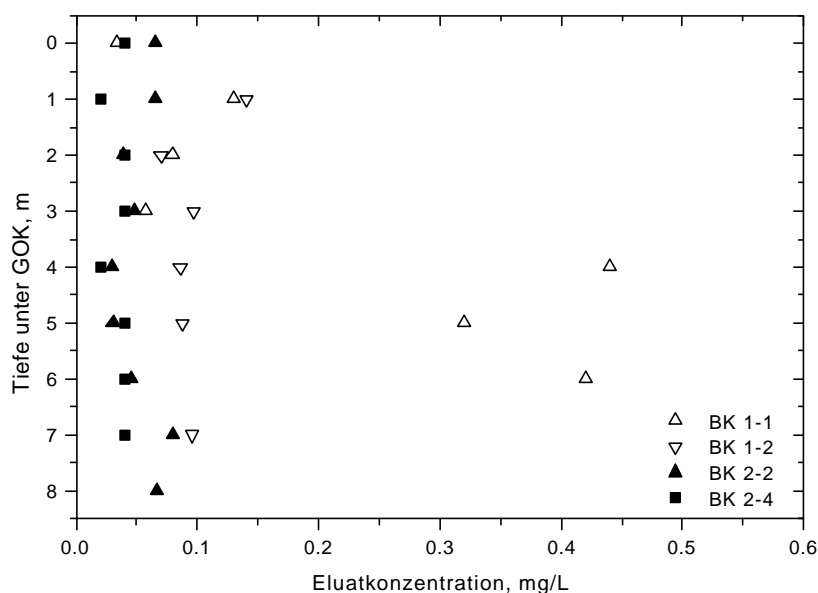


Abb. 39: Elutionsversuch zur Freisetzung von Eisen aus den Bohrkernproben von einem Jahr (BK 1) und zwei Jahren (BK 2) gealterten Schlacken nach [131].

In den Eluaten ist eine leichte Zunahme der Eisenkonzentration mit der Tiefe unter GOK zu erkennen. Die niedrigsten Konzentrationen wurden aus den Proben der Deponieoberfläche, die höchsten aus den Proben an der Deponiebasis eluiert. Der Eisengehalt der Eluate zeigt im ersten Lagerungsjahr eine Abnahme um 90 %. Im zweiten Lagerungsjahr ist ein weiterer leichter Rückgang zu beobachten.

Auch hier machen sich die in Kapitel IV2.1.6 beschriebenen Einflüsse von Chlorid und pH-Wert bemerkbar. Durch die abnehmende Mobilisierbarkeit von Chlorid kommt es zu einer rückläufigen Konzentration von Eisen im Eluat. Der mit steigender Lagerungsdauer sinkende pH-Wert führt zu einer verminderten Mobilisierbarkeit von Eisen im Elutionsversuch.

2.1.8 Zink

Die Zinkkonzentrationen im Eluat der frischen Schlacken betragen $0,73 \pm 0,04$ mg/L. Im Eluat der Proben der einjährigen Schlacken liegen die Konzentrationen zwischen 0,1 mg/L und 0,46 mg/L. Bei der zweijährigen Schlacke liegen diese zwischen 0,012 mg/L und 0,33 mg/L (Abb. 40).

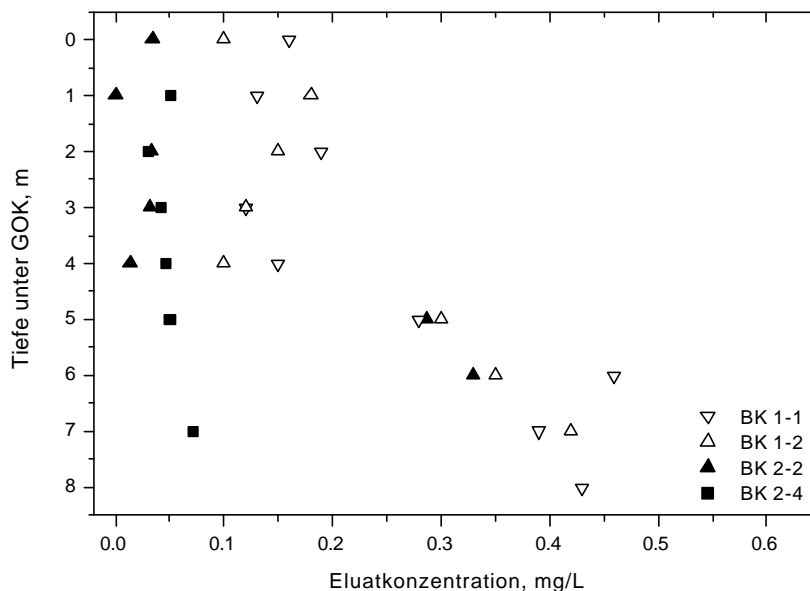


Abb. 40: Elutionsversuch zur Freisetzung von Zink aus den Bohrkernproben von einem Jahr (BK 1) und zwei Jahren (BK 2) gealterten Schlacken nach [131].

In den Eluaten ist eine Zunahme der Zinkkonzentration mit der Tiefe unter GOK zu erkennen. Die niedrigsten Konzentrationen wurden aus den Proben der Deponieoberfläche, die höchsten aus den Proben an der Deponiebasis eluiert. Der Zinkgehalt der Eluate zeigt im ersten Lagerungsjahr eine Abnahme um 30 - 70 %. Im zweiten Lagerungsjahr ist eine weiterer Rückgang zu beobachten.

Zink erfährt als Vertreter der Schwermetalle bei den Elutionsversuchen sowohl in den frischen als auch in den gealterten Schlacken eine nur geringe Mobilisierbarkeit. Die Eluatkonzentrationen zeigen eine anfängliche Mobilisierbarkeit, die zu einer Konzentration leicht über dem von der TA Siedlungsabfall vorgegebenen Grenzwert führten. Diese erhöhten Werte sind auf die Freisetzung aus Salzen und den Glasphasen zurückzuführen. Nach einem Jahr Lagerungszeit auf der Deponie kommt es als Folge der Carbonatisierungsprozesse in den Schlacken zu einem Rückgang auf bis zu 1/10 der Anfangskonzentration. Dieser Rückgang kann mehrere Gründe haben. Ein großer Teil

der Abnahme wird auf der einen Seite sicherlich in der Auswaschung der Salze begründet sein. Auf der anderen Seite kommt es durch den sinkenden pH-Wert in der Schlacke zu einer verringerten Mobilisierbarkeit der Zn-Hydroxide. Eine weitere Möglichkeit wäre die Bildung von schwerlöslichen Zn-Carbonaten bzw. eine Ummantelung von zinkhaltigen Partikeln mit einer schwerlöslichen Schutzhülle aus Calciumcarbonat. In den gealterten Schlacken ist eine mit zunehmender Tiefe erhöhte Mobilisierbarkeit der Schwermetalle zu beobachten. Diese liegt in dem gleichzeitig sinkenden pH-Wert begründet, der die Löslichkeit der bei der Carbonatisierung entstandenen Zn-Carbonate erhöht. Die Eluatkonzentrationen liegen sowohl nach einem als auch nach zwei Jahren unter dem Grenzwert nach TASI.

2.1.9 Blei

Die Bleikonzentrationen im Eluat der frischen Schlacken betragen $0,72 \pm 0,06$ mg/L. Im Eluat der Proben der einjährigen Schlacken liegen die Konzentrationen zwischen 0,05 mg/L und 0,16 mg/L. Bei der zweijährigen Schlacke liegen diese zwischen 0,002 mg/L und 0,05 mg/L (Abb. 41).

In den Eluaten ist eine leichte Zunahme der Bleikonzentration mit der Tiefe unter GOK zu erkennen. Die niedrigsten Konzentrationen wurden aus den Proben der Deponieoberfläche, die höchsten aus den Proben an der Deponiebasis eluiert. Der Bleigehalt der Eluate zeigt im ersten Lagerungsjahr eine Abnahme auf unter 1/10 der Anfangskonzentration. Im zweiten Lagerungsjahr ist ein weiterer Rückgang der gleichen Größenordnung zu beobachten.

Wie bereits bei Zink geschildert, erfährt auch Blei als weiteres Schwermetall eine nur geringe Mobilisierbarkeit. Die Eluatkonzentrationen der frischen Schlacken liegen leicht über dem von der TA Siedlungsabfall vorgegebenen Grenzwert. Analog zu Zink lassen sich diese Konzentrationen auf die Freisetzung aus Salzen und den Glasphasen zurückzuführen. Auch hier liegt der lagerungsbedingte Rückgang der Bleikonzentrationen in der anfänglichen Auswaschung leicht löslicher Bleisalze begründet. Aber daneben führt ebenso der mit der Deponietiefe sinkende pH-Wert zu einer erhöhten Mobilisierbarkeit von Bleiionen in tieferen Deponiebereichen.

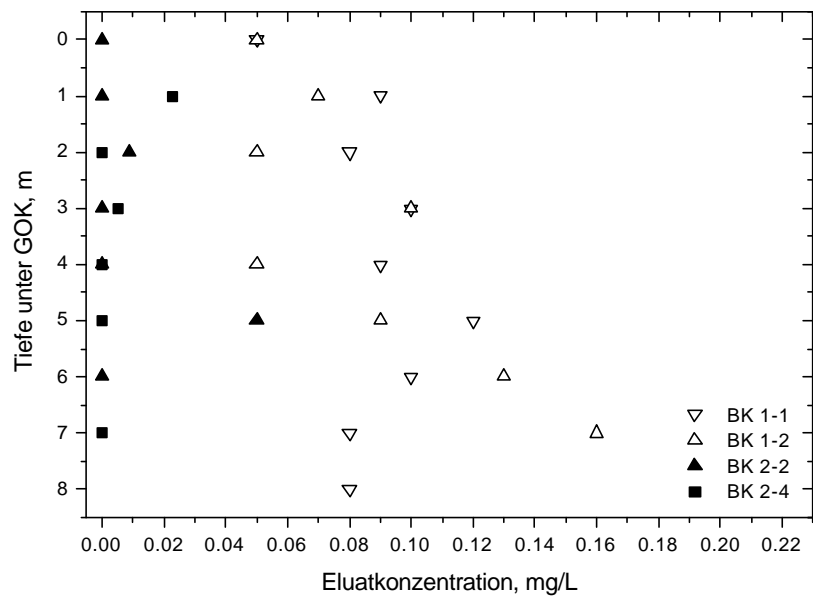


Abb. 41: Elutionsversuch zur Freisetzung von Blei aus den Bohrkernproben von einem Jahr (BK 1) und zwei Jahren (BK 2) gealterten Schlacken nach [131].

2.2 Elutionen an gesiebter Schlacke

Bei der Elution der gesiebten Fraktionen der frischen Schlacken der Containerversuche (vergl. Kapitel III3.2.5) ergibt sich die in Abb. 42 dargestellte Verteilung im Eluat.

Bei frischen Schlacken sind die höchsten Ionenkonzentrationen in der ungesiebten sowie in der kleinsten Siebfraction zu finden. Mit wachsendem Korndurchmesser nehmen diese hohen Mobilisierbarkeiten kontinuierlich ab.

An Hand der Verteilung der Ionenkonzentrationen in den Eluaten der unterschiedlichen Siebfractionen läßt sich ableiten, daß das exotherme Potential der Schlacken mit zunehmender Korngröße des Materials abnimmt. Dies belegen auch die in Kapitel IV3.1.2 ermittelten Temperaturentwicklungen in den mit unterschiedlicher Siebfraction befüllten Versuchscontainern.

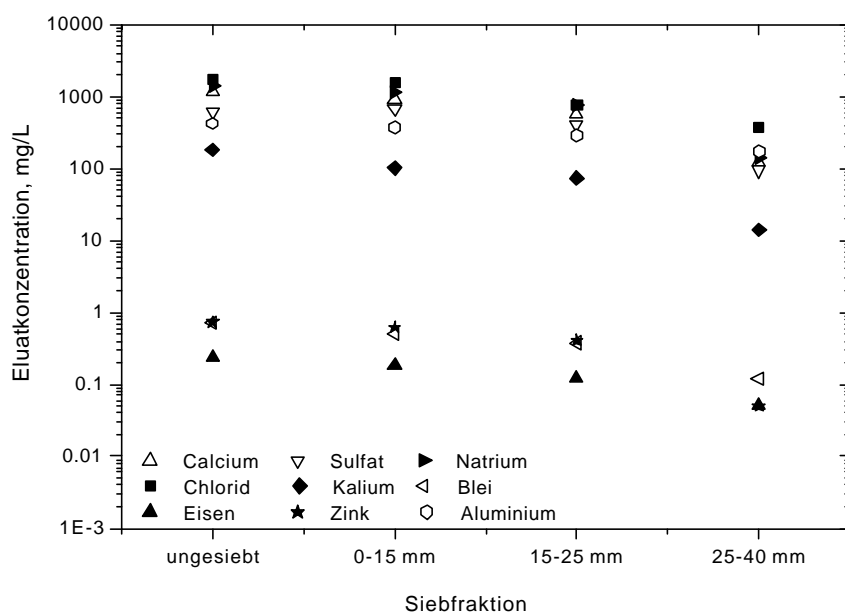


Abb. 42: Eluatkonzentrationen der unterschiedlichen Siebfractionen frischer Schlacke.

2.3 Elutionen an Schlacken von Containerversuchsreihe 3

An den mit CO_2 begasten Schlacken C3 (Versuchsreihe 3, Container 3, vergl. Kapitel III3.2.5 und IV3.1.2) konnte im Eluat eine gegenüber den anderen Containern erhöhte Abnahme der Ca^{2+} -Konzentrationen im Eluat beobachtet werden (Abb. 43). Dies deutet auf eine verstärkte Umsetzung von Portlandit und Kalk in diesen Schlacken hin. Da Ca^{2+} im Carbonat sehr schwer löslich ist, kann man die Ca^{2+} -Konzentration im Eluat für die indirekte Bestimmung der Carbonatisierung der Schlacke heranziehen.

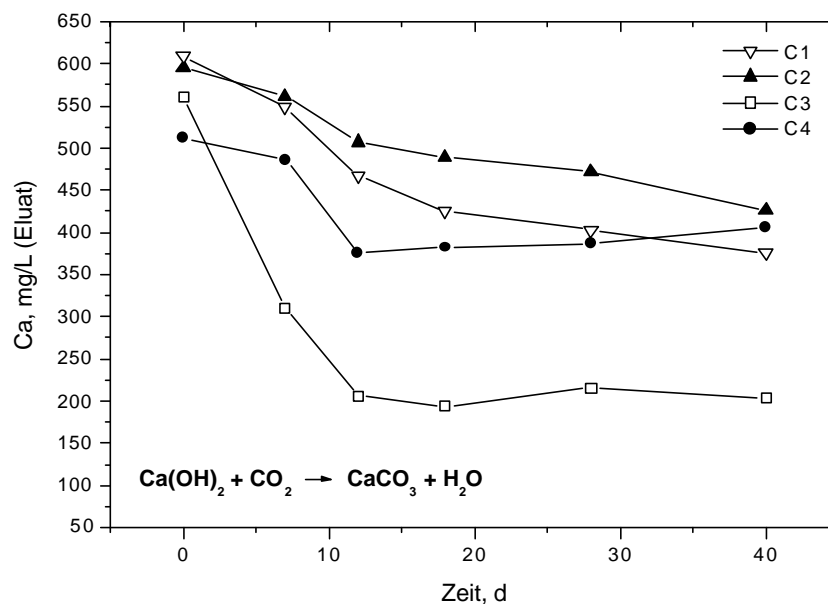


Abb. 43: Zeitlicher Verlauf der Ca^{2+} -Konzentrationen im Eluat der Schlackeproben (nach [131]) aus den unterschiedlich behandelten Versuchscontainern (C1 bis C4) von Versuchsreihe 3.

Auch bei der Abnahme des pH-Wertes zeigt sich an den Schlacken des mit CO_2 begasten Schlackencontainer C3 eine gegenüber den anderen Containern beschleunigte Abnahme im Eluat der Proben (Abb. 44). Diese gegenüber den anderen Versuchscontainern schnellere Abnahme von anfänglichen pH 12¹⁶ auf pH 9,5 (nach 40 Tagen in Container C1) läßt sich auf den Entzug des pH-Wert bestimmenden Kalkes (CaO) und Portlandits (Ca(OH)_2) durch das eingeleitete CO_2 zurückführen. Diese Beobachtungen korrelieren mit den in Kapitel IV2.1 gefundenen Ergebnissen.

Im Vergleich dazu bleibt der pH-Wert in dem mit Stickstoff begasten Container C4 auf einem hohen Niveau (Abb. 44). Wegen der Verdrängung durch den zugeführten Stickstoff ist nicht genügend CO_2 vorhanden, damit die Umwandlung von pufferndem Kalk und Portlandit zu Carbonat ungehindert ablaufen kann. Dies spiegelt sich auch in den Ca^{2+} -Konzentrationen des Eluates wider, die im Vergleich zu C3 auf höherem Niveau bleiben (Abb. 43). Wegen des reduzierten Einbaus von CO_2 in Carbonate ist bei den Gehalten an organischem Kohlenstoff (vergl. Kap. IV2.5.1) auch nur eine leichte Zunahme in den Schlackeproben von C4 zu verzeichnen (Abb. 49).

¹⁶ Zu Beginn der Versuche lag der pH-Wert in den Eluaten aller Container bei pH 12 – 12,5.

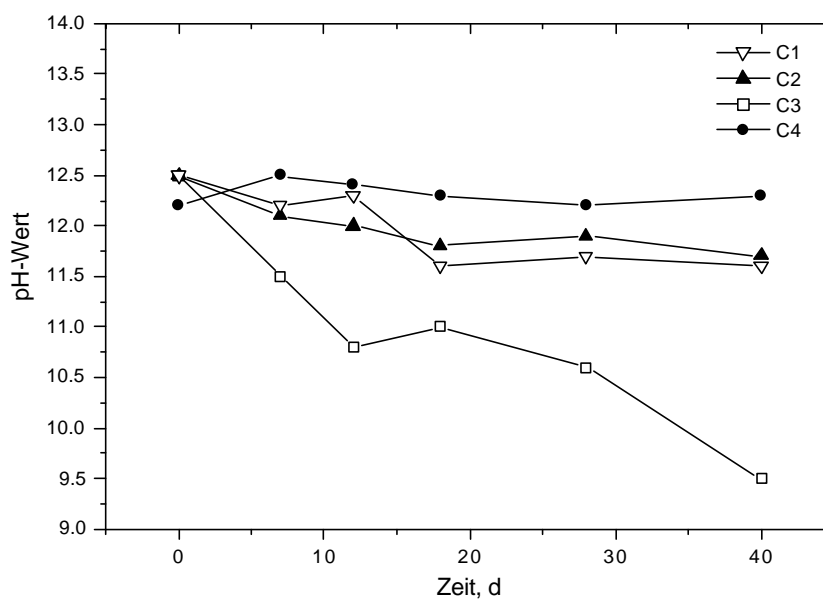


Abb. 44: pH-Wert-Änderungen in den Eluaten der Schlackeproben (nach [131]) aus den unterschiedlich behandelten Versuchscontainern (C1 bis C4) von Versuchsreihe 3.

Die Beaufschlagung mit Kohlendioxid macht sich zudem bei den Mobilisierbarkeiten von Pb und Zn bemerkbar. Hier zeigen sich geringere Konzentrationen im Eluat der Schlackeproben des mit CO_2 beaufschlagten Containers C3. Diese mit fortschreitender Versuchsdauer wachsende Diskrepanz zu den anderen Versuchscontainern läßt sich auf die Begasung mit CO_2 zurückführen (Abb. 45). Der Grund hierfür ist entweder in der mit sinkendem pH-Wert verminderten Löslichkeit von Blei und Zink oder in der Bildung von schwerlöslichen Blei- und Zinkcarbonaten zu suchen. In beiden Fällen ist jedoch das zugeführte CO_2 der ausschlaggebende Faktor für diese relative Abreicherung im Eluat.

Betrachtet man die Veränderung der eluierten Sulfatmengen, so ist eine im Vergleich zu den anderen Versuchscontainern reduzierte Konzentration von Sulfat im Eluat zu beobachten (Abb. 46). Diese ist vermutlich auf die Bildung schwerlöslicher Sulfatphasen (wie z. B. Anhydrit, Gips oder Ettringit) in den Schlacken zurückzuführen. Dabei wird Sulfat, vergleichbar der Reaktion in der Aushärtung von Zement, in eine im alkalischen Milieu schwerlösliche Form überführt. Es scheint, als würde diese Ettringitbildung durch die Verdrängung bzw. durch das Fehlen von Kohlendioxid in den Schlacken verstärkt werden.

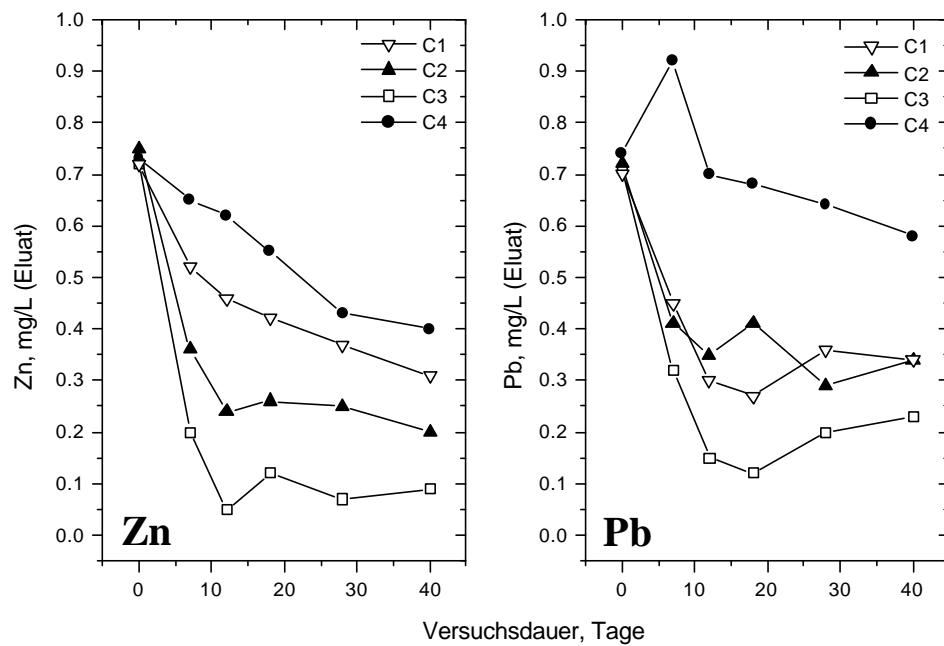


Abb. 45: Zeitabhängige Änderungen des Gehaltes an Zink und Blei im Eluat der Schlackenproben (nach [131]) der unterschiedlich behandelten Versuchscontainer (C1 bis C4) von Versuchsreihe 3.

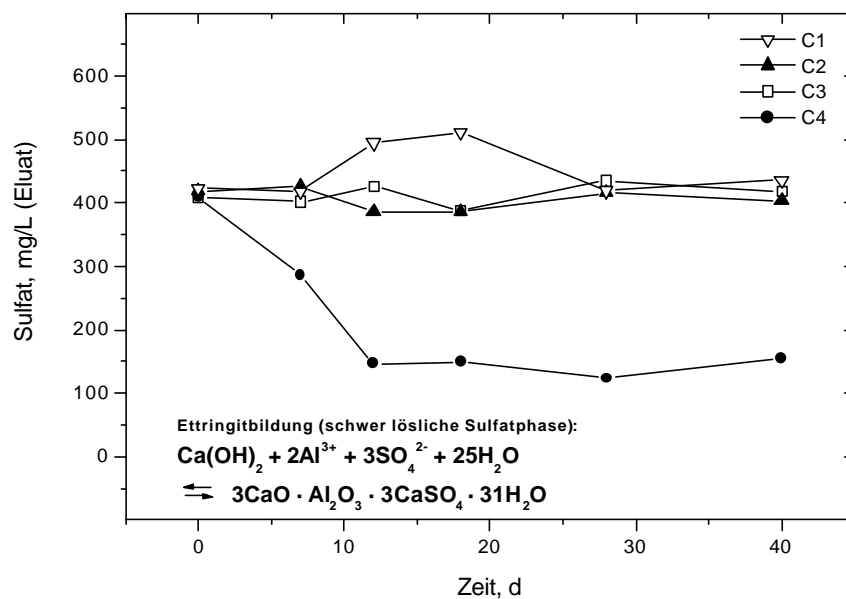


Abb. 46: Zeitabhängige Änderungen der Sulfatkonzentration im Eluat der Schlackenproben (nach [131]) der unterschiedlich behandelten Versuchscontainer (C1 bis C4) von Versuchsreihe 3.

2.4 Säulenversuche

Die Schlacke weist im Säulenversuch eine hohe Pufferkapazität auf. So fällt der pH-Wert erst nach einem Elutionsvolumen von 382 L/m³ Schlacke (Abb. 47). Dieser Abfall korreliert mit der Abnahme der Ca²⁺-Konzentration im Eluat und läßt sich somit auf die Umwandlung von Ca(OH)₂ und CaO unter Einwirkung des im Wasser gelösten CO₂ zu CaCO₃ bzw. auf die Auswaschung des als Puffer wirkenden Kalkes (CaO) und Portlandits (Ca(OH)₂) zurückführen.

Tabelle 14: *pH-Schwellen der Schwermetallmobilisierung (modifiziert nach [196])*

Cd	Zn	Ni	Co	Cu	As (V)	Cr (III)	Pb	Hg
6,5	6,0	5,5	5,5	4,5	4,5	4,5	4,0	4,0

Bei den Schwermetallen zeigt sich eine über den gesamten Versuchszeitraum sinkende Mobilisierbarkeit. Trotz des mit fortschreitender Versuchsdauer sinkenden pH-Wertes kommt es bis pH 9 zu keiner erhöhten Mobilisierbarkeit der untersuchten Schwermetallionen (vergl. Tabelle 14, Abb. 47). Erst darunter (ab einem Elutionsvolumen von 750 L/m³) sind bei Zink und Blei leicht erhöhte Mobilisierbarkeiten zu erkennen.

Die Mobilisierbarkeit von Kalium und Natrium zeigt einen kontinuierlichen Rückgang. Nach anfänglich hohen Ionenkonzentrationen im Eluat wurde dort nach einem Elutionsvolumen von 500 L/m³ ein Gleichgewicht im Eluat erreicht (Abb. 47). Das Erreichen dieses Plateaus läßt sich möglicherweise auf die vollständige Auflösung der Salze in der Schlacke zurückführen. Diese Salzauswaschung zeigt sich auch bei den Ionenkonzentrationen von Chlorid. Da ein Teil des Chlorids in schwerlösliche Calcium(silikat)-hydratphasen eingebaut wird, wird ein Lösungsgleichgewicht im Versuchszeitraum nicht erreicht.

Das Erreichen eines Plateaus in der Nitratkonzentration deutet auf eine sehr schnelle Eluierbarkeit von Nitrat hin. Das in der Schlacke vorhandene Nitrat ist bereits nach einem Elutionsvolumen von 350 L/m³ aus der Schlacke entfernt.

Nach einem Elutionsvolumen von 459 L/m³ Schlacke ist ein 95 %-iger Konzentrationsrückgang der in der Anfangsphase des Versuchs im Eluat gemessenen Ionen erreicht.

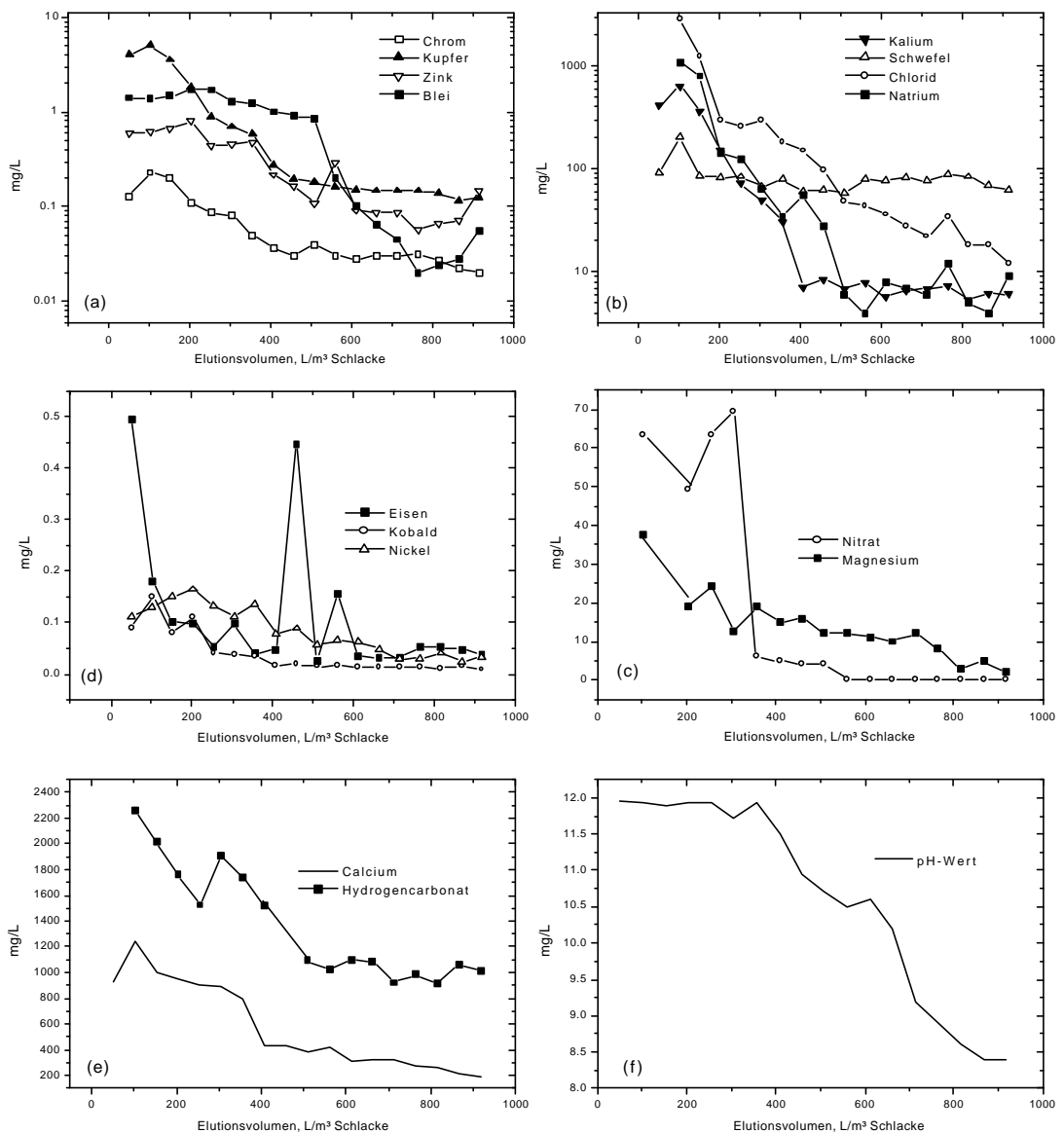


Abb. 47: Graphische Darstellung der während des Säulenversuches ausgelaugten Ionen sowie der pH-Wert. (a) und (b) sind zur besseren Verdeutlichung logarithmisch aufgetragen.

Bei einer durchschnittlichen Niederschlagsmenge von $700 \text{ L/m}^2 \cdot \text{a}$ würde es analog auf der Deponie 6,6 Jahre bis zum Erreichen dieses Zustandes dauern. Dabei sei erwähnt, daß die meisten Schwermetalle bei $\text{pH} > 7$ noch nicht mobilisiert werden können (Tabelle 14). In der Realität fällt diese Zeit wohl länger aus, da bei weitem nicht der gesamte Niederschlag in die Sickerwasserbildung eingeht (vergl. Kapitel IV1.3.3 und IV1.3.4).

Die kontrollierte Elution der Schlacke mit Leitungswasser zeigt für fast alle gemessenen Ionen ein einheitliches Bild. Es kommt zu Beginn des Elutionsversuches zu einer starken Auslaugung der einzelnen Ionen (Abb. 47). Eine Zunahme der Eluierbarkeit, besonders der Schwermetalle mit sinkendem pH-Wert, war nicht zu beobachten.

Diese Ergebnisse stellen nur eine Abschätzung der Auslaugbarkeit der Schlacke dar und die Übertragbarkeit auf den Deponiemaßstab stellt sich als schwierig heraus. Vor allem die Zonierung im Schlackekörper (Elution in den oberen Deponiebereichen, Ausfällung in tieferen Horizonten) stehen einer direkten Übertragbarkeit der Ergebnisse im Wege.

2.5 Feststoffuntersuchungen an Schlackeproben

2.5.1 Kohlenstoffgehalte

2.5.1.1 Bohrkernproben

Bei der Untersuchung der Festproben aus den Bohrkernen der beiden Bohrkampagnen zeigt sich, daß die höchsten Kohlenstoffkonzentrationen (bis zu 2,5 Gew.-%) an der Deponiebasis vorzufinden sind (Abb. 48). An der Deponieoberfläche liegen sie mit Werten zwischen 0,96 und 1,54 Gew.-% immer noch weit über dem für frische Schlacken bestimmten Gehalt von 0,25 Gew.-%. Die geringsten C-Gehalte wurden mit Werten <1 Gew.-% in den mittleren Deponiebereichen (3-4 m unter GOK) ermittelt. Diese Werte liegen im Bereich der von Priester [197] bei frischen Schlacken¹⁷ ermittelten Konzentrationen von 0,5 bis 2,5 Gew.-%.

Bei der Bohrung auf der Deponie wurden häufig verfestigte Horizonte erbohrt, die den Bohrfortschritt verlangsamten. An diesen Stellen konnte ein erhöhter Gehalt an Kohlenstoff in den Schlacken nachgewiesen werden. In der Deponie bilden sich also Bereiche aus, die aufgrund der erhöhten Carbonatisierung einen höheren Verfestigungsgrad aufweisen. In anderen Bereichen der Deponie sind diese Carbonatisierungshorizonte nicht oder nur schwach ausgeprägt vorhanden.

Die im allgemeinen recht einheitliche Verteilung der Kohlenstoffgehalte in den einzelnen Bohrprofilen spiegelt eine gleichmäßige Verteilung von CO₂ in den Deponiehorizonten wider. Es scheint, als wäre in allen Deponiebereichen genügend Kohlen-

¹⁷ Die untersuchten Schlacken stammen aus einer Verbrennungsanlage, in der neben Hausmüll auch Klinikmüll verbrannt wird.

dioxid vorhanden, damit die Reaktion von Kalk (CaO) und Portlandit (Ca(OH)_2) zu Calcit (CaCO_3) ablaufen kann.

Vergleicht man die beiden Bohrkampagnen miteinander, so erkennt man, daß die Kohlenstoffgehalte in den untersuchten Schlackeproben der ersten Bohrkampagne (BK 1) niedriger sind als die der zweiten Bohrkampagne (BK 2). Die Schlacke von BK 2 (zwei Jahre gealtert) hatte durch die gegenüber der Schlacke von BK 1 (ein Jahr gealtert) längeren Lagerungszeit die Möglichkeit mehr Carbonat aus der Reaktion mit CO_2 (vergl. Kapitel II.2.2) zu bilden und somit das exotherme Reaktionspotential der eingelagerten Schlacke mit fortschreitender Lagerungszeit zu vermindern. Aufgrund der im Vergleich zum ersten Lagerungsjahr nur noch geringen Zunahme des Carbonatgehaltes in den Schlacken läßt sich erkennen, daß das Gros der Carbonatisierungsreaktionen in ersten Jahr der Deponielagerung abgelaufen ist und somit auch der größte Anteil der aus diesen exothermen Reaktionen frei werdenden Reaktionsenthalpie abgegeben wurde.

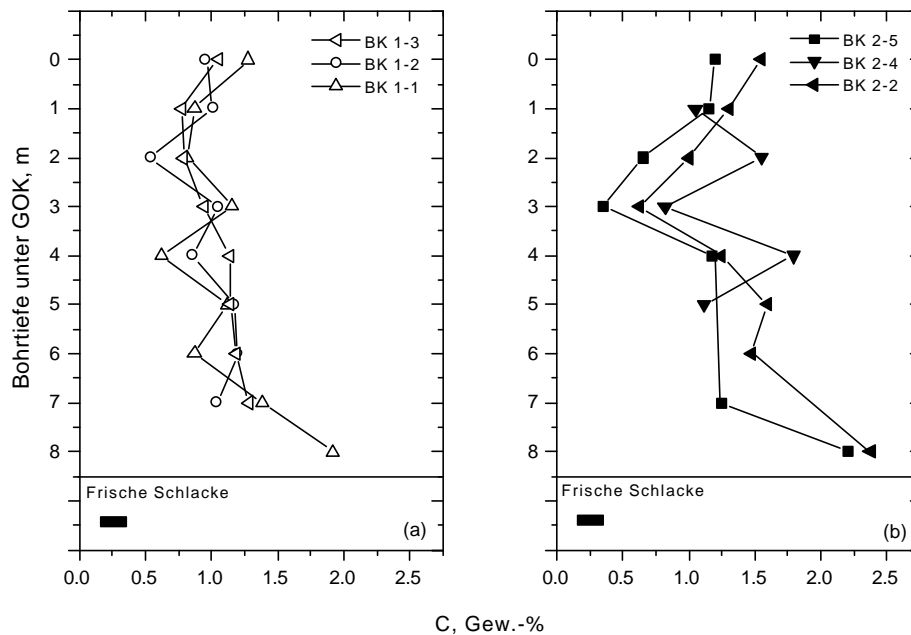


Abb. 48: Kohlenstoffgehalte in den Proben der Bohrprofile der beiden Bohrkampagnen (a = BK 1 und b = BK 2) in Abhängigkeit der Bohrtiefe.

2.5.1.2 Containerschlacke

Bei der Betrachtung der zeitlichen Veränderung der Konzentrationen an anorganisch gebundenem Kohlenstoff in den Containerschlacken der Versuchsreihe 3 (Kap. III3.2.5 und Kap. IV3.1.3) zeigt sich der in Kapitel IV2.3 beschriebene Einfluß der Begasung mit CO_2 (Abb. 49). Bei den Schlacken aus diesem Container liegen die Werte des anorganischen Kohlenstoffs mit 2,5 Gew.-% doppelt so hoch wie in den anderen, nicht mit CO_2 begasten Containern. Dies läßt den Schluß zu, daß die Begasung mit Kohlendioxid die Bindung von Kohlenstoff, und somit die Carbonatisierungsprozesse in der Schlacke beschleunigt.

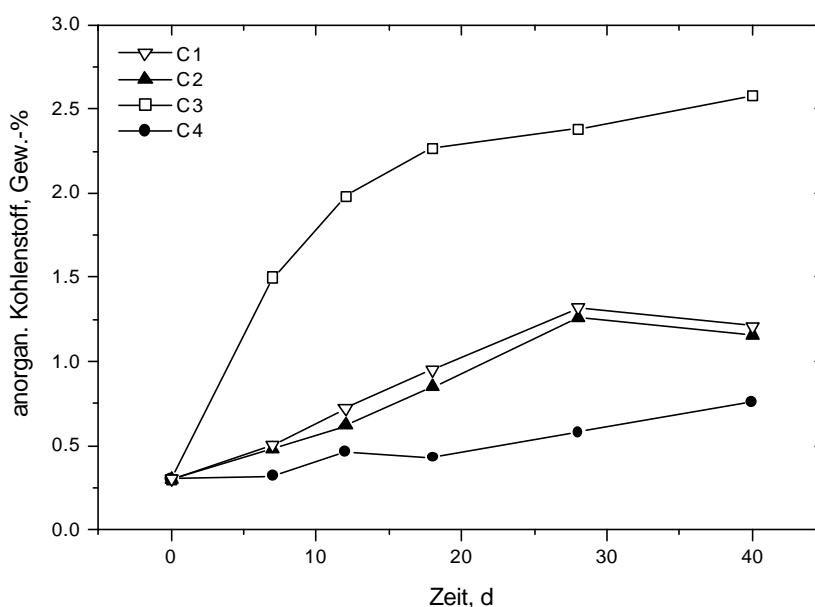


Abb. 49: Zeitabhängige Änderungen des Gehaltes an anorganischem Kohlenstoff in den Schlackenproben der unterschiedlich behandelten Versuchscontainer (C1 bis C4) von Versuchsreihe 3.

2.5.2 Schwefelgehalte

Bei der Untersuchung der Schwefelgehalte der Schlacken aus den Bohrkernen der Bohrkampagne in zwei Jahre gealterten Schlacken (BK 2) zeigen sich Werte zwischen 0,46 und 0,7 Gew.-%. In den Bohrkernproben lassen sich mit der Tiefe zunehmende Schwefelgehalte beobachten (Abb. 50). Ab einer Tiefe von 4 m kommt es dann wieder zu einem geringen Rückgang der Gehalte.

Eine Erklärung für diese leichte Zunahme der Gesamtschwefelkonzentration mit der Tiefe ist die gegenüber den höheren Deponiebereichen bevorzugte Bildung von schwerlöslichen Phasen wie z. B. Ettringit (vergl. Kapitel II2.2) in diesen Tiefen. Durch diese Reaktion wird das leichtlösliche und frei verfügbare Sulfat eingebunden und kann nicht weiter über das Sickerwasser aus der Deponie ausgetragen werden. Da die im Ettringit gebundene Kristallwassermenge sehr hoch ist, sollten sich die an der Deponiebasis ermittelten erhöhten Wassergehalte positiv auf die Bildung von Ettringit auswirken. Eine weitere Erklärung für die leicht erhöhten Werte ist die Fällung des weiter oben gelösten Schwefels unter nun veränderten pH-Bedingungen (vergl. Kap IV2.1.1).

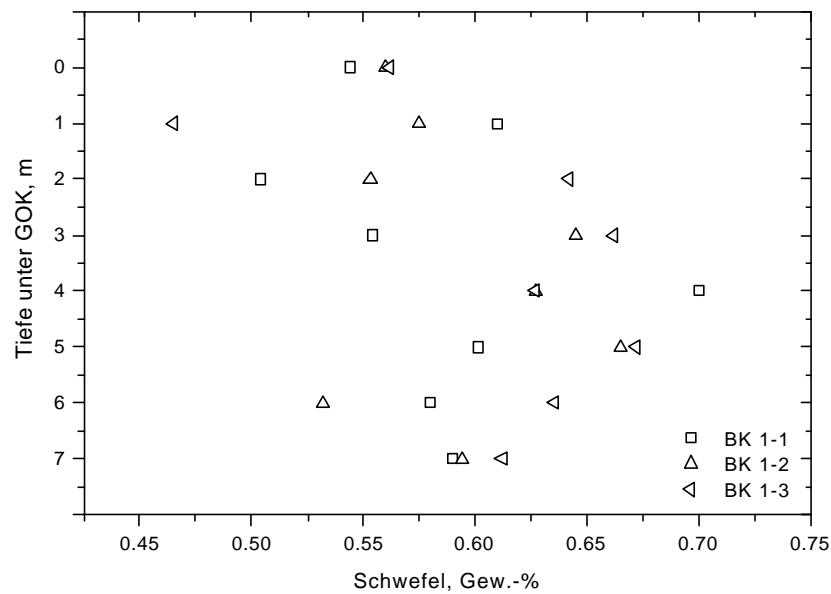


Abb. 50: Schwefelgehalte in den Proben der Bohrprofile der ersten Bohrkampagnen (BK 1) in Abhängigkeit der Bohrtiefe.

2.6 Mikrobiologische Untersuchungen

Im Sickerwasser der Schlackedeponie zeigt sich bei der mikrobiologischen Untersuchung folgendes Ergebnis:

Aerobe Gesamtkeimzahl: $1,2 \cdot 10^4$ KbE/ml

Anaerobe Gesamtkeimzahl: $5,7 \cdot 10^2$ KbE/ml

Diese Keimzahlen sind mit den natürlich im Grundwasser auftretenden Keimzahlen vergleichbar [148].

Betrachtet man dagegen die Ergebnisse der Schlackeuntersuchung von BK 2, so ist in den untersuchten BK 2-1 und BK 2-2 zu erkennen, daß an der Deponiebasis eine erhöhte Zahl an koloniebildenden Einheiten anzutreffen ist. Mit zunehmender Entfernung vom Drainagekies nimmt deren Anzahl stark ab (Abb. 51).

Die erhöhte Keimzahl im unteren Bereich der Deponie korreliert gut mit den erhöhten und somit aktivitätsfördernden Wassergehalten in diesen Deponieabschnitten. Mit der erhöhten Keimzahl lassen sich auch die erhöhten Kohlendioxid- und Methangehalte¹⁸ in den Deponiegasproben dieser Horizonte erklären (vergl. Kap. IV2.7.1).

Für frische Schlacke (3 Wochen auf dem Gelände der MVA gealtert) liegt die Zahl der ermittelten KbE bei unter 1000/g. Da die meisten Mikroben für die Aufnahme lebenswichtiger organischer Substrate einen nach innen gerichteten Protonengradienten benötigen, macht es ihnen das stark alkalische Milieu der frischen Schlacke unmöglich, die noch vorhandene Restorganik abzubauen. Impft man frische Schlacke mit Bodenbakterien (Rhizobien) an, ist zu beobachten, daß sich die Bakterien nicht vermehren können; die Keimzahl sinkt innerhalb von 100 Tagen drastisch ab [198]. Diese bevorzugen wie fast alle Bakterien einen neutralen pH und weisen bei pH-Werten über 8,0 ein nur geringes Wachstum auf. Da sich der pH-Wert der Schlacken aber mit längerer Lagerungszeit auf der Deponie zum Neutralen hin verschiebt, haben eingespülte Mikroorganismen die Möglichkeit, sich bei den für sie optimalen Temperaturen von etwa 40 °C zu vermehren und die Restorganik in der Schlacke abzubauen.

¹⁸ Sowohl Kohlendioxid als auch Methan sind Abbauprodukte der bakteriellen Lebensformen.

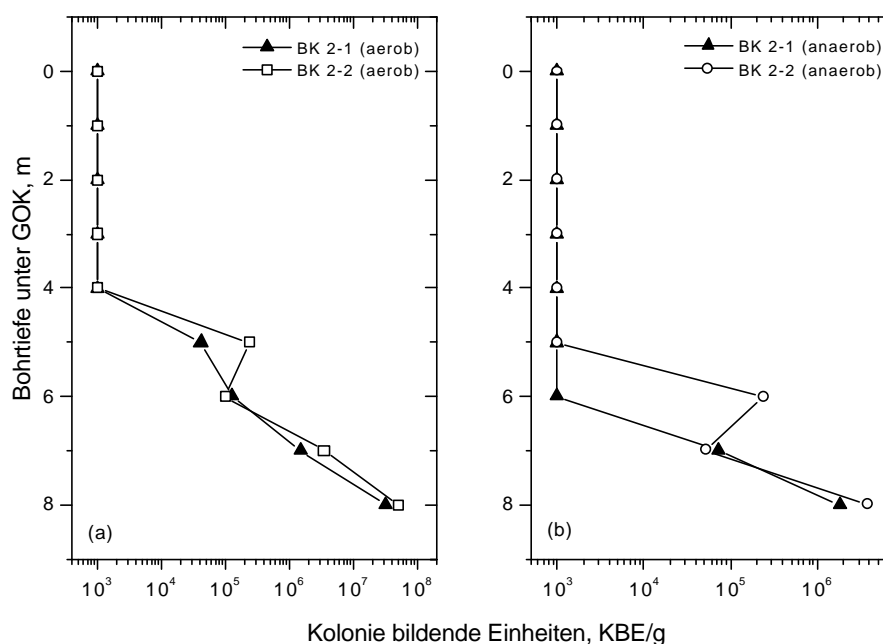


Abb. 51: Logarithmische Darstellung der aeroben (a) und anaeroben (b) Keime der in den Bohrkernproben BK 2-1 und BK 2-2 gefundenen koloniebildenden Einheiten (KbE).

2.7 Deponiegasmessungen

2.7.1 Gasgehalte

2.7.1.1 Offene Deponie

Bei der ersten Messung wurde am 15.11.1999 aus den in der verfüllten Bohrung auf verschiedenen Höhen installierten Teflonschläuchen Deponiegas aus dem Bereich von zwei Jahren gealterten Schlacken gezogen. Abb. 52 und Abb. 53 zeigen die gemessene Verteilung der Gasgehalte.

In den oberen vier Metern der Deponie ist kein CO_2 im Deponiegas nachzuweisen. Ab dieser Tiefe steigen die CO_2 Werte kontinuierlich zur Tiefe hin an und erreichen in 8 m Tiefe Konzentrationen von 75 g/m^3 im Deponiegas. Bei der Messung von CH_4 zeigt sich eine sehr ähnliche Verteilung. Bis zu einer Tiefe von 4 m liegen die Methankonzentrationen bei unter 100 mg/m^3 . Danach steigen sie ebenfalls kontinuierlich bis auf 1.600 mg/m^3 an.

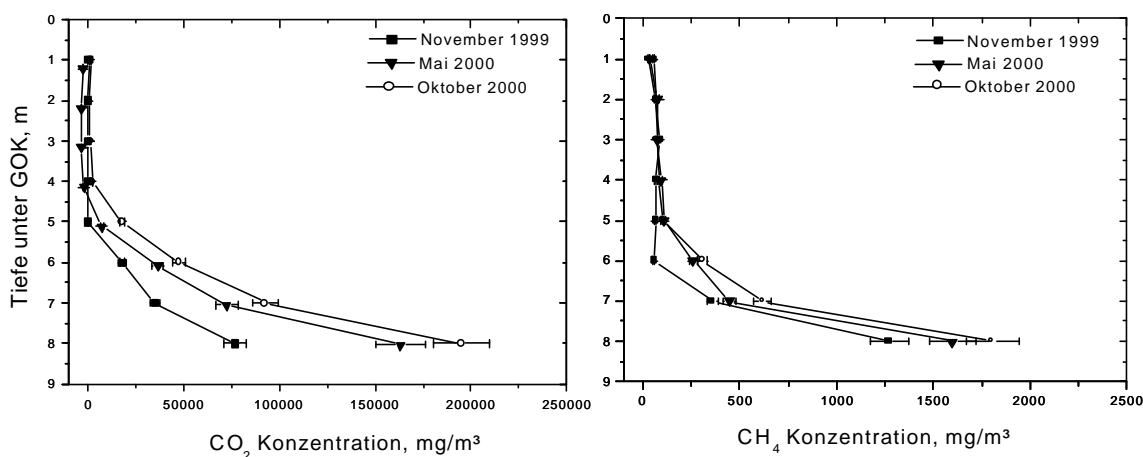


Abb. 52: Tiefenaufgelöste Darstellung der während der beiden Gasmessungen (November 1999 und Mai 2000, offene Deponie) bestimmten Konzentrationen von Kohlendioxid und Methan im Deponiegas der Schlackedeponie Großmehring. Zum Vergleich wurden zudem die Konzentrationen von Kohlendioxid und Methan der frisch abgedeckten Deponie (Oktober 2000) aufgetragen.

Bei der Wasserstoffmessung läßt sich diese gleichmäßige Verteilung im Deponiegas nicht beobachten (Abb. 53). Hier liegen die Konzentrationsmaxima in den oberen und zentralen Deponiebereichen. Ein Meter unter GOK liegt der Wasserstoffgehalt im Deponiegas bei 75 mg/m^3 und sinkt dann zu 3 m hin auf 8 mg/m^3 ab. In 4 m Tiefe ist mit 55 mg/m^3 ein zweites Maximum zu verzeichnen. Ab einer Tiefe von 6 m ist kein Wasserstoff mehr nachzuweisen. Die gemessenen Wasserstoffkonzentrationen im Deponiegas liegen allesamt unter der UEG (Untere Explosionsgrenze, 4 Vol.-%) und stellen somit kein Risiko für eventuelle Wasserstoffverpuffungen auf der Deponie dar. Die erhöhten Konzentrationen an Wasserstoff im Deponiegas sind auf die Korrosion des Aluminiums sowie verschiedener Zinklegierungen in der Schlacke zurückzuführen. Betrachtet man den bei Speiser [37] für einen Zeitraum von zwei Jahren aufgezeigten Phasenumsatz von $3,54 \text{ kg Aluminium zu Al(OH)}_3$, so errechnet sich ein Gesamtumsatz von $4,4 \text{ m}^3$ Wasserstoff pro m^3 Schlacke während dieser zweijährigen Lagerungszeit. Wegen der hohen Fugazität des Wasserstoffs strömt dieser jedoch schnell über die Deponieoberfläche ab und kann sich nicht in der Deponie anreichern. Ein Teil des produzierten Wasserstoffs wird zudem, wie bei [154, 199, 200] beschrieben, durch eine Reduktion des vorhandenen Kohlendioxids zu Methan verbraucht.

Bei der zweiten Meßreihe (18.05.2000) ergibt sich eine ähnliche Verteilung der gemessenen Gase (Abb. 52). Wasserstoff konnte bei dieser Deponiegasmessung aus technischen Gründen nicht bestimmt werden. Bei Kohlendioxid und Methan zeigt sich die

im November 1999 festgestellte Verteilung mit niedrigen Gehalten in den oberen Deponiebereichen und nach unten zunehmenden Konzentrationen, wobei die Konzentrationen allesamt über jenen vom November 1999 lagen. Das Maximum der CO_2 -Konzentration ist mit 163 g/m^3 mehr als doppelt so hoch als im November 1999. Auch bei CH_4 ist diese erhöhte Konzentration im Deponiegas zu beobachten. Hier sind die Maximalwerte mit 1.950 mg/m^3 um 21 % höher. Aus dieser Zunahme der Gaskonzentrationen läßt sich auf eine erhöhte mikrobiologischen Aktivität mit fortschreitender Lagerungsdauer der Schlacke schließen.

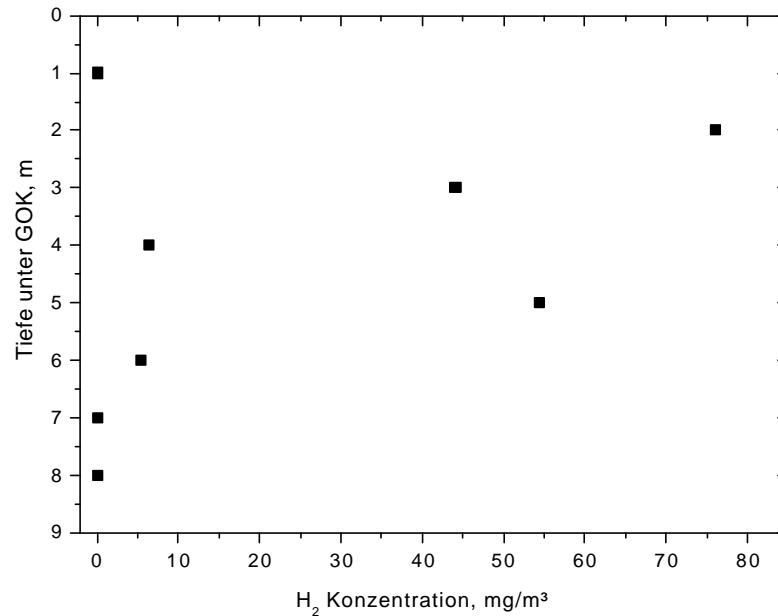


Abb. 53: Tiefenaufgelöste Darstellung der während der Gasmessung im November 1999 bestimmten Konzentrationen von Wasserstoff im Deponiegas der Schlackedeponie Großmehring.

2.7.1.2 Abgedeckte Deponie

Nach Beendigung der Arbeiten zur Aufbringung der Oberflächenabdichtung der Deponie wurden erneut Messungen zur tiefenaufgelösten Untersuchung des Deponiegases durchgeführt. Dabei zeigt sich bei der ersten Beprobung am 7.10.2000 die gleiche Verteilung wie sie bereits bei den anderen Gasuntersuchungen in der nicht abgedeckten Deponie angetroffen wurde. Sowohl die Gehalte an Kohlendioxid im Deponiegas als auch die Methankonzentrationen nehmen zur Basis der Deponie hin zu (Abb. 54).

Bei der zweiten Beprobung am 12.12.2000 zeigt sich bezüglich der Methangehalte ein nur leicht verändertes Bild. Die Methangehalte im Deponiegas bleiben im Vergleich zur Messung im Oktober 2000 relativ stabil, die tiefenabhängige Verteilung bleibt bei diesen Messungen bestehen. Im April 2001 kommt es dann zu einer Zunahme der Methankonzentrationen in den höheren Deponiebereichen. Eine Erklärung hierfür ist das durch die Abdeckung der Deponie hervorgerufene Entstehen eines anoxischen Milieus in den mittleren Bereichen der Deponie. Somit wäre für die methanproduzierenden Bakterien ein ideales Umfeld zur Umsetzung der Restorganik in der Schlacke bereitet. Ein weiterer Erklärungsansatz ist ebenfalls durch die Aufbringung der Oberflächenabdichtung gegeben. Durch die aufgebraute Gassperre kann das leichtflüchtige Methan nicht wie im unabgedeckten Zustand in die Atmosphäre abdampfen, es kommt zu einer Aufkonzentrierung in höheren Deponieabschnitten.

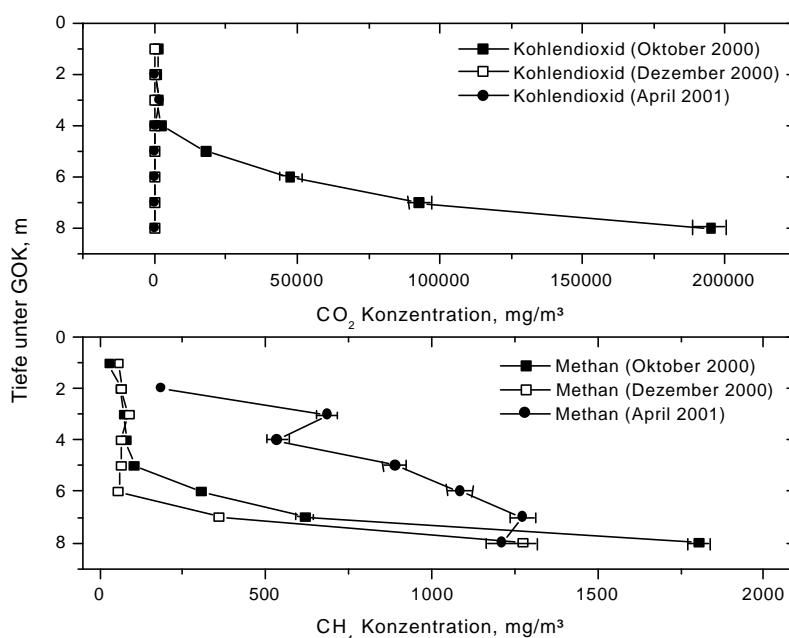


Abb. 54: Tiefenaufgelöste Darstellung der während der beiden Gasmessungen (Oktober 2000 und Dezember 2000, jeweils abgedeckte Deponie) bestimmten Konzentrationen von Kohlendioxid, und Methan im Deponiegas der Schlackedeponie Großmehring.

In den Messungen von CO₂ gehen die Konzentrationen der Dezembermessung in allen beprobten Tiefenbereichen der Deponie auf einen Wert unterhalb der Nachweisgrenze zurück (Abb. 54). Auch bei der folgenden Messung im April 2001 war kein Kohlendioxid im Deponiegas nachzuweisen. Dieses Phänomen lässt sich ebenfalls mit der Abdeckung der Deponie in Zusammenhang bringen. Durch das Aufbringen der Oberflächenabdichtung kommt es zu einer Kappung der Luftzirkulation im Deponiekörper.

Das in der Deponie konservierte CO_2 wird relativ schnell durch die verschiedenen, noch verbleibenden Carbonatisierungsprozesse (Calcitbildung direkt aus Kalk oder Portlandit, indirekte Bildung über CSH-Phasen, siehe Kapitel II.2.2) oder durch die Reduktion mit dem aus der Reaktion von Aluminium entstandenen Wasserstoffs, wie bei [154, 199, 200] beschrieben, zu Methan verbraucht. Da aber weder über die Luft, noch über das Regenwasser neues Kohlendioxid eingetragen wird, kommt es im Resultat zu einem drastischen Rückgang des Kohlendioxids im Deponiegas. Aufgrund des fehlenden Kohlendioxids können die energieliefernden Carbonatisierungsreaktionen nicht weiter ungehindert ablaufen. In der Deponie werden somit instabile Phasen (z. B. CaO , $\text{Ca}(\text{OH})_2$, CaH_2SiO_4), die unter Anwesenheit von Kohlendioxid in energetisch niedrigere Modifikationen (hier Calcit) überführt werden würden, konserviert.

2.8 Meteorischer Stoffeintrag

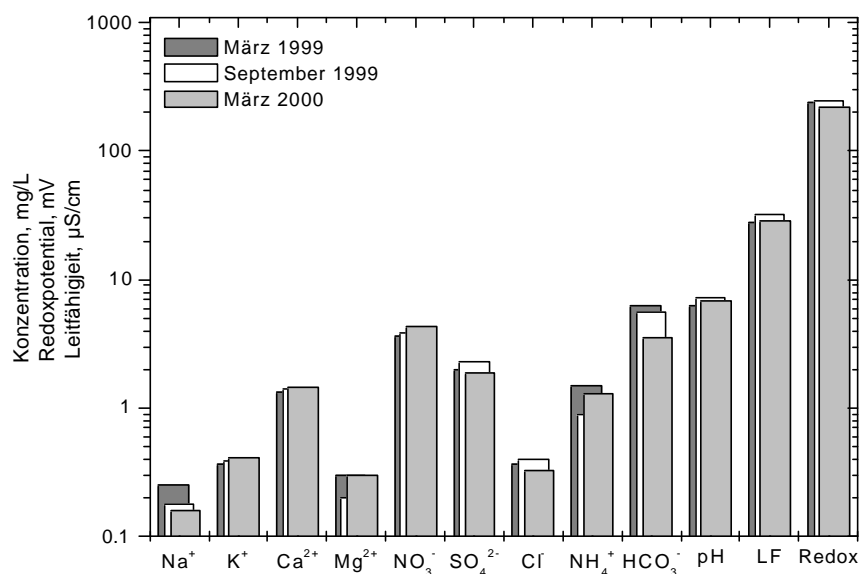
Die Niederschlagsmengen wurden auf dem Gelände der Deponie zu drei unterschiedlichen Zeitpunkten¹⁹ über einen Monat hinweg mit einem Regenwassersammler erfaßt (Tabelle 15). An den gewonnenen Proben wurde neben einer Ionenbestimmung eine Bestimmung des pH-Wertes, der Leitfähigkeit und des Redoxpotentials durchgeführt.

Die Zusammensetzung des Regenwassers zeigt generell geringe Gehalte an den Hauptkationen und -anionen (Abb. 55). Der pH-Wert und die Leitfähigkeit weisen nur geringe Schwankungen auf.

¹⁹ Das Niederschlagswasser wurde im März 1999, September 1999 sowie im März 2000 untersucht.

Tabelle 15: Analysentabelle der ermittelten Zusammensetzung des Niederschlagswassers am Deponiestandort Großmehring.

	März 1999	September 1999	März 2000
<u>Kationen, mg/L:</u>			
Na ⁺	0,25	0,18	0,16
K ⁺	0,36	0,39	0,41
Ca ²⁺	1,34	1,42	1,44
NH ₄ ⁺	1,5	0,9	1,3
Mg ²⁺	0,3	0,2	0,3
<u>Anionen, mg/L:</u>			
NO ₃ ⁻	3,6	3,9	4,3
SO ₄ ²⁻	2	2,3	1,9
Cl ⁻	0,36	0,4	0,32
HCO ₃ ⁻	6,2	5,6	3,5
pH	6,3	7,3	6,9
LF, µS/cm	28	32	29
Redox, mV	239	245	221

**Abb. 55:** Logarithmische Darstellung der über das Regenwasser eingebrachten Ionenkonzentrationen, sowie pH-Wert, Leitfähigkeit und Redoxpotential des Niederschlagswassers.

Daraus ergibt sich der in Abb. 56 dargestellte mittlere niederschlagsbedingte jährliche Eintrag auf die offene Deponiefläche von BA IV/2.

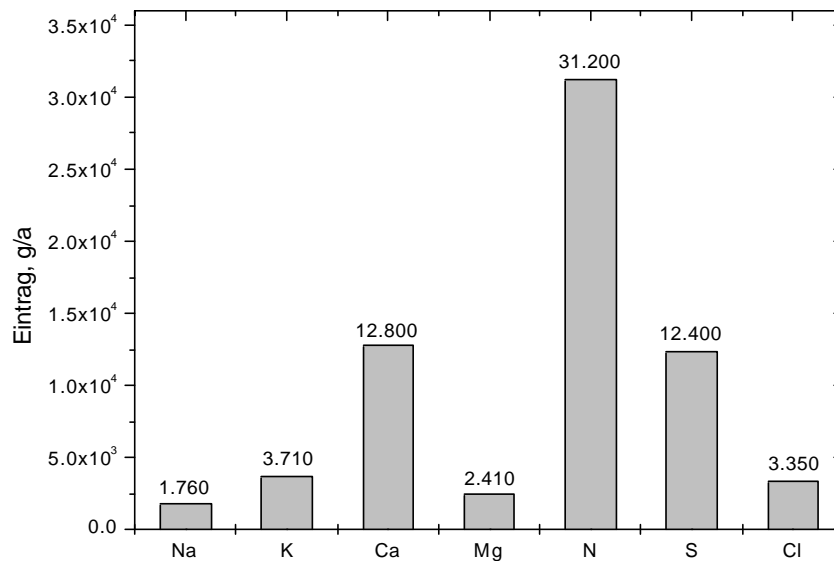


Abb. 56: Masse der über den Niederschlag jährlich eingebrachten Ionen für den gesamten Bauabschnitt IV/2 (BA IV/2).

2.9 Stoffaustrag über flüssige Phase

In der vorliegenden Arbeit wurden zwischen März 1999 und Juni 2000 sechs Sickerwasserproben am Sickerwasserschacht von BA IV/2 gezogen und auf ihre stoffliche Zusammensetzung hin untersucht. Bei der Probenahme wurde darauf geachtet, daß der Abfluß am Meßwehr immer einen ähnlichen Wert aufwies. Dieser lag bei allen Messungen in einem Bereich von 0.03 – 0.05 L/s. Damit ist die Vergleichbarkeit der Proben untereinander gewährleistet.

Die Masse der Sickerwasserionen wird auf der Kationenseite von Natrium, Kalium und Calcium gebildet. Auf der Anionenseite dominiert Chlorid vor Sulfat, Nitrat und Hydrogencarbonat.

Abb. 57 zeigt die während der Messung bestimmten Ionenkonzentrationen sowie die Sickerwassermenge. Es ist zu erkennen, daß die Konzentrationen der gemessenen Ionen im Sickerwasser bis auf wenige Ausnahmen mit längerer Lagerungszeit der Schlacke auf der Deponie abnimmt. Besonders hohe Konzentrationen sind dabei bei den Salzbildnern Natrium und Kalium auf der Kationenseite sowie Chlorid und Sulfat auf der Anionenseite zu erkennen. Dies spiegelt die gute Löslichkeit der in der Schlacke enthaltenen Salze wider.

Die abnehmende Calciumkonzentration im Sickerwasser deutet auf eine Abnahme des Anhydritgehalts in der Probe hin. Es ist zu vermuten, daß der Anhydrit in der Schlacke mit zunehmender Lagerungsdauer in andere, schwerer lösliche Phasen wie Gips, Bassanit, Calciumaluminat und Ettringit umgewandelt wird. Die hohen Nitratwerte lassen sich durch Einspülungen von Düngemitteln aus der östlich an die Deponie angrenzenden Landwirtschaft²⁰ erklären.

Die leichten Anstiege einiger Ionenkonzentrationen gegen Ende des Beobachtungszeitraums resultieren aus der Tatsache, daß im Rahmen der Abdeckarbeiten auf der Deponie verstärkt Schlacke auf das Beobachtungsfeld geschüttet wurde, womit neues, leicht eluierbares Material zur Verfügung stand.

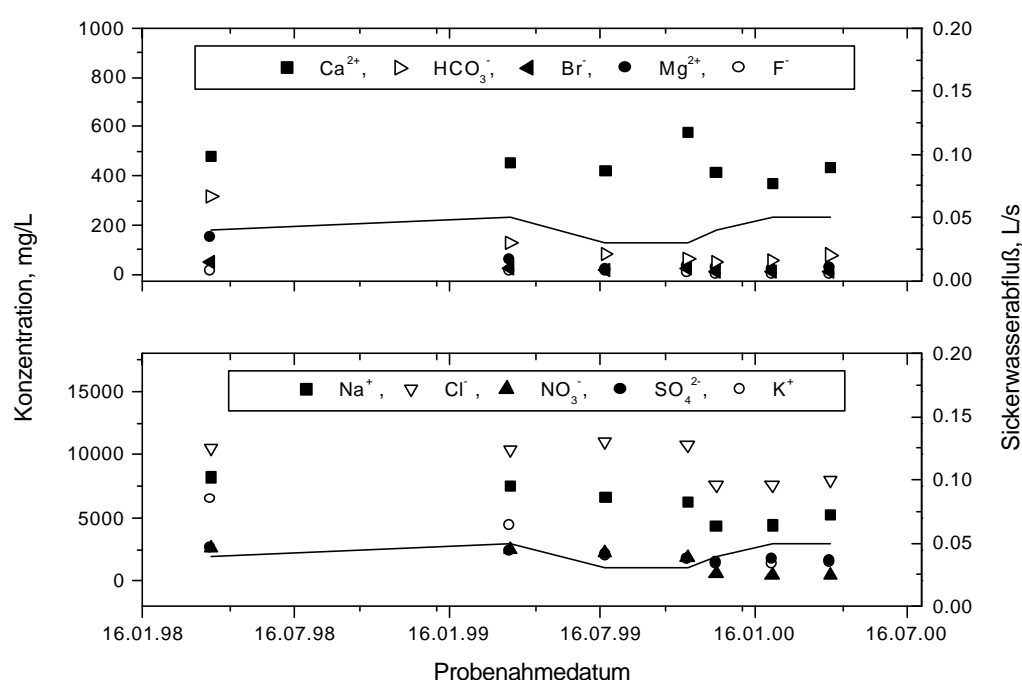


Abb. 57: Bestimmte Ionenkonzentrationen im Sickerwasserabstrom (durchgezogene Linie) von Bauabschnitt IV/2 der Deponie Großmehring.

Im Hinblick auf die Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser der Deponie wurden beispielhaft die Parameter Blei und Zink untersucht (Abb. 58). Die Gehalte dieser beiden Schwermetallionen bewegen sich über den gesamten Beobachtungszeitraum

²⁰ Die Hauptwindrichtung am Deponiestandort ist West/Südwest.

hinweg auf einem niedrigen Niveau unterhalb des durch die TA Siedlungsabfall gesetzten Grenzwertes für Eluatkonzentrationen von 0,2 mg/L (Pb) bzw. 10 mg/L (Zn). Aufgrund des niedrigen pH-Wertes im Sickerwasser von 6,4 bis 8,7 ist mit einer verstärkten Löslichkeit der amphoteren Metalle zu rechnen. Da wegen der hohen Säurepufferkapazität der Schlacke mit einem weiteren Rückgang des pH-Wertes nicht zu rechnen ist, kann man die beobachteten Schwermetallkonzentrationen als Höchstwert für die Auslaugbarkeit veranschlagen. Diese Vermutung wird auch durch die Ergebnisse der Elutionstests dieser Arbeit gestützt (vergl. Kapitel IV2.1).

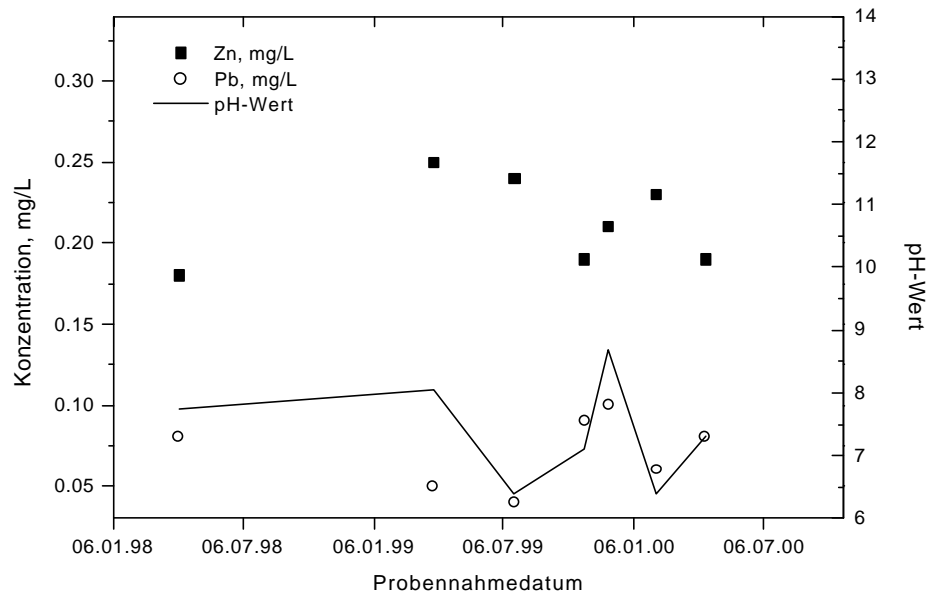


Abb. 58: Ionenkonzentrationen der Schwermetalle Blei und Zink sowie der gemessene pH-Wert (durchgezogene Linie) im Sickerwasser von Bauabschnitt IV/2 der Deponie Großmehring.

An Hand der Monatsmengen des abgefahrenen Sickerwassers aus Bauabschnitt IV/2 (vergl. Kap. IV1.2.3) und den jeweils daraus angefertigten Analysendaten der Sickerwässer wurde die Summe am Ionen berechnet, die von Januar bis Dezember 1999 über die flüssige Phase aus Bauabschnitt IV/2 der Deponie Großmehring ausgespült wurde (Tabelle 16).

Tabelle 16: Über die flüssige Phase aus BA IV/2 ausgespülten Massen für die einzelnen Monate des Jahres 1999, Angaben in kg/Monat bzw. kg/Jahr (Summe)

	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Sulfat	Stickstoff	Cl ⁻	F ⁻	Mg ²⁺	Br ⁻
Januar	2.370	1.359	144	768	181	3.160	4	18	8
Februar	1.470	843	89	476	112	1.960	3	11	5
März	1.230	705	75	399	94	1.640	2	10	4
April	1.035	593	63	335	79	1.380	2	8	3
Mai	1.043	598	63	338	80	1.390	2	8	3
Juni	5.148	1.560	326	1.638	374	7.800	9	18	15
Juli	1.756	532	111	559	128	2.660	3	6	5
August	884	268	56	281	64	1.340	1	3	3
September	4.347	1.173	398	1.173	268	6.900	7	24	16
Oktober	8.322	2.246	762	2.246	513	13.210	13	46	30
November	8.196	2.212	751	2.212	510	13.010	13	46	30
Dezember	3.068	828	281	828	189	4.870	5	17	11
Summe	38.869	12.916	3.119	11.252	2.587	59.320	64	215	134

Für die Schwermetalle Blei und Zink²¹ konnten bei der Berechnung der über das Sickerwasser ausgespülten Massen für Blei 544 g/a und für Zink 1.560 g/a im Beobachtungsjahr 1999 ermittelt werden.

²¹ Die Sickerwasserkonzentrationen von Blei und Zink konnten aus technischen Gründen nicht bei jeder Probenahme bestimmt werden, daher wurde bei der Rechnung mit einem Mittelwert von 0,07 mg/L für Blei und 0,2 mg/L für Zink gerechnet.

3 Energiebilanz der Schlackedeponie Grossmehring

3.1 Containerversuche

3.1.1 Versuchsreihe 1 (Effekt der Vorbehandlung)

Die Lufttemperatur, die aus technischen Gründen erst ab dem 21. Versuchstag aufgezeichnet wurde, konnte in der Ofenhalle nicht, wie anfänglich angenommen, konstant gehalten werden. Es kam hierbei zu Schwankungen der Hallentemperatur von 11 °C (Minimalwert von 8 °C, Maximalwert von 19 °C). Da die Schlacke bei Außentemperaturen von ca. 30 °C und wolkenlosem Himmel eingebaut wurde, konnte diese sich durch die Sonneneinstrahlung noch während der Einbauphase auf den hohen Anfangswert von 28 °C (Container 1) bis 31 °C (Container 3) erwärmen. Dieser Wert wurde im Versuchsverlauf nicht mehr übertroffen.

Die 18 in jedem Container installierten Sensoren wiesen keine auswertbaren Temperaturunterschiede untereinander auf. Zur Vergleichbarkeit der Versuchscontainer wurde stets der Mittelwert der an allen Sensoren aufgezeichneten Temperaturen herangezogen.

Generell gehen die hohen Anfangstemperaturen in allen Containern sofort nach Versuchsbeginn zurück. Dabei läßt sich beobachten, daß Container 3 (nicht entschrottete Schlacke), obwohl dieser den höchsten Gradienten zur kühleren Hallentemperatur (15 °C bei Versuchsbeginn) aufwies, diesen rückläufigen Trend am geringsten nachzeichnet (Abb. 59, Bereich A). Die Temperatur in Container 2 (abgedeckte Schlacke) nimmt im Vergleich dazu wesentlich schneller ab und erreicht dabei auch ein niedrigeres Temperaturniveau. Dies liefert einen Hinweis darauf, daß die nicht entschrottete Schlacke eine höhere Reaktivität aufweist, als es in der entschrotteten abgedeckten Schlacke der Fall ist. Es scheint, daß durch den Metallschrott die Temperatur durch ein Mehr an ablaufenden exothermen Korrosionsprozessen auf einem höheren Niveau gehalten wird. Die nicht abgedeckte Schlacke im Referenzcontainer zeigt das gleiche Verhalten, das auch in Container 2 beobachtet werden konnte, die Temperaturen sinken hier jedoch auf ein noch niedrigeres Temperaturniveau ab.

Nach diesem anfänglichen Temperaturrückgang kommt es, obwohl immer noch ein positiver Gradient zur Hallentemperatur bestand, zu einer Stagnation (6. - 27. Versuchstag) in den drei Containern (Abb. 59, Bereich B). Die Temperaturen lagen dabei in den einzelnen Containern auf unterschiedlichen Niveaus, wobei in Container 3 die höchste Temperatur zu verzeichnen war.

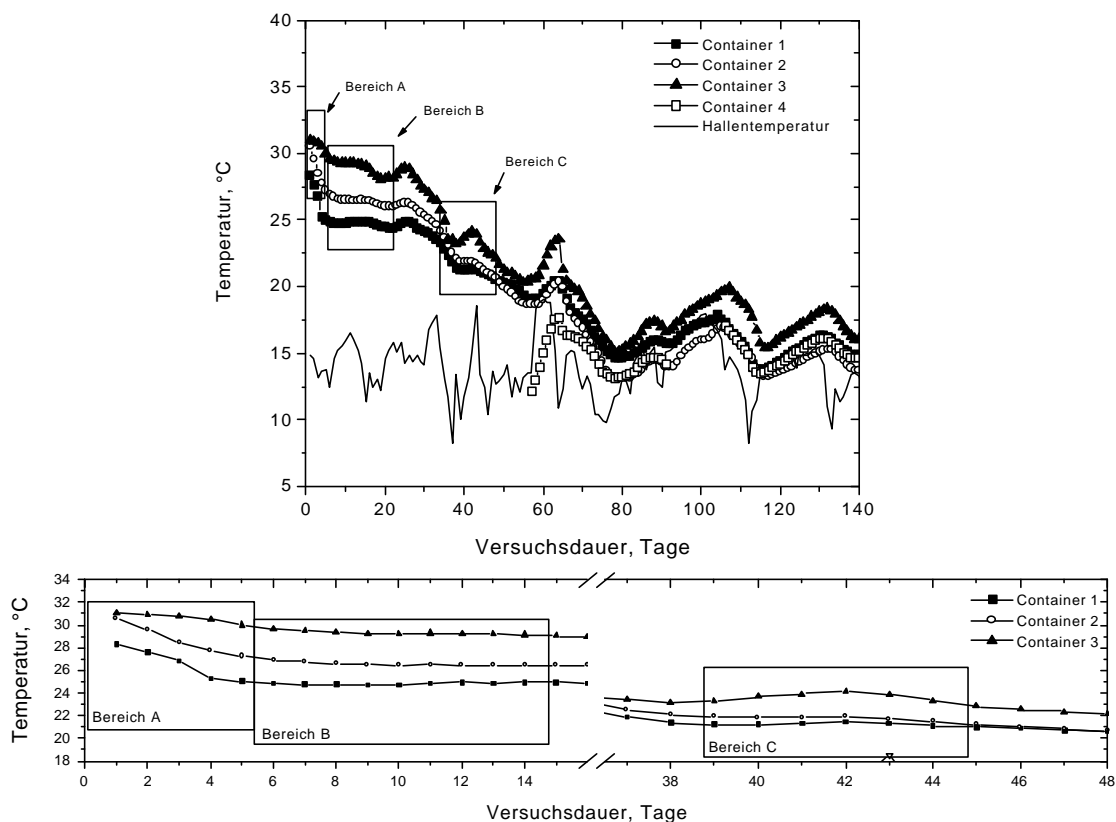


Abb. 59: Temperaturverlauf der Schlacken in den unterschiedlich befüllten Versuchscontainern sowie der Hallentemperatur während der Versuchsdauer von 140 Tagen.

Ab dem 27. Versuchstag verzeichnen die Sensoren in allen Containern einen erneuten Temperaturrückgang, wobei die Unterschiede der einzelnen Schlackemperaturen zueinander geringer wurden. Am 37. Tag sind die Temperaturen in allen Containern ausgeglichen. Während sich die Temperaturen in den Versuchscontainern 1 und 2 weiter nach unten bewegen, kommt es in Container 3 zu einem erneuten leichten Temperaturanstieg von ca. 1 °C (Bereich C, Abb. 59). Da dieser Temperaturanstieg nur in diesem Container zu beobachten war und die Hallentemperaturen zu diesem Zeitpunkt sanken, muß dieser auf gegenüber den anderen Containern vermehrt freigesetzte exotherme Energie zurückgeführt werden. Ab dem 45. Tag verlaufen die Temperaturkurven der drei Container parallel, wobei sich die Temperaturen von Container 3 stets auf höherem Niveau bewegen. Die Temperaturen sind nun nur noch von der schwankenden Hallentemperatur beeinflusst.

Als nach 60 Tagen Container 4 mit der gealterten Schlacke befüllt wurde, zeigt dieser im weiteren Versuchsverlauf keine Hinweise auf exotherme Reaktionen in der

Schlacke. Sein Temperaturverlauf folgt der Hallentemperatur und weist dabei keine Besonderheiten auf.

Zusammenfassend läßt sich festhalten, daß sowohl das Entschrotten der Schlacke als auch eine längere Zwischenlagerung unter freiem Himmel zu geringerer Reaktivität der Schlacke führt.

3.1.2 Versuchsreihe 2 (Effekt der Korngröße)

Zu Beginn der zweiten Versuchsreihe liegen die Anfangstemperaturen in den Containern 2 bis 4 niedriger als im (Referenz-)Container 1. Dies liegt an der durch die Siebung bedingten Auskühlung der Schlacke. In Container 4, dessen Schlacke die stärkste Auskühlung erfahren hat, kommt es von Beginn an zu einem Temperaturanstieg in der Schlacke.

Nach dem Erreichen des ersten Minimums am 9. Versuchstag steigen die Temperaturen in Container 1 bis 3 deutlich an. Der wesentliche Unterschied im Temperaturgang der einzelnen Schlackefüllungen liegt in der unterschiedlichen Reaktion auf die auch in dieser Versuchsreihe nicht konstant zu haltenden Hallentemperaturen. Am 20. Versuchstag ist die Temperatur in allen vier Versuchscontainern ausgeglichen. Danach entwickeln sich die Temperaturen in allen Containern für die nächsten 12 Tage parallel, wobei ein Anstieg auf 21 °C verzeichnet wird, obwohl die Hallentemperatur im gleichen Zeitraum eine sinkende Tendenz aufweist. Dies spiegelt einen positiven Energieumsatz in diesem Zeitraum wider. In den Schlacken von Container 4 kommt es ab dem 31. Tag zu einem Temperaturrückgang auf das Niveau der Hallentemperatur. Dies deutet auf einen zu diesem Zeitpunkt gegenüber den anderen Containern bereits reduzierten Energieumsatz in dieser Kornfraktion hin.

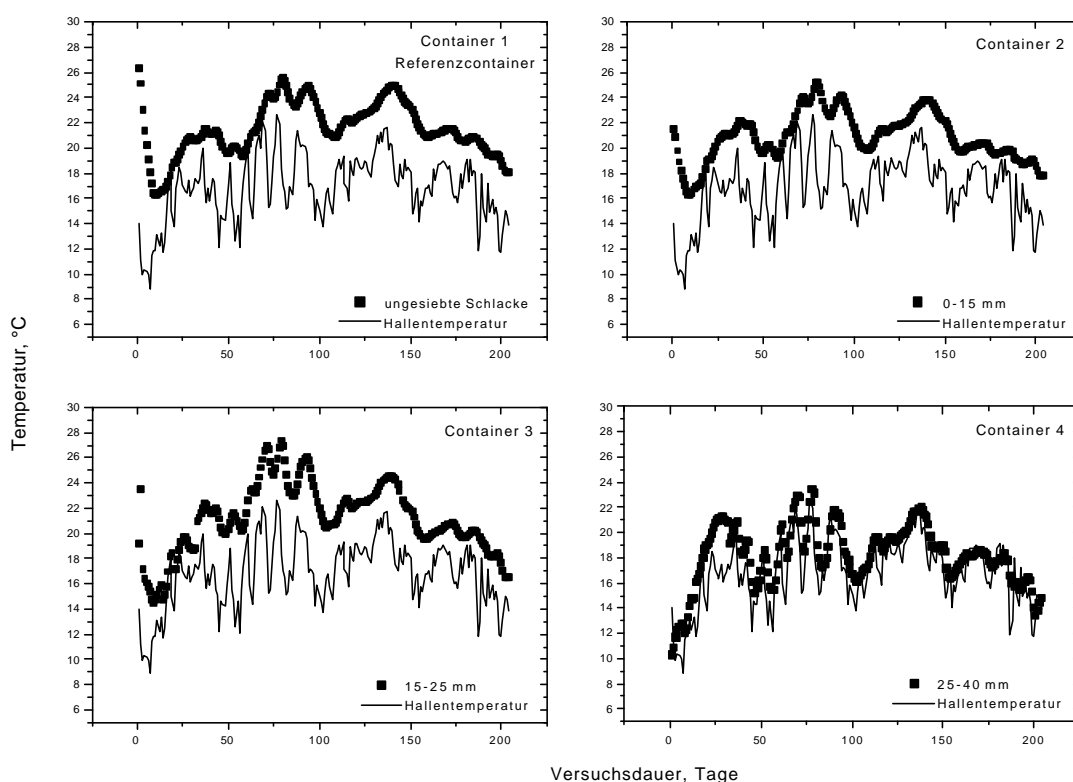


Abb. 60: Temperaturverlauf der Schlacken in den verschieden befüllten Versuchscontainern sowie der Hallentemperatur während der Versuchsdauer von 204 Tagen.

Ab dem 32. Tag endet der oben beschriebene Temperaturanstieg in Container 4. Dieser folgt ab diesem Zeitpunkt ohne signifikante Verzögerungen und Dämpfung dem Verlauf der Hallentemperatur. Die Temperaturen der anderen Versuchscontainer (Container 1 bis 3) folgen ab diesem Zeitpunkt zwar auch dem Verlauf der Hallentemperatur, jedoch ist hier eine Verzögerung und Dämpfung im Verlauf festzustellen, die proportional zur Körnung und somit auch zum Porenraum in der Schlacke ist. Die Schlacke im Referenzcontainer reagiert im Gegensatz zur Schlacke in Container 4 mit einer Verzögerung von 3- 4 Tagen. Die Temperaturentwicklung der Schlacken in Container 1 und 3 verläuft ab dem 20. Tag nahezu parallel, wohingegen sich die Temperaturen in Container 2 bis zum 90. Tag auf einem höheren Niveau bewegen.

Zusammenfassend läßt sich festhalten, daß die grobkörnige Schlacke (25 - 40 mm) das geringste exotherme Potential aufweist und die Reaktionen in dieser Kornfraktion bereits nach einem Monat weitgehend beendet sind. Bei der makroskopischen Betrachtung der Siebfraction zeigt sich, daß diese hauptsächlich aus Keramikfragmenten und anderen nicht brennbaren Bestandteilen des Hausmülls besteht. Aufgrund der guten

Wegsamkeit für Wasser und Gas ist anzunehmen, daß die geringen Gehalte an reaktionsfähigen Mineralen dieser Kornfraktion bereits während der Zwischenlagerung vom Wasser herausgelöst oder durch Carbonatisierungs- und Hydratisierungsreaktionen in andere, energieärmere Phasen umgewandelt worden sind.

Nach drei Monaten hat sich der Temperaturverlauf in den restlichen Schlackecontainern angeglichen. Es ist kein Unterschied im Temperaturverlauf dieser drei Kornfraktionen mehr zu erkennen. Die Temperaturen liegen zwar noch etwas höher als die Hallentemperatur, die Dämpfung ist aber so stark, daß zu vermuten ist, daß die meisten exothermen Reaktionen ab diesem Zeitpunkt abgeschlossen sind (Abb. 60).

3.1.3 Versuchsreihe 3 (Effekt der Gaszusammensetzung)

Im Referenzcontainer (Container 1) kommt es zu einer schnellen Abkühlung der eingebauten Schlacken (Einbautemperatur: 19,8 °C) auf die Umgebungstemperatur der Versuchshalle (Abb. 61). Aufgrund der Verdunstungskälte, verursacht durch die über die offene Containeroberfläche verdunstete Schlackefeuchtigkeit, sinkt die Temperatur anfänglich unter die der Halle ab²². Danach bewegt sich die Temperatur im Versuchcontainer über die gesamte Versuchsdauer hinweg auf dem Niveau der Hallentemperatur.

In Container 2, der mit einer gasdichten Folie gegen die Umgebung abgeschlossen war, zeigt sich ein ähnliches Bild (Abb. 61). Anfänglich kommt es ebenfalls zu der oben erwähnten Temperaturabnahme (Einbautemperatur: 30,5 °C), wobei das Niveau der Hallentemperatur hier nicht erreicht wird. Nach dem Erreichen des Temperaturminimums (18 Tage nach Versuchsbeginn) wird ein leichter Temperaturanstieg verzeichnet, der weder im Referenzcontainer noch bei der Hallentemperatur beobachtet werden kann. Danach bewegen sich die Temperaturen bis zum Versuchsende parallel, aber auf einem höheren Niveau zur Hallentemperatur. Dieser gegenüber der Hallentemperatur im Durchschnitt um 4,85 °C erhöhte Wert läßt sich auf die isolierende Wirkung der Folienabdeckung des Containers zurückführen, die es der bei den exothermen Reaktionen entstandenen Wärme erschwert, sich über den Wärmeübergang zur Luft ungehindert abzukühlen. Da die Folie auch als Dampfsperre für den Wasserdampf fungiert, macht sich der Effekt der Verdunstungskälte hier auch nicht in gleichem Maße bemerkbar.

²²Dieser Effekt konnte in den anderen Containern wegen der vor Verdunstung schützenden Folienabdeckung nicht beobachtet werden.

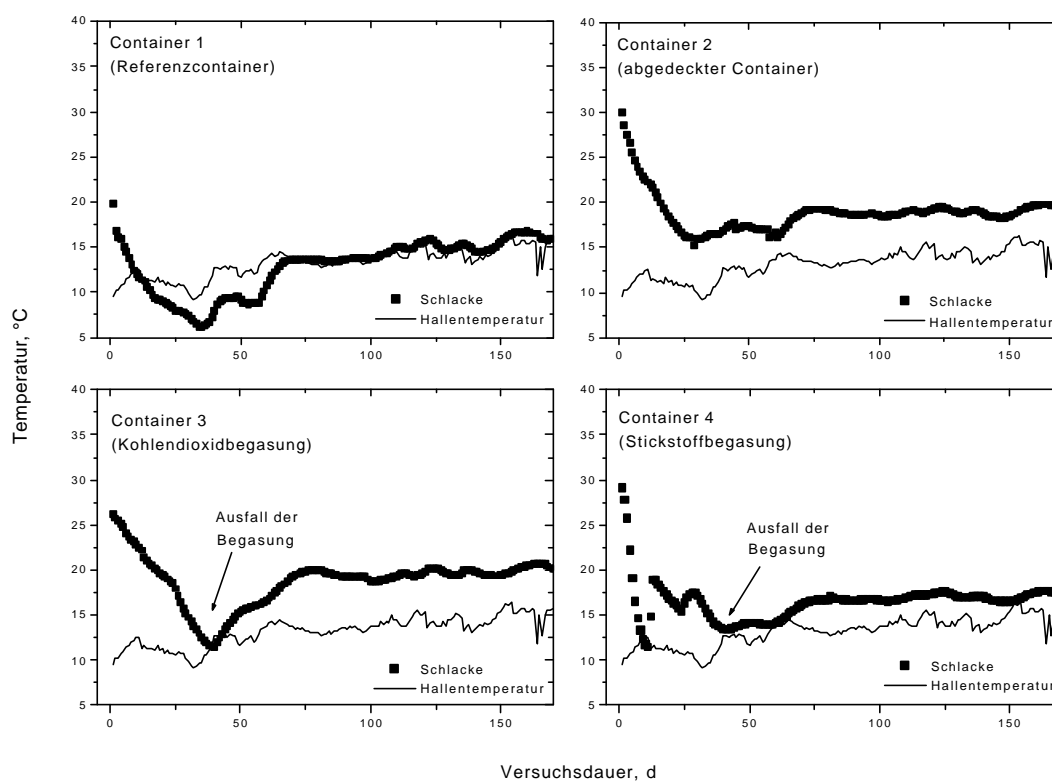


Abb. 61: Temperaturentwicklung der Schlacken in den unterschiedlich behandelten Versuchscontainern sowie die Entwicklung der Hallentemperatur während der Versuchsdauer von 170 Tagen.

Der zusätzlich mit Kohlendioxid begaste Container (Container 3) zeigt ebenfalls den raschen Abfall von der Einbautemperatur (29,1 °C) auf das Niveau der Hallentemperatur (Abb. 61). Jedoch geht dieser hier wesentlich schneller vonstatten (6 Tage nach Versuchsbeginn), da neben dem Temperaturgradienten zwischen Schlacke und Halle auch noch die kühlende Wirkung des ausströmenden Kohlendioxids (253 K) zur Kühlung der Schlacke beiträgt. Ab dem siebten Versuchstag kommt es hier zu einem starken Temperaturanstieg von 11,5 auf 19,2 °C binnen 48 Stunden. Da die Hallentemperatur im gleichen Zeitraum absinkt, läßt sich diese Temperaturerhöhung auf einsetzende exotherme Reaktionen in der Schlacke zurückführen. Danach kommt es zu einem leichten Temperaturrückgang auf 15,5 °C (im Zeitraum von 5 Tagen), bevor ein zweiter, leichterer Anstieg auf 17,5 °C zu verzeichnen ist. Da diese Anstiege in keinem der anderen Container beobachtet werden kann, liegt der Schluß nahe, daß das Mehr an exothermer Energie durch die Begasung mit CO₂ ausgelöst wird.

Da ein erhöhtes Angebot von Kohlendioxid den Abbau von Portlandit zu Calciumcarbonat gemäß



beschleunigt, läßt sich diese Reaktion als die temperaturlösende im Versuchscontainer identifizieren. Ein Teil des Portlandits kann dem System aber auch durch die Einbindung in neu gebildete Calcium(silikat)hydrate entzogen werden [7]. Diese werden jedoch mit dem vorhandenen CO_2 ebenfalls zu Calcit oder Kieselgel abgebaut. Daneben deutet die in Kapitel IV2.3 beobachtete erhöhte Abnahme der Ca^{2+} -Konzentrationen im Eluat auf eine durch die Begasung ausgelöste verstärkte Umsetzung von Portlandit und Kalk hin. Ab dem 40. Versuchstag fiel die Begasungsanlage aus, was dazu führte, daß es zu keiner weiteren Temperaturzunahme im Versuchscontainer kommt. Ab diesem Zeitpunkt macht sich lediglich der oben beschriebene Effekt der Isolierung durch die umgebende Kunststoffolie bemerkbar (Abb. 61).

Auch der mit Stickstoff begaste Container (Container 4) zeigt den oben geschilderten anfänglichen raschen Abfall von der Einbautemperatur ($26,8\text{ °C}$) auf das Niveau der Hallentemperatur (Abb. 61). Dabei fällt die Temperatur auf ein tieferes Niveau ab, wie dies bei dem abgedeckten Container ohne Stickstoffbegasung beobachtet werden kann. Nach dem Ausfall der Begasung am 40. Versuchstag steigen die Temperaturen wieder an, um sich dann bis zum Versuchsende auf gleichem Niveau wie in Container 2 zu bewegen. Das tiefe Absinken und der Anstieg der Temperaturen direkt nach Ausfall der Stickstoffbegasung lassen auf die inhibitorische Wirkung des Stickstoffs auf die exothermen Reaktionen schließen.

3.1.4 Versuchsreihe 4 (Effekt der Wassergehalte)

Bei den Versuchscontainern 1, 2 und 4 liegt die Einbautemperatur der Schlacke bei 30 °C , bei Container 3 liegt sie bei $23,5\text{ °C}$. Nach Einbau der Schlacken kommt es in allen Containern zu einem Temperaturrückgang.

Die Temperatur der Schlacken im (Referenz-)Container 1 erreicht mit stetiger Abnahme nach 40 Tagen das Temperaturniveau der Versuchshalle. Ab diesem Zeitpunkt kann dort keine signifikante Abweichung von der Hallentemperatur beobachtet werden.

In Container 2 (berechnet mit 10 mm/d) wird das Niveau der Hallentemperatur bereits nach 26 Tagen erreicht, in der Folge nehmen die Temperaturen hier noch weiter ab und bewegen sich im Mittel $1,5\text{ °C}$ unter dem Niveau der Umgebungstemperatur.

Die Schlacken in Container 3 (berechnet mit 2 mm/d) verhalten sich ähnlich wie die Füllung des Referenzcontainers. Nach 40 Tagen kommt es zu einem Ausgleich mit der Hallentemperatur. Im weiteren Verlauf liegen die Temperaturen, wie bereits bei Container 1 beschrieben, im Bereich der Hallentemperatur.

Der schrittweise berechnete Versuchscontainer (Container 4) zeigt bis zum 28. Versuchstag ebenfalls die oben beschriebene Temperaturabnahme. In der Folge kommt es zu einer Stagnation im Temperaturrückgang bis zum 42. Tag, die in keinem anderen der Versuchscontainer beobachtet werden konnte. In einer erneuten Temperaturabnahme wird das Niveau der Hallentemperatur nach weiteren 9 Tagen erreicht. Ab diesem Zeitpunkt bewegen sich die Temperaturen, wie bei den anderen Containern beschrieben, ohne signifikante Abweichungen auf dem Niveau der Hallentemperatur.

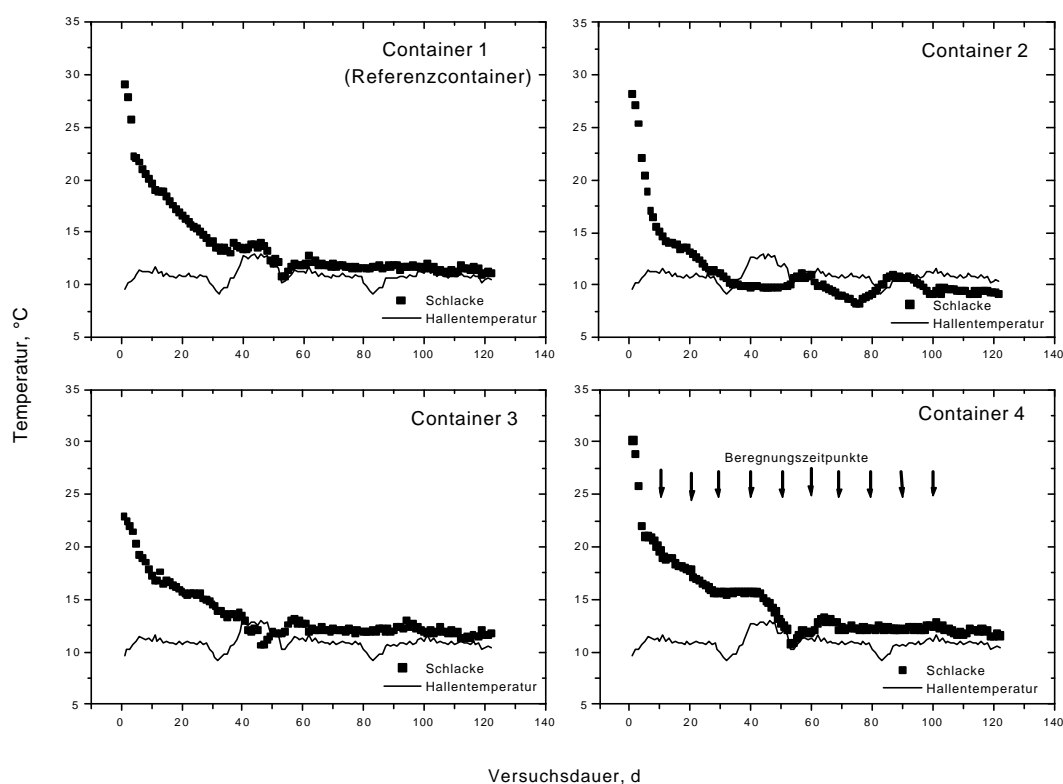


Abb. 62: Temperaturentwicklung in den gelagerten Schlacken der unterschiedlich berechneten Versuchscontainer sowie die Entwicklung der Hallentemperatur während der Versuchsdauer von 122 Tagen.

Vergleicht man die Temperaturentwicklung der Schlacken in den einzelnen Versuchscontainern untereinander, so stellt man fest, daß es durch den Einfluß der starken

Beregnung²³ in Container 2 zu einer schnelleren Abnahme der Temperaturen kommt. Diese bewegen sich auch nach dem Temperatenausgleich mit der Hallentemperatur unter dem Niveau der anderen Container. Die Simulation eines Landregens scheint sich nicht nachhaltig auf die Temperaturentwicklung auszuwirken. Die Schlackemperaturen von Container 3 unterscheiden sich nicht signifikant von jenen im Referenzcontainer.

Bei der schrittweisen Bewässerung von Container 4 ist eine Reaktion der Temperaturentwicklung auf die Beregnung zu erkennen. So läßt sich die Stagnation in der Temperaturabnahme - die nur in diesem Container beobachtet werden konnte – auf ein Mehr an frei werdender Energie schließen. Aber auch bei dieser Behandlungsweise der Schlacke läßt sich nach 42 Tagen keine Beeinflussung der Temperaturentwicklung durch Reaktionen in der Schlacke mehr nachweisen.

Die Tatsache, daß es bei der Temperaturentwicklung in den berechneten Containern zu keinen signifikanten Abweichungen von der Temperatur des Referenzcontainers nach unten kam, gibt ein weiteres Indiz dafür, daß sich Niederschläge, wie sie in unseren gemäßigten Breiten auftreten, nicht nachhaltig kühlend auf die Temperaturen der Schlackedeponie auswirken.

3.2 Temperaturentwicklungen in der Deponie

3.2.1 Profil 1

Die Temperaturmessungen im Profil 1 der Deponie Großmehring begannen am 11.6.97 mit dem Einbau der ersten Meßschicht (A-Horizont). Mit zunehmender Schlackebefüllung wurden die einzelnen Sensoren der weiteren Meßhorizonte hinzugeschaltet. Die in Abb. 63 dargestellten Temperaturen geben die Mittelwerte der Meßwerte der jeweiligen Meßhorizonte wieder.

Bei einer Schlackenschüttung auf 0,5 m (C-Horizont) zeigen sich anfänglich abnehmende Temperaturen in der KDB-Schicht (A-Horizont) von 20,6 °C auf 16,3 °C (Abb. 63). Mit Beginn der Schlackenschüttung auf eine Höhe von 1,5 m wird in den darunterliegenden Meßschichten (KDB, Drain und 0,5 m) ein steigender Temperaturverlauf aufgezeichnet. Die Temperaturunterschiede zwischen den einzelnen Schichten

²³ Die Beregnung wurde in allen Versuchscontainern mit einer Wassertemperatur von 7 – 10 °C durchgeführt.

beträgt ca. 4 °C zwischen der KDB- und Drainschicht (A- und B-Horizont) und ca. 8 bis 10 °C zwischen der Drain- und 0,5-m-Schicht (C-Horizont). In den unteren zwei Schichten (KDB und Drain) ist ein 17 Monate anhaltender positiver Temperaturgradient zu verzeichnen. An der KDB steigen die Temperaturen von anfänglich 16,3 °C (Minimum vom 26.6.97) auf 46,2 °C (Maximum vom 1.11.98). Ebenso verläuft die Temperaturentwicklung im B- (45,9 °C, 1.11.98) und C-Horizont (49,3 °C, 15.11.98), wobei sich im B-Horizont seit Anfang März 98 eine geringere Steigung als im A-Horizont abzeichnet. Der Temperaturverlauf im C-Horizont (0,5 m über Drain) zeigt ab November 1997 eine fallende Temperaturentwicklung (von 44 °C auf 42 °C). Ab Mai 1998 steigt sie dann wieder bis zum Erreichen der Maximaltemperatur im November an. Die Temperaturdifferenz zwischen A- und B-Horizont ist von anfänglich 3 - 4 °C auf 0 °C zurückgegangen (ab 8.98), was auf einen stärkeren Temperaturanstieg seit dem 24.2.98 im A-Horizont zurückgeht. Bis Mai 1999 laufen die Temperaturen dieser beiden Horizonte dann auf gleichem Niveau, bis sie sich dann wieder auseinander bewegen und die anfängliche Temperaturdifferenz von 3 - 4 °C wiederhergestellt ist. Nach der Abdeckung der Deponie kommt es in beiden Horizonten zu einem weiteren Aufklaffen der Temperaturdifferenz, da die Temperaturen im A-Horizont schneller als im B-Horizont abnehmen. Im Juni 2001 ist eine Temperaturdifferenz von 7 °C erreicht.

Die Temperaturdifferenz zwischen dem B- und C-Horizont ist vom 22.1.98 von 10 °C auf knapp 4 °C (ab November 1998) zurückgegangen und bewegt sich seit dieser Zeit in diesem Bereich parallel zur Temperatur des darunterliegenden Sensors.

Die Temperaturzunahme im D-Horizont (1,5 m über Drain), E-Horizont (3,0 m über Drain) und F-Horizont (4,5 m über Drain) ist mit ca. 20 °C innerhalb eines Monats nach dem Einbau stärker als die der darunterliegenden Horizonte. Nach einem stetigen Anstieg der Temperaturen zeichnet sich im Oktober 1997 im D-Horizont ein erstes Maximum von 52,8 °C (1.10.97), im E-Horizont eines von 66,5 °C (27.10.97) und im F-Horizont ein Temperaturhöhepunkt von 68,8 °C (18.10.97) aus. Danach kommt es in den drei Horizonten zu einer bis April 1998 dauernden Temperaturabnahme um 5 - 14 °C. Im D-Horizont sinken die Temperaturen auf 47,0 °C (26.03.98), im E-Horizont auf 52,3 °C (2.4.98) und im F-Horizont auf 56,8 °C.

Die Temperaturen in diesen drei Schichten liegen jedoch immer höher als in den darunter plazierten Meßhorizonten. Ab April 1998 steigen die Temperaturen in den drei Schichten wieder an, übertreffen aber nur im D-Horizont das vorher erreichte Maximum (55,8 °C, 19.11.98). Ab diesem Zeitpunkt kommt es zu einer stetigen Temperaturabnahme mit 0,007 °C/d.

Im E- und F-Horizont steigen die Temperaturen nach dem anfänglichen Temperaturrückgang ebenfalls wieder an. Sie erreichen ihr zweites Maximum im Herbst 98 (der E-Horizont am 29.8.98 mit 61,5 °C, der F-Horizont am 14.9.98 mit 65,8 °C). Nach diesem zweiten Maximum zeichnet sich in diesen beiden Meßhorizonten ein fallender Temperaturverlauf mit oszillierender Schwingung ab. Die Periode dieser Schwingung liegt bei einem Jahr und spiegelt die jahreszeitliche Temperaturschwankung mit einem zeitlichen Versatz von 3 Monaten wider. Insgesamt nimmt die Temperatur mit 0,011 °C/d im E-Horizont und 0,014 °C/d im F-Horizont ab. Die Aufbringung der Oberflächenabdichtung zeigte keinen Einfluß auf die Temperaturentwicklung in diesen Horizonten. Nach Beendigung der Baumaßnahmen konnte von den Sensoren des F-Horizontes kein weiteres Signal empfangen werden. Die Temperatur liegt zur Zeit bei 47,4 °C (Juni 2001).

Im G-Horizont (6,0 m über Drain) und H-Horizont (7,5 m über Drain) nimmt die Temperatur anfänglich stark zu. Innerhalb von ca. 3 Monaten zeigen die Temperaturen im G-Horizont einen Anstieg von anfänglichen 21 °C (24.10.97) auf 85,6 °C (4.2.98). Die Temperaturen des H-Horizontes steigen von 18,5 °C (6.11.97) auf 71,9 °C (21.3.98) an. Nach Erreichen dieses Maximums sinken die Temperaturen in diesen beiden Horizonten, bis sie nach etwas mehr als einem Jahr am 17.4.99 (H-Horizont, 34,8 °C) bzw. 15.6.99 (G-Horizont, 53,7 °C) ein erstes Minimum erreichen. Auch in diesen beiden Schichten zeichnet sich die oben beschriebene Oszillation ab. Die Periode liegt hier ebenfalls bei einem Jahr, wobei die Reaktion auf jahreszeitliche Lufttemperaturschwankungen in diesen Horizonten früher als in den darunterliegenden einsetzt. Der berechnete durchschnittliche Gradient der Temperaturabnahme vor Aufbringung der Oberflächenabdichtung liegt im G-Horizont bei 0,03 °C/d und im darüberliegenden H-Horizont bei 0,036 °C/d. Nach vollständiger Abschirmung durch die Oberflächenabdeckung kommt es zu einer Abnahme des Gradienten auf 0,23 °C/d in beiden Horizonten.

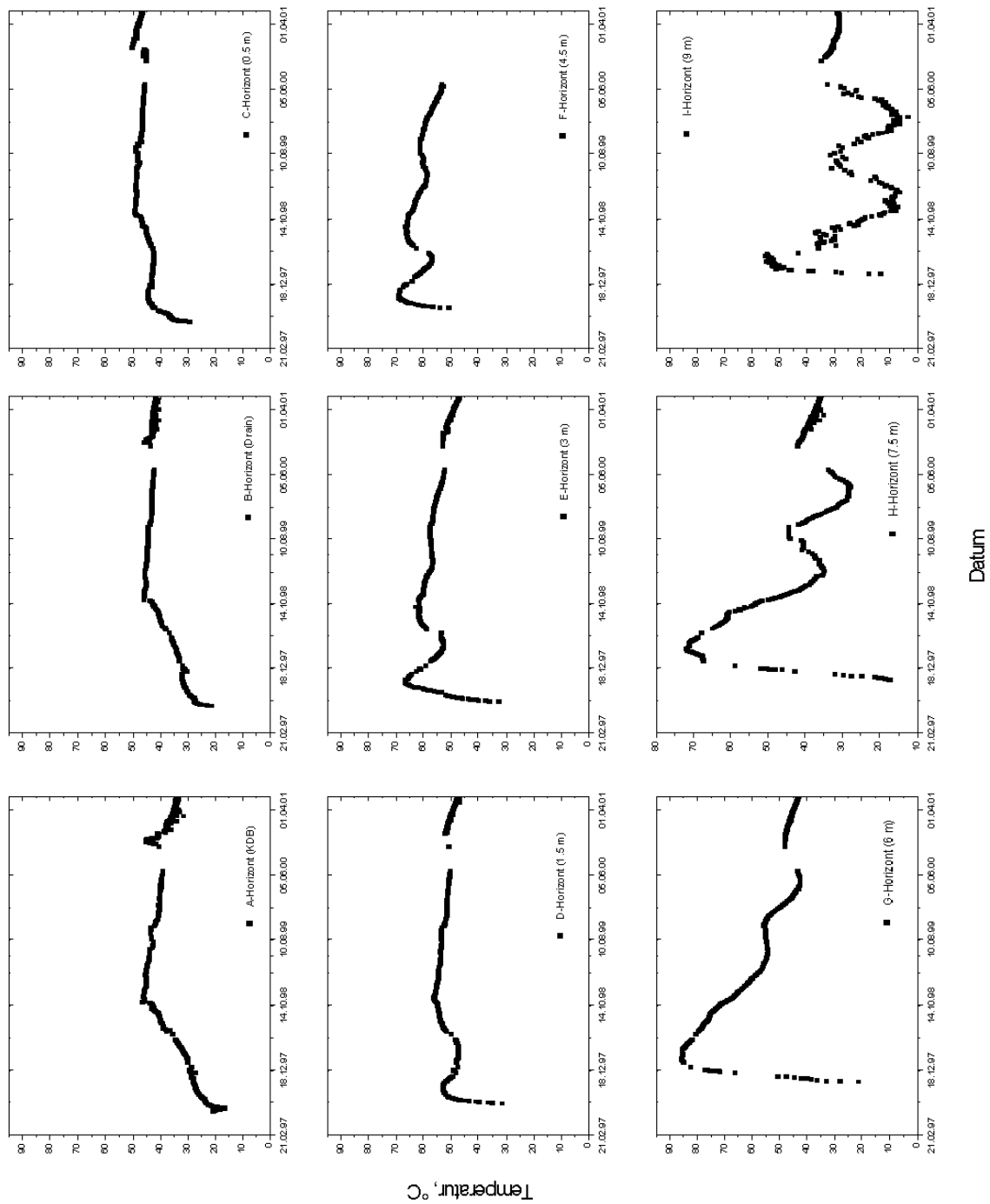


Abb. 63: Aufgezeichnete Temperaturentwicklung der einzelnen Schlackehorizonte von Profil 1, Deponie Großmehring.

Der I-Horizont (9,0 m über Drain) zeigt ebenfalls einen starken anfänglichen Temperaturanstieg. Die Temperaturen dieser Schicht steigen innerhalb von zwei Monaten von 12,9 °C (3.5.98) auf 55,1 °C an. Danach sinken die Temperaturen sehr schnell wieder ab und folgen ab Juli 1998 dem Verlauf der Lufttemperatur. Nach der Abdeckung mit dem Ton der Oberflächenabdichtung wird dieser Verlauf nicht weiter nachgezeichnet, es kommt in diesem Horizont zu einer Temperaturabnahme mit einem durchschnittlichen Gradienten von 0,012 °C/d.

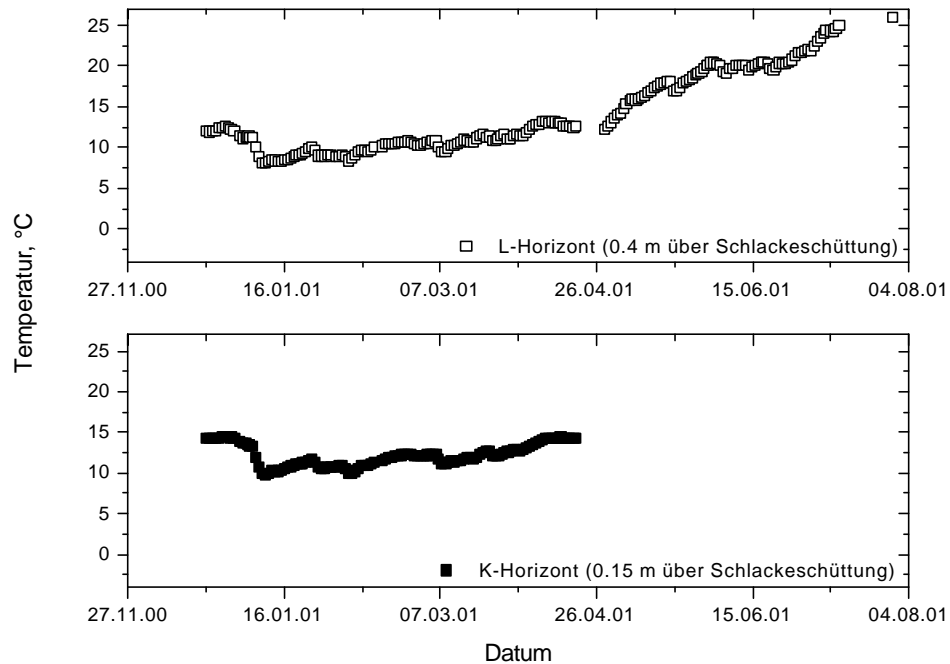


Abb. 64: Aufgezeichnete Temperaturentwicklung im Ton der mineralischen Oberflächenabdeckung (K- und L-Horizont, wobei der Sensor im K-Horizont 15 cm über der geschütteten Schlackeoberkante und der Sensor im L-Horizont 40 cm darüber liegt) der Deponie Großmehring.

Die in der Oberflächenabdichtung eingebauten Sensoren (K- und L-Horizont) zeigen einen parallelen Temperaturanstieg (Abb. 64), wobei die Temperaturen in dem der Deponie zugewandten K-Horizont um durchschnittlich 1,4 °C höher als im darüberliegenden sind. Es kommt in diesen Horizonten zu einem anfänglichen Temperaturrückgang von 12,5°C (L-Horizont, 22.12.00) bzw. 14,3 °C (K-Horizont) auf 8,5 – 10 °C (9.1.01). In der Folgezeit steigt die Temperatur bis auf ein Maximum von 30,13°C (L-Horizont, 3.6.01) an, danach stagnieren die Temperaturen auf diesem Niveau. Der Sensor des K-Horizontes fiel am 19.4.01 bei einer Schlacketemperatur von 14,4 °C aus.

Im Profilschnitt zeigt sich ein anfängliches Wärmemaximum in der oberen Hälfte der Deponie (Abb. 65). Das Maximum verlagert sich mit zunehmendem Alter vom G-Horizont zum E-Horizont. Nach oben und unten nehmen die Temperaturen ab, wobei diese Abnahme nach unten geringer ausfällt. Mit fortschreitender Lagerungsdauer der Schlacken gleichen sich die Temperaturen allmählich einander an.

Die vertikale Temperaturverteilung in der Deponie Großmehring ist vergleichbar mit der vertikalen Temperaturverteilung in der Deponie Offenbach/Main [11]. Die absoluten Temperaturen an der Basis der Deponie Großmehring sind jedoch 20 bis 25 °C niedriger.

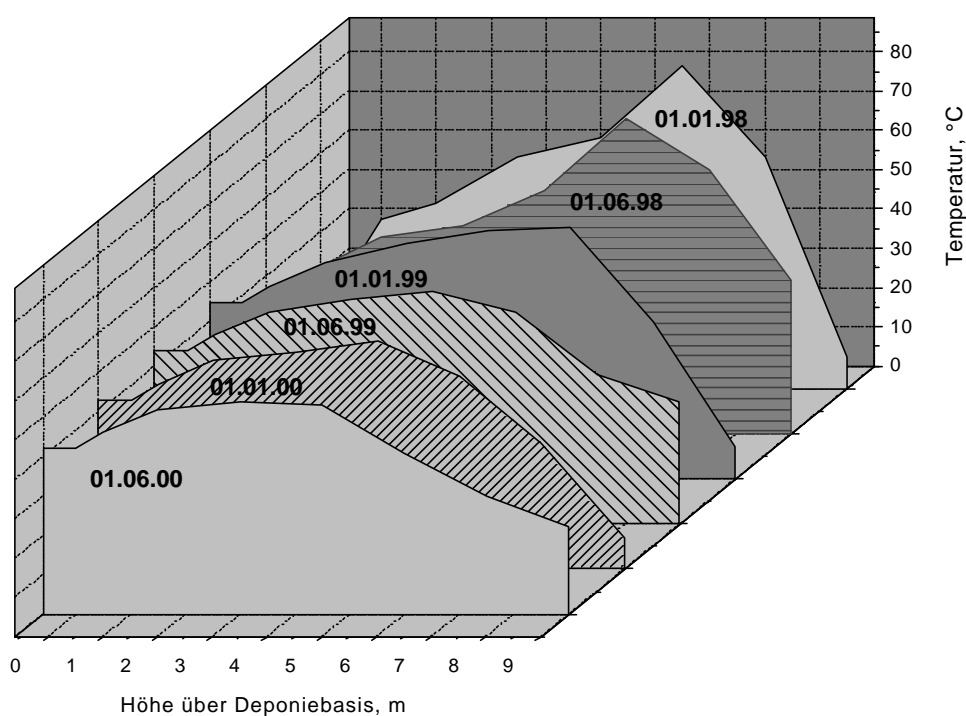


Abb. 65: Vertikale Temperaturverteilung der einzelnen Schlackehorizonte von Meßprofil 1 in Abhängigkeit der Ablagerungsdauer auf der Deponie Großmehring.

3.2.2 Profil 2

In Profil 2 wurde die Schlacke im Gegensatz zu Profil 1 binnen 3 Wochen geschüttet. Die beiden untersten Sensoren, die in diesem Profil 2 in der mineralischen Basisabdichtung der Deponie liegen, wurden am 29.4.99 eingebaut. Die Aufzeichnung der Temperaturentwicklung startete am 18.5.99. Die Temperaturen in der Basisdichtung der Deponie bewegen sich über die gesamte Meßdauer hinweg parallel zueinander. Die

Temperaturen liegen in dem der Schlacke zugewandten Y-Horizont anfänglich nur um $0,1\text{ °C}$ höher als in dem der Schlacke abgewandten X-Horizont. Mit fortschreitender Lagerungsdauer vergrößert sich diese Differenz kontinuierlich, und erreicht mit $1,2\text{ °C}$ am 13.5.00 das Maximum dieser Diskrepanz (Abb. 66).

Die Temperaturentwicklung in diesen Horizonten weist einen parabolischen Verlauf mit relativ steilem Anstieg auf, der mit fortlaufender Lagerungszeit abflacht. Zu Beginn der Ablagerung zeigt der Temperaturgradient einen hohen Wert von $0,4\text{ °C/d}$ auf (1. Woche). In der 15. Woche liegt dieser bei wesentlich niedrigeren $0,13\text{ °C/d}$ und bewegt sich dann bis zur 51. Woche (seit Deponierung) bei $0,01\text{ °C/d}$. Nach Erreichen der Maximaltemperatur von 42 °C (12.10.00) kommt es im Basiston zu einem Rückgang der Temperaturen. Der Gradient liegt dabei bei konstanten $0,22\text{ °C/d}$.

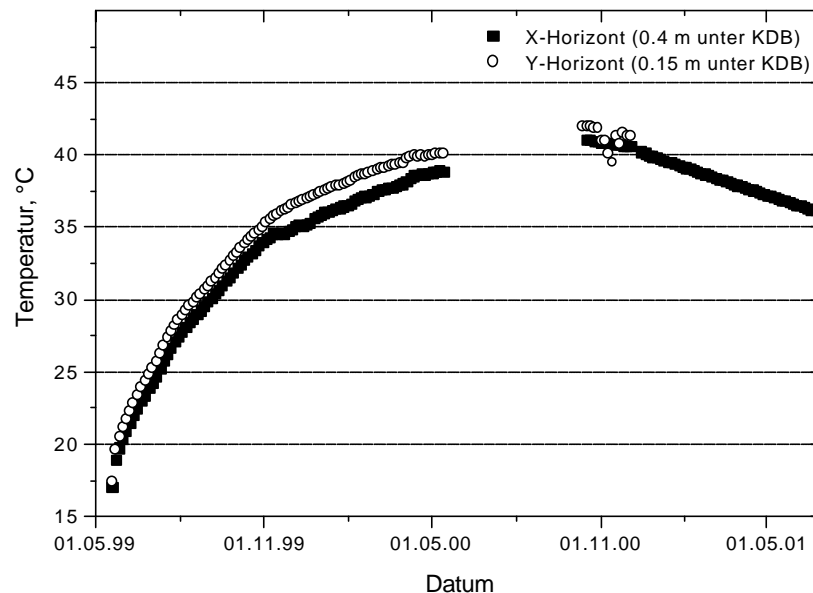


Abb. 66: Entwicklung der beiden Horizonte in der mineralischen Basisabdichtung der Deponie im Verhältnis zueinander.

Auch in den beiden darüberliegenden Horizonten (A-Horizont auf der KDB und B-Horizont in der Drainageschicht) verlaufen die Temperaturen parallel. Der anfänglich starke Temperaturanstieg ($0,27\text{ °C/d}$ während der ersten Woche) wird relativ schnell gebremst und bewegt sich ebenfalls auf einer parabolischen Bahn. Nach Erreichen der Maximaltemperatur von 46 °C (18.6.01) kommt es an der Deponiebasis zu einem Temperaturrückgang mit einem negativen Gradienten von $0,032\text{ °C/d}$. Zur Zeit (Juli 2001) liegt die Temperatur dort bei $37,4\text{ °C}$.

Eine Abnahme der Temperaturen lässt sich auch im D-Horizont (1,5 m über Drain, geschüttet am 18.5.99) beobachten. Auch in den weiter oben liegenden Schichten ist diese negative Tendenz erkennbar. Der anfängliche Temperaturgradient liegt in diesem Horizont sehr hoch, er bewegt sich während der ersten 50 Tage bei 0,49 °C/d und liegt danach bis zum Erreichen der Maximaltemperatur von 64,7 °C (am 11.11.99 nach einer Lagerzeit von 177 Tagen) bei 0,14 °C/d. Danach fallen die Temperaturen anfänglich mit 0,08 °C/d (bis zum 22.1.00), um danach flacher mit einem negativen Gradienten von 0,025 °C/d zu sinken. Nach dem Aufbringen der Oberflächenabdichtung kommt es zu einer Verstärkung des Gradienten auf 0,049 °C/d. Im Juli 2001 lag der Wert für die Temperatur hier bei 43,7 °C.

Der E-Horizont (3,0 m über Drain, geschüttet am 18.5.99) zeigt einen ähnlich steilen Temperaturgradienten in der Anfangsphase der Deponierung. Hier steigen die Temperaturen mit einem anfänglichen Temperaturgradienten von 0,79 °C/d während der ersten drei Wochen. Danach steigen die Temperaturen für etwa 3 Monate mit durchschnittlich 0,34 °C/d und nähern sich schließlich mit einem Gradienten von 0,01°C/d ihrem Maximum von 77,6 °C (erreicht am 11.11.99). Nach dem Erreichen ihrer Maximaltemperatur sinken die Temperaturen kontinuierlich mit einem negativen Gradienten von 0,075 °C/d. Während der Aufbringung der Oberflächenabdichtung stellt sich mit 0,02 °C/d vorübergehend ein flacherer Gradient ein, bevor dieser ab 11. Januar wieder auf 0,062 ansteigt. Im Juli 2001 lagen die Temperaturen in diesem Horizont bei 44,9 °C.

Im darüberliegenden F-Horizont (4,5 m über Drain), der ebenfalls am 18.5.99 eingebaut wurde, kam es zu einem stetigen bis zum 15.9.99 andauernden Temperaturanstieg mit 0,45 °C/d. Ab diesem Zeitpunkt flachte der Anstieg ab und erreichte am 10.11.99 nach einer Einbauzeit von 176 Tagen mit 87,5 °C das Temperaturmaximum der gesamten Deponie sowie dieses Horizontes. Danach kommt es auch in diesem Horizont zu einem kontinuierlichen Temperaturrückgang auf einen Wert (Juni 2000) von 65,9 °C (wobei der Gradient hier bei 0,09 °C/d liegt). Nach einer Abflachung des Gradienten (0,024 °C/d) kommt es nach der Beendigung der Abdeckungsarbeiten wieder zu einem starken Temperaturabfall mit einem durchschnittlichen Gradienten von 0,066 °C/d. Der aktuelle Temperaturwert (Juli 2001) der Schlacken liegt in diesem Horizont bei 45,5 °C.

Der G-Horizont (6 m über Drain) zeichnet sich durch einen ähnlichen Temperaturverlauf aus. Die Schlacke wurde am 8.6.99 mit einer Temperatur von 31,5 °C in die Deponie eingebaut. Der F-Horizont hatte zu dieser Zeit eine Temperatur von 38,4 °C. Der Gradient beträgt während des anfänglichen steilen Temperaturanstieg 0,47 °C/d. Nach dem 11.9.99 flacht dieser Anstieg ab und erreicht nach nur 129 Tagen Deponiezeit am 15.10.99 sein Temperaturmaximum von 80,4 °C. Von diesem Zeitpunkt an sinken

die Temperaturen mit einem hohen Gradienten bis Anfang März 2000 ($0,15\text{ °C/d}$), dieser flacht dann weiter ab (es kommt hier sogar zu einem geringfügigen Temperaturanstieg von $54,9\text{ °C}$ auf $55,5\text{ °C}$) um, wie bereits bei den darunterliegenden Horizonten beschrieben, nach den Bauarbeiten mit $0,063\text{ °C/d}$ zu fallen. Die aktuelle Temperatur (Juli 2001) in diesem Horizont liegt bei 37 °C .

Der H-Horizont (7,5 m über Drain, 2,5 m unter GOK) wurde ebenso wie der G-Horizont am 8.6.99 bei einer Schlacketemperatur von $25,8\text{ °C}$ eingebaut. Nach einem einmonatigen Temperaturanstieg (mit einem Gradienten von $0,59\text{ °C/d}$ von $25,8$ auf $44,3\text{ °C}$) kommt es hier zu einem siebentägigen Temperaturrückgang um $0,6\text{ °C}$, bevor am 28.9.99 (nach 112 Deponietagen) die Maximaltemperatur von $58,5\text{ °C}$ erreicht wird. Anschließend wird ein erst mäßiger ($0,055\text{ °C/d}$), dann steilerer ($0,23\text{ °C/d}$) Temperaturabfall registriert. Dieser erreicht sein Minimum am 7.4.2000 mit $23,1\text{ °C}$. Von diesem Punkt an nehmen die Temperaturen bis zu einem Wert von 29 °C (Juli 2000) wieder leicht zu. Auf diesem Niveau bleiben die Temperaturwerte dann relativ stabil, bevor sie ab Dezember 2000 wieder leicht auf $22,9\text{ °C}$ abnehmen. Seit April 2001 kommt es dann hier wieder zu einem leichten Temperaturanstieg auf aktuelle (Juli 2001) $25,2\text{ °C}$.

Der I-Horizont wurde ebenfalls am 8.6.99 bei einer initialen Temperatur von 30 °C eingebaut. Hier ist keine signifikante Temperaturzunahme zu beobachten. Dieser stark von Lufttemperaturschwankungen beeinflusste Horizont folgt schon nach kurzer Lagerungszeit den jahreszeitlichen Lufttemperaturschwankungen mit ihren Maxima im Sommer und Minima im Winter.

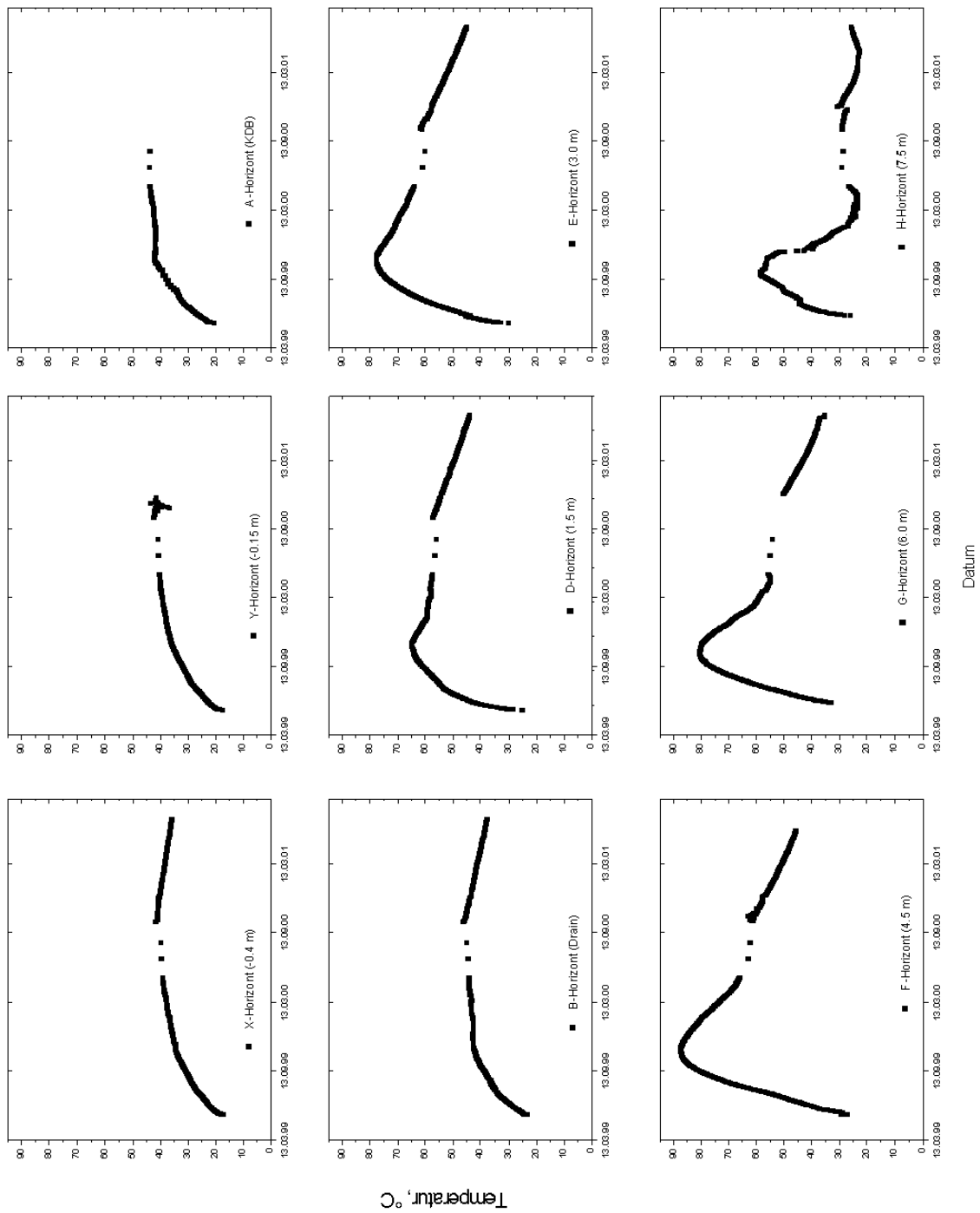


Abb. 67: Aufgezeichnete Temperaturentwicklung der einzelnen Schlackehorizonte von Profil 2, Deponie Großmehring.

3.3 Abhängigkeit der Temperaturentwicklung

3.3.1 Vergleichende Temperaturentwicklung

Ein gegenüberstellender Vergleich der Temperaturentwicklungen von Profil 1 und Profil 2 erlaubt es, Vor- und Nachteile der beiden unterschiedlichen Einbaumethoden gegeneinander abzuwägen. Dazu wurde die Temperaturentwicklung beider Profile nach 600 Tagen miteinander verglichen. Da beide Profile im Frühsommer bei gleichen Temperaturbedingungen geschüttet wurden, ist eine unterschiedliche Beeinflussung durch die in beiden Zeitspannen (Juni 1997 bis Juni 1998 und Juni 1999 bis Juni 2000) in etwa gleich verlaufende Umgebungstemperatur nicht zu erwarten.

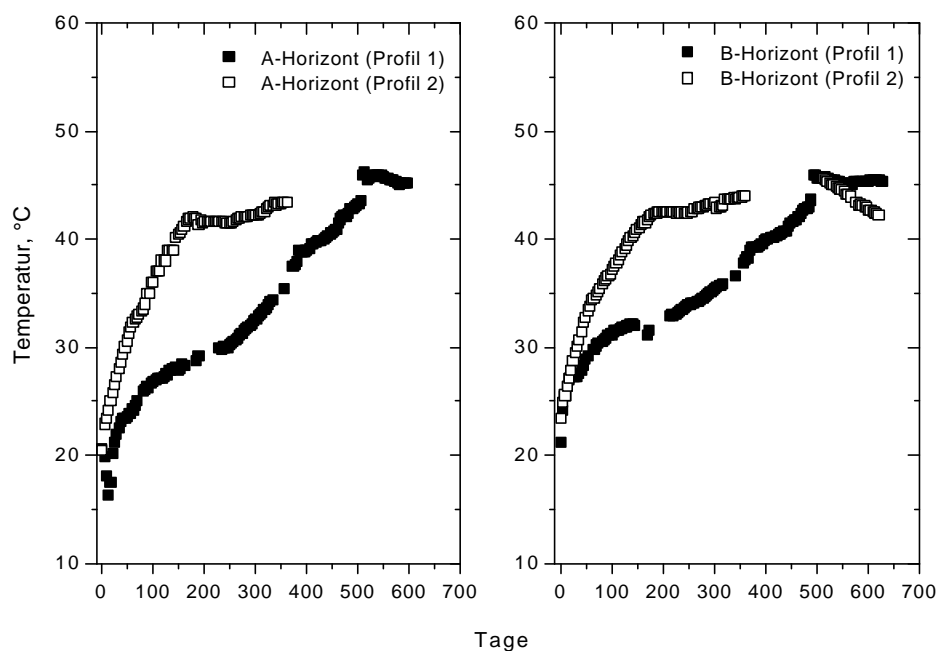


Abb. 68: Vergleichende Darstellung der Temperaturentwicklung von Profil 1 (P 1) und Profil 2 (P 2) im A-Horizont (KDB) und B-Horizont (Drainagekies) der Deponie.

In den auf erhöhte Temperaturen empfindlich reagierenden Bereichen der Deponiebasis (KDB und Drain, vergl. Kapitel II.3.2) ist zu erkennen, daß sich die Temperaturen im schnell geschütteten Profil 2 durchwegs auf höherem Niveau bewegen (Abb. 68).

Nach 500 Tagen kommt es (im Drainagekies) beim Temperaturmaximum beider Profilschüttungen zu einer Angleichung der Temperaturen, wobei der anschließende Abfall im zweiten Profil stärker ausfällt.

In der Schlacke selbst zeigen sich in fast allen Tiefen von Profil 2 höhere Temperaturen als in Profil 1 (Abb. 69). Die Lage der Maximaltemperatur der gesamten Schlackeschüttung verschiebt sich in Profil 2 zu größeren Tiefen. In den oberflächennahen Horizonten (H- und I-Horizont) liegen die aufgezeichneten Temperaturen in Profil 1 höher als in Profil 2. Der Zeitraum, in dem die Temperatur in der Schlacke ansteigt, ist in Profil 2 um durchschnittlich 41 % (60 Tage) länger als in Profil 1. Der beobachtete Temperaturrückgang zeichnet sich bei den Schlacken von Profil 1 durch einen langsameren Temperaturabfall aus.

Aus dem gegenüber Profil 1 schnelleren Temperaturanstieg der unteren Deponiehorizonte läßt sich eine höhere integrale thermische Belastung der mineralischen Basisabdichtung der Deponie bei der Einbauweise der Schlacke von Profil 2 ableiten. Der Grund für diese höhere thermische Belastung ist sicherlich in der von vornherein besseren Isolation dieser Horizonte sowie in der allgemein höheren Temperatur der Schlacke von Profil 2 zu finden. Durch den schnelleren Einbau der Schlacken wird der Wärmeübergang zur Luft der in Profil 1 offen liegenden Schlacken in Profil 2 stark reduziert. Durch den Wärmestau in der Deponie kommt es in Folge zu einem schnelleren Temperaturanstieg auf höhere Maximaltemperaturen, wobei sich der Ort der Maximaltemperatur weiter unten im Zentrum der Schüttung ausbilden kann.

Aufgrund der durch die Einbauweise bedingten nur geringen Überdeckung der Schlacke des G- und H-Horizontes von Profil 1 (vergl. Kapitel III3.3.1) wird dort eine gegenüber Profil 2 besseren Durchlüftung erreicht. Durch diesen verbesserten atmosphärischen Austausch können die in Kapitel II2.2 beschriebenen Hydratations- und Carbonatisierungsreaktionen schneller ablaufen, was in der Konsequenz zu einem schnelleren Temperaturanstieg mit höheren Endtemperaturen führt. Daneben ist zu beachten, daß die darunterliegenden Horizonte bei Einbau dieser beiden Horizonte, bedingt durch die lange Einbaupause von bis zu drei Monaten, bereits eine sehr hohe Temperatur von 69,1 °C aufwiesen. Die in Kapitel IV3.3.5 beschriebene Abhängigkeit von der Untergrundtemperatur führt also in Kombination mit der beschriebenen höheren Reaktionskinetik zur Umkehrung der Temperaturverteilung in den oberen Deponiebereichen.

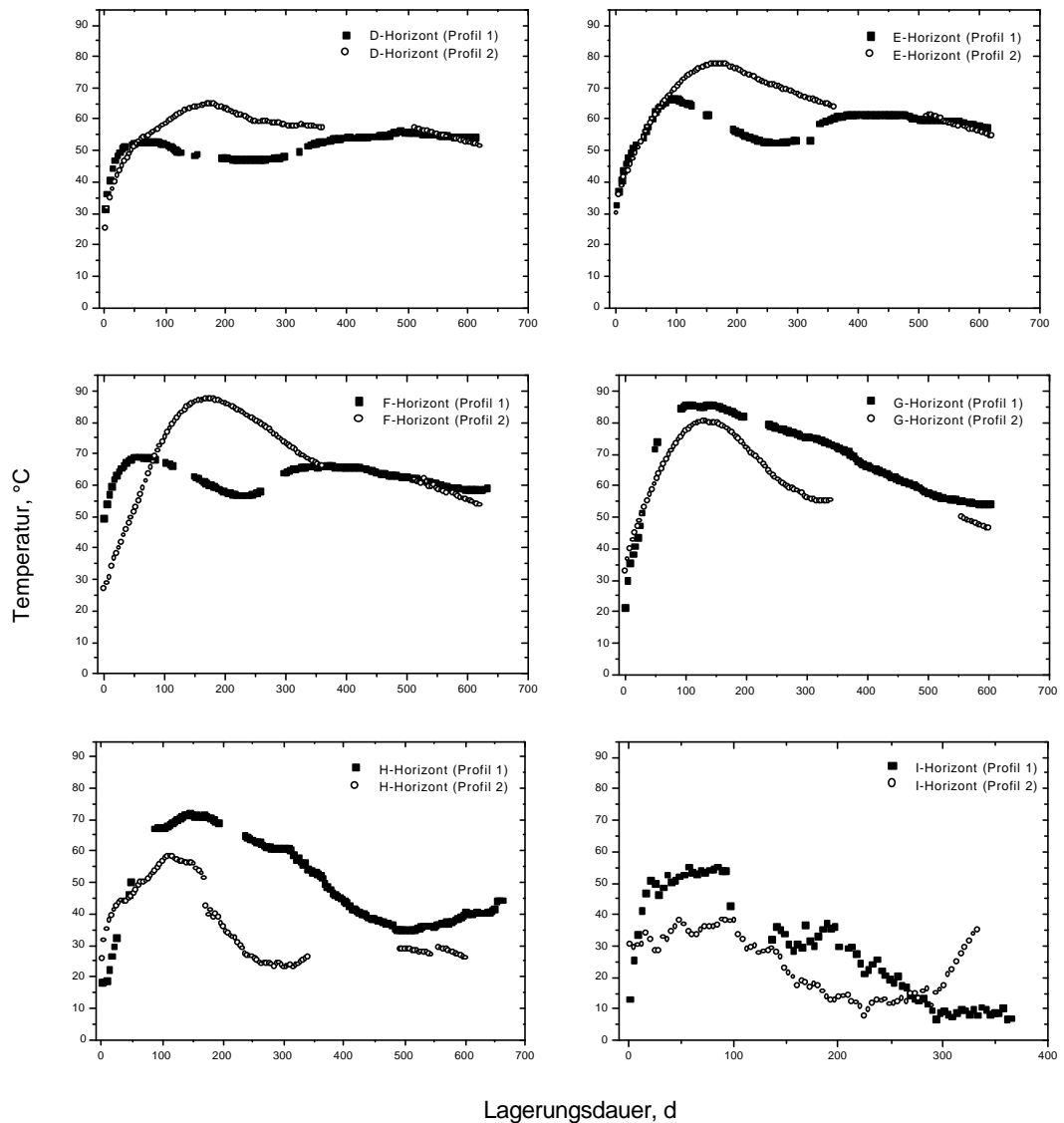


Abb. 69: Vergleichende Darstellung der Temperaturentwicklung von Profil 1 und Profil 2 in den einzelnen Schlackehorizonten (D- bis I-Horizont).

Durch die allgemein höheren und länger andauernden hohen Temperaturen kommt es in Profil 1 zu einer gegenüber Profil 2 höheren und längeren thermischen Belastung für die Sicherheitssysteme der Deponie.

Zusammenfassend läßt sich festhalten, daß ein schrittweiser Einbau der Schlacke eine geringe Maximaltemperatur in den einzelnen Horizonten zur Folge hat. Besonders in den sensiblen Deponiebereichen, an deren Basis, macht sich der Effekt des schrittweisen Einbaus besonders positiv bemerkbar. Diese Tatsache läßt den Schluß zu, daß die in Profil 1 gewählte Einbaumethode (vergl. Kapitel III.3.1) einem schnellen Einbau

der Schlacken bis auf deren Gesamtmächtigkeit (wie in Profil 2 realisiert, vergl. Kapitel III.3.2) vorzuziehen ist.

3.3.2 Niederschlag

Betrachtungen der Abhängigkeit der Temperaturentwicklung von Niederschlagsereignissen haben gezeigt, daß das durch den Deponiekörper sickernde Regenwasser die Temperaturen nicht beeinflußt (Abb. 70). Es hat sich, selbst nach einem Starkregenereignis keine Abnahme der Schlacketemperatur im obersten Horizont gezeigt. Die Temperaturentwicklung in diesem ist lediglich von der Umgebungstemperatur beeinflußt (vergl. Kapitel IV.3.3.3).

Die Sickerwassertemperatur lag, unabhängig von der Intensität der Niederschläge, im Beobachtungszeitraum bei durchschnittlich $20,7\text{ °C}$ ($\pm 2,4$). Mit dieser durchschnittlichen Erwärmung des Sickerwassers um $11,5\text{ °C}$ kommt es zu einer Wärmeabfuhr von $0,1\text{ W/m}^3$ Schlacke durch das durch die Deponie sickernde Niederschlagswasser.

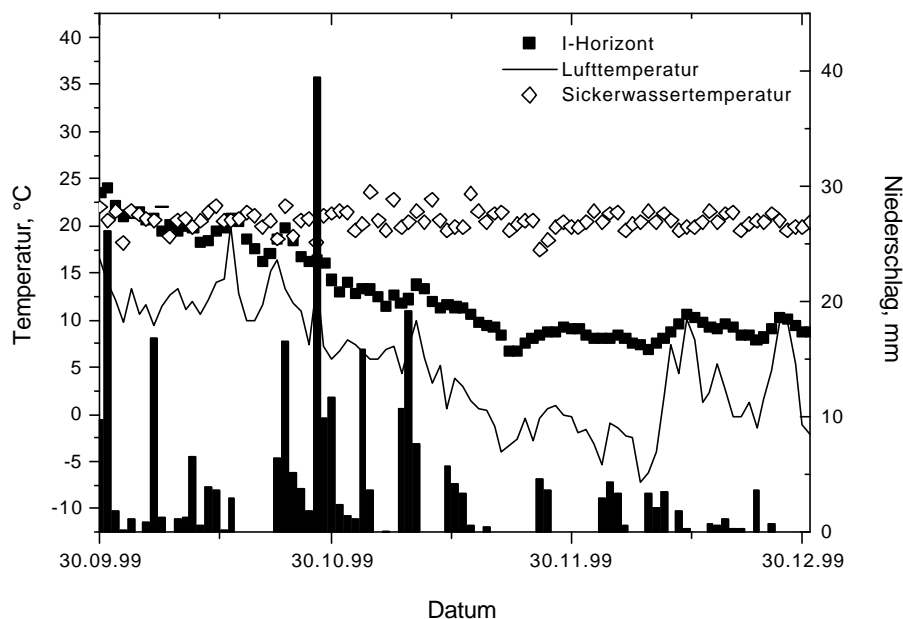


Abb. 70: Temperaturentwicklung im I-Horizont von Profil 1 im Vergleich zur Lufttemperatur, der Sickerwassertemperatur sowie den Niederschlagsmengen (30.9.99 bis 1.1.00).

3.3.3 Umgebungstemperatur

Bei den Untersuchungen zur Temperaturentwicklung in MVA-Schlackedeponien hat sich gezeigt, daß das Temperaturverhalten des obersten Horizontes (I-Horizont), nachdem die anfänglichen exothermen Reaktionen nach 160 ± 13 Tagen abgeklungen sind, stark von dem jahreszeitlichen Temperaturverlauf der Umgebung bestimmt wird ($R^2 = 0,852$, $N = 861$). Die starken Temperaturschwankungen zeichnen dabei mit ihren Maxima im Sommer und ihren Minima im Winter exakt den jahreszeitlichen Wechsel im Temperaturgang nach.

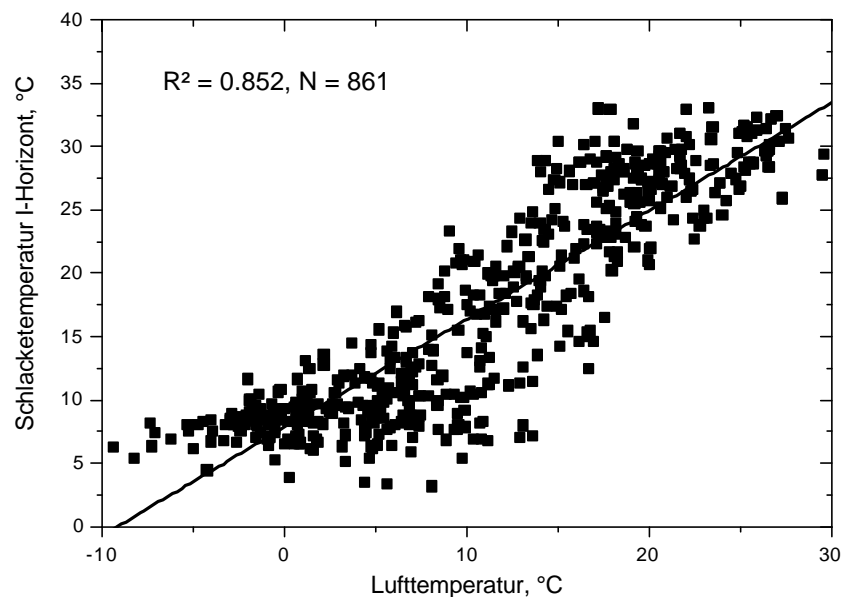


Abb. 71: Korrelation der am Deponiestandort gemessenen Lufttemperatur (14 Uhr-Wert) und den in Profil 1 und Profil 2 gemessenen Tagesmitteltemperaturen des obersten Schlackehorizontes (I-Horizont).

3.3.4 Volumen/Oberflächen-Verhältnis

Das Verhältnis von Deponieoberfläche zu Deponievolumen stellt einen wichtigen Faktor für die Temperaturentwicklung in der Deponie dar. Der Effekt des Wärmeaustausches (Wärmestrom) mit der Atmosphäre läßt sich im Deponiekörper gut beobachten. Sind Schlackeschichten durch weitere Schlacke zur Oberfläche hin abgeschlossen, so wird der Wärmestrom wegen der schlechten Wärmeleitfähigkeit der Schlacke eingedämmt. Die Fläche, über die der Schlackekörper Energie abstrahlen kann, wird im Verhältnis zu seinem Volumen verkleinert. Es kommt zu einem Wärmestau im Inneren der Deponie. Bei der Auswertung von Profil 1 hat sich gezeigt,

daß die Maximaltemperatur im Zentrum der jeweils abgelagerten Schlacke um so höher war, je ungünstiger das Verhältnis Oberfläche zu Volumen mit anwachsender Schlackemächtigkeit ausfiel. Abb. 72 zeigt graphisch den Zusammenhang dieser beiden Parameter.

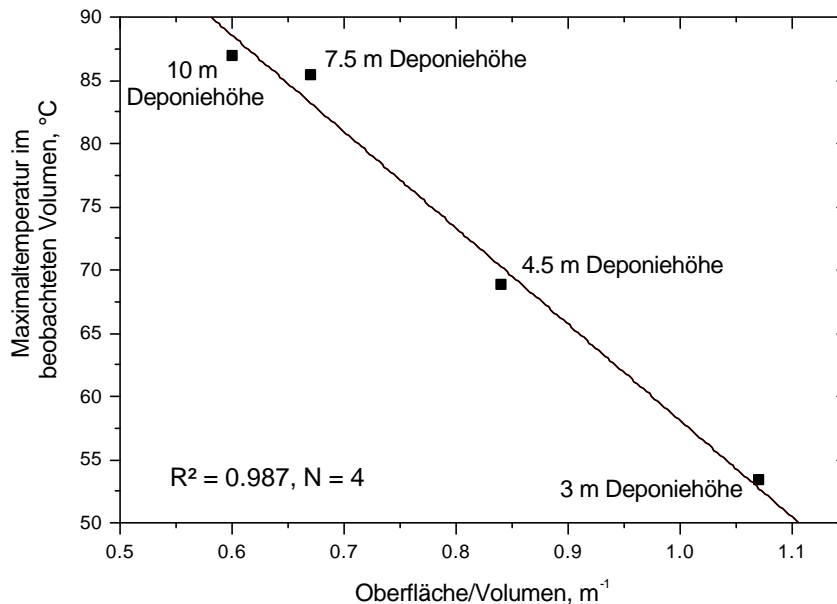


Abb. 72: Graphische Darstellung der Abhängigkeit der Maximaltemperatur im beobachteten Referenzvolumen und dem Verhältnis von Oberfläche zu Volumen.

Will man die Temperaturen im Inneren einer Schlackedeponie möglichst niedrig halten, so ist es angebracht, das Verhältnis von Oberfläche zu Volumen möglichst groß zu wählen. Dies bedeutet für die Praxis, man sollte die Schlacke bevorzugt flächig in die Deponie einbauen, damit die Oberfläche möglichst groß wird.

3.3.5 Untergrundtemperatur

Bei der Schüttung von Profil 1 gab es zwischen den Einbauphasen der einzelnen Horizonte längere Einbauphasen. Während dieser Zeit konnte sich die bereits deponierte Schlacke auf Temperaturen von bis zu 69,1 °C erwärmen. Auf diesen erwärmten Untergrund wurde dann die frische Schlacke geschüttet. Bei der Auswertung der Temperaturen zeigte sich nun, daß der Temperaturgradient des Temperaturanstiegs während der ersten 50 Tage im neu hinzugefügten Horizont um so höher ausfällt, je höher die Temperatur des Untergrundes dieses Horizontes zur Einbauzeit ist (Abb. 73).

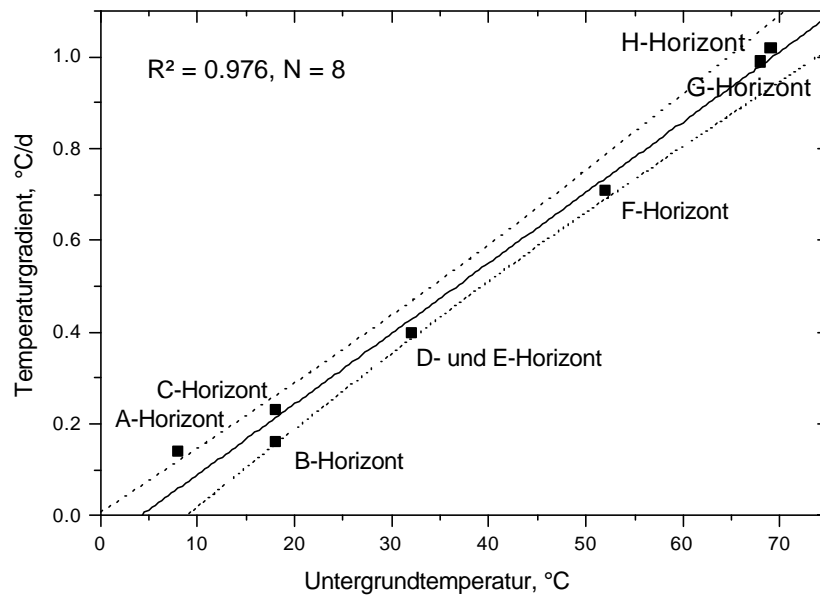


Abb. 73: Graphische Darstellung des Verhältnisses von Temperaturgradient und Untergrundtemperatur in Profil 1. Gezeigt ist zudem die Regressionsgerade mit ihrem 95 % Vertrauensbereich.

Daraus läßt sich eine sekundäre Abhängigkeit von der Einbaugeschwindigkeit der einzelnen Horizonte ableiten. Wartet man mit dem Einbau des nächsten Horizontes so lange, bis im darunterliegenden Horizont dessen Maximaltemperatur erreicht ist, so wird man im neu hinzugefügten Horizont einen stärkeren Temperaturanstieg und somit auch eine höhere Maximaltemperatur erhalten (Temperaturbeobachtungen in dieser Arbeit haben gezeigt, daß bei offen liegenden Schlackehorizonten von einem Temperaturmaximum nach 100 bis 150 Tagen auszugehen ist. Nach weiteren 100 Tagen hat sich diese Schlacke dann wieder nahezu auf ihre Starttemperatur abgekühlt). Wartet man also so lange ab, bis die Temperatur im Untergrund wieder merklich abgeklungen ist, so kann man die Maximaltemperaturen in der Deponie reduzieren. Durch diese langen Zeiten, in welchen die Schlacke an der Oberfläche liegt (dies wird auch durch den in Kapitel IV3.3.4 empfohlenen flächigen Einbau der Schlacke begünstigt) ist neben einem günstigeren Wärmestrom auch eine bessere Auslaugung durch eindringende Niederschläge gewährleistet.

3.4 Interpretation der Temperaturentwicklung

Die Untersuchungen der Temperaturentwicklungen in den unterschiedlich geschütteten Schlackeprofilen haben gezeigt, daß die Temperaturerhöhung im Deponiekörper auf exotherme Reaktionen in der lagernden Schlacke zurückzuführen ist. Zur Interpretation des unterschiedlichen Verhaltens müssen neben den Einbauparametern die in Kapitel II.2.2 beschriebenen Alterungsvorgänge der deponierten Schlacken sowie die vorherrschenden klimatischen Bedingungen berücksichtigt werden.

Direkt nach der Austragung der Schlacken aus dem Naßentschlacker setzen die Verwitterungsreaktionen - wie Lösungs-, Oxidations-, Hydrations- und Verfestigungsreaktionen - ein. Die bei diesen Reaktionen freiwerdende Wärme wirkt sich zum Teil fördernd auf die weiteren exothermen Prozesse aus.

Es hat sich gezeigt, daß es bei der in Profil 1 gewählten Einbauweise der Schlacken zu einem niedrigeren Temperaturanstieg an der für thermische Belastung sensibleren Deponiebasis kommt. Bei der Einbauweise von Profil 2 fiel diese höher aus, was zu einer erhöhten thermischen Belastung der Sicherungssysteme der Deponiebasis führt. Durch den schrittweisen Einbau der Schlacken erreicht man ein günstigeres Verhältnis von Oberfläche zu Volumen, womit der Schlacke die Möglichkeit gegeben ist, die bei den exothermen Reaktionen anfallende Reaktionsenthalpie durch den konvektiven Wärmeübergang mit der Atmosphäre abzugeben. In der Konsequenz kommt es zu einem verminderten Aufstau der Wärme im Deponiekörper, was wiederum zu einem geringeren Temperaturanstieg in den Schlackehorizonten führt. In der Deponie kommt es aufgrund des dem Temperaturfeld folgenden Wärmestroms zu einem Temperaturausgleich der einzelnen Horizonte.

Ein Einfluß der Lufttemperaturschwankungen auf die Temperatur der Schlacke war nur in den oberen bzw. nicht mit anderer Schlacke überschütteten Horizonten der Deponie zu beobachten. Der Einfluß der Niederschläge läßt sich in Bezug auf die Temperaturentwicklung der Deponie als sehr gering einschätzen.

3.5 Deponie Eberstetten

Auf der Schlackedeponie Eberstetten wird direkt nach dem Einbau der ersten Schlackeschicht (Einbautemperatur der Schlacke 7 °C) ein leichter Temperaturanstieg auf 15 °C beobachtet. In der Folge nimmt die Temperatur bis auf 12 °C in diesem Schlackehorizont ab (Abb. 74).

Mit dem Einbau der nächsten Schlackeschicht (Einbautemperatur 11 °C) kommt es sowohl in der neu hinzugefügten als auch in der darunterliegenden Schicht zu einem stetigen Temperaturanstieg (0,12 °C/d) auf 19 °C innerhalb von zwei Monaten.

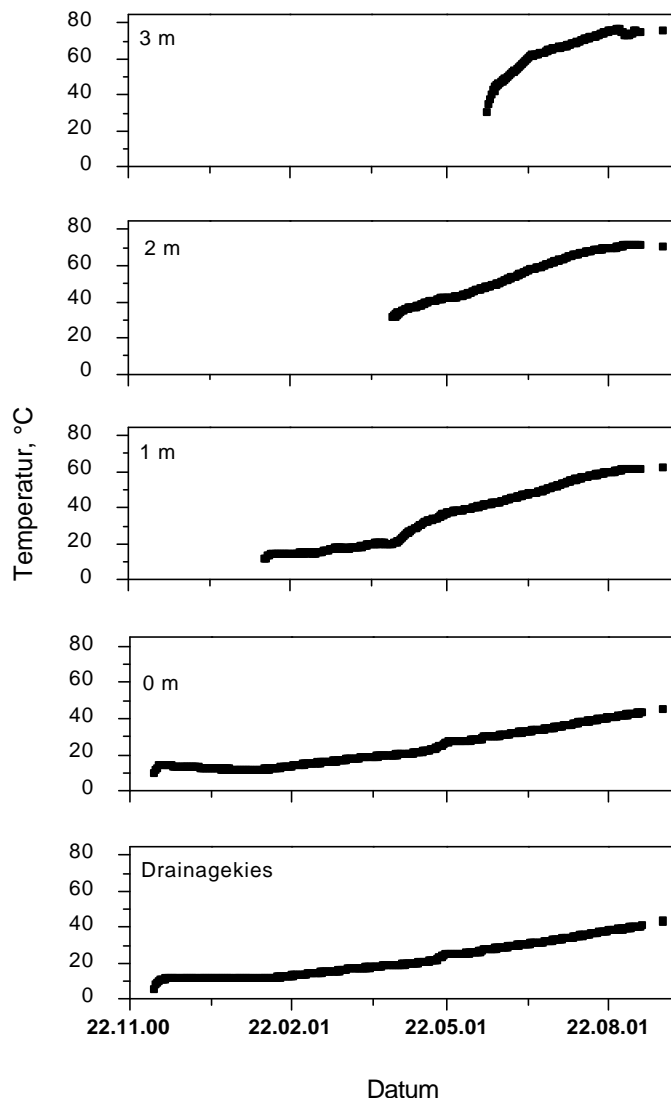


Abb. 74: Aufgezeichnete Temperaturentwicklung in den einzelnen Horizonten der Schlackedeponie Eberstetten.

Nach der Erhöhung der Schlackeschüttung auf 3 m (Einbautemperatur 31,3 °C) kommt es in der 1-m-Schicht zu einem weiteren Anstieg der Temperatur, wobei sich der Gradient nur wenig erhöht (0,17 °C/d). Dieser Anstieg hält auch im Juli 2001 noch an. In der darüberliegenden 2-m-Schicht kommt es hingegen zu einer starken Zunahme des Gradienten. Dabei bildet sich während der ersten 30 Lagerungstage ein hoher Gradient

von 0,58 °C/d aus, der danach auf 0,35 °C/d abnimmt. Die Temperaturen in dieser Schicht steigen bis zum Juli 2001 auf 37 °C an.

Direkt nach dem Einbau der Sensoren in 3 m Höhe und der Schlackeschüttung auf 4 m (Einbautemperatur der Schlacke 30,6 °C) kommt es in dieser Schlackeschicht zu einer starken Temperaturzunahme während der ersten 28 Lagerungstage auf 62,2 °C (1,14 °C/d), anschließend steigen die Temperaturen kontinuierlich mit 0,36 °C/d auf 68,3 °C (Anfang August 2001) an.

Bei der Betrachtung der Temperaturentwicklung auf der Deponie Eberstetten ist erkennbar, daß der Temperaturanstieg in den einzelnen Horizonten stärker ausfällt als in den beiden Profilen der Deponie Großmehring (vergl. Kapitel IV3.2 mit maximal 0,59 °C/d). Durch das Fehlen der Zwischenlagerung der Schlacke läuft ein großer Teil der in Kapitel II2.2 beschriebenen exothermen Reaktionen in der Deponie ab. Dieses Mehr an Energie läßt sich durch das günstigere Volumen/Oberflächen-Verhältnis nicht kompensieren, was zu dem wesentlich stärkeren Anstieg der Temperaturen führt. Durch die gewonnenen Temperaturdaten hat sich gezeigt, daß man von der von der LAGA empfohlenen Zwischenlagerung der Schlacken, will man hohe Temperaturen in der Deponie und an deren Basis vermeiden, auf keinen Fall abkommen sollte. Im Gegensatz dazu scheint sich der flächige Einbau der Schlacken zu bewähren.

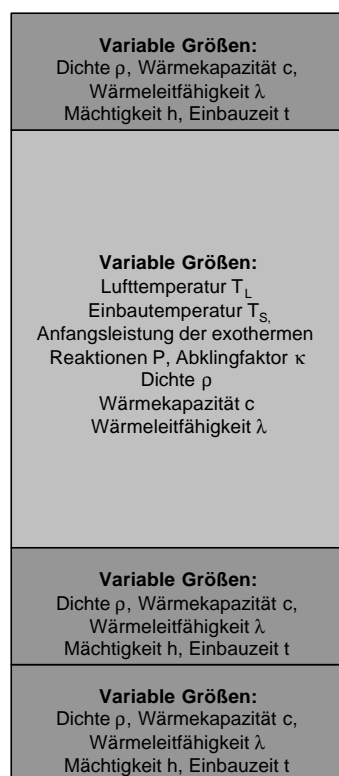
3.6 Modellierung der Temperaturentwicklung

Aufgrund der in den Kapiteln IV1 bis IV3.5 gewonnenen Erkenntnisse über die Temperaturentwicklung in der untersuchten Schlackedeponie wurde ein eindimensionales rechnergestütztes Temperatursimulationsmodell entwickelt, das im folgenden vorgestellt wird. Das Ziel dieser numerischen Simulation besteht darin, eine konservative, jedoch auch möglichst realitätsnahe Prognose der Temperaturentwicklung in einer Mono-deponie aus MVA-Schlacken bei verschiedenen Szenarien der Anfangs- und Randbedingungen zu erstellen. In Kapitel IV3.6.1 werden, basierend auf den in Kapitel II3.3 beschriebenen thermodynamischen Basisparametern die Grundlagen und Voraussetzungen, mit denen das Modell arbeitet, herausgestellt. Exemplarisch werden in Kapitel IV3.6.4 einige Prognoseszenarien entwickelt und die Simulationsergebnisse erläutert.

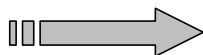
3.6.1 Theorie des Modells

Das entwickelte Modell simuliert Wärmeentwicklung und –transport in einer eindimensionalen Säule (Abb. 75), die eine geologische Barriere unterhalb der Deponie (*GB*), die Basisabdichtung (*BA*), den Schlackekörper selbst (*SK*) sowie (optional) die Oberflächenabdichtung (*OA*) umfaßt. Die einzelnen Schichten dieses eindimensionalen Modells werden durch diskrete Volumelemente entsprechend einer Dicke von 5 cm dargestellt. Die Wärmeleitung in der Säule wird nach dem Fourier'schen Gesetz (vergl. Kap. II3.3, Gleichung 13) in Zeitschritten von 30 min berechnet, wobei für die verschiedenen Schichten jeweils verschiedene Wärmeleitfähigkeiten und Wärmekapazitäten angesetzt werden können. Die Untergrenze der geologischen Barriere wird durch eine fest vorgegebene Temperatur und eine unendliche Wärmekapazität realisiert, wobei potentielle Artefakte durch die unendliche Wärmekapazität durch Verwendung einer hinreichend dicken Schicht vermieden werden. Der Wärmeübergang zwischen der Oberschicht der Schlacke und bzw. der Oberflächenabdichtung und der Luft wird mittels der in Gleichungen 15 und 16 beschriebenen linearen Beziehung für die Wärmetransmission erfaßt. Hierbei werden für die Lufttemperatur die am Deponiestandort aufgezeichneten Werte verwendet.

Anfangs- und Randbedingungen



Oberflächenabdichtung (OA)



Schlackekörper (SK)



Basisabdichtungssystem (BA)

Geologische Barriere (GB)

Simulierte Modellabläufe

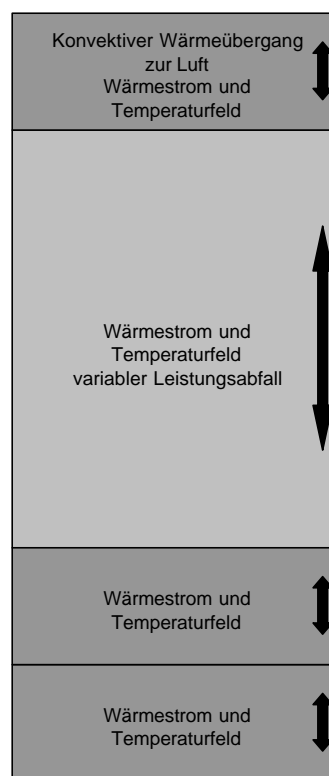


Abb. 75: Struktur der Berechnungsgrundlage für den Säulenaufbau des Modells.

Für die Volumenelemente des Schlackekörpers wird bei der Simulation zusätzlich die Wärmeproduktion infolge der exothermen Reaktionen in der Schlacke simuliert, wobei die Heizrate durch eine mit der nach dem Einbau der Schlacke in die Deponie verstrichenen Zeit abfallende Funktion beschrieben wird. Zur Erfassung der vielfältigen in Kapitel II.2 beschriebenen komplexen exothermen und endothermen Reaktionen in der Schlacke wurden verschiedene Funktionsverläufe getestet (einfach-exponentiell, linear, biexponentiell sowie gestreckt-exponentiell). Im Laufe der Simulationsexperimente zeigte sich, daß eine biexponentielle Abnahme der Heizrate [201-204] mit der Zeit nach dem Einbau den realen Verhältnissen am besten entspricht. Dieser Verlauf der Heizrate bedeutet eine Aufspaltung der Leistungsabnahme in schnell (*A*) und langsam (*B*) ablaufende exotherme Reaktionen, wobei $P_{(t)}$ die Leistung der Summe aus exothermer und endothermer Reaktionen der Schlacke zum Zeitpunkt t darstellt.

Die Anfangsleistung P_o , die Zeitkonstanten t_A und t_B sowie der Anteil a der langsamen Reaktion an der gesamten Wärmeleistung können dabei im Modell jeweils unabhängig voneinander variiert werden:

$$P_{(t)} = P_o \cdot \left((1-a)e^{-\frac{t}{t_A}} + ae^{-\frac{t}{t_B}} \right) \quad \text{Gleichung 21}$$

Weiterhin bietet das Modell die Möglichkeit, die Schlackeschüttung und die Oberflächenabdichtung im Laufe der Simulation nach beliebigen Schemata aufzubauen. Es ist hierdurch möglich, verschiedene Schüttungsstrategien zu simulieren und miteinander zu vergleichen.

3.6.2 Validierung mit Realdaten

An Hand der in den Kapiteln IV3.2 und IV3.5 gewonnenen Daten für die Temperaturentwicklung in Schlackedeponien wird das Modell hier an den aufgezeichneten Temperaturentwicklungen von Profil 1 validiert, wobei Daten für die in der Schlacke frei werdende Leistung und deren biexponentiellen Abfall gewonnen werden. Mittels dieser Ergebnisse können dann ideale Einbauparameter für zukünftige Schlackedeponien in verschiedenen Szenarien simuliert werden. Die mit den gewonnenen Eingangsparameter errechneten Temperaturverläufe werden zudem an den beobachteten Temperaturentwicklungen von Profil 2 sowie Eberstetten verglichen und somit ein weiteres mal validiert.

3.6.2.1 Profil 1

Um die aufgezeichnete Temperaturentwicklung in der Schlackeschüttung von Profil 1 rechnerisch nachvollziehen zu können, mußten die in Tabelle 17 aufgeführten Parameter für die Simulation gewählt werden. Dabei ergibt sich eine mittlere Anfangsleistung der Schlacke von $26 (\pm 2,5) \text{ W} \cdot \text{m}^{-3}$. Dies entspricht einer Lagerungszeit der Schlacken (ausgehend von der in Kap. IV3.6.2.3 berechnete Leistung für die nur 6 bis 72 Stunden gelagerte Schlacke) von 3,5 bis 7 Wochen (bei einer mittleren Lagerungszeit von 5 Wochen) vor deren Einbau auf der Deponie (Abb. 76).

Tabelle 17: Anfangs- und Randbedingungen für die Simulation der Temperaturentwicklung in Profil 1 und Profil 2 der Schlackedeponie Großmehring.

Anfangs- und Randbedingungen	
Mittlere Anfangsleistung, $P_{(0)}$	26 W · m ⁻³
Zeitkonstante schneller Teil, t_A	1.667 h (≅ 69 d)
Zeitkonstante langsamer Teil, t_B	20.000 h (≅ 833 d)
Wärmeübergang zur Luft, $\left. \frac{\partial P}{\partial T} \right _{x=0}$	50 W·m ⁻² K ⁻¹
Wärmeübergang zum Boden, $\left. \frac{\partial P}{\partial T} \right _{x=x_{\max}}$	20 W·m ⁻² K ⁻¹
Anteil des langsamen Abfalls am Gesamtabfall der Leistung, a	7 %
Modellhöhe geologische Barriere	3 m
Basisabdichtung	1 m
Schlacke	10 m
Oberflächenabdichtung	2 m
Wärmeleitfähigkeit Schlacke	0,7 W·m ⁻¹ ·K ⁻¹
Abdichtungssysteme	1,3 W·m ⁻¹ ·K ⁻¹
geologische Barriere	0,6 W·m ⁻¹ ·K ⁻¹
Wärmekapazität Schlacke	0,8 kJ·kg ⁻¹ ·K ⁻¹
Abdichtungssysteme	1,85 kJ·kg ⁻¹ ·K ⁻¹
geologische Barriere	0,88 kJ·kg ⁻¹ ·K ⁻¹
Starttemperatur Schlacke, $T(t=0, 0 < x < x_{\max})$	17 °C
geologische Barriere, $T(t=0, -1 < x < 0)$	7 °C

Über das Jahr wurde mit dem aufgezeichneten sinusförmigen Temperaturverlauf (14 Uhr Wert, beginnend mit der erste Schlackeschüttung in Juni 1999) gerechnet. Tägliche Temperaturschwankungen müssen nicht berücksichtigt werden, da diese schon nach weniger als einem Meter in der Oberflächenabdichtung nivelliert werden [149].

An Hand dieser Systemparameter konnte die in der Deponie beobachtete Temperaturentwicklung in mit der in Kapitel III.3.1 beschriebenen Einbauweise berechnet werden (Abb. 78). Bei der Simulation konnte eine hochsignifikante Korrelation ($R^2 = 0,834$, $N = 8443$) mit den auf der Deponie gemessenen Daten realisiert werden.

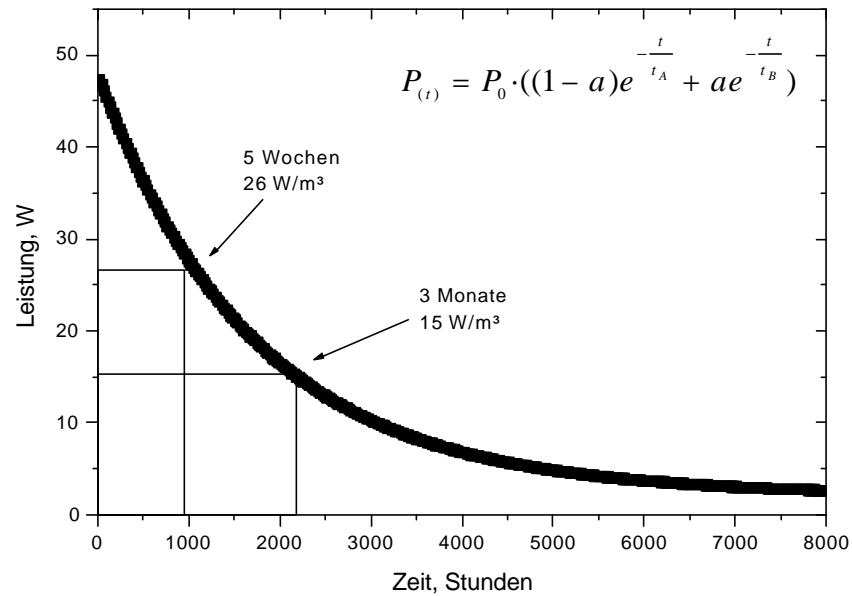


Abb. 76: Berechnete biexponentielle Leistungsabnahme der auf der Deponie Großmehring eingebauten Schlacken mit einer berechneten mittleren Anfangsleistung der frischen Schlacken von 47 W/m³.

Abb. 77 zeigt die Abweichungen der berechneten Temperaturen von den auf der Deponie während der ersten 1.000 Tage gemessenen Realdaten. Dabei ist zu erkennen, daß das Modell besonders für die unteren (C-Horizont) und zentralen (G-Horizont) Deponiebereiche sehr zuverlässig rechnet. In den oberen Deponiebereichen kommt es zu geringfügigen Abweichungen von den gemessenen Temperaturen. In diesem Deponiebereich machen sich die nur ungenügend bilanzierbaren Wärmeverluste²⁴ über die Deponieoberfläche bemerkbar.

²⁴ Die Wärmeverluste über die Deponieoberfläche hängen neben dem Temperaturunterschied Schlacke-Luft im starken Maße von der Windgeschwindigkeit und der Sonneneinstrahlung ab. Beide konnten am Deponiestandort nicht aufgezeichnet werden und gehen somit auch nicht als Parameter in das Modell ein.

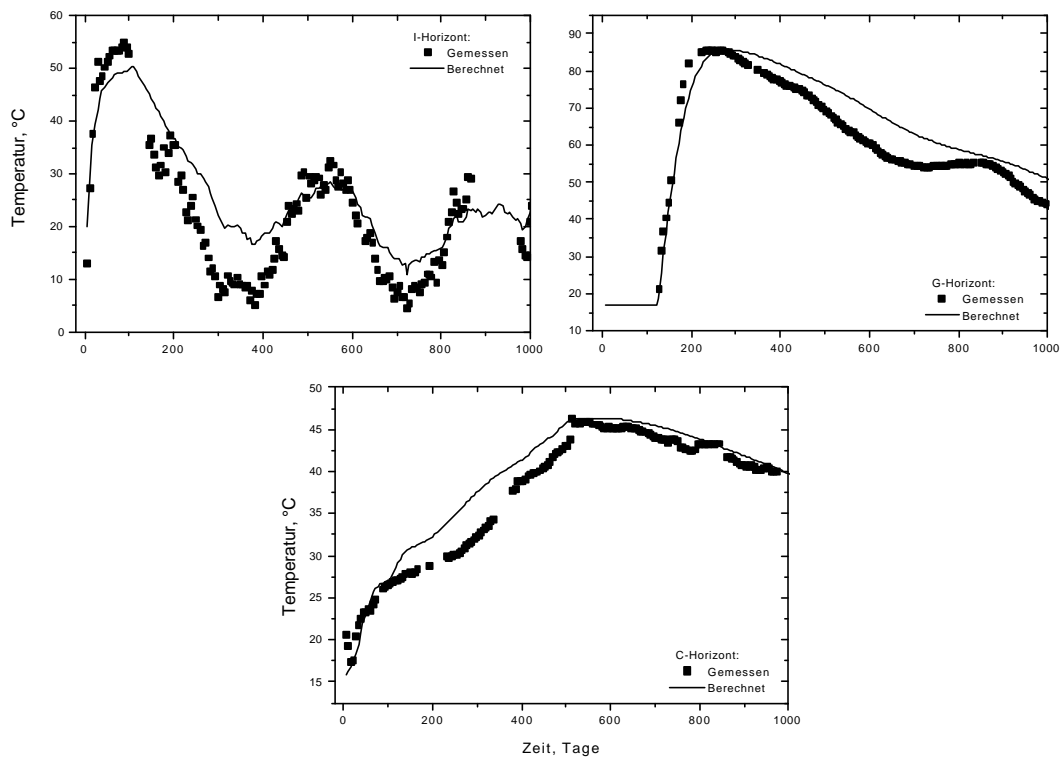


Abb. 77: Gegenüberstellung der mittels numerischer Simulation berechneten und auf der Deponie gemessenen Temperaturen in ausgewählten Horizonten der Deponiebasis (C-Horizont), des zentralen Bereichs (G-Horizont) sowie des oberen Deponiebereichs (I-Horizont).

Bei der Simulation wurde ein Zeitraum, beginnend mit der Deponierung der Schlacken von 4,5 Jahren berechnet, die Schüttung der Schlacke wurde mit 10 m berechnet, die Gesamtmächtigkeit der Modellsäule beträgt (incl. geologischer Barriere, Basis- und Oberflächenabdichtung) 17 m.

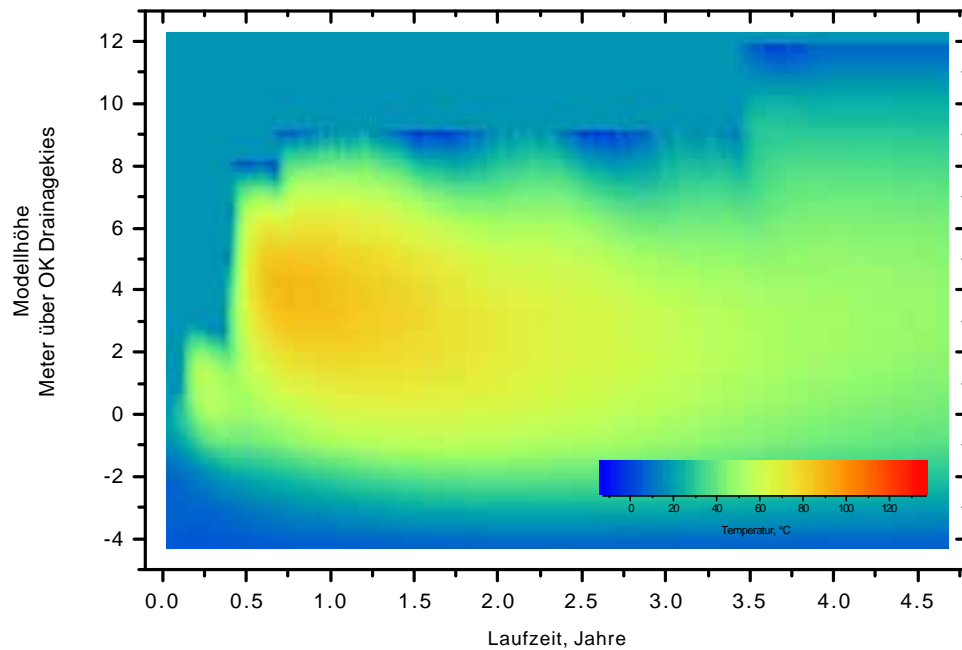


Abb. 78: Über einen Zeitraum von 4,5 Jahren simulierte Temperaturentwicklung im Profil 1 der Schlackedeponie Großmehring.

3.6.2.2 Profil 2

Für die in Profil 2 verwendete Einbauweise (vergl. Kap. III3.3.2) wurde mit den in Tabelle 17 verwendeten Parametern eine Simulation der Temperaturentwicklung durchgeführt. Die Ergebnisse dieses Modellaufs sind in Abb. 79 graphisch dargestellt und werden in Kapitel IV3.6.5 diskutiert. Die Zeit läuft dabei über einen Simulationszeitraum von 4,5 Jahren, die Schüttung der Schlacke wurde mit 10 m berechnet, die Gesamtmächtigkeit der Modellsäule beträgt (incl. geologischer Barriere, Basis- und Oberflächenabdichtung) 17 m.

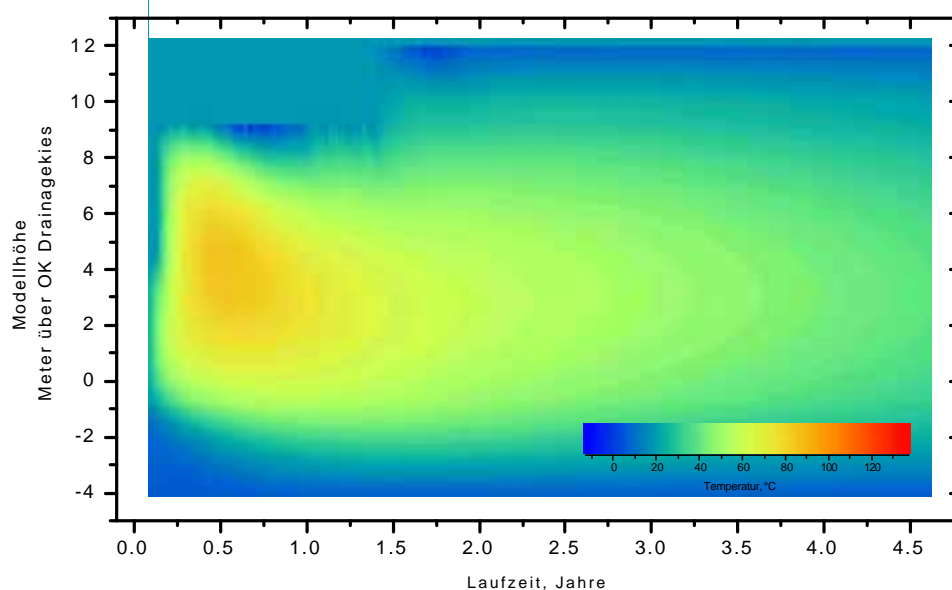


Abb. 79: Über einen Zeitraum von 4,5 Jahren simulierte Temperaturentwicklung im Profil 2 der Schlackedeponie Großmehring.

3.6.2.3 Deponie Eberstetten

Für den in Kapitel III.3.3 beschriebenen Aufbau der Deponie Eberstetten wurde bis zu einer Einbauhöhe der Schlacke von 10 m eine Temperaturentwicklung mit dem numerischen Simulationsmodell berechnet. Tabelle 18 zeigt die gegenüber der Rechnung von Profil 1 (Tabelle 17) veränderten Modellparameter.

Um die auf der Deponie aufgezeichneten Realdaten (Kap. IV.3.5) für die Temperaturentwicklungen simulieren zu können, mußte die Anfangsleistung jedes Schlackevolumentens mit $47 \pm 1 \text{ W} \cdot \text{m}^{-3}$ gegenüber den Schüttungen von Profil 1 und 2 um 80 % erhöht werden. Wenn man die fehlende Zwischenlagerung²⁵ der hier verwendeten frischen Schlacken beachtet, ist dieses Mehr an Leistung offensichtlich und wird eingehend in Kapitel IV.3.6.5 diskutiert.

Die voraussichtliche Maximaltemperatur wird mit 96 °C etwa 680 Tage nach Schüttungsbeginn in einer Höhe von 5 m über Schlackebasis erreicht werden (Abb. 80). An

²⁵ Die Schlacke wurde vor dem Einbau in der Deponie lediglich aus betrieblichen Gründen 12 bis 72 Stunden auf dem Gelände der MVA zwischengelagert.

der Unterkante der Schlackeschüttung werden dabei Maximaltemperaturen von 66 °C (850 Tage nach Schüttungsbeginn) erreicht.

Tabelle 18: Anfangs- und Randbedingungen für die Simulation der Temperaturentwicklung auf der Deponie Eberstetten.

Anfangs- und Randbedingungen		
Mittlere Anfangsleistung, $P_{(0)}$		$47\text{ W} \cdot \text{m}^3$
Modellhöhe	geologische Barriere	3 m
	Basisabdichtung	1 m
	Schlacke	10 m
	Oberflächenabdichtung	entfällt
Starttemperatur	Schlacke, $T(t=0, 0 < x < x_{max})$	variabel
	geologische Barriere, $T(t=0, -1 < x < 0)$	7 °C

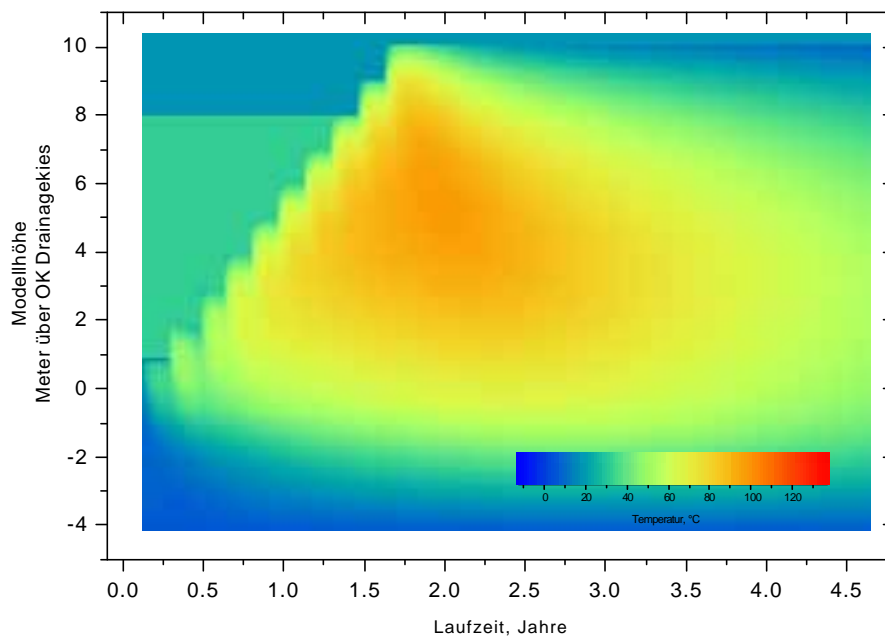


Abb. 80: Über einen Zeitraum von 4,5 Jahren simulierte Temperaturentwicklung auf der Schlackedeponie Eberstetten ohne eine vorherige Zwischenlagerung der Schlacken.

3.6.3 Sensitivitätsanalyse

Basierend auf dem entwickelten Modell wurde zur Abschätzung der Beeinflussung des Modells durch die Variation der unterschiedlichen Parameter eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt. Zu diesem Zweck wurden Simulationsläufe mit jeweils veränderten Start-

bedingungen²⁶ gerechnet. Ausgehend von den in Tabelle 17 aufgelisteten Parametern wurden diese jeweils um einen Betrag von 5, 10, 20 und 25 % verändert. Die restlichen Randbedingungen des Modells blieben dabei unverändert.

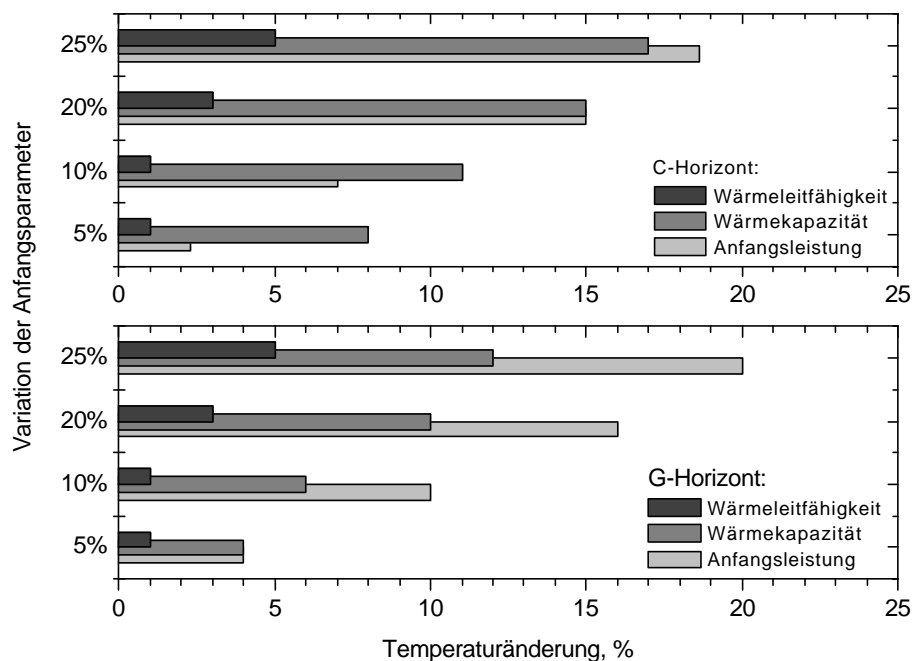


Abb. 81: Darstellung der Veränderung der Maximaltemperatur an der Basis der Schlackeschüttung (C-Horizont) sowie der absoluten Maximaltemperatur der Deponie (G-Horizont) im Vergleich zu den jeweiligen Temperaturen der unveränderten Simulation (vergl. Kap. IV3.6.2.1).

Es hat sich gezeigt, daß die Veränderung der Anfangsleistung und der Wärmekapazität der Schlacke zu einer nachhaltigen Veränderung der Temperaturentwicklung im Deponiekörper führen. So konnte bei einer Leistungsveränderung von 25 % eine Erhöhung der absoluten Maximaltemperatur im G-Horizont um 18,6 % berechnet werden. An der Deponiebasis kommt es dabei zu einem Temperaturanstieg von 20 % (Abb. 81). Die Änderung der Wärmekapazität wirkt sich bereits bei einer Änderung um 5 % mit 8 % auf die Maximaltemperatur im C-Horizont aus, im Deponiekern macht sie

²⁶ Dabei wurden die Anfangsleistung, die Wärmeleitfähigkeit, die Wärmekapazität, der schnell ablaufende Teil der Leistungsabnahme, der langsam ablaufende Teil der Leistungsabnahme sowie der Anteil des langsamen Abfalls variiert.

sich mit 4 % bemerkbar. Die aufgeschlüsselten Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse sind in Anhang 6 aufgelistet.

3.6.4 Prognoseszenarien

3.6.4.1 Szenario 1

Im ersten Szenario wurde die Temperaturentwicklung über einen Zeitraum von 9 Jahren gerechnet. Damit hat man die Möglichkeit, die Abklinggeschwindigkeit der Temperaturen zu prognostizieren. Dieser Modellauf gibt nützliche Hinweise bei der Suche des unter thermischen Gesichtspunkten günstigsten Zeitpunktes für die Aufbringung einer Oberflächenabdichtung. Dabei wurde die Temperaturentwicklung in Profil 1 für den Modellauf (a) ohne Aufbringung einer Oberflächenabdichtung sowie für den Durchlauf (b) der Aufbringung (wie auf der Deponie realisiert vergl. Kapitel III.3.1) berechnet. Tabelle 19 zeigt die gegenüber der Rechnung von Profil 1 (vergl. Tabelle 17) veränderten Modellparameter.

Tabelle 19: Anfangs- und Randbedingungen für die Simulation der Temperaturentwicklung (Szenario 1) auf der Schlackedeponie Großmehring (Profil 1).

Anfangs- und Randbedingungen		
Mittlere Anfangsleistung, $P_{(0)}$		26 W · m ⁻³
Modellhöhe	Geologische Barriere	3 m
	Basisabdichtung	1 m
	Schlacke	10 m
	Oberflächenabdichtung	entfällt (a)/2 m (b)
Starttemperatur	Schlacke, $T(t=0, 0 < x < x_{max})$	17 °C
	geologische Barriere, $T(t=0, -1 < x < 0)$	7 °C

Bei der Modellierung errechnete sich nach einer Zeit von neun Jahren im Fall der nicht abgedeckten Deponie (a) im Kern eine Temperatur von 12 °C, sowie von 9 °C an der Basis (Abb. 82). Bei der nach drei Jahren abgedeckten Deponie (b) lagen die Temperaturen bei 16 °C im Zentrum der Schüttung und 14 °C an deren Basis.

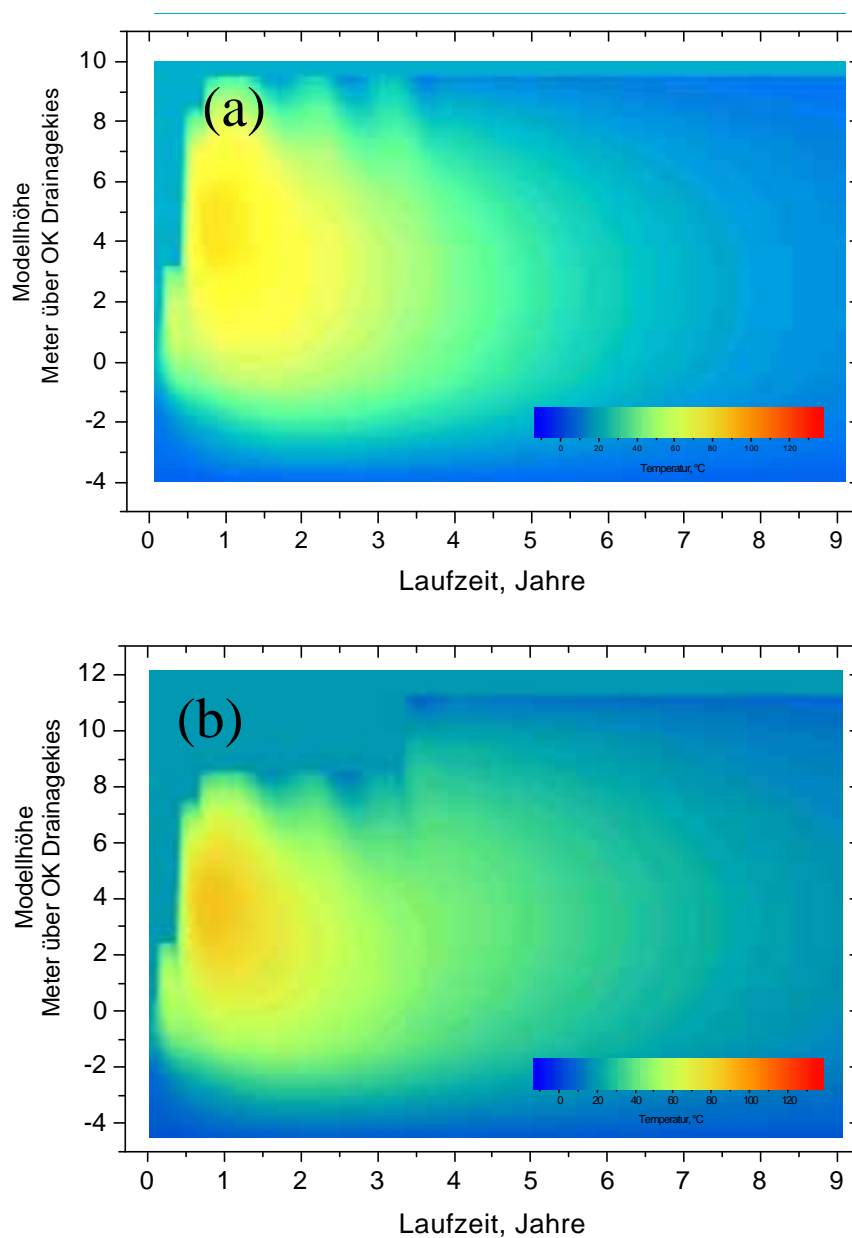


Abb. 82: Über einen Zeitraum von 9 Jahren simulierte Temperaturentwicklung (Szenario 1) auf der Schlackedeponie Großmehring (Profil 1) Dabei wurde wahlweise auf eine Oberflächenabdichtung verzichtet (a), bzw. sie wurde 3 Jahre nach Beginn der Schlackeschüttung aufgebracht (b).

3.6.4.2 Szenario 2

Im zweiten Szenario wurde nun die Temperaturentwicklung der Schlacke auf der Deponie Eberstetten mit einer vorgeschalteten mittleren 5wöchigen Zwischenlagerung der Schlacke und der in Kapitel IV3.6.2.1 (Profil 1) nach dieser Lagerungszeit ermittelten mittleren Anfangsleistung von 26 W/m^3 simuliert. Die Endhöhe der Schlackenschüttung wurde in Anlehnung an die Schlackedeponie Großmehring auf 10 m gesetzt. Tabelle 20 zeigt die gegenüber der Rechnung von Profil 1 (Tabelle 17) veränderten Modellparameter.

Die voraussichtliche Maximaltemperatur wird bei dieser Einbauweise mit 54 °C etwa 665 Tage nach Schüttungsbeginn in einer Höhe von 5 m über Schlackebasis erreicht werden (Abb. 83). An der Unterkante der Schlackeschüttung werden dabei Maximaltemperaturen von 38 °C (830 Tage nach Schüttungsbeginn) erreicht.

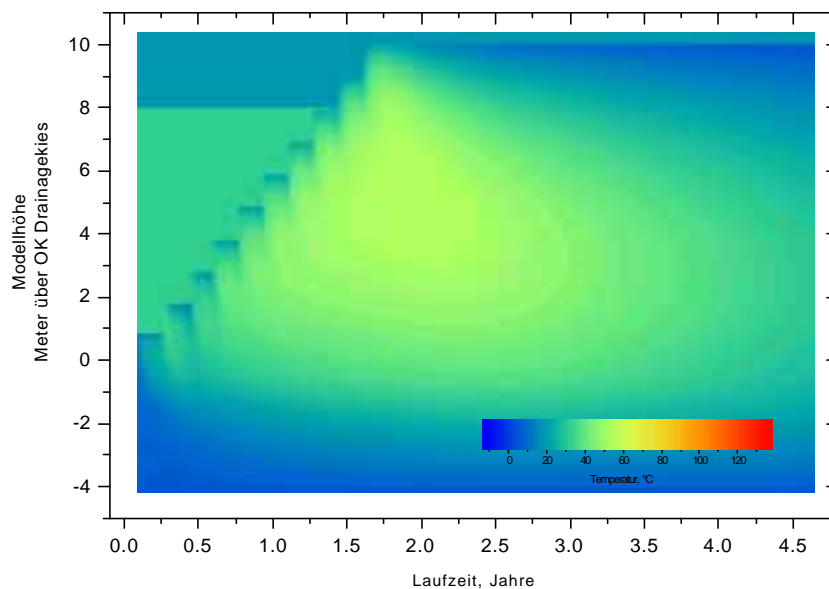


Abb. 83: Über einen Zeitraum von 4,5 Jahren simulierte Temperaturentwicklung der Schlackedeponie Eberstetten bei einer vorherigen 5wöchigen Zwischenlagerung der eingebauten Schlacken (Szenario 2).

Tabelle 20: Anfangs- und Randbedingungen für die Simulation der Temperaturentwicklung (Szenario 2) auf der Deponie Eberstetten bei vorgeschalteter Zwischenlagerung der Schlacken.

Anfangs- und Randbedingungen		
Mittlere Anfangsleistung, $P_{(0)}$		26 W · m ⁻³
Modellhöhe	geologische Barriere	3 m
	Basisabdichtung	1 m
	Schlacke	10 m
	Oberflächenabdichtung	entfällt
Starttemperatur	Schlacke, $T(t=0, 0 < x < x_{max})$	17 °C
	geologische Barriere, $T(t=0, -1 < x < 0)$	7 °C

3.6.4.3 Szenario 3

In einem weiteren Szenario wurde eine lange Zwischenlagerung der Schlacke bei der Einbauweise von Profil 1 simuliert. Durch die längere Zwischenlagerung der Schlacke bedingt, geht deren Anfangsleistung stark zurück (vergl. Kapitel II.2.2 sowie Kapitel IV.2.1); diese wird hier exemplarisch mit 15 W angesetzt. Diese Reduzierung der Anfangsleistung wird mit dem oben ermittelten biexponentiellen Leistungsabfall und einer in Kapitel IV.3.6.2.3 ermittelten mittleren Anfangsleistung der frischen Schlacke von 47 W/m³ nach 3 ± 0,2 Monaten Lagerungszeit erreicht (Abb. 76). Tabelle 21 zeigt die gegenüber der Rechnung von Profil 1 (vergl. Tabelle 17) veränderten Modellparameter.

Im ersten Modellauf (a) wurde die Oberflächenabdichtung direkt nach der Schüttung (250 Tage nach Beginn der Schlackeschüttung) aufgebracht, im zweiten Durchlauf (b) wurde auf eine Oberflächenabdichtung verzichtet.

Tabelle 21: Anfangs- und Randbedingungen für die Simulation der Temperaturentwicklung (Szenario 3) auf einer fiktiven Deponie bei vorgeschalteter längerer Zwischenlagerung (ca. 3 Monate) der Schlacken, wodurch die mittlere Anfangsleistung auf 15 W reduziert wurde.

Anfangs- und Randbedingungen		
Mittlere Anfangsleistung, $P_{(0)}$		15 W · m ⁻³
Modellhöhe	geologische Barriere	3 m
	Basisabdichtung	1 m
	Schlacke	10 m
	Oberflächenabdichtung	entfällt (a)/2 m (b)
Starttemperatur	Schlacke, $T(t=0, 0 < x < x_{max})$	17 °C
	geologische Barriere, $T(t=0, -1 < x < 0)$	7 °C

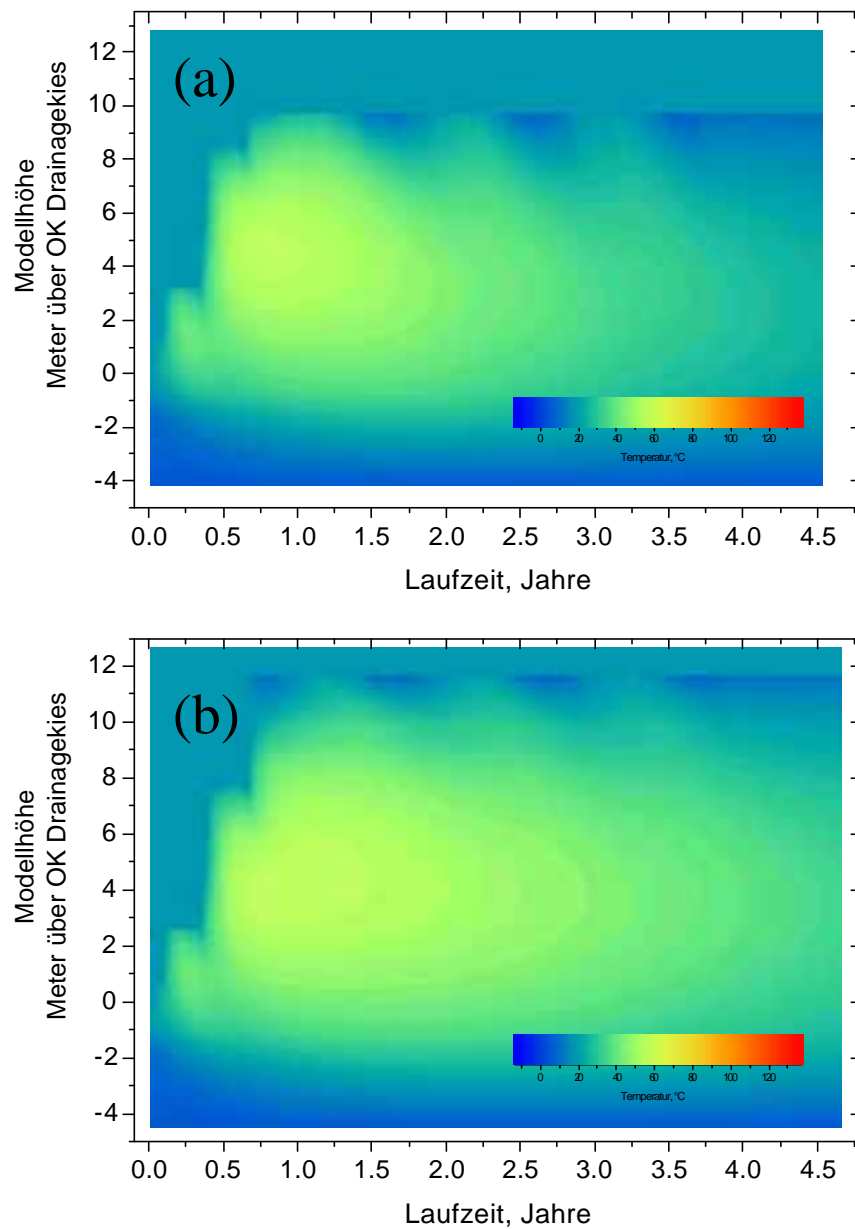


Abb. 84: Über einen Zeitraum von 4,5 Jahren simulierte Temperaturentwicklung einer fiktiven Schlackedeponie bei einer durch eine vorherige Zwischenlagerung der eingebauten Schlacken verringerten Anfangsleistung von 15 W (Szenario 3). Dabei wurde wahlweise auf eine Oberflächenabdichtung verzichtet (a), bzw. sie wurde direkt nach Beendigung der Schlackenschüttung aufgebracht (b).

Sowohl bei der Schüttungsvariante ohne (a), als auch für die mit Oberflächenabdichtung (b), wurde die Maximaltemperatur mit 56 °C nach 300 Tagen im Zentrum der Schlackeschüttung erzielt (Abb. 84). Lediglich in der Abklingrate der Temperatur unterscheiden sich die beiden Simulationen. Ohne die direkt nach Beendigung der Schlackeschüttung aufgebrauchte Oberflächenabdichtung kommt es zu einem beschleunigten Auskühlen des Deponiekörpers (Abb. 84). So liegen die Temperaturen an der Deponiebasis nach dem Simulationszeitraum von 4,5 Jahren bei der nicht abgedeckten Deponie (a) bei 21 °C, in der abgedeckten (b) betragen sie nach gleicher Abkühldauer hingegen 26 °C. Auch im Deponiekern macht sich die Abdeckung bemerkbar, dort liegen die Temperaturen nach 4,5 Jahren bei 24 °C (a) bzw. 32 °C (b).

3.6.4.4 Szenario 4

Da die Deponiebetreiber aus wirtschaftlichen Gründen (geringerer Sickerwasseranfall) auf der Deponie eine nur kleine Deponiefläche aktiv betreiben wollen, liegt es in deren Interesse einzelne Bauabschnitte schnell bis zur maximalen Endhöhe zu verfüllen. Daher wurde in einer weiteren Simulation die Temperaturentwicklung bei schneller Schüttung der im Mittel 5 Wochen zwischengelagerten Schlacke (wie in Profil 2 der Deponie Großmehring realisiert) mit sofortiger Aufbringung einer Oberflächenabdichtung berechnet. Tabelle 22 zeigt die gegenüber der Berechnung von Profil 1 (Tabelle 17) veränderten Modellparameter.

Tabelle 22: Anfangs- und Randbedingungen für die Simulation der Temperaturentwicklung (Szenario 4) auf einer fiktiven Deponie bei vorgeschalteter 5wöchiger Zwischenlagerung der Schlacken, wodurch die Anfangsleistung auf 26 W reduziert wurde.

Anfangs- und Randbedingungen		
Mittlere Anfangsleistung, $P_{(0)}$		26 W · m ⁻³
Modellhöhe	geologische Barriere	3 m
	Basisabdichtung	1 m
	Schlacke	10 m
	Oberflächenabdichtung	2 m
Starttemperatur	Schlacke, $T(t=0, 0 < x < x_{max})$	17 °C
	geologische Barriere, $T(t=0, -1 < x < 0)$	7 °C

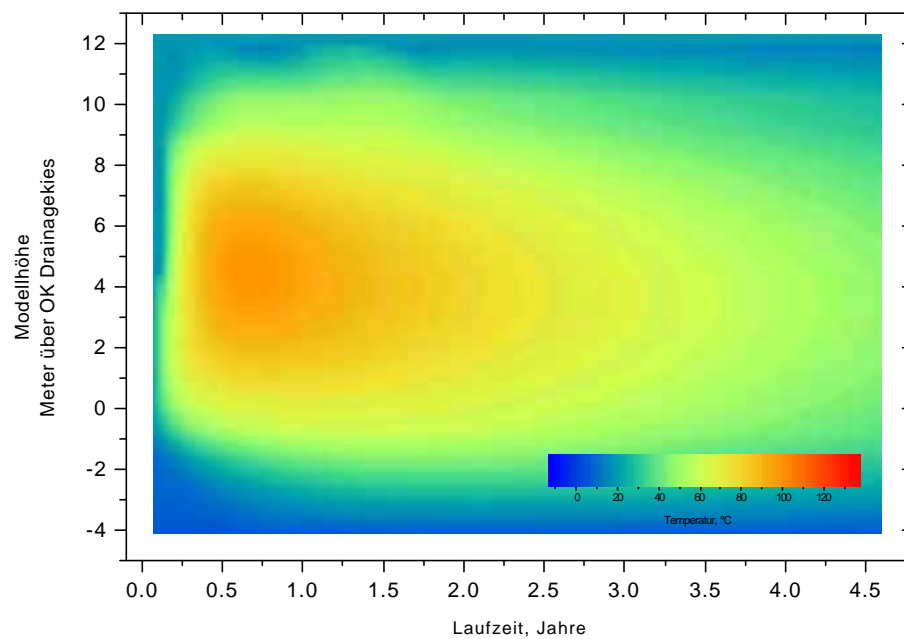


Abb. 85: Über einen Zeitraum von 4,5 Jahren simulierte Temperaturentwicklung im Profil 2 der Schlackedeponie Großmehring bei direkter Aufbringung der Oberflächenabdichtung (Szenario 4).

Bei dieser Simulationsrechnung zeichnete sich ein schneller Anstieg der Temperaturen ab. Die Lage der Maximaltemperaturen verschiebt sich gegenüber der nicht abgedeckten Deponie um einen Meter nach oben, sie liegt hier 6 m über der Schlackenbasis. Dort werden 230 Tage nach Einbau Temperaturen von 97 °C erreicht, an der Basis liegen diese nach 500 Tagen bei 58 °C. Nach 4,5 Jahren Lagerungszeit hatte der Schlackekern eine Temperatur von 45 °C, die Basis verzeichnete zu diesem Zeitpunkt Temperaturen von 34 °C.

3.6.5 Diskussion der Simulationsergebnisse

Die Ergebnisse der Simulation beziehen sich auf einen homogen zusammengesetzten Deponiekörper unter der Annahme von stetig ablaufenden exothermen und endothermen Reaktionen. Aus den Betrachtungen der Deponie wissen wir aber, daß diese als ein extrem inhomogenes Gebilde angesprochen werden muß. Somit kann man bei der Berechnung lediglich von einer „gemittelten Schlacke“ mit einem „gemittelten exothermen Potential“ ausgehen. Dabei ist die ermittelte Leistung als die Summe aus exothermen und endothermen Stoffumsätzen zu sehen.

Chemische und physikalische Faktoren (katalytische Wirkung von erhöhten Temperaturen oder der mitgeführten Sickerwasserfracht), die die Reaktionskinetik im Deponiekörper entscheidend beeinflussen können, konnten bei der Simulation nicht berücksichtigt werden. So wirken sich etwa hohe Temperaturen beschleunigend auf viele Reaktionsgeschwindigkeiten aus [190].

Die Simulation der Temperaturentwicklungen der beiden Profile der Deponie Großmehring führte zu einer berechneten mittleren Anfangsleistung der dort verwendeten Schlacken von 26 W/m^3 .

Bei der Simulation der Temperaturentwicklungen in der Schlackedeponie Eberstetten zeigt sich, daß die durch die fehlende Zwischenlagerung erhöhte Leistung von 47 W/m^3 in dieser Schlackeschüttung zu höheren Temperaturen führen wird. Diese führen in der Konsequenz zu einer stärkeren thermischen Belastung der Sicherheitssysteme an der Basis der Deponie.

Lagert man die Schlacke hingegen vor dem Einbau in der Deponie 3,5 bis 7 Wochen unter freiem Himmel, so kommt es zu einer Reduzierung der mittleren Leistung von anfänglichen 47 W auf lediglich 26 W . Dies führt in der Konsequenz zu niedrigeren Temperaturen im gesamten Deponiekörper und zu einer verminderten thermischen Belastung der Basisabdichtung der Deponie.

Geht man von der ermittelten mittleren Anfangsleistung von 47 W/m^3 aus, so erzielt man bei der ermittelten biexponentiellen Abnahme eine Halbierung der Leistung nach etwa 50 Tagen; nach 210 Tagen ist die Heizleistung der Schlacke auf 10 % ihres Anfangswertes zurückgegangen.

Die Aufbringung einer Oberflächenabdichtung beeinträchtigt die Temperaturabnahme in der Deponie. Bringt man diese erst zu einem späteren Zeitpunkt auf, so reduziert man – bedingt durch die beschleunigte Auskühlung – die thermische Belastung auf die technischen Einbauten.

Vergleichend sei angemerkt, daß die mittlere Anfangsleistung von 47 W/m^3 mit der oben berechneten biexponentiellen Abnahme einer Wärmemenge von 383 MJ/m^3 entspricht, die während der ersten beiden Jahre der Deponielagerung frei werden. Bei einer mittleren Anfangsleistung von 26 W/m^3 werden auf der Deponie während der ersten beiden Jahre 245 MJ/m^3 freigesetzt. Diese Wärmemenge korreliert mit der bei [37] ermittelten Wärme von $311 - 331 \text{ MJ/m}^3$, die aus der Bilanzierung der Phasenumsätze über einen Zeitraum von zwei Jahren berechnet wurde.

Zusammenfassend läßt sich festhalten, daß durch eine längere Zwischenlagerung der Schlacke und der damit verbundenen reduzierten Heizleistung sich eine übermäßige Temperaturzunahme im Deponiekörper stark reduzieren läßt. Daher ist eine Kombination von flächigem Einbau und langer Zwischenlagerung der Schlacke für die nachhaltige Bewirtschaftung einer Schlackedeponie anzustreben.

V Zusammenfassung und Handlungsempfehlungen

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden zur Charakterisierung der thermischen Entwicklung einer Monodeponie aus Schlacken der Müllverbrennung drei vertikale Meßprofile der Aufschüttung der Deponie folgend eingerichtet. Dabei wurden neben den Temperaturentwicklungen auch die Wassergehalte der einzelnen Schlackehorizonte aufgezeichnet. Darüber hinaus wurden an frischen und gealterten Schlacken ingenieur-geologische und geochemische Versuche durchgeführt. Das Alter der untersuchten Schlacken lag zwischen wenigen Wochen und maximal zwei Jahren, wobei die ein- und zweijährigen Schlacken mittels einer Kernbohrung durch den 10 m mächtigen Deponiekörper gewonnen wurden.

Ein Temperaturanstieg in den abgelagerten Schlacken sowie eine zeitabhängige chemische Veränderung des Sickerwassers zeigen, daß die Schlacke in der Deponie nicht inert ist. Um einen Überblick für das Maß der im Schlackematerial ablaufenden

exothermen und endothermen Reaktionen zu erhalten, wurden umfangreiche Temperaturmessungen im Deponiekörper sowie unterschiedliche Versuche im Labor- und Technikumsmaßstab durchgeführt. Die daraus gewonnenen Daten waren die Grundlage für die Entwicklung und Modellierung einer Stoff- und Wärmebilanz des komplexen Systems „Schlackedeponie“. Auf Basis dieses Modellsystems wird unter Einbeziehung von deponierungsspezifischen Parametern (z. B. Zwischenlagerung, Schüttungsintervalle, atmosphärische Einflüsse) ein Modell der Deponie erstellt.

Die im Rahmen der vorliegenden Arbeit untersuchten MVA-Schlacken entstammen einer Monodeponie der Klasse II mit einem Volumen von ca. 40.000 m³ und einer Gesamtmasse von ca. 200.000 t Schlacke. Diese fallen bei der Verbrennung (850 – 1200 °C) von Hausmüll und hausmüllähnlichem Abfall an. Die dabei entstehenden Schmelzprodukte werden über einen Naßentschlacker (Wasserbad mit ca. 70 °C) ausgelesen und zwischen einer bis sechs Wochen auf dem Deponiegelände in Anlehnung an das LAGA-Merkblatt für die Aufbereitung von Schlacken zwischengelagert. Nach der Abtrennung des Schrottanteils und des Überkorns wurde die zwischengelagerte Schlacke in der Deponie auf eine Gesamtmächtigkeit von 10 m eingebaut. In Anlehnung an die TA Siedlungsabfall ist die untersuchte Deponie an ihrer Basis mit einer Kombinationsdichtung ausgestattet. Nach der Deponierung der Schlacken kommt es aufgrund von exothermen Reaktionen zur Freisetzung von Energie, wobei infolge der Lagerungsbedingungen eine Temperaturerhöhung auf bis zu 87,5 °C im Zentrum des Deponiekörpers beobachtet wurde. Diese erhöhten Temperaturen können sich negativ auf die Langzeitstabilität der Deponiebasisabdichtung auswirken.

Bei der Betrachtung der zeitlichen Entwicklung der Temperaturzunahme konnte gezeigt werden, daß das Maß der Zunahme von unterschiedlichen Parametern abhängig ist. So wirkt eine langsame Einbaugeschwindigkeit der Schlacken einer übermäßigen Temperaturentwicklung entgegen. Hält man das Verhältnis von Oberfläche zu Volumen der Deponie möglichst gering, so erhält man eine Schlackeschüttung mit einer großen Oberfläche, über die ein guter Temperatureaustausch mit der Atmosphäre gewährleistet wird. Durch diesen guten Kontakt zur Atmosphäre erreicht man zudem eine verbesserte Durchlüftung des Schlackekörpers, was zu einer besseren Versorgung der Schlacke mit dem für das Ablaufen vieler exothermer Reaktionen wichtigen Kohlendioxids aus der Luft führt.

Bei der Umsetzung der verbesserten Einbaubedingungen auf einer Modelldeponie hat sich gezeigt, daß auch die Dauer der Zwischenlagerung der deponierten Schlacken einen wichtigen Parameter für das Maß der Temperaturentwicklung in der Deponie darstellt. Verzichtet man auf die etwa vierwöchige Zwischenlagerung der Schlacke, so kommt es

zu einem stärkeren Temperaturanstieg, der zu einer höheren Maximaltemperatur in der Deponie führt.

Mittels des bei dieser Arbeit entwickelten Simulationsmodells konnten diese Annahmen für die Temperaturentwicklungen bestätigt werden. Mit Hilfe dieses numerischen Simulationsprogrammes wurde eine Leistung der nicht zwischengelagerten Schlacke ermittelt, die vor deren Einbau in die Deponie im Bereich von 47 W/m^3 liegt. Für eine Schlacke, die etwa 5 Wochen zwischengelagert wurde, reduziert sich diese auf 26 W/m^3 . Strebt man eine langfristige Zwischenlagerung der Schlacken an, so reduziert sich die Leistung des Materials bei Einbau in die Deponie für die drei Monate gelagerte Schlacke auf lediglich 15 W/m^3 . Für die Schlacken aus der Müllverbrennung wurde eine Reduzierung der anfänglichen Leistung mit einem biexponentiellen Verlauf ermittelt. Mit Hilfe dieser Simulation konnte gezeigt werden, daß die Kombination eines flächigen Einbaus mit einer vorangeschalteten Zwischenlagerung der Schlacken zu einer Reduzierung der Temperaturen an der Deponiebasis führt, die in Bezug auf die Gefahr der Schädigung der Sicherungssysteme als unkritisch anzusehen ist.

Bei der Betrachtung der Wassergehalte in der Deponie konnte eine rasche Abnahme auf den Wert der Feldkapazität der Schlacken ermittelt werden. Werte gering unter der Feldkapazität lassen sich durch die temperaturbedingte höhere Verdunstung in erwärmten Deponiebereichen erklären. An der Deponiebasis wurden leicht erhöhte Werte ermittelt, die sich auf einen Aufstau an einer Kapillarschicht zurückführen lassen. Fortschreitende Wasserfronten ließen sich an Hand der von den Feuchtesensoren gelieferten Daten nicht ermitteln. Die Bewegung des Wassers in der Deponie scheint eine Kombination aus „piston flow“ und „preferential flow“ zu sein, wobei eine Quantifizierung der Anteile nicht möglich war. Wegen der Feldkapazität der Schlacke ist mit einer völligen Entwässerung der Deponie nach deren Abdeckung nicht zu rechnen. Jedoch wird es durch den Entzug von frischem Niederschlagswasser zu einer verminderten Reaktionskinetik in der Deponie kommen, was den Zeitraum verlängert, in dem die Deponie als Reaktionsdeponie zu betrachten ist. Es sollte also nach der Ablagerung der Schlacken ein angemessener Zeitraum eingehalten werden, bevor man eine Oberflächenabdeckung aufbringt. Elutionsversuche haben belegt, daß im ersten Jahr der Deponierung der Schlacken die Hauptmasse an mobilisierbaren Ionen über das Sickerwasser aus der Deponie ausgebracht wurde.

Durch eine Abdeckung der Deponie wird darüber hinaus der ungehinderte Austausch mit der Atmosphäre unterbrochen. Dadurch kommt es zu einer Unterversorgung an Kohlendioxid, was zu einer verminderten Reaktionskinetik vieler exothermer Prozesse führt. Untersuchungen der aus Bohrkernen gewonnenen Schlacken und Ergebnisse der

Containerversuche haben gezeigt, daß die Kohlendioxid verbrauchenden Reaktionen zu Beginn der Deponierung ablaufen, womit sich der Einfluß der Reduzierung der Kohlendioxidversorgung auf die in diesem Fall bereits lange abgelagerte Schlacke nur gering auswirkt.

Für den Betrieb einer Monodeponie aus MVA-Schacken ergeben sich aus den bisherigen Untersuchungsergebnissen folgende Empfehlungen:

- Zur Vermeidung hoher und lange anhaltender thermischer Belastungen der Deponiesicherungssysteme ist ein flächiger Einbau der Schlacke anzustreben.
- Sollte die Möglichkeit eines flächigen Einbaus aus betriebstechnischen Gründen nicht gegeben sein, so sollte die Schlacke über einen längeren Zeitraum (drei Monate) unter freiem Himmel zwischengelagert bzw. längere Einbaupausen (drei Monate) zwischen den einzelnen Schüttungen eingelegt werden.
- Bei der Zwischenlagerung sollte für ausreichenden Luftaustausch mit der Umgebung gesorgt werden.
- Die Zwischenlagerung sollte unter einer regelmäßigen Bewässerung erfolgen, so daß ein Teil der exothermen Reaktionen (z. B. Kalklöschung, Metallkorrosion) bereits während der Zwischenlagerung ablaufen könnte. Die exothermen Reaktionen wären vor Einbau in die Deponie so bereits teilweise am Abklingen. Daneben würden viele Schlackebestandteile bereits vor dem Einbau in die Deponie ausgewaschen werden.
- Eine Zwischenlagerungszeit von mindestens drei bis vier Wochen sollte nicht unterschritten werden. Eine längere Zwischenlagerungszeit wirkt sich positiv auf die Temperaturbelastung der Sicherungssysteme der Deponie aus.
- Reinfiltration von Sickerwasser wird die Auslaugung der Schlacke beschleunigen und somit deren Endlagerqualität verbessern.
- Die Entschrottung der Schlacke ist neben deren längeren Zwischenlagerung ein probates Mittel zur Reduzierung der Wärmeentwicklung in der Schlacke.
- Zur nachhaltigen Verbesserung der Schlackequalität sollte, auch wenn sich damit die Dauer der Nachsorgephase verlängert, die Aufbringung einer Oberflächenabdichtung möglichst lange herausgezögert werden.

VI Literatur

- [1] TASI: *Dritte allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz (TA-Siedlungsabfall), technische Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgungen von Siedlungsabfällen, vom 14. Mai 1993, BAnz. Nr.99a* (1993).
- [2] H. Erhard: Aus der Geschichte der Städtereinigung, Erich Schmidt Verlag, Berlin (1964).
- [3] E. de Fodor: Elektrizität aus Kericht, K.u.K. Hofbuchhandlung von Julius Benkö, Budapest (1911).
- [4] B. Bilitewski: Abfallwirtschaft - Eine Einführung, Springer Verlag, Berlin (1994).
- [5] J. L. Domingo, M. Schumacher, L. Müller, J. Rivera, S. Granero, J. M. Llobet: *Evaluating the Environmental Impact of an Old Municipal Waste Incinerator: PCDD/F Levels in Soil and Vegetation Samples*, Journal of Hazardous Materials **A76** (2000) 1-12.
- [6] C. A. Johnson: *Chemische Eigenschaften und Langzeitverhalten der Müllschlacke, Deponierung fester Rückstände aus der Abfallwirtschaft - Endlagerqualität am Beispiel Müllschlacke*, Ittingen, Schweiz (1993).

- [7] C. A. Johnson, S. Brandenberger, P. Baccini: *Acid Neutralizing Capacity of Municipal Waste Incinerator Bottom Ash*, Environ. Sci. Technol. **28** (1995) 142-147.
- [8] T. Lichtensteiger, C. Zeltner: *Wie lassen sich Feststoffqualitäten beurteilen?*, Deponierung fester Rückstände aus der Abfallwirtschaft - Endlagerqualität am Beispiel Müllschlacke, Ittingen, Schweiz (1993).
- [9] T. Lichtensteiger: *Müllschlacken aus petrologischer Sicht*, Geowiss. **14, Heft 5** (1996) 173-179.
- [10] C. Zevenbergen, L. P. van Reeuwijk, J. P. Bradley, R. N. J. Comans, R. D. Schuiling: *Weathering of MSWI Bottom Ash with Emphasis on the Glassy Constituents.*, Journal of Geochemical Exploration **62** (1998) 293-298.
- [11] M. Turk: *Inkrustationen in Entwässerungssystemen von MVA-Schlacke und Klärschlammproben*, Müll und Abfall **9** (1996) 587-594.
- [12] J. Kieser, S. Begand, W. Hanke: *Untersuchungen kausaler Zusammenhänge zwischen Stoffumwandlungsvorgängen und Temperaturverhältnissen in der MVA-Schlackedeponie Offenbach/Main*, in: Umweltplanung, Arbeits- und Umweltschutz, Hessisches Landesamt f. Umweltschutz, S. 1-40, Wiesbaden (1996).
- [13] P. Döll, G. Wessolek: *Bodenphysikalische Eigenschaften und temperaturabhängiger Wasserhaushalt einer Tonabdichtung*, in: LGA Bayern, S. 279-295, (1994).
- [14] P. Döll: *Austrocknungsgefährdung von Basisabdichtungen: Modellierung von Wasser- und Wasserdampfbewegungen in Abdichtungen und Deponiegrund*, in: LGA Bayern S. 151-164, (1997).
- [15] P. Döll: *Austrocknung von Kombinationsdichtungen unter Deponien mit Wärmeentwicklung*, Müll und Abfall **5** (1998) 295-302.
- [16] H. Stoffregen: *Rißgefährdung von Kombinationsdichtungen durch temperaturabhängige Austrocknung*, Müll und Abfall **1** (1999) 29-35.
- [17] KrW-/AbfG: *Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen (Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz - KrW-/AbfG) vom 24. September 1994*, BGBI. III 2129-.27-2 (1994)
- [18] O. E. Meinzer: Hydrology, Dover Publications, New York (1942).
- [19] R. K. Linsley, M. A. Kohler, J. L. H. Paulhus: Applied Hydrology, New York (1949).
- [20] A. Wechmann: Hydrologie, Verlag R. Oldenburg, München (1964).
- [21] C. J. Wiesner: Hydrometeorology, Chapman and Hall, London (1970).
- [22] H. D. Olbrisch: *Beitrag zur Methodik der Datenanalyse bei Lysimeteruntersuchungen*, Dissertation, Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule Aachen (1975).
- [23] G. Mattheß, K. Ubel: Allgemeine Hydrogeologie, Bornträger, Berlin (1983).
- [24] K. Fichtel, W. Beck, J. Giglberger: Auslagverhalten von Rückständen aus Abfallverbrennungsanlagen, Rückstandsdeponie Großmehring, Oldenburg Verlag, München (1983).

- [25] DIN 4049: *Gewässerkunde, Fachausdrücke und Bestimmungen*, Beuth Verlag, Berlin (1974).
- [26] A. Baumgärtner: *Verdunstung, ihre Messung und Berechnung*, 7. Fortbildungslehrgang für Hydrologie, Bad Ems (1975).
- [27] W. Haude: *Zur Bestimmung der Verdunstung auf möglichst einfache Weise*, Mitt. dt. Wetterd. **2** (1955) 1-24.
- [28] P. Baccini, G. Henseler, R. Figi, H. Belevi: *Water and Element Balances of Municipal Solid Waste Landfills*, Waste Management Resources **5** (1987) 483-499.
- [29] L. Bengtsson, D. Bendz, W. Hogland, H. Rosqvist, M. Akesson: *Water Balance for Landfills of Different Age*, Journal of Hydrology **158** (1994)
- [30] J. Reichelt: *Mineralogische Aspekte bautechnischer und umweltrelevanter Eigenschaften von Müllverbrennungsschlacken*, Veröffentlichungen des Institutes für Straßen- und Eisenbahnwesen der Universität Karlsruhe (TH) **47** (1996).
- [31] P. Kräuchi, A. Olschewski, Gubler, T. Lichtensteiger: *Müllverbrennungsschlacke als Wegbaumaterial: Schadstoffauswaschung aus Forstwegen*, Wasser und Boden **11/1995** (1995) 49-53.
- [32] R. Klein, T. Baumann, R. Niessner: *Wärmeentwicklung auf der MVA-Schlackedeponie Großmehring/Ingolstadt*, Entsorgungspraxis **3** (2000) 26-30.
- [33] D. Stoelhorst: *The Use of Waste Materials in Civil Engineering: AVI Slag Can Replace Gravel in Concrete Production*, in: Waste Materials in Construction, J. J. J. R. Goumons, H. A. v. d. Sloot and T. G. Aalbers (Herg.), S. 71, Elsevier Science Publishers, Amsterdam (1991).
- [34] W. H. Chesner, R. J. Collins, T. Fung: *New York State Research Authority Report: Assessment of the Potential Suitability of Southwest Brooklin Incinerator Residue in Asphaltic Concrete Mixes*, Albany, USA (1988).
- [35] T. Lichtensteiger: *Kehrichtschlacke - Bautechnische Verwertung und Deponierung*, in: Emissionsabschätzung für Kehrichtschlacke (Projekt EKESA), B. Stäubli (Herg.), Zürich S. 77-93 (1992).
- [36] J. Hartlén, J. Rockbeck: *Sorted Incinerator Slag Used as Fill Material*, International Conference on Municipal Waste Combustion, Hollywood, Florida (1989).
- [37] C. Speiser: *Exothermer Stoffumsatz in MVA-Schlackedeponien: Mineralogische und geochemische Charakterisierung von Müllverbrennungsschlacken, Stoff- und Wärmebilanz*, Dissertation, Technische Universität München (2001).
- [38] W. Wundt: *Die Streuung bei Abflußmittelwerten*, Wasserwirtschaft **42** (1952) 320-324.
- [39] W. Wundt: *Grundwasservorkommen im Gebiet der oberen Donau*, Gas und Wasser **92** (1951) 141-146.
- [40] W. E. Fuller: *Flood Flows*, Trans. Amer. Soc. Civ. Eng. **77** (1914) 564-617.
- [41] W. Wundt: Gewässerkunde, S. 320, Springer Verlag, Berlin (1953).
- [42] E. Maillet: Mécanique et physique du globe. Essai d'hydraulique souterraine et fluviale, Paris (1905).

- [43] W. Richter, W. Lillich: Abriß der Hydrogeologie, S. 281, Schweizerbarth, Stuttgart (1975).
- [44] J. Dach, I. Obermann, W. Ostrowski: *Wasser- und Gastransport in Deponien mit mechanisch-biologische vorbehandelten Abfällen*, Wasser und Boden **6** (1997) 9-14.
- [45] J. Hartlén, P. Elander: *Residues from Waste Incineration - Chemical and Physical Properties*, Swedish Geotechnical Report SGI Varia, Linköping, Sweden **172** (1986)
- [46] I. Geoteknisk: *Laboratorieunder sogelese: hvidovre*, Auedorevaerket. sag 16004776 (1992).
- [47] C. C. Wiles: *Municipal Solid Waste Combustion Ash: State of the Knowledge*, Journal of Hazardous Materials **47** (1996) 325-344.
- [48] T. Lege, O. Kolditz, W. Zielke: Strömungs- und Transportmodellierung, Springer, Berlin (1996).
- [49] C. A. Johnson, A. Richner, T. Vitvar, N. Schittli, M. Eberhard: *Hydrological and Geochemical Factors Affecting Leachate Composition in MSWI Bottom Ash. Part I: The Hydrology of Landfill Lostorf*, Journal of Contaminant Hydrology **33** (1998) 361-376.
- [50] C. A. M. Brenninkmeijer, W. G. Mook: *A Batch Process for Direct Conversions of Organic Oxygen and Water to CO₂ for ¹⁸O/¹⁶O Analysis*, Int. J. Appl. Radiat. Isot. **32** (1981) 137-141.
- [51] P. Maloszewski, H. Moser, W. Stichler, P. Trimborn: *Isotope Hydrology Investigations in Large Refuse Lysimeters*, Journal of Hydrology **167** (1995) 149-166.
- [52] H. Craig: *Standard for Reporting Concentrations of Deuterium and Oxygen-18 in Natural Waters*, Science **133** (1961) 1833-1834.
- [53] J. Schröter: *Mikro- und Makrodispersivität poröser Grundwasserleiter.*, Meyniana **36** (1984) 1-34.
- [54] W. Kinzelbach: Numerische Methoden zur Modellierung des Transports des Grundwassers., S. 343, München (1992).
- [55] T. T. Eighmy, J. D. Eusden, Jr., K. Marsella, J. Hogan, D. Domingo, J. E. Krzanowski, D. Stampfli: *Particle Petrogenesis and Speciation of Elements in MSW Incineration Bottom Ashes*, Stud. Environ. Sci. **60** (1994) 111-136.
- [56] TAUW: *Veabrin kwaliteitskontrolle van AVI-slakken '87- '88*, Deventer, NL (1988).
- [57] A. E. Chandler, J. Hartlén: *Municipal Solid Waste Incinerator Residues*, Studies in Environmental Science **67** (1997)
- [58] S. Dugenes: *MSWI Bottom Ash: Characterization and Kinetic Studies of Organic Matter*, Environ. Sci. Technol. **33** (1999) 1110-1115.
- [59] C. S. Kirby, J. D. Rimstidt: *Mineralogy and Surface Properties of Municipal Solid Waste Ash*, Environ. Sci. Technol. **27, No. 4** (1993) 652-660.
- [60] G. Pfrang-Stotz, J. Reichelt: *Charakterisierung und Bewertung von Müllverbrennungsschlacken aus 15 Müllverbrennungsanlagen unterschiedlicher Verfahrenstechnik*, Müll und Abfall **5** (1999) 262-271.

- [61] G. Pfrang-Stotz, J. Reichelt: *Müllverbrennungsschlacken - Mineralogie, Elutionsverhalten und technische Eigenschaften*, Baustoff Recycling & Deponietechnik **2** (1996) 5-8.
- [62] C. Speiser, T. Baumann, R. Nießner: *Morphological and Chemical Characterization of Calcium-Hydrate Phases Formed in Alteration Processes of Deposited Municipal Solid Waste Incinerator Bottom Ash*, Environ. Sci. Technol. **34** (2000) 5030-5037.
- [63] C. Speiser, T. Baumann, R. Niessner: *Characterization of Municipal Solid Waste Incineration (MSWI) Bottom Ash by Scanning Electron Microscopy and Quantitative Energy Dispersive X-Ray Microanalysis (SEM/EDX)*, Fresenius J. Anal. Chem. **370** (2001) 752-759.
- [64] A. Stämpfli, H. Belevi, R. Fontanive, P. Baccini: *Reactions of Bottom Ash from Municipal Solid Waste Incinerators and Construction Waste Samples with Water*, Dübendorf, Schweiz (1990).
- [65] J. Vehlouw, G. Pfrang-Stotz, J. Schneider: *Reststoffcharakterisierung, -behandlung, -verwertung, Symposium 25 Jahre LIT, 5 Jahre TAMARA, Forschung und Entwicklung am Kernforschungszentrum Karlsruhe zur Hausmüllverbrennung*, Karlsruhe (1992).
- [66] U. Förstner, G. Hirschmann: *Langfristiges Deponieverhalten von Müllverbrennungsschlacken*, Technische Universität Hamburg/Harburg, (1997).
- [67] C. Zevenbergen, R. N. J. Comans: *Geomechanical Factors Controlling the Mobility of Major Elements During Weathering of Municipal Solid Waste Incinerator (MSWI) Bottom Ash*, Stud. Environ. Sci. **60** (1994) 179-194.
- [68] J. A. Meima, R. N. J. Comans: *Geochemical Modeling of Weathering Reactions in Municipal Solid Waste Incinerator Bottom Ash*, Environ. Sci. Technol. **31** (1997) 1269-1276.
- [69] H. Belevi, C. A. Johnson, T. Lichtensteiger: *Emissionsabschätzung für Kehrichtschlacken*, BMBF Statusseminar, Projekt EKESA, Zürich (1992).
- [70] P. Baccini, B. Gamper: *Deponierung fester Rückstände aus der Abfallwirtschaft - Endlagerqualität am Beispiel Müllschlacke*, Zürich (1993).
- [71] C. A. Johnson: *Das Langzeitverhalten von Müllschlacken im Hinblick auf die Mobilität von Schwermetallen und Salzen*, Müll und Abfall **31** (1994) 92-97.
- [72] C. A. Johnson, M. Kaeppli, S. Brandenberger, A. Ulrich, W. Baumann: *Hydrological and Geochemical Factors Affecting Leachate Composition in Municipal Solid Waste Incinerator Bottom Ash. Part II. The Geochemistry of Leachate from Landfill Lostdorf, Switzerland*, Journal of Contaminant Hydrology **40** (1999) 239-259.
- [73] C. A. Johnson, M. G. Schaap, K. C. Abbaspour: *Model Comparison of Flow Through a Municipal Solid Waste Incinerator Ash Landfill*, Journal of Hydrology **243** (2001) 55-72.
- [74] J. A. Meima, R. N. J. Comans: *Application of Surface Complexation/Precipitation Modeling to Contaminant Leaching from Weathered Municipal Solid Waste Incinerator Bottom Ash*, Environ. Sci. Tech. **32** (1998) 688-693.
- [75] J. Meima: *The Leaching of Trace Elements from MSWI Bottom Ash at Different Stages of Weathering*, Applied Geochemistry **14** (1999) 159-171.

- [76] C. Ludwig, C. A. Johnson, M. Käppeli, A. Ulrich, S. Riediker: *Hydrological and Geochemical Factors Controlling the Leaching of Cemented MSWI Air Pollution Control Residues: A Lysimeter Field Study*, Journal of Contaminant Hydrology **42** (2000) 253-272.
- [77] H. Huber, M. Jaros, P. Lechner: *Langfristiges Emissionsverhalten von MVA-Schlacke*, Wasser und Boden **2** (1998) 14-18.
- [78] K. Ludvigsen, O. Hjelmar: *Vurdering af slagge fra affaldsforbraendingsanlaeg*, Horsholm, Dänemark (1992).
- [79] T. T. Eighmy, D. Gress, X. Zhang, S. Tarr, I. Whitehead: *Bottom Ash Utilization Evaluation for the Concord, New Hampshire Waste-to-Energy Facility*, Environmental Research Group Interim Report, Durham, USA (1992).
- [80] E. R. Berg, J. A. Neal: *Municipal Solid Waste Bottom Ash as Portland Cement Concrete Ingredient.*, ASCE Journal of Materials in Civil Engineering **10** (1998) 168-173.
- [81] H. S. Buijtenhek, J. J. Stekete, J. H. de Zeeuw: *Praxisbezogene Entwicklung und Techniken zur gezielten Schlackewäsche*, Müll und Abfall Beiheft **31** (1994) S. 82.
- [82] T. Lichtensteiger: *Produkte der thermischen Abfallbehandlung als mineralische Zusatzstoffe in Zement und Beton*, Müll und Abfall **2** (1997) 80-84.
- [83] J. J. Stekete, L. G. Urlings: Environmental Aspects of Construction with Waste Materials, Elsevier Science, Amsterdam (1994).
- [84] D. O. Reimann: *Verwertungsmöglichkeiten von Müllverbrennungsschlacke*, Müll und Abfall **9** (1992) 609-619.
- [85] F. G. Simon, V. Schmidt, B. Carcer: *Alterungsverhalten von MVA-Schlacken*, Müll und Abfall **11** (1995) 759-764.
- [86] H. U. Hartenstein, M. Horvay: *Overview of Municipal Waste Incineration Industry in West Europe (Based on the German Experience)*, Journal of Hazardous Materials **47** (1996) 19-30.
- [87] T. Lichtensteiger: *Langzeitverhalten von Schlacken in Deponien*, VDI-Bildungswerk, Seminar 16./17.3.92, München (1992).
- [88] ATV: Rückstände aus thermischer Abfallbehandlung, Abwassertechnische Vereinigung, Hennef (1998).
- [89] LAGA: Merkblatt über die Entsorgung von Abfällen aus Verbrennungsanlagen für Siedlungsabfälle, S. 30, Berlin (1994).
- [90] J. D. Eusden, T. T. Eighmy, K. Hockert, E. Holland, K. Marsella: *Petrogenesis of Municipal Solid Waste Combustion Bottom Ash*, Applied Geochemistry **14** (1999) 1073-1091.
- [91] T. Lichtensteiger: *Deponieverhalten von Schlacken aus Rostfeuerungsanlagen*, VDI-Bildungswerk, Seminar 9./10.3.95, München (1995).
- [92] C. Zeltner: *Petrologische Evaluation der thermischen Behandlung von Siedlungsabfällen über Schmelzprozesse*, Zürich (1998).

- [93] H. Burg: *Chemisch- mineralogische Untersuchungen von Müllverbrennungsschlacke: Zusammensetzung, Alterungsverhalten, bauphysikalische Eigenschaften.*, Diplomarbeit am Lehrstuhl für Mineralogie an der Universität München (1999).
- [94] J. Hartlén, T. Lundgren: *Utilization of Incinerator Bottom Ash-Legal, Environmental and Engineering Aspects*, in: Waste Materials in Construction, J. J. J. R. Goumans, H. A. v. d. Sloot and T. G. Albers (Herg.), S. 207, Elsevier Scientific Publishers, Amsterdam (1991).
- [95] K. H. Gardner: *Characterization of Leachates from Municipal Incinerator Ash Materials*, Dissertation, Clarkson University, NE, USA (1991).
- [96] D. S. Kosson, T. T. Kosson, H. v. d. Sloot: *U.S. EPA Program for Evaluating of Treatment and Utilization of Municipal Waste Combustor Residues - Phase I: Laboratory Testing*, Cincinnati, USA (1992).
- [97] T. L. Theis, K. H. Gardner: *Environmental Assessment of Ash Disposal*, CRC Crit. Rev. Environ. Control (1990)
- [98] G. Hirschmann, U. Förstner: *BMBF-Verbundforschungsvorhaben "Deponiekörper" (mineralisierte Abfälle) Deponieverhalten von Schlacken aus Abfallverbrennungsanlagen für Hausmüll*, in: Deponietechnik 1996, S. 85-100, Berlin (1996).
- [99] G. Pfrang-Stotz, J. Schneider: *Comparative Studies of Waste Incineration Bottom Ashes from Various Grate and Firing Systems, Conducted with Respect to Mineralogical and Geochemical Methods of Examination*, Waste Management and Research **13** (1995) 273-292.
- [100] H. Soulard, A. Provost: *CMASN at 1 Bar from Low to High Na₂O Contents: Topology of an Analogue for Alkaline Basic Rocks.*, Chem. Geol. **96** (1992) 459-477.
- [101] H. Belevi: *Wie wird die Schlacke erzeugt?*, Deponierung fester Rückstände aus der Abfallwirtschaft - Endlagerqualität am Beispiel Müllschlacke, Ittingen, Schweiz (1993).
- [102] L. Barbieri, A. Corradi, I. Lancellotti: *Bulk and Sintered Glass-Ceramics by Recycling Municipal Incinerator Bottom Ash*, Journal of the European Ceramic Society **20** (2000) 1637-1643.
- [103] J. A. Stegmann, J. Schneider: *Leaching Potential of Municipal Solid Waste Incinerator Bottom Ash as a Function of Particle Size Distribution*, in: Waste Materials in Construction, J. J. J. R. Goumans, H. A. v. d. Sloot and T. G. Aalbers (Herg.), S. 135, Elsevier Science Publishers, Amsterdam (1991).
- [104] B. Gade, H. Westermann, A. Heindl: *Stoffbilanz und Deponieverhalten am Beispiel der Sonderabfalldeponie Raindorf*, Schwabach (1996).
- [105] H. A. v. d. Sloot, R. N. J. S. Comans, T. T. Eighmy, D. S. Kosson: *Interpretation of Municipal Solid Waste Residue Leaching Data in Relation to Utilization and Disposal*, in: Rückstände aus der Müllverbrennung, M. Faulstich (Herg.), S. 331-346, EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik, Berlin (1992).
- [106] J. G. Ackers, J. F. DeBoer, P. DeJong, R. A. Wolschrijn: *Radioactivity and Radon Exhalation Rates of Building Materials in the Netherlands*, Sci. Total Environ **45** (1985) 151-156.
- [107] W. L. Lindsey: Chemical Equilibria in Soils, J. Wiley & Sons, New York (1979).

- [108] B. Hentschel: *Vergleichende mineralogische und chemische Untersuchungen an Rostschlacken aus Anlagen zur thermischen Abfallbehandlung - Alterungsverhalten und Einfluß der Anlagenbetriebsweise*, Aachen (1998).
- [109] H. Belevi, D. M. Stämpfli: *Chemical Behavior of Municipal Solid Waste Incineration Bottom Ash in Monofills*, Waste Management and Research **10** (1992) 153-167.
- [110] U. Lahl: *Verwertung von MVA-Schlacken nach konventioneller Aufbereitung II*, Müll und Abfall **9** (1992) 619-633.
- [111] U. Lahl: *Schlackeaufbereitung durch Alterung und Laugung*, in: Beiheft zu Müll und Abfall, S. 86-91, Berlin (1994).
- [112] T. T. Ernst, H. H. Falius, K. Lhotzky: *Einfluß der Einbautechnik auf die Temperaturentwicklung deponierter Verbrennungsrückstände am Beispiel der SAD Rondeshagen*, in: Deponietechnik 1996, E. Schmidt (Herg.), S. 185-200, Berlin (1996).
- [113] U. Lahl, R. Struhl: *Verwertung von Müllverbrennungsschlacken aus der Sicht des Grundwasserschutzes*, Vom Wasser **80** (1993) 341-355.
- [114] C. R. Schweizer, C. A. Johnson: *Zementchemie in Verbrennungsrückständen*, Zürich (1995).
- [115] R. V. Fisher, H. U. Schmicke: Pyroclastic Rocks, Springer Verlag, Berlin (1984).
- [116] J. L. Crovisier, J. Honnorez: *Dissolution of Basaltic Glass in Seawater: Mechanism and Rate*, Geochimica et Cosmochimica Acta **51** (1987) 2977-2990.
- [117] M. Kersten, C. Moor: *Emissionspotential einer Müllverbrennungsschlacken-Monodeponie für Schwermetalle*, Müll und Abfall **11** (1995) 748-758.
- [118] M. Kersten: *Emissionspotential einer Schlackenmonodeponie*, Geowissenschaften **14** (1996) 180-185.
- [119] AGW: *Emissionsabschätzung für Kehrichtschlacke*, Zürich (1992).
- [120] P. Obermann, S. Cremer: Mobilisierung von Schwermetallen in Porenwässern von belasteten Böden und Deponien: Entwicklung eines aussagekräftigen Elutionsverfahrens, S. 127, Landesamt f. Wasser und Abfall NRW, Düsseldorf (1992).
- [121] R. N. J. S. Comans, H. A. v. d. Sloot, P. Bonouvrie: *Geochemical Reactions Controlling the Solubility of Major and Trace Elements During Leaching of Municipal Solid Waste Incinerator Residues*, Proceedings 1993 International Conference of Municipal Wasete Combustion, Pittsburgh, Penn., USA (1993).
- [122] M. Kersten, B. S. Dobrick, T. Lichtensteiger, C. A. Johnson: *Speciation of Cr in Leachates of a MSWI Bottom Ash Landfill*, Environ. Sci. Technol. **32** (1998) 1398-1403.
- [123] T. Marzi, S. Palitzsch, R. Beckmann, R. Kümmel, A. Beard, K. Keldenisch: *Wirkungsmechanismen bei der Alterung von Müllverbrennungsaschen*, Müll und Abfall **5** (1998) 316-322.
- [124] G. Hirschmann, U. Förstner: *Langzeitprognosen zum Sickerwasseraustrag von Schwermetallen aus Deponien von Müllverbrennungsschlacken*, Acta hydrochim. hydrobiol. **28** (2000) 262-271.

- [125] B. Gallenkemper, D. Regener: *Emissionsarmer Einsatz von Bauschutt, Straßenaufbruch und Rost- und Kesselaschen aus der Müllverbrennung*, Düsseldorf (1993).
- [126] J. E. M. Lellan, P. L. Cote: *Guide for the Selection of Leaching Test*, Abstract Presented before the Division of Environmental Chemistry, Dallas, Texas (1989).
- [127] M. Faulstich, F. Tidden: *Auslaugverhalten für Rückstände*, Abfallwirtschaftsjournal **2** (1990) 646-656.
- [128] I. Blankenhorn: *Derzeitige Anwendung und Entwicklung von Elutionsverfahren*, Texte und Berichte zur Altlastenbearbeitung, Karlsruhe (1994).
- [129] G. Pfrang-Stotz, J. Reichelt: *Lysimeterversuche an Müllverbrennungsschlacken unter besonderer Berücksichtigung mineralogischer Einflüsse*, Beih. Europ. J. Mineral **8** (1996) 212.
- [130] H. Kaes-Hoppe: *Forschungsbericht Umweltbundesamt Nr. 10202307: Untersuchungen zum Reinigungsvermögen des Untergrundes bei direkter und indirekter Einleitung von toxischen Schwermetallen*, Berlin (1986).
- [131] DIN 38414: *Deutsches Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Schlamm und Sedimente (Gruppe S); Bestimmung der Eluierbarkeit mit Wasser (S 4)*, Beuth, Berlin/Köln (1984).
- [132] M. Faulstich, H. Dorner, R. Koralewska, O. Gohlke, J. Horn, M. Busch: *Prozessintegrierte Behandlung von Rostaschen aus der Hausmüllverbrennung*, Müll und Abfall **3** (2000) 18-25.
- [133] TVA: *Technische Verordnung über Abfälle*, Bern (1991).
- [134] A. M. Fällmann: *Leaching Tests*, International Seminar on Leach Tests, Swedish Environmental Protection Agency, Solna, Sweden (1990).
- [135] R. Wienberg, U. Förstner, G. Hirschmann: *Zur Verfestigung von Abfällen und den Prüfverfahren für verfestigte Abfälle*, in: Behandlung von Sonderabfällen, K. J. Thome-Kozmiensky (Herg.), S. 407-427, Berlin (1990).
- [136] M. Kersten, C. Moor, C. A. Johnson: *Speciation of Trace Metals in Leachate from a MSWI Bottom Ash Landfill*, Applied Geochemistry **12** (1997) 675-683.
- [137] H. K. Roffmann: *Resources Recovery Report*, Sixth Int. Conf. on Municipal Solid Waste Combustor Ash Utilisation, Arlington, VA (USA) (1993).
- [138] S. E. Sawell, T. W. Constable, R. K. Klicius: *The National Incinerator Testing and Evaluating Programm*, Ottawa, Kanada (1990).
- [139] T. R. Bridle, S. E. Sawell: *NITEP Phase I: Testing at the Prince Edward Island Energy-From-Waste Facility*, (1986).
- [140] S. E. Sawell, T. W. Constable, R. K. Klicius: *The National Incinerator Testing and Evaluating Programm: Evaluating of Contaminant Leachability from Residues Collected at a Municipal Waste Combustion Facility*, Ottawa, Kanada (1989).

- [141] D. O. Reimann: *Beschaffenheit und Verwertungsmöglichkeiten von MV-Schlacke - Gesamtübersicht*, in: Entsorgung von Schlacken und sonstigen Reststoffen, D. O. Reimann (Herg.), S. 30-37, Erich Schmidt Verlag, Berlin (1994).
- [142] P. H. Brunner, H. Moench, S. M. Dow: *Organic Carbon in the Residues of Waste Incineration*, Dubendorf, Schweiz (1987).
- [143] K.-E. Quentin: Trinkwasser, S. 383, Berlin (1988).
- [144] G. L. Klemann, W. R. Strohl: *Acetat Metabolism by E. Coli*, Applied and Environmental Microbiology **60** (1994) 3952-3958.
- [145] G. Gottschalk: Bacterial Metabolism, Springer Verlag, New York, Berlin (1986).
- [146] T. Jäger: *Untersuchungen zur Kompostierung in Laboranlagen: Bilanzierung, Mikrobiologie und Celluloseabbau*, Dissertation, TU Darmstadt (1997).
- [147] C. G. Golueke, L. F. Diaz: *Historical Review of Composting and its Role in Municipal Waste Management*, in: The Science of Composting, M. Bertoldi, P. Sequi, B. Lemmes and T. Papi (Herg.), Blackie Academic & Professional, London (1986).
- [148] D. Uhlmann: Hydrobiologie, S. 345, Stuttgart (1975).
- [149] F. Scheffer, P. Schachtschabel: Lehrbuch der Bodenkunde, S. 494, Stuttgart (1998).
- [150] L. Manna, M. C. Zanetti, G. Genon: *Modeling Biogas Production at Landfill Site*, Resources, Conservation and Recycling **26** (1999) 1-14.
- [151] H. Kuntze, G. Roeschmann, G. Schwerdtfeger: Bodenkunde, Stuttgart (1994).
- [152] D. H. Komilis, R.K.; Stegmann, R: *The Effect of Municipal Solid Waste Pretreatment on Landfill Behavior: a Literature Review*, Waste Management and Research **17** (1999) 10-19.
- [153] D. D. Coleman, J. B. Risatti: *Fractionation of Carbon and Hydrogen Isotopes by Methane-Oxidizing Bacteria*, Geochimica and Cosmochimica Acta **45** (1981) 1033-1037.
- [154] K. C. Hackley, C. L. Liu, D. D. Coleman: *Environmental Isotope Characteristics of Landfill Leachates and Gases*, Ground Water **35** (1996) 827-836.
- [155] L. L. Jahnke, R. E. Summons, J. M. Hope, D. J. D. Marais: *Carbon Isotopic Fractionation in Lipids from Methanotrophic Bacteria II*, Geochimica and Cosmochimica Acta **63** (1999) 79-93.
- [156] Y. Takai: *The Mechanism of Methane Fermentation in Flooded Paddy Soil*, Soil Sci. Plant. Nutr. **16** (1970) 238-244.
- [157] P. H. Smith, R. A. Mah: *Kinetics of Acetate Metabolism During Sludge Digestion*, Applied Microbiology **14** (1966) 368-371.
- [158] D. D. Coleman, C. L. Liu, K. C. Hackley, S. R. Pelfrey: *Isotopic Identification of Landfill Methane*, Environmental Geoscience **2** (1995) 95-103.
- [159] O. S. Todd, J. P. McKinley: *Abiotic Controls on H₂ Production from Basalt*, Environ. Sci. Technol. **34** (2000) 826-831.

- [160] D. S. O'Hanley: Serpentinites Records of Tectonic and Petrological History, Oxford University Press, New York (1996).
- [161] J. A. Apps, P. C. van de Kamp: *The Future of Energy Gases*, EPA-Report, Reston, VA, USA (1993).
- [162] G. Kluge, H. Saalfeld, W. Dannecker: *Untersuchungen des Langzeitverhaltens von Müllverbrennungsschlacken beim Einsatz im Strassenbau*, Berlin (1981).
- [163] LIRPB: *The Potential for Use of Waste-to-energy Facility Ash*, EPA-Report, Reston, VA, USA (1993).
- [164] U. Nienhaus, I. Polednik: *Jahresbericht, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen*, (1996).
- [165] A. Hoch: *Statische Berechnungen von Sickerwasserrohren unter Abfalldeponien*, in: LGA Bayern, S. 105-120, (1988).
- [166] G. W. Ehrenstein: *Alterungsverhalten von Kunststoffen*, mdl. Mitteilung (1997).
- [167] C. Dittmar, K.-M. Gottheil, T. Mossotter: *Kombinationsdichtungen für Deponien - Versuche zum Verhalten unter thermischer Belastung*, Z. dt. geol. Ges. **141** (1990) 364-368.
- [168] H.-J. Collins: *Stellungnahme zu: Zur Gefahr der Schrumpfrißbildung mineralischer Basisabdichtungen unter Kunststoffdichtungsbahnen*, Wasser und Boden **12/1991** (1991) 783-.
- [169] U. Holzlöhner: *Austrocknung und Rißbildung in mineralischen Schichten der Deponiebasisabdichtung*, Wasser und Boden **5/1992** (1992) 289-293.
- [170] B. W. Müllner: *Temperaturmessungen in Hausmülldeponien*, in: LGA Bayern, S. 179-185, (1993).
- [171] I. Jefferson, C. Roger: *Liquid Limit and the Temperature Sensitivity of Clays*, Engineering Geology **49** (1998) 95-109.
- [172] E. Hering, R. Martin, M. Stohrer: Physik für Ingenieure, VDI Verlag, Düsseldorf (1992).
- [173] F. P. Incropera, D. P. Witt: Fundamentals of Heat and Mass Transfer, John Wiley and Sons, New York (1990).
- [174] M. S. Finstein, F. C. Miller, P. F. Strom: *Waste Treatment Composting as a Controled System*, in: Biotechnology, H. J. Rehm and G. Reed (Herg.), S. 363-398, VCH-Verlag, Weinheim 1986.
- [175] J. A. Hogan, F. C. Miller, M. S. Finstein: *Physical Modeling of the Composting Ecosystem*, Applied and Environmental Microbiology **55** (1989) 1082-1092.
- [176] U. Wagner, L. Rouvel, H. Schaefer: Nutzung regenerativer Energien, S. 425, Lehrstuhl für Energiewirtschaft und Kraftwerkstechnik der Technischen Universität München, München (1997).
- [177] W. Grajeck: *Thermodynamic Principles of Aerated Pile Composting*, Journal of Fermentation Technology **66** (1988) 675-679.

- [178] H. V. M. Hamelers: *A Theoretical Model of Composting Kinetics*, in: Science and Engineering of Composting, H. J. Hoitink and H. M. Keener (Herg.), S. 36-58, Proc. Intern. Composting Res. Symp., 27-29 März 1992, Columbus, Ohio (1993).
- [179] R. T. Haug: The Practical Handbook of Compost Engineering, Lewis Publishers, Boca Raton, Florida (1993).
- [180] K. J. Thome-Kozmiensky: Thermische Abfallbehandlung, EF Verlag für Energie- und Umwelt technik, Berlin (1994).
- [181] W. Comfère: *Erfahrungen mit Abfallverbrennung*, in: Thermische Restabfallbehandlung, B. Bilitwski, M. Faulstich and A. Urban (Herg.), Erich Schmidt Verlag, Berlin (1996).
- [182] DIN 18123-5: Bestimmung der Korngrößenverteilung durch Sedimentation, Beuth, Berlin (1983).
- [183] H. Jerz: *Erläuterungen zur Geologischen Karte von Bayern, 1:500000*, S. 149-151, Bayer. Geologisches Landesamt, München (1981).
- [184] R. Klein, C. Speiser, T. Baumann, R. Niessner: BayFORRESTö-Projektbericht F158: *Exothermer Stoffumsatz in MVA-Schlackedeponien*, Lehrstuhl für Hydrochemie, Hydrogeologie und Umweltanalytik der Technischen Universität München (1999)
- [185] DIN 19685: *Klimatologische Standortuntersuchungen, Ermittlung Meteorologischer Größen*, Beuth, Berlin (1998).
- [186] Ö-NORM-L1069: *Österreichische Norm zur Bestimmung der Feldkapazität in Böden*, Wien (1997).
- [187] DIN 18130-1: *Bestimmung des Wasserdurchlässigkeitsbeiwertes, Laborversuche*, Beuth, Berlin (1989).
- [188] G. C. Topp, J. L. Davis, A. P. Annan: *Electromagnetic Determination of Soil Water Content: Measurements in Coaxial Transmission Lines*, Water Resour. Res. **16** (1980) 574-582.
- [189] M. Stacheder: Die Time Domain Reflectometry in der Geotechnik, S. 170, Angew. Geol. Karlsruhe, Karlsruhe (1996).
- [190] O. Henning: Technologie der Bindebaustoffe, Verlag für Bauwesen, Berlin (1989).
- [191] DIN 18121: *Wassergehalt - Bestimmung durch Ofentrocknung*, Beuth, Berlin (1976).
- [192] T. Baumann, M. Schneider: *Dynamik des Wasserhaushalts von Hausmülldeponien*, Entsorgungspraxis **3** (1998) 45-49.
- [193] G. Kaiser: *Hydrogeologische Untersuchungen im Niederschlagsgebiet der Ohm (Hessen)*, Gießener geologische Schriften **10** (1976) 210.
- [194] T. Baumann, R. Nießner: *Markierungsversuch auf der Zentraldeponie Wilsum*, München (2000).
- [195] K. Ernst: *Untersuchungen über Phasenumwandlungen an reinen Eisenoxiden im Hinblick auf die atmosphärische Korrosion*, Dissertation, Universität Erlangen-Nürnberg (1984).

-
- [196] H. P. Blume, G. Brümmer: *Prognose des Verhaltens der Schwermetalle in Böden*, Mittlg. Dtsch. Bodenkdl. Ges. **53** (1987) 111-117.
- [197] T. Priester, R. Köster, S. H. Eberle: *Charakterisierung kohlenstoffhaltiger Bestandteile in Hausmüllverbrennungsschlacken unter besonderer Berücksichtigung organischer Stoffe*, Müll und Abfall **6** (1996) 387-398.
- [198] H. Gimmler, B. Fuchs, C. Track: *Schädlich oder umweltverträglich: MHKW Schlacke - ein Zankapfel zwischen Ökologie und Ökonomie.*, Biologie in unserer Zeit **29** (1999) 79-89.
- [199] K. C. Hackley, C. L. Liu, D. Trainor: *Isotopic Identification of the Source of Methane in Subsurface Sediments of an Area Surrounded by Waste Disposal Facilities*, Applied Geochemistry **14** (1999) 119-131.
- [200] R. Sommer, C. Heiss-Ziegler: *Isotope Research on Municipal Waste Using Landfill Simulation Reactors*, International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Italy (1999).
- [201] L. Schmitt, J. J. Boniface, M. M. Davis, H. M. McConell: *Kinetic Isomers of a Class II MHC-Peptide Complex*, Biochemistry **37** (1998) 17371-17380.
- [202] H. P. Wagner, H. P. Tranitz, R. Schuster, R. Engelhard: *Thermal Activation and Phase Relaxation of Excitons in CdSe/ZnS Quantum Island Structures*, Phys. Stat. Sol. **224** (2001) 195-199.
- [203] S. A. Bobrovnik: *Determination the Rate of Some Biexponential Reactions*, Biochemical and Biophysical Methods **42** (2000) 49-63.
- [204] S. L. Whittenburg: *Bayesian Analysis of Biexponential Time-Decaying Signals*, Spectrochimica Acta (A) **54** (1998) 559-566.

Anhang 1: **Ionenkonzentrationen der im Niederschlagswasser bestimmten Inhaltsstoffe.**

	Na ⁺ mg/L	K ⁺ mg/L	Ca ²⁺ mg/L	Mg ²⁺ mg/L	NO ₃ ⁻ mg/L	SO ₄ ²⁻ mg/L	Cl ⁻ mg/L	NH ₄ ⁺ mg/L	HCO ₃ ⁻ mg/L	pH- Wert	Leitfähigkeit mV
März 99	0,25	0,36	1,34	0,3	3,6	2	0,36	1,5	6,2	6,3	28
Sept. 99	0,18	0,39	1,42	0,2	3,9	2,3	0,4	0,9	5,6	7,3	32
März 00	0,16	0,41	1,44	0,3	4,3	1,9	0,32	1,3	3,5	6,9	29

Anhang 2: **Doppelring-Infiltrometermessungen (DR-1 bis DR-7) an verschiedenen Punkten der Deponieoberfläche.**

Zeit seit Versuchs- beginn, min	DR-1 m/s	DR-2 m/s	DR-3 m/s	DR-4, m/s	DR-5, m/s	DR-6, m/s	DR-7, m/s	Mittelwert, \bar{X} , m/s
0,5	$2,7 \cdot 10^{-05}$	$2,0 \cdot 10^{-05}$	$5,0 \cdot 10^{-05}$	$5,8 \cdot 10^{-05}$	$1,3 \cdot 10^{-04}$	$2,8 \cdot 10^{-05}$	$4,7 \cdot 10^{-05}$	$5,2 \cdot 10^{-05}$
2,5	$2,2 \cdot 10^{-05}$	$2,7 \cdot 10^{-05}$	$6,0 \cdot 10^{-05}$	$5,7 \cdot 10^{-05}$	$1,3 \cdot 10^{-04}$	$1,7 \cdot 10^{-05}$	$6,0 \cdot 10^{-05}$	$5,3 \cdot 10^{-05}$
4,5	$3,3 \cdot 10^{-05}$	$3,7 \cdot 10^{-05}$	$6,7 \cdot 10^{-05}$	$7,7 \cdot 10^{-05}$	$1,1 \cdot 10^{-04}$	$4,0 \cdot 10^{-05}$	$6,5 \cdot 10^{-05}$	$6,2 \cdot 10^{-05}$
7,5	$4,2 \cdot 10^{-05}$	$4,7 \cdot 10^{-05}$	$8,0 \cdot 10^{-05}$	$9,0 \cdot 10^{-05}$	$1,0 \cdot 10^{-04}$	$5,8 \cdot 10^{-05}$	$7,0 \cdot 10^{-05}$	$7,0 \cdot 10^{-05}$
11,5	$1,1 \cdot 10^{-04}$	$1,2 \cdot 10^{-04}$	$1,2 \cdot 10^{-04}$	$8,3 \cdot 10^{-05}$	$1,0 \cdot 10^{-04}$	$9,8 \cdot 10^{-05}$	$8,0 \cdot 10^{-05}$	$1,0 \cdot 10^{-04}$
15	$9,7 \cdot 10^{-05}$	$1,0 \cdot 10^{-04}$	$1,0 \cdot 10^{-04}$	$8,3 \cdot 10^{-05}$	$9,7 \cdot 10^{-05}$	$8,3 \cdot 10^{-05}$	$8,7 \cdot 10^{-05}$	$9,3 \cdot 10^{-05}$
19	$8,0 \cdot 10^{-05}$	$8,3 \cdot 10^{-05}$	$9,2 \cdot 10^{-05}$	$8,0 \cdot 10^{-05}$	$9,2 \cdot 10^{-05}$	$8,0 \cdot 10^{-05}$	$8,5 \cdot 10^{-05}$	$8,5 \cdot 10^{-05}$
23,5	$8,3 \cdot 10^{-05}$	$8,5 \cdot 10^{-05}$	$9,5 \cdot 10^{-05}$	$8,2 \cdot 10^{-05}$	$8,3 \cdot 10^{-05}$	$8,3 \cdot 10^{-05}$	$9,3 \cdot 10^{-05}$	$8,7 \cdot 10^{-05}$
27,5	$8,5 \cdot 10^{-05}$	$8,0 \cdot 10^{-05}$	$9,0 \cdot 10^{-05}$	$8,5 \cdot 10^{-05}$	$8,0 \cdot 10^{-05}$	$8,5 \cdot 10^{-05}$	$1,0 \cdot 10^{-04}$	$8,7 \cdot 10^{-05}$
35	$8,3 \cdot 10^{-05}$	$8,3 \cdot 10^{-05}$	$9,2 \cdot 10^{-05}$	$8,3 \cdot 10^{-05}$	$8,3 \cdot 10^{-05}$	$8,7 \cdot 10^{-05}$	$9,8 \cdot 10^{-05}$	$8,7 \cdot 10^{-05}$
42,5	$8,0 \cdot 10^{-05}$	$8,5 \cdot 10^{-05}$	$9,0 \cdot 10^{-05}$	$8,0 \cdot 10^{-05}$	$8,5 \cdot 10^{-05}$	$8,0 \cdot 10^{-05}$	$1,0 \cdot 10^{-04}$	$8,7 \cdot 10^{-05}$
50	$8,5 \cdot 10^{-05}$	$8,2 \cdot 10^{-05}$	$9,3 \cdot 10^{-05}$	$8,3 \cdot 10^{-05}$	$8,0 \cdot 10^{-05}$	$7,8 \cdot 10^{-05}$	$1,0 \cdot 10^{-04}$	$8,7 \cdot 10^{-05}$

Anhang 3: ***Ionenkonzentrationen der im Jahr 1999 gewonnen Sickerwasserproben aus dem Sickerwassersammelbecken von Bauabschnitt IV der Schlackedeponie Großmehring.***

	Na ⁺ mg/L	K ⁺ mg/L	Ca ²⁺ mg/L	SO ₄ ²⁻ mg/L	NO ₃ ⁻ mg/L	Cl ⁻ mg/L	F ⁻ mg/L	Mg ²⁺ mg/L	Br ⁻ mg/L	HCO ₃ ⁻ mg/L
Jan.	4262.59	2444.24	258.99	1381.29	1444.24	5683.45	7.19	32.37	14.39	71.94
Feb.	1781.82	1021.82	107.88	576.97	603.64	2375.76	3.64	13.33	6.06	30.30
März	1653.23	947.58	100.81	536.29	560.48	2204.30	2.69	13.44	5.38	28.23
April	2607.05	1493.70	158.69	843.83	884.13	3476.07	5.04	20.15	7.56	42.82
Mai	6601.27	3784.81	398.73	2139.24	2234.18	8797.47	12.66	50.63	18.99	69.62
Juni	6278.05	1902.44	397.56	1997.56	2020.73	9512.20	10.98	21.95	18.29	75.61
Juli	8167.44	2474.42	516.28	2600.00	2627.91	12372.09	13.95	27.91	23.26	97.67
Aug.	8036.36	2436.36	509.09	2554.55	2590.91	12181.82	9.09	27.27	27.27	72.73
Sept.	5874.32	1585.14	525.68	1585.14	1602.70	9324.32	9.46	33.78	21.62	55.41
Okt.	5852.32	1579.47	535.86	1579.47	1597.05	9289.73	9.14	32.35	21.10	55.56
Nov.	6373.25	1720.06	583.98	1720.06	1738.72	10116.64	10.11	35.77	23.33	60.65
Dez.	5992.19	1617.19	548.83	1617.19	1705.08	9511.72	9.77	33.20	19.53	56.64

Anhang 4: **Elution nach DIN 38414-S4 an Schlacken von Bohrkampagnen 1 (BK 1 in einjährigen Schlacken).**

Probe	Tiefe unter GOK, m	Cl mg/L	K mg/L	Ca mg/L	Fe mg/L	Cu mg/L	Zn mg/L	pH-Wert	Sulfat mg/L	Pb mg/L
BK 1-1/0	0	325±0,9	60±0,08	117±0,05	0.0653±0,006	0.045±0,003	0.16±0,002	10.5	44±0,4	0.05±0,007
BK 1-1/1	1	287±0,6	87±0,08	114±0,05	0.065±0,006	0.1803±0,007	0.13±0,0015	10.2	69±0,5	0.09±0,008
BK 1-1/2	2	252±0,4	42±0,05	95±0,03	0.0387±0,004	0.1153±0,006	0.19±0,002	9.45	159±0,8	0.08±0,008
BK 1-1/3	3	191±0,2	27±0,03	105±0,04	0.048±0,001	0.1±0,005	0.12±0,0015	10.5	368±0,85	0.1±0,009
BK 1-1/4	4	63±0,1	29±0,04	110±0,06	0.0293±0,003	0.0117±0,003	0.15±0,0015	8.7	344±0,85	0.09±0,008
BK 1-1/5	5	101±0,1	24±0,03	124±0,09	0.0303±0,004	0.0267±0,004	0.28±0,003	6.5	321±0,85	0.12±0,009
BK 1-1/6	6	150±0,1	23±0,03	126±0,08	0.045±0,005	0.006±0,003	0.46±0,004	6.3	223±0,7	0.1±0,009
BK 1-1/7	7	163±0,2	19±0,02	115±0,06	0.0793±0,008	0.0077±0,003	0.39±0,003	6.4	361±0,6	0.08±0,008
BK 1-1/8	8	152±0,2	45±0,08	309±0,1	0.067±0,007	0.0593±0,004	0.43±0,004	6.9	322±0,6	0.08±0,008
BK 1-2/0	0	164±0,1	33±0,04	130±0,06	0.04±0,0015	0.34±0,008	0.1±0,002	9	60±0,4	0.05±0,007
BK 1-2/1	1	126±0,2	26±0,02	110±0,05	0.02±0,001	0.11±0,005	0.18±0,002	9.4	69±0,4	0.07±0,007
BK 1-2/2	2	148±0,2	32±0,04	86±0,04	0.04±0,0015	0.06±0,004	0.15±0,0015	8.7	122±0,5	0.05±0,007
BK 1-2/3	3	121±0,1	24±0,03	113±0,05	0.04±0,0015	0.04±0,004	0.12±0,0015	8.8	208±0,6	0.1±0,009
BK 1-2/4	4	151±0,2	24±0,03	104±0,05	0.02±0,001	0.02±0,002	0.1±0,001	7.5	278±0,6	0.05±0,007
BK 1-2/5	5	78±0,08	25±0,03	124±0,09	0.04±0,0015	0.03±0,003	0.3±0,002	8.2	241±0,6	0.09±0,009
BK 1-2/6	6	109±0,09	20±0,02	186±0,15	0.04±0,0015	0.03±0,003	0.35±0,003	7.6	300±0,7	0.13±0,01
BK 1-2/7	7	93±0,08	17±0,02	237±0,2	0.04±0,0015	0.03±0,003	0.42±0,004	7.2	248±0,6	0.16±0,014

Anhang 5: **Elution nach DIN 38414-S4 an Schlacken von Bohrkampagnen 2 (BK 2 in zweijährigen Schlacken).**

Probe	Tiefe unter GOK, m	Cl mg/L	K mg/L	Ca mg/L	Fe mg/L	Cu mg/L	Zn mg/L	pH-Wert	Sulfat mg/L	Pb mg/L
BK 2-4/1	1	n.b.	15±0,02	78±0,06	0.14±0,005	0.048±0,003	0.051±0,002	9.8	42±0,4	0.023±0,004
BK 2-4/2	2	0.3±0,05	14.5±0,02	150±0,08	0.07±0,002	0.013±0,001	0.03±0,001	10.4	87±0,45	n.b.
BK 2-4/3	3	n.b.	14±0,02	104±0,07	0.097±0,002	0.025±0,002	0.042±0,002	10.4	105±0,5	0.005±0,007
BK 2-4/4	4	0.38±0,05	8±0,01	53±0,05	0.086±0,002	0.031±0,003	0.046±0,002	8.9	134±0,5	n.b.
BK 2-4/5	5	n.b.	5±0,01	132±0,07	0.088±0,002	0.01±0,006	0.05±0,002	8.9	148±0,6	n.b.
BK 2-4/7	7	n.b.	47±0,05	322±0,09	0.096±0,003	n.b.	0.072±0,003	6.9	207±0,6	n.b.
BK 2-2/0	0	0.29±0,04	40±0,05	53±0,05	0.034±0,002	0.09±0,007	0.034±0,001	10.6	52±0,4	n.b.
BK 2-2/1	1	0.24±0,04	29±0,03	54±0,05	0.13±0,005	n.b.	n.b.	9.8	32±0,4	n.b.
BK 2-2/2	2	0.42±0,05	12±0,01	47±0,05	0.079±0,003	0.008±0,003	0.033±0,001	10	87±0,45	0.009±0,008
BK 2-2/3	3	n.b.	18±0,02	92±0,07	0.057±0,003	n.b.	0.032±0,001	6.6	106±0,5	n.b.
BK 2-2/4	4	0.64±0,06	12±0,01	70±0,06	0.44±0,004	n.b.	0.013±0,001	6.3	186±0,6	n.b.
BK 2-2/5	5	n.b.	11.6±0,01	230±0,08	0.32±0,003	0.052±0,004	0.287±0,002	6.9	154±0,5	0.05±0,007
BK 2-2/6	6	n.b.	38±0,04	329±0,09	0.42±0,004	0.015±0,002	0.33±0,003	6.6	11±0,2	n.b.

Anhang 6: **Auswertung der Sensitivitätsanalyse des entwickelten numerischen Modells. Bei den Simulationsläufen wurden die Parameter Anfangsleistung, Wärmekapazität, Wärmeleitfähigkeit, schnell ablaufender Teil der Leistungsabnahme, langsam ablaufender Teil der Leistungsabnahme sowie Anteil des langsamen Abfalls variiert.**

Modellparameter	Variierung des Parameters	Änderung der absoluten Maximaltemperatur in der Deponie	Zeitliche Verschiebung der absoluten Maximaltemperatur in der Deponie	Änderung der Maximaltemperatur an der Basis der Schlackeschüttung	Zeitliche Verschiebung der Maximaltemperatur an der Basis der Schlackeschüttung
Anfangsleistung	5 %	2,3 %	1 %	4 %	0 %
	10 %	7 %	1 %	10 %	0 %
	20 %	15 %	3 %	16 %	1 %
	25 %	18,6 %	5 %	20 %	1 %
Schnell ablaufender Teil der Leistungsabnahme	5 %	4,5 %	1 %	2 %	21 %
	10 %	8 %	3 %	4 %	1 %
	20 %	12 %	7 %	10 %	2 %
	25 %	15 %	12 %	10 %	2 %
Langsam ablaufender Teil der Leistungsabnahme	5 %	1 %	1 %	0 %	1 %
	10 %	2 %	3 %	0 %	1 %
	20 %	2 %	3 %	0 %	1 %
	25 %	2 %	3 %	2 %	2 %
Anteil des langsamen Abfalls am Gesamt- abfall	5 %	0 %	0 %	8 %	2 %
	10 %	0 %	0 %	6 %	2 %
	20 %	1 %	1 %	4 %	2 %
	25 %	1 %	1 %	2 %	2 %
Wärmekapazität der Schlacke	5 %	8 %	3 %	4 %	3 %
	10 %	11 %	3 %	6 %	3 %
	20 %	15 %	4 %	10 %	3 %
	25 %	17 %	4 %	12 %	4 %
Wärmeleitfähigkeit der Schlacke	5 %	1 %	4 %	1 %	0 %
	10 %	1 %	4 %	1 %	0 %
	20 %	3 %	5 %	3 %	2 %
	25 %	5 %	5 %	5 %	3 %