

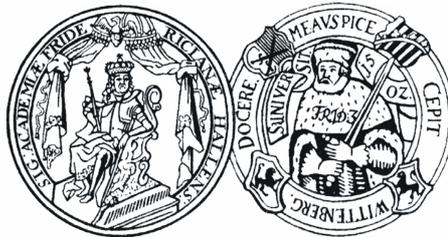
Geoökologische Untersuchungen zum lateralen,  
bodensickerwassergetragenen Stoffaustrag  
aus unterschiedlich rekultivierten Kalihalden in Thüringen  
und seiner Belastungswirkung auf Fließgewässer

**Dissertation**

zur Erlangung des akademischen Grades  
doctor rerum naturalium (Dr. rer. nat.)

vorgelegt der

Naturwissenschaftlichen Fakultät III  
der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg  
Institut für Geowissenschaften



von

Franziska Krüger

Halle (Saale), Juli 2009

Gutachter: 1. Prof. Dr. Manfred Frühauf  
(Institut für Geowissenschaften, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg)  
2. Prof. Dr. Walter Gläßer  
(Institut für Geophysik und Geologie, Universität Leipzig)

Tag der Verteidigung: 28. Januar 2010

## **Vorwort**

Die vorliegende Arbeit entstand am Institut für Geowissenschaften der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg unter der Leitung von Herrn Prof. Dr. Manfred Frühauf. Sie wurde durch ein Stipendium im Rahmen der Graduiertenförderung des Landes Sachsen-Anhalt sowie durch das Helmholtz – Zentrum für Umweltforschung UFZ Leipzig-Halle finanziell unterstützt. Dafür bin ich sehr dankbar.

Meinen aufrichtigen Dank möchte ich an dieser Stelle Herrn Prof. Dr. Manfred Frühauf aussprechen, der diese Arbeit anregte, betreute und stets unterstützte. Ich danke ihm außerdem für die Freiheit, die er mir bei der Bearbeitung des Themas gewährte.

Zu großem Dank verpflichtet bin ich Herrn Schmidt von der Nordhäuser Entsorgungsbetreibergesellschaft mbH, Herrn Trautvetter von der Menteroda Recycling GmbH sowie Herrn Schmidt von der Gesellschaft zur Verwahrung und Verwertung von stillgelegten Bergwerksbetrieben mbH Sondershausen für die unbürokratische Genehmigung zur Begehung der Halden sowie zur Entnahme von Boden- und Sickerwasserproben. Ihren Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern bin ich außerdem sehr dankbar für die regelmäßige Messung der Wasserspannungen.

Für die Unterstützung bei den Laborarbeiten und für die Analysen meiner zahlreichen Proben möchte ich Herrn Dr. Michael Zierdt und seinen Mitarbeitern Frau Silke Kurze, Herrn Michael von Hoff sowie ehemals Frau Karin Schulz und Frau Dr. Kerstin Sielaff vom Physisch-Geographischen/Geoökologischen Labor des Instituts danken. Für die PAK-Analysen danke ich Frau Kerstin Hommel und Frau Jacqueline Rose vom Helmholtz – Zentrum für Umweltforschung UFZ.

Ein besonderes Dankeschön geht an Bernd Wendt, der mir im Gelände eine außerordentliche Hilfe war und stets für gute Laune sorgte. Etliche schweißtreibende Bodenprofile habe ich seinem ausdauernden Einsatz zu verdanken. Des Weiteren möchte ich mich ganz herzlich bei Stefanie Rudolph, Linda Hartmann, Franziska Henze, Theresia Deutschmann sowie Jasmin Baruck bedanken, die mich unermüdlich bei der Geländearbeit, der Probenaufbereitung und auch bei verschiedenen Analysen unterstützt haben.

Für ihre zahlreichen fachlichen Informationen und Hinweise bin ich Frau Astrid Breternitz von der Menteroda Recycling GmbH sowie Herrn Jörg Stude von der Nordhäuser Entsorgungsbetreibergesellschaft mbH zu Dank verpflichtet. Ferner möchte ich mich bei Herrn Norbert Wenzel vom Staatlichen Umweltamt Sondershausen (Thüringen) für die Bereitstellung der Abflusswerte am Pegel Bleicherode bedanken. Mein herzlicher Dank gilt auch Frau Dr. Jutta Parnieske-Pasterkamp von der Fachhochschule Nordhausen sowie Frau Dr. Monika Schönau von der K-UTEC AG Salt Technologies (ehemals Kali-Umwelttechnik GmbH) in Sondershausen für die Bereitstellung der Wetterdaten.

Großer Dank gebührt außerdem Frau Dr. Anne-Kathrin Lindau sowie Herrn Dr. Gerd Schmidt für die Durchsicht des Manuskripts und den fachlichen Rat. Ebenso möchte ich mich für die gute Zusammenarbeit, die motivierenden Gespräche und die entspannte Arbeitsatmosphäre in den letzten Jahren bei Sören Dammann, Dr. Ilka Fabig, Toralf Keller, Olaf Klammer, Dr. Steffen Koch, Dr. Wolfram König, Ekkehard Ließ, Dr. David Morche, Dr. Ingo Sahling, Thilo Schmalfeld, Tina Skupin, Andrea Srugies, Thomas Thienelt und Dr. Daniel Wurbs bedanken.

Ein ganz besonderer Dank gebührt natürlich meiner Familie, vor allem meinem Mann Thomas und meinem Sohn Finn, die mich stets unterstützt, motiviert und für die nötige Abwechslung gesorgt haben. Sie waren maßgeblich am Gelingen dieser Arbeit beteiligt.

Abschließend möchte ich mich bei all denjenigen bedanken, die hier nicht namentlich erwähnt worden sind, auf deren Unterstützung ich jedoch immer zählen konnte.

## Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	III
Tabellenverzeichnis	VI
Anlagenverzeichnis	VII
Abkürzungsverzeichnis	VIII
<b>1 Einleitung und Zielsetzung</b>	<b>1</b>
<b>2 Das Südharz-Kalirevier: Geologie, Bergbau, Haldensanierung</b>	<b>3</b>
2.1 Geologie im Südharz-Kalirevier	3
2.2 Bergbau im Südharz-Kalirevier	4
2.2.1 Das Salzlaststeuersystem	6
2.3 Haldensanierung – Entwicklung der Althalden nach dem Bergbauende	8
<b>3 Methodik</b>	<b>12</b>
3.1 Auswahl der Untersuchungsgebiete und Messflächen	12
3.1.1 Rückstandshalde Bleicherode	13
3.1.2 Rückstandshalde Menteroda	14
3.1.3 Rückstandshalde Bischofferode	15
3.2 Aufbau der Messfelder	17
3.3 Geländearbeiten	18
3.3.1 Klimatologische Standortuntersuchung	18
3.3.2 Gewinnung von Bodenproben	18
3.3.3 Gewinnung von Bodenlösung	19
3.3.4 Ermittlung der Wasserspannung	20
3.3.5 Ermittlung der Bodenwassergehalte	21
3.3.6 Gewässerbeprobung	21
3.4 Laborarbeiten	22
3.5 Statistik	24
3.6 Methodendiskussion und Fehlerbetrachtung	24
3.6.1 Messmethodik und Probenentnahme	24
3.6.2 Analytik	28
<b>4 Die klimatischen Bedingungen im Untersuchungszeitraum</b>	<b>29</b>
4.1 Globalstrahlung	29
4.2 Temperatur	30
4.3 Windgeschwindigkeit	31
4.4 Niederschlag	33
4.5 Potenzielle Evapotranspiration und klimatische Wasserbilanz	36
<b>5 Die Böden der Untersuchungsgebiete</b>	<b>39</b>
5.1 Beschreibung der Bodenprofile	39
5.1.1 Untersuchungsfläche Bischofferode (BIS)	39
5.1.2 Untersuchungsfläche Bleicherode (BL)	40
5.1.3 Untersuchungsfläche Menteroda (MTR)	40
5.2 Ergebnisse der Bodenuntersuchungen	42
5.2.1 Physikalische Eigenschaften der Böden	42
5.2.2 Chemische Eigenschaften der Böden	44

5.3	Stoffgehalte im Feinboden der Untersuchungsflächen	45
5.3.1	Schwermetallgehalte nach Königswasseraufschluss	45
5.3.1.1	Beziehungen zwischen Schwermetallgehalten (KW-Aufschluss) und pedologischen Eigenschaften	48
5.3.2	Schwermetallgehalte nach Ammoniumnitratenaufschluss ( $\text{NH}_4\text{NO}_3$ )	50
5.3.2.1	Beziehungen zwischen Schwermetallgehalten ( $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -Aufschluss) und pedologischen Eigenschaften	52
5.3.3	Stoffgehalte nach Wasseraufschluss ( $\text{H}_2\text{O}$ )	55
5.3.3.1	Beziehungen zwischen Stoffgehalten ( $\text{H}_2\text{O}$ -Aufschluss) und pedologischen Eigenschaften	59
5.3.4	Änderung der Stoffgehalte im Boden innerhalb der Untersuchungsflächen (zwischen Hangfuß und Vorflut)	62
5.3.5	PAK-Gehalte im Feinboden	70
<b>6</b>	<b>Auswertung der Sickerwasseruntersuchungen</b>	<b>72</b>
6.1	Wasserspannungen und Wassergehalte im Untersuchungszeitraum	72
6.1.1	Untersuchungsfläche Bischofferode (BIS)	73
6.1.2	Untersuchungsfläche Bleicherode (BL)	75
6.1.3	Untersuchungsfläche Menteroda (MTR)	77
6.2	Sickerwassermengen im Untersuchungszeitraum	78
6.2.1	Untersuchungsfläche Bischofferode (BIS)	79
6.2.2	Untersuchungsfläche Bleicherode (BL)	82
6.2.3	Untersuchungsfläche Menteroda (MTR)	84
6.3	Qualitative Eigenschaften der Sickerwässer	87
6.3.1	Physikochemische Parameter	87
6.3.2	Anorganische Stoffgehalte in den Sickerwässern	88
6.3.2.1	Untersuchungsfläche Bischofferode (BIS)	89
6.3.2.2	Untersuchungsfläche Bleicherode (BL)	91
6.3.2.3	Untersuchungsfläche Menteroda (MTR)	93
6.3.3	Schwermetallgehalte in den Sickerwässern	96
6.3.4	PAK-Gehalte in den Sickerwässern	98
6.4	Zeitliche Variabilität der Konzentrationen und Frachten (Anorganika)	100
<b>7</b>	<b>Auswertung der Fließgewässeruntersuchungen</b>	<b>103</b>
7.1	Abflussverhalten der Bode	103
7.2	Stoffgehalte der Bode	104
7.3	Schwermetall- und PAK-Gehalte der Bode	107
7.4	Frachten der Bode	108
<b>8</b>	<b>Zusammenfassung</b>	<b>111</b>
<b>9</b>	<b>Ausblick und Handlungsempfehlungen</b>	<b>115</b>
<b>10</b>	<b>Quellenverzeichnis</b>	<b>117</b>

## Anlagen

**Abbildungsverzeichnis**

Abb. 1.1:	Schema der Wirkungszusammenhänge	2
Abb. 2.1:	Geologische Übersicht des Thüringer Beckens ohne quartäre Bildungen (PATZELT 1994)	3
Abb. 2.2:	Geologie des Untersuchungsgebietes (WAGENBRETH & STEINER 1990)	4
Abb. 2.3:	Volumina und Flächen der Halden im Südharz-Kalirevier (nach SCHÜRER & KULBE 1997)	5
Abb. 2.4:	System der Salzlaststeuerung im Flusssystem Unstrut-Saale (Gesellschaft zur Verwahrung und Verwertung von stillgelegten Bergwerksbetrieben mbH (GVV) in: DGFZ 2005)	7
Abb. 2.5:	Haldenüberdeckung im Dreischichtenaufbau gemäß Thüringer Haldenrichtlinie (HEIDEN et al. 2001)	10
Abb. 3.1:	Lage der Untersuchungsgebiete (nach SCHÜRER & LIEBMANN 2000, geändert)	12
Abb. 3.2:	Luftbild der Halde Bleicherode (2005) (NDH Entsorgungsbetreibergesellschaft mbH)	14
Abb. 3.3:	Halde Menteroda (2009) (Menteroda Recycling GmbH)	15
Abb. 3.4:	Luftbild der Halde Bischofferode (1995) (Foto: Luftbild Heye, 31863 Coppenbrügge)	16
Abb. 3.5:	Untersuchungsanordnung der Beprobungsinstrumentierung (Prinzipskizze)	18
Abb. 4.1:	Monatsmittel der Lufttemperaturen	31
Abb. 4.2:	Monatsmittel der Windgeschwindigkeiten	32
Abb. 4.3:	Monatssummen der Niederschläge	34
Abb. 4.4:	Niederschlagssummen am Tag der Probennahme (Hellmann-Regenmesser)	35
Abb. 4.5a-c:	Vergleich der von den Wetterstationen und Hellmann-Regenmessern ermittelten Niederschläge (Angabe der Menge, die bis zum Probennahmetermin gefallen war)	35
Abb. 4.6:	Monatssummen der potenziellen Verdunstung nach Turc-Wendling	36
Abb. 4.7:	Monatssummen der klimatischen Wasserbilanz	38
Abb. 5.1:	Salzausfällung am Bodenprofil in Menteroda (Standort Mitte)	41
Abb. 5.2:	Gehalte an königswasserlöslichen Schwermetallen in den untersuchten Bodenproben	46
Abb. 5.3:	Gehalte an $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -löslichen Schwermetallen in den untersuchten Bodenproben	51
Abb. 5.4:	Anteile mobiler Gehalte an den königswasserlöslichen Gehalten (%)	52
Abb. 5.5:	Gehalte an wasserlöslichen Schwermetallen in den untersuchten Bodenproben	55

Abb. 5.6:	Anteile wasserlöslicher Gehalte an den königswasserlöslichen Gehalten (Median in %)	56
Abb. 5.7:	Gehalte an wasserlöslichen Kationen in den untersuchten Bodenproben	57
Abb. 5.8:	Gehalte an wasserlöslichen Anionen in den untersuchten Bodenproben	59
Abb. 5.9:	Änderung der Schwermetallgehalte innerhalb der Untersuchungsfläche Bischofferode	63
Abb. 5.10:	Änderung der wasserlöslichen Kat- und Anionengehalte innerhalb der Untersuchungsfläche Bischofferode	64
Abb. 5.11:	Änderung der Schwermetallgehalte innerhalb der Untersuchungsfläche Bleicherode	65
Abb. 5.12:	Änderung der wasserlöslichen Kat- und Anionengehalte innerhalb der Untersuchungsfläche Bleicherode	67
Abb. 5.13:	Änderung der Schwermetallgehalte innerhalb der Untersuchungsfläche Menteroda	68
Abb. 5.14:	Änderung der wasserlöslichen Kat- und Anionengehalte innerhalb der Untersuchungsfläche Menteroda	69
Abb. 6.1:	Gegenüberstellung der Wasserspannungen und Wassergehalte an den Standorten in Bischofferode	74
Abb. 6.2:	Gegenüberstellung der Wasserspannungen und Wassergehalte an den Standorten in Bleicherode	76
Abb. 6.3:	Gegenüberstellung der Wasserspannungen und Wassergehalte an den Standorten in Menteroda	78
Abb. 6.4:	Sickerwassermengen und Witterung in Bischofferode	80
Abb. 6.5:	Vergleich der Sickerwassermengen in Bischofferode	81
Abb. 6.6:	Sickerwassermengen und Witterung in Bleicherode	82
Abb. 6.7:	Saugkerze am Hangfuß in Bleicherode	83
Abb. 6.8:	Vergleich der Sickerwassermengen in Bleicherode	84
Abb. 6.9:	Sickerwassermengen und Witterung in Menteroda	85
Abb. 6.10:	Vergleich der Sickerwassermengen in Menteroda	86
Abb. 6.11:	Mittlere Stoffanteile in den Sicker- und Drainagewässern der Halde Bischofferode	89
Abb. 6.12:	Entstehung der Lockerschicht (HEIDEN et al. 2001)	90
Abb. 6.13:	Mittlere Konzentrationen und mittlere prozentuale Anteile der Ionen an den Gesamtkonzentrationen der Sickerwässer in Bischofferode (getrennt nach Standort)	91
Abb. 6.14:	Mittlere Stoffanteile in den Sickerwässern der Halde Bleicherode (Gesamt)	91
Abb. 6.15:	Mittlere Konzentrationen und mittlere prozentuale Anteile der Ionen an den Gesamtkonzentrationen der Sickerwässer in Bleicherode (getrennt nach Standort)	93
Abb. 6.16:	Mittlere Stoffanteile in den Sickerwässern der Halde Menteroda (getrennt nach Einbautermin der Kerzen und Standort)	94

Abb. 6.17:	Mittlere Konzentrationen der Ionen in den Sickerwässern in Menteroda (getrennt nach Einbautermin der Kerzen und Standort)	95
Abb. 6.18:	Mittlere Stoffanteile in den Drainagewässern der Halde Menteroda	96
Abb. 6.19:	Mittlere PAK-Gehalte an den Untersuchungsstandorten und in den Drainagen	98
Abb. 6.20:	Vergleich von PAK-Gehalten und Niederschlagsmengen (Summe zwischen Probennahmen) in Bischofferode	99
Abb. 6.21:	Vergleich von PAK-Gehalten und Niederschlagsmengen (Summe zwischen Probennahmen) in Bleicherode	100
Abb. 6.22:	Vergleich von PAK-Gehalten und Niederschlagsmengen (Summe zwischen Probennahmen) in Menteroda	100
Abb. 6.23:	Frachtanfall an den Untersuchungsstandorten, untergliedert nach Zeiträumen	102
Abb. 7.1:	Vergleich von Abflussverhalten der Bode und klimatischer Wasserbilanz	104
Abb. 7.2:	Veränderung der Stoffkonzentrationen in der Bode im Bereich der Halde Bischofferode	105
Abb. 7.3:	Veränderung der Stoffkonzentrationen in der Bode im Bereich der Halde Bleicherode	106
Abb. 7.4:	Summe der PAK-Konzentrationen in der Bode entlang der Haldenpassagen (Zeitraum 06-10/2004)	108
Abb. 7.5:	Zunahme der Fracht im Fließverlauf der Bode	109
Abb. 7.6:	Zunahme der Chloridfracht der Bode entlang der Haldenpassage in Bleicherode	110

**Tabellenverzeichnis**

Tab. 3.1:	Haldenparameter und Stoffbestand der Großhalden im Kali-Südharzrevier (BARTL et. al 2003; *LÜCKE 1997; **PARNIESKE-PASTERKAMP 2004; ***SCHÜRER & KULBE 1997)	16
Tab. 3.2a:	Analyse der Bodensickerwässer, Fließgewässer und Drainagewässer	22
Tab. 3.2b:	Analyse bodenphysikalischer und bodenchemischer Parameter	24
Tab. 4.1:	Mittlere Globalstrahlung	29
Tab. 4.2:	Temperaturmittelwerte	30
Tab. 4.3:	Mittlere Windgeschwindigkeiten	32
Tab. 4.4:	Niederschlagsmengen	33
Tab. 4.5:	Potenzielle Verdunstungsmengen	37
Tab. 4.6:	Klimatische Wasserbilanz	38
Tab. 5.1:	Physikalische und chemische Eigenschaften der untersuchten Bodenproben	42
Tab. 5.2:	Korngrößenverteilungen	42
Tab. 5.3:	Ergebnisse der Spearman-Korrelationen der Gesamtgehalte (in mg/kg nach Königswasseraufschluss) mit den pedologischen Eigenschaften	50
Tab. 5.4:	Ergebnisse der Spearman-Korrelationen der mobilen Stoffgehalte (in mg/kg nach $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -Aufschluss) sowie der prozentualen Anteile an den Gesamtgehalten mit den pedologischen Eigenschaften	54
Tab. 5.5:	Ergebnisse der Spearman-Korrelationen der löslichen Stoffgehalte (in mg/kg nach $\text{H}_2\text{O}$ -Aufschluss) sowie der prozentualen Anteile an den Gesamtgehalten mit den pedologischen Eigenschaften	61
Tab. 5.6:	Gehalte ausgewählter PAK sowie deren Summe (ohne Naphthalin) in den Böden der Untersuchungsflächen	70
Tab. 6.1:	Statistische Parameter der pH-Werte und elektrischen Leitfähigkeiten (EC in mS/cm) der Bodenlösungen an den Untersuchungsstandorten	87
Tab. 6.2:	Statistische Parameter der Schwermetallgehalte in den Sickerwässern der Halden	97
Tab. 7.1:	Statistische Parameter des Abflussverhaltens der Bode im Untersuchungszeitraum (05/2004-08/2005)	103
Tab. 7.2:	Schwermetallkonzentrationen in der Bode	108

## **Anlagenverzeichnis**

- Anlage 1: Fotodokumentation der Standorte
- Anlage 2: Bodenprofile
- Anlage 3: Physikalische und chemische Bodeneigenschaften  
Ergebnisse der Bodenaufschlussverfahren
- Anlage 4: Wasserspannungs-/Wassergehaltskurven  
Wasserspannungen und Sickerwassermengen
- Anlage 5: Sickerwasser – Konzentrationen und Frachten
- Anlage 6: Fließgewässer – Konzentrationen und Frachten

## Abkürzungsverzeichnis

### Standortbezeichnungen

BIS	Bischofferode
BL	Bleicherode
MTR	Menteroda
HF	Hangfuß
M	Mitte
V1	Vorflut 1
V2	Vorflut 2
n.H.	nach Halde
v.H.	vor Halde

---

A	Oberbodenhorizont
a	Auendynamik
AAS	Atom-Absorptions-Spektrometer
Abb.	Abbildung(en)
ABFKLÄRV	Abfallklärschlammverordnung
Abs.	Absatz
Ah	mineralischer Oberbodenhorizont mit bis zu 30 Masse-% organische Substanz
Al	Aluminium
Al <sup>3+</sup>	Aluminium-Ion
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Aluminiumoxid
Apr.	April
Art.	Artikel
As	Arsen
Aug.	August
B	Unterbodenhorizont
BBODSCHV	Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung
bspw.	beispielsweise
bzw.	beziehungsweise
C	Untergrundhorizont
Ca	Calcium
ca.	circa
Ca <sup>2+</sup>	Calcium-Ion
CaCO <sub>3</sub>	Calciumcarbonat
CaSO <sub>4</sub>	Calciumsulfat
Cd	Cadmium
Cl	Chlorid
Cl <sup>-</sup>	Chlorid-Ion
cm	Zentimeter
cm <sup>3</sup>	Kubikzentimeter
cm/d	Zentimeter pro Tag
Co	Kobalt
CO <sub>2</sub>	Kohlendioxid

Cr	Chrom
Cu	Kupfer
dB	Dichte des Bodens ( $\text{g}/\text{cm}^3$ )
Dez.	Dezember
dF	Dichte der festen Bodenbestandteile ( $\text{g}/\text{cm}^3$ )
DIN	Deutsches Institut für Normung
EC	Elektrische Leitfähigkeit ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ oder $\text{mS}/\text{cm}$ )
$\text{EC}_{2,5}$	Elektrische Leitfähigkeit (Bodenmasse : Wassermasse = 1 : 2,5 in $\mu\text{S}/\text{cm}$ oder $\text{mS}/\text{cm}$ )
$\text{EC}_{\text{GBL}}$	Elektrische Leitfähigkeit beim Wassergehalt der Gleichgewichtsbodenlösung
$\text{ET}_a$	aktuelle Evapotranspiration
et al.	et alii
etc.	et cetera
$\text{ET}_p$	potenzielle Evapotranspiration
EU-WRRL	Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union
f	fossil
ff.	folgende
Fa.	Firma
Fe	Eisen
Feb.	Februar
FH	Fachhochschule
G	semiterrestrischer Bodenhorizont mit Grundwassereinfluss
g	Gramm
$\text{g}/\text{cm}^3$	Gramm pro Kubikzentimeter
$\text{g}/\text{kg}$	Gramm pro Kilogramm
$\text{g}/\text{l}$	Gramm pro Liter
Gl.	Gleichung
h	humos
h	Stunde(n)
$\text{H}^+$	Wasserstoff-Ion
$\text{H}_2\text{O}$	Wasser
ha	Hektar
Hg	Quecksilber
hPa	Hektopascal
HPLC	High Performance Liquid Chromatography
HQ	oberer Abfluss
Hrsg.	Herausgeber
IC	Ionenchromatograph
ISO	Internationale Organisation für Normung
j	anthropogen umgelagertes Natursubstrat
Jan.	Januar
Jul.	Juli
Jun.	Juni
K	Kalium
K	Kelvin
$\text{K}^+$	Kalium-Ion
KCl	Kaliumchlorid

$k_f$	gesättigte Wasserleitfähigkeit (cm/d)
KFZ	Kraftfahrzeug
km	Kilometer
$K_2SO_4$	Kaliumsulfat
KW-Aufschluss	Königswasseraufschluss
KWB	Klimatische Wasserbilanz (mm)
l	Lockersubstrat, grabbar
Ld	Lagerungsdichte (g/cm <sup>3</sup> )
Lf	elektrische Leitfähigkeit (μS/cm oder mS/cm)
LJM	langjähriges Mittel
LSG	Landschaftsschutzgebiet
M	molare Masse
M	Bodenhorizont aus sedimentiertem, holozänem, humosem Sollummaterial
m	Meter
m <sup>3</sup>	Kubikmeter
max.	maximal
Max.	Maximum
mbar	Millibar
Mg	Magnesium
$Mg^{2+}$	Magnesium-Ion
$MgCl_2$	Magnesiumchlorid
mg/kg	Milligramm pro Kilogramm
mg/l	Milligramm pro Liter
$MgSO_4$	Magnesiumsulfat
min	Minuten
Min.	Minimum
Mio.	Million(en)
ml	Milliliter
mm	Millimeter
mm/a	Millimeter pro Jahr
Mn	Mangan
mN/m	Milli-Newton pro Meter
Mrz.	März
m/s	Meter pro Sekunde
m <sup>3</sup> /s	Kubikmeter pro Sekunde
mS/cm	Milli-Siemens pro Zentimeter
m ü. NN	Meter über Normal-Null (Höhenangabe)
MQ	mittlerer Abfluss
MW	Mittelwert
N	Anzahl
N	Niederschlag (mm)
N	Norden
Na	Natrium
$Na^+$	Natrium-Ion
NaCl	Natriumchlorid
ng/l	Nanogramm pro Liter
$NH_4NO_3$	Ammoniumnitrat

Ni	Nickel
NN	Normal-Null (Höhenangabe)
n.n.	nicht nachweisbar
NO <sub>3</sub>	Nitrat
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Nitrat-Ion
Nov.	November
NQ	unterer Abfluss
O	Osten
o	organisch
Okt.	Oktober
ONO	Ost-Nordost
organ.	organische
P	Phosphor
p	Signifikanzniveau
PAK	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
Pb	Blei
pF	dekadischer Logarithmus der Wasserspannung
pH	negativer dekadischer Logarithmus der Wasserstoffionen- konzentration in Lösungen
pH <sub>H2O</sub>	in einer Boden-Wasser-Lösung gemessener pH-Wert
pH <sub>KCl</sub>	in einer Boden-Kaliumchlorid-Lösung gemessener pH-Wert
PV	Porenvolumen (%)
Q	Abfluss (m <sup>3</sup> /s)
r	Korrelationskoeffizient
S	Süden
Sept.	September
SHJ	Sommerhalbjahr
SO <sub>4</sub>	Sulfat
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Sulfat-Ion
Sr	Strontium
Standardabw.	Standardabweichung
t	Tonne(n)
Tab.	Tabelle
t/d	Tonnen pro Tag
THÜRHALR	Thüringer Haldenrichtlinie
Tm <sup>3</sup>	Tausend Kubikmeter
TRINKWV	Trinkwasserverordnung
u.a.	unter anderem bzw. und andere
US-EPA	Umweltbehörde der Vereinigten Staaten (United States- Environmental Protection Agency)
v	verwittert, verbraucht, verlehmt
Vol.-%	Volumenprozent
W	Westen
WG	Wassergehalt
WHJ	Winterhalbjahr
W/m <sup>2</sup>	Watt pro Quadratmeter
WSW	West-Südwest
y	anthropogen umgelagertes künstliches Substrat

z	salzhaltig
z.B.	zum Beispiel
zit.	zitiert
Zn	Zink
$\alpha, n, m$	van Genuchten-Parameter
$\Theta_r$	Restwassergehalt (Vol.-%)
$\Theta_s$	Wassergehalt bei Sättigung (Vol.-%)
$\Theta(\psi)$	Wassergehalt als Funktion des Matrixpotenzials (Vol.-%)
$\Psi$	Matrixpotenzial (hPa)
$\mu\text{g/l}$	Mikrogramm pro Liter
$\mu\text{m}$	Mikrometer
$\mu\text{S/cm}$	Mikro-Siemens pro Zentimeter
$\Sigma$	Summe
$\varnothing$	Durchmesser
$^\circ$	Grad
$^\circ\text{C}$	Grad Celsius
$\text{^\circ H}$	Grad deutsche Härte

## 1 Einleitung und Zielsetzung

Die zwischen Harz und Kyffhäuser (Thüringen) gelegene Region ist durch eine 100-jährige intensive Bergbautätigkeit gekennzeichnet. In sechs ehemaligen Kaliwerksstandorten wurden die Salze der Staßfurt-Serie des Zechsteins abgebaut. Die während der Aufhaltung nicht verwertbarer Rückstände entstandenen, weithin sichtbaren Großhalden prägen heute das Landschaftsbild.

Die Dimension der mit dem Bergbau verbundenen ökologischen Probleme wird anhand der folgenden Zahlen besonders deutlich: 170 Mio. m<sup>3</sup> Rückstände, das sind ca. 75 % der geförderten Rohsalzmenge, wurden auf 310 ha Basisfläche abgelagert. Die aufgehaldeten, festen Rückstände enthalten etwa 90 % lösefähige Bestandteile. Aufgrund der porösen Haldenoberflächen werden niederschlagsbedingt jährlich 500.000 t Salz gelöst, was einer hochkonzentrierten Laugenmenge von 1,5 Mio. m<sup>3</sup> pro Jahr entspricht. Nur ein geringer Teil dieser Salzlaugen kann in Haldenlösungssystemen gefasst und kontrolliert abgeleitet werden (HEIDEN et al. 2001; RUDOLPH 2005; STUDE 2004).

In den vergangenen Jahren wurden in zahlreichen Untersuchungen Möglichkeiten der Haldenabdeckung und -rekultivierung sowie deren Auswirkung auf die Verringerung der Salzausträge untersucht<sup>1</sup> und auch realisiert, um einerseits die ökologische Schädigung zu reduzieren und andererseits, um die Halden in das Landschaftsbild zu integrieren. Mit Hilfe von Lysimeterversuchen und Bilanzierungsmodellen wurden die an den Haldensohlen austretenden, salzgesättigten Sickerwassermengen sowie deren Reduktion im Zuge der bisherigen und zukünftigen Sanierungsmaßnahmen (Ausbau der Fassungssysteme, Haldenüberdeckung) berechnet (siehe DGFZ 2005; LIEBMANN & PARNIESKE-PASTERKAMP 2000). Allerdings existieren bislang kaum Aussagen zu den Pfaden, über welche die nicht steuerbaren Sickerwässer in die angrenzenden Ökosysteme ausgetragen werden. Gerade der diffuse Zutritt der Haldensickerwässer in die benachbarten Vorfluter ist bezüglich der Eintragsmenge sowie des Eintragsverhaltens eine schwer fassbare und daher bislang kaum untersuchte Größe. Allerdings stellen eben diese ungesteuerten Chlorideinträge, die überwiegend anthropogenen, aber auch geogenen Ursprungs sind, eine wichtige Störgröße innerhalb des Salzlaststeuerungssystems dar. Diese diffusen Sickerwässer sind gerade weil sie nicht gefasst und gesteuert abgestoßen werden können, ein großes Problem für die Umwelt, da sie unkontrolliert in die Böden, das Grundwasser und die Vorfluter gelangen. Hinzu kommt, dass die Lösungen, die unabhängig vom Sanierungsgrad aus den Halden austreten, immer salzgesättigt sind, weil die Aufenthaltsdauer der Niederschlagswässer in der Halde stets ausreicht, um sie infolge von Salzlösungsprozessen vollständig aufzusättigen. Aufgrund der Zwischenspeicherung der Niederschlagswässer im Mantelbereich der Halden bzw. dem verzögerten, gravitativen Abfluss der Wässer aus den Mantelhohlräumen treten die Salzlösungen auch während längerer Trockenperioden aus der Halde aus, so dass ein ständiger Chlorideintrag in die angrenzenden Ökosysteme erfolgt. Einzig die Menge der anthropogen verursachten Sickerwässer sowie die niederschlagsinduzierten Eintragungsspitzen in die Grund- und Fließgewässer können durch Haldenabdeckungsmaßnahmen und Sickerwasser-Fassungssysteme reduziert werden (DGFZ 2005).

Die Tatsache, dass bisher keine genauen Kenntnisse darüber vorliegen, über welche Pfade der diffuse Salzeintrag in die benachbarten Ökosysteme erfolgt, war Anlass für die vorliegende Untersuchung. Dabei wurde der Focus auf die Erfassung und Bewertung der subterranean Stoffausträge aus Kalialthalden, die sich im Zustand der Überdeckung befinden, gelegt. Das vorrangige Ziel dieser Arbeit ist es zu klären, ob für die erhöhten Leitfähigkeiten in den die Halden passierenden Vorflutern (SCHÜRER & KULBE 1997) *laterale, bodensickerwassergetragene* Stoffeinträge verantwortlich gemacht werden können.

---

<sup>1</sup> Siehe u.a.: HEIDEN. et al. 2001; LIEBMANN & PARNIESKE-PASTERKAMP 2000; LÜCKE 1997; MINNICH 1996; PODLACHA 1999; SCHMEISKY & LENZ 1998.

Neben dem Pfad und der Quantität der Lösungsausträge sind insbesondere auch die Mengen und das Spektrum der in den Lösungen enthaltenen Stoffe von Interesse. Im Rahmen der Untersuchungen sollten daher folgende Fragen geklärt werden:

- Finden subterrane Transferprozesse statt? In welchem Maße sind sie für den Chloridinput in die Vorfluter verantwortlich?
- Welche Rolle spielen dabei die Böden mit ihren differenzierten Eigenschaften? Welche pedologischen Steuerfaktoren werden wirksam?
- Welchen Einfluss auf Lösungsmengen und Transport haben klimatische Parameter?
- Wie wirken sich die Überdeckungsmaßnahmen auf den Stoffaustrag aus den Halden aus?
- Geht von den zur Überdeckung verwendeten Materialien (Bauschutt, Klärschlamm- und Bio-komposte, Erdaushub, Aschen) ein zusätzliches Emissionspotenzial aus? Muss mit der Auswaschung von Nitraten, Schwermetallen und anderen Schadstoffen gerechnet werden?

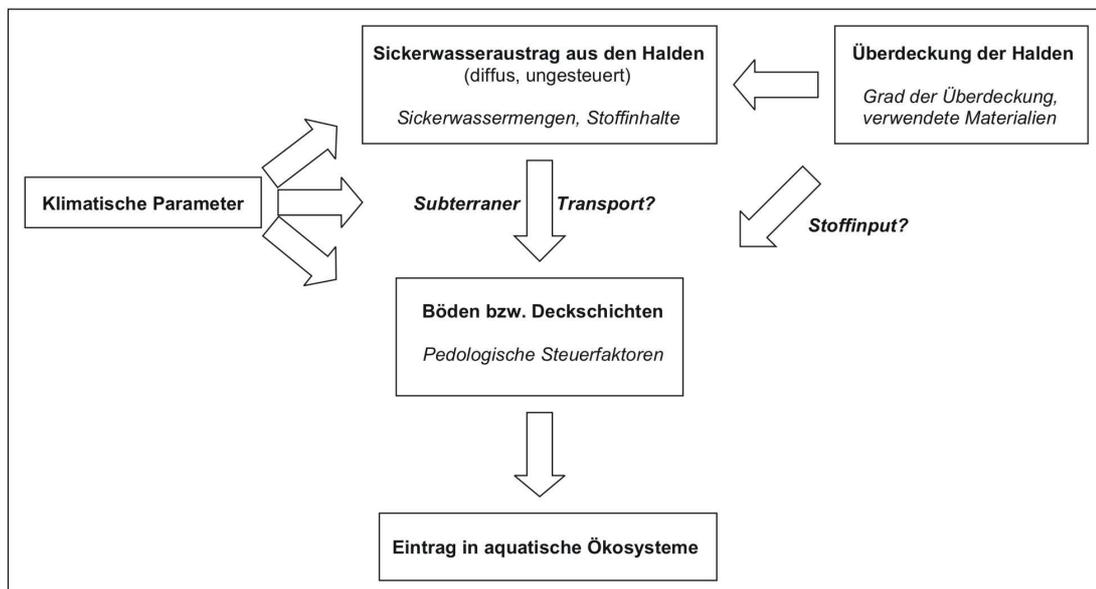


Abb. 1.1: Schema der Wirkungszusammenhänge

Für die Beantwortung dieser Fragestellungen wurde speziell der laterale Lösungstransfer zwischen Halde → Boden → Vorfluter untersucht. Aktuelle Forschungsarbeiten, die sich mit diffusen Haldensickerwassereinträgen in die Vorfluter befasst haben<sup>2</sup>, stützen sich bei ihren Bilanzierungen auf die Chlorideinträge aus dem oberflächennahen Grundwasser. Der Salzeintrag über den im Boden stattfindenden Sickerwassertransport war bisher jedoch nicht Gegenstand von Untersuchungen. Da die diffusen Sickerwässer aber auf verschiedenen Pfaden in die Vorfluter eintreten, sind für eine bestmögliche Abschätzung der Gesamtmengen und somit auch für eine möglichst genaue Differenzierung der anthropogenen von den geogenen Chlorideinträgen, detaillierte Befunde hinsichtlich der möglichen Transferpfade und den damit einhergehenden Sickerwassermengen von großer Bedeutung. Durch die Kenntnis darüber sind letztlich auch Aussagen zu Maßnahmen für eine Minimierung der hierdurch bedingten ökosystemübergreifenden Schadwirkungen möglich. Dies ist auch im Hinblick auf die Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) wichtig, die fordert, sowohl Oberflächengewässer als auch Grundwasserkörper bis zum Jahre 2015 in einen guten Zustand zu versetzen (EU-WRRL 2000, Art. 4, Abs. 1). Auch wenn das Einzugsgebiet des Südharz-Kalireviere aufgrund seiner bergbau-

<sup>2</sup> Siehe DGFZ 2005.

lichen Geschichte einen Sonderstatus besitzt, der gemäß EU-WRRL (2000), Artikel 4, Absatz 5 eine Festlegung von weniger strengen Umweltzielen für ausgewiesene Gewässer ermöglicht, so muss doch Sorge dafür getragen werden, dass „[...] der bestmögliche ökologische und chemische Zustand erreicht wird“ (EU-WRRL 2000, Art. 4, Abs. 5).

## 2 Das Südharz-Kalirevier: Geologie, Bergbau, Haldensanierung

### 2.1 Geologie im Südharz-Kalirevier

Das Südharz-Kalirevier, dem die untersuchten Halden angehören, erstreckt sich südlich des Harzes im nördlichen Randbereich des Thüringer Beckens. Das Becken ist eine herzsynisch streichende, schüsselförmige Einsenkung von Zechstein- und Triasschichten. Im Nordwesten wird diese Beckenstruktur durch die Eichsfeld-Scholle begrenzt. Im Nordosten findet sie in der Finne-Störung ihren Abschluss, die das Becken von der Hermundurischen Scholle abgrenzt. Am Nordrand hebt sich der Harz pulftförmig heraus. Das Ausstreichen des Zechsteins gilt als südöstlicher Beckenrand, an den sich das Thüringische Schiefergebirge anschließt. Die südwestliche Abgrenzung erfolgt durch den Thüringer Wald (Abb. 2.1) (HOPPE & SEIDEL 1997; LIEDTKE & MARCINEK 1995; WAGENBRETH & STEINER 1990; WALTER 1995).

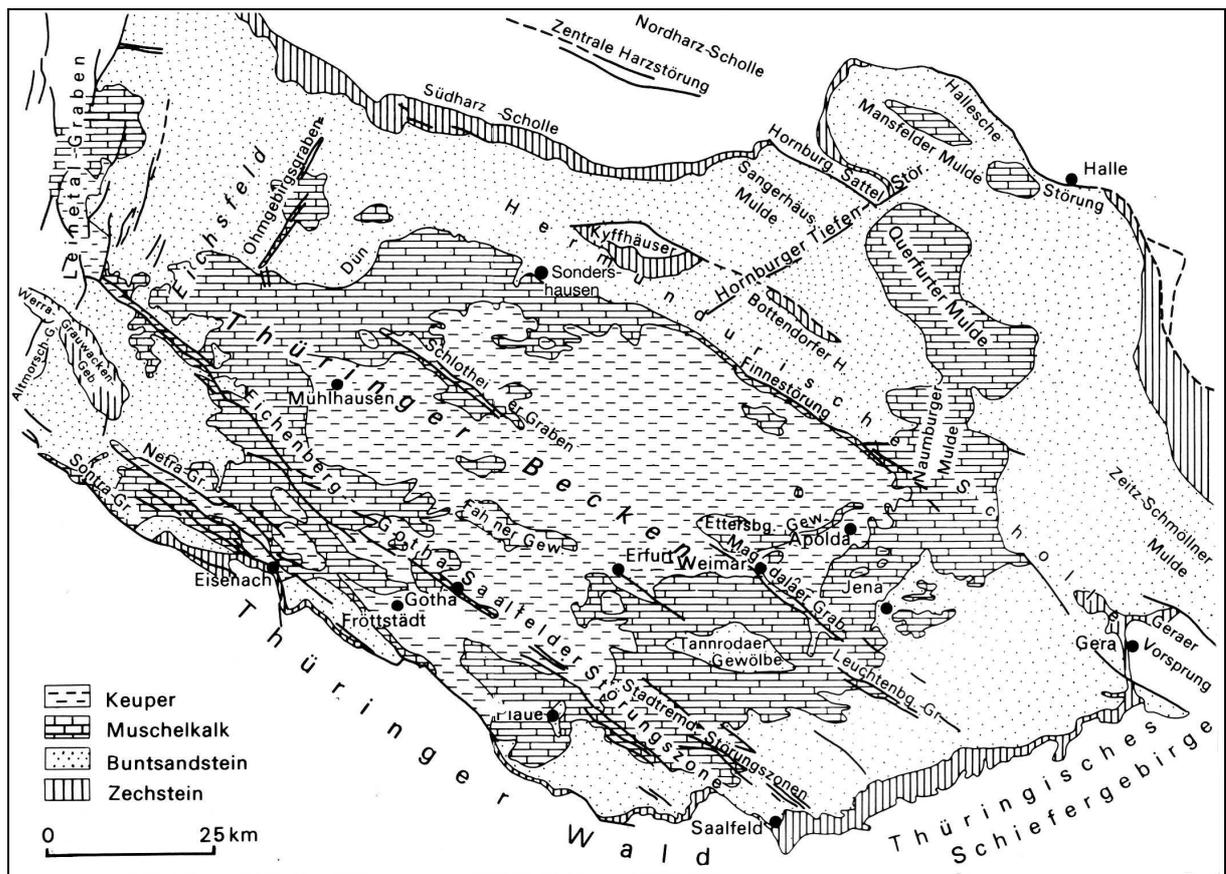


Abb. 2.1: Geologische Übersicht des Thüringer Beckens ohne quartäre Bildungen (PATZELT 1994)

Die Abbildung 2.2 zeigt die Abfolge der geologischen Schichten im Untergrund des Untersuchungsgebietes.

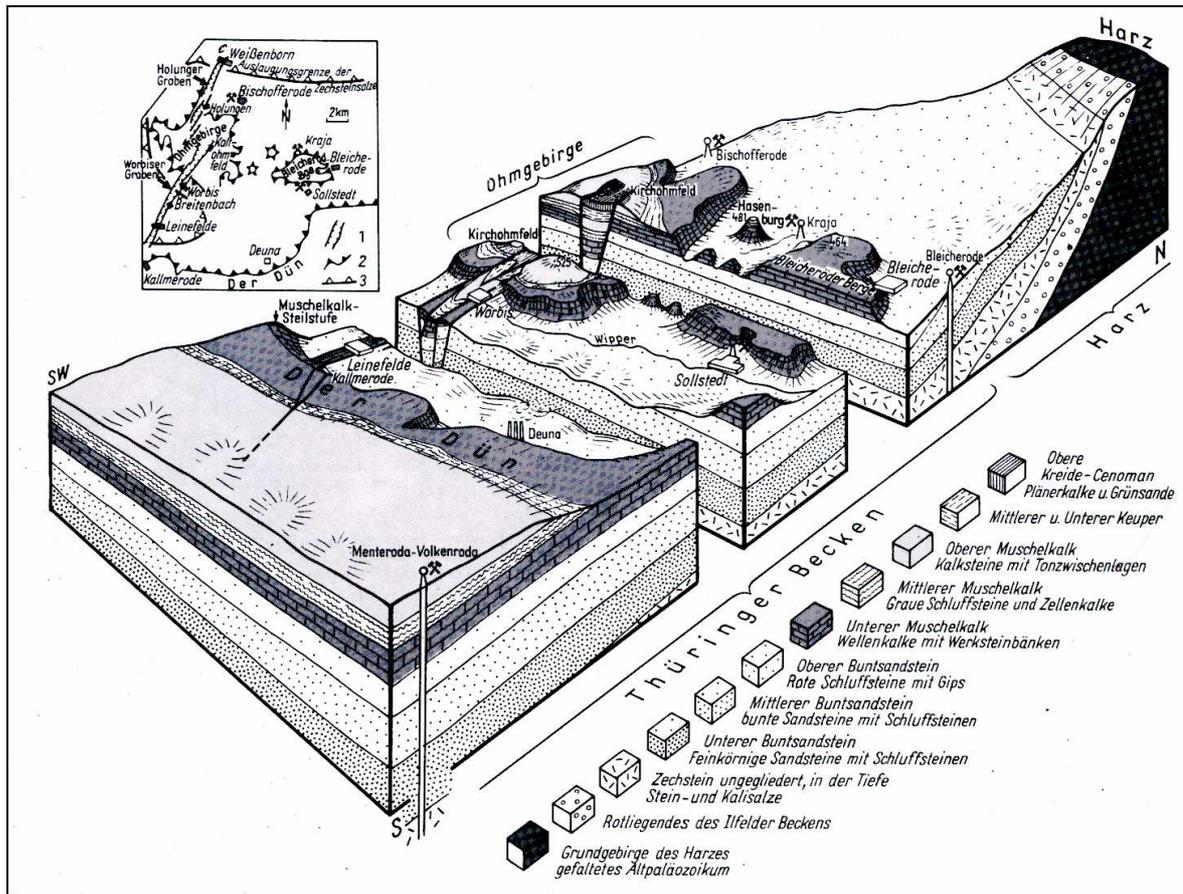


Abb. 2.2: Geologie des Untersuchungsgebietes (WAGENBRETH & STEINER 1990)

## 2.2 Bergbau im Südharz-Kalirevier

In Nordthüringen setzte der Kalibergbau etwa gegen Ende des 19. Jahrhunderts ein. Über einen Zeitraum von nahezu 100 Jahren wurden in großem Umfang Kalirohsalze bergmännisch abgebaut und hauptsächlich zu Düngemitteln verarbeitet. Zusätzlich wurden in geringem Umfang auch hochreines Steinsalz, Brom und Mischdüngersalze gewonnen (SCHÜRER & KULBE 1997). Die größte wirtschaftliche Bedeutung hatten hierbei die Kalisalze des Staßfurt-Zyklus (Zechstein 2), deren Mächtigkeit im Bereich des Südharz-Kalireviers östlich von Bleicherode noch über 100 m erreicht, im Gebiet Mühlhausen-Menteroda auf unter 30 m absinkt und im Süden des Thüringer Beckens auskeilt (PATZELT 1994; WALTER 1995). Das abgebaute Rohsalz setzte sich im Wesentlichen aus den Mineralen Halit (NaCl), Sylvin (KCl), Carnallit ( $\text{KCl} \cdot \text{MgCl}_2 \cdot 6 \text{H}_2\text{O}$ ), Kieserit ( $\text{MgSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$ ), Anhydrit ( $\text{CaSO}_4$ ) und Ton zusammen. Der wirtschaftlich nutzbare Anteil lag bei etwa 20 % der geförderten Rohsalzmenge. Die restlichen 80 % wurden als Rückstand aufgehaldet oder als Spülversatz in nicht mehr benötigte, untertägige Grubenteile verbracht. Die ständig gesteigerten Produktionsraten ab den 60er Jahren des 20. Jahrhunderts sowie die im Jahre 1967 aufgehobene Versatzpflicht führten schließlich zu einer nahezu vollständigen Aufhaldung der Rückstände und damit zu den heute weithin sichtbaren Zeugen der Kalidüngemittelproduktion im Südharz-Revier (DGFZ 2005; LIEBMANN & PARNIESKE-PASTERKAMP 2001; SCHÜRER & KULBE 1997).

Um die maximal möglichen KCl-Gehalte aus dem Rohsalz zu gewinnen, wurde in den Südharz-Kaliwerken das Heißlöseverfahren angewendet. Hierbei nutzte man das bei verschiedenen Temperaturen unterschiedliche Lösungsverhalten der einzelnen Salzkomponenten aus. Während eine bei 25-30°C an NaCl und KCl gesättigte Lösung nach dem Erhitzen auf ca. 100°C noch weitere Mengen an KCl lösen kann, bleibt ihre Aufnahmefähigkeit für NaCl unverändert. Diese Methode erlaubte es, das Kaliumchlorid aus dem Rohsalzbestand herauszulösen, während das Natriumchlorid sowie die Calcium- und Magnesiumsulfate zurückblieben. Das Material, das durch die Löseprozesse nicht gelöst werden konnte, wurde als Rückstand aufgehaldet. Die in der gesättigten KCl-Lösung noch verbliebenen Verunreinigungen wie Tone und Eisenverbindungen sind in den Schlammklärern herausgefiltert worden. Im Anschluss an diese Filterung pumpte man den eingedickten, noch mit etwa 10 % Haftwasser benetzten Filterkuchen in Schlammteiche. Eine Veränderung dieser Methode in den späteren Jahren ermöglichte einen kontinuierlichen Abzug des Schlammes, der nun filterfeucht und mit dem Rückstand vermischt aufgehaldet wurde. Das enthaltene Haftwasser versickerte hierbei größtenteils im Untergrund (DGFZ 2005; MINNICH 1995).

Mit der Einstellung des nordthüringischen Bergbaus zwischen 1990 und 1993 endete die Aufhaldung. Zurück blieben die sechs Großhalden der Südharz-Kaliwerke Sondershausen, Menteroda, Bleicherode, Sollstedt, Roßleben und Bischofferode, die eine Gesamtfläche von etwa 310 ha und ein Volumen von insgesamt ca. 170 Mio. m<sup>3</sup> aufweisen (Abb. 2.3). Neben dem Rückstandsmaterial wurden auch erhebliche Mengen an Kraftwerksaschen, die aus der betriebseigenen Energiegewinnung stammten, aufgehaldet (HEIDEN et al. 2001; LIEBMANN & PARNIESKE-PASTERKAMP 2001).

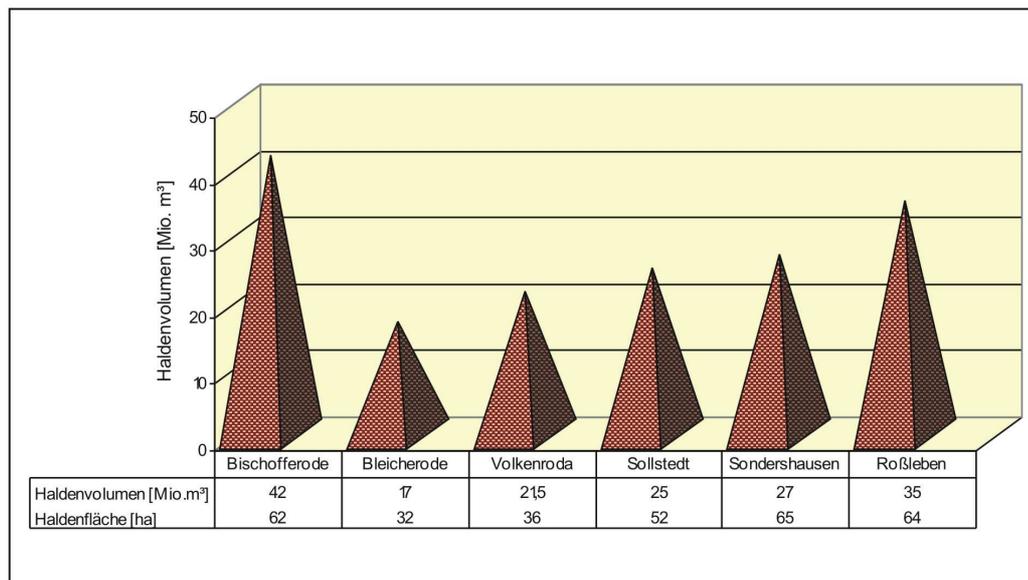


Abb. 2.3: Volumina und Flächen der Halden im Südharz-Kalirevier (nach SCHÜRER & KULBE 1997)

Der Rückstand der Halden besteht bis zu 90 % aus NaCl, MgCl<sub>2</sub> und MgSO<sub>4</sub>. Aufgrund der sehr porösen Oberfläche können Niederschläge leicht in die Haldenkörper versickern und die Salze schnell lösen. Anfang der 1990er Jahre wurden auf diese Weise jährlich 500.000 t Salz, überwiegend NaCl, gelöst und ausgewaschen. Das entsprach einer Haldensickerlauge von ca. 1,5 Mio. m<sup>3</sup> pro Jahr. Bei dieser Geschwindigkeit hätte es ca. 400-700 Jahre bis zur vollständigen Auswaschung des Salzes gedauert, je nach Haldengröße und Oberfläche. Übrig wäre nur ein Rest aus Anhydrit und Gips geblieben (HEIDEN et al. 2001; LÜCKE 1997; MINNICH 1996; SCHÜRER & KULBE 1997).

### 2.2.1 Das Salzlaststeuersystem

Im Laufe der fast 100-jährigen Kaliförderung und -verarbeitung im Südharz-Kalirevier wurden die jeweils angrenzenden Vorfluter, insbesondere Wipper und Bode, für die Ableitung der Produktionsabwässer genutzt. Dies führte auch zu sehr hohen Mineralsalzgehalten in der Unstrut und Saale. Die ständige Salzbelastung beeinträchtigte nicht nur die Flora und Fauna, sondern auch die wasserwirtschaftliche Nutzung des Flusssystems. Ende der 1950er Jahre war das Konfliktpotenzial zwischen der Salzabwässer einleitenden Kaliindustrie und besonders der chemischen Großindustrie im Raum Halle-Merseburg so groß, dass eine Senkung bzw. Vergleichmäßigung der Salzlast unausweichlich wurde (THEILE 1996; VOSS 2005).

Im Jahre 1963 wurde die in Deutschland einmalige Salzlaststeuerung für das Vorflutersystem Bode-Wipper-Unstrut-Saale eingeführt (Abb. 2.4). Um die gesetzten Grenzwerte von 40 mg/l und 560 mg/l Chlorid (im Tagesmittel) am Saalequerschnitt Leuna-Daspig einzuhalten, wurden erstens die täglichen Salzabwassereinleitungen an die hydrologischen Verhältnisse von Unstrut und Saale angepasst, wobei der Wipperpegel Hachelbich als „Werksablauf“ der Südharz-Kaliindustrie definiert wurde. Zweitens sind mögliche Überschreitungen dieses Steuerziels mittels Zufuhr salzarmer Zuschusswässer aus den Saale-Talsperren kompensiert worden (DGFZ 2005; SCHÜRER & LIEBMANN 2000; VOSS 2005). Eine solche Nachsteuerung war nur realisierbar, da die Laufzeiten des Verdünnungswassers bis zur Unstrut-Mündung laut AURADA (1997) mit 24 bis 40 h kürzer waren als die Transportzeiten der Salzabwässer in der Unstrut mit 41 bis 180 h. So war eine gewisse Reaktionszeit gegeben.

Durch die weiterhin steigende Produktion in den Kaliwerken war es jedoch sehr schwierig, die Grenzwerte dauerhaft einzuhalten. Aus diesem Grund wurden 1968 das Stapelbecken Wipperdorf (740.000 m<sup>3</sup> Inhalt) und 1969 die Stapeltankanlage Sondershausen (48.000 m<sup>3</sup> Inhalt) in Betrieb genommen. Die Kaliwerke Bleicherode, Bischofferode und Sollstedt leiteten fortan ihre Laugen in das Becken Wipperdorf ein, während das Werk Sondershausen die Stapeltankanlage innerbetrieblich nutzte. Die Salzabwässer aus Menteroda wurden über die Helbe in die Unstrut abgeleitet und das Werk Roßleben stieß die Abwässer direkt in die Unstrut ab (AURADA 1992; THEILE 1996). Die in den Stapelbecken gesammelten Laugen wurden entsprechend der hydrologischen Verhältnisse und der vorhandenen Salzfracht kontrolliert in die Wipper eingeleitet. Dabei war am Pegel Hachelbich der damalige Chlorid-Grenzwert von 3 g/l einzuhalten (DGFZ 2005).

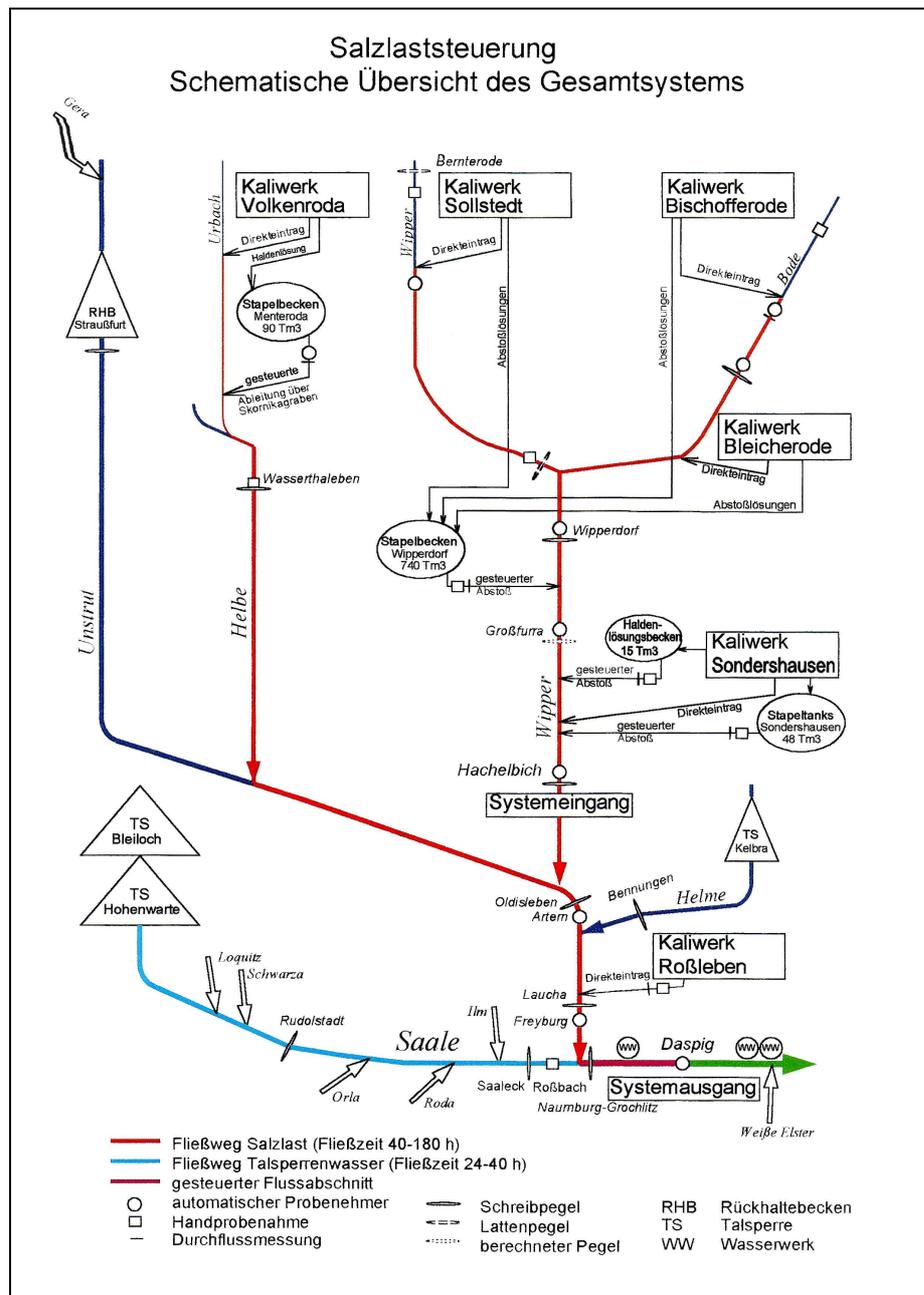


Abb. 2.4: System der Salzlaststeuerung im Flusssystem Unstrut-Saale (GESELLSCHAFT ZUR VERWAHRUNG UND VERWERTUNG VON STILLGELEGTE BERGWERKS-BETRIEBEN MBH (GVV) in: DGFZ 2005)

Mit der 1990 begonnenen Stilllegung der nordthüringischen Kaliwerke fielen die produktionsbedingten salzhaltigen Abwässer schrittweise weg, so dass in den Jahren 1996 und 1997 die Salzlaststeuerung der Saale mittels Zuschusswasser aus den Saale-Talsperren nicht mehr notwendig war. Nachdem auch 1998 keine Grenzwertüberschreitung am Systemausgang Leuna-Daspig festzustellen war, wurde die Steuerung der Salzfracht in der Saale eingestellt (Voss 2005).

Auch nach dem Ende der Kalidüngemittelherstellung bleibt für das Flusssystem Bode-Wipper eine Teil-Salzlaststeuerung notwendig. Grund hierfür ist der zwar insgesamt geringere, aber dennoch nicht unerhebliche Anfall an Salzlösungen, die niederschlagsbedingt aus den Rückstandshalden ausgewaschen werden. Ein Teil dieser hoch konzentrierten Lösungen kann über die vorhandenen Fassungssysteme aufgefangen, den Haldenlösungsstapelbecken Wipperdorf und Sondershausen zugeführt und anschließend gesteuert in die Vorfluter abgegeben werden. Das Prinzip der Steuerung hat sich jedoch dahingehend gewandelt, dass jetzt nicht mehr nur die Gewässergüte der mittleren Saale als

alleiniges Steuerkriterium entscheidend ist, sondern die Wiederherstellung und Gewährleistung der Fischverträglichkeit in den vorgelagerten Vorflutern fokussiert wird (SCHÜRER & LIEBMANN 2000). Das Ziel der Teil-Salzlaststeuerung ist es, am Wipperpegel Hachelbich den aktuellen Chlorid-Grenzwert von 2 g/l nicht zu überschreiten (VOSS 2005). Mit dem Fortschreiten der Haldensanierung und der damit verbundenen Reduktion der Salzeinträge in die Vorfluter ist langfristig gesehen auch eine Herabsetzung des Grenzwertes unter die Marke für oligohaline Süßwasserorganismen (<1.670 mg Cl /l, nach ARGE WESER in DVWK (1993b)) anzustreben. VOSS (2005) zeigte anhand verschiedener Szenarienanalysen, dass ein Steuerziel von 1,5 g/l durchaus realisierbar ist.

Mit Hilfe der Fassungssysteme kann allerdings nur ein kleiner Teil der Haldenlösungen gefasst werden, nämlich derjenige, der oberflächlich am Haldenfuß anfällt. Der weitaus größere Teil (bis zu 75 %) versickert jedoch in den Untergrund und gelangt so in das Grundwasser und die Vorfluter (LIEBMANN & PARNIESKE-PASTERKAMP 2001; LIEBMANN 2001). Neben den anthropogen verursachten Einträgen führen Salzwässer natürlichen Ursprungs (Auflösung/Auslösung mineralsalzhaltiger Gesteinsschichten) zur Erhöhung der Salzfracht in den Vorflutern. Diese beiden, nicht steuerbaren Einflüsse gelten als Unsicherheitsfaktoren bei der Salzlaststeuerung (SCHÜRER & LIEBMANN 2000; VOSS 2005).

### 2.3 Haldensanierung – Entwicklung der Althalden nach dem Bergbauende

Auch nach der Stilllegung des Kalibergbaus (zwischen 1990 und 1994) und dem Wegfall der produktionsbedingten Salzbelastung der Vorfluter stellen die Rückstandshalden ein massives ökologisches Problem dar. Die Halden stehen in unmittelbarer Nähe zu Vorflutern und wurden ohne Untergrundabdichtung auf gut durchlässigen Schichten des Buntsandsteins errichtet<sup>3</sup>. Aufgrund der sehr porösen Haldenoberfläche können Niederschläge rasch in das Haldeninnere vordringen und die Restsalze lösen. Die so entstehenden, hoch konzentrierten Salzlösungen gelangen zum großen Teil in den Grundwasserleiter und etwas verzögert in die angrenzenden Vorfluter (LIEBMANN & PARNIESKE-PASTERKAMP 2001; RUDOLPH 2005). Um die enormen Sickerwassermengen zu verringern, wurden verschiedene Maßnahmen ergriffen, die im Folgenden kurz vorgestellt werden sollen.

Um die oberflächlich und oberflächennah abfließenden Salzlösungen zu fassen, wurden so genannte Haldenlösungsfassungssysteme angelegt. Darunter sind meist offene und mit Betonhalbschalen versehene Gräben zu verstehen, die um die Halden herum angelegt sind. Diese meist veralteten Gräben, die oft auch nicht den gesamten Haldenbereich umfassten, wurden nach dem Ende der Abraumaufschüttung saniert und zum Teil neu konzipiert (DGFZ 2005). Mit Hilfe dieser Fassungssysteme *„...sollen vor allem Spitzenbelastungen durch Starkregenereignisse und Schneeschmelzen verhindert und somit eine Verringerung und Vergleichmäßigung der Salzkonzentration im Vorfluter bewirkt werden“* (DGFZ 2005). Allerdings sind laut DGFZ (2005) trotz der Ausbaumaßnahmen heute zum Teil deutliche Mängel an den Fassungssystemen festzustellen und auch die Wirksamkeit hinsichtlich der Reduzierung der versickernden Haldenlösungsmengen ist differenziert zu bewerten. So beträgt der Fassungsgrad am Standort Sondershausen nur etwa 10 %, während an den Kalihalden Sollstedt, Bischofferode und Bleicherode zwischen 47 und 63 % der Haldensickerwässer gefasst und gesteuert in die Wipper abgestoßen werden (DGFZ 2005). An einigen Haldenstandorten (Bischofferode, Bleicherode, Menteroda, Sondershausen) werden gesättigte Laugen nach Untertage verbracht, um die Gruben Hohlräume zu verfüllen und damit deren Standsicherheit zu gewährleisten (BARTL et al. 2003; DGFZ 2005).

Um das ursächliche Problem der Lösungs- und Auswaschungsprozesse zu minimieren, ist die Rekultivierung mit wasserspeichernden Deckschichten sowie dichten Vegetationsbeständen mit hohen

---

<sup>3</sup> Eine Ausnahme bildet die Halde Menteroda, die eine natürliche Basisabdichtung besitzt (Siehe Kap. 3.1.2).

Transpirationsraten die am besten geeignete Maßnahme für Kalirückstandshalden. In den alten Bundesländern wird seit den 1950er Jahren über die Begrünung solcher Halden geforscht<sup>4</sup>. In den neuen Bundesländern wurden seit 1975 mit Hilfe von Lysimetern die hydrodynamischen sowie hydrochemischen Prozesse an Kalirückstandshalden untersucht und Begrünungsversuche unternommen<sup>5</sup>.

Nach der Stilllegung des Kalibergbaus im Südharz wurde 1993 das „Pilotprojekt Bleicherode - Entwicklung eines Verfahrens zur Rekultivierung von Kali-Althalden“ initiiert (MINNICH 1996). Im Rahmen dieses durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt geförderten Pilotprojektes wurden auf der Kalihalde Bleicherode verschiedene Versuche zur biologischen Abdeckung des Haldenkörpers durchgeführt. Dazu wurden unterschiedliche Materialien (z.B. Bauschutt, Kompost, Erdaushub, Aschen; Klärschlammgemische) auf die Haldenflächen verbracht. Diese Materialschichten sollen das Niederschlagswasser infiltrieren und speichern sowie als Standort für eine wasserzehrende Vegetation dienen. Zusätzlich wurden Methoden zur Direktbegrünung der Haldenoberfläche (ausgelaugte Anhydrit-Gips-Lockerschicht) untersucht<sup>6</sup> (LIEBMANN & PARNIESKE-PASTERKAMP 2001; RUDOLPH 2005).

Mit Hilfe von Lysimetern wurden auf der Halde Bleicherode Wasser- und Stoffhaushaltsuntersuchungen durchgeführt, um Kenntnisse hinsichtlich des Wasserrückhaltevermögens sowie des Stoffaustragungspotenzials (Nährstoffe, Schwermetalle) der verschiedenen speicherfähigen Materialien zu erhalten. Die Schichtenanordnung in den Lysimetern erfolgte dabei analog zum Haldenaufbau: die unterste Schicht bildete ein Salzkern (verfestigter Rückstand), der von einer abgelaugten Anhydrit/Gips-Lockerschicht überlagert wurde. Darüber wurden die verschiedenen Überdeckungsvarianten eingebaut. Als Nullvariante diente ein Lysimeter, das nur mit einer Salzschiicht sowie mit Lockermaterial befüllt war. Alle Lysimeter wurden bepflanzt (HEIDEN et al. 2001; LIEBMANN & PARNIESKE-PASTERKAMP 2000).

Die besten Ergebnisse hinsichtlich des Wasserspeichervermögens und der Standortbedingungen für eine dichte, wasserzehrende Vegetation zeigte das Verfahren der *mächtigen Abdeckungen*, bei dem die Halde mit mehr als 3 m mächtigen kulturfreundlichen Materialien überdeckt wird. Diese Form der Rekultivierung erfolgt im Schichtaufbau in Anlehnung an die 1995 eingeführte THÜRINGER HALDENRICHTLINIE (THÜRHALR 2002), die für die Abdeckung einen Dreischichtenaufbau als Regelverfahren festlegt:

Die Aufgabe der *kapillarbrechenden Schicht* besteht darin, den kapillaren Aufstieg der salzhaltigen Haldenlösungen zu unterbinden, um so eine Schädigung der Vegetation zu verhindern. Mit der *konturgebenden Schicht* soll die dem Gestaltungs- und Nutzungskonzept entsprechende Oberflächenform modelliert werden. Sie muss außerdem eine möglichst hohe Wasserspeicherfähigkeit gewährleisten und gut durchwurzelbar sowie pflanzenverträglich sein, um so einer Begrünung optimale Voraussetzungen zu bieten. Die *Kulturschicht* als Träger der Bepflanzung soll in Verbindung mit der konturgebenden Schicht eine hohe Wasserspeicherfähigkeit sowie eine gute Durchwurzelbarkeit und ein ausreichendes Nährstoffangebot zur Verfügung stellen (THÜRHALR 2002).

---

<sup>4</sup> Siehe SCHMEISKY & LENZ 1998; LÜCKE 1997.

<sup>5</sup> Siehe BORCHARDT & PACALAJ 1994; HEINZE & FIEDLER 1979, 1981, 1984; HEINZE et al. 1984; LIEBMANN & PARNIESKE-PASTERKAMP 2000.

<sup>6</sup> Für ausführliche Informationen zu den unterschiedlichen Rekultivierungsverfahren siehe BORCHARDT & PACALAJ 1994; HEIDEN et al. 2001; SCHMEISKY & HOFMANN [Hrsg.] 2000.

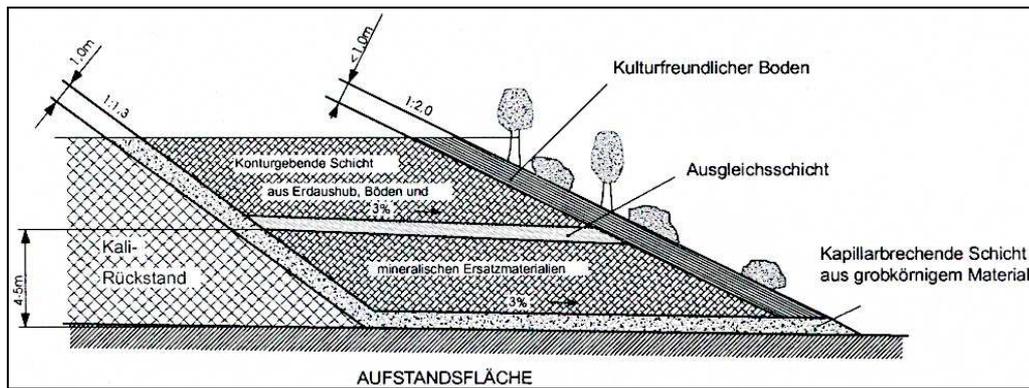


Abb. 2.5: Haldenüberdeckung im Dreischichtenaufbau gemäß Thüringer Haldenrichtlinie (HEIDEN et al. 2001)

Für diese Art der Abdeckung werden allerdings große Mengen an Rekultivierungssubstraten benötigt, so dass die Rekultivierung, je nach Haldengröße und Verfügbarkeit des Materials, über mehrere Jahrzehnte andauern kann. Die ersten Erfolge hinsichtlich der Minimierung der Salzauswaschung würden sich mit dieser Methode somit erst nach einem sehr langen Zeitraum einstellen. Hinzu kommt, dass die meisten Halden nicht über genügend Vorland für dieses Verfahren verfügen. Sollen nämlich die für die Standsicherheit geforderten Neigungsverhältnisse von 1:2 bis 1:3 eingehalten werden, so würde „...eine Halde mit ca. 100 m Höhe und Hangneigungen von 34°[...] ab dem Haldenfuß zusätzlich ca. 50-150 m breite Vorflächen für eine Substratüberdeckung benötigen“ (PODLACHA 1999). Aus diesen Gründen können in den meisten Fällen nur Teilbereiche der Kalihalden mit diesem Verfahren rekultiviert werden.

Diese Tatsachen machten die Entwicklung einer alternativen Methode nötig, die nicht nur unabhängig vom Vorland, sondern auch weniger materialintensiv ist. Im Rahmen des Pilotprojektes wurden daher Versuche zur Überschüttung steiler Hänge mit *geringmächtigen Deckschichten* (< 1 bis max. 3 m) gemacht. Die Lysimeterversuche ergaben, dass „...speicherfähige Erdbaustoffschichten von 0,8-1,0 m und eine ausreichende Begrünung die Niederschlagsversickerung auf 10-20 % des Gesamtniederschlags reduzieren“ (LIEBMANN & PARNIESKE-PASTERKAMP 2000). Eine erfolgreiche Begrünung kann durch die Zugabe von Aschen mit puzzolanhydraulischen Eigenschaften sowie Komposten als Nährstofflieferanten realisiert werden. Die extremen Hangneigungen, die an der Halde Bleicherode laut PODLACHA (1999) zwischen 30 und 50° betragen, stellen hohe Anforderungen an die Standsicherheit der geringmächtigen Überschüttungen. Positiv wirkten sich hierauf insbesondere Aschebeimengungen sowie unterlagernde Bauschuttschichten bzw. Bauschutt/Erdbaustoffmischungen (HEIDEN et al. 2001; PODLACHA 1999).

Die *Direktbegrünung* der Lockerschicht<sup>7</sup> ist zwar prinzipiell möglich, jedoch konnte auch bei Erreichen einer befriedigenden Begrünung die Versickerung lediglich um 20 % reduziert werden. Die Ursache hierfür ist „...die Grobkörnigkeit und die Struktur der Lockerschicht, die  $k_f$ -Werte von  $>10^{-4}$  m/s und eine hohe Infiltrationsrate aufwies“ (HEIDEN et al. 2001).

Die Rekultivierungsmaßnahmen auf den Halden des Südharz-Reviere sind in unterschiedlichem Maße fortgeschritten. Für die Halde Bischofferode sind keine Rekultivierungsmaßnahmen vorgesehen. Hier werden gesättigte Salzlösungen zur Flutung genutzt, um die Standsicherheit der Grubenhohlräume zu erhöhen (SCHMEISKY & LENZ 1998). Auf den Halden Sondershausen, Bleicherode und Menteroda ist

<sup>7</sup> An der Oberfläche der Kalihalden bildet sich infolge von Auslaugungsprozessen eine Anhydrit-Gips-Lockerschicht, deren Mächtigkeit von der Lagerungsdauer abhängt. Für die Direktbegrünung ist eine salzfreie Schicht von 0,5-1 m Mächtigkeit erforderlich. Dies ist frühestens nach 20 Jahren der Fall (HEIDEN et al. 2001).

die Abdeckung mit 30-40 % am weitesten vorangeschritten. Die Flächen der Halde Sollstedt sind zu 10 % abgedeckt. Aufgrund der zum Teil extremen Hangneigungen und des Mangels an Vorland sind die maximalen Abdeckungsgrade auf 80 bis 88 % (Sollstedt bzw. Bleicherode) sowie auf etwa 98 % (Sondershausen) beschränkt (DGFZ 2005). Eine vollständige Abdeckung der Halden ist also infolge der Gegebenheiten ausgeschlossen. Hinzu kommt, dass mit einer biologischen Versiegelung, vor allem bei geringmächtiger Abdeckung, keine 100 %-ige Abdichtung der Halde erreichbar ist. Speicherfähige Deckschichten und eine dichte, vitale Vegetation können nicht verhindern, dass es zeitweise, insbesondere bei Starkniederschlägen, zu Wassereintritten in den Haldenkörper und damit zu Salzauswaschungen kommen wird. Dennoch sind „biologische Versiegelungen“ die einzige praktikable Möglichkeit zur Abdeckung von Kalihalden. Kunststoffbahnen oder Dichtfliesen, die bei Deponien für eine vollständige Abdichtung gegenüber Wassereinflüssen sorgen, können hier nicht eingesetzt werden. Denn *„durch die chemisch-physikalische Eigendynamik von Salzhalden und den daraus resultierenden Veränderungen in den mechanischen Eigenschaften des Rückstands kommt es zu Anrissen und Aufbrüchen in den Abdichtungen. Punktuelle Salzauslösungen durch eindringenden Niederschlag bedingen an diesen Stellen weitere Nachbrüche und schließlich großräumige Zerstörungen. Das Abdichtsystem verliert seine Funktion“* (PODLACHA 1999).

### 3 Methodik

#### 3.1 Auswahl der Untersuchungsgebiete und Messflächen

Für die Untersuchungen wurden in einem ersten Schritt die Halden Bleicherode und Menteroda ausgewählt. Diese beiden Halden werden im Rahmen der Rekultivierung überdeckt und begrünt. Der derzeitige Grad der Überdeckung beträgt an beiden Standorten etwa 40 %<sup>8</sup>. Somit ist es möglich, die Auswirkungen der aufgetragenen Deckschichten auf die Quantität und die Qualität der anfallenden Sickerwässer zu untersuchen.

Zusätzlich zu diesen beiden sich in Überdeckung befindenden Halden wurde außerdem die unbedeckte Halde Bischofferode in das Untersuchungsprogramm aufgenommen. Hier laufen die niederschlagsbedingten Lösungsprozesse noch ungehindert ab. Dadurch ist es möglich, Vergleiche zwischen bedeckten und unbedeckten Halden hinsichtlich ihrer Austragspotenziale bezüglich der Salzlösungen einerseits sowie der durch die Abdeckmaterialien bedingten Emissionen andererseits zu ziehen.

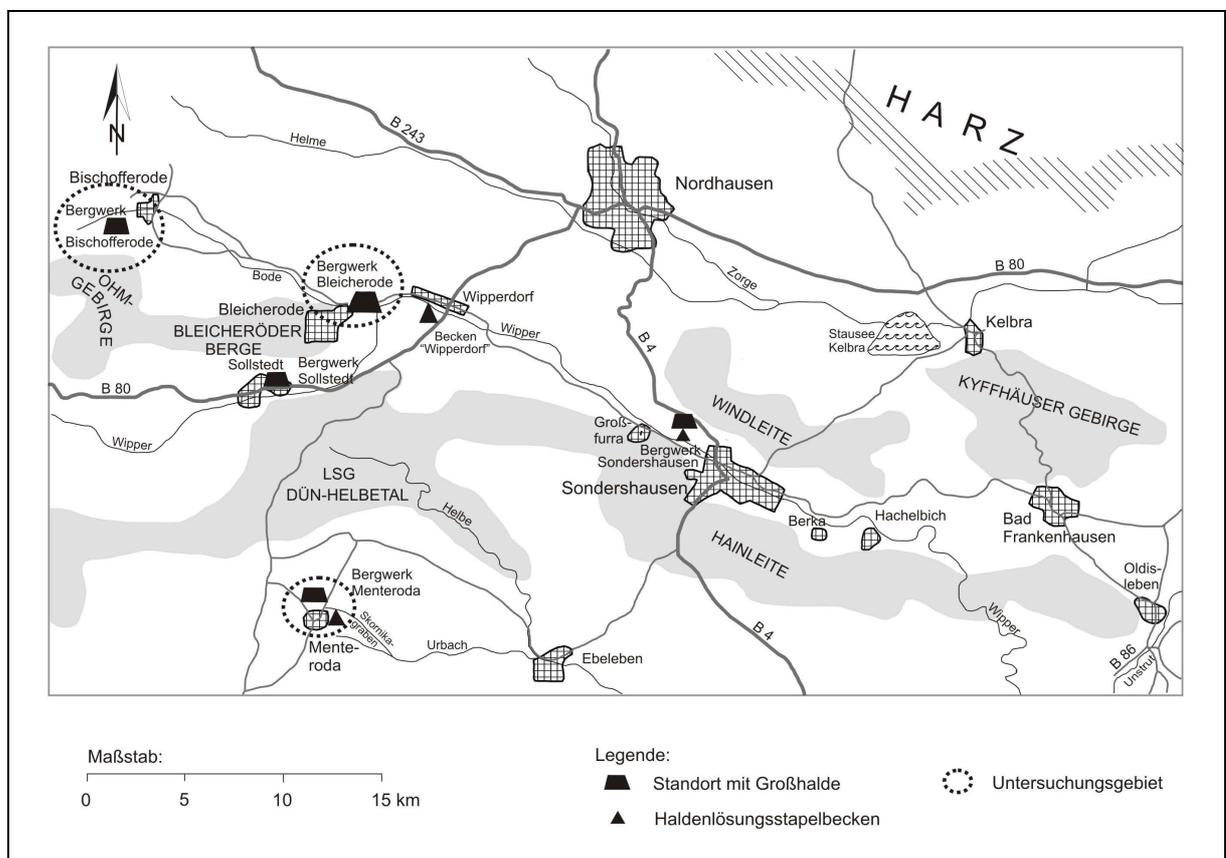


Abb. 3.1: Lage der Untersuchungsgebiete (nach SCHÜRER & LIEBMANN 2000, geändert)

Bei der Auswahl der eigentlichen Messflächen an den Halden und in deren Umfeld mussten verschiedene Faktoren berücksichtigt werden. Entsprechend der Zielstellung sollten die Flächen zum einen zwischen dem Haldenfuß und der Vorflut sowie unterhalb von bedeckten Hangbereichen liegen (zumindest im Fall der Halden Bleicherode und Menteroda). Zum anderen ist es für die Vergleichbarkeit bezüglich der klimatischen Einflussgrößen von Bedeutung, dass die Standorte ähnliche Expositionen aufweisen. Ein weiterer einschränkender Faktor war zudem die rege Bautätigkeit im Rahmen der

<sup>8</sup> Mündliche Mitteilungen durch Frau Dipl.-Chem. Breternitz (Menteroda Recycling GmbH) am 24.08.2007 bzw. Herrn Dipl.-Geol. Stude (Nordhäuser Entsorgungsbetreibergesellschaft mbH (NDHE mbH) Bleicherode) am 31.08.2007.

Rekultivierung auf den Halden Bleicherode und Menteroda. Aus diesem Grund kamen hier nur Haldenbereiche für die Instrumentierung in Betracht, die bereits abgedeckt waren und somit eine Beeinträchtigung durch Bautätigkeiten oder gar Überschüttungen auszuschließen war.

Für jede der drei Halden konnten jeweils Messflächenstandorte gefunden werden, die nordexponiert sind und an denen sich ein Vorfluter anschließt. In Menteroda existiert zwar keine Vorflut, allerdings befindet sich im Bereich der Untersuchungsfläche, unmittelbar am Haldenfuß, ein offener Drainagegraben (neben dem verrohrten Drainagesystem). Die darin enthaltenen Sickerwässer konnten zur Einschätzung der Wirksamkeit der Haldenbedeckung herangezogen werden.

### 3.1.1 Rückstandshalde Bleicherode

Das ehemalige Kaliwerk Bleicherode<sup>9</sup> befindet sich im westlichen Teil des Südharz-Kalireviers. Es gehört zum Landkreis Nordhausen und schließt sich nordöstlich der Stadt Bleicherode an. Im Norden wird die Halde unmittelbar von der Bode begrenzt, die östlich der Halde in die Wipper mündet. Das Flussbett der Wipper verläuft ebenfalls in kurzer Entfernung zum Fuß der Ostflanke (HEIDEN et al. 2001). Das Werksgelände schloss sich jenseits der Bode im Nordosten an die Halde an. An der Nordwestseite führt die Landstraße Bleicherode-Wipperdorf vorbei. Im Osten wird das Haldengelände von der Bahnlinie Halle-Kassel tangiert (LÜCKE 1997).

Das Grubenfeld Bleicherode erstreckte sich über 6 km in N-S-Richtung und über ca. 11 km in O-W-Richtung. Die dem Werk zugehörigen Schachtanlagen Bleicherode I/II, Kleinbodungen I/II und Kraja I waren etwa 2 bis 6 km voneinander entfernt, die Teufe der Schächte lag zwischen 569 und 666 m (BARTL et al. 2003).

Die „von Velsen-Schächte“ in Bleicherode wurden mit einem Abstand von nur 30 m geteuft. Das Abteufen des Schachtes I begann 1899 und konnte bereits 1901 in einer Tiefe von 616,5 m abgeschlossen werden. Seit 1902 wurde hier gefördert. In den Jahren 1902 und 1903 entstand der Schacht II mit einer Teufe von 613,5 m. Die beiden Schächte in Kleinbodungen wurden zwischen 1911 und 1912 bzw. zwischen 1911 und 1913 abgeteuft.

In der Grube Bleicherode wurde das Kaliflöz „Steißfurt“ abgebaut, in dem anhydritisches Hartsalz, Carnallit und Mischsalz anstanden. Zwischen 1902 und 1990 sind mit 86 Mio. t Rohsalzen ca. 15 % der insgesamt im Südharzrevier abgebauten Rohsalzmengen gefördert worden. Seit der Stilllegung der Rohsalzförderung sowie der Düngemittel- und Bromproduktion werden Teile der überflüssigen Anlagen und das Grubenfeld zum Versatz bergbaufremder Reststoffe und Abfälle genutzt. Die Halde selbst wird überdeckt und rekultiviert (BARTL et al. 2003). Die Tabelle 3.1 zeigt die Haldenparameter sowie die Zusammensetzung des aufgehaldeten Rückstands.

Die Halde Bleicherode befindet sich im Ausstrichgebiet des Mittleren Buntsandsteins und steht direkt auf quartären Lockersedimenten mit einer geringmächtigen Auelehmschicht (nördlicher Haldenteil) bzw. auf verwittertem Mittleren Buntsandstein, der von einer meist > 1 m mächtigen Sandsteinersatzdecke überlagert wird (südlicher Haldenteil). Für den weitgehend durchlässigen Untergrund werden  $k_f$ -Werte von  $10^{-7}$  bis  $10^{-4}$  m/s angegeben (HEIDEN et al. 2001).

---

<sup>9</sup> Vor 1990 hatte das Werk den Namen „Karl Liebknecht“ (BARTL et al. 2003).



Abb. 3.2: Luftbild der Halde Bleicherode (2005) (NDH Entsorgungsbetreibergesellschaft mbH)

### 3.1.2 Rückstandshalde Menteroda

Das ehemalige Kaliwerk Volkenroda<sup>10,11</sup> war das südlichste Bergwerk im Südharz-Kalirevier. Es liegt im Unstrut-Hainich-Kreis nordöstlich der Stadt Mühlhausen. Der Ort Menteroda befindet sich südlich des Werksgeländes. Das Werk verfügte über die drei Schächte Volkenroda, Pöthen I und Pöthen II.

Der Schacht Volkenroda wurde in den Jahren 1906 bis 1909 mit einer Tiefe von 1.001 m abgeteuft (Vertiefung auf 1.016 m im Jahre 1984). Anschließend erfolgte in den Jahren 1910 bis 1913 die Teufe des Schachtes Pöthen I bis in 1.033 m Tiefe. Zwischen 1911 und 1914 entstand der Schacht Pöthen II, der bis in eine Tiefe von 1.026 m geteuft wurde.

In den Gruben Volkenroda und Pöthen wurde das Kaliflöz „Staßfurt“ abgebaut, wobei vor allem Hart-salzbildungen bedeutend für die Gewinnung waren. In dem Zeitraum zwischen dem Beginn der Förde-rung in Volkenroda im Jahre 1909 bis zur Stilllegung des Kaliwerkes am 31.12.1990 wurden 55 Mio. t Rohsalz gefördert. Mit etwa 10 % der Gesamtfördermenge war Volkenroda somit das kleinste Kali-werk im Südharzrevier (BARTL et al. 2003). Die Zusammensetzung des Rückstandes sowie die Para-meter der Halde können der Tab. 3.1 entnommen werden.

Die Halde Menteroda besitzt als einzige Halde eine natürliche Basisabdichtung. Sie besteht aus bis zu 65 m mächtigem Kalk- und Mergelgestein des Oberen Muschelkalkes (Ceratitenschichten) und einer bis zu 7 m mächtigen oberflächennahen tonigen Zersatzdecke, die von 60 m mächtigen Dolomiten, Mergelgesteinen und Gipsen des Mittleren Muschelkalkes unterlagert werden (PARNIESKE-PASTER-KAMP & GEBHARDT 2002). Dieser Umstand führt dazu, dass ca. 95 % der aus der Halde austretenden Sickerwässer in einem Grabensystem erfasst und dem werkseigenen Stapelbecken (95.000 m<sup>3</sup> Volu-men) zugeführt werden können. Bis 1996 wurden die gefassten Lösungen über den Skornikagraben in das Fließgewässersystem Urbach – Helbe – Unstrut – Saale gesteuert eingeleitet. Seitdem nutzt man die Lösungen, die einen mittleren Salzgehalt von 300 g/l aufweisen, zur Flutung der Grubenhohlräume

<sup>10</sup> Das Werk behielt seinen ursprünglichen Namen „Volkenroda“ auch zur Zeit der DDR, es erhielt keinen Beinamen (BARTL et al. 2003).

<sup>11</sup> Die Haldenbezeichnungen „Volkenroda“ (historisch) und „Menteroda“ (aktuell gebräuchlich) sind synonym ver-wendbar. Für die historische Betrachtung wird daher der Name „Volkenroda“, ansonsten jedoch der Name „Men-teroda“ gebraucht.

(PARNIESKE-PASTERKAMP & GEBHARDT 2002). Der Haldenkörper wird entsprechend der Vorgaben der THÜRINGER HALDENRICHTLINIE (THÜRHALR 2002) überdeckt und rekultiviert.



Abb. 3.3: Halde Menteroda (2009) (Menteroda Recycling GmbH)

### 3.1.3 Rückstandshalde Bischofferode

Das Kaliwerk Bischofferode<sup>12</sup> mit seinem Grubenfeld markierte die westliche Grenze des Südharz-Kalireviers. Die ehemalige Werksanlage liegt im Eichsfeldkreis, etwa 700 m westlich des Ortes Bischofferode. Die Rückstandshalde liegt nördlich der Verbindungsstraße Bischofferode-Holungen, die das damalige Werksgelände begrenzte.

Zwischen 1909 und 1915 wurden am Standort Bischofferode die Schächte I und II abgeteuft. Zum Kaliwerk gehörte auch der Schacht Neu-Bleicherode, der sich 2,5 km südlich der Schächte I und II befand. Die Teufe der Schächte betrug zwischen 600 und 672 m. Wie auch in den anderen Kaligruben des Südharzreviers wurde in Bischofferode das Kaliflöz des Zechsteinzyklus „Staßfurt“ (K2) abgebaut. Dabei wurde ausschließlich Hartsalz gewonnen. Während der Betriebsphase von 1911 bis 1993 wurden im Bergwerk Bischofferode mit 114 Mio. t Rohsalz insgesamt 21 % der Gesamtmenge im Südharzrevier gefördert. Bezogen auf die Fördermengen war Bischofferode somit das größte Kaliwerk des Südharzreviers (BARTL et al. 2003; PARNIESKE-PASTERKAMP 2004). Die Tab. 3.1 zeigt die Zusammensetzung des aufgehaldeten Rückstands und die wichtigsten Daten zur Halde.

Bischofferode wurde im Jahre 1993 als letztes Werk im Kali-Südharzrevier stillgelegt. Die Halde ist die einzige im Südharzrevier, für die bislang keine Überdeckung und Rekultivierung vorgesehen ist, „...da die durch Niederschläge entstehenden Salzlösungen zur Flutung des Grubengebäudes noch für etwa 25 Jahre benötigt werden“ (BARTL et al. 2003).

Die Rückstandshalde wurde ohne Untergrundabdichtung auf die gut durchlässigen Schichten des Mittleren Buntsandsteins aufgeschüttet, so dass die austretenden, nicht fassbaren Haldenlaugen ungehindert versickern und so in das Grundwasser oder in die Vorflut gelangen können. Für den Haldenuntergrund werden Durchlässigkeiten von  $k_f = 10^{-8}$  bis  $10^{-5}$  m/s angenommen (DGFZ 2005).

<sup>12</sup> Vor 1990 hatte das Werk den Namen „Thomas Müntzer“ (BARTL et al. 2003).



Abb. 3.4: Luftbild der Halde Bischofferode (1995) (Foto: Luftbild Heye, 31863 Copenbrügge)

	<b>Bleicherode</b>	<b>Menteroda</b>	<b>Bischofferode</b>
Grundfläche [ha]	32***	36***	62***
Haldenvolumen [Mio. m³]	17***	21,5***	42***
Höhe [m]	75	70	140
Länge [m]	900*	900**	1100**
Breite [m]	400*	800**	700**
Rückstandszusammensetzung [%]:			
<i>NaCl</i>	68	77	74
<i>MgCl<sub>2</sub></i>	2	1	1
<i>KCl</i>	2	1	3
<i>MgSO<sub>4</sub></i>	6	5	3
<i>CaSO<sub>4</sub></i>	18	5	18
<i>K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub></i>		5	
unlösliche Bestandteile		1	1
(Angaben gerundet, teilweise unvollständig)			
verarbeiteter Rohsalztyp	<i>Anhydritisches Hartsalz</i> (Sylvin, Steinsalz, Anhydrit, daneben Kieserit u.a.) bzw. <i>Mischsalz</i> (Hartsalz und Carnallit)	<i>Polymerisches Hartsalz</i> (Sylvin, Steinsalz, Kieserit, Polyhalit, Langbeinit, auch Glaserit u.a.)	<i>Anhydritisches Hartsalz</i> (Sylvin, Steinsalz, Anhydrit, daneben Kieserit u.a.)

Tab. 3.1: Haldenparameter und Stoffbestand der Großhalden im Kali-Südharzrevier (BARTL et. al 2003; \*LÜCKE 1997; \*\*PARNIESKE-PASTERKAMP 2004; \*\*\*SCHÜRER & KULBE 1997)

### 3.2 Aufbau der Messfelder

Die für die Untersuchungen ausgewählten Messfelder wurden jeweils in drei Abschnitte geteilt, an denen die Instrumentierung im Frühjahr 2004 (März/April) vorgenommen wurde. So gab es einen Messabschnitt direkt am Hangfuß (HF), einen im Böschungsbereich zur Vorflut (V1 bzw. V2) und einen, der den Zwischenbereich (M) repräsentiert. In Menteroda musste auf den Messabschnitt im Bereich des Drainagegrabens verzichtet werden, da hier der Bauschuttanteil zu hoch war, um die Saugkerzen einzubauen. Hinzu kommt, dass das System der Saugkerzen, nämlich das Ansaugen von Bodenwässern mittels Unterdruck, nur dann funktioniert, wenn keine Luft von außen eindringen kann. Genau das ist aber das Problem bei hohen Bauschuttanteilen, da je nach Größe und Lagerung der einzelnen Bestandteile unterschiedlich große Hohlräume entstehen können.

Im August 2004 wurden die vorhandenen Messabschnitte um jeweils ein Messfeld in Bischofferode und Bleicherode ergänzt. In Bischofferode wurde damit noch ein Hangbereich mit in die Untersuchung integriert, aus dem die Sickerwässer direkt austraten. Für das zusätzliche Messfeld in Bleicherode wurde ein Standort ausgewählt, an dem noch weitestgehend natürlich entstandener Boden vorhanden war. Die anderen Messbereiche in Bleicherode sind dagegen auf sehr stark anthropogen überprägten Böden bzw. in Aufschüttungsbereichen (Bauschutt etc.) eingerichtet worden.

An den einzelnen Messabschnitten sollten mit Hilfe von Saugkerzen die Bodenwässer, die über den Inter- bzw. Baseflow lateral aus der Halde ausgetragen werden und deren Inhaltsstoffe sowohl quantitativ als auch qualitativ bestimmt werden. Zusätzlich zu den Saugkerzen wurden Tensiometer installiert, die Aussagen zu den in den Böden vorliegenden Matrixpotenzialen (bzw. Wasserspannungen) ermöglichen.

Die Instrumentierung erfolgte dabei so, dass stets paarweise ein Tensiometer und eine Saugkerze in einem Abstand von mindestens 1 m eingebaut worden sind. Aufgrund dessen, dass die gewonnenen Sickerwässer sowohl auf anorganische als auch auf organische Inhaltsstoffe hin analysiert werden sollten, wurden neben Kunststoffsaugkerzen auch Glassaugkerzen installiert (siehe Kap. 3.3.3). Daher befanden sich je Messabschnitt zwei Saugkerzen und zwei Tensiometer. Die Tensiometer wurden so eingebaut, dass sie jeweils in den gleichen Tiefenbereichen lagen wie die Saugkerzen. Auf diese Weise war es möglich, vergleichende Aussagen zu den vorhandenen Matrixpotenzialen und dem jeweiligen Sickerwasseranfall zu machen. Zusätzlich zur paarweisen Anordnung der Tensiometer und Saugkerzen wurde an den Standorten, bei denen die Instrumentierung eine Einbautiefe von 35 cm überschritt, jeweils ein weiteres Tensiometer in 20-30 cm Tiefe eingebaut. Dies diente der Aufzeichnung von Vergleichsdaten aus den Bodenbereichen, deren Matrixpotenziale den stärksten Einflüssen durch Witterungsgeschehen und Vegetation ausgesetzt sind.

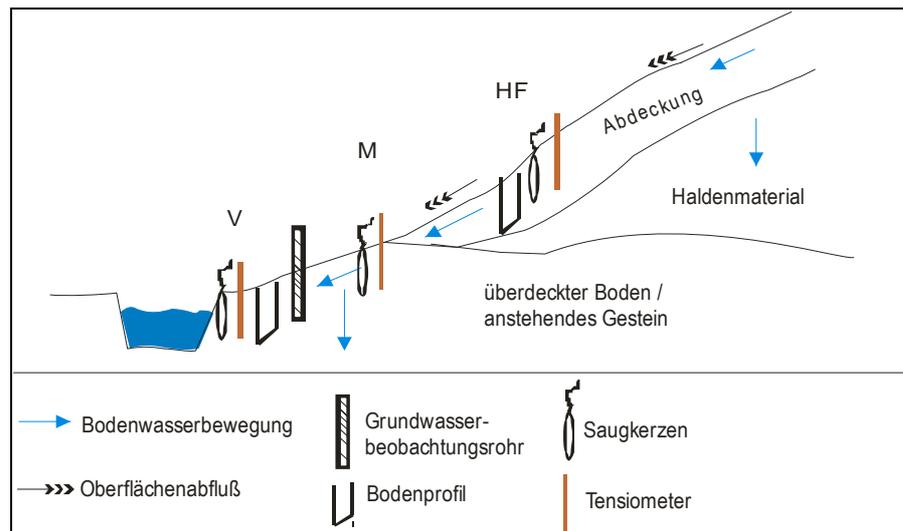


Abb. 3.5: Untersuchungsanordnung der Beprobungsinstrumentierung (Prinzipiskizze)

### 3.3 Geländearbeiten

Die Untersuchungen im Gelände fanden im Zeitraum von Mai 2004 bis August 2005 statt. Die verschiedenen angewendeten Verfahren werden im Folgenden kurz vorgestellt.

#### 3.3.1 Klimatologische Standortuntersuchung

An allen drei Haldenstandorten waren vollautomatische Klimastationen installiert, deren Daten freundlicherweise von Frau Dr. Parnieske-Pasterkamp von der FH in Nordhausen (für Bischofferode und Menteroda) sowie von Frau Dr. Schönau von der K-UTEC AG Salt Technologies in Sondershausen (für Bleicherode) zur Verfügung gestellt wurden. Für die klimatischen Untersuchungen wurden die jeweiligen Tagesmittel bzw. Tagessummen sowie Tageshöchstwerte der folgenden Daten verwendet:

- *Niederschlag* (Tagessumme in mm),
- *Lufttemperatur* (Tagesmittel in °C),
- *Globalstrahlung* (Tagesmittel in W/m<sup>2</sup>),
- *Windgeschwindigkeit* (Tagesmittel in m/s),
- *maximale Windgeschwindigkeit* (Tageshöchstwert in m/s),

Zusätzlich zu den automatischen Klimastationen wurde in der Mitte der Untersuchungsflächen jeweils ein Hellmann-Niederschlagsammler installiert, um die Niederschlagsdaten der vorhandenen Klimastationen mit den direkt auf die beprobten Flächen gefallenen Niederschlagsmengen abzugleichen.

#### 3.3.2 Gewinnung von Bodenproben

An jedem Untersuchungsabschnitt wurden Bodenprofile angelegt und gemäß DIN ISO 10381-2 beprobt, um die bodenphysikalischen und bodenchemischen Eigenschaften zu analysieren. Hierzu wurden aus den verschiedenen Horizonten sowohl gestörte als auch ungestörte Bodenproben genommen. Die gestörten Proben wurden in Form von Mischproben und die ungestörten Proben mit Hilfe von Stechzylindern (250 cm<sup>3</sup>) gewonnen (AD-HOC-AG-BODEN 1996; AD-HOC-AG-BODEN 2005; HARTGE & HORN 1992; SCHLICHTING et al. 1995).

### 3.3.3 Gewinnung von Bodenlösung

In der Praxis ist der Einsatz von Saugkerzen zur Gewinnung von Bodenlösung ein gängiges Verfahren. Dies zeigt auch die Fülle an Literatur zu dieser Thematik<sup>13</sup>. Der Vorteil der Saugkerzen-Methode liegt insbesondere in der Möglichkeit, wiederholte Probenahmen an derselben Stelle vorzunehmen, da der natürliche Bodenaufbau – im Gegensatz zur Bodenprobenentnahme bspw. für die Gewinnung von Bodenlösung mittels Zentrifugation oder für die Gewinnung von Bodensättigungsextrakten – nur geringfügig gestört wird (DVWK 1990; GROSSMANN 1988; LEHMANN 1996; WILSON et al. 1995). Weiterhin positiv zu bewerten sind die Tatsachen, dass Saugkerzen relativ einfach installiert werden können und durch die Probenentnahme weder die hydraulischen Verhältnisse noch der Gasaustausch im Boden verändert oder behindert werden (GROSSMANN & UDLUFT 1991; POTSCHIN 1999).

Saugkerzen können aus verschiedenen Materialien gefertigt sein. In der Vergangenheit waren insbesondere Saugkerzen aus Keramik oder Aluminiumoxid-Sinter sehr gebräuchlich. In der Literatur wurden für diese Materialien allerdings häufig Sorptionseffekte hinsichtlich verschiedener Stoffe beschrieben (GROSSMANN 1988; LITAOR 1988; MCGUIRE, LOWERY & HELMKE 1992; WESSEL-BOTHE et al. 2000; WILSON et al. 1995). Besonders betroffen sind im Boden gelöste Schwermetalle und Phosphat. Gerade bei Konzentrationen im Spurenbereich ( $\mu\text{g/l}$ ) können Adsorption und Desorption von Stoffen zu Messfehlern und Fehlinterpretationen bzw. zu Unterschreitungen der laboranalytischen Nachweisgrenze führen (GROSSMANN 1988; GROSSMANN & UDLUFT 1991; WESSEL-BOTHE 2002; WILSON et al. 1995). Um die Sorptionseffekte zu minimieren, wurden für die eigenen Untersuchungen Saugkerzen aus Kunststoff gewählt. Sie besitzen eine geringe Austauschkapazität und eignen sich infolgedessen besonders für die Erfassung von Phosphat und Schwermetallen (ECOTECH O.J.; GROSSMANN 1988; GROSSMANN & UDLUFT 1991; WESSEL-BOTHE 2002). Die verwendeten Saugkerzen besitzen einen Polyamid-Membran-Filter (Porengröße  $0,45 \mu\text{m}$ ), für den darüber hinaus nicht erwünschte Freisetzungen von anorganischen Stoffen, im Gegensatz zu alternativen Kerzenmaterialien (Keramik oder Aluminiumoxid), ausgeschlossen werden können (WESSEL-BOTHE 2002).

Für die Erfassung von organischen Schadstoffen in den Sickerwässern wurden außerdem Glassaugkerzen aus porösem Borosilikatglas (Porengröße ca.  $1 \mu\text{m}$ ) eingesetzt. Sie zeichnen sich durch eine geringe innere Oberfläche und damit eine sehr niedrige Sorptionskapazität für gelöste organische Stoffe aus (ECOTECH O.J.; WESSEL-BOTHE et al. 2000). Beide verwendeten Saugkerzentypen besitzen einen Durchmesser von 32 mm.

Vor dem Einbau wurden die Saugkerzen mit deionisiertem Wasser gespült, um materialbedingte Übergänge verschiedener Stoffe in die perkolierenden Lösungen zu minimieren bzw. zu vermeiden (DVWK 1990). Der Einbau der Kerzen erfolgte dann gemäß der vielfach in der Literatur beschriebenen Vorgehensweise mit Hilfe eines Pürkhauer-Bohrstocks, der dem Durchmesser der Saugkerzen entsprach (DVWK 1990; GROSSMANN et al. 1987; GROSSMANN & UDLUFT 1991). Die Bohrlöcher wurden senkrecht zur Oberfläche angelegt. Entsprechend der Annahme, dass die lateralen Sickerwässer auf dichteren, undurchlässigeren Schichten fließen, orientierte sich die Einbautiefe der Saugkerzen nicht an einheitlichen Vorgaben, sondern an der jeweils maximal möglichen Tiefe, die mit Hilfe des Pürkhauer-Bohrstocks erreicht werden konnte. Je nach Untergrund betrug sie zwischen 25 und 80 cm. Zwischen den Saugkerzen wurde ein Abstand von mindestens 1 m eingehalten, um eine gegenseitige Einflussnahme zu vermeiden.

Nach dem Einbringen der Kerzen in den Boden wurde etwas Quarzsand in die Löcher gefüllt, um so einen optimalen Kontakt zwischen Kerze und Substrat herzustellen. Das verbliebene Loch ist mit einer

<sup>13</sup> Siehe u.a.: DUIJNISVELD, BÖTTCHER & SCHNEIDER 1998; DVWK 1990; GROSSMANN 1988; GROSSMANN & UDLUFT 1991; KOCH 2005; LEHMANN 1996; LITAOR 1988; POTSCHIN 1998; ROTH 1989; WESSEL-BOTHE et al. 2000; WESSEL-BOTHE 2002; WILSON et al. 1995.

Paste aus bodenständigem Material und destilliertem Wasser verfüllt worden. Nachdem die Kerzen über die Schläuche an die Vorratsflaschen (1 Liter-Glasflaschen) angeschlossen waren, wurde mit einer Pumpe ein Unterdruck von jeweils -650 hPa in den Systemen erzeugt. Bei diesen Drücken werden vorwiegend die Porenlösungen aus den Grobporen ( $pF < 2,5$ ) sowie den weiten Mittelporen ( $pF 2,5-2,8$ ) gesaugt (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002).

Die Beprobung und Laboranalyse der Lösungen, die sich in den Vorratsflaschen gesammelt hatte, wurde in einem 14-tägigen Rhythmus durchgeführt. Bei jeder Probennahme wurden außerdem die jeweiligen Lösungsmengen ermittelt.

### 3.3.4 Ermittlung der Wasserspannung

Will man eine Aussage über das Verhalten von Wasser im Boden machen, ist es unabdingbar, das Matrixpotenzial bzw. die Wasserspannung zu bestimmen. Die Messung dieser Kenngröße erfolgte unter Zuhilfenahme von mechanischen Tensiometern der Firma ecoTech, die paarweise mit den Saugkerzen installiert worden waren. Diese bestehen aus einer keramischen Zelle ( $\varnothing 20$  mm) mit einem wassergefüllten Schaft aus Plexiglas. In Kontakt mit der Bodenmatrix entsteht über die Poren der Keramik ein hydraulisches Potenzial zwischen dem Bodenwasser und der Wassersäule im Tensiometer. Je nach Gefälle kann der Boden dem Tensiometer Wasser entziehen oder aber Bodenwasser fließt in das Tensiometer. Bei Erreichen eines Gleichgewichtszustandes und unter Berücksichtigung der Wassersäule entspricht der Druck, der sich im Tensiometer aufgebaut hat, dem Matrixpotenzial bzw. der Wasserspannung (= Matrixpotenzial ohne negatives Vorzeichen) im Boden (HARTGE & HORN 1992; HENDRICKX 1990; SCHLICHTING et al. 1995). Zur Messung der Wasserspannungen diente ein Druckaufnehmer-Messgerät, das mit einer Einstichkanüle ausgestattet war. Diese wurde in den Septumstopfen gestochen, der das obere Tensiometerende verschloss.

Der Einbau der Tensiometer erfolgte nach DIN ISO 11276 (DIN 2000) sowie analog der Vorgaben von SCHLICHTING et al. (1995) und ist vergleichbar mit dem Einbau der Saugkerzen. Der Durchmesser des Bohrstockes, mit dem das Bohrloch bis zur gewünschten Tiefe (in Abhängigkeit von der Tiefe der entsprechenden Saugkerze) vorgebohrt wurde, ist etwas größer als der Tensiometerdurchmesser. Aus diesem Grund wurde die keramische Zelle in eine Quarzsandsuspension eingebettet, um so einen optimalen Kontakt zur Bodenmatrix herzustellen.

Die Wasserspannungen wurden in den ersten Monaten 14-tägig, ab August 2004 dann zweimal wöchentlich gemessen. Diese größere zeitliche Auflösung ist gewählt worden, um die witterungsbedingte Variabilität der Wasserspannungen detaillierter zu erfassen und genauere Aussagen zur zeitlichen Dynamik dieser Prozesse zu ermöglichen. Ein weiterer Grund hierfür war, dass unter trocken-warmen Bedingungen sehr hohe Wasserspannungen im Boden erreicht werden können, die einen starken Wasserentzug aus den Tensiometern bewirken. Bei Wasserspannungen über 850 hPa „...reißt der Wasserfilm zwischen keramischer Zelle und Boden, so dass Luft eindringt und die Tensiometer leer laufen“ (KOCH 2005). Durch häufigere Kontrollen der Systeme und gegebenenfalls notwendige Neubefüllungen der Tensiometer im Anschluss an die Messungen sollte länger andauernden Messwertausfällen vorgebeugt werden.

### 3.3.5 Ermittlung der Bodenwassergehalte

Die aktuellen Wassergehalte können anhand der ermittelten Matrixpotenziale berechnet werden. Hierfür wird in der Literatur die Gleichung (Gl. 3.1) von VAN GENUCHTEN (1980) empfohlen bzw. verwendet (AD-HOC-AG BODEN 2000b; BOHNE et al. 1993; CORNELIS et al. 2001; KOCH 2005; SCHEINOST 1994; WÖSTEN 1997).

$$\theta_{(\psi)} = \theta_r + \frac{\theta_s - \theta_r}{[1 + (\alpha |\Psi|)^n]^m} \quad (\text{Gl. 3.1})$$

- $\theta_{(\psi)}$  = Wassergehalt als Funktion des Matrixpotenzials (Vol.-%)  
 $\Psi$  = Matrixpotenzial (hPa)  
 $\theta_r$  = Restwassergehalt (Vol.-%)  
 $\theta_s$  = Wassergehalt bei Sättigung (Vol.-%)  
 $\alpha, n, m$  = van Genuchten-Parameter, Restriktion  $m = 1-1/n$

Die für die Gleichung 3.1 benötigten Parameter  $\theta_r$ ,  $\theta_s$ ,  $\alpha$  und  $n$  können mittels verschiedener Pedotransferfunktionen unter Verwendung der Korngrößenverteilung im Feinboden, der trockenen Rohdichte und des organischen Kohlenstoffgehalts ermittelt werden (AD-HOC-AG BODEN 2000b; BACHMANN & HARTGE 1992; TIETJE & HENNINGS 1993; VEREecken et al. 1989; WÖSTEN 1997; WÖSTEN et al. 2001). Hierbei ist zu beachten, dass Pedotransferfunktionen auf der Datengrundlage weniger Böden verschiedener Landschaftsräume und klimatischer Verhältnisse basieren. Sie sind somit regional spezifisch (WÖSTEN et al. 2001). Daher sollten die Daten anhand geeigneter Literaturangaben und Tabellenwerke (AD-HOC-AG BODEN 2000b; BOHNE et al. 1993) auf ihre Reliabilität hin überprüft sowie durch episodische Wassergehaltsbestimmungen bei bekanntem Matrixpotenzial angepasst werden (KOCH 2005). Aus diesem Grund sind mit dem Pürkhauer-Bohrstock zu verschiedenen Zeitpunkten Bodenproben aus den Tiefenlagen entnommen worden, in denen auch die Messinstrumente installiert waren. Sie wurden sofort luftdicht verpackt und gekühlt ins Labor transportiert. Die Bestimmung der Wassergehalte erfolgte gravimetrisch nach HARTGE & HORN (1992).

### 3.3.6 Gewässerbeprobung

Die Untersuchungen auf den Messflächen im Haldenbereich wurden ergänzt durch Leitfähigkeitsmessungen sowie Stoffanalysen in der Vorflut "Bode", die sowohl die Halde Bischofferode als auch die Halde Bleicherode passiert. Hierzu erfolgten Probennahmen jeweils vor und nach der Passage der Halden. Zusätzlich wurden unterhalb jeder Messfläche Fließgewässerproben entnommen, um auch die zwischenzeitlichen Veränderungen zu erfassen. In Menteroda ist keine Vorflut vorhanden. Hier wurden die Untersuchungen stattdessen in den unterhalb der Messfläche austretenden Drainagewässern vorgenommen. In Bischofferode wurde, zusätzlich zur Beprobung der Vorflut, ebenfalls Drainagewasser entnommen.

Direkt im Anschluss an die Probennahme erfolgte die Analyse der Proben hinsichtlich folgender Parameter:

- *elektrische Leitfähigkeit [mS/cm]*: konduktometrisch mit dem wtw TetraCon 325, das die Leitfähigkeit auf die Referenztemperatur 25°C umrechnet,
- *pH-Wert und Temperatur [°C]*: wtw pH 315i

Die Proben wurden in verschraubbaren Glasgefäßen und unter Kühlung ins Labor transportiert, wo sie dann bei 5-7°C gekühlt und abgedunkelt gelagert wurden.

### 3.4 Laborarbeiten

Parallel zu den Arbeiten im Gelände liefen die Probenvorbereitungen und Analysen im Labor. Bei den gekühlten Sickerwasserproben wurden die Leitfähigkeiten und die pH-Werte gemessen. Anschließend wurden sämtliche Wasserproben über Membranfilter mit einem Porendurchmesser von 9 µm filtriert und luftdicht verschlossen. Je nachdem, ob die Sickerwässer mittels Kunststoff- oder Glassaugkerze gewonnen worden sind, wurden sie in ein Zentrifugenröhrchen oder ein verschließbares Glasgefäß gefüllt. Die Fließgewässer- und Drainageproben, die für die PAK-Analyse bestimmt waren, wurden ebenfalls in Glasgefäßen aufbewahrt.

Die Proben für die PAK-Analysen wurden nach der Filtration tiefgefroren, da die Messungen nicht unmittelbar im Anschluss an die Probennahmen erfolgen konnten.

Die gestörten Bodenproben wurden entsprechend der BBODSCHV (1999) sowie nach SCHLICHTING et al. (1995) in Schalen luftgetrocknet und mittels 2 mm-Sieb in Feinerde und Skelett unterteilt. Wurzeln und Bodentiere wurden entfernt.

Für die Ermittlung des Wassergehaltes wurden die Bodenproben feldfrisch im Labor analysiert. Die Stechzylinderproben wurden gewogen und bis zur weiteren Verwendung gekühlt aufbewahrt.

Die folgenden Tabellen geben einen Überblick über die durchgeführten Analysen und die jeweils angewendete Methodik.

<i>Analyse der Bodensickerwässer, Fließgewässer und Drainagewässer</i>		
<i>Parameter</i>	<i>Vorbereitung/Vorbehandlung</i>	<i>Methodik</i>
pH-Wert		potentiometrisch wtw pH 539
elektr. Leitfähigkeit [mS/cm]		konduktometrisch wtw TetraCon 325
Alkali-/Erdalkalimetalle, Anionen (Na, K, Mg, Ca, Cl, SO <sub>4</sub> , NO <sub>3</sub> , o-PO <sub>4</sub> ) [mg/l]	Filtration, ggf. Verdünnung wegen hoher Salzgehalte	Bestimmung am IC (Ionen Chromatograph Dionex DX 120)
Schwermetalle (Cd, Cu, Zn) [µg/l bzw. mg/l]	Filtration	Messung am GraphitrohrAAS (AAS Zeenit 600s Analytik Jena)
PAK [µg/l]	Filtration	Bestimmung durch Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ Leipzig-Halle mittels GC/MS (Gas Chromatography/Mass Spectrometry; GC 6890, MS 5973)

Tab. 3.2a: Analyse der Bodensickerwässer, Fließgewässer und Drainagewässer

<b>Analyse bodenphysikalischer und bodenchemischer Parameter (Bodenproben)</b>		
<i>Parameter</i>	<i>Vorbereitung/Vorbehandlung</i>	<i>Methodik</i>
Korngrößen	Lufttrocknung, Sieben auf < 2 mm	Partikelanalyse am Rastersizer der Fa. MALVERN
pH-Wert	Lufttrocknung, Sieben auf < 2 mm	potentiometrisch wtw pH 539, in entionisiertem Wasser (aktueller pH-Wert) und 0,1 M KCl (potenzieller pH-Wert) im Verhältnis 1:2,5 (Boden:Reagenz), Messung nach 24 h Standzeit
elektr. Leitfähigkeit [mS/cm]	Lufttrocknung, Sieben auf < 2 mm	konduktometrisch wtw TetraCon 325, 25 ml entionisiertes Wasser auf 10 g Feinboden
Wassergehalt [Masse-%]		gravimetrische Bestimmung nach DIN ISO 11465 bzw. Ad-Hoc-AG BODEN (2000a)
Trockenrohddichte (dB) [g/cm <sup>3</sup> ]	Trocknung der Stechzylinderproben (250 cm <sup>3</sup> ) bei 105°C bis Gewichts- konstanz	$dB = \frac{\text{Boden (trocken)}}{\text{Volumen (250 cm}^3\text{)}}$
Lagerungsdichte (Ld) [g/cm <sup>3</sup> ]	Trocknung der Stechzylinderproben (250 cm <sup>3</sup> ) bei 105°C bis Gewichts- konstanz	$Ld = dB + 0,009 \cdot \text{Masse-\% Ton}$
Porenvolumen (PV) [%]	Trocknung der Stechzylinderproben (250 cm <sup>3</sup> ) bei 105°C bis Gewichts- konstanz	$PV = \left[ 1 - \frac{dB}{dF} \right] \cdot 100$
Kalk (CaCO <sub>3</sub> ) [%]	Lufttrocknung, Sieben auf < 2 mm	gasvolumetrisch mittels Scheibler- Apparatur
Gesättigte Wasserleitfähigkeit (k <sub>i</sub> ) [cm/d]	kapillare Sättigung der Stechzylinder- proben (250 cm <sup>3</sup> )	Messung der stationären Strömung mittels k <sub>r</sub> -Apparatur der Firma Eijkelkamp nach DIN 19683-9
Organische Substanz (%)	Lufttrocknung, Sieben auf < 2 mm, Befreiung von Wurzelteilchen	Trocknung bei 105°C (2 h) und Abkühlung im Exsikkator, anschließend Glühen von 3-5 g Feinboden im Muffelofen (2 h) bei 300°C und erneutes Abkühlen im Exsikkator (laborintern modifizierte Trockenveraschung (SAUERWEIN 2004)); Berechnung der Massendifferenz (%)
<i>Abschätzung langfristig mobilisierbarer Elemente:</i>  • Alkali-/Erdalkalimetalle, Anionen (Na, K, Mg, Ca, Cl, SO <sub>4</sub> , NO <sub>3</sub> ) [mg/kg] • Schwermetalle (Cu, Cd, Zn, Pb, Fe, Mn) [mg/kg]	Lufttrocknung, Sieben auf < 2 mm	Königswasseraufschluss nach DIN ISO 11466 bzw. Ad-Hoc-AG BODEN (2000a); Messung am Flammen-AAS (Atom-Absorptions-Spektrometer) Perkin Elmer M 2100 V 9.3
<i>Abschätzung der pflanzenverfügbaren Stoffanteile:</i>  • Alkali-/Erdalkalimetalle, Anionen (Na, K, Mg, Ca, Cl, SO <sub>4</sub> , NO <sub>3</sub> ) [mg/kg] • Schwermetalle (Cu, Cd, Zn, Fe, Mn) [mg/kg]	Lufttrocknung, Sieben auf < 2 mm	Ammoniumnitratenaufschluss nach DIN 19730; Messung am Flammen-AAS (Atom-Absorptions-Spektrometer) Perkin Elmer M 2100 V 9.3

Fortsetzung siehe nächste Seite

<p><i>Abschätzung von Stoffkonz. im Sickerwasser, durch Niederschlag auswaschbare und pflanzenverfügbare Stoffgehalte:</i></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Alkali-/Erdalkalimetalle, Anionen (Na, K, Mg, Ca, Cl, SO<sub>4</sub>, NO<sub>3</sub>) [mg/kg]</li> <li>• Schwermetalle (Cu, Cd, Zn, Fe, Mn) [mg/kg]</li> </ul>	<p>Lufttrocknung, Sieben auf &lt; 2 mm</p>	<p>Wasseraufschluss mit 25 ml entionisiertem Wasser auf 10 g Boden, Schütteldauer 2 h, Filtration, ggf. zentrifugiert und dekantiert</p>
<p>PAK</p>	<p>Lufttrocknung, Sieben auf &lt; 2 mm, Aufschluss mittels ASE (Accelerated Solvent Extraction)</p>	<p>Bestimmung durch Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ Leipzig-Halle mittels HPLC (High Performance Liquid Chromatography; HP 1100)</p>

Tab. 3.2b: Analyse bodenphysikalischer und bodenchemischer Parameter

### 3.5 Statistik

Aufgrund der verschiedenen Einflussfaktoren, unter denen geoökologische Daten stehen, war eine Normalverteilung der erhobenen Datenreihen nicht gegeben. Daher wurde für die Berechnung der Stärke des Zusammenhangs von Datenreihen die Rangkorrelation nach Spearman angewendet. Eine Normalverteilung wird bei diesem nichtparametrischen Test nicht vorausgesetzt (BAHRENBURG et al. 1999; POSPESCHILL 2007). Für die statistischen Auswertungen diente das Programm SPSS (Versionen 16 und 17) als Grundlage.

### 3.6 Methodendiskussion und Fehlerbetrachtung

#### 3.6.1 Messmethodik und Probenentnahme

Für kontinuierliche Beprobungen von Bodenlösungen bei möglichst geringer Störung des Bodenprofils, des Wasserflusses und des Gasaustausches sind **Saugkerzen** derzeit die am besten geeigneten und am einfachsten zu verwendenden Instrumente (GROSSMANN & UDLUFT 1991; POTSCHEIN 1999). Allerdings gibt es auch bei der Saugkerzen-Methode Einschränkungen und Probleme, die bei der Interpretation der Daten berücksichtigt werden müssen. Diese sollen im Folgenden näher erläutert werden.

Mit Hilfe von Saugkerzen ist eine gezielte, punktuelle Entnahme von Bodenlösung möglich. Jedoch weisen Böden hinsichtlich ihrer physikalischen und chemischen Eigenschaften eine sehr starke räumliche und zeitliche Heterogenität auf, die sich auch auf die Menge und die Zusammensetzung der Bodenlösung auswirkt. Diese starke Variabilität hat ihre Ursachen in Schwankungen der hydraulischen Eigenschaften des Bodens (bspw. bedingt durch Wurzelkanäle, Trockenrisse, Schrägschichtung, Porenverteilung), unterschiedlicher Aktivität von Flora und Fauna, heterogener Verteilung der mineralogischen und organischen Bestandteile des Bodens sowie in unterschiedlichem Stoffeintrag (Freiland-/Bestandesniederschlag, Düngung) (GROSSMANN 1988). Sie wird beeinflusst durch den Wassergehalt im Boden (höhere Schwankungen bei niedrigen Wassergehalten, extreme Verhältnisse bei abwärts wandernder Sickerwasserfront), durch die Aktivität von Flora und Fauna (Variabilität steigt mit Aktivität) sowie durch die Messtiefe (mit zunehmender Tiefe nimmt Variabilität ab: Einfluss von schnell drainenden Grobporen und biologischer Aktivität sinkt, Abbau horizontaler Konzentrationsgradienten) (GROSSMANN 1988). Da Saugkerzen in Abhängigkeit von den Kapillarkräften, der Porenverteilung im Boden sowie dem Durchmesser der Kerze und dem angelegten Unterdruck einen geringen Einflussradius von 0,1 bis 0,5 m besitzen, können die Probenlösungen jeweils nur einen kleinräumig begrenzten Ausschnitt innerhalb des komplexen „Systems Boden“ repräsentieren (DVWK 1990; GROSSMANN & UDLUFT 1991).

Ist der Unterdruck im Saugkerzensystem kleiner als das aktuell im Boden herrschende Kapillarpotenzial, entsteht ein Potenzialgradient, der einen Sickerwasserfluss aus dem Boden in die Saugkerze hervorruft. Form und Volumen des Bodenraumes, aus dem das Sickerwasser stammt, sind abhängig von der Höhe des Potenzialgradienten, der Korngrößen- bzw. Porenverteilung des Substrates sowie dessen Wassergehalt (GROSSMANN 1988). Der durch den Gradienten initiierte Sickerwasserfluss ist in den Grobporen wesentlich größer als in den Feinporen. Damit sind die in der Probenlösung ermittelten Stoffgehalte ein über den Fluss (und nicht über das Volumen) ermittelter Wert der Konzentrationen in den beeinflussten Poren (ROTH 1989). Das Bodenvolumen, aus dem die Bodenprobe stammt, ist nicht eindeutig bestimmbar. Hinzu kommt, dass sich der Einflussbereich der Saugkerze mit fallendem Unterdruck ändert. Die Geschwindigkeit, mit der der angelegte Unterdruck im Saugkerzensystem sinkt und die damit zusammenhängende Förderrate und Entnahmedauer sind abhängig von der ungesättigten Leitfähigkeit im Boden beim jeweils vorherrschenden Wassergehalt (GROSSMANN 1988; GROSSMANN & UDLUFT 1991). Zum Zeitpunkt der Probennahme hat man schließlich eine Mischprobe an Bodenlösung, wobei es nicht mehr möglich ist, festzustellen, wann innerhalb des 14-tägigen Beprobungszeitraumes welche Mengen Sickerwasser aus welchem Bodenbereich in das Saugkerzensystem geflossen sind. Da der Unterdruck im Saugkerzensystem nicht beliebig hoch angelegt werden kann<sup>14</sup> und mit dem Ansaugen von zunächst gering an die Bodenmatrix gebundenem Wasser bereits sinkt, ist außerdem nicht abschätzbar, inwieweit auch feinere Poren entwässert werden und in der Probe repräsentiert sind (LEHMANN 1996; POTSCHIN 1999; SCHLINKERT 1992; GROSSMANN et al. 1987). Die Entwässerung ist davon abhängig, wie intensiv die groben und feinen Poren miteinander in Kontakt stehen und eine Mischung von Wasser aus den unterschiedlichen Porenbereichen stattfinden kann (GROSSMANN 1988).

In Verbindung mit dem Potenzialgradienten und den dadurch hervorgerufenen Wasserbewegungen können im Boden außerdem Konzentrationsgradienten auftreten. Dies ist vor allem bei abwärts wandernden Sickerwasserfronten oder durch inhomogen verteilte, schnell drainende Makroporen im beprobten Bodenvolumen der Fall (GROSSMANN 1988). Insbesondere Bio-Makroporen (Wurzelröhren, Tiergänge) oder Bodenrisse stellen bevorzugte Fließbahnen dar, die einen schnellen Wasser- und Stofftransport bewirken („preferential flow“). Dies führt dazu, dass Bodenwasser und in ihm enthaltene Stoffe nicht gleichmäßig durch den Boden sickert, sondern – teilweise an der Bodenmatrix vorbeifließend – den Pfaden mit dem geringsten Fließwiderstand folgt und somit schnell in die Tiefe vordringt. Eine Verringerung der Kontaktfläche sowie der Kontaktzeit zwischen Boden und Lösung und einer daraus resultierenden Reduzierung von Sorptionsprozessen sind die Folgen (BÄDJER 2000; DEMUTH & HILTPOLD 1993; FLURY et al. 1995; LENNARTZ 1998; PETERS & THIEMEYER 1999; STEENHUIS et al. 1995). Bei räumlicher Nähe von präferentiellen Fließpfaden und Saugkerze kann demnach kurzfristig auftretendes, gering gebundenes Sickerwasser mit niedrigen Stoffgehalten die Konzentration in der Probe bestimmen (LEHMANN 1996). Umgekehrt kann bei großer Entfernung zwischen Makropore und Saugkerze jedoch auch ein Teil des eindringenden Sickerwassers an der Saugkerze vorbeifließen, was sich wiederum auf die Stoffkonzentration der Probe auswirkt (BRANDI-DOHRN et al. 1996; GROSSMANN 1988; LITAOR 1988; WILSON et al. 1995).

Um Lufteintritte in das Saugkerzensystem und einen dadurch hervorgerufenen Druckausgleich zu vermeiden bzw. um ein Abreißen der kapillaren Verbindung zwischen Boden und Saugkerze zu verhindern, muss stets ein guter Kontakt zwischen Kerzenmaterial und umgebendem Boden hergestellt sein. Insbesondere in Substraten mit geringem Feinkornanteil und/oder bei Schrumpfungerscheinungen bewirken fehlende Kontaktflächen eine Reduzierung der Förderrate und damit eine verminderte Entnahmedauer (GROSSMANN 1988; KOCH 2005).

---

<sup>14</sup> Empfohlen wird ein Unterdruck zwischen 300 und 700 mbar (DVWK 1990).

Ein weiteres Problemfeld ist der Einfluss des Saugkerzenmaterials auf die Probe. Infolge der feinen Porenweiten der Kerzen (0,45 bzw. 1µm) können größere Kolloide und Makromoleküle (z.B. Huminstoffe) aus der durchtretenden Bodenlösung herausgefiltert werden. Auf diese Weise erfolgt auch ein Zurückhalten von Ionen, die an solche Kolloide und Makromoleküle gebunden sind. Außerdem ist damit zu rechnen, dass die Kerzenmaterialien selbst bestimmte Stoffe an die perkolierenden Lösungen abgeben. Allerdings ist dem mit einer Reinigung der Kerzen vor dem Einbau in den Boden vorzubeugen (GROSSMANN 1988). Als recht problematisch anzusehen ist die in der Literatur vielfach beschriebene Tatsache, dass die Konzentrationen der Lösungsinhalte in Abhängigkeit vom Kerzenmaterial durch Ad- und Desorptionsprozesse verändert werden. Dies spielt insbesondere bei Messungen im Spurenbereich (µg/l) eine Rolle (DVWK 1990; GROSSMANN 1988; GROSSMANN & UDLUFT 1991; LIERMANN 2001; WESSEL-BOTHE et al. 2000; WILSON et al. 1995). Da es keinen Werkstoff gibt, der sich gegenüber allen gelösten Stoffen inert verhält, müssen die Saugkerzenmaterialien entsprechend der zu untersuchenden Stoffgruppe ausgewählt werden (Ecotech o.J.). Für die Untersuchung der anorganischen Inhalte in der Bodenlösung wurden daher Kerzen aus Kunststoff (Polyamid-Membranfilter) eingesetzt. Für den Bereich der organischen Stoffe wurden dagegen Saugkerzen aus Glas verwendet. Die spezifische Eignung von Kunststoff- bzw. Glassaugkerzen für die jeweiligen Stoffgruppen (im Gegensatz zu Keramik- und Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>-Sinterkerzen) wurde in verschiedenen Untersuchungen bestätigt (Ecotech o.J.; GROSSMANN et al. 1987; GROSSMANN et al. 1990; WESSEL-BOTHE et al. 2000). Die Einstellung eines Gleichgewichtes zwischen Kerze und Boden wirkt sich außerdem reduzierend auf sorptionsbedingte Messfehler aus (GROSSMANN et al. 1990). Daher wurden die Probenlösungen der ersten 4-6 Wochen nach Installation der Saugkerzen dem Vorschlag der DVWK (1990) folgend verworfen.

Eine weitere Einflussnahme auf die Probenlösung erfolgt durch den Unterdruck im Probennahmesystem. Dieser bewirkt eine Entgasung von Kohlenstoffdioxid aus der Probenlösung, was zu einem Anstieg des pH-Wertes um bis zu 0,5 Einheiten führt (GROSSMANN 1988; GROSSMANN & UDLUFT 1991; LITAOR 1988; WILSON et al. 1995). Daneben können auch mikrobiologische Aktivitäten zu einer Veränderung des pH-Wertes führen. Hierdurch werden insbesondere auch die Konzentrationen von an solchen Prozessen beteiligten Substanzen (z.B. Stickstoffspezies, organische Stoffe) beeinflusst (GROSSMANN & UDLUFT 1991). Die genannten Prozesse, die allesamt eine Veränderung der chemischen Zusammensetzung der Probenlösung bewirken, werden durch zunehmende Standzeiten der Lösungen in den Sammelflaschen begünstigt. Diese konnten entsprechend der Beprobungsintervalle bis zu 14 Tagen betragen, je nachdem, zu welchem Zeitpunkt die Sickerwässer in die Probennahmesysteme gesaugt worden sind. Während dieser Zeit waren die Bodenlösungen der jeweils vorherrschenden Luft- bzw. Bodentemperatur ausgesetzt. Um solche Umwandlungsprozesse einzudämmen, wurden die Sammelflaschen zum Schutz vor großen Temperaturschwankungen und Sonnenlicht nach Möglichkeit in kleine Bodengruben verbracht.

Die genannten Einflussgrößen können große Varianzen bezüglich der Stoffkonzentrationen in den Lösungen hervorrufen, die aufgrund der räumlichen Variabilität der physikalischen und chemischen Parameter im Boden ohnehin schon weit streuen. Allerdings trifft die Problematik der Variabilität keinesfalls nur auf die Saugkerzen-Methode zu. Hinsichtlich der eigenen Fragestellungen sind Saugkerzen trotz dieser Einschränkungen die am besten geeigneten Instrumente, um Bodenwasser zu gewinnen und subterrane Transportprozesse in hoher zeitlicher und räumlicher Auflösung zu untersuchen.

Wie die mit der Saugkerzen-Methode gewonnen Daten sind auch die mittels **Tensiometer** im Boden gemessenen Wasserspannungen punktuelle Werte, die allein aufgrund der starken räumlichen und zeitlichen Heterogenität der bodenphysikalischen und bodenchemischen Eigenschaften eine sehr hohe Variabilität aufweisen. Eine wesentliche Fehlerquelle ist das Eindringen von Luft in das Messsystem. Aus diesem Grund müssen die Tensiometer regelmäßig entlüftet werden. Dies geschah im Zuge der Neubefüllung der Tensiometer mit Wasser, was insbesondere in trockeneren Perioden regelmäßig

notwendig war. Neben den Gaseinschlüssen führen außerdem die täglichen Temperaturschwankungen zu Tagesgängen der Messwerte (HUBBEL & SISSON 1998). Da ein bodengleiches Einbauen der Tensiometer nicht immer möglich war, wurden die Werte zumindest jeweils zur gleichen Tageszeit abgelesen. Der Messbereich von Tensiometern liegt zwischen Wasserdrücken im gesättigten Bereich und Matrixpotentialen um -700 bis -800 hPa. Bei Wasserspannungen oberhalb -850 hPa reißt der Wasserfilm zwischen Boden und keramischer Zelle, es dringt Luft ein und die Tensiometer laufen leer (KOCH 2005; SCHLICHTING et al. 1995).

Die Wände der Keramikzellen können außerdem durch feine Bodenpartikel verstopft werden, was ebenfalls zur Beeinflussung der Messwerte führt (YEH & GUZMAN-GUZMAN 1995). Durch das Einbetten der Keramikzelle in eine Quarzsandsuspension (zur Optimierung des Kontaktes zum umgebenden Boden) wird die Verstopfungsfahr jedoch minimiert (WILSON et al. 1995).

Bei Frost bzw. bei Gefrieren des Wassers innerhalb der Tensiometersäule sind keine Messungen mehr möglich. Im Winter wurden die Tensiometer daher außer Betrieb genommen. Auf diese Weise wurde auch eine mögliche Beschädigung der Messinstrumente vermieden.

In einem Laborversuch wurde festgestellt, dass das verwendete **pH-Meter** bei kurz aufeinander folgenden Messungen nicht die bekannten Werte der beprobten Lösung (Kalibrierlösungen mit pH = 4, pH = 7 und pH = 10) wiedergab, sondern einen Wert anzeigte, der in Richtung der jeweils zuvor beprobten Lösung tendierte. Die Spülung der pH-Elektrode mit entionisiertem Wasser nach jedem Messvorgang führte demnach nicht zur erforderlichen Potenzialneutralität. Um die Verfälschung der Werte zu verhindern, wurde die Elektrode daher nach jeder Messung erst mit verdünnter Schwefelsäure (10%-ig) und anschließend mit entionisiertem Wasser gespült.

Die **Wetterdaten** sind vor allem den Einflussfaktoren ausgesetzt, die durch die Lage der Wetterstation (z.B. Exposition, Nähe zu Gebäuden, Bäumen etc., Tal- oder Hügellage) hervorgerufen werden. Probleme gibt es insbesondere bei den Niederschlägen. Sie unterliegen dem Einfluss des Windes, da die Niederschlagsmesser ein Hindernis im Strömungsfeld des Windes darstellen. Beim Überströmen wird als Folge der Aufwärtsbewegung der Luft, je nach Windgeschwindigkeit und Windexposition der Stationslage, ein Teil der Niederschläge über den Auffangtrichter hinweggeweht (Fehler bei Regen: 2-5 %; bei Schnee: 15-35 %). Daneben werden die Messungen durch Benetzungsverdunstung (5-10 %) sowie Verdunstung aus der Sammelkanne (1-3 %) negativ beeinflusst (DYCK & PESCHKE 1995; RICHTER 1995). Für diese systematischen Fehler gibt es Korrekturverfahren, deren Anwendung allerdings vor allem bei prozessadäquaten und fehlerarmen Quantifizierungen des Wasserhaushaltes notwendig ist (DYCK & PESCHKE 1995). Dies wird in der vorliegenden Arbeit jedoch nicht angestrebt, so dass von einer Fehlerkorrektur abgesehen wurde. Für die Interpretation der vorliegenden Daten bedeutet dies, dass die Niederschlagsmengen insgesamt zu gering ausfallen. Nach RICHTER (1995) ist gemäß der Einordnung der Messstellen nach ihrer Windexposition und unter Berücksichtigung der Benetzungs- und Verdunstungsfehler mit folgenden Fehlern bei der Messung der Jahresniederschläge zu rechnen:

- Bischofferode: 6,9 %
- Bleicherode: 16,1 %
- Menteroda: 10,2 %

Dieser Umstand ist auch bei der Interpretation von Ergebnissen, die sich aus den Niederschlagsdaten ergeben (klimatische Wasserbilanz) zu beachten.

### 3.6.2 Analytik

Wie bei der Datenerhebung im Gelände können auch im Labor analytische Fehler unterlaufen. Durch die Verwendung gleicher Methoden und das Einhalten der Messvorschriften wurde jedoch versucht, diese weitgehend auszuschließen. Die durchgeführten Doppelbestimmungen zeigten eine sehr gute Reproduzierbarkeit der Daten an.

Eine mögliche Fehlerquelle ist die Filtration der Sickerwasserproben (Porendurchmesser 9 µm). Durch diesen Vorgang können Kolloide sowie Makromoleküle und damit auch Ionen, die an solche gebunden sind, aus der Bodenlösung herausgefiltert werden, was zur Unterrepräsentation dieser Stoffe führt (GROSSMANN & UDLUFT 1991). Darüber hinaus ist auch für das Filtermaterial an sich ein gewisses Adsorptionspotenzial nicht auszuschließen (KOCH 2005).

Im Zusammenhang mit der Standzeit der Probenlösungen in den Sammelflaschen und der damit verbundenen Veränderung der chemischen Zusammensetzung der Lösungen (Umwandlungs- und Abbauprozesse, Adsorption an Wandungen oder an mit der Lösung eingebrachten Partikeln) kann es insbesondere im Bereich der Nachweisgrenzen zu abweichenden Werten und Falschaussagen kommen. KOCH (2005) konnte speziell für Schwermetalle einen Rückgang der Konzentrationen mit fortschreitender Standzeit feststellen und auch bei Nitrat waren stärkere Veränderungen nachweisbar. Die bereits vor der Analyse abgelaufenen möglichen Veränderungen der chemischen Zusammensetzung der Sickerwässer sind weitaus bedeutender als die analytisch bedingten Fehler. Im Kapitel 3.6.1 wurden diese bei der Datenauswertung zu beachtenden Einschränkungen der Saugkerzenmethode bereits näher erläutert.

## 4 Die klimatischen Bedingungen im Untersuchungszeitraum

Die drei untersuchten Halden befinden sich im Klimagebiet der Binnenhügel im Lee der Mittelgebirge (ATLAS DER DDR 1981). Einen differenzierten Überblick über die klimatischen Verhältnisse während des Untersuchungszeitraumes soll dieses Kapitel liefern. Hierzu standen die Wetterdaten für die einzelnen Halden aus der Zeit vom 10.05.2004 bis 25.08.2005 (Bischofferode und Menteroda) bzw. bis 31.08.2005 (Bleicherode) zur Verfügung. Die Klimaparameter werden über den gesamten Untersuchungszeitraum sowie für die hydrologischen Sommer- und Winterhalbjahre<sup>15</sup> dargestellt. Entstandene Datenlücken sind neben Ausfällen der Messstationen bzw. einzelner Sensoren auch auf fehlerhafte Messwerte zurückzuführen.

### 4.1 Globalstrahlung

Die Globalstrahlung setzt sich aus der direkten Sonnenstrahlung und der diffusen Himmelsstrahlung zusammen und gibt somit die Summe der kurzwelligen Strahlung an, die auf die Erdoberfläche auftrifft. Sie hat einen typischen jahres- und tageszeitlichen Gang, der den oszillierenden Stand der Sonne reflektiert (HÄCKEL 1999).

Die Tabelle 4.1 enthält die auf den drei Halden gemessenen Globalstrahlungswerte im Untersuchungszeitraum. Es fällt auf, dass die Werte in Bleicherode diejenigen der beiden anderen Halden meist deutlich überstiegen haben. Dies ist eine Folge der Lage der Wetterstation, die sich in Bleicherode auf dem Plateau befindet. In Menteroda und Bischofferode stehen die Stationen dagegen jeweils südöstlich der Halden sowie im Einflussbereich von Gebäuden. Das Plateau ist insofern ein begünstigter Strahlungsempfänger, als dass die direkte Sonnstrahlung und somit die damit verbundene Energieeinwirkung ungehindert auf die Fläche auftreffen kann. Aufgrund der Exponiertheit der Station wird die Aufzeichnung der Strahlungswerte weder direkt durch Hindernisse (z.B. Gebäude) noch indirekt durch Schattenwurf (z.B. durch die Halde selbst) beeinflusst.

mittlere Globalstrahlung (W/m <sup>2</sup> )		<b>BIS</b>	<b>BL</b>	<b>MTR</b>
gesamter Zeitraum	5/2004 - 8/2005	108	142* <sup>***</sup>	111 <sup>**</sup>
hydrolog. Jahr 2004/05	5/2004 - 4/2005	95	136*	104
	SHJ	137	186	143
	WHJ	55	77*	64
	1.5. - 25.8.2005	184	***	156 <sup>**</sup>
2004	Juni - Aug.	168	223	173
	Sept. - Nov.	67	113*	76
2004/05	Dez. - Feb.	28	36	34
2005	März - Mai	124	160	129 <sup>**</sup>
	1.06 - 25.08.	146	***	159 <sup>**</sup>
* Daten vom November 2004 fehlen				
** Daten vom Mai und Juni 2005 fehlen				
*** fehlerhafte Strahlungsdaten für Juni-August 2005				

Tab. 4.1: Mittlere Globalstrahlung

Die Unterschiede zwischen Bleicherode und den beiden anderen Halden wuchsen mit dem sich erhöhenden Sonnenstand im Sommer an und schrumpften im Winter, so dass sich die Werte aller drei Halden auf einem ähnlichen Niveau befanden. Das Angleichen der Strahlungswerte in den Wintermo-

<sup>15</sup> Hydrolog. Sommerhalbjahre: SHJ = Mai bis Oktober; hydrolog. Winterhalbjahre: WHJ = November bis April.

naten ist darauf zurückzuführen, dass aufgrund der geringeren Sonnenstände die diffuse Himmelsstrahlung stärker zum Tragen kommt. Sie ist weitgehend unabhängig von der Exposition, von Hindernissen oder auch von Hangneigungen und beschert somit allen Flächen ähnliche Strahlungsenergien (GEIGER 1961).

## 4.2 Temperatur

Hinsichtlich der Temperaturen gab es keine wesentlichen Unterschiede zwischen den Halden. Über den gesamten Untersuchungszeitraum betrachtet, waren die Temperaturmittel mit 11°C in Bleicherode am höchsten (Bischofferode: 10,4°C und Menteroda: 9,5°C). Sie lagen um bis zu 1,2°C über denen in Bischofferode und um bis zu 1,5°C über denen in Menteroda (jeweils in 12/2004). In 6 von 16 Monaten wurden die Temperaturen in Bleicherode von Bischofferode um maximal 0,3°C überschritten. Dies ist sowohl 2004 als auch 2005 in den Sommermonaten Juli und August der Fall, im Mai und Juni 2004 traten solche Überschreitungen ebenfalls auf. Die geringsten Temperaturmittel wurden in Menteroda ermittelt. Bischofferode lag generell zwischen 0,1°C bis 0,6°C über den Werten von Menteroda und auch Bleicherode überschritt sie bis auf eine einzige Ausnahme im Juli 2005 (0,2°C unter Menteroda) um mindestens 0,1°. Die kühleren Temperaturen in Menteroda können damit erklärt werden, dass die Wetterstation hier bis zu 100 m höher liegt (420 m ü. NN) als an den beiden anderen Halden (Bischofferode 340 m ü. NN; Bleicherode 320 m ü. NN) und die Temperaturen im Allgemeinen mit der Höhe abnehmen (etwa 0,6 K/100 m<sup>16</sup>). Aufgrund der Exponiertheit der Wetterstation auf dem Plateau in Bleicherode und den damit verbundenen hohen Globalstrahlungswerten wären deutlichere Temperaturunterschiede zu Bischofferode denkbar gewesen. Allerdings kommen in Bleicherode höhere Windgeschwindigkeiten hinzu (siehe Kap. 4.3), die für einen vermehrten Wärmeabtransport sorgen. Die Wetterstation in Bischofferode dagegen steht in relativ geschützter Lage zwischen Gebäuden, die ihrerseits durch Wärmeabgabe einen Einfluss auf die Temperaturwerte haben könnten.

Die Tabelle 4.2 enthält die ermittelten Temperaturen im Vergleich zu den entsprechenden langjährigen Mittelwerten<sup>17</sup> der Region, die von der Station des Deutschen Wetterdienstes in Leinefelde stammen (DWD 1994ff.).

mittlere Temperatur (°C)		BIS	BL	MTR	LJM Leinefelde
gesamter Zeitraum	5/2004 - 8/2005	10,4	10,9*	9,5**	
hydrolog. Jahr 2004/05	5/2004 - 4/2005	8,6	9,3*	8,2	7,5
	SHJ	14,2	14,3	13,9	13,2
	WHJ	3,1	3,3*	2,6	1,8
	1.5. - 25.8.2005	15,6	15,3	16,7**	
2004	Juni - Aug.	16,8	16,7	16,5	15,4
	Sept. - Nov.	9,3	12,0*	9,0	8,3
2004/05	Dez. - Feb.	0,4	1,1	-0,1	-0,5
2005	März - Mai	8,6	8,6	6,0**	6,8
	1.06 - 25.08.	16,6	16,3	16,7**	
* Daten vom November 2004 fehlen					
** Daten vom Mai und Juni 2005 fehlen					

Tab. 4.2: Temperaturmittelwerte

<sup>16</sup> Quelle: LESER [Hrsg.] (1997).

<sup>17</sup> Das langjährige Mittel (LJM) ergibt sich aus den meteorologischen Daten der Jahre 1961 bis 1990 (DWD 1994ff.).

Die Gegenüberstellung der Messwerte zeigt, dass die Temperaturen im gesamten Untersuchungszeitraum höher waren als die langjährigen Mittelwerte. Insbesondere im Winter 2004/05 sowie im Frühjahr 2005 waren die Überschreitungen deutlich. Für die hohen Werte im Winter war vor allem der vergleichsweise milde Januar 2005 verantwortlich. Die Temperaturen lagen hier zwischen 2,6 und 3,8°C über dem LJM (Abb. 4.1). Im Dezember ragten nur die auf der Halde Bleicherode ermittelten Werte (1,6°C) deutlich über das LJM (0,1°C) hinaus. Im Februar 2005 kehrten sich die Verhältnisse um, so dass die Werte der Messstationen das LJM erstmalig um 0,5-1,3°C unterschritten. Diese Situation zeigte sich anschließend nur noch einmal im August 2005. Allerdings lagen die Temperaturen mit 15,2-15,5°C zwar unter, dennoch aber im Bereich des LJM von 15,9°C. Einschränkend muss erwähnt werden, dass die Messwerte nur bis zum 25.8.2005 vorlagen. Aber auch bei Vorhandensein aller Werte wäre ein Anstieg über das LJM hinaus nahezu ausgeschlossen. Dies zeigt sich auch anhand der Daten für die Halde Bleicherode, die für August 2005 vollständig verfügbar waren. Bei Berücksichtigung dieser Werte wurde hier ein Temperaturmittel von 15,7°C erreicht, das noch immer unter dem LJM lag.

Besonders deutliche Abweichungen gegenüber dem LJM wurden außer im Januar 2005 vor allem im August 2004, April sowie Juli 2005 registriert. In diesen drei Monaten überschritten die Temperaturen das LJM auf allen Halden um 2,1-3°C.

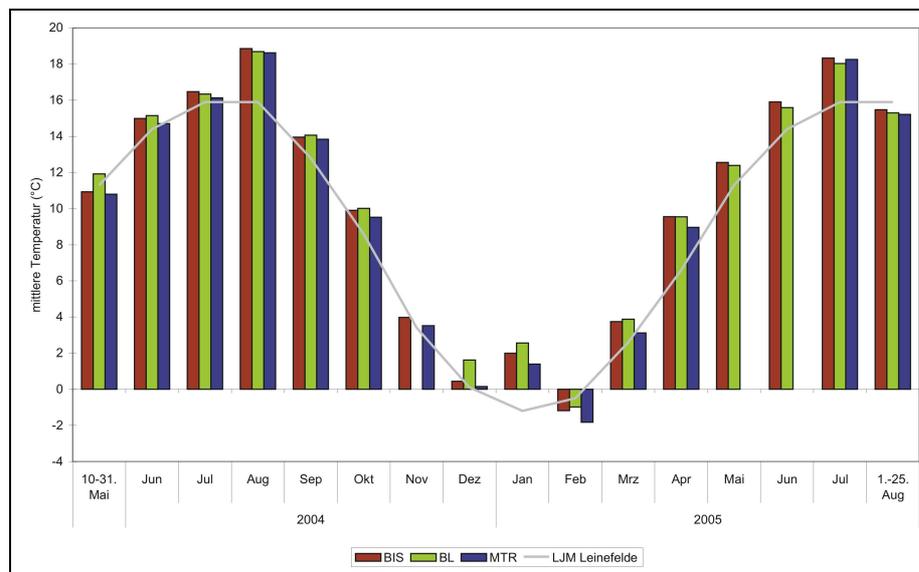


Abb. 4.1: Monatsmittel der Lufttemperaturen

### 4.3 Windgeschwindigkeit

Die Hauptwindrichtung im Eichsfeld und Thüringer Becken ist West bis Westnordwest. Sie wird durch das Großrelief vorgegeben: nördlich des Untersuchungsgebietes erstreckt sich der Harz, im Süden von Bischofferode wirkt der Einfluss des Ohmgebirges, im Südwesten der Halde Bleicherode kommen außerdem die Bleicheröder Berge sowie im Süden die Hainleite dazu. Die Lage der Halde Menteroda im Bereich des Dün ist relativ ungeschützt. Sie wird frei umströmt, wobei die Winde überwiegend aus westlicher und teilweise aus östlicher Richtung kommen. Aufgrund der Längsausrichtung der beiden Halden Bischofferode (N-S) und Bleicherode (WSW-ONO) treffen die Winde, die hauptsächlich aus WSW (Bischofferode) bzw. WNW bis WSW (Bleicherode) kommen, jeweils auf ihre Längsseiten auf. Sie stellen somit topographische Hindernisse dar, die über- oder umströmt werden müssen (PARNIESKE-PASTERKAMP 2004; PODLACHA 1999).

Das langjährige Mittel der Windgeschwindigkeiten in der Region liegt bei 1,9 m/s. Dem entsprachen auch in etwa die Werte, die in Bischofferode und Menteroda gemessen wurden, wobei Bischofferode demgegenüber tendenziell geringere und Menteroda leicht höhere Windgeschwindigkeiten aufwies. In Bleicherode lagen die Geschwindigkeiten dagegen deutlich über dem LJM von Leinefelde und waren während des gesamten Untersuchungszeitraumes mit durchschnittlich 3,7 m/s sogar fast doppelt so hoch. Die Tabelle 4.3 zeigt die einzelnen Werte.

mittlere Windgeschwindigkeit (m/s)		<b>BIS</b>	<b>BL</b>	<b>MTR</b>
gesamter Zeitraum	5/2004 - 8/2005	1,5	3,7	2,2
hydrolog. Jahr 2004/05	5/2004 - 4/2005	1,6	3,8*	2,3
	SHJ	1,9	3,4	2,1
	WHJ	1,3	4,4*	2,5
	1.5. - 25.8.2005	1,0	3,4	1,9**
<hr/>				
2004	Juni - Aug.	1,9	3,2	2,1
	Sept. - Nov.	1,8	3,8*	2,2
2004/05	Dez. - Feb.	1,4	4,8	2,8
2005	März - Mai	1,1	3,8	1,9**
	1.06 - 25.08.	1,0	3,3	1,9**
* Daten vom November 2004 fehlen				
** Daten vom Mai und Juni 2005 fehlen				

Tab. 4.3: Mittlere Windgeschwindigkeiten

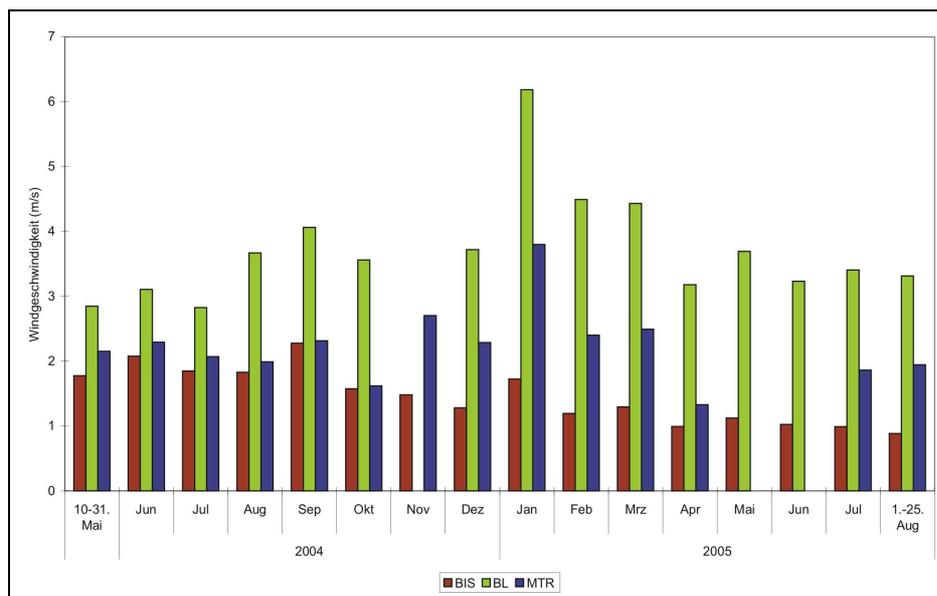


Abb. 4.2: Monatsmittel der Windgeschwindigkeiten

Als ursächlich für die höheren Windgeschwindigkeiten in Bleicherode ist wiederum die exponierte Plateaulage anzusehen. Zum einen kann hierfür die allgemeine Zunahme der Windgeschwindigkeiten mit der Höhe infolge nachlassender Bodenreibung verantwortlich gemacht werden. Zum anderen entsteht beim Auftreffen des Windes auf die Halde sowohl ein erhöhter Winddruck (Stauung), als auch ein Windsog im Lee des überströmten Haldenkörpers (Leewirbel). Dies führt zu schnellen böigen Windströmungen im Bereich des Plateaus (HÄCKEL 1999; PODLACHA 1999). Betrachtet man dagegen die Werte, die von RUDOLPH (2002) für den Zeitraum von 11/1994 bis 06/2002 am Nord- und Südunterhang der Halde Bleicherode ausgewertet worden sind, so kann man feststellen, dass die Windstärken im Süden mit durchschnittlich 2,2 m/s und im Norden mit 2,6 m/s ebenfalls mit den Werten aus Menteroda (2,2 m/s) vergleichbar sind und zumindest die Südwerte auch im Bereich des LJM der Region liegen.

Die leicht über dem LJM von Leinefelde liegenden Windgeschwindigkeiten in Menteroda können ebenso mit dem relativ ungeschützten Standort der Halde bzw. der Messstation sowie der Höhenlage (ca. 60 m höher als Leinefelde) erklärt werden. In Bischofferode sind dagegen das Gelände (Nachbarschaft zu den Höhenzügen des Ohmgebirges) und die Lage in unmittelbarer Nachbarschaft zum Betriebsgebäude als Wind reduzierende Faktoren zu vermuten. Die Abnahme der Windgeschwindigkeiten innerhalb des Untersuchungszeitraumes und insbesondere auch während der Wintermonate, die bei den anderen beiden Halden so nicht zu beobachten war, hat ihre Ursache im Neubau eines Heizkraftwerkes westlich der Wetterstation und die damit verbundene Reduktion der messbaren Windbewegungen.

#### 4.4 Niederschlag

Die Niederschläge variierten zwischen den Halden recht stark und wichen zum Teil auch erheblich vom LJM der Region ab (Tab. 4.4). Insgesamt waren die ermittelten Niederschlagsmengen im Jahr 2004 weitaus höher als im Jahr 2005. Diese Erscheinung entspricht durchaus dem allgemeinen Niederschlagsgeschehen in Deutschland, das der DEUTSCHE WETTERDIENST in seinen Klimastatusberichten für 2004 und 2005 zusammengefasst hat (DWD 2005 und 2006). Direkt vergleichbar sind diesbezüglich die Daten von Juni bis August, die aus beiden Jahren vorhanden sind. Während 2004 auf den Halden zwischen 209-233 mm gefallen waren, wurden für den gleichen Zeitraum im Jahr 2005 nur 70-102<sup>18</sup> mm registriert.

Niederschlag (mm)		BIS	BL	MTR	LJM Leinefelde
gesamter Zeitraum	5/2004 - 8/2005	826	448	707	
hydrolog. Jahr 2004/05	5/2004 - 4/2005	702	340*	605	641
	SHJ	433	256	343	362
	WHJ	269	83*	262	279
	1.5. - 25.8.2005	124	101	102**	
2004	Juni - Aug.	233	225	209	209
	Sept. - Nov.	179	30*	125	140
2004/05	Dez. - Feb.	116	55	107	142
2005	März - Mai	93	59	93**	150
	1.06 - 25.08.	95	70	102**	

\* Daten vom November 2004 fehlen  
\*\* Daten vom Mai und Juni 2005 fehlen

Tab. 4.4: Niederschlagsmengen

Im Vergleich zum LJM fällt auf, dass die Daten der Halde Bischofferode im Sommer und Herbst 2004 sowie bezüglich der im hydrologischen Jahr 2004/05 insgesamt ermittelten Niederschlagsmengen um bis zu 71 mm über den entsprechenden Langzeitwerten lagen. Im Winter 2004/05 kehrte sich dieses Verhältnis um und die Niederschläge unterschritten das LJM um bis zu 37 % (Frühjahr 2005). In Menteroda befanden sich dagegen die Niederschläge über den gesamten Betrachtungszeitraum hinweg weitgehend im Bereich des LJM, wobei eine Tendenz zur Unterschreitung der Werte zu beobachten war.

Die geringsten Niederschlagssummen wurden in Bleicherode aufgezeichnet. In den Wintermonaten 2004/05 sowie im Frühjahr lagen die Werte jeweils 61 % unter den entsprechenden LJM. Auch unter

<sup>18</sup> Da die Wetterstation in Menteroda in den Monaten Juli und August 2005 ausgefallen war, ist in dem betrachteten Zeitraum für Menteroda von höheren Niederschlagsmengen auszugehen.

Berücksichtigung des Ausfalls der Messstation im November 2004 waren die Niederschlagsmengen im gesamten hydrologischen Jahr 2004/05 mit 340 mm wesentlich niedriger als das Mittel der Referenzperiode (641 mm). Sogar im verhältnismäßig niederschlagsreichen SHJ 2004 wurden die langjährigen Referenzdaten deutlich unterschritten (um 106 mm). Einzig in den Monaten Juni bis August 2004 lagen die Niederschläge mit insgesamt 225 mm im Bereich des LJM (209 mm). Die Ursache für diese starken Abweichungen sowohl vom LJM als auch von den Daten der beiden anderen Halden ist wiederum in der Plateaulage der Wetterstation zu suchen. Die durch die Stauung an der Luvseite der Halde sowie durch die Überströmung des Haldenkörpers entstehenden sehr hohen Windgeschwindigkeiten im Plateaubereich (siehe Kap. 4.3) führen dazu, dass ein Großteil der Niederschläge über das Plateau hinweggeweht wird und erst im Leebereich der Halde auftrifft (RUDOLPH 2002).

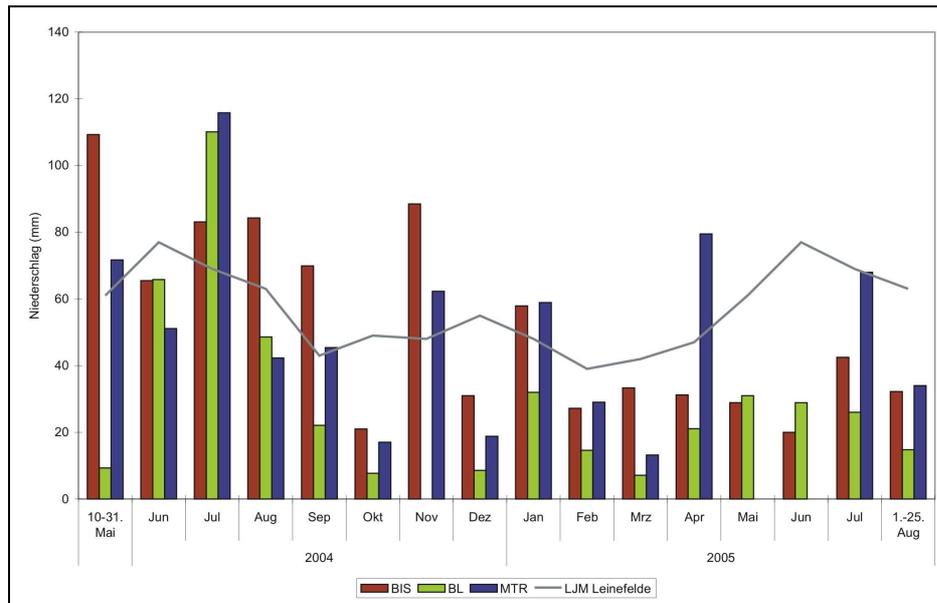


Abb. 4.3: Monatssummen der Niederschläge

Die Abhängigkeit der ermittelten Niederschlagsmengen von der Lage der Wetterstation zur Halde bzw. zu Gebäuden wird deutlich, wenn man die Stationswerte mit denen der Hellmann-Regenmesser vergleicht. Diese waren ebenfalls in 1 m Höhe, jedoch immer in nördlicher Exposition installiert und befanden sich jeweils in der Mitte der drei Untersuchungsflächen am Fuß der Halden. Diese Regenmesser wurden errichtet, um eine Aussage über die spezifischen Niederschlagsmengen auf den einzelnen Untersuchungsflächen zu erhalten. Die Abbildungen 4.4 und 4.5a-c zeigen, dass sich die Niederschlagsmengen, die mit Hilfe der hinsichtlich Exposition, Lage zur Halde und zur Hauptwindrichtung unter vergleichbaren Bedingungen aufgestellten Hellmann-Regenmessern registriert worden sind, trotz der räumlich voneinander entfernten Standorte durchaus ähnlich waren. Demgegenüber gab es sowohl bei den Niederschlagssammlern der Wetterstationen untereinander als auch zwischen den Wetterstationen und den Hellmann-Regenmessern zum Teil erhebliche Differenzen, was auf unterschiedliche Standorteigenschaften der Wetterstationen zurückzuführen ist. Die in Bischofferode verzeichnete Zunahme der Unterschiede zwischen den mittels Wetterstation registrierten Niederschlagsmengen und denen im Hellmann-Regenmesser kann neben der allgemeinen Niederschlagsabnahme auch auf die veränderten Standortverhältnisse im Bereich der Wetterstation zurückgeführt werden. Denn während des Untersuchungszeitraumes wurde auf der ursprünglichen Freifläche westlich der Station ein Heizkraftwerk errichtet, dessen Gebäude spätestens ab Frühjahr 2005 Auswirkungen auf das Mikroklima hatten.

An dieser Stelle soll noch einmal darauf hingewiesen werden, dass die Niederschläge nicht korrigiert worden sind und daher insgesamt zu niedrig ausfallen (siehe Kap. 3.6.1). Entsprechend der nach RICHTER (1995) vorgenommenen Einschätzung beträgt der Messfehler für Bischofferode in etwa 7 %, in Menteroda 10 % und in Bleicherode ca. 16 %.

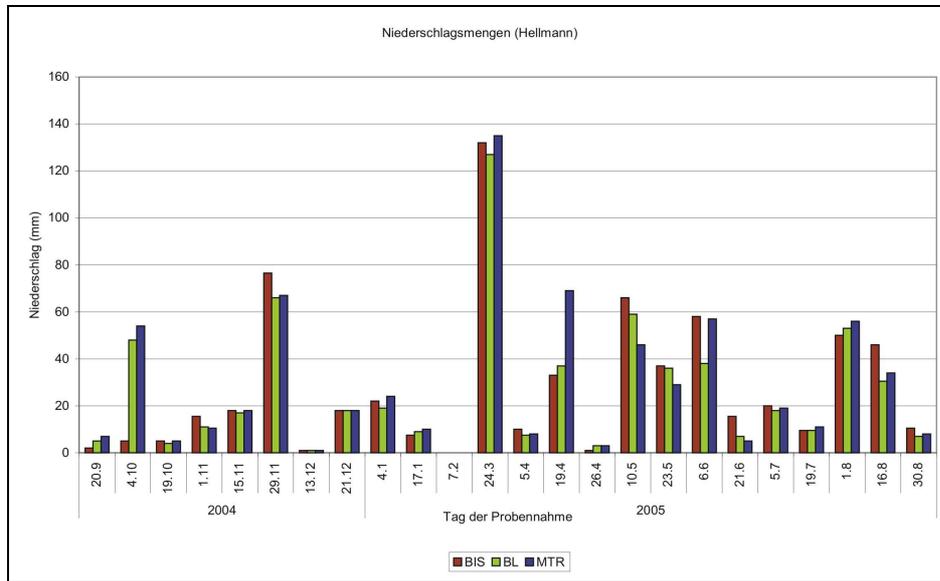


Abb. 4.4: Niederschlagssummen am Tag der Probenahme (Hellmann-Regenmesser)

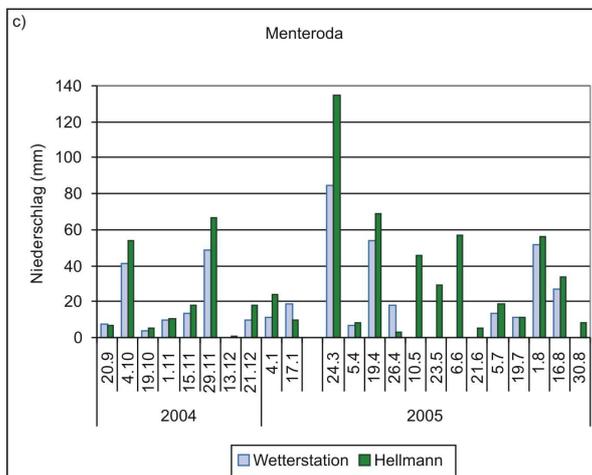
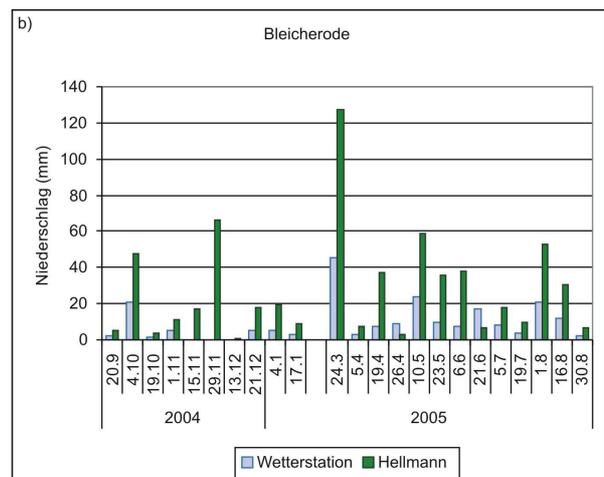
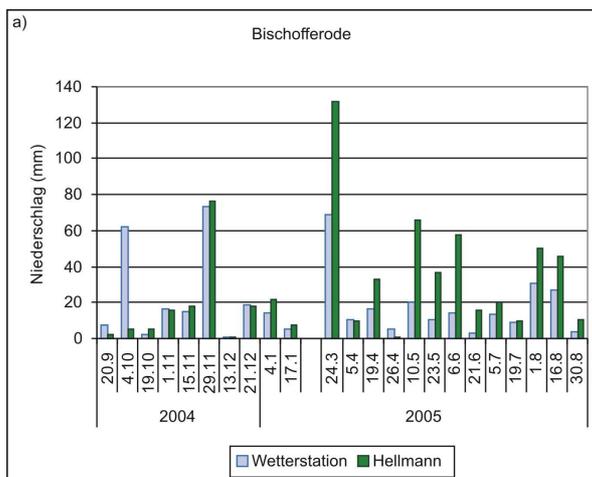


Abb. 4.5a-c: Vergleich der von den Wetterstationen und Hellmann-Regenmessern ermittelten Niederschläge (Angabe der Menge, die bis zum Probenahmetermin gefallen war)

#### 4.5 Potenzielle Evapotranspiration und klimatische Wasserbilanz

Für die Berechnung der **potenziellen Evapotranspiration (ETp)** wurde das Verfahren nach Turc-Wendling (Gl. 4.1) angewendet. Diese Formel stellt eine Modifikation des Turc-Verfahrens dar, mit dem für die ostdeutschen Gebiete sehr gute Ergebnisse erzielt werden konnten (WENDLING et al. 1991; DVWK 1996). Darüber hinaus zeigten Vergleiche mit langjährigen Lysimeter-Messwerten, dass die Formel nach Turc-Wendling die Bezugswerte in sehr hohem Maße wiedergibt (DVWK 1996).

$$ETp_{Tu-We} = \frac{(R_G + 93 \times f_K) \times (T + 22)}{150 \times (T + 123)} \quad (\text{Gl. 4.1})$$

$R_G$  = Globalstrahlung (J/cm<sup>2</sup>)

$f_K$  = Küstenfaktor (außerhalb des 50 km breiten Küstenstreifens  $f_K = 1,0$ )

$T$  = Tagesmittel der Lufttemperatur (°C)

Die für die Anwendung der Turc-Wendling-Formel erforderlichen Daten lagen für alle drei Halden vor. Die Abb. 4.6 sowie die Tab. 4.5 zeigen die Ergebnisse.

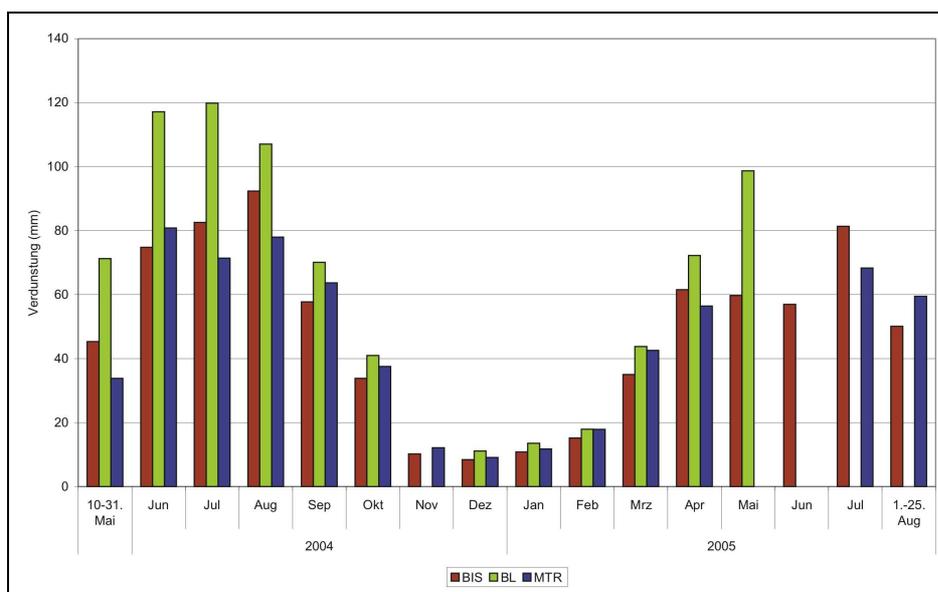


Abb. 4.6: Monatssummen der potenziellen Verdunstung nach Turc-Wendling

<i>pot. Verdunstung nach Turc-Wendling (mm)</i>		<b>BIS</b>	<b>BL</b>	<b>MTR</b>
gesamter Zeitraum	5/2004 - 8/2005	776	784* <sup>****</sup>	643 <sup>**</sup>
hydrolog. Jahr 2004/05	5/2004 - 4/2005	528	685*	503
	SHJ	387	526	365
	WHJ	142	159*	138
	1.5. - 25.8.2005	248	***	128 <sup>**</sup>
<hr/>				
2004	Juni - Aug.	250	344	230
	Sept. - Nov.	102	111*	101
2004/05	Dez. - Feb.	34	43	39
2005	März - Mai	156	215	99 <sup>**</sup>
	1.06 - 25.08.	188	***	128 <sup>**</sup>
* Daten vom November 2004 fehlen ** Daten vom Mai und Juni 2005 fehlen *** fehlerhafte Strahlungsdaten für Juni-August 2005				

Tab. 4.5: Potenzielle Verdunstungsmengen

Anhand der Darstellungen ist eindeutig zu erkennen, dass auf dem Plateau in Bleicherode die potenzielle Evapotranspiration am höchsten ausfällt. Aufgrund der mit den hohen Strahlungsintensitäten einhergehenden Energiezufuhr sowie den enormen Windbewegungen, die den Austausch feuchter Luft durch trockene, wasserdampfaufnahmefähige Luftpakete beschleunigen, ist dies auch zu erwarten gewesen. Zu beachten ist, dass durch den Ausfall der Messstation im November 2004 und der fehlerhaften Messung der Strahlung zwischen Juni und August 2005 die entsprechenden Daten für die Verdunstungsberechnung sogar noch fehlen. Würde man für diese Monate die von RUDOLPH (2002) für das Plateau Bleicherode im Zeitraum von 11/1994 bis 06/2002 ermittelten Durchschnittswerte einsetzen, so erhielte man für die gesamte Untersuchungszeit (05/2004-08/2005) eine potenzielle Verdunstungsmenge von 1.131 mm bzw. für das hydrologische Jahr 2004/05 eine ETp-Höhe von 711 mm. Am Fuß der Halde Bleicherode, wo sich auch die Untersuchungsfläche befindet, sind die potenziell möglichen Verdunstungsmengen aufgrund der geringeren Windgeschwindigkeiten und der zum Teil geringeren Strahlungswerte dagegen niedriger. Der Durchschnittswert aus den Jahren 1995 bis 2001 betrug am Fuß des Südhanges 693 mm/a und im Bereich des Nordunterhanges 639 mm/a (RUDOLPH 2002).

Die berechneten ETp-Werte für die Halden Bischofferode und Menteroda sind entsprechend der ähnlichen Verhältnisse bezüglich der beiden Eingangsparameter Globalstrahlung und Temperatur über den gesamten Betrachtungszeitraum nahezu identisch. Berücksichtigt man jedoch die Tatsache, dass die Halde Bischofferode im Gegensatz zur Halde Menteroda unbedeckt ist und somit über keine Vegetation mit erhöhter Verdunstungsleistung verfügt, so ist offensichtlich, dass die tatsächliche (aktuelle) Verdunstung ETa auf den Halden unterschiedlich ausfallen muss, wobei die Mengen von Menteroda über denen von Bischofferode liegen dürften. Gleiches gilt für die ebenfalls zum großen Teil überdeckte und begrünte Halde Bleicherode. Hinzu kommt, dass für das Erreichen der potenziellen Verdunstungsmenge ein ausreichendes Wasserangebot vorhanden sein muss. Diese Voraussetzung wird allerdings nur in kurzen Zeiträumen während und nach Niederschlagsereignissen oder der Schneeschmelze erfüllt, so dass die Werte der ETp nur begrenzt aussagefähig sind.

Zur Berechnung der **klimatischen Wasserbilanz** wird die Summe der potenziellen Evapotranspiration von der Summe der Niederschläge abgezogen. Da die ETp nur unter der Bedingung gilt, dass ausreichende Wassermengen im Boden vorhanden sind, kann die klimatische Wasserbilanz auch nur Auskunft darüber geben, zu welchen Jahreszeiten eine verstärkte Versickerung von Niederschlägen zu erwarten ist. Darüber hinaus ist zu beachten, dass die Niederschläge, die ebenfalls in die Berechnung der klimatischen Wasserbilanz eingehen, nicht korrigiert worden sind (siehe Kap. 3.5.1). Das bedeu-

tet, dass die Wasserbilanzen gemäß der nach RICHTER (1995) ermittelten Messfehler (zwischen 6,9 und 16,1 %) insgesamt zu negativ ausfallen.

Entsprechend der Minderniederschläge und der erhöhten ETp fällt die Bilanz für das Haldenplateau in Bleicherode am ungünstigsten aus. Bis auf den Januar 2005 bewegten sich hier die Werte, welche die hydrologischen Rahmenbedingungen für das Pflanzenwachstum darstellen, im negativen Bereich. Auch die beiden anderen Halden wiesen überwiegend negative klimatische Wasserbilanzen auf. Bis auf wenige Ausnahmen im Juli und September 2004 sowie im April 2005 waren lediglich in der Zeit von November 2004 bis Februar 2005 positive Werte feststellbar. Die positivste Gesamtbilanz zeigte die unbedeckte Halde Bischofferode. Vor dem Hintergrund, dass die Halde unbedeckt ist und eine hohe Durchlässigkeit besitzt, ist dies eher problematisch, da auf diese Weise erhöhte Lösungs- und Auswaschungsprozesse begünstigt werden.

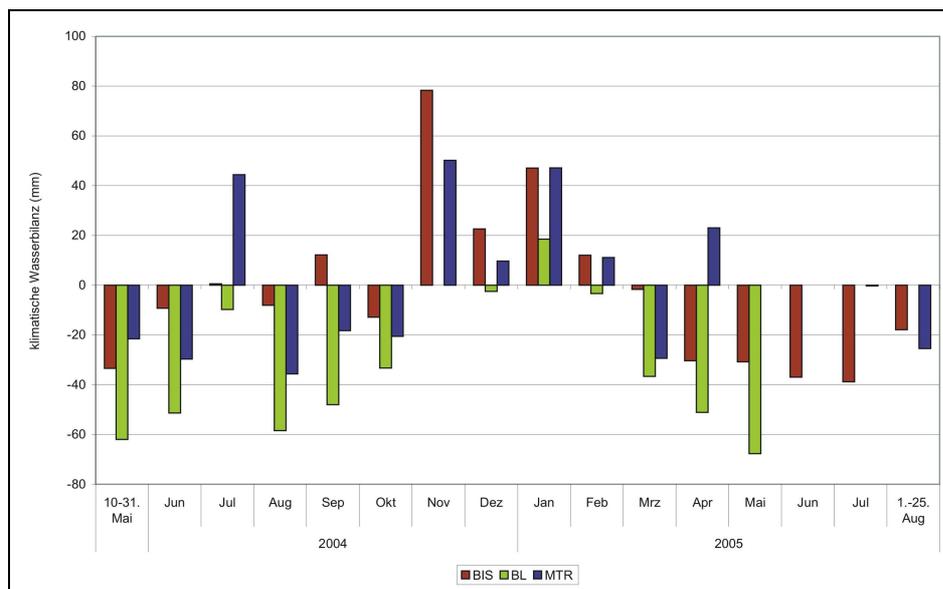


Abb. 4.7: Monatssummen der klimatischen Wasserbilanz

klimatische Wasserbilanz (mm)		BIS	BL	MTR
gesamter Zeitraum	5/2004 - 8/2005	50	-336***	64**
hydrolog. Jahr 2004/05	5/2004 - 4/2005	174	-345*	102
	SHJ	46	-270	-22
	WHJ	127	-76*	124
	1.5. - 25.8.2005	-124	***	-26**
2004	Juni - Aug.	-17	-120	-21
	Sept. - Nov.	77	-81*	24
2004/05	Dez. - Feb.	82	12	68
2005	März - Mai	-63	-156	-6**
	1.06 - 25.08.	-93	***	-26**

\* Daten vom November 2004 fehlen  
\*\* Daten vom Mai und Juni 2005 fehlen  
\*\*\* fehlerhafte Strahlungsdaten für Juni-August

Tab. 4.6: Klimatische Wasserbilanz

## 5 Die Böden der Untersuchungsflächen

### 5.1 Beschreibung der Bodenprofile

Dieses Kapitel soll einen allgemeinen Überblick über die Böden der untersuchten Standorte geben, bevor im Anschluss daran die Untersuchungsergebnisse hinsichtlich der pedologischen Eigenschaften vorgestellt werden. Die einzelnen Bodenprofile sind in der Anlage 1 dargestellt.

#### 5.1.1 Untersuchungsfläche Bischofferode (BIS)

In Bischofferode wurden im Gegensatz zu den beiden anderen Standorten keine Überdeckungsschichten untersucht, sondern weitgehend natürliche Böden. Allerdings sind auch hier anthropogene Einflüsse wie Umschichtung und Durchmischung vorhanden, die auf die Verlegung des Flussbetts der Bode und auf den Bau des Drainagekanals zurückzuführen sind.

Der Standort am Hangfuß (**BIS\_HF**<sup>19</sup>) der Kalialthalde ist gekennzeichnet durch eine etwa 30 cm mächtige lehmige Schicht, die auf das sich am Haldenfuß befindliche Lockermaterial aufgetragen wurde. Dieses Material entsteht bei der Auslaugung des aufgehaldeten Rückstandes und hat eine sehr geringe Dichte. Hinsichtlich der Korngrößenzusammensetzung entspricht es einem schluffig-lehmigen bis stark lehmigen Sand mit einem hohen Porenvolumenanteil von durchschnittlich 62 %. Dementsprechend hoch ist auch der  $k_f$ -Wert mit 13.900 cm/d (Median). Aufgrund der hohen Salzgehalte des ursprünglich aufgehaldeten Rückstandes ist an diesem Standort trotz fortgeschrittener Auslaugung die höchste elektrische Leitfähigkeit aller untersuchten Bodenprofile nachgewiesen worden. Sie nahm mit der Tiefe zu und erreichte einen Medianwert von 2,5 mS/cm. Der Maximalwert von knapp 9 mS/cm wurde im Bereich der Kunststoffsaugkerze ermittelt und ist auf den Einfluss eines Salzgesteinblockes zurückzuführen, der sich in wenigen Zentimetern Abstand dazu befand.

Der Standort in der Mitte der Untersuchungsfläche (**BIS\_M**) liegt im Bereich des ehemaligen Flussbettes der Bode, das im Zuge der Aufhaltung weiter in nördliche Richtung verlagert worden war (PARNIESKE-PASTERKAMP & GEBHARDT 2002). Der sehr homogene, bis in 50 cm Tiefe skelett- und kalkfreie Auenboden ist charakterisiert durch hohe Wassergehalte (im Mittel 44 %) und ein hohes Porenvolumen (im Mittel 58 %), durch intensive biologische Aktivität (Gangröhren) sowie durch generell hohe Gehalte an organischer Substanz (im Mittel 5,2 %).

Der Uferböschungsbereich des Vorfluters „Bode“ (**BIS\_V1**) ist durch die Flussbettverlagerung anthropogen beeinflusst. Die natürlichen Substrate wurden umgelagert, so dass über einer etwas sandigeren, skeletthaltigen, sehr schwach bis schwach humosen Schicht mit Verwitterungsprodukten des Buntsandsteins eine 30 cm mächtige, schwach skeletthaltige und schwach bis mittel humose Schicht lagert. Je nach Wasserstand sind die unteren Bodenbereiche grundwasserbeeinflusst. Das untersuchte Areal wird als Weidefläche für Schafe genutzt.

Ein zweiter flussnaher Standort (**BIS\_V2**) befindet sich oberhalb des unterirdisch verlegten Drainagekanals. Durch den Kanalbau wurde der Mittlere Buntsandstein hier lediglich angeschnitten und liegt anthropogen unverändert als Wechsellagerung von Sand- und Tonsteinlagen vor. Die salzhaltigen Sickerwässer aus dem Haldeninneren fließen auf den undurchlässigen Tonsteinen und treten im Hangbereich in Form von kleinen Rinnsalen aus.

---

<sup>19</sup> Im Folgenden werden die einzelnen Untersuchungsstandorte wie folgt abgekürzt: BIS für Bischofferode; BL für Bleicherode und MTR für Menteroda. HF steht für Hangfuß, M für Mitte, V1 für Vorflut 1 und V2 für Vorflut 2.

### 5.1.2 Untersuchungsfläche Bleicherode (BL)

Die Untersuchungsfläche schließt sich an eine Berme an, die dem nördlichen Haldenfuß vorgelagert ist. Sie befindet sich in einem Areal, das durch die rege Bautätigkeit (Straßenbau) sowie durch Befahrung der Berme im Zuge der Überdeckungs- und Rekultivierungsmaßnahmen auf der Halde geprägt war. Aufgrund hoher Anteile von großen Skelettstücken (teilweise > 63 mm) und der sehr sperrigen Lagerung im Bermenbereich konnten die Messinstrumente an den beiden oberen Standorten (Haldenfuß und Mitte) nur in geringen Tiefen von 20-45 cm eingebaut werden.

Der Standort am Haldenfuß (**BL\_HF**) ist sehr stark heterogen. Das linksseitig der installierten Messinstrumente angelegte Bodenprofil zeigte Ascheablagerungen mit schluffig-feinsandiger Körnung ohne Bauschuttgehalte. Das zweite, rechtsseitige Bodenprofil wies eine völlig andere Zusammensetzung auf. Hier wurde ein Erde-Bauschutt-Gemisch abgelagert, das stark mit Siedlungsabfällen (Kunststoffe, Holz, Metalle, Kabel) durchsetzt ist. Der skelettarme Ah-Horizont ist maximal 15 cm mächtig, zum Teil liegen die Bauschuttteile aber auch direkt an der Geländeoberfläche.

Der mittlere Untersuchungsstandort (**BL\_M**) ist ebenfalls durch ein Gemisch aus Erde und Bauschutt charakterisiert, das von einem etwa 10-15 cm mächtigen Ah überlagert wird. Die Körnung ist insgesamt etwas toniger. Das links der Messinstrumente gelegene Bodenprofil weist im Gegensatz zu den anderen Aufschlüssen einen großen Anteil an Schotter auf. Siedlungsabfälle wie am Hangfuß wurden hier nicht mehr gefunden.

Die Uferböschung des Vorfluters Bode ist in dem Bereich, in dem die Untersuchungen stattfanden (**BL\_V1**) stark anthropogen überprägt. Auffällig ist die gegeneinander deutlich abgegrenzte Wechselagerung von rötlich gefärbten, leicht tonigeren Schichten mit grau-braunen, sandig-lehmigen und etwas geringer dichten Schichten. Technogene Substrate wurden bis in 50 cm Tiefe gefunden. Dabei waren vor allem Bauschutt (Ziegel, Betonreste) und Müll (Kunststoffe, Eisenstangen), aber auch Schotter vertreten. Die in den verschiedenen Tiefen dieses Untersuchungsabschnitts ermittelten elektrischen Leitfähigkeiten stimmten sehr gut mit denen aus dem Abschnitt am Hangfuß überein.

Wenige Meter flussabwärts ist ebenfalls im Uferböschungsbereich ein zweiter Standort (**BL\_V2**) eingerichtet worden. Hier befindet sich ein weitgehend unbeeinflusster, natürlicher Boden mit einem etwa 20 cm mächtigem Ah-Horizont, der gleitend in einen braun gefärbten Bv-Horizont übergeht (Braunerde). Infolge der hohen Sandgehalte (30-40 %) und des damit verbundenen hohen Grobporenanteils sind auch die gesättigten Wasserleitfähigkeiten (Median: 6.383 cm/d) extrem hoch.

### 5.1.3 Untersuchungsfläche Menteroda (MTR)

Die an der Halde Menteroda anfallenden Sickerwässer werden durch einen größtenteils geschlossenen Drainagekanal aufgefangen. Im Bereich der Untersuchungsfläche ist dieser mit anthropogenen und natürlichen Substraten überdeckt worden. Dabei wird ein etwa 20-30 cm mächtiger Ah-Horizont von einer mit Siedlungs- bzw. Straßenreinigungsabfällen (Kunststoff- und Textilreste, Rohrteile, Holz) versetzten Schicht aus Erde-Bauschutt-Gemischen unterlagert. Innerhalb dieser Schicht sind Tonablagerungen vorhanden, die lagig oder in Form von größeren Klumpen auftreten. In den meisten Fällen sind sie ebenfalls mit Bauschutt vermischt. Die großen Bauschutt mengen äußern sich in den sehr hohen Skelettanteilen von bis zu 47 % sowie in reichen Carbonatgehalten. Hohe Gehalte organischer Substanz, die bis in 65 cm Tiefe zwischen 4,1 und 9,5 % betragen, zeugen zudem von Klärschlamm- und Komposteinmischungen in die Deckschichten. Weitere Bestandteile des aufgetragenen Kultur-

substrates sind Papierschlamm, Sandfang und Kanalsande in bestimmten Mischungsverhältnissen<sup>20</sup>. Aufgrund der geringen räumlichen Entfernung, dem an der THÜRINGER HALDENRICHTLINIE (THÜRHALR 2002) orientierten Schichtenbau sowie der Verwendung einheitlicher Substrate sind sich die Bodeneigenschaften der untersuchten Standorte in Menteroda sehr ähnlich. Die Deckschichten weisen insgesamt sehr geringe Lagerungsdichten und hohe Porenvolumina ( $\varnothing$  59 %) auf. Sie haben mit 91.275 cm/d im Mittel extrem hohe gesättigte Leitfähigkeiten und übertreffen damit die Mittelwerte der untersuchten Böden in Bischofferode und Bleicherode um das 9- bzw. 3,5-fache.

Am Hangfuß (**MTR\_HF**) wurden in 80 cm Tiefe im Bereich einer Kunststoffsaugkerze sowie im Bodenprofil, das links von der Beprobungsfläche gegraben wurde, Salzgesteinsbrocken vorgefunden. Außerdem steckten 3 der insgesamt 4 Saugkerzen in Tonpfropfen, was bei der Auswertung der Sickerwasseruntersuchungen beachtet werden muss.

Im mittleren Abschnitt der Untersuchungsfläche (**MTR\_M**) befanden sich die Kerzen ebenfalls innerhalb der lehmhaltigen Schicht. Die elektrischen Leitfähigkeiten sind in Menteroda mit durchschnittlich 2,7 mS/cm recht hoch und in diesem Bereich noch leicht höher als am Hangfuß. Dies wurde auch anhand von Salzausfällungen an der Bodenprofilwand im Mai 2005 eindrucksvoll deutlich (Abb. 5.1).



Abb. 5.1: Salzausfällung am Bodenprofil in Menteroda (Standort Mitte)

Da in Menteroda kein Vorfluter im Haldenbereich existiert, fehlt der entsprechende Standort hier. Stattdessen wurde im Böschungsbereich der **Drainage** ein Tensiometer installiert. Von Saugkerzen wurde abgesehen, da ein Einbau wegen des stark skeletthaltigen Ton-Bauschutt-Gemisches unmöglich war. Aus dem gleichen Grund wurde auch kein Bodenprofil angelegt.

<sup>20</sup> Mündliche Mitteilung durch Frau Dipl.-Chem. Breternitz (Menteroda Recycling GmbH) am 5.03.2009.

## 5.2 Ergebnisse der Bodenuntersuchungen

Die Grundlage für die Untersuchung der physikalischen und chemischen Eigenschaften der Böden an den Haldenstandorten bildeten Bodenproben sowohl aus den Horizonten der angelegten Bodenprofile, als auch direkt aus den Bereichen, in denen die messtechnischen Untersuchungen vorgenommen wurden. Hierzu wurden beim Ausbau der Tensiometer und Saugkerzen Proben aus deren unmittelbarer Umgebung entnommen. Die Beprobungen erfolgten daher nicht generell in einheitlichen Tiefen, sondern orientierten sich jeweils an den spezifischen Gegebenheiten auf den Halden. Die Tab. 5.1 zeigt die Untersuchungsergebnisse, die im Folgenden vorgestellt werden. Die vollständigen Daten können der Anlage 3 entnommen werden.

		Skelett (%)	Trockenroh-dichte ( $\rho_t$ ) ( $\text{g/cm}^3$ )	Lagerungs-dichte ( $L_d$ ) ( $\text{g/cm}^3$ )	Poren-volumen (%)	$k_f$ -Wert ( $\text{cm/d}$ )	$\text{pH}_{(\text{KCl})}$	$\text{EC}_{2,5}/\text{EC}_{\text{GBL}}$ ( $\text{mS/cm}$ )	$\text{CaCO}_3$ (%)	organische Substanz (%)
BIS	Min	0	0,7	0,8	32	1,3	6,7	0,16 / 1,5	0,1	0,1
	Max	41	1,7	1,8	69	60.894,4	8,0	9 / 125,0	5,4	6,7
	Median	4	1,1	1,2	56	1.540,7	7,1	1,16 / 8,2	0,3	1,6
	Standardabw.	10	0,3	0,3	12	15.638,7	0,2	1,67 / 24,6	1,2	2,4
BL	Min	0	0,8	1,0	38	108,1	7,1	0,13 / 1,8	0,7	0,1
	Max	41	1,5	1,6	64	118.463,1	7,9	3,2 / 29,2	36,8	6,8
	Median	9	1,2	1,3	51	10.765,8	7,6	0,6 / 4,5	4,1	1,9
	Standardabw.	12	0,2	0,2	8	34.292,1	0,2	1,1 / 8,9	8,4	1,7
MTR	Min	5	0,8	0,9	54	26.053,9	7,2	0,5 / 2,7	10,5	1,2
	Max	47	1,0	1,2	67	160.771,4	7,8	4,2 / 25,3	26,7	9,5
	Median	26	0,9	1,1	58	88.597,1	7,6	2,8 / 17,5	17,2	4,1
	Standardabw.	15	0,1	0,1	4	52.177,9	0,2	1,2 / 6,4	4,6	3

Tab. 5.1: Physikalische und chemische Eigenschaften der untersuchten Bodenproben

### 5.2.1 Physikalische Eigenschaften der Böden

Hinsichtlich der **Bodenart** dominierten an allen drei Untersuchungsstandorten schluffige Böden. In den Deckschichten der Halden Bleicherode und Menteroda wechselten sich Ton- und Lehmschluffe ab. In Bischofferode lagen neben Lehmschluffen auch Lehmsande (im Bereich des anstehenden Buntsandsteins) und Sandlehme (ausgelaugtes Lockermaterial am Hangfuß). Dabei ist zu beachten, dass es sich an den anthropogen beeinflussten Standorten der Halden Bleicherode und Menteroda aufgrund der meist technogenen Substrate um Pseudobodenarten handelt. Die Korngrößenverteilungen in den untersuchten Bodentiefen sind für die einzelnen Standorte in der Tab. 5.2 dargestellt.

Hangfuß	Bischofferode			Bleicherode			Menteroda		
	Ton	Schluff	Sand	Ton	Schluff	Sand	Ton	Schluff	Sand
Min	9,9	34,6	19,1	8,6	46,2	17,4	14,5	67,4	2,2
Max	14,8	67,1	51,6	17,2	68,0	45,2	30,5	75,3	15,9
Median	13,8	58,3	28,6	13,3	65,4	19,6	20,3	71,6	7,7
Standardabw.	1,5	12,1	12,8	2,6	7,7	9,8	4,6	2,3	3,5
<b>Mitte</b>									
Min	11,2	77,9	2,2	15,9	64,6	7,9	11,0	61,7	3,6
Max	18,4	83,9	10,8	21,2	72,1	17,2	34,7	70,6	22,1
Median	14,8	81,1	3,5	19,0	69,7	11,9	16,9	66,6	14,7
Standardabw.	1,9	1,9	1,9	1,8	2,6	3,2	10,3	3,6	7,7
<b>Vorflut 1</b>									
Min	12,3	62,5	14,5	12,1	59,1	11,2			
Max	13,6	72,4	25,2	18,4	70,7	28,9			
Median	12,7	66,0	21,6	16,3	67,1	16,7			
Standardabw.	0,5	3,5	3,8	2,0	4,0	4,8			
<b>Vorflut 2</b>									
Min	3,1	16,7	24,2	6,2	48,2	27,7			
Max	12,0	64,8	80,2	10,6	64,4	43,6			
Median	8,8	38,0	53,5	8,9	56,0	34,7			
Standardabw.	3,4	19,3	22,5	1,1	5,3	5,2			

Tab. 5.2: Korngrößenverteilungen

Der mittlere **Skelettgehalt** betrug in Bleicherode 13 %, in Menteroda 26 % und in Bischofferode 7 %. Die maximalen Massenanteile lagen zwischen 41 und 47 %. Während das Bodenskelett in Bischofferode natürlichen Ursprungs ist, hat es in Bleicherode und Menteroda überwiegend anthropogenen Charakter. Im Zuge der Überdeckungsmaßnahmen wurden hier in großem Umfang technogene Materialien verbaut, wobei Bauschuttalagerungen, insbesondere Ziegelbruchstücke dominierten. Daneben wurden auch Beton, Schotter und Holz, Eisenstangen, Plastik- und Textilreste sowie Aschen gefunden. Besonders auffällig ist die hohe Variabilität der Skelettgehalte auf kleinem Raum. Je nach Art und Zusammensetzung der abgelagerten Substrate bzw. Substratgemische schwankten sie bereits im Abstand von wenigen Metern bzw. in Tiefenunterschieden von wenigen Zentimetern.

Die **Trockenroh- und Lagerungsdichten** fielen entsprechend der Einteilung nach AD-HOC-AG-BODEN (2005) überwiegend sehr gering bis mittel aus. Nur in den Bereichen von Bischofferode Vorflut 1 und Vorflut 2 waren Dichten anzutreffen, die als hoch einzustufen sind. Am lockersten erwies sich die Überdeckung in Menteroda, die gleichzeitig die höchsten Skelettanteile enthielt. Dies hängt mit der sperrigen Lagerung größerer Skelettbestandteile zusammen, wodurch vermehrt Hohlräume im Boden entstehen (BÄDJER 2000; RUNGE 1978). Eine andere Ursache ist die Verwendung von Klärschlammgemischen oder Aschen, die ebenfalls sehr geringe Dichten aufweisen (BÄDJER 2000; RUDOLPH 2002).

Aufgrund der engen, umgekehrt proportional verlaufenden Beziehung zu den Lagerungsdichten fielen die **Porenvolumina** mit Median-Werten zwischen 51 und 58 % laut AD-HOC-AG-BODEN (2005) hoch bis sehr hoch aus. Hinzu kommt, dass die technologischen Skelettbestandteile zum Teil selbst sehr hohe Porositäten aufweisen (BURGHARDT 1991). Für Ziegel und Mörtelstücke konnte RUNGE (1978) Porenvolumina von 42 bzw. 29 % ermitteln. Zu ähnlichen Ergebnissen kamen auch HORN & TAUBNER (1999), die in Ziegel-Skelettstücken Porenvolumina zwischen 30 und 40 % vorfanden. Dagegen haben natürliche Steine wie Tonstein und Porphyr Gesamtporenvolumina von gerade 2 bzw. 3 % (HORN & TAUBNER 1997). Aufgrund der hohen Porosität sind technologische Skelettbestandteile je nach Beschaffenheit der Poren (offen-porig, geschlossen-porig, Porengrößenverteilung, Anbindung an das Porensystem der Feinerde bzw. Porenkontinuitäten) durchaus in der Lage, Wasser aufzunehmen, zu speichern und in Trockenzeiten wieder abzugeben. Damit verbunden ist auch eine potenzielle Speicherfunktion für im Sickerwasser enthaltene Schadstoffe (BÄDJER 2000; RUNGE 1978).

Die Werte der **gesättigten Wasserleitfähigkeit ( $k_s$ -Wert)** streuten infolge der Abhängigkeit von der Bodenstruktur erwartungsgemäß überaus weit und überstiegen in den meisten Fällen die von der AD-HOC-AG-BODEN (2005) als extrem hoch eingestuftene Werte von 300 cm/d um ein Vielfaches. Im Labor wurden Wasserleitfähigkeiten zwischen 1,3 und 160.771 cm/d ermittelt, wobei Menteroda die insgesamt höchsten Werte aufwies. Dabei erreichten auch die natürlichen Substrate der Standorte Bleicherode V2 sowie Bischofferode M und V2 enorme Wasserleitfähigkeiten von über 1.000 cm/d bis sogar über 100.000 cm/d. Bei der Betrachtung dieser sehr hohen Werte muss allerdings bedacht werden, dass diese im Labor unter Bedingungen ermittelt worden sind, die im Gelände so nicht vorkommen. Beispielsweise haben angeschnittene Makroporen in den verhältnismäßig kleinen Volumina der Stechzylinder einen stärkeren Einfluss als im Gelände, wo sie nicht durchgängig sind. Außerdem sind die Böden unter Freilandbedingungen nicht vollständig aufgesättigt, was infolge der Luft einschüsse zur Abnahme des Fließquerschnittes und somit zur Hemmung der Wasserleitung führt. In den skelettreichen anthropogenen Böden kommt es wegen des hohen Grobporenanteils daher mit abnehmenden Wassergehalten zu einer starken Verringerung der Wasserleitfähigkeit. Dies wird durch die vorhandenen Porendiskontinuitäten zwischen Skelett und Feinerde wahrscheinlich noch verstärkt (BÄDJER 2000; HORN & TAUBNER 1997). Dennoch muss bei technologischen Substraten auch im Freiland mit sehr hohen und heterogen verteilten Werten gerechnet werden, insbesondere in skelettreichen Horizonten mit geringen Dichten (HORN & TAUBNER 1997).

### 5.2.2 Chemische Eigenschaften der Böden

Der potenzielle **pH-Wert** ( $\text{pH}_{\text{KCl}}$ ) bewegte sich auf allen drei Untersuchungsflächen im neutralen bis schwach alkalischen Bereich (Mittelwerte zwischen  $\text{pH}$  7,2 und  $\text{pH}$  7,6). Die Standardabweichung ist mit jeweils 0,2 als gering einzuschätzen. Die in der KCl-Lösung ermittelten pH-Werte lagen im Mittel um 0,4 Einheiten tiefer als die in Wasser gemessenen aktuellen pH-Werte ( $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ ), da potenziell versauernd wirkende  $\text{H}^+$ - und  $\text{Al}^{3+}$ -Ionen durch die  $\text{K}^+$ -Ionen ausgetauscht werden (PANSU & GAUTHEY-ROU 2006). Die erhöhten pH-Werte lassen eine herabgesetzte Schwermetallmobilität erwarten. Allerdings können bei pH-Werten über 6-7 die Schwermetallgehalte auch wieder ansteigen. Dieser Vorgang ist auf die zunehmende Mobilisierung durch lösliche organische Komplexbildner zurückzuführen, deren Bedeutung bei hohen pH-Werten zunimmt (HERMS & BRÜMMER 1984).

Der Mittelwert der **elektrischen Leitfähigkeit**, die anhand der wässrigen Bodenextrakte ermittelt wurde (Boden und Wasser im Massenverhältnis 1:2,5), betrug in Bischofferode 1,6 mS/cm, in Bleicherode 1,1 mS/cm und in Menteroda 2,7 mS/cm. Die Schwankungsbreite der Leitfähigkeit ist mit Werten zwischen 0,14 bis 5,9 mS/cm enorm hoch. In Bischofferode wurde sogar ein Höchstwert von 9 mS/cm ermittelt, der auf den Einfluss eines Salzgesteinblockes in unmittelbarer Nähe des beprobten Bodenbereichs zurückzuführen ist.

Um diese Ergebnisse besser mit den Literaturwerten vergleichen und somit einschätzen zu können, wurden sie unter Anwendung der folgenden Formel auf den Wassergehalt der Gleichgewichtsbodenlösung (Wassergehalt bei Fließgrenze) bezogen:

$$EC_{\text{GBL}} = \frac{250 \times EC_{2,5}}{GBL_W} \quad (\text{Gl. 5.1})$$

- $EC_{\text{GBL}}$  = elektrische Leitfähigkeit beim Wassergehalt der Gleichgewichtsbodenlösung  
 $EC_{2,5}$  = elektrische Leitfähigkeit des wässrigen Bodenextraktes  
 (Bodenmasse : Wassermasse = 1 : 2,5)  
 $GBL_W$  = Wassergehalt der Gleichgewichtsbodenlösung in g/100 g

Der Wassergehalt der Gleichgewichtsbodenlösung ( $GBL_W$ ) wurde gemäß DVWK (1995) näherungsweise aus der Bodenart und dem Humusgehalt abgeleitet. Die auf Basis dieser Beziehung berechneten Leitfähigkeiten bewegten sich insgesamt zwischen 1,5 und 125 mS/cm. Dabei nahmen 50 % der untersuchten Bodenproben Werte von  $\leq 8,7$  mS/cm an und sind hinsichtlich ihrer elektrischen Leitfähigkeit somit als gering bis sehr hoch<sup>21</sup> einzustufen (FAO 2006; DVWK, 1995). Leitfähigkeitswerte, die das 0,75-Quantil (19,7 mS/cm) überschritten haben, waren auf allen drei Halden anzutreffen, die höchsten Werte wies Bischofferode auf.

Mit durchschnittlich 6,5 % lag der **Carbonatgehalt** des Feinbodens im mittel carbonathaltigen Bereich. Insgesamt schwankten die Gehalte deutlich zwischen 0,1 und 37 %, wobei sich ein erheblicher Unterschied zwischen der unbedeckten Halde Bischofferode ( $\varnothing$  0,6 %) und den Überdeckungsschichten der Halden Bleicherode und Menteroda ( $\varnothing$  7 bzw. 18 %) feststellen ließ. Hierdurch wird der Zusammenhang zu dem aufgebrachten Bauschutt unterstrichen, denn insbesondere Mörtel oder Betonreste können Carbonatanteile von über 10 Gew.-% aufweisen (HILLER & MEUSER 1998).

Die untersuchten Böden verfügten im Durchschnitt über 3 % **organische Substanz**. Allerdings waren auch hier wieder große Schwankungsbreiten zu verzeichnen (0,1 bis 9,5 %). Auffällig ist dabei die zum Teil hohe Variabilität der Gehalte in den anthropogen beeinflussten Bereichen, die von Überde-

<sup>21</sup> Einstufung der elektrischen Leitfähigkeit der Gleichgewichtsbodenlösung (in mS/cm) nach FAO (2006) bzw. DVWK (1995): sehr gering (< 0,75), gering (0,75-2), mittel (2-4), hoch (4-8), sehr hoch (8-15), extrem hoch (> 15).

ckung, Durchmischung oder Umlagerung geprägt sind. Zudem waren entsprechend der Ablagerungen (z.B. Aschebeimengungen und Klärschlammgemische) mitunter auch in größeren Tiefen noch sehr hohe Gehalte an organischer Substanz zu finden (BÄDJER 2000; BURGHARDT 1996).

### 5.3 Stoffgehalte im Feinboden der Untersuchungsflächen

#### 5.3.1 Schwermetallgehalte nach Königwasseraufschluss

Für die Beurteilung des Gefährdungspotenzials, das von einem Boden ausgeht, ist der Gesamtgehalt an Stoffen weniger relevant. Viel wichtiger ist in diesem Zusammenhang, in welchen Verbindungen diese Stoffe vorliegen, wie hoch ihre Konzentration im Sickerwasser und somit ihre Mobilität ist (BOURG 1995) bzw. welche Mengen pflanzenverfügbar sind (BLUME 1990; LEWANDOWSKI et al. 1997). Allerdings ist die Mobilität eines Stoffes von verschiedenen physiko-chemischen Bedingungen im Boden abhängig, so dass die Konzentration in der Bodenlösung keine statische Größe ist. Für Aussagen zur langfristigen Nachlieferbarkeit von Stoffen ist die Kenntnis der Gesamtgehalte daher eine notwendige Voraussetzung. Es muss allerdings einschränkend erwähnt werden, dass mit dem Königwasser-Extraktionsverfahren keine Gesamtgehalte im chemischen Sinne bestimmt werden können, da es nicht möglich ist, alle Silicate vollständig aufzuschließen (LIEBE 1999). Nach RUPPERT (1990) werden für die Elemente Cd, Co, Cu, Ni, Pb und Zn in der Regel Ausbeuten von über 80 % bezüglich des Totalgehaltes erreicht. Untersuchungen von HORNBURG & LÜER (1999) ergaben entsprechende Ergebnisse zusätzlich für As, Fe, Hg, Mn und P. Wichtige Hauptelemente wie Na und K, aber auch Cr, Al und Sr sind dagegen im Vergleich mit Totalaufschlüssen (z.B. Flusssäure-Perchlorsäure-Salpetersäure) nur zu 5-50 % extrahierbar (DIN 2000; HEINRICHS & HERRMANN 1990; HORNBURG & LÜER 1999). Dennoch wird der Königwasseraufschluss bei umweltrelevanten Fragestellungen sehr häufig eingesetzt und ist auch in verschiedenen Regelwerken (BBODSCHV, 1999; ABFKLÄRV, 1992) als Extraktionsverfahren für die Bestimmung von Stoffgehalten vorgesehen, auf das sich letztendlich die vorgegebenen Grenzwerte beziehen. Die Vorteile des Verfahrens liegen in der guten Reproduzierbarkeit der Ergebnisse und der routinemäßigen Durchführbarkeit in fast jedem Labor. Zudem ist es das am häufigsten genormte bzw. methodisch festgeschriebene Verfahren (DIN 2000; HORNBURG & LÜER 1999).

Die anhand der einzelnen Bodenproben ermittelten Schwermetall-Gesamtgehalte an den Untersuchungsstandorten wurden entsprechend der in der Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung (BBODSCHV 1999) vorgegebenen Grenzwerte beurteilt. Als Grundlage wurden hierfür die *Vorsorgewerte* verwendet. Diese berücksichtigen zwar den vorsorgenden Schutz der Bodenfunktionen für empfindliche Nutzungen, die im Bereich der Halden sicherlich nicht realistisch sind, allerdings beziehen diese Grenzwerte die Bodenart und den pH-Wert als wichtigste Steuerfaktoren der Schwermetallmobilität mit ein. Mit Ausnahme des Standortes Bischofferode V2 waren alle untersuchten Böden lehmig und schluffig, so dass sich die folgenden Ausführungen auch nur auf die jeweiligen Grenzwerte für die Bodenart Lehm/Schluff beziehen.

Die **Cd-Gehalte** unbelasteter Böden liegen im Allgemeinen unter 0,5 mg/kg (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002). Bis auf eine Ausnahme<sup>22</sup> wiesen alle untersuchten Bodenproben Gehalte oberhalb dieses Wertes auf. Die vergleichsweise geringste Belastung wurde in Bischofferode vorgefunden. Hier lag der Median bei 1,5 mg/kg und damit bereits über dem Vorsorgewert der BBODSCHV (1999) von 1,0 mg/kg. Die größte Spannweite erreichte Bleicherode mit Werten zwischen 0,7 und 5,2 mg/kg. Die höchsten Cd-Gehalte wurden am Standort Menteroda ermittelt, wo der Vorsorgewert stets um das 3,5- bis 6-fache überschritten wurde.

<sup>22</sup> Standort Bischofferode V2: 0,26 mg/kg in 15 cm Tiefe (05/2005)

Die **Cu-Gesamtgehalte** der Beprobungsflächen in Bischofferode lagen mit 3-41 mg/kg nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2002) im Bereich der Normalgehalte von wenig belasteten Böden (2-40 mg/kg). Auch in Bleicherode ist zumindest die Hälfte der Bodenproben in dieses Intervall einzuordnen. Mit Werten bis zu 126 mg/kg wurde der Vorsorgewert von 40 mg/kg jedoch teilweise auch um mehr als das 3-fache überschritten. In Menteroda erreichte die Cu-Belastung mit 68-205 mg/kg generell Gehalte weit oberhalb des Vorsorgewertes.

Auch hinsichtlich der **Zn-Gehalte** wiesen die Bodenproben aus Menteroda mit 220-416 mg/kg ausschließlich Werte auf, die insgesamt deutlich über dem Vorsorgewert (150 mg/kg) liegen. In Bleicherode betrug der Median 100 mg/kg, so dass sich – wie auch schon beim Kupfer – mindestens die Hälfte der Bodenproben unterhalb des Vorsorgewertes befand. Es gab jedoch auch wieder Standorte, an denen die Belastung auf Maximalwerte von bis zu 628 mg/kg anstieg. In Bischofferode dagegen unterschritten die Werte mit 13-137 mg/kg allesamt den Vorsorgewert, lagen aber dennoch zum Teil über dem Normalgehalt wenig oder nicht belasteter Böden (10-80 mg/kg) (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002).

Die allgemeinen **Pb-Werte** für unbelastete Böden in Deutschland (laut SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2002) 2-60 mg/kg) wie auch der Vorsorgewert von 70 mg/kg wurden an den Standorten in Bischofferode eingehalten. Einzig im Oberboden von BIS\_M lagen die Werte mit 72 bzw. 84 mg/kg leicht darüber. In Bleicherode schwankten die Gehalte wiederum in einem weiten Intervall von 9-178 mg/kg. Immerhin 75 % der Werte befanden sich jedoch unter oder im Bereich des Vorsorgewertes (0,75-Quantil: 72 mg/kg). Die Standorte in Menteroda waren dagegen überwiegend als höher belastet anzusehen (57-112 mg/kg). Nur etwa 25 % der Bodenproben lagen im Bereich der Normalgehalte bzw. unterhalb des Vorsorgewertes (0,25-Quantil: 66 mg/kg).

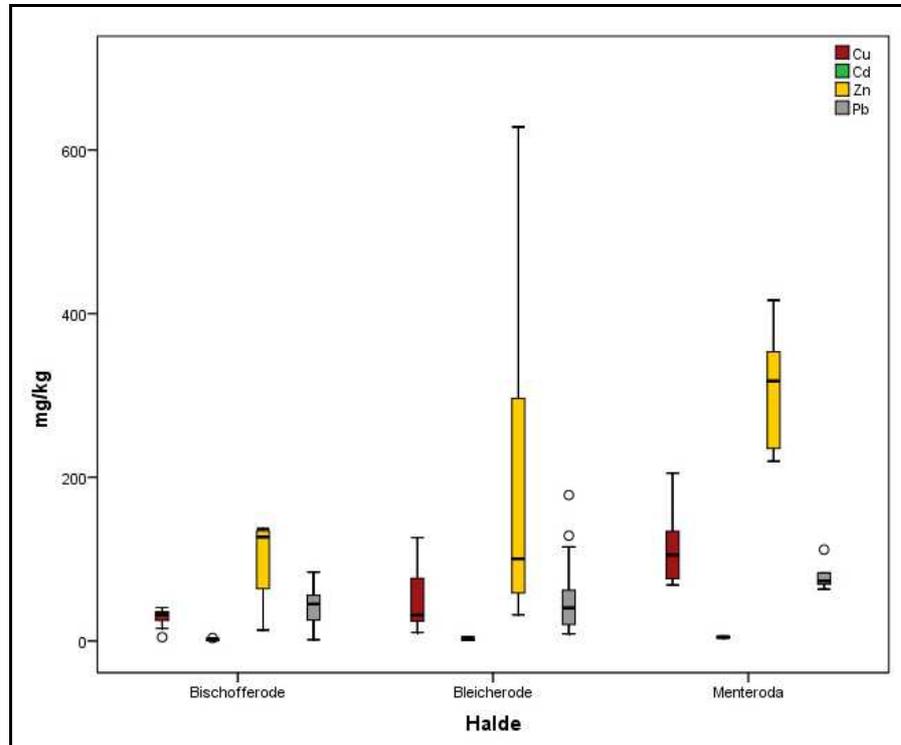


Abb. 5.2: Gehalte an königswasserlöslichen Schwermetallen in den untersuchten Bodenproben

Bezüglich der durch Königswasseraufschluss ermittelten Schwermetall-Gesamtgehalte wird deutlich, dass Bischofferode als unbedeckte Halde entweder im Bereich der Normalgehalte und Vorsorgewerte lag oder aber zumindest die insgesamt geringsten Belastungen aufwies (siehe Cadmium). Die beiden anderen Halden erfuhren dagegen durch die Überdeckung mit technogenen Materialien einen Input an Stoffen, der sich wie erwartet auch in erhöhten Schwermetallgehalten niederschlägt. Entsprechend der Heterogenität der eingesetzten Materialien unterscheiden sich die Halden jedoch grundlegend voneinander. Bleicherode nimmt hinsichtlich der Belastung insgesamt eine Mittelstellung ein. Die hier untersuchten Bodenproben wiesen die größten Spannweiten auf. Einerseits waren sie zum großen Teil als nicht bzw. gering belastet einzustufen und andererseits überschritten sie in hohem Maße die Vorsorgewerte der BBODSCHV (1999) wie z.B. den des Zn-Gehaltes um das 4-fache und den des Cadmium-Wertes um das 5-fache. In Menteroda lagen die ermittelten Werte aufgrund der recht einheitlichen Zusammensetzung der Überdeckungsmaterialien meist nah beieinander und bei Cu, Cd und Zn sogar ausschließlich über den jeweiligen Vorsorgewerten. Auch die Pb-Gehalte waren in Menteroda insgesamt am höchsten.

Neben den Vorsorgewerten für empfindliche Nutzungen weist die BBODSCHV (1999) noch weitere Prüf- und Maßnahmenwerte aus, die den Pfad Boden-Mensch betreffen. Da die zukünftige Form der Nutzung der abgedeckten Halden vermutlich am ehesten in die Kategorie der Park- und Freizeitflächen fällt, wurden die Schwermetallgehalte zusätzlich mit den hierfür angegebenen, weniger strengen Prüfwerten verglichen. Dabei war festzustellen, dass die Werte für Cadmium und Blei in keinem Fall überschritten wurden. Da Zink und Kupfer nur eine relativ geringe humantoxikologische Wirkung haben, werden in der BBODSCHV (1999) keine Prüfwerte für den Pfad Boden-Mensch abgeleitet. Um die ermittelten Gehalte dennoch einordnen zu können, wurden sie mit dem entsprechenden Hilfswert <sup>23</sup> nach dem Merkblatt 3.8/1 des bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft (LfW) verglichen (LfW 2001). Die Hilfswerte 1, bei deren Unterschreitung keine Gefahr der Grundwasserverunreinigung besteht (Zn: 500 mg/kg; Cu: 100 mg/kg), wurden zum Teil deutlich überschritten. Bei Zink nahmen die Gehalte im Oberboden am Hangfuß (628 mg/kg) und im Bereich der Vorflut 1 (587 mg/kg) der Halde Bleicherode Werte an, die gemäß LfW (2001) weitergehender Untersuchung bedürfen. Bei Kupfer waren vor allem in Menteroda problematische Werte in den Bodentiefen bis etwa 30 cm zu finden (118-205 mg/kg). In Bleicherode waren es wiederum die Bodenproben vom Hangfuß, die mit 113 und 126 mg/kg (in 20 bzw. 50 cm Tiefe) erhöhte Werte aufwiesen.

Der Vergleich der Schwermetallgehalte mit der THÜRINGER HALDENRICHTLINIE (THÜRHALR 2002) ergab ebenfalls Überschreitungen der Wertevorgaben für Abfälle, die zur Haldenabdeckung eingesetzt werden dürfen. In Bleicherode wurden am Hangfuß und am Standort V1 jeweils der Cadmiumwert von 3 mg/kg sowie der Zinkwert von 500 mg/kg erreicht oder überschritten. In Menteroda konnten die Vorgaben für Cadmium an beiden Standorten sowie die Werte für Kupfer (200 mg/kg) am Standort M nicht eingehalten werden.

---

<sup>23</sup> Die Hilfswerte wurden vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft festgelegt und dienen der Emissionsabschätzung bei Bodenluft- und Bodenbelastungen. Sie wurden dem Anhang 10 zum „Altlasten-Leitfaden für die Behandlung von Altablagerungen und kontaminierten Standorten in Bayern“ (1991) des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen entnommen.

### 5.3.1.1 Beziehungen zwischen Schwermetallgehalten (KW-Aufschluss) und pedologischen Eigenschaften

Um die vorgefundenen Stoffgehalte besser interpretieren und eventuell Aussagen zu ihrer Herkunft sowie ihrem Verhalten im Boden treffen zu können, wurden die Ergebnisse des Königswasseraufschlusses den pedologischen Eigenschaften der Böden gegenübergestellt (Tab. 5.3). Der Fokus wurde dabei auf die Schwermetalle Cadmium, Kupfer, Zink und Blei gelegt. Die Eisen- und Mangangehalte wurden ausschließlich in ihrer Rolle als Bindungspartner betrachtet.

Die Höhe der Schwermetallgehalte hängt von den geogenen Hintergrundgehalten, den anthropogenen Einträgen und dem Puffervermögen eines Bodens ab. Letzteres wird insbesondere durch den Gehalt an organischen Verbindungen, Tonmineralien sowie Eisen-, Mangan- und Aluminiumoxiden bzw. -hydroxiden als wesentliche Bindungspartner für Schwermetalle bestimmt. Außerdem spielt der pH-Wert eine bedeutende Rolle, da er einen besonders starken Einfluss auf die Löslichkeit und damit Verlagerbarkeit der Metalle ausübt (ALLOWAY & AYRES 1996; BERGFELDT 1994; LEWANDOWSKI et al. 1997; ZELLER 1998).

Die Bedeutung der organischen Substanz als wichtiger Sorbent für Kationen und Schwermetalle wird anhand der zumeist hoch signifikanten positiven Zusammenhänge mit den untersuchten Bodeninhaltsstoffen deutlich. Infolge der hohen Kationenaustauschkapazität der Huminstoffe erhöht sich das Puffervermögen der Böden. Allerdings können insbesondere komplexierend wirkende organische Stoffe (z.B. Humin- und Fulvosäuren) auch eine erhöhte Löslichkeit und damit Mobilität der Schwermetalle bewirken (DÜES 1987; LEWANDOWSKI et al. 1997; LIEBE 1999). Des Weiteren bestätigen die Korrelationsergebnisse die Rolle der Tonminerale sowie der Eisen- und Manganoxide als wichtige Bindungspartner für Schwermetalle. Dabei weisen die Korrelationskoeffizienten in Übereinstimmung mit den Angaben anderer Autoren (HERMS & BRÜMMER 1984; HILLER & BRÜMMER 1995; ZEIN 1995; ZELLER 1998) darauf hin, dass die pedogenen Oxide eine größere Schwermetallbindungskapazität besitzen als die Tonminerale.

Der Einfluss des pH-Wertes auf das Puffervermögen des Bodens kann anhand der eigenen Korrelationen nicht nachvollzogen werden. Die Ursache hierfür liegt darin, dass sich die  $\text{pH}_{\text{KCl}}$ -Werte der untersuchten Bodenproben vorwiegend im neutralen bis schwach alkalischen Bereich bewegen und insgesamt eine sehr geringe Variabilität aufweisen. Zu ähnlichen Ergebnissen kamen auch KALBE & RENGER 1997; KOCH 2005 sowie WOLFF 1993 bei entsprechenden Untersuchungen an urbanen Böden. Mit dem pH-Wert ist auch der oben beschriebene geringe bis fehlende Zusammenhang zwischen den Tongehalten und den Schwermetallen zu erklären. Denn erst bei saurer Bodenreaktion wächst die Bedeutung der Tongehalte und der damit verbundenen Bereitstellung unspezifischer Adsorptionsplätze. Im neutralen Bereich und darüber nimmt dagegen der Einfluss des Tons auf die Schwermetallfestlegung ab, weil dann verstärkt spezifische Bindungen eingegangen werden. Dies gilt insbesondere für Cd und Zn, während sich Tongehaltsänderungen auf die stärker gebundenen Metalle Cu und Pb insgesamt deutlich geringer auswirken (DÜES 1987; HERMS & BRÜMMER 1984). Von allen Bodenkomponenten sind es die Mangan- und Eisenoxide, die bei pH-Werten um 7 die höchste Adsorptions- und Festlegungskapazität für Schwermetalle besitzen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002). Aufgrund der überwiegend neutralen bis schwach alkalischen Bodenreaktionen an den Untersuchungsstandorten war es somit zu erwarten gewesen, dass die Beziehung der Schwermetalle zu den Oxiden wesentlich stärker ausfällt als die zu den Tongehalten.

Mit den technogenen Substraten, die im Rahmen der Überdeckungsmaßnahmen auf den Halden Bleicherode und Menteroda verbaut wurden, gelangte überhaupt erst eine Reihe an Schwermetallen auf die Halden. Auch wenn die stoffliche Bandbreite insgesamt je nach Herkunft und Zusammensetzung der Substrate weit streut und die jeweiligen Größenordnungen differieren, so ist

beispielsweise bei Bauschutt (Ziegel, Beton, Mörtel) doch generell mit einer Belastung durch Blei, Zink und Kupfer zu rechnen (BURGHARDT 1997; KALBE & RENGER 1997; MEUSER 1996; KRETSCHMER et al. 1997). Dieser Zusammenhang zwischen Skelett und Schwermetallgehalten konnte anhand der eigenen Untersuchungen allerdings nicht statistisch nachgewiesen werden. Hierfür verantwortlich ist vermutlich die unterschiedliche Herkunft der abgelagerten Bauschutte, Erden und anderen Materialien, die erst zum Zeitpunkt der Haldenüberdeckung miteinander vermischt wurden. Auf diese Weise ist es also möglich, dass beispielsweise gering belastete Feinbodenfraktionen mit hohen Skelettanteilen vermengt wurden und umgekehrt. Hinzu kommt die kurze Zeitdauer, die zwischen der Ablagerung und der Beprobung vergangen ist (maximal 10 Jahre), so dass sich noch kein Gleichgewicht zwischen den Schwermetall-Gesamtgehalten im Feinboden und denen in den jeweiligen Skelettbestandteilen ausbilden konnte. Bisher zeigen daher nur die Carbonatgehalte in den untersuchten Bodenproben eine zwar schwache, aber hoch signifikante positive Beziehung zu den jeweiligen Skelettanteilen, was jedoch zumindest in den technogenen Deckschichten auf den meist carbonathaltigen Bauschutt zurückzuführen ist. Dieser Zusammenhang wird auch von anderen Autoren (BÄDJER 2000; BURGHARDT 1996; HILLER & MEUSER 1998; KOCH 2005) bestätigt. Da die Carbonatgehalte wiederum positiv mit den Schwermetallmengen korrelieren, kann dennoch angenommen werden, dass die Stoffeinträge von dem skelettbildenden Bauschutt ausgehen bzw. aufgrund der Retentionswirkung von Carbonat eine Anreicherung in den entsprechenden Horizonten erfolgt (BERGFELDT 1994).

Dasselbe gilt natürlich auch für die korrelativen Gemeinsamkeiten zwischen den Schwermetallen und der organischen Substanz. Denn auch die zum Zweck der Haldenüberdeckung eingesetzten und an organischer Substanz reichen Aschen und Klärschlämme sind mit Schwermetallen, insbesondere mit Cadmium, Kupfer und Zink, belastet (MEUSER 1996; KRETSCHMER et al. 1997).

Die negativen Korrelationen der Elementgehalte mit den Sandgehalten beruhen auf der geringen Adsorptionsfähigkeit der Sandfraktion (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002) und der daraus resultierenden Nährstoffarmut sowie niedrigen Schadstoffpufferkapazität von Sandböden.

		Cu (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Fe (mg/kg)	Mn (mg/kg)
Ton (%)	r	,307*	,203	,310*	,117	,583**	,423**
	p	,023	,138	,021	,409	,000	,001
	N	55	55	55	52	55	55
Sand (%)	r	-,225	-,162	-,374**	-,272	-,728**	-,708**
	p	,099	,239	,005	,051	,000	,000
	N	55	55	55	52	55	55
organ. Substanz (%)	r	,592**	,472**	,700**	,598**	,556**	,652**
	p	,000	,000	,000	,000	,000	,000
	N	54	54	54	51	54	54
pH <sub>(KCl)</sub>	r	,196	,241	,042	-,080	-,325*	-,325*
	p	,151	,077	,759	,571	,015	,015
	N	55	55	55	52	55	55
CaCO <sub>3</sub> (%)	r	,469**	,689**	,501**	,521**	-,043	-,155
	p	,003	,000	,001	,001	,798	,353
	N	38	38	38	38	38	38
Skelett (%)	r	,149	,241	,063	,034	-,199	-,504**
	p	,277	,077	,645	,808	,144	,000
	N	55	55	55	52	55	55
Lf (mS/cm)	r	,176	,248	,206	,135	,074	-,078
	p	,204	,071	,136	,344	,597	,577
	N	54	54	54	51	54	54

\*\*Korrelation ist auf dem 0,01 Niveau signifikant (2-seitig).  
\* Korrelation ist auf dem 0,05 Niveau signifikant (2-seitig).

Tab. 5.3: Ergebnisse der Spearman-Korrelationen der Gesamtgehalte (in mg/kg nach Königswasseraufschluss) mit den pedologischen Eigenschaften

Durch paarweise Korrelationen der Schwermetallgehalte untereinander werden Vergesellschaftungen und chemische Verwandtschaftsgrade ersichtlich. Besonders enge Beziehungen weisen die Wertepaare Zn und Pb sowie Zn und Cu auf ( $r > 0,83$ ;  $p < 0,01$ ;  $N = 52$  bzw.  $55$ ). Etwas schwächer, aber dennoch deutlich, korreliert Cadmium mit den drei Metallen (Cd/Pb bzw. Cd/Zn:  $r > 0,71$ ;  $p < 0,01$ ;  $N = 52$  bzw.  $55$ ; Cd/Cu:  $r = 0,495$ ;  $p < 0,01$ ;  $N = 55$ ).

### 5.3.2 Schwermetallgehalte nach Ammoniumnitraufschluss ( $\text{NH}_4\text{NO}_3$ )

Die mittels ungepufferter 1M  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -Lösung extrahierbaren Gehalte stellen die mobile Fraktion der Bodeninhaltsstoffe dar. Diese löslichen und leicht nachlieferbaren Anteile sind sowohl für Pflanzen potenziell verfügbar als auch mit dem Sickerwasser verlagerbar und damit aus ökologischer Sicht von besonderer Bedeutung (HORNBERG & BRÜMMER 1993; HORNBERG, WELP & BRÜMMER 1995; WELP & BRÜMMER 1999; ZEIEN 1995). Wie bereits beim Königswasseraufschluss liegt auch jetzt das Hauptaugenmerk auf den umweltrelevanten Schwermetallen Cadmium, Kupfer, Zink und Blei. Auf Eisen und Mangan wird lediglich bezüglich ihrer Bedeutung als Bindungspartner eingegangen.

Im Gegensatz zu den meist sehr hohen Gesamtgehalten waren die mobilen Schwermetallmengen insgesamt sehr gering und lagen zum Teil unterhalb der Nachweisgrenze. Die Abb. 5.3 zeigt die Bereiche, in denen sich die analysierten Werte bewegten.

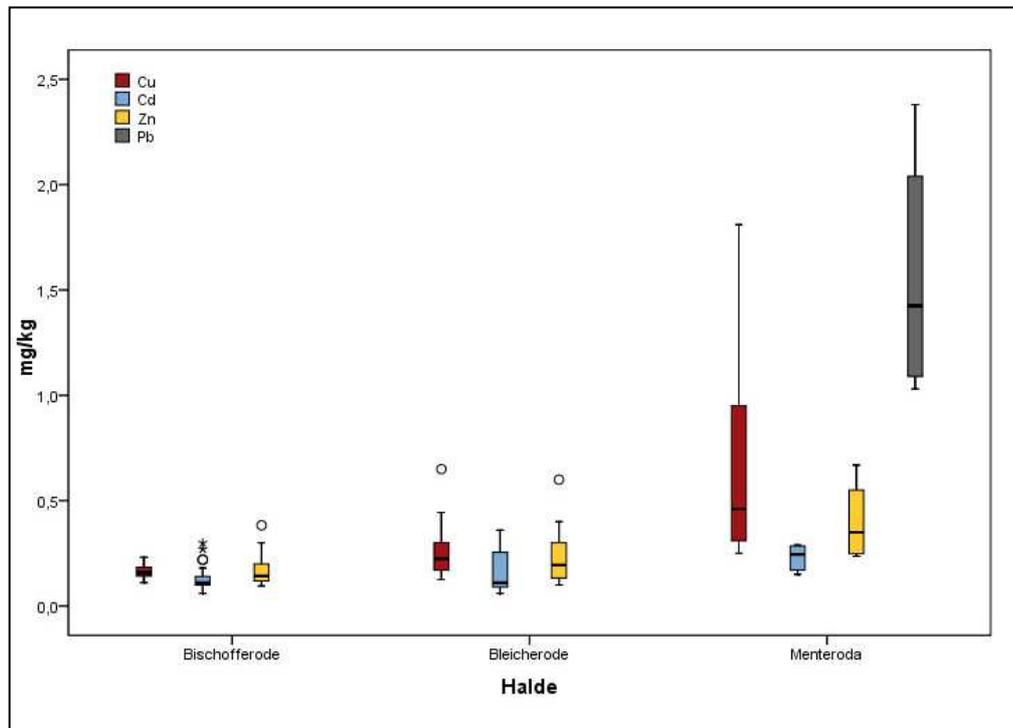


Abb. 5.3: Gehalte an NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>-löslichen Schwermetallen in den untersuchten Bodenproben

**Blei** unterliegt einer relativ festen Bindung und ist daher sehr immobil. Erst bei pH-Werten < 4-4,5 wird Blei stärker gelöst und somit verfügbar (HORNBURG et al. 1995; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002). Auf den Halden Bleicherode und Bischofferode konnten keine mobilen Blei-Fractionen nachgewiesen werden, während in Menteroda bis zu 2,1 % (2,4 mg/kg) austauschbar waren.

Die hohen pH-Werte ( $\geq 7$ ) und die dadurch zunehmende Affinität des **Zinks** gegenüber Mn- und Fe-Oxiden bewirkten, dass der NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>-extrahierbare Anteil gering ausfiel (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002). Im Durchschnitt waren gerade 0,2 % der königswasserlöslichen Gehalte mobil und pflanzenverfügbar (Abb. 5.4). Die austauschbaren Zinkgehalte lagen auf allen Untersuchungsflächen mit Medianwerten von 0,1 mg/kg (BIS), 0,2 mg/kg (BL) und 0,3 mg/kg (MTR) auf recht einheitlichem Niveau. Das bedeutet, dass in Menteroda Zink offenbar stärker im Boden gebunden wird als in Bischofferode und Bleicherode, denn die prozentualen mobilen Anteile an den königswasserlöslichen Gehalten sind hier am geringsten. Verantwortlich dafür sind die hohen Gehalte an pedogenen Oxiden, Ton sowie an organischer Substanz.

**Kupfer** liegt ebenfalls überwiegend in organisch und oxidisch fest gebundener Form vor (WELP & BRÜMMER 1999; ZEIEN 1995) und erreichte ähnliche NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>-austauschbare Werte wie Zink (Median: 0,2 mg/kg). Bei insgesamt geringeren Gesamtgehalten war Kupfer mit einem prozentualen Anteil von durchschnittlich 0,5 % etwas mobiler als Zink. Entsprechend der Gesamtgehalte lagen die mobilen Kupfermengen in Menteroda am höchsten (0,3-1,8 mg/kg) und in Bischofferode am niedrigsten (0,1-0,2 mg/kg).

Die mit Abstand höchsten durch NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>-aufschließbaren Anteile wies **Cadmium** auf. Im Mittel waren 8 % der königswasserlöslichen Mengen mobil (Median: 7 %). Maximal konnten 19 % der Cd-Gesamtgehalte als pflanzenverfügbar nachgewiesen werden (BIS\_HF in 30 cm Tiefe). Damit ist Cadmium das

mobilste der untersuchten Schwermetalle (Abb. 5.4). Die nachweisbaren Werte der drei Halden unterschieden sich nicht wesentlich voneinander und lagen insgesamt zwischen 0,1 und 0,4 mg/kg. Die deutlich über Bleicherode und Bischofferode liegenden Gesamtgehalte in Menteroda führen demnach nicht zwangsläufig auch zu den höchsten mobilen Cadmiummengen. Aufgrund der Puffereigenschaften wird in Menteroda mehr Cadmium gebunden als in Bischofferode und insbesondere in Bleicherode (Abb. 5.4).

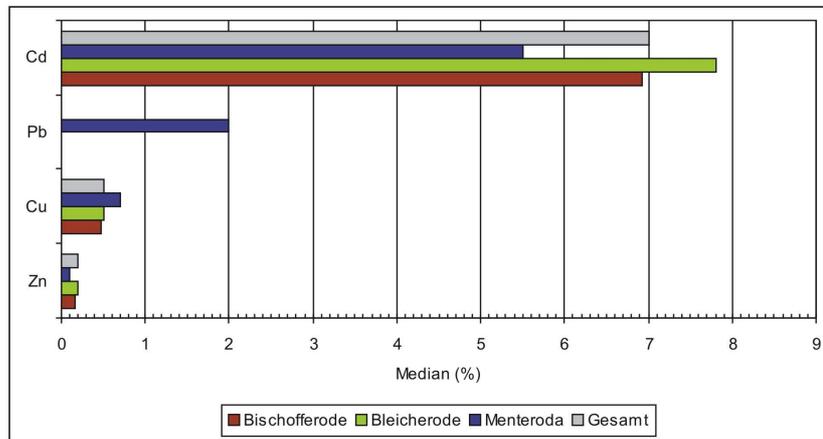


Abb. 5.4: Anteile mobiler Gehalte an den königswasserlöslichen Gehalten (%)

### 5.3.2.1 Beziehungen zwischen Stoffgehalten ( $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -Aufschluss) und pedologischen Eigenschaften

Die biologische Verfügbarkeit der Schwermetalle ist von der Art und der Stärke ihrer Bindung an die Bodenmatrix abhängig. Die Pufferkapazität der organischen Substanz wird anhand der negativen Korrelationen mit den prozentual vom Gesamtgehalt mobilisierbaren Cadmium- und Zinkanteilen sowie der hochsignifikanten positiven Beziehung zu Kupfer deutlich. Zink wird zusätzlich durch Ton gebunden (Tab. 5.4).

Einen besonders starken Einfluss auf die Mobilität der Metalle übt der pH-Wert aus. Im Allgemeinen ist ihre Löslichkeit bei neutraler Bodenreaktion am geringsten und nimmt im sauren Milieu zu. Aber auch im alkalischen Bereich können die Lösungsgehalte wieder ansteigen, was mit einer zunehmenden Mobilisierung durch lösliche organische Komplexbildner begründet wird (HERMS & BRÜMMER 1984; LEWANDOWSKI et al. 1997; WOLFF 1993). Aufgrund der geringen Schwankungsbreite der pH-Werte im neutralen bis schwach alkalischen Bereich konnten diese Zusammenhänge, wie schon bei den königswasserlöslichen Gehalten, auch bei den mobilen Schwermetall-Fractionen nicht nachgewiesen werden. Lediglich Kupfer zeigte eine positive Beziehung zur Bodenreaktion, was auf die beschriebene Mobilisierung durch lösliche organische Stoffe hindeutet. Der hoch signifikante Zusammenhang zwischen Kupfer und der organischen Substanz unterstreicht dies ebenfalls (Tab. 5.4).

Das Löslichkeitsverhalten von Schwermetallen wird außerdem durch die Anwesenheit von Salzen beeinflusst. Dieser Sachverhalt ist im Zusammenhang mit der Problematik der salzhaltigen Sickerwasserströme aus den Kalialthalden besonders interessant. Mit zunehmender Konzentration an gelösten Salzen (Alkali- und Erdalkali-Ionen) kommt es zur Desorption von vorwiegend unspezifisch adsorbierten Schwermetallfraktionen. Untersuchungen von HERMS & BRÜMMER 1984 sowie BAUSKE 1994 hierzu zeigen übereinstimmend, dass insbesondere Cadmium und das chemisch nah verwandte Zink vor allem durch die stark austauschend wirkenden Calcium-Ionen mobilisiert werden. Dagegen haben sie auf die Lösungskonzentration von Kupfer nur in geringem Umfang und auf die von Blei kaum einen

Einfluss. Zusätzlich können sich aus den Anionen der Salze zusammen mit den Schwermetallen lösliche anorganische Komplexe bilden. Hervorzuheben sind hier vor allem die Chloro-Komplexe, die auf Verbindungen mit Chloriden beruhen (z.B. Chloro-Cadmiumkomplexe). Aber auch Sulfate, Phosphate und Carbonate reagieren mit den Schwermetallen auf diese Weise (z.B. Carbonato-Kupferkomplexe) (BAUSKE 1994; HERMS & BRÜMMER 1984; LEWANDOWSKI et al. 1997; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002; WOLFF 1993). Der aufgehaldete Rückstand der untersuchten Kalihalden setzt sich hauptsächlich aus NaCl und CaSO<sub>4</sub>, aber auch aus MgSO<sub>4</sub> sowie zu geringen Anteilen aus KCl und MgCl<sub>2</sub> zusammen, so dass die chemischen Voraussetzungen für salzinduzierte Desorptionsprozesse und anorganische Komplexierungsvorgänge gegeben sind. Aus diesem Grund erfolgte der NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>-Aufschluss auch für die Kationen der Salze<sup>24</sup>. Die Korrelationen bestätigen den Zusammenhang zwischen den Schwermetallen und den gelösten Salzen (Ca<sup>2+</sup> und Mg<sup>2+</sup>) einerseits sowie den Carbonatgehalten andererseits letztendlich auch mit hoher Signifikanz<sup>25</sup>. Darüber hinaus sprechen die signifikanten Korrelationen von Cadmium, Zink und Kupfer mit der elektrischen Leitfähigkeit für die mobilisierende Wirkung der Salze. Die gegenläufige Beziehung des vom Gesamtgehalt prozentual mobilisierbaren Cd-Anteils zum Carbonatgehalt deutet jedoch auch darauf hin, dass zumindest teilweise eine Retention des Cadmiums an Carbonat stattfindet bzw. über die kalkinduzierte Erhöhung des pH-Wertes eine Verringerung der Löslichkeit herbeigeführt wird (Tab. 5.4) (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002).

Wie beim Königswasseraufschluss belegen die jeweils untereinander positiv korrelierenden Beziehungen zwischen Schwermetallen, Carbonatgehalten und Skelettbestandteilen außerdem, dass mit der Ablagerung von oft carbonathaltigem Bauschutt auch ein Eintrag von Schwermetallen erfolgt ist bzw. eine Anreicherung von Metallen in den bauschutthaltigen Horizonten stattgefunden hat.

Die mobilen Anteile von Cadmium, Zink und insbesondere Kupfer korrelieren positiv und höchst signifikant mit den entsprechenden königswasserlöslichen Gesamtgehalten. Dies bestätigt den Einfluss des Element-Gesamtgehaltes auf den Umfang der mobilen und damit ökologisch wirksamen Fraktion in den Böden (LIEBE 1999; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002). Die signifikant gegenläufigen Beziehungen zwischen den Gesamtgehalten an Cadmium und Zink und den davon prozentual mobilisierbaren Anteilen zeigen, dass hohe Elementgehalte auf einer stärkeren Festlegung im Boden beruhen und deshalb anteilmäßig geringer mobil sind. Umgekehrt bedeutet dies also, dass höhere Mobilität durch geringere Bindungskapazität begründet ist und sich demzufolge auch weniger Schadstoffe anreichern. Bei Kupfer trifft dieses Verhalten nur in Bleicherode zu. In Bischofferode schwanken die generell geringen Kupfer-Gesamtgehalte nur wenig und sind auch in ähnlichen Größenordnungen mobil, so dass die beschriebenen Abhängigkeiten hier nicht beobachtet werden können. In Menteroda steigen die prozentual mobilisierbaren Kupfer-Anteile mit den Gesamtgehalten an und unterliegen demnach gleichen Bindungskräften. Die verschiedenen Stoffgehalte sind in diesem Fall durch die Ablagerung von unterschiedlich belasteten Materialien zu erklären.

---

<sup>24</sup> Die Gehalte an Anionen in den Bodenproben wurden nur mittels Wasseraufschluss ermittelt. Die entsprechenden Korrelationen sind im Kap. 5.3.3.1 zu finden.

<sup>25</sup> Mg/Cu:  $r = ,760^{**}$ ,  $p < 0,001$ ,  $N = 42$ ; Mg/Zn:  $r = ,370^{**}$ ,  $p = 0,005$ ,  $N = 57$ ; Ca/Cu:  $r = ,667^{**}$ ,  $p < 0,001$ ,  $N = 42$ ; Ca/Cd:  $r = ,582^{**}$ ,  $p < 0,001$ ,  $N = 50$ ; Ca/Zn:  $r = ,673^{**}$ ,  $p < 0,001$ ,  $N = 57$ .

		Na (mg/kg)	Mg (mg/kg)	Ca (mg/kg)	K (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Cu (%)	Cd (mg/kg)	Cd (%)	Zn (mg/kg)	Zn (%)	Fe (mg/kg)	Mn (mg/kg)
Ton (%)	r	,173	,189	<b>,308*</b>	,171	,203	-,034	,157	,052	,176	<b>-,339**</b>	,099	,022
	p	,199	,158	,020	,202	,196	,833	,277	,758	,189	,011	,572	,871
	N	57	57	57	57	42	40	50	48	57	55	35	56
Sand (%)	r	<b>-,470**</b>	-,200	,005	<b>-,542**</b>	,074	,250	,061	,079	-,031	<b>,439**</b>	,087	-,140
	p	,000	,137	,971	,000	,644	,120	,673	,595	,817	,001	,621	,302
	N	57	57	57	57	42	40	50	48	57	55	35	56
organ. Substanz (%)	r	,142	<b>,573**</b>	,215	<b>,386**</b>	<b>,516**</b>	,164	,090	<b>-,459**</b>	<b>,329*</b>	<b>-,579**</b>	<b>,349*</b>	<b>,582**</b>
	p	,297	,000	,112	,003	,001	,318	,541	,001	,013	,000	,043	,000
	N	56	56	56	56	41	39	49	47	56	54	34	55
pH <sub>(KCl)</sub>	r	<b>-,346**</b>	,077	<b>,353**</b>	<b>-,303*</b>	<b>,413**</b>	,188	,243	-,205	,229	-,008	,176	<b>-,302*</b>
	p	,008	,571	,007	,022	,007	,244	,090	,162	,087	,954	,311	,024
	N	57	57	57	57	42	40	50	48	57	55	35	56
CaCO <sub>3</sub> (%)	r	-,144	<b>,514**</b>	<b>,360*</b>	,257	<b>,694**</b>	,263	<b>,554**</b>	<b>-,431*</b>	<b>,604**</b>	-,253	,374	,247
	p	,377	,001	,022	,110	,000	,139	,001	,015	,000	,126	,065	,129
	N	40	40	40	40	35	33	33	31	40	38	25	39
Skelett (%)	r	<b>-,329*</b>	,071	<b>,390**</b>	<b>-,416**</b>	<b>,449**</b>	,119	<b>,313*</b>	,008	<b>,275*</b>	,111	<b>,374*</b>	,145
	p	,013	,601	,003	,001	,003	,465	,027	,959	,039	,419	,027	,287
	N	57	57	57	57	42	40	50	48	57	55	35	56
Lf (mS/cm)	r	,209	,109	<b>,472**</b>	-,006	<b>,337*</b>	,074	<b>,643**</b>	<b>,362*</b>	<b>,531**</b>	,008	<b>,362*</b>	,151
	p	,123	,423	,000	,963	,031	,656	,000	,064	,000	,953	,035	,270
	N	56	56	56	56	41	39	49	47	56	54	34	55
Element- Gesamt- gehalt (mg/kg)	r					<b>,823**</b>	-,026	<b>,679**</b>	<b>-,405**</b>	<b>,570**</b>	<b>-,809**</b>	,119	,124
	p					,000	,876	,000	,004	,000	,000	,497	,373
	N					40	40	48	48	55	55	35	

\*\* . Die Korrelation ist auf dem 0,01 Niveau signifikant (2-seitig).  
\* . Die Korrelation ist auf dem 0,05 Niveau signifikant (2-seitig).

Tab. 5.4: Ergebnisse der Spearman-Korrelationen der mobilen Stoffgehalte (in mg/kg nach NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>-Aufschluss) sowie der prozentualen Anteile an den Gesamtgehalten mit den pedologischen Eigenschaften

### 5.3.3 Stoffgehalte nach Wasseraufschluss (H<sub>2</sub>O)

Die im Wasseraufschluss extrahierbaren Schwermetallgehalte fielen insgesamt relativ gering aus und lagen häufig unterhalb der methodischen Nachweisgrenze. Blei war in keiner Probe mehr nachweisbar. Die Abb. 5.5 verdeutlicht die analysierten Gehaltsbereiche von Kupfer, Cadmium und Zink.

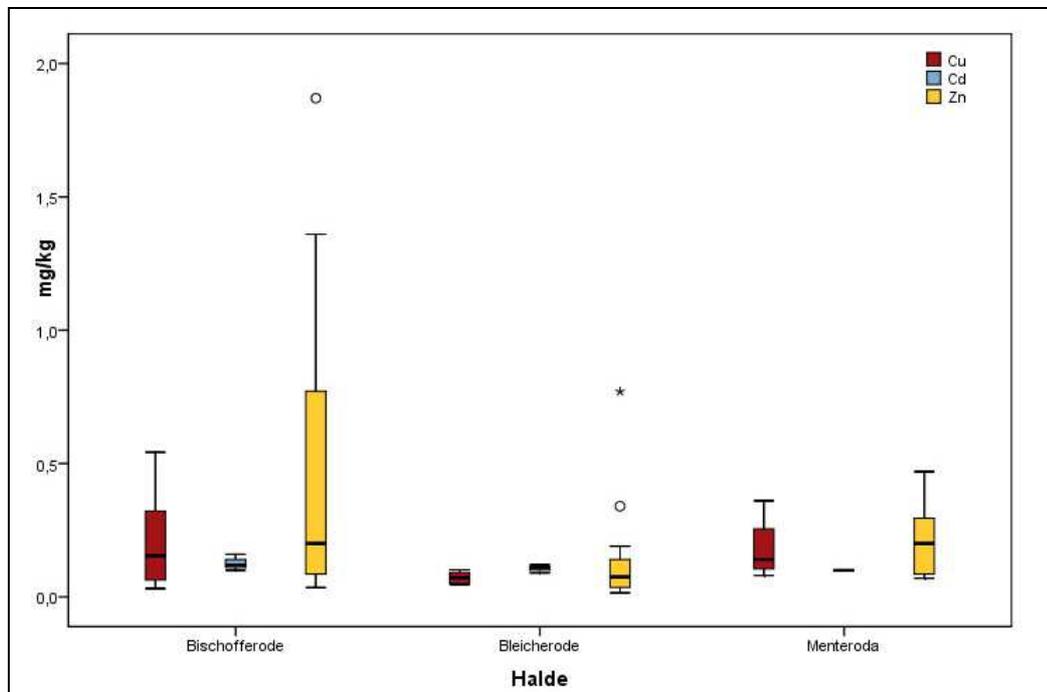


Abb. 5.5: Gehalte an wasserlöslichen Schwermetallen in den untersuchten Bodenproben

Die **Zink**gehalte im Wasseraufschluss variierten in einem weiten Intervall zwischen 0,02 und 1,9 mg/kg (Median: 0,2 mg/kg). Von den königswasserlöslichen Gehalten gingen gerade 0,1 % in Lösung (Abb. 5.6). Damit erweist sich Zink als wenig mobil. Ein Vergleich der Mediane der drei Halden ergab, dass in Bischofferode mit 0,24 mg/kg die höchsten und in Bleicherode mit 0,07 mg/kg die geringsten Mengen wasserlöslich waren.

Die im Wasseraufschluss ermittelten **Kupfer**werte schwankten zwischen 0,03 und 0,5 mg/kg (Median: 0,1 mg/kg). Etwa 0,3 % der Gesamtgehalte konnten in Wasser nachgewiesen werden und waren damit ähnlich immobil wie Zink. Sowohl die höchsten als auch die niedrigsten Lösungsgehalte wiesen die Bodenproben aus Bischofferode auf. Am geringsten waren die wasserlöslichen Kupfergehalte in den Bodenproben der Halde Bleicherode.

**Cadmium** konnte in den meisten Bodenlösungen nicht mehr nachgewiesen werden. Trotzdem wurden Werte von bis zu 0,2 mg/kg (BIS am Hangfuß) erreicht. In der Eigenschaft als mobilstes Schwermetall waren maximal knapp 10 % der Cadmium-Gesamtgehalte im Bodenwasser nachzuweisen. Unterschiede zwischen den Halden sind aufgrund der wenigen Werte nicht sicher auszumachen. Tendenziell waren die nachgewiesenen Gehalte allerdings in Bischofferode am höchsten (Median: 0,12 mg/kg) und in Menteroda am geringsten (Median: 0,10 mg/kg).

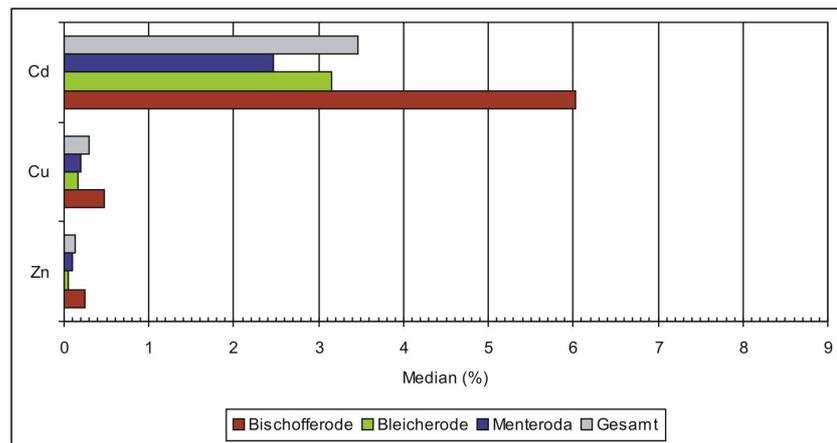


Abb. 5.6: Anteile wasserlöslicher Gehalte an den königswasserlöslichen Gehalten (Median in %)

Auffällig ist, dass im Vergleich zu Bleicherode und Menteroda die wasserlöslichen Schwermetallgehalte sowie die vom Gesamtgehalt prozentual wasserlöslichen Anteile in Bischofferode stets höher ausfielen (Abb. 5.6). Und das trotz der geringsten Schwermetall-Gesamtgehalte (siehe Kap. 5.3.1). Diese vermehrte Löslichkeit gegenüber den beiden anderen Halden kann nur durch den mobilisierenden Einfluss der zum Teil extremen Salzgehalte erklärt werden. Zwar ist auch Menteroda durch eine hohe Salzbelastung gekennzeichnet, allerdings ist hier die Schwermetallbindungskapazität infolge höherer Gehalte an organischer Substanz, pedogenen Oxiden, Ton sowie  $\text{CaCO}_3$  (pH-Wert erhöhend) erheblich größer. Dieses höhere Bindungsvermögen ist auch dafür verantwortlich, dass die am stärksten mit Schwermetallen belasteten Bodenproben aus Menteroda letztendlich die geringsten mobilen Cadmiumanteile vom Gesamtgehalt vorzuweisen hatten und hinsichtlich der wasserlöslichen Anteile an Kupfer und Zink nur leicht über denen der Bleicheröder Proben lagen.

Neben den Schwermetallen wurden die mit Wasser aufgeschlossenen Bodenproben außerdem auf ihre Gehalte an Natrium, Kalium, Calcium und Magnesium sowie an Chlorid, Sulfat und Nitrat hin analysiert, da diese unter dem Einfluss der abgelagerten salzhaltigen Rückstände bzw. der verwendeten Überdeckungsmaterialien stehen (Abb. 5.7). Aufgrund ihrer Löslichkeit und der damit verbundenen Belastung der angrenzenden Ökosysteme sind die Salzverbindungen von besonderem Interesse.

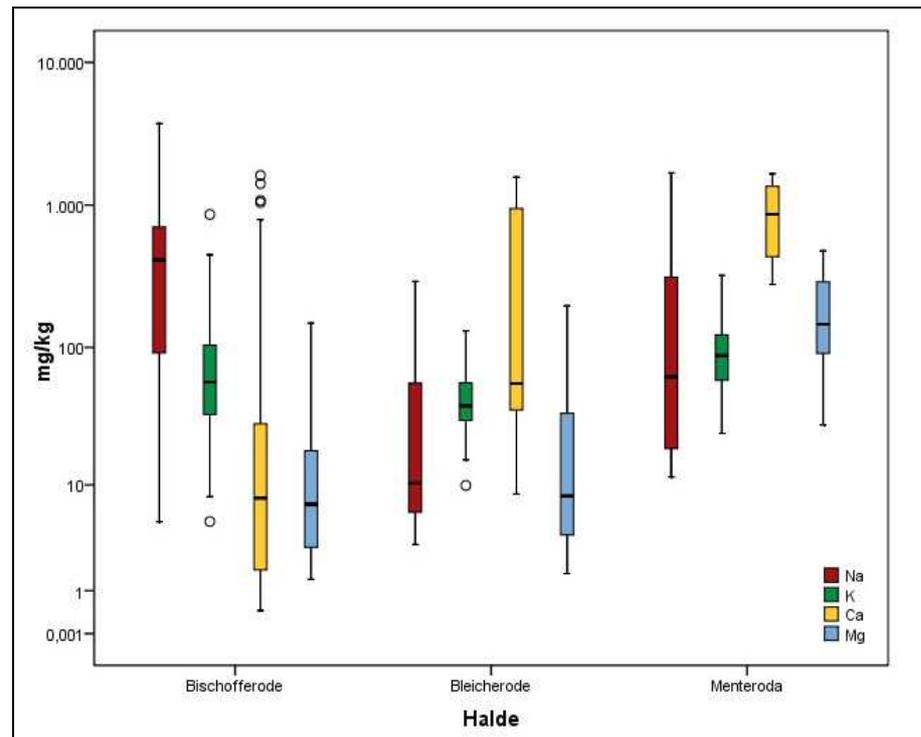


Abb. 5.7: Gehalte an wasserlöslichen Kationen in den untersuchten Bodenproben

In Bischofferode waren die wasserlöslichen **Natrium**gehalte erwartungsgemäß am höchsten. Die Bodenproben entstammen zum Teil direkt dem Rückstandsmaterial oder auch Hangabschnitten, aus denen salzhaltige Sickerwässer austraten und erreichten Werte von bis zu 3,7 g/kg (Median: 412 mg/kg). Aber auch in den tieferen Bereichen ( $\geq 75$  cm) der Überdeckungsschicht in Menteroda wurden bis zu 1,7 g/kg Natrium ermittelt. Hierbei ist ein sprunghafter Anstieg um das 21-25 fache gegenüber den aus 60 cm Bodentiefe entnommenen Proben zu beobachten. Eine Beeinflussung durch salzhaltige Wasser ist offensichtlich. Mit einem Median von 62 mg/kg lagen die Gehalte insgesamt jedoch deutlich unter denen von Bischofferode. Die geringsten Natriumwerte mit einem Maximum von 291 mg/kg (Median: 11 mg/kg) wurden in Bleicherode vorgefunden.

Hinsichtlich der **Kalium**werte lag Menteroda mit einem Median von 90 mg/kg oberhalb der beiden anderen Halden. Zwar wurde der insgesamt höchste Wert (861 mg/kg) in Bischofferode ermittelt, jedoch unterschied sich dieser stark von den typischerweise in diesem Untersuchungsgebiet gemessenen Werten (Median: 57 mg/kg) und kann damit als Ausreißer bezeichnet werden. Auch bei Kalium wies Bleicherode die geringsten Gehalte auf. Drei Viertel der Werte bewegten sich in einem Bereich zwischen 10 und 55 mg/kg (Median: 38 mg/kg). Der höchste gemessene Kaliumwert betrug hier 131 mg/kg.

Auf allen drei Halden lagen die **Calcium**-Höchstwerte jeweils um 1,6 g/kg. In Bischofferode wurden diese Werte jedoch nur am Hangfuß im Bereich des Rückstandes und seiner gipshaltigen Verwitterungsreste vorgefunden, während die Gehalte im übrigen Untersuchungsgebiet deutlich darunter lagen. Dies unterstreicht auch der Medianwert von 10 mg/kg. Ähnliche Verhältnisse, aber mit etwas höher liegenden Gehalten zeigte Bleicherode. Hier lag der Median bei 56 mg/kg. Die mit Abstand höchsten Calciumwerte erreichte Menteroda. Der Minimalwert betrug 277 mg/kg (gegenüber 0,5 bzw. 9 mg/kg in Bischofferode bzw. Bleicherode) und der Median 924 mg/kg. Die Calciumgehalte in den überdeckten Haldenbereichen beruhen vorrangig auf den oft gips- und kalkhaltigen Bauschuttbeimengungen.

Bezüglich der **Magnesium**gehalte zeigten die Halden Bischofferode und Bleicherode ein vergleichbares Bild. Beide hatten einen Median von 7 bzw. 8 mg/kg und auch bei den Maximalwerten lagen sie mit 148 bzw. 196 mg/kg in ähnlichen Größenordnungen. Deutlich höhere Gehalte wies demgegenüber wiederum die Untersuchungsfläche in Menteroda auf, deren Median bei 146 mg/kg lag und die ein Maximum von 479 mg/kg erreichte.

Anhand der sickerwasserlöslichen **Chlorid**mengen wurden die Unterschiede zwischen der unbedeckten Halde Bischofferode einerseits und den überdeckten Bereichen der Halden Bleicherode und Menteroda andererseits klar erkennbar (Abb. 5.8). Die Untersuchungsfläche in Bischofferode wies enorm weit gestreute Werte zwischen 4 und 4.550 mg/kg auf (Median: 276 mg/kg), die zum Teil als extrem hoch eingestuft werden müssen. In einem durch Sickerwasseraustritt gekennzeichneten Hangbereich wurde sogar ein Chloridgehalt von mehr als 21 g/kg ermittelt. Die Werte der beiden anderen Halden lagen auf einem deutlich geringeren, miteinander vergleichbaren Niveau, wobei Menteroda mit einem Median von 23 mg/kg sogar leicht unter dem der Beprobungsfläche in Bleicherode lag, der 29 mg/kg beträgt. Das Maximum wurde in Bleicherode bei 283 mg/kg und in Menteroda bei 114 mg/kg erreicht. Allerdings ist bei der Auswertung der Menterodaer Gehalte zu beachten, dass für gesicherte Aussagen zu wenige Werte zur Verfügung stehen. Die beobachteten, sprunghaft ansteigenden Natriumgehalte ab 75 cm Tiefe könnten ein Hinweis darauf sein, dass auch die Chloridmengen in diesen Bodenbereichen noch höher ausfallen.

Die **Sulfat**gehalte erreichten auf allen drei Halden vergleichbare Maximalwerte von etwa 4 g/kg (Abb. 5.8). Während sie in Menteroda generell in dieser Größenordnung vorlagen (Median: 3,4 g/kg), streuten sie sowohl in Bleicherode (0,02-3,9 g/kg) als auch in Bischofferode (0,02-4,2 g/kg) sehr stark. Die teilweise sehr hohen Sulfatgehalte stammen einerseits aus dem aufgehaldeten Rückstand, der sowohl  $\text{CaSO}_4$  als auch  $\text{MgSO}_4$  sowie  $\text{K}_2\text{SO}_4$  enthält und andererseits aus dem abgelagerten Bauschutt. Da in Bischofferode keine Haldenüberdeckung stattfindet und somit kein Bauschutt abgelagert ist, sind die Rückstände der Salzgewinnung als Quelle der hohen Sulfatgehalte anzusehen. In den Deckschichten der Halden Bleicherode und Menteroda dagegen ist in erster Linie der oft gipshaltige Bauschutt für die extremen Werte verantwortlich.

Die **Nitrat**mengen lagen in den meisten Bodenproben der Untersuchungsflächen Bleicherode und Bischofferode unterhalb der Nachweisgrenze der verwendeten Methodik. Auf beiden Halden waren die analysierbaren Gehalte weitestgehend gleich hoch (Mediane: 13 mg/kg in BL; 16 mg/kg in BIS). In Menteroda waren in allen untersuchten Proben Nitrate feststellbar, was auf die Verwendung von Klärschlamm als Überdeckungsmaterial zurückgeführt werden kann. Die Gehalte lagen zwischen 23 und 277 mg/kg (Median: 136 mg/kg) (Abb. 5.8).

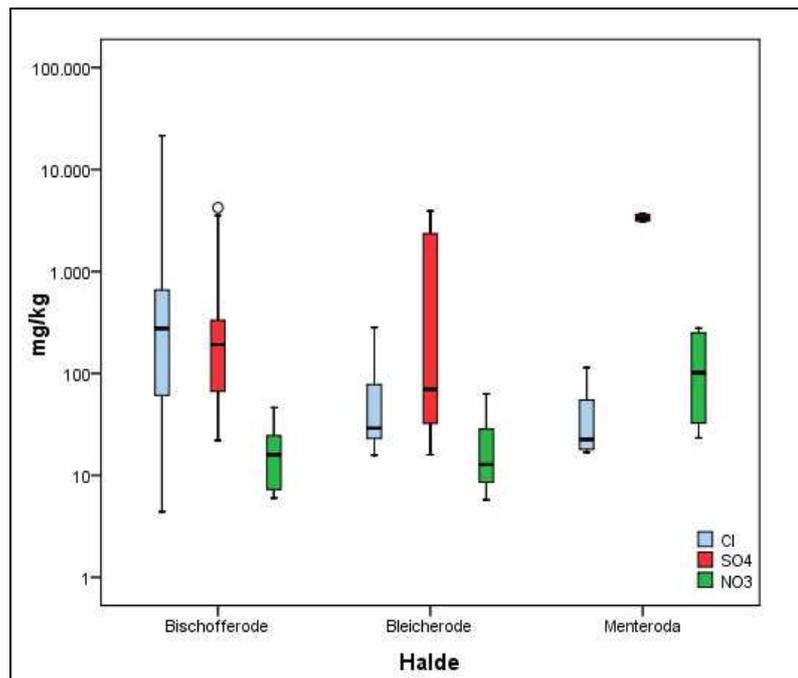


Abb. 5.8: Gehalte an wasserlöslichen Anionen in den untersuchten Bodenproben

### 5.3.3.1 Beziehungen zwischen Stoffgehalten (H<sub>2</sub>O-Aufschluss) und pedologischen Eigenschaften

Wegen der häufig geringen Gehalte bzw. oft fehlenden Nachweisbarkeit der Schwermetalle im Wasseraufschluss sind verschiedene Abhängigkeiten von den pedologischen Eigenschaften statistisch nicht mehr signifikant erfassbar. So sind die positiven Beziehungen zum Skelett, die im NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub> sichtbar waren, jetzt nicht mehr zu erkennen oder negativ. Gleiches gilt für die Leitfähigkeit und den Carbonatgehalt als Einflussfaktoren. Für Cadmium war infolge der wenigen Werte eine statistische Auswertung gar nicht mehr möglich.

Demgegenüber wird im Wasseraufschluss ein Zusammenhang zum pH-Wert ersichtlich, der weder im Königswasser- noch im Ammoniumnitrat-aufschluss statistisch nachweisbar war. Dieser ist zwar nur lose ausgeprägt, aber dennoch von hoher Signifikanz (Tab. 5.5). Es wird deutlich, dass mit steigendem pH-Wert die Schwermetallgehalte in der Bodenlösung abnehmen. Dieser Vorgang beruht insbesondere auf der Bildung von Schwermetall-Hydroxo-Komplexen, die im alkalischen Bereich stark an Bedeutung gewinnen und als Folge der Adsorptionserhöhung die Lösungskonzentration und damit die Verfügbarkeit der Schwermetalle verringern (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002).

Der komplexierend wirkende Einfluss löslicher organischer Substanzen (HERMS & BRÜMMER 1984; LEWANDOWSKI et al. 1997; WOLFF 1993) wird anhand der hoch signifikanten Beziehungen zu den Schwermetallen wiederum deutlich. Sie erhöhen die Konzentration an Schwermetallen in der Bodenlösung und ihre Verfügbarkeit für Pflanzen. Allerdings sind die metallorganischen Komplexe in der Regel weniger toxisch als freie Schwermetallkationen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002). Daneben wird die Affinität von Zink und Kupfer gegenüber den Mangan- und Eisenoxiden ersichtlich, die im Allgemeinen mit steigendem pH-Wert zunimmt.

Neben den Kationen (Na<sup>+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Ca<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup>) wurden im Wasseraufschluss auch die Gehalte der Anionen (Cl<sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) ermittelt. Für Nitrat konnten infolge der meist unterhalb der methodischen Nachweisgrenze liegenden Werte jedoch keine sicheren statistischen Auswertungen erfolgen. Die positiven Korrelationen von Chlorid mit den Schwermetallen bestätigen die Tendenz zur Chloro-

Komplexbildung ( $r > 0,47$ ;  $p < 0,01$ ;  $N = 47$  (Cl/Zn) bzw. 28 (Cl/Cu)). In Verbindung mit den positiven Zusammenhängen zwischen den Kationen (insbesondere Na sowie K) und den Metallen zeichnet sich in hohem Maße die mobilitätssteigernde Wirkung der Salze insgesamt ab (BAUSKE 1994; HERMS & BRÜMMER 1984). Im Gegensatz zu den Ergebnissen des  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -Aufschlusses (Siehe Kap. 5.3.2.1) zeigt Calcium jedoch ausschließlich negative Beziehungen zu den Schwermetallen und auch zu Chlorid. Dies hängt damit zusammen, dass das Calcium häufig aus den kalk- oder gipshaltigen Skelettbestandteilen stammt, die entweder in Form von Bauschutt oder aber im Zuge der Rückstandsauflagerung auf die Untersuchungsflächen gelangt sind und eine Retentionswirkung auf die Schwermetalle besitzen. Zudem sorgt Kalk für eine Erhöhung des pH-Werts im Boden, was ebenfalls zu einer verringerten Schwermetallmobilität führt.

Die infolge der Salzauslaugungsprozesse zum Teil stark erhöhten Ionenkonzentrationen in den Böden haben einen starken Einfluss auf die Leitfähigkeiten, der sich in hohen Signifikanzen niederschlägt. Sulfat ist außerdem ein Indikator für Bauschutt (AD-HOC-AG-BODEN 2005; UBA 1989), was sich in einer losen Abhängigkeit zum Skelett zeigt. Zusätzlich kommt Sulfat in Substraten vor, die eine stark technologische Veränderung mit einem Wechsel von oxidierenden zu reduzierenden Bedingungen erfahren haben. Dazu gehören z.B. Klärschlämme oder Aschen, die ebenfalls für die Haldenüberdeckung verwendet wurden (STAHR et al. 1997). Allerdings ist Sulfat auch Bestandteil des aufgehaldeten Gipses und muss daher differenziert betrachtet werden.

Insgesamt bestehen zwischen allen Alkali- und Erdalkalimetallen signifikante Beziehungen zu Chlorid oder Sulfat. Die Zusammensetzung der Kalihalden, die hauptsächlich aus  $\text{NaCl}$ ,  $\text{CaSO}_4$  sowie in geringerem Umfang aus  $\text{MgSO}_4$  und  $\text{KCl}$  bestehen, schlägt sich damit deutlich in den durchgeführten Korrelationen nieder.

		Na (mg/kg)	Mg (mg/kg)	Ca (mg/kg)	K (mg/kg)	Cl (mg/kg)	SO <sub>4</sub> (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Cu (%)	Zn (mg/kg)	Zn (%)	Fe (mg/kg)	Mn (mg/kg)
Na (mg/kg)	r					,809**	,364**	,382*	,547**	,522**	,724**		
	p					,000	,007	,031	,002	,000	,000		
	N					53	53	32	30	50	44		
Mg (mg/kg)	r					,158	,601**	,616	,376*	,351*	-,021		
	p					,259	,000	,000	,040	,013	,895		
	N					53	53	32	30	50	44		
Ca (mg/kg)	r					-,363**	,572**	-,411*	-,743**	-,232	-,449**		
	p					,008	,000	,020	,000	,105	,002		
	N					53	53	32	30	50	44		
K (mg/kg)	r					,403**	,456**	,558**	,564**	,501**	,383*		
	p					,003	,001	,001	,001	,000	,010		
	N					53	53	32	30	50	44		
Ton (%)	r	,164	,299*	,154	,150	,151	,361**	,249	,035	,063	-,045	,281	,217
	p	,224	,024	,253	,267	,281	,008	,170	,853	,663	,773	,140	,297
	N	57	57	57	57	53	53	32	30	50	44	29	25
Sand (%)	r	-,357**	-,175	,343**	-,156	-,330*	-,030	-,681**	-,610**	-,446**	-,420**	-,583**	-,470*
	p	,006	,192	,009	,246	,016	,832	,000	,000	,001	,005	,001	,018
	N	57	57	57	57	53	53	32	30	50	44	29	25
organ. Substanz (%)	r	,114	,502**	-,051	,208	,151	,222	,779**	,519**	,426**	,097	,495**	,553**
	p	,404	,000	,708	,124	,287	,114	,000	,004	,002	,536	,007	,005
	N	56	56	56	56	52	52	31	29	49	43	28	24
pH <sub>(KCl)</sub>	r	-,291*	,108	,501**	-,039	-,278*	,118	-,514**	-,638**	-,382**	-,497**	-,543**	-,380
	p	,028	,423	,000	,775	,044	,399	,003	,000	,006	,001	,002	,061
	N	57	57	57	57	53	53	32	30	50	44	29	25
CaCO <sub>3</sub> (%)	r	-,226	,489**	,502**	,383*	-,452**	,275	,072	-,373	,097	-,351*	-,566*	,371
	p	,161	,001	,001	,015	,006	,104	,731	,080	,572	,045	,018	,236
	N	40	40	40	40	36	36	25	23	36	33	17	12
Skelett (%)	r	-,235	,164	,578**	-,017	-,376**	,351*	-,483**	-,601**	-,227	-,432**	-,343	-,199
	p	,078	,223	,000	,901	,006	,010	,005	,000	,112	,003	,069	,340
	N	57	57	57	57	53	53	32	30	50	44	29	25
Lf (mS/cm)	r	,521**	,412**	,521**	,479**	,380**	,777**	-,162	-,210	,193	,112	-,103	-,236
	p	,000	,002	,000	,000	,005	,000	,382	,273	,185	,475	,600	,267
	N	56	56	56	56	52	52	31	29	49	43	28	24
Ele- ment- Gesamt- gehalt (mg/kg)	r							,465**	-,013	,423**	-,106		
	p							,010	,946	,003	,495		
	N							30	30	48	44		

\*\* Die Korrelation ist auf dem 0,01 Niveau signifikant (2-seitig).  
\* Die Korrelation ist auf dem 0,05 Niveau signifikant (2-seitig).

Tab. 5.5: Ergebnisse der Spearman-Korrelationen der löslichen Stoffgehalte (in mg/kg nach H<sub>2</sub>O-Aufschluss) sowie der prozentualen Anteile an den Gesamtgehalten mit den pedologischen Eigenschaften

### 5.3.4 Änderungen der Stoffgehalte im Boden innerhalb der Untersuchungsflächen (zwischen Hangfuß und Vorflut)

Die zum Teil extrem hohen Schwankungsbreiten der Elementgehalte in den drei Untersuchungsgebieten beruhen zum einen in der Heterogenität der Böden, insbesondere in den Bereichen, in denen verschiedene Materialien zur Überdeckung eingesetzt wurden. Zum anderen aber haben sie ihre Ursache darin, dass neben belasteten (überdeckten bzw. anthropogen beeinflussten) Arealen auch unbelastete, weitgehend natürliche Böden beprobt worden sind, deren Elementgehalte sich teilweise recht deutlich von denen der technogenen Substrate unterscheiden. Gerade in Bischofferode und Bleicherode sind die auftretenden Diskrepanzen häufig auf diese Weise zu erklären. Um die Differenzen der Werte und insbesondere den Verlauf der Elementgehalte vom Hangfuß zur Vorflut hin herauszustellen und zu interpretieren, wurden die Beprobungsstandorte einzeln betrachtet. Dabei wurde der Fokus auf die Schwermetall-Gesamtgehalte einerseits und die wasserlöslichen Elementgehalte andererseits gelegt. Die Erkenntnisse werden im Folgenden vorgestellt.

Die Schwermetallgehalte in **Bischofferode** zeichnen sich insgesamt durch relativ gering schwankende Werte aus, was mit der fehlenden Überdeckungstätigkeit als Quelle von Schadstoffeinträgen verschiedenster Art zusammenhängt (Abb. 5.9). Auffällig sind jedoch die prinzipiell höheren Gehalte am Standort M. Dieser lag im Bereich des ursprünglichen Flusslaufes der Bode vor der Verlegung. Im Zuge von Überschwemmungen wurden mit den Auelehmen auch verschiedene (Schad-) Stoffe sedimentiert. Die in Kap. 5.3.1 festgestellten Überschreitungen der als normal eingestuftes Blei und Zink-Gesamtgehalte unbelasteter Böden waren daher nur an diesem Standort festzustellen. Die erhöhten Cadmium-Gesamtgehalte ließen sich dagegen an allen Standorten (Ausnahme V2) nachweisen. Von diesen Gesamtgehalten waren allerdings nur an den salzbeeinflussten Standorten HF und V2 wasserlösliche Cadmiummengen zu finden, was auf die steigernde Wirkung von Salzen auf die Schwermetallmobilität (Chloro-Cadmiumkomplexbildung) hindeutet (BAUSKE 1994; HERMS & BRÜMMER 1984). Die insgesamt geringste Schwermetall-Gesamtbelastung zeigte der Standort V2. Er lag an einem Hangbereich, der infolge der Verlegung einer geschlossenen Drainageleitung angeschnitten wurde. Die so offen gelegten Buntsandsteinschichten unterliegen ausschließlich atmosphärischen Einflüssen und denen der salzhaltigen Haldensickerwässer, die an dieser Stelle austreten.

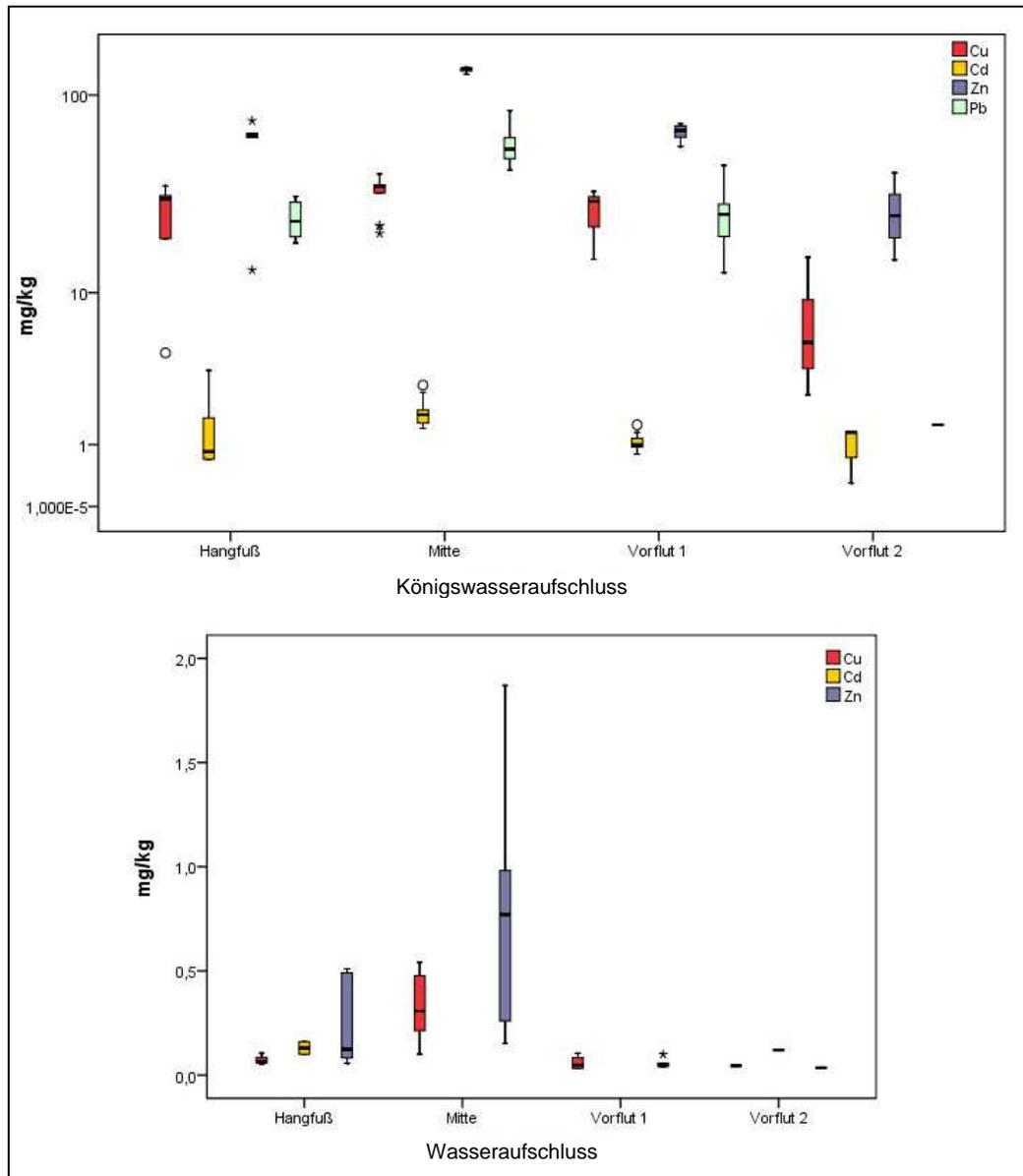


Abb. 5.9: Änderung der Schwermetallgehalte innerhalb der Untersuchungsfläche Bischofferode

Die wasserlöslichen Kationen der aus dem angeschnittenen Haldenbereich (Standort V2) austretenden Sickerwässer zeigten ähnliche Werte wie am HF. Sie fließen auf den undurchlässigen tonigen Lagen der Buntsandsteinschichten als Zwischenabfluss in Richtung Vorfluter und repräsentieren daher die Zusammensetzung des Haldenrückstandes. Da am HF die leichtlöslichen Salze bereits zum großen Teil ausgewaschen sind, lagen die Gehalte an Na, Mg, K und Cl am Standort V2, an dem Sickerwässer aus verschiedenen Haldenbereichen ausfließen, teilweise noch deutlich höher. Dagegen verhielt es sich bei Ca und  $\text{SO}_4$  umgekehrt. Denn während die Salze aus dem Haldenrückstand ausgelaugt werden, bleibt ein Großteil an Ca und  $\text{SO}_4$  in Form einer Anhydrit-Gips-Schicht, der so genannten Lockerschicht, zurück. Daher waren diese Elemente am Standort HF in größerem Umfang anzutreffen. Die vergleichsweise hohen Salzgehalte am Standort M, die zum Teil die Werte am HF überstiegen, sind auf Haldensickerwässer zurückzuführen. Dies wird durch die Zunahme mit der Tiefe, insbesondere von Na und Cl, bekräftigt. Die niedrigsten Gehalte an Kationen und Anionen hat der Standort V1. Wenn hier ein Einfluss durch Haldensickerwässer besteht, dann werden die Salze im Zuge von Wasserspiegelschwankungen der angrenzenden Vorflut ausgewaschen und unterliegen keiner Anreicherung. Demgegenüber wurden hier in 5-10 cm Tiefe die höchsten Nitratgehalte nachgewiesen, die auf die Exkremente der in diesem Bereich weidenden Schafe zurückzuführen sind.

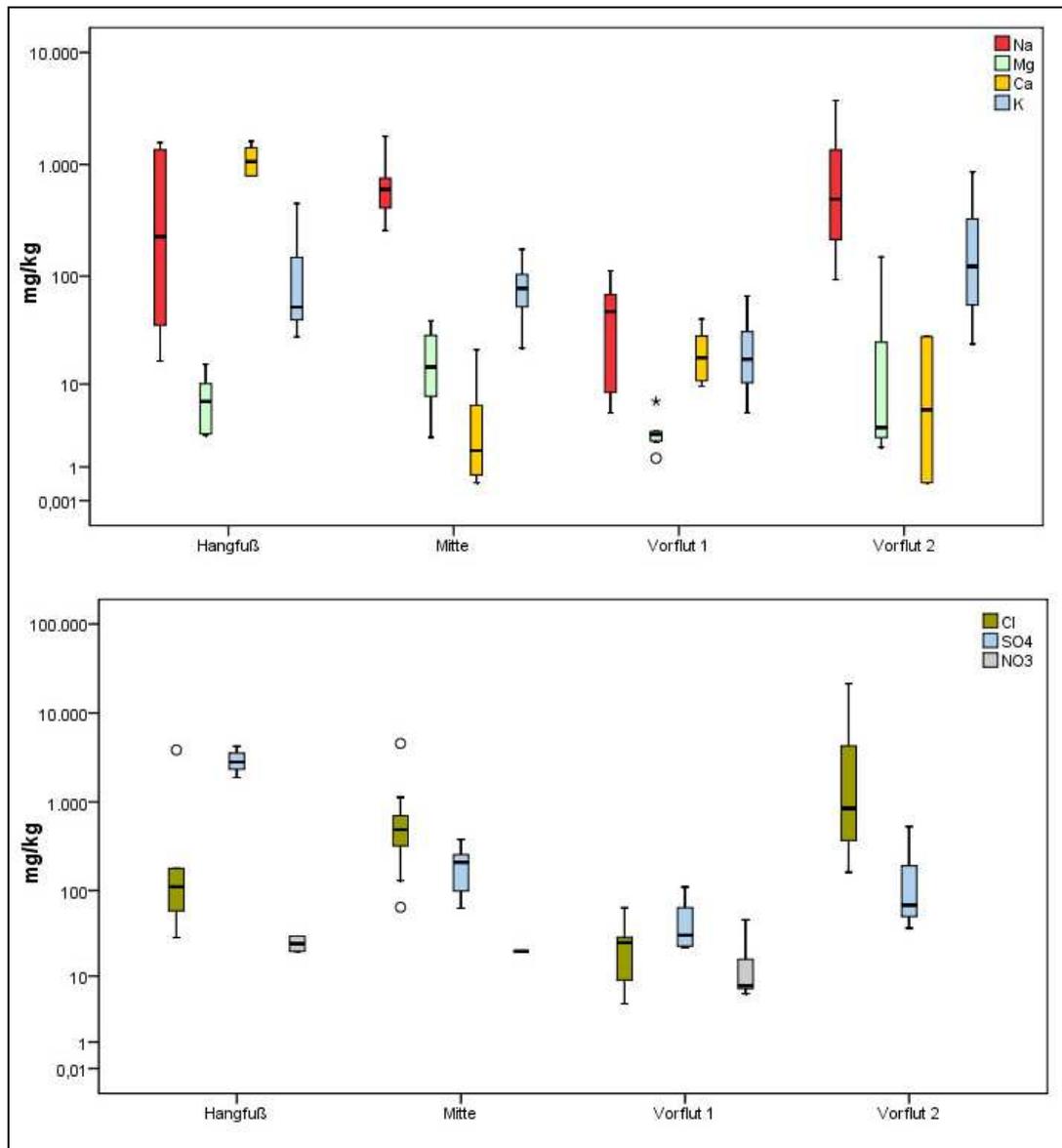


Abb. 5.10: Änderung der wasserlöslichen Kat- und Anionengehalte innerhalb der Untersuchungsfläche Bischofferode

In **Bleicherode** wurde neben den technogenen Substratgemischen der bereits überdeckten Haldenareale bzw. der durch Bautätigkeiten anthropogen stark überprägten Bereiche der Uferböschung auch ein Boden weitestgehend natürlicher Genese beprobt. Dieser setzte sich von den anderen Untersuchungsflächen durch geringere Schwermetall-Gesamtgehalte ab. Daraus ergaben sich auch die teilweise sehr großen Schwankungsbreiten der insgesamt ermittelten Werte, insbesondere von Zink und Kupfer (siehe Abb. 5.11). Laut SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2002) lagen die Schwermetall-Gesamtgehalte an diesem Standort (V2) bis auf Cadmium und Zink im Bereich normaler Bodengehalte. Beide Schwermetalle nahmen mit der Tiefe ab und gelangten wahrscheinlich durch Emissionen aus dem betriebseigenen Braunkohle-Kraftwerk während der Bergbautätigkeit in den Boden. Überschreitungen der Vorsorgewerte für empfindliche Nutzungen der BBODSCHV (1999) erfolgten jedoch ausschließlich durch Cadmium. Vergleichbare Gesamtgehalte an Schwermetallen wies der Standort M auf, der durch ein Erde-Schotter-Bauschutt-Gemisch charakterisiert ist. Mit Ausnahme von Zink lagen die Werte aber geringfügig über denen von V2. Die generell höchsten Schwermetall-Gesamtgehalte waren am HF anzutreffen. Hier befanden sich alle Gehalte über dem als normal eingestuften Bereich, hinsichtlich Cadmium und Zink wurden auch die Vorgaben der THÜRINGER HALDENRICHTLINIE

(THÜRHALR 2002) übertroffen. Die hohen Werte an Zink, Kupfer und Blei können mit der Ablagerung von Bauschutt sowie Einmischung von Braunkohle-Aschen erklärt werden (MEUSER 1996; KALBE & RENGER 1997). Ähnliche, aber insgesamt etwas geringere Werte waren am Standort V1 zu finden. Hier fielen die besonders großen Schwankungsbreiten der Schwermetallbelastungen auf, die auf der enormen Heterogenität der dort abgelagerten und unterschiedlich belasteten Materialien (Bauschutt, Steine, Beton, Aschen, Kunststoffe) beruhen. Von den ermittelten Gesamtgehalten waren nur geringe Mengen wasserlöslich und meistens konnten mit der verwendeten Methode keine Schwermetalle mehr nachgewiesen werden. Als mobilstes Element erwies sich Cadmium. Mit 0,1 mg/kg am HF sowie am Standort V1 lagen die Cadmium-Konzentrationen in diesen Bereichen sogar noch über den jeweiligen Kupfergehalten. An den Standorten M und V2 waren dagegen keine wasserlöslichen Mengen nachweisbar. Trotz des im Vergleich zu Cadmium und Kupfer geringsten prozentualen Anteils vom Gesamtgehalt wiesen die wasserlöslichen Zinkmengen entsprechend ihrer Gesamtgehalte am HF und am Standort V1 die höchsten Werte auf.

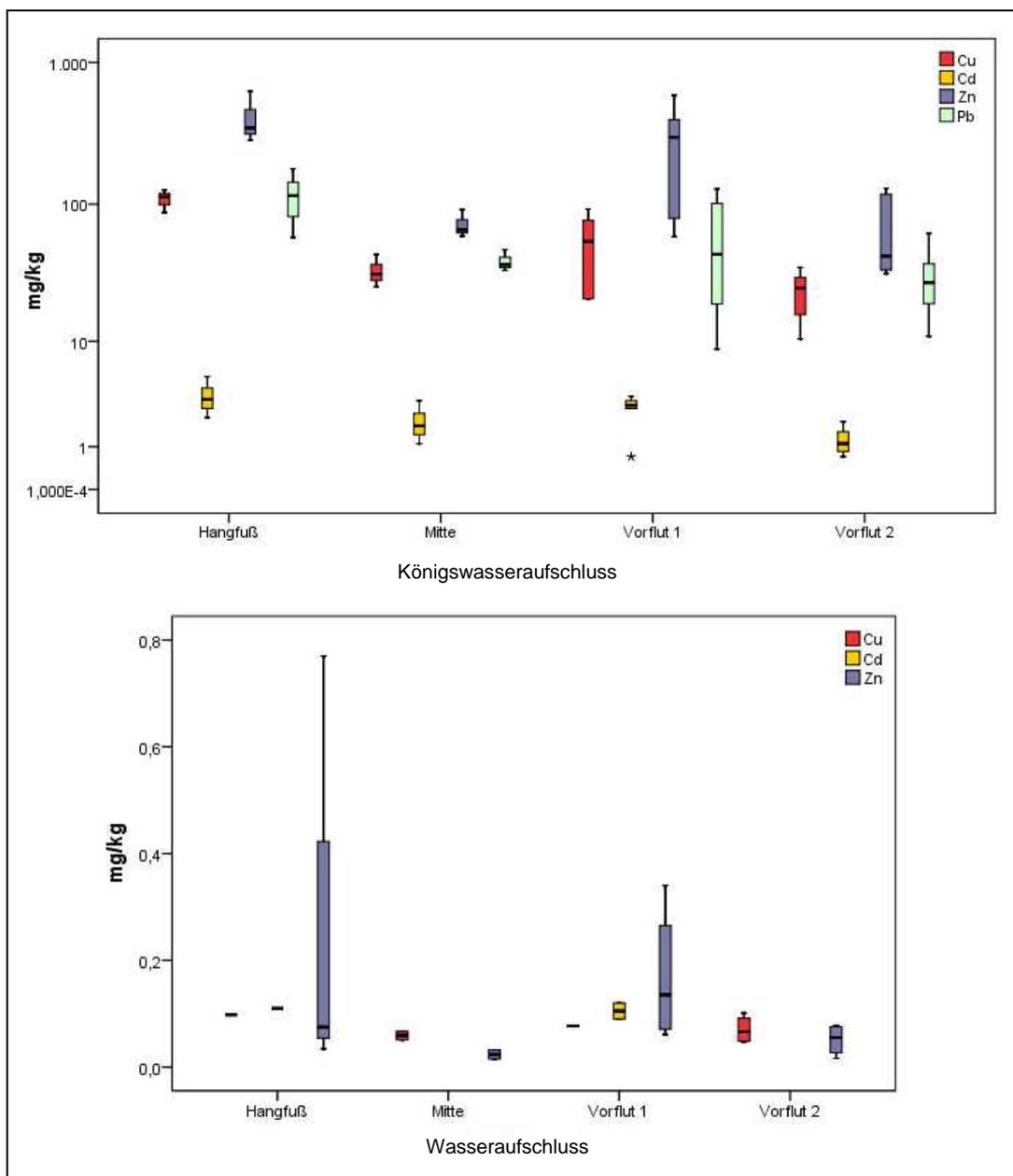


Abb. 5.11: Änderung der Schwermetallgehalte innerhalb der Untersuchungsfläche Bleicherode

Die paarweisen Gemeinsamkeiten von HF und V1 sowie M und V2 setzten sich bezüglich der wasserlöslichen Salze fort (Abb. 5.12). Hierbei fällt auf, dass Calcium und Sulfat, die neben Natrium und Chlorid zu den Hauptbestandteilen des aufgehaldeten Rückstandes zählen, sowohl am HF als auch an V1 sehr ähnliche und weitaus höhere Werte annahmen als an den Standorten M und V2. Die höchsten Gehalte an leicht löslichem Natrium und Chlorid befanden sich ebenfalls im Bereich von V1. Da aufgrund des Gefälles zwischen Haldenbasis und der Vorflut die Bodenproben von V1 aus einem tieferen Höhengniveau stammen, ist anzunehmen, dass die höheren NaCl-Gehalte die Folge von Lösungs- und subterranean Transportprozessen sind. Der oberhalb von V1 gelegene Standort am HF ist dagegen eher von Versickerung und Auswaschung gekennzeichnet. Gleiches gilt für den Standort M. Hier konnten die Proben nur aus geringen Tiefen entnommen werden, da wegen der hohen Bauschutt- und Schotteranteile keine größere Grabungstiefe realisierbar war. Die lateralen Fließprozesse finden jedoch in tieferen Bereichen statt und so wurden hier keine erhöhten Salzgehalte ermittelt. Der anthropogen weitgehend unbeeinflusste Standort V2 liegt räumlich etwas entfernter in nordöstlicher Richtung und wies ebenfalls Werte im Normalbereich auf. Auch für diesen Bereich trifft zu, dass eine von der Halde ausgehende Salzfahne aufgrund der durchlässigen Schichten des Mittleren Buntsandsteins schnell in den Untergrund versickert und eine Belastung eher unterhalb der untersuchten Bodentiefen zu finden ist. Zudem wurde anhand von Tomografiemessungen<sup>26</sup> im Untergrund festgestellt, dass diese Salzfahne in östlicher bis südöstlicher Richtung verläuft (ZIMMERMANN 2004, zit. in DGFZ 2005). Der Untersuchungsstandort V2 liegt jedoch nördlich davon.

---

<sup>26</sup> Die Tomografie ist ein geo-elektrisches Verfahren, bei dem aus Messungen der spezifischen elektrischen Leitfähigkeit poröser Gesteine Rückschlüsse auf die vertikale und horizontale Ausbreitung der Salzfahne möglich sind. Änderungen der Leitfähigkeit dienen als Indikator für den Salzgehalt (DGFZ 2005).

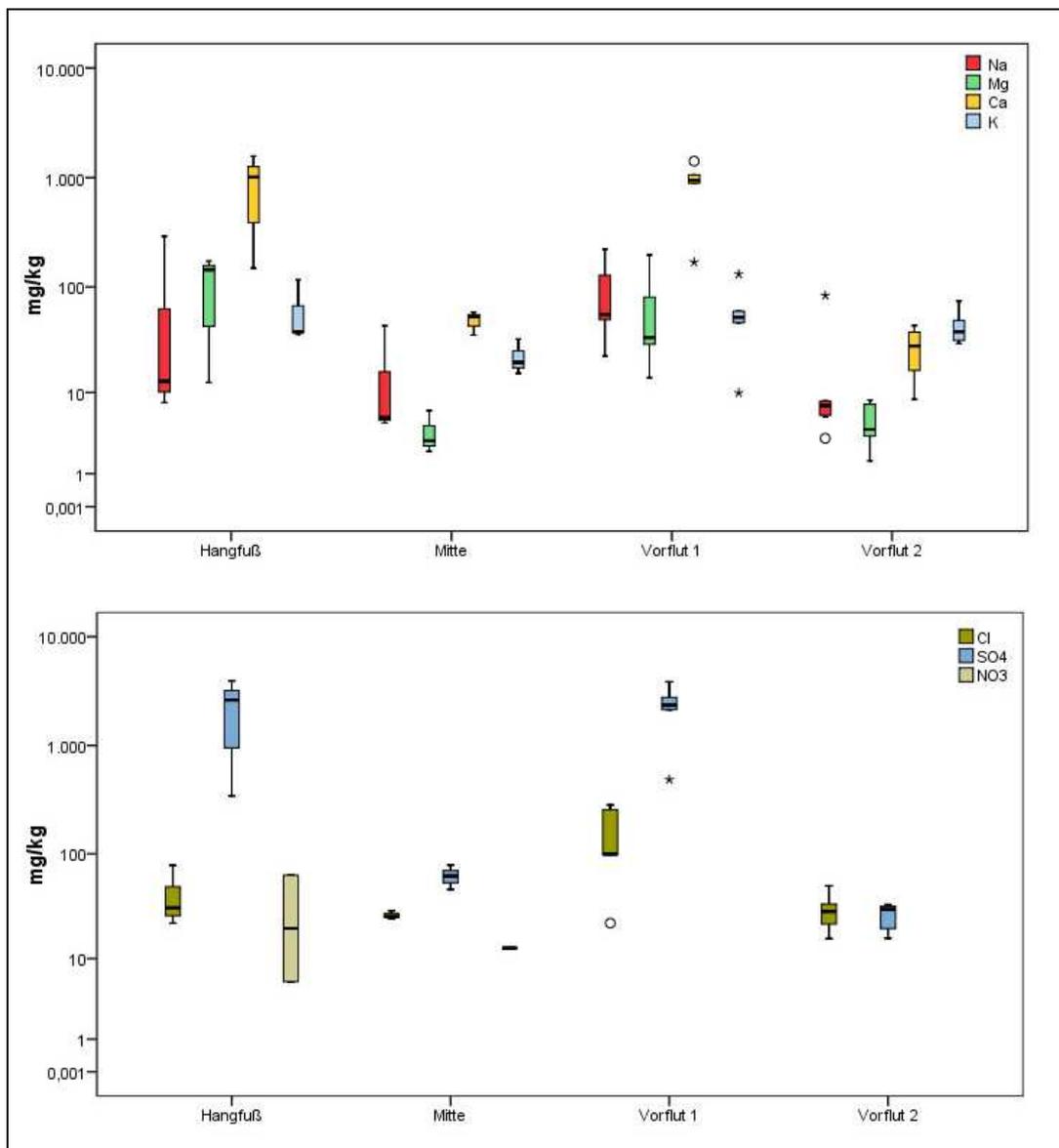


Abb. 5.12: Änderung der wasserlöslichen Kat- und Anionengehalte innerhalb der Untersuchungsfläche Bleicherode

Die Proben in **Menteroda** wurden aufgrund der standörtlichen Gegebenheiten in vergleichsweise geringer räumlicher Entfernung zueinander entnommen. Sie stammen aus einer Überdeckungsschicht, die einen recht einheitlichen Aufbau gemäß der THÜRHALR (2002; siehe Kap. 2.3) aufweist und damit im Gegensatz zu den anderen Halden an beiden Beprobungsstandorten ähnliche Werte mit geringen Schwankungsbreiten lieferte. Am Standort M erreichten die Schwermetall-Gesamtgehalte jedoch sowohl höhere als auch geringere Werte als am HF, was zu einer etwas größeren Spannweite in diesem Bereich führt. Insgesamt lagen die ermittelten Gehalte am HF tendenziell geringfügig niedriger als am Standort M. Die Schwermetall-Gesamtgehalte waren in Menteroda generell höher als in Bleicherode und Bischofferode. Bei Zink, Cadmium und Kupfer lagen sogar die ermittelten Mindestwerte bereits weit über den von SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2002) als normal eingestuftem Bodengehalten. Die Bleiwerte bewegten sich am HF im oberen Bereich der Normalgehalte, überstiegen diese dann aber am Standort M in 5-10 cm Tiefe. Die Anforderungen der THÜRHALR (2002) konnten für Kupfer, Zink und Blei zwar eingehalten werden, bezüglich Cadmium lagen sie jedoch stets darüber. Die hohen Gesamtgehalte sind die Folge der Verwendung von z.B. Aschen, Straßenreinigungsabfällen, Bauschutt und vor allem Klärschlämmen als Überdeckungsmaterialien. Von diesen sehr hohen Gesamtgehalten waren dennoch nur geringe Mengen wasserlöslich. Hinsichtlich der Cadmiumwerte wies Men-

teroda sogar geringere prozentuale Anteile vom Gesamtgehalt auf als Bischofferode und Bleicherode (siehe Abb. 5.6). Ähnlich verhielt es sich bei Zink und Kupfer. Hier waren die wasserlöslichen Anteile nur in Bleicherode noch geringfügig niedriger. Die mobilen, wasserlöslichen Schwermetallkonzentrationen lagen insgesamt auf dem gleichen Niveau wie die von Bleicherode und Bischofferode, obwohl Menteroda über deutlich höhere Gesamtgehalte verfügt. Dies zeugt von einem besseren Schadstoffbindungsvermögen aufgrund der höheren Gehalte an organischer Substanz, Ton, pedogenen Oxiden und  $\text{CaCO}_3$  in der Menterodaer Deckschicht. Die hohen Gehalte an organischer Substanz haben allerdings neben der Fähigkeit, Schwermetalle zu binden, auch ein größeres Potenzial, lösliche organische Komplexe mit den Schwermetallen einzugehen und sie dadurch zu mobilisieren (insbesondere bei hohen pH-Werten). Nach WANG (1995) wirken die in Menteroda ebenfalls hohen Gehalte an Ton und pedogenen Oxiden dieser Komplexbildung jedoch in einem gewissen Maß entgegen. Denn er stellte bei seinen Untersuchungen diesbezüglich fest, dass bei gleichen Gehalten an organischer Substanz die Konzentration leicht löslicher organischer Schwermetallkomplexe mit steigenden Gehalten an Ton und Eisenoxiden sinkt. Hinsichtlich der Verteilung konnten entsprechend der Gesamtgehalte am Standort Mitte deutlich höhere wasserlösliche Kupfergehalte nachgewiesen werden als am Hangfuß. Dagegen waren am Hangfuß größere mobile Zinkmengen zu finden. Wasserlösliches Cadmium war nur noch am Hangfuß nachweisbar. Die großen Spannweiten der Zink- und Kupferkonzentrationen, insbesondere am Standort Mitte, beruhen auf einer starken Abnahme mit der Tiefe.

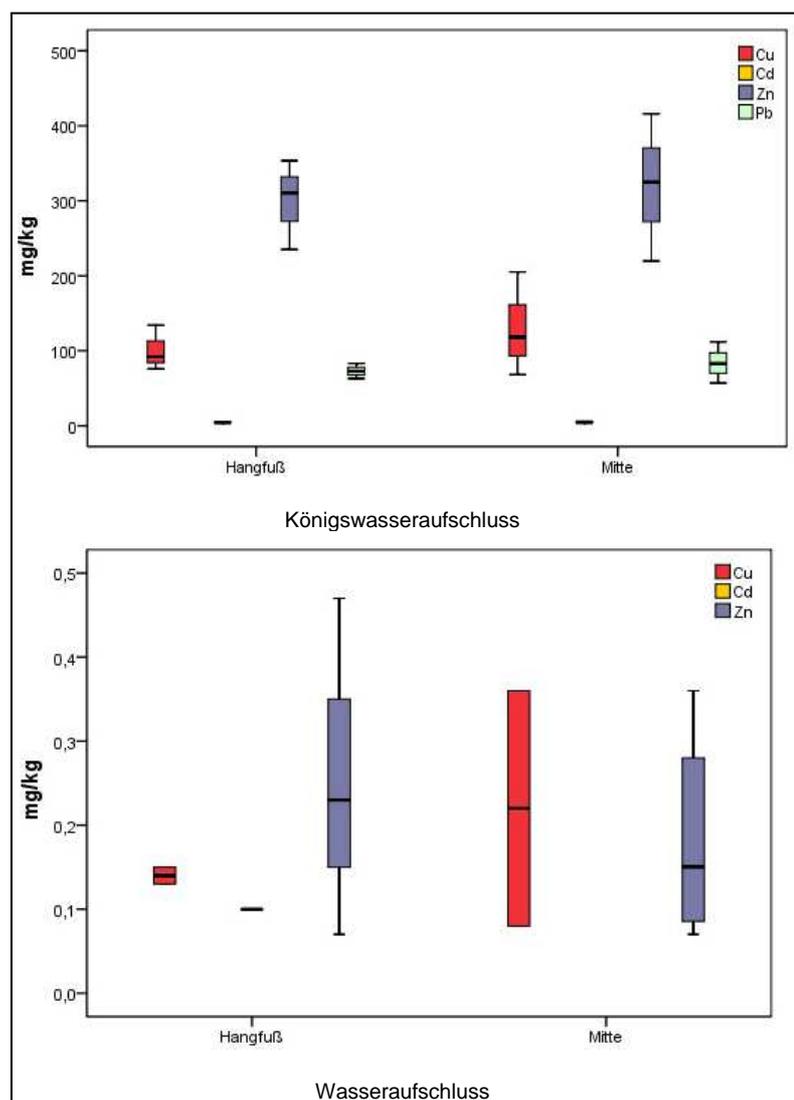


Abb. 5.13: Änderung der Schwermetallgehalte innerhalb der Untersuchungsfläche Menteroda

Übereinstimmend mit den Schwermetallen waren auch bei den Kationen am Standort M zum Teil leicht höhere Konzentrationen nachzuweisen. Dies traf vor allem für Magnesium und Kalium zu. Dagegen nahmen die Anionen zur Mitte hin ab. Die Hauptbestandteile bei den Kat- und Anionen bildeten Calcium und Sulfat sowie Natrium und Chlorid. Da aufgrund der etwas anderen stofflichen Zusammensetzung der Rückstand in Menteroda deutlich weniger  $\text{CaSO}_4$  enthält als in Bischofferode und Bleicherode, sind die sehr hohen Gehalte nur durch die ebenfalls hohen Bauschuttablagerungen zu erklären. Mit durchschnittlich 26 % (maximal 47 % in 60 cm Tiefe am HF) war der Skelettgehalt in Menteroda doppelt so hoch wie in Bleicherode (im Mittel 13%). Auffällig hohe Nitratwerte (bis zu 277 mg/kg am HF) können auf die Verwendung von Klärschlämmen als Überdeckungsmaterial zurückgeführt werden.

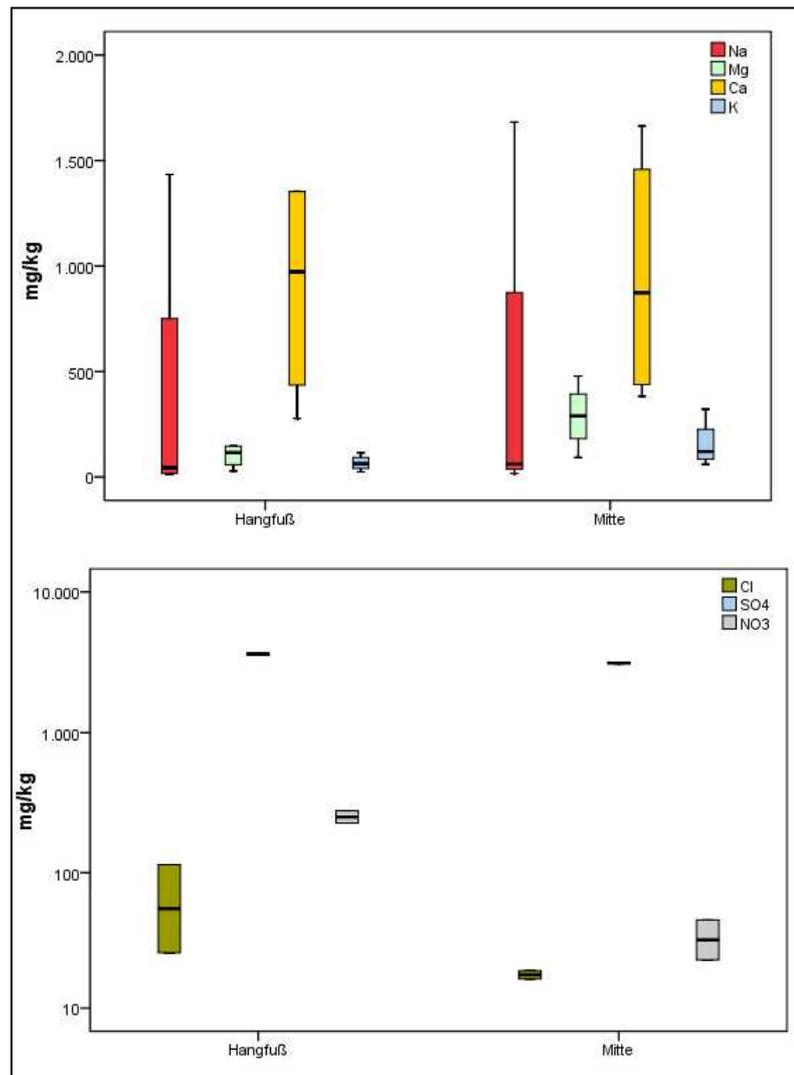


Abb. 5.14: Änderung der wasserlöslichen Kat- und Anionengehalte innerhalb der Untersuchungsfläche Menteroda

Die verglichen mit Bischofferode und Bleicherode häufig sehr hohen Stoffgehalte in Menteroda, insbesondere die der Salze, sind neben dem anthropogen erzeugten Input auch Ergebnis des abdichtenden Untergrundes (siehe Kap. 3.1.2). Denn im Gegensatz zu den beiden anderen Halden, die jeweils auf sehr durchlässigem mittleren Buntsandstein errichtet worden sind, können die Sickerwässer mit samt der darin gelösten Schadstoffe und Salze in Menteroda nicht in den Untergrund versickern, sondern werden gestaut und dem Drainagesystem zugeführt. Dadurch werden eine Anreicherung in größeren Bodentiefen sowie die Verlagerung über Interflow begünstigt.

### 5.3.5 PAK-Gehalte im Feinboden

Die Gehalte an polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) wurden anhand der im Jahr 2004 entnommenen Bodenproben an allen Untersuchungsstandorten bestimmt. Dabei wurden insgesamt 16 Einzelsubstanzen analysiert (gemäß der Liste der US-EPA). Im Folgenden sollen stellvertretend das als besonders toxisch eingestufte und als Leitsubstanz verwendete Benzo(a)pyren (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002), das in der ungesättigten und gesättigten Bodenzone sehr mobile niedermolekulare Naphthalin (LITZ 1990; UBA 1999) sowie die Summe der PAK (ohne Naphthalin) betrachtet werden. Die Tabelle 5.6 zeigt die ermittelten Gehalte. In der Anlage 3 können die vollständigen Analyseergebnisse eingesehen werden.

	Standort und Bodentiefe	Naphthalin	Benzo(a)pyren	Summe PAK	
		µg/kg	µg/kg	µg/kg	mg/kg
BIS	HF_20-25	0,89	16,1	154,2	0,15
	HF_55-60	n.n.	1,8	12,5	0,01
	M_15-20	n.n.	16,7	270,2	0,27
	M_40-45	n.n.	1,3	26,8	0,03
	V1_30-35	0,23	2,5	38,1	0,04
	V1_50-55	n.n.	1,5	26,6	0,03
	V2_5-10	n.n.	0,2	9,4	0,01
	V2_15-20	n.n.	n.n.	3,3	0,003
BL	HF_20-25	<b>3.515,4</b>	71,7	<b>7.043,8</b>	<b>7,0</b>
	M_15-20	n.n.	34,8	308,4	0,3
	V1_25-30	n.n.	<b>353,9</b>	2.943,8	2,9
	V1_75-80	n.n.	250,7	2.526,7	2,5
	V2_5-10	n.n.	276,8	2.462,1	2,5
	V2_55-60	n.n.	0,3	2,8	0,003
MTR	HF_30-35	n.n.	472,2	4.217,2	4,2
	HF_60-65	20,5	281,6	2.543,0	2,5
	M_30-35	25,5	393,1	2.793,4	2,8
	M_60-65	n.n.	<b>1.687,0</b>	<b>12.849,2</b>	<b>12,8</b>

Tab. 5.6: Gehalte ausgewählter PAK sowie deren Summe (ohne Naphthalin) in den Böden der Untersuchungsflächen

Es fällt auf, dass die Werte in Bleicherode und Menteroda generell weit über den Gehalten der Halde Bischofferode lagen, was auf die Verwendung von PAK-verunreinigten Materialien zur Überdeckung der Halden hinweist. In Bischofferode sind die analysierten PAK dagegen die Folge atmosphärischer Deposition, die in den oberen Bodenbereichen stets höher lagen und mit der Tiefe abnahmen. Die Prüfwerte der BBODSCHV (1999) wurden in keiner der untersuchten Bodenproben überschritten. Allerdings lagen die Gehalte an einigen Standorten über den Vorsorgewerten. Diese unterscheiden sich in Abhängigkeit vom Humusgehalt, da dieser vorwiegend für die Sorption der PAK im Boden verantwortlich ist (KRAUSS & WILCKE 2002; LEWANDOSKI et al. 1997; WEIGAND 2000). Für die humusreichen Böden (> 8 %) in Menteroda gilt daher ein Grenzwert von 1 mg/kg für Benzo(a)pyren und 10 mg/kg für die Summe der PAK (ohne Naphthalin). Für Böden mit Humusgehalten von weniger als 8 % liegt der Vorsorgewert für Benzo(a)pyren dagegen bei 0,3 mg/kg und für die PAK-Summe bei 3 mg/kg (BBODSCHV 1999). Deutlich überschritten wurden diese Werte nur in den Überdeckungsschichten der Halden Bleicherode und Menteroda. In Bleicherode fallen vor allem die stark erhöhten PAK-Gesamtwerte am Hangfuß auf. Als Ursache können insbesondere die hier abgelagerten Braunkohleaschen genannt werden (LEWANDOSKI et al. 1997). Der Vorsorgewert für Benzo(a)pyren wurde im Böschungsbereich der Vorflut (V1) überschritten, wo überwiegend Bauschutt (Ziegelbruch, Beton) zur Ablagerung kam und zusätzlich eine Beeinflussung durch den Brücken- und Straßenbau wahrscheinlich ist (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002). Auch die PAK-Gesamtgehalte lagen nur knapp unterhalb des Vorsorgewertes der BBODSCHV (1999). Erstaunlich hoch waren die PAK-Werte im Oberboden des Standortes V2,

der einen natürlich gewachsenen Boden ohne anthropogene Ablagerungen repräsentiert. Die Gehalte waren jedoch nur oberflächennah nachzuweisen und zeigten in 60 cm Tiefe nahezu unbelastete Verhältnisse. Als Ursache können sehr wahrscheinlich Einwehungen von einer nahe gelegenen Aschehalde angesehen werden bzw. im Zuge von Baumaßnahmen entstandene Immissionen (Straßen-, Brückenbau). Menteroda wies in allen untersuchten Bodenproben sehr hohe PAK-Werte auf. Sie sind vor allem mit der Ablagerung von Klärschlämmen und Komposten, aber auch mit dem Einbau von großen Mengen Bauschutt zu erklären (LITZ 1990; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002). Eine deutliche Überschreitung der Vorsorgewerte konnte am Standort Mitte in 65 cm Tiefe nachgewiesen werden. Dieser sprunghafte Anstieg der in Menteroda ansonsten relativ nah beieinander liegender Werte basiert vermutlich darauf, dass neben Klärschlämmen auch durch KFZ-Verkehr belasteter Straßenkehricht als Abdeckmaterial Verwendung fand und hier in die Probe mit eingegangen ist.

Die THÜRINGER HALDENRICHTLINIE (THÜRHALR 2002) gibt als Grenzwerte für die zur Haldenabdeckung geeigneten Materialien 15 mg/kg für die PAK-Summe und jeweils 1 mg/kg für Naphthalin sowie Benzo(a)pyren an. Demnach lagen die PAK-Gehalte sowohl in Bleicherode als auch in Menteroda noch im zulässigen Bereich. Nur bei den Einzelsubstanzen gab es Überschreitungen bezüglich Naphthalin in Bleicherode (HF) und bei Benzo(a)pyren in Menteroda (M).

## 6 Auswertung der Sickerwasseruntersuchungen

Die Wassermenge, die einem Boden entzogen werden kann, hängt von den matrixbedingten Kräften ab. Diese werden mit abnehmendem Wassergehalt stärker und erschweren damit die Wasserabgabe (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002). Die mit Hilfe der Saugkerzen gewonnenen Sickerwassermengen sind damit eine direkte Folge des Matrixpotenzials, das mit Tensiometern bestimmt wurde. Vor der Betrachtung von Quantität und Qualität der Sickerwässer werden daher im Folgenden die ermittelten Wasserspannungen detaillierter vorgestellt.

### 6.1 Wasserspannungen und Wassergehalte im Untersuchungszeitraum

Die Wasserspannungen zeigten erwartungsgemäß einen Anstieg der Werte im Frühjahr mit einem Maximum im Sommer und einen Abfall im Herbst bis zum Winter. Dieser durch die Evapotranspiration bedingte jahreszeitliche Gang der Wasserspannungen wies an den einzelnen Messflächen unterschiedliche Ausprägungen auf und war vor allem in Bleicherode sowie am mittleren Standort in Menteroda besonders deutlich. Bischofferode war dagegen gekennzeichnet durch allgemein niedrige Wasserspannungen mit geringen Amplituden. Dort, wo ausgeprägte jahreszeitliche Schwankungen auftraten, begannen die Wasserspannungen im Mai, spätestens im Juni, anzusteigen und im November deutlich abzufallen. Die stärksten Schwankungen wurden, den klimatischen Verhältnissen mit Trockenheit im Wechsel mit hohen Niederschlägen folgend, jeweils in den Sommermonaten verzeichnet.

Die größten Amplituden und sowohl die höchsten als auch niedrigsten Matrixpotenziale wurden zu meist in den oberen Bodentiefen erreicht. Dies hängt damit zusammen, dass hier Austrocknung einerseits und Befeuchtung durch Niederschlagsereignisse andererseits am stärksten wirken. Mit der Tiefe werden die klimatischen Einflüsse geringer und somit die Wasserspannungen im Allgemeinen ausgeglichener. Dabei können die Matrixkräfte insbesondere im Sommer über oder auch unter denen der oberen Bodenschichten liegen, nämlich dann, wenn Niederschlagsereignisse nicht zu einer ausreichenden Wassernachlieferung bis in größere Tiefen führen oder aber, wenn Verdunstungsprozesse nur die oberen Bodenbereiche beeinflussen. Auffällig ist, dass sich der deutlich trockenere Sommer 2005 in Menteroda und Bischofferode nicht in vergleichsweise höheren Wasserspannungen niederschlug. In Bleicherode tendierte dagegen die Mehrzahl der ermittelten Matrixpotenziale zu leicht höheren Werten gegenüber dem Sommer 2004.

Um die gemessenen Wasserspannungen besser interpretieren zu können, wurden die entsprechenden Wassergehalte unter Verwendung der von VAN GENUCHTEN (1980) entwickelten Gleichung (siehe Kap. 3.3.5, Gl. 3.1) berechnet. Nach Anpassung der eingegangenen Parameter an die episodisch erhobenen gravimetrischen Wassergehalte ergaben sich die in der Anlage 4 ersichtlichen Wassergehalts-/Wasserspannungskurven.

Insgesamt wiesen die einzelnen Halden, aber auch die Standorte einer Halde untereinander ganz unterschiedliche Ausprägungen der Wasserspannungen sowie der entsprechenden Wassergehalte auf. Daher soll nachfolgend kurz auf die Besonderheiten eingegangen werden.

### 6.1.1 Untersuchungsfläche Bischofferode (BIS)

In Bischofferode fallen die fehlenden jahreszeitlichen Schwankungen und die äußerst geringen Wasserspannungen auf, die fast ausschließlich unterhalb von 200 hPa lagen. Hierfür verantwortlich sind zum einen die Nähe zur Grundwasseroberfläche und zum anderen subterrane Fließprozesse von Haldensickerwässern, die stetig für Wassernachschub sorgen.

Am **Hangfuß** wichen die Ganglinien aller Tiefen kaum voneinander ab. In 25 cm Tiefe wurden witterungsbedingt sowohl die höchsten als auch die geringsten Matrixpotenziale ermittelt. In 60 und 80 cm Tiefe setzten die Reaktionen der Bindungskräfte auf die Niederschlags- bzw. Verdunstungsprozesse mit leichter Verzögerung ein, sie wurden insgesamt ausgeglichener und die Wassergehalte bei gleichen Spannungen nahmen zu. Letztere Eigenschaft erscheint bei einem wachsenden Anteil der Korngrößenklasse Sand von 29 % in 25 cm auf 52 % in 80 cm Tiefe zunächst unwahrscheinlich. Allerdings liegt Sand im eigentlichen Sinne in diesem Bereich nicht vor. Die wesentlichen Bestandteile der hier lagernden Lockerschicht sind Gips und Anhydrit, die eine hygroskopische, also wasseranziehende Wirkung haben. Zudem steigen die Salzgehalte an, die zu einer erhöhten Wasserbindung und damit zu einem höheren osmotischen Potenzial führen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002). Dass dennoch keinesfalls von einer wasserspeichernden Wirkung gesprochen werden kann, zeigen die überaus hohen Werte der gesättigten Leitfähigkeit von bis zu 60.900 cm/d.

Der Standort **Mitte** liegt im Bereich des ehemaligen Flussbettes der Bode. Der sehr homogene Auenboden weist im untersuchten Bereich keine Unterschiede hinsichtlich der bodenphysikalischen Eigenschaften auf. Allerdings steigen die Salzgehalte mit der Tiefe und zu den Randbereichen hin an. Eine Beeinflussung durch subterrane Fließprozesse salzhaltiger Haldensickerwässer ist damit wahrscheinlich und äußerte sich in nahezu witterungsunabhängigen Wasserspannungen mit geringen Amplituden und dementsprechend fast konstanten Wassergehalten in 45 cm Tiefe. Das Tensiometer in 30 cm Tiefe stand dagegen noch nicht unter diesem Einfluss, denn es registrierte deutlich schwankende, witterungsbeeinflusste Matrixpotenziale mit jahreszeitlichem Gang, der in Bischofferode nur in diesem Bereich sichtbar war.

Im Bereich der **Vorflut 1** machten sich die variablen Durchflussmengen der Bode und die damit einhergehenden Grundwasserspiegelschwankungen bemerkbar, die vor allem im Frühjahr (Schneeschmelze), aber auch nach sommerlichen Starkniederschlägen dazu führten, dass die Messinstrumente in 60 cm Tiefe teilweise direkt im Grundwasserbereich standen, was stark abfallende Wasserspannungen zur Folge hatte. Die größten Schwankungen zeichneten die Tensiometer in 25 und 45 cm auf. Die Wassergehalte nahmen mit der Tiefe ab, was mit einer verringerten Wasserbindungskapazität infolge ansteigender Sandgehalte (um 10 %) begründet werden kann.

Im angeschnittenen Hangbereich des Standortes **Vorflut 2** treten Haldensickerwässer, die subterranean auf den stauenden Tonsteinschichten des Mittleren Buntsandsteins abfließen, in Form von Rinnsalen aus. Aufgrund des beinahe stetigen Wassernachschubs waren die Wasserspannungen in 20 und 30 cm Tiefe mit maximal 57 bzw. 53 hPa äußerst gering und wiesen kaum Schwankungen auf.

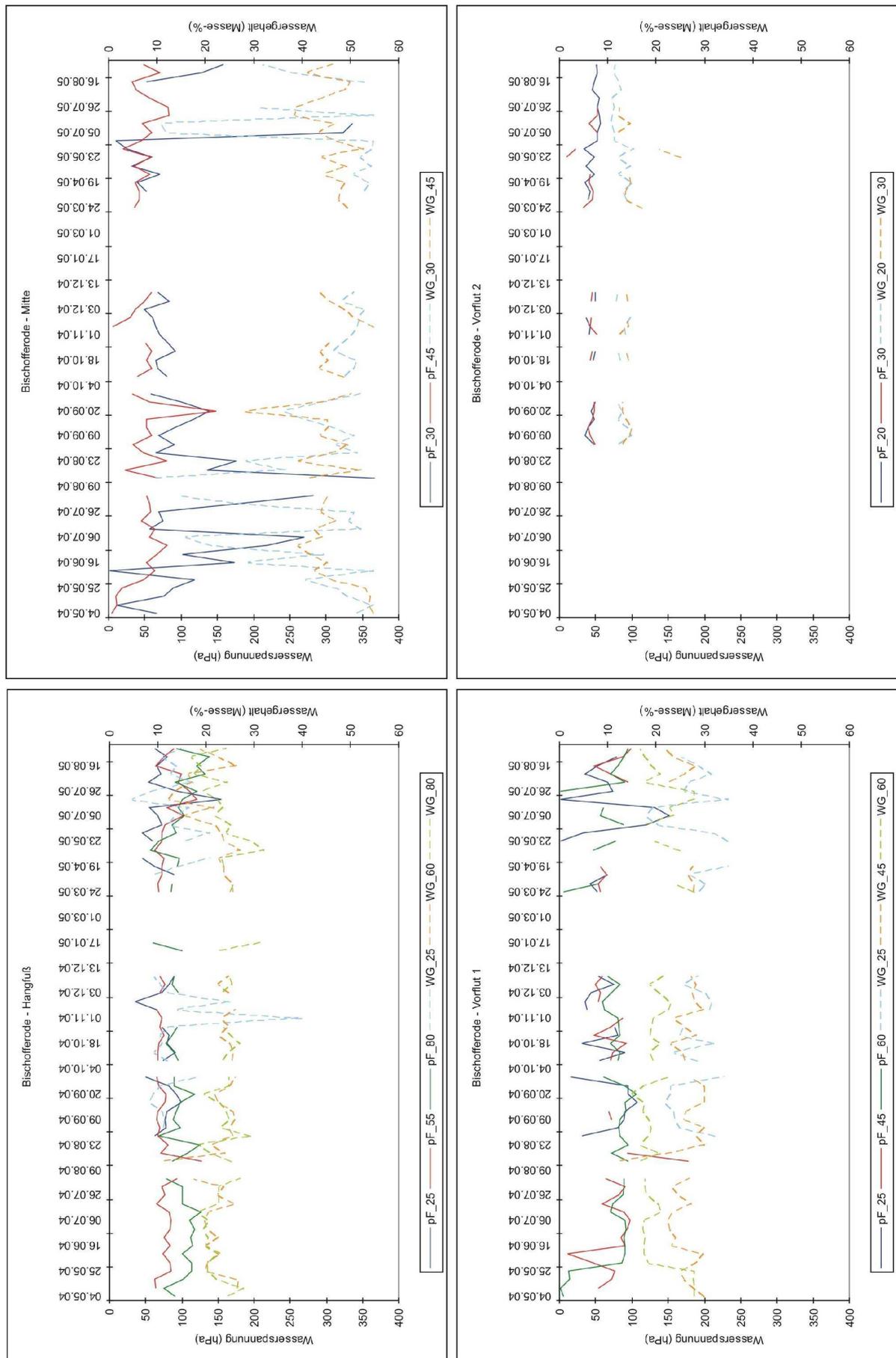


Abb. 6.1: Gegenüberstellung der Wasserspannungen und Wassergehalte an den Standorten in Bischofferode

### 6.1.2 Untersuchungsfläche Bleicherode (BL)

Die Wasserspannungen am **Hangfuß** zeigten in beiden Tiefen vergleichbare Verläufe, wobei die Werte des mittig gelegenen Tensiometers (45 cm) unter denen der beiden benachbarten Tensiometer (45 und 25 cm) lagen. Die Wassergehalte waren in der oberen Bodentiefe im Mittel nahezu doppelt so hoch wie in 45 cm Tiefe und zeigten infolge des Witterungseinflusses erwartungsgemäß die größten Schwankungen. Demgegenüber wiesen die Wassergehalte in 45 cm Tiefe nur geringfügige Variationen auf und waren auch im Bereich der Feldkapazität (pF 1,8-2,5) vergleichsweise gering (23-25 % gegenüber bis zu 60 % in 25 cm).

Am Standort **Mitte** nahmen bei ähnlichem Verlauf der Ganglinien und nahezu identischen Wassergehalten die Wasserspannungen in 25 cm Tiefe deutlich höhere Werte an als in 30 cm Tiefe. Ursache hierfür sind die höheren Schluff- und dadurch geringeren Sandgehalte sowie die weitaus geringeren Skelettgehalte in 25 cm Tiefe.

Im Bereich der **Vorflut 1** nahmen bei abnehmenden Wassergehalten die Wasserspannungen mit der Tiefe zu. Die sinkenden Wassergehalte lassen sich durch ansteigende Sandgehalte erklären, die dennoch größer werdenden Bindungskräfte sind die Folge der deutlich geringeren Skelettanteile in den tieferen Bodenschichten. In 50 cm Tiefe waren zudem die höchsten Tonanteile zu verzeichnen.

Am Standort **Vorflut 2** zeigten sich mit der Tiefe abnehmende Schwankungen der insgesamt auffällig niedrigen Wasserspannungen sowie geringer werdende Wassergehalte. Dieses Verhalten korreliert gut mit den auf Kosten des Schluffanteils ansteigenden Sandgehalten. Die Ganglinien der Wasserspannungen in 50 und 75 cm Tiefe wiesen kaum noch einen jahreszeitlichen Verlauf auf.

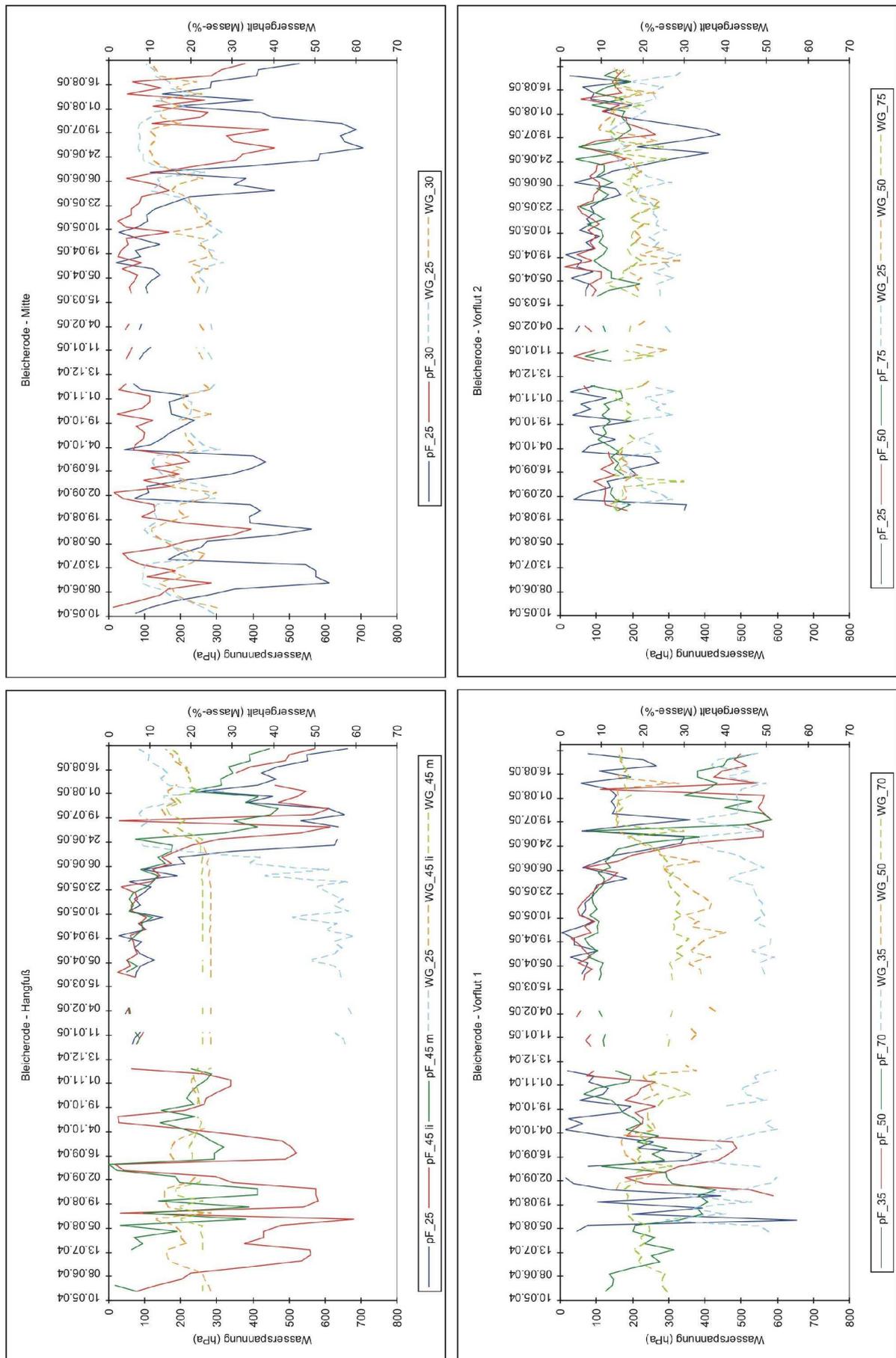


Abb. 6.2: Gegenüberstellung der Wasserspannungen und Wassergehalte an den Standorten in Bleicherode

### 6.1.3 Untersuchungsfläche Menteroda (MTR)

Das am **Hangfuß** installierte Tensiometer in 25 cm Tiefe war nur für kurze Zeit in Betrieb, zeigte aber einen Ganglinienverlauf, der witterungsbedingte Austrocknung und Befeuchtung deutlich nachzeichnete. Dieser Einfluss war in 70 und 85 cm Tiefe nicht mehr nachzuweisen und es gab auch kaum Unterschiede hinsichtlich der Spannungswerte beider Tensiometer. Die Wassergehalte bei gleichen Matrixpotenzialen nahmen mit der Tiefe ab. Die höhere Wasseraufnahmekapazität im oberen Bodenbereich ist auf das Einmischen von Klärschlämmen in die Deckschichten zurückzuführen. Deren Vorhandensein spiegelt sich auch in den hohen Gehalten an organischer Substanz wider. Der positive Einfluss von Klärschlammgemischen auf die Wasserspeicherfähigkeit von Rekultivierungsschichten und die damit verbundene Sickerwasserreduktion konnte in Untersuchungen von KOCH et al. (2003) LÜCKE (1997), PAUL (2002, zit. in KOCH et al. 2003), RUDOLPH (2002) und TAUCHNITZ (2006) nachgewiesen werden.

Am Standort **Mitte** ermittelten die Tensiometer in 80 cm Tiefe deutlich geringere Wasserspannungen als in 70 cm Tiefe. Dies hängt damit zusammen, dass mit der Tiefe der Tongehalt und die organische Substanz sinken, der Skelettgehalt jedoch steigt. Das nachlassende Wasserbindungsvermögen äußerte sich dementsprechend auch in geringeren Wassergehalten. Sowohl in 70 cm als auch in 80 cm Tiefe entsprachen sich zwar die durchschnittlichen Wassergehalte in der Mitte und am Hangfuß, die Wasserspannungen lagen in der Mitte allerdings deutlich über denen des Hangfußes. Dies entspricht nicht dem Verhalten, das man aufgrund der höheren Sand- und geringeren Tongehalte sowie der um ein Vielfaches größeren Skelettanteile (5 bis 8-fach) in der Mitte erwartet hätte. Allerdings sind die Korngrößenverteilungen der Substrate, in denen die Tensiometer an diesem Standort eingebaut waren, vergleichbar mit derjenigen am Hangfuß in 25 cm Tiefe. Der Schichtenaufbau der Überdeckung in Menteroda erfolgte im Untersuchungsbereich zwar entsprechend der THÜRINGER HALDENRICHTLINIE (THÜRHALR 2002; siehe Kap. 2.3 und 5.1.4) mit Bauschutt und Lehm bzw. tonigen Substraten im Untergrund, die Tensiometer steckten aber aufgrund der kleinräumigen Variabilität der Ablagerungen nicht in lehmigen, sondern in klärschlammhaltigen und daher leicht sandigeren Substraten. Die gegenüber dem Hangfuß höheren Wasserspannungen bei gleichem Wassergehalt sind demnach auf die stärkeren Matrixkräfte von Klärschlamm zurückzuführen.

Ein weiterer deutlicher Unterschied zwischen dem Hangfuß und der Mitte sind die ausgeprägten jahreszeitlichen Schwankungen der Wasserspannungen in 70 und 80 cm Tiefe am Standort Mitte. Am Hangfuß waren jahreszeitliche Einflüsse in diesen Tiefen kaum sichtbar und die insgesamt sehr geringen Spannungen (maximal 164 hPa) weisen auf ganzjährig ausreichend hohe Wassergehalte hin. Hierfür verantwortlich ist vor allem die Lage direkt am Fuß des nordexponierten Hanges und damit einhergehend die geringere Sonneneinstrahlung. Zum Standort Mitte hin nimmt diese Schattenwirkung ab. Höhere Temperaturen sowie eine dichtere Vegetation mit größeren Wuchshöhen rufen eine stärkere Verdunstung in den Sommermonaten hervor, was sich entsprechend auf die Wassergehalte und Wasserspannungen auswirkte. Ein weiterer Faktor, der für die sehr geringen und von der Jahreszeit unabhängigen Wasserspannungen am Hangfuß verantwortlich sein könnte, ist ein regelmäßiger Nachschub an Sickerwässern aus dem Hangbereich (Interflow). Zu bedenken ist auch, dass zur Vermeidung von Störungen im Bodenwasserhaushalt die Beprobungen für die Wassergehaltsbestimmungen nicht direkt im Wirkungsbereich der Tensiometer erfolgten. Wegen der Heterogenität der Deckschichtmaterialien ist es durchaus möglich, dass die Bodenfeuchte zum Teil anhand von Substraten ermittelt worden ist, die nicht denen entsprechen, in denen die Tensiometer eingebaut waren. Die Eingangsgrößen zur rechnerischen Ermittlung der Wasserspannungs-/Wassergehaltskurven könnten demnach auch auf unterschiedlichen physikalischen Eigenschaften verschiedener Substrate basieren und somit zu fehlerbehafteten Ergebnissen und Schlussfolgerungen geführt haben.

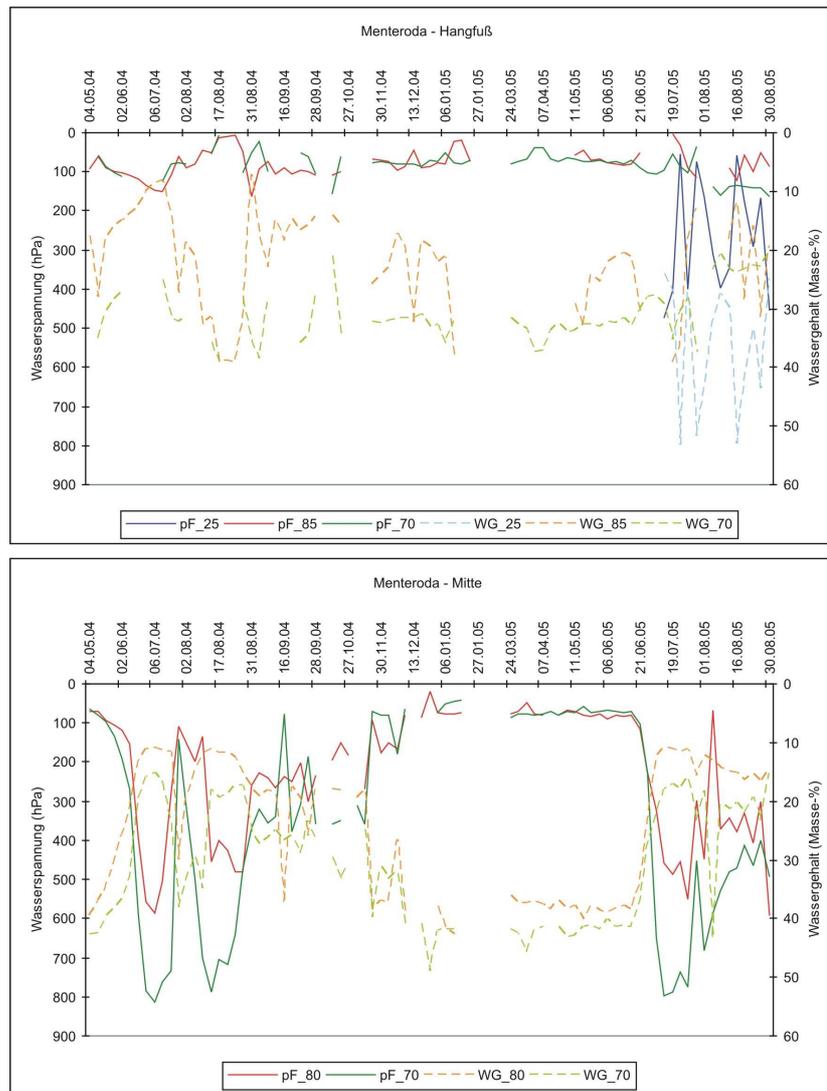


Abb. 6.3: Gegenüberstellung der Wasserspannungen und Wassergehalte an den Standorten in Menteroda

## 6.2 Sickerwassermengen im Untersuchungszeitraum

Bei den Entnahmen der Saugkerzenlösungen waren in den meisten Fällen deutliche Unterschiede zwischen den Kunststoff- und den Glassaugkerzen feststellbar. Ein Vergleich der beiden Saugkerzentypen ergab, dass die Glassaugkerzen im Mittel aller Haldenstandorte die 2,5-fache Menge der Kunststoffsaugkerzen förderten (Abb. 6.4). Diese Beobachtung machte auch KOCH (2005) und führte dieses unterschiedliche Verhalten auf den doppelt so großen Porendurchmesser der Glassaugkerzen sowie die differenzierten Benetzungseigenschaften zurück. Die Benetzung steigt mit der Oberflächenspannung, die vom Kerzenmaterial abhängig ist. Die Polyamid-Membran der Kunststoffsaugkerzen hat eine Oberflächenspannung von 43-46 mN/m, die der Glassaugkerze beträgt 52-56 mN/m (KOCH 2005).

Bei der Gegenüberstellung der Sickerwassermengen und der zwischen den Beprobungsterminen gefallenen Niederschlagsmengen sowie der entsprechenden klimatischen Wasserbilanzen (KWB) konnte zumindest teilweise ein klimatischer Einfluss auf die gewonnenen Mengen festgestellt werden. Sowohl zwischen den Kerzenarten als auch zwischen den Standorten variierte das Ausmaß der Reaktionen allerdings stark. Insgesamt waren aber eine Zunahme der Mengen im Winterhalbjahr und eine Abnahme in den Sommermonaten zu beobachten. Auf größere Niederschlagsereignisse, aber auch auf positive klimatische Wasserbilanzen folgten in den meisten Fällen höhere Sickerwassermengen.

Allerdings konnten häufig auch gar keine Sickerwässer erfasst werden, so dass dieser optische Eindruck statistisch nicht durch signifikante Zusammenhänge belegbar war. Dies liegt auch daran, dass sich neben der Niederschlagsmenge noch weitere Einflussgrößen auf die Sickerwassermengen auswirken, wie z.B. die Wasserspeicherfähigkeit des Bodens sowie die Evapotranspirationsleistung in Abhängigkeit vom Vegetationsgrad auf den Untersuchungsflächen (UBA 2005). Gründe für ein Ausbleiben der Sickerwässer waren Lufteintritte in das System als Folge fehlenden Kontakts zwischen Boden und Saugkerze (bei Austrocknung des Bodens oder hohem Skelettanteil), zu geringe Bodenwassergehalte oder auch die Zerstörung von Messsystemen durch Tierverschiss oder Vandalismus. Zusätzlich wurde die Wassergewinnung bei winterlichem Frost unterbrochen, um ein Gefrieren der Wässer in den Leitungen und Glasflaschen und damit mögliche Schäden an den Messinstrumenten zu vermeiden.

### 6.2.1 Untersuchungsfläche Bischofferode (BIS)

Mit insgesamt knapp 69 l wurden in Bischofferode die meisten Wassermengen gesammelt. Den größten Anteil daran (44 %) hatten die Saugkerzen am Standort **Vorflut 1**. Ihre Lage nahe der Grundwasseroberfläche und die damit verbundene hohe Wasserverfügbarkeit machten eine nahezu kontinuierliche Wassergewinnung möglich. Unterbrochen wurde diese während der gesamten Beprobungsdauer nur zu fünf Zeitpunkten und zwar durch Tierverschiss (2 Fälle) sowie durch Druckabfall im System infolge mangelnden Kontakts zwischen Saugkerze und Boden (3 Fälle). Die Sickerwassermengen zeigten ausgeprägte Schwankungen entsprechend des Grundwasserstandes mit sehr starken Anstiegen nach Niederschlagsereignissen und Überschwemmungen der Saugkerzen während der Schneeschmelze.

Der Standort **Vorflut 2** wurde erst zu einem späteren Zeitpunkt eingerichtet, so dass die Saugkerzen nicht mehr die Gesamtmengen, die an der Vorflut 1 entnommen werden konnten, erreichten. Im Durchschnitt jedoch sind je Probenentnahme sogar noch größere Sickerwassermengen (868 ml) als an der Vorflut 1 (781 ml) gewonnen worden. Diese großen Mengen sind maßgeblich durch die Glassaugkerze gefasst worden, wobei der im System angelegte Unterdruck regelmäßig ausgeglichen wurde. Das Messsystem mit der Kunststoffsaugkerze verfügte dagegen meist noch über hohe Unterdrücke und damit über genügend Potenzial, weiteres Bodenwasser anzusaugen. Hier führte demnach kein Lufteintritt zu geringen Wassermengen, sondern fehlendes Sickerwasser. Die Saugkerzen an diesem Standort steckten inmitten sandiger Ablagerungen des Mittleren Buntsandsteins, die nur geringe Wasserbindungskapazitäten besitzen (siehe Kap.6.1.2). Allerdings fanden hier laterale Fließprozesse von Haldensickerwässern statt. Beim Ausbau der Saugkerzen zeigte sich, dass die Glassaugkerze direkt auf einer Tonsteinschicht fußte und von deren wasserstauenden Wirkung profitierte. Die Kunststoffsaugkerze ist dagegen beim Einbau bereits in einer Sandsteinbank stecken geblieben und erreichte die Tonsteinschicht nicht. Ein kontinuierlicher Wasserkontakt wie bei der Glassaugkerze kam hier somit nicht zustande. Der  $k_f$ -Wert der Sandsteinschicht war zudem relativ gering (239 cm/d), insbesondere auch im Vergleich mit dem des Glassaugkerzenstandortes (20.462 cm/d), so dass eine Wassernachlieferung erschwert wurde. Durch die etwas geringere Einbautiefe der Kunststoffsaugkerze (25 cm, Glas: 30 cm) kam zusätzlich ein größerer Evapotranspirationseinfluss zum Tragen.

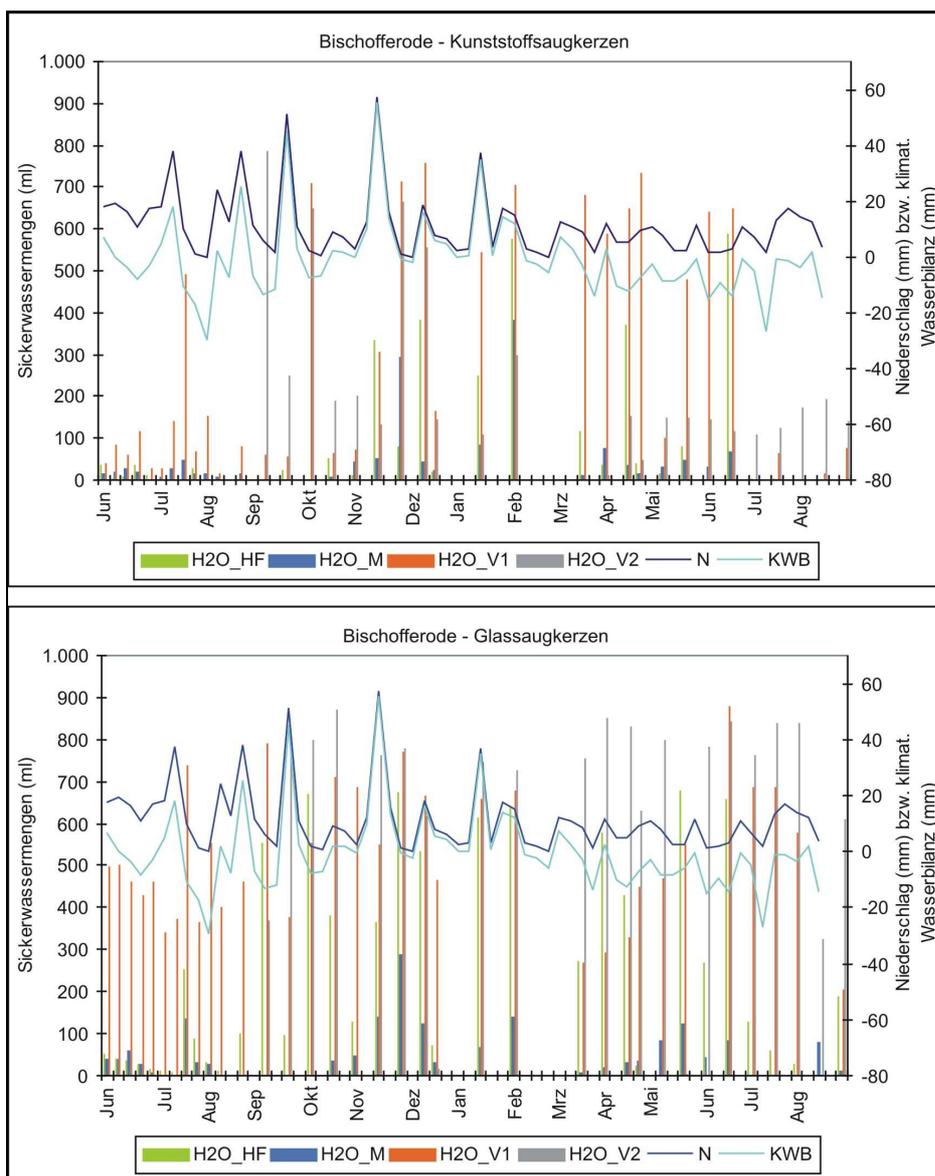


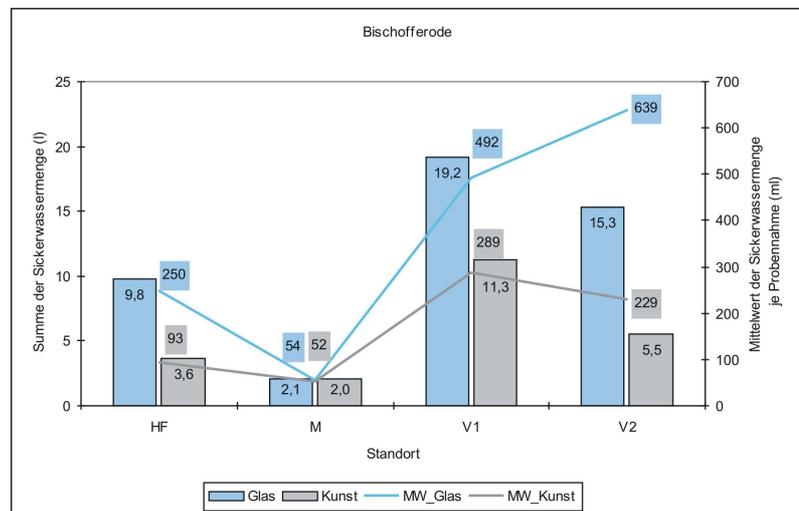
Abb. 6.4: Sickerwassermengen und Witterung in Bischofferode

Die Saugkerzen am **Hangfuß** sammelten insgesamt zwar deutlich geringere Mengen als jene an den Vorflut-Standorten, allerdings waren es gemessen an der sehr lockeren Lagerung des sandigen Substrates und den überaus hohen Wasserleitfähigkeiten ( $k_f = 13.935$  bzw.  $60.894$  cm/d) doch beachtliche Mengen (durchschnittlich 343 ml). Diese resultieren aus den hygroscopischen Eigenschaften der Gipse und Anhydrite, die einen Großteil des Rückstandes ausmachen und sich positiv auf dessen Wasserspeicherfähigkeit auswirken. Die Glassaugkerzen sammelten auch am Hangfuß bis auf zwei Ausnahmen kontinuierlich Sickerwässer. Dabei fallen die hohen Peaks der gesammelten Bodenwässer (meist bis 600 ml und mehr) auf, die sich an größere Niederschlagsereignisse anschlossen und für einen nahezu vollständigen Druckausgleich im Messsystem führten. Bei geringeren Bodenwassergehalten blieb fast immer genügend Unterdruck zurück, was von einem guten Kontakt zwischen Glassaugkerze und Boden zeugt. Mit den Kunststoffsaugkerzen konnten dem Boden dagegen wiederum nur deutlich geringere Wassermengen entnommen werden. Größere Peaks gab es nur im Mai 2004, in den Wintermonaten sowie im April und Juni 2005. Der Bodenkontakt der Kunststoffsaugkerze unterlag deutlichen Schwankungen. Hohe Sammelmengen gingen einher mit noch vorhandenen Unterdrücken im Messsystem am Tag der Probenentnahme. Zu diesen Zeitpunkten bestand also ein guter Kontakt infolge ausreichender Bodenfeuchte. Die Bodenwassergehalte waren im Einflussbereich der Saugker-

ze jedoch nicht groß genug, um die Druckpotenziale vollständig auszugleichen. Bei geringen Bodenfeuchten bestand dagegen kein guter Bodenkontakt, es trat Luft in das System ein und der angelegte Unterdruck konnte nicht gehalten werden. Lufteintritte in die Kunststoffsaugkerze sind auch die Ursache dafür, dass die größeren Niederschlagsereignisse im Sommer und Herbst 2004 kaum größere Sickerwassermengen zur Folge hatten und sehr oft auch gar kein Wasser gewonnen wurde. Vermutlich waren die Unterdrücke recht schnell nach dem Anlegen und bereits vor den Niederschlägen ausgeglichen oder zumindest so stark reduziert, dass während und nach dem Ereignis kein Potenzialgefälle mehr vorlag oder es nur noch sehr gering war. Der oftmals sehr schlechte Bodenkontakt der Kunststoffsaugkerze kann damit begründet werden, dass in nur etwa 5 cm Entfernung ein Salzgesteinsblock lagerte. Lösungsprozesse können zu Hohlräumen in dem ohnehin sehr grobporigen Substrat geführt haben, was sich positiv auf den Bodenluftanteil auswirkte und Lufteintritte insbesondere in Zeiten geringer Bodenwassergehalte begünstigt hat.

An dem sehr lehmig-schluffigen Standort **Mitte**, dem ehemaligen Auenbereich, wurden zwar die geringsten Wassermengen gesammelt (im Durchschnitt 106 ml), aber beide Saugkerzentypen zeigten die gleichen Reaktionen auf die Witterungsbedingungen und lieferten Sickerwassermengen in ähnlichen Größenverhältnissen. Die generell höheren Saugleistungen der Glassaugkerzen wurden an diesem Standort wahrscheinlich durch leichter bzw. mehr verfügbares Wasser im Bereich der Kunststoffsaugkerze ausgeglichen, denn hier waren die gemessenen Wasserspannungen zum Teil deutlich geringer als im Einflussbereich der Glassaugkerze. Das liegt daran, dass die Glassaugkerze in geringerer Bodentiefe eingebaut war als die Kunststoffsaugkerze und dementsprechend generell einer höheren Evaporationsleistung unterlag. Hinzu kommt der Wasserentzug durch die Wurzeln, die bis in die Einbautiefe der Glassaugkerze reichten und somit in Konkurrenz mit ihr traten. Außerdem lassen die mit der Tiefe ansteigenden Bodensalzgehalte (siehe Kap. 5.3.4) einen Einfluss subterrainer Fließprozesse vermuten. Die angelegten Unterdrücke in den Messsystemen beider Kerzentypen wurden durch die gesammelten Wassermengen nicht ausgeglichen und das trotz vergleichsweise hoher Wassergehalte, die sogar im Sommer noch bei mindestens 30 Massen-% lagen (August und September 2005) sowie relativ geringen Wasserspannungen. Allerdings wurden diese Matrixpotenziale außerhalb des Wirkungsbereiches der Saugkerzen gemessen. Dort, wo dem Boden das Wasser direkt entzogen wurde, ist anzunehmen, dass die Spannungen aufgrund des lehmigen Substrats recht schnell auf Werte anstiegen, die über den Tensiometerwerten lagen und das Wasser stärker im Boden hielten. Lediglich im September 2004 sowie im Juli/August 2005 konnten keine Sickerwässer gewonnen werden, da zu diesen Zeiten ein Druckausgleich durch Lufteintritte erfolgte.

Abb. 6.5: Vergleich der Sickerwassermengen in Bischofferode



### 6.2.2 Untersuchungsfläche Bleicherode (BL)

In Bleicherode fällt die ausgeprägte Kopplung der Sickerwassermengen an die klimatische Wasserbilanz und die davon stark beeinflussten Wasserspannungen auf. Insbesondere die hohen Niederschläge im November 2004 sowie die Schneeschmelzperioden im Winter 2004/05 und Frühjahr 2005 hatten an allen Standorten mit funktionstüchtigen Saugkerzen hohe Sickerwassermengen zur Folge.

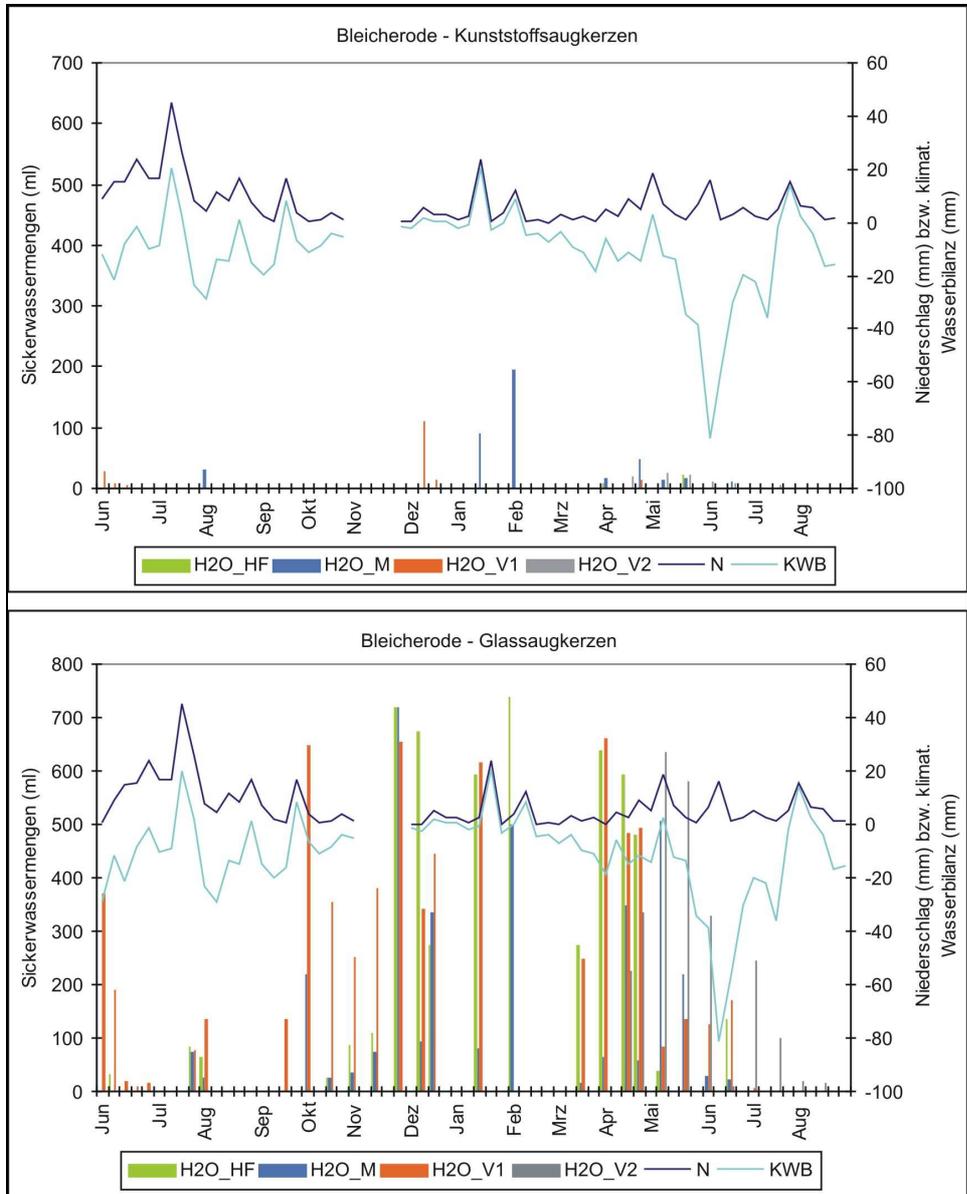


Abb. 6.6: Sickerwassermengen und Witterung in Bleicherode

Im Verlauf des Untersuchungszeitraumes konnten in Bleicherode insgesamt 22,5 l Sickerwassermengen entnommen werden. Davon entfielen 42 % (9,5 l) auf den Standort **Vorflut 1**. Diese sind, wie generell in Bleicherode, fast vollständig auf die Saugleistung der Glaskerzen (8,7 l) zurückzuführen (siehe Abb. 6.6). Mit etwas höheren Tongehalten im Bereich der Kunststoffsaugkerze lässt sich dieses Verhalten nicht erklären, zumal die angelegten Unterdrücke fast immer ausgeglichen waren. Hierfür müssen demnach Lufteintritte infolge mangelnden Bodenkontakts verantwortlich gemacht werden. Dafür sprechen auch die gegenüber dem Glassaugkerzenstandort wesentlich höheren Skelettanteile. Die Nähe zur Vorflut macht sich hier im Gegensatz zu Bischofferode nicht bemerkbar. Aufgrund der stärker mächtigen Böschung und somit größeren Entfernung der Saugkerzen zur Vorflut zeigten die Sickerwassermengen eher einen witterungsbedingten als grundwasserspiegelorientierten Verlauf.

Am **Hangfuß** wurden die zweithöchsten Gesamtmengen an Sickerwasser (ca. 5,8 l) gewonnen. Nur knapp 30 ml davon wurden mittels der Kunststoffsaugkerze entnommen. Insgesamt erwies sich dieser Standort als sehr problematisch für die Sickerwassergewinnung. Hohe Anteile an Bauschutt und Siedlungsabfällen machten den Einbau der Saugkerzen schwierig und erschwerten die Herstellung eines optimalen Kontaktes zwischen Kerze und Boden (Abb. 6.7). Das System der Kunststoffsaugkerze war fast immer von Lufteintritten betroffen. Der Versuch, Sickerwässer mit Hilfe einer zusätzlichen Kunststoffsaugkerze zu erhalten, scheiterte aus den gleichen Gründen vollständig. Wegen der geringen Einbautiefe waren die Bodenfeuchten infolge der Evaporation sehr häufig gering, was sich ebenfalls negativ auf die Sickerwassergewinnung auswirkte. Größere Niederschlagsereignisse bzw. Schmelzwässer resultierten dagegen in deutlichen Anstiegen der Fördermengen der Glassaugkerze.



Abb. 6.7: Saugkerze am Hangfuß in Bleicherode

Die am Hangfuß beobachteten Probleme setzten sich am Standort **Mitte** fort. Auch hier konnten aufgrund der Bauschuttanteile nur geringe Einbautiefen erreicht werden. Höhere Tonanteile im Boden führten zu Schrumpfungsercheinungen bei trockenen Verhältnissen. Dadurch hervorgerufene Risse begünstigten Lufteintritte in die Unterdrucksysteme und äußerten sich bei beiden Kerzentypen in Ausfällen der Wasserförderung während der Sommermonate. Die Fördermengen der Glas- und der Kunststoffsaugkerze fielen in der Mitte nicht ganz so unterschiedlich aus, da sich in dem lehmigen Substrat die Bodenfeuchte nach der Schneeschmelze bis weit in den Mai halten konnte. Während dieser Zeit war auch bei der Kunststoffsaugkerze insoweit ausreichender Kontakt zum Boden gegeben, dass zumindest geringe Mengen Sickerwässer gewonnen werden konnten.

Der Standort **Vorflut 2** wurde im August 2004 zusätzlich angelegt, um auch einen natürlich gewachsenen Boden im Bereich der Halde zu untersuchen. Durch verschiedene Bautätigkeiten (Brücken- und Straßenbau) hat zwar auch dieser eine anthropogene Beeinflussung der oberflächennahen Schicht erfahren (kleinere Steine, Eisenstange in den oberen 30 cm), es fanden aber keine Umlagerungen, Aufschüttungen oder Einbauten technogener Substrate statt. Zunächst gab es nur eine Kunststoffsaugkerze, da die Glassaugkerze beim Einbau zerbrochen war. Das System der eingesetzten Ersatzkerze konnte jedoch keinen Unterdruck halten, trotz günstiger Bodenverhältnisse (homogener, skelettfreier Lehmschluff). Aus diesem Grund wurde im Frühjahr 2005 erneut eine Glassaugkerze eingebaut, die von Beginn an sehr guten Bodenkontakt aufwies und zwischen April und August 2005 hohe Mengen Sickerwasser zog. Die Kunststoffsaugkerze war bis März 2005 von Lufteintritten in das Unterdrucksystem betroffen. Erst ab April 2005, als die Wässer der Schneeschmelze die Tiefen der Saugkerzen (75 cm) erreichten, konnte der Unterdruck gehalten werden. Die von der Kunststoffsaugkerze gewonnenen Sickerwassermengen (0,1 l) blieben jedoch weit hinter denen der Glassaugkerze (2,5 l) zurück. Die Ursache für das sehr späte „Anspringen“ der Saugkerzen liegt in der hohen Einbautiefe von 75 cm und dem sehr sandigen Substrat in diesem Bereich. In Abhängigkeit von der Witterung unterliegen Niederschlagswässer in den oberen Bodentiefen im Allgemeinen sehr stark der Evapotranspiration. Eventuelle Sickerwässer werden zu einem Großteil in den etwas schluffigeren Bodenschichten zurückgehalten, die oberhalb der Saugkerzenbereiche liegen (bis etwa 55 cm Tiefe). Sickerwässer, die dennoch bis in 75 cm Tiefe gelangen, werden von dem sandigen Material nur schwach gebunden und stehen lediglich kurzfristig zur Verfügung. Erst die Schneeschmelze im Frühjahr 2005 brachte genug Wasser, um eine Sickerwasserfront bis in die Tiefe der Saugkerzen vordringen zu lassen und eine

länger anhaltende Probengewinnung zu ermöglichen. Laterale Sickerwässer sowie Einflüsse durch Grundwasserspiegelschwankungen sind in diesem Bereich auszuschließen.

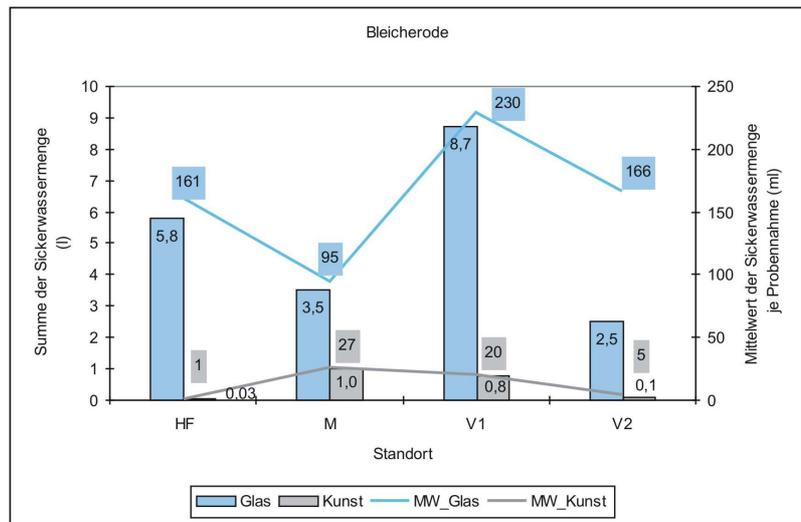


Abb. 6.8: Vergleich der Sickerwassermengen in Bleicherode

### 6.2.3 Untersuchungsfläche Menteroda (MTR)

Die sehr heterogene Zusammensetzung der Deckschichten in Menteroda zeigte sich in sehr variablen Sickerwassermengen typengleicher Saugkerzen mit nur kleinräumiger Distanz. Im Herbst 2004 wurden alle eingebauten Saugkerzen sowohl am Hangfuß als auch in der Mitte zerstört, so dass ab November 2004 keine Sickerwässer mehr gewonnen werden konnten. Anfang des Jahres 2005 wurden die Standorte wieder mit neuen Saugkerzen bestückt. Auf den Neueinbau einer Glaskerze am Standort Mitte musste jedoch aus finanziellen Gründen verzichtet werden. Die Installation der neuen Kerzen erfolgte jeweils in unmittelbarer Nachbarschaft zu den zerstörten Saugkerzen, damit die Voraussetzungen hinsichtlich der Substrateigenschaften und des Wasserhaushaltes möglichst identisch und vergleichbar sind. Die ursprünglichen Kerzen waren zuvor nicht entfernt worden, um Störungen im Wasserhaushalt der Deckschichten zu vermeiden.

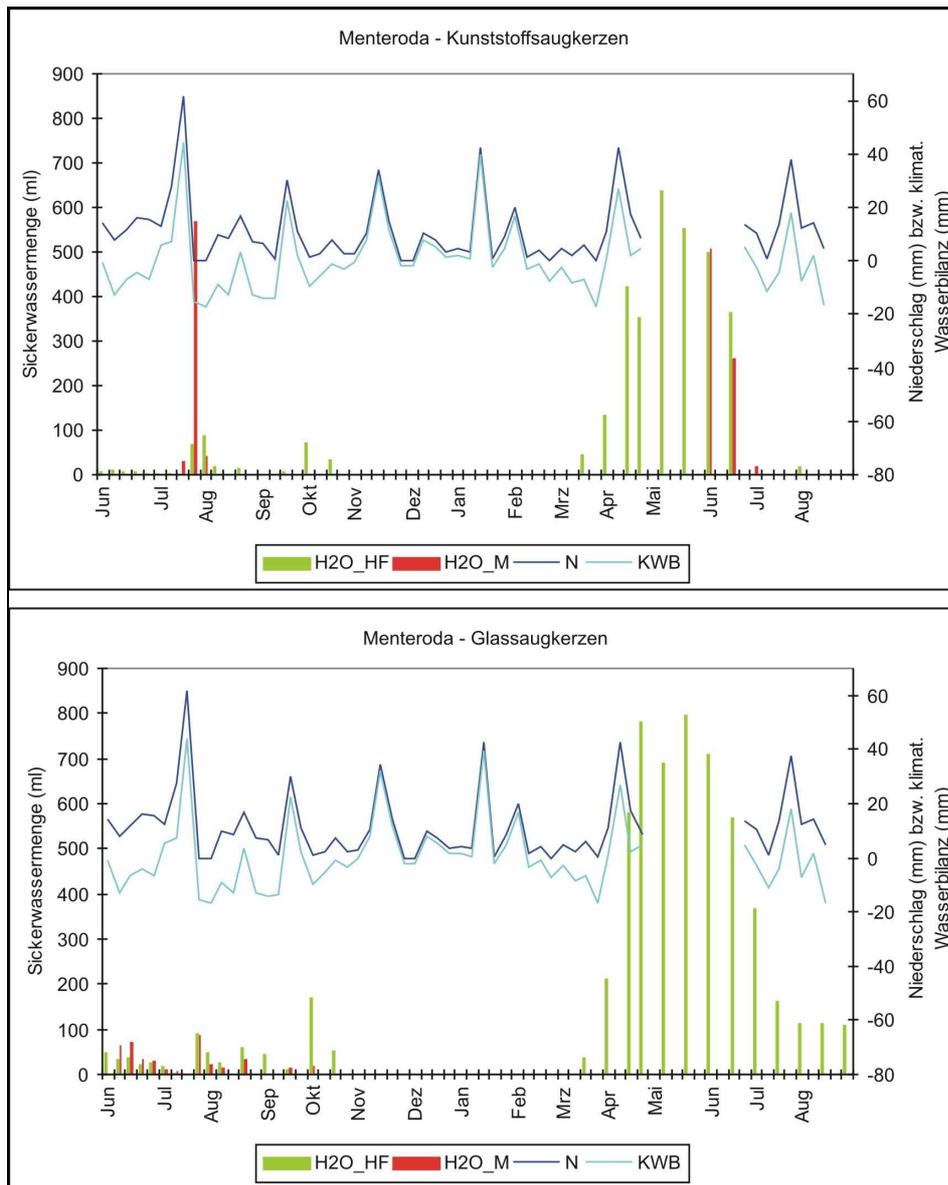


Abb. 6.9: Sickerwassermengen und Witterung in Menteroda

Am **Hangfuß** wurden durch die alten und die neuen Saugkerzen zusammen 10,4 l Sickerwasser gewonnen. Dabei fiel auf, dass die Fördermengen der beiden alten Kerzen jeweils deutlich geringer waren als die der Neuen, wobei die gewonnenen Sickerwassermengen bei Kunststoff- und Glassaugkerzen vergleichbare zeitliche Verläufe annahmen. Für die Glassaugkerzen lässt sich dieses unterschiedliche Verhalten damit erklären, dass die erste Kerze in einer Tonlinse (30 % Tongehalt) steckte. Diese Kerze wurde gegenüber Sickerwässern förmlich abgedichtet. Lediglich bei sehr hohen Bodenwassergehalten, bei denen auch die Bindungskräfte des Tons sanken, war es möglich, Sickerwässer zu gewinnen. Dies erklärt auch die Kopplung der Fördermengen-Peaks an größere Niederschlagsereignisse. Die Ersatz-Glassaugkerze war dagegen von einem deutlich weniger tonhaltigen (21 % Tongehalt) Substrat umgeben, das eine höhere Wasserleitfähigkeit und somit günstigere Eigenschaften bezüglich der Sickerwassergewinnung besaß. Dieser Effekt beruht nicht zuletzt auch auf den Anteilen an gut wasserleitendem Klärschlamm.

Die neue Kunststoffsaugkerze steckte in dem gleichen Substratgemisch wie die neue Glassaugkerze, was sich schließlich in übereinstimmenden Eigenschaften und ebenfalls hohen Sickerwassermengen niederschlug. Warum die erstere Saugkerze ebenfalls nur sehr viel geringere Wassermengen förderte, ließ sich nicht abschließend feststellen. Bei der Zerstörung des Messfeldes wurde der Schlauch der

Saugkerze vollständig abgerissen. Da dieser auch als Markierung für die im Boden eingebaute Kerze diente, war diese am Ende des Untersuchungszeitraumes nicht wieder aufzufinden. Die genauen Substrateigenschaften, welche die Sickerwassergewinnung beeinflussten, konnten daher nicht bestimmt werden. Es ist allerdings zu vermuten, dass aufgrund der in dieser Tiefe verstärkt verbauten Tone auch diese Kerze in stark tonigem Material steckte. Höhere Niederschlagsmengen kommen als Ursache nicht in Frage, da diese im Jahr 2005 geringer ausfielen als 2004 (siehe Kap. 4.4). Ein schlechter Bodenkontakt konnte ebenfalls nicht der Grund sein, da in der Regel noch sehr hohe Unterdrücke im System zurückblieben.

Sowohl die alte als auch die neu installierte Kunststoffsaugkerze am Standort **Mitte** zeichneten sich dadurch aus, dass sie über lange Zeiträume gar keine Sickerwässer förderten. Unterbrochen wurden diese Phasen jeweils nur durch ein plötzliches und starkes Ansteigen der Wassermengen im Juni 2004 sowie Juni 2005 im Anschluss an sehr starke Niederschlagsereignisse. Der Unterschied zwischen beiden Kerzen bestand jedoch darin, dass bei der alten Saugkerze zum Zeitpunkt der Probenentnahme stets noch sehr hohe Unterdrücke vorhanden waren und fehlende Sickerwässer auf eine schlechte Wasserleitfähigkeit des umgebenden Substrats bzw. auf nicht ausreichende Bodenfeuchte zurückgeführt werden können. Dies zeigte sich auch an der guten Übereinstimmung zwischen den ermittelten Wasserspannungen und den gewonnenen Sickerwassermengen (siehe Anlage 4). Die neue Kerze hatte dagegen wegen der überaus hohen Skelettanteile (45 %) keinen guten Bodenkontakt, so dass die mangelnde Sickerwassergewinnung eher auf fehlender Saugkraft infolge von Lufteintritten bei geringer Bodenfeuchte basierte.

Die Sickerwassermengen der in der Mitte der Untersuchungsfläche installierten Glassaugkerze orientierten sich während ihrer kurzen Betriebszeit deutlich an den Niederschlägen sowie den vorhandenen Wasserspannungen im Boden. Sowohl bei der Glassaugkerze als auch bei den Kunststoffsaugkerzen am Standort Mitte ist bezüglich der Sickerwassermengen eine Parallelität zu den entsprechenden Saugkerzen am Hangfuß zu erkennen.

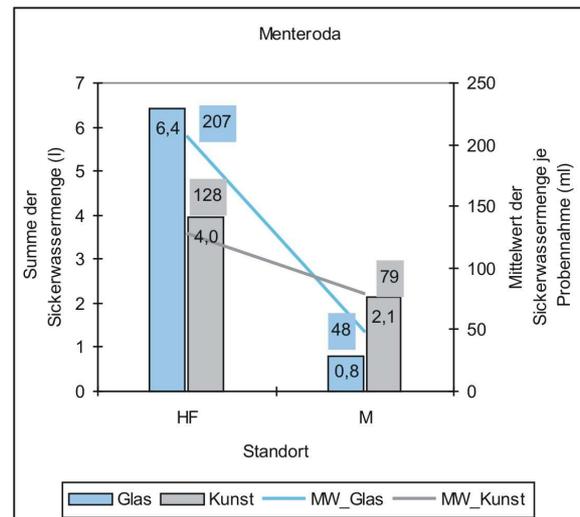


Abb. 6.10: Vergleich der Sickerwassermengen in Menteroda

### 6.3 Qualitative Eigenschaften der Sickerwässer

Der wesentliche Bestandteil dieser Arbeit war die Untersuchung der gefassten Sickerwässer hinsichtlich ihrer chemischen Zusammensetzung sowie ihrer Stoffkonzentrationen und Frachten. Je nach Bedeckungsgrad und verwendeten Materialkombinationen für die Deckschichten unterschieden sich die Inhaltsstoffe der Sickerwässer der drei Halden. In den folgenden Kapiteln sollen die Ergebnisse dieser Analysen vorgestellt werden.

#### 6.3.1 Physikochemische Parameter

Bischofferode	HF		Mitte			V1		V2	
	Glas	Kunst	Glas	Kunst	Kunst_neu	Glas	Kunst	Glas	Kunst
<i>Min</i>	7,6	7,4	8,0	7,8	7,7	7,5	7,3	6,5	6,0
<i>Max</i>	8,5	8,2	8,8	8,7	8,5	9,0	8,5	7,4	10,3
<i>Median</i>	8,1	7,9	8,5	8,3	8,0	7,9	8,0	6,7	8,3
<i>Standardabw.</i>	0,3	0,2	0,2	0,2	0,3	0,4	0,4	0,2	1,1
<i>Min</i>	3,0	0,4	0,9	2,1	4,2	0,4	0,2	210,0	3,1
<i>Max</i>	111,3	34,9	2,1	6,4	7,5	1,8	2,6	254,0	118,4
<i>Median</i>	13,8	7,8	1,2	4,1	5,5	0,9	1,5	245,5	39,2
<i>Standardabw.</i>	26,9	8,6	0,3	1,5	1,2	0,4	0,7	12,8	23,6

Bleicherode	HF		Mitte		V1		V2	
	Glas	Kunst	Glas	Kunst	Glas	Kunst	Glas	Kunst
<i>Min</i>	7,6	-	7,8	7,5	7,5	7,9	8,0	8,0
<i>Max</i>	8,3	-	8,4	8,2	8,8	8,1	8,6	8,0
<i>Median</i>	8,0	-	8,3	8,1	8,0	8,0	8,2	8,0
<i>Standardabw.</i>	0,2	-	0,2	0,3	0,3	0,1	0,2	-
<i>Min</i>	2,3	1,1	0,0	0,4	0,3	3,4	0,5	0,6
<i>Max</i>	2,9	1,1	1,0	0,7	6,6	5,2	0,7	0,7
<i>Median</i>	2,6	1,1	0,5	0,5	3,2	4,7	0,7	0,6
<i>Standardabw.</i>	0,2	-	0,2	0,1	1,4	0,8	0,1	0,03

Menteroda	HF				Mitte			
	Glas_alt	Glas_neu	Kunst_alt	Kunst_neu	Glas_alt	Glas_neu	Kunst_alt	Kunst_neu
<i>Min</i>	7,7	7,8	7,6	7,5	8,2	-	7,5	7,4
<i>Max</i>	8,2	8,7	8,0	8,1	8,8	-	7,8	9,2
<i>Median</i>	8,0	8,1	7,6	7,7	8,4	-	7,7	8,6
<i>Standardabw.</i>	0,1	0,3	0,1	0,2	0,2	-	0,2	0,9
<i>Min</i>	2,3	4,3	62,9	1,7	9,9	-	5,3	5,4
<i>Max</i>	40,3	16,1	186,7	2,1	27,1	-	6,6	10,4
<i>Median</i>	29,4	7,3	73,0	2,0	21,1	-	6,0	5,7
<i>Standardabw.</i>	9,0	4,2	47,1	0,1	4,9	-	1,0	2,8

Tab. 6.1: Statistische Parameter der pH-Werte und elektrischen Leitfähigkeiten (EC in mS/cm) der Bodenlösungen an den Untersuchungsstandorten

Die **pH-Werte** der Sickerwässer lagen an allen drei Halden im Durchschnitt bei 8,0 und somit im schwach alkalischen Bereich. Damit überstiegen sie leicht die Werte des Feinbodens, der im Mittel pH-Werte zwischen 7,2 und 7,6 annahm (neutral bis schwach alkalisch). Diese Erhöhung gegenüber den Boden-pH-Werten könnte eine Folge des angelegten Unterdrucks in den Saugkerzensystemen sein. Hierdurch kommt es zur Entgasung von CO<sub>2</sub> aus der Probenlösung, was zu einem Ansteigen des pH-Wertes führt (GROSSMANN 1988, LITAOR 1988, WILSON et al. 1995). Lange Standzeiten in den Probensammelflaschen wirken zusätzlich begünstigend auf diesen Vorgang (siehe Kap. 3.6)

Allen Untersuchungsflächen gemeinsam ist die geringe Standardabweichung ( $\sigma$ ), die im Mittel bei 0,2 bis 0,3 lag. Die pH-Werte schwankten demnach nur geringfügig, trotz der messmethodisch bedingten Einflussfaktoren. Höhere Schwankungen zeigten nur die Standorte BIS\_V2\_Kunststoffsaugkerze ( $\sigma = 1,1$ ) und MTR\_M\_Kunststoffsaugkerze\_neu ( $\sigma = 0,9$ ), wobei in den Sickerwässern dieser Standorte jeweils sowohl die niedrigsten als auch die höchsten pH-Werte gemessen wurden. Auffällig war die Entwicklung der Werte in der Bodenlösung am Standort BIS\_V2\_Kunststoffsaugkerze während des Untersuchungszeitraumes. Sie begannen mit pH = 6 im schwach sauren Bereich, stiegen fast stetig an und erreichten am Ende einen pH-Wert von 10,3 (sehr stark alkalisch). Die von der benachbarten

Glassaugkerze gezogenen Sickerwässer in 2 m Entfernung variierten dagegen nur geringfügig zwischen  $\text{pH} = 6,5$  und  $7,4$ . Eine abschließende Erklärung für diese Erscheinung kann nicht gegeben werden, da einerseits die gewonnenen Lösungen die gleichen prozentualen Anteile an Ionen aufwiesen, wobei die Glassaugkerze wesentlich höher konzentrierte Laugen förderte, und andererseits auch keine Unterschiede hinsichtlich der Eigenschaften der an diesen Standorten entnommenen Bodenproben nachweisbar waren. In Bischofferode finden auch keine Überdeckungsmaßnahmen statt, so dass ein Einfluss durch kalkhaltige Bauschutte etc. ausgeschlossen werden kann.

Die bereits bei den Feinbodenanalysen festgestellten Unterschiede bezüglich der **elektrischen Leitfähigkeiten (EC)** zwischen den Halden sowie an den einzelnen Standorten einer Halde untereinander setzten sich auch bei den Bodenlösungen fort. Die insgesamt höchsten Leitfähigkeiten wurden in Bischofferode ermittelt und zwar erwartungsgemäß am Standort V2, wo haldenbürtige Sickerlauge austrat. Dabei lagen die Werte der Glassaugkerzenlösung stets über  $200 \text{ mS/cm}$ , während die der Kunststoffsaugkerzenlösung zwar Extremwerte von  $3$  und  $118 \text{ mS/cm}$  annahmen, meist jedoch zwischen  $30$  und  $50 \text{ mS/cm}$  schwankten (Median:  $39,2 \text{ mS/cm}$ ). Ähnliche Spannweiten wurden am Hangfuß gemessen (Glassaugkerzenlösung:  $3\text{-}111 \text{ mS/cm}$ ), allerdings lagen die elektrischen Leitfähigkeiten im Durchschnitt deutlich unter denen an der Vorflut 2 (Median:  $13,8 \text{ mS/cm}$ ).

Ebenfalls sehr hohe EC-Werte konnten in Menteroda nachgewiesen werden. Hier wurden insbesondere in den Sickerwässern, die durch die primär eingebaute Kunststoffsaugkerze am Hangfuß entnommen worden sind, extreme Werte von bis zu  $187 \text{ mS/cm}$  gemessen. Diese Saugkerze lag im Einflussbereich eines Salzgesteinbrockens, der sich ca.  $20 \text{ cm}$  entfernt befand. Wie bereits bei den Sickerwassermengen, konnte am Hangfuß auch bezüglich der elektrischen Leitfähigkeit ein deutlicher Unterschied zwischen den Werten der Lösungen, die mittels der ursprünglich eingebauten Saugkerzen gewonnen worden sind und denen der Sickerwässer, die mit den neuen Saugkerzen gezogen wurden, festgestellt werden. Die weitaus höheren Fördermengen der neuen Saugkerzen gingen dabei mit stark reduzierten EC-Werten einher. Außerdem war bei der neuen Kunststoffsaugkerze keine wesentliche Beeinflussung mehr durch den benachbarten Salzgesteinbrocken feststellbar, wodurch allein schon deshalb geringere Leitfähigkeiten erzielt wurden.

Die geringsten EC-Werte wurden in Bleicherode ermittelt und zwar an den Standorten Mitte und Vorflut 2. Eine Beeinflussung durch salzhaltige Sickerwässer war hier nicht festzustellen. Am Hangfuß und insbesondere an der Vorflut 1 waren die Leitfähigkeiten dagegen bereits deutlich erhöht und mit denen der Kunststoffsaugkerzenlösungen an den Standorten BIS\_M sowie MTR\_M vergleichbar.

### 6.3.2 Anorganische Stoffgehalte in den Sickerwässern

Für die Bestimmung der anorganischen Inhaltsstoffe (Na, Ca, K, Mg, Cl,  $\text{SO}_4$  und  $\text{NO}_3$ ) wurden ausschließlich die Sickerwässer der Kunststoffsaugkerzen verwendet, da dieser Kerzentyp aufgrund seiner Materialeigenschaften für solche Untersuchungen besonders gut geeignet ist (Siehe Kap. 3.3.3). Zum Vergleich der Stoffkonzentrationen wurden teilweise auch die Sickerwässer der Glassaugkerzen parallel analysiert. Diese hatten entsprechend ihrer häufig weitaus höheren elektrischen Leitfähigkeiten (siehe Kap. 6.3.1) auch höhere Konzentrationen. Allerdings waren die prozentualen Anteile der einzelnen Ionen am Gesamtstoffgehalt vergleichbar mit denen der Kunststoffsaugkerzen-Bodenlösungen. In Bleicherode musste von dieser Verfahrensweise abgewichen werden, da die Kunststoffsaugkerzen nur sporadisch Sickerwässer sammelten und oftmals mehrere Monate keine Bodenlösung für die Analyse zur Verfügung stand. Die Glassaugkerzen lieferten dagegen weitaus regelmäßiger Proben. Da die Zusammensetzungen der Lösungen beider Kerzentypen an allen Standorten in Bleicherode sehr gut übereinstimmten, wurden jeweils Mittelwerte aus den analysierten Stoffgehalten gebildet.

### 6.3.2.1 Untersuchungsfläche Bischofferode (BIS)

Die über alle vier Standorte gemittelten Konzentrationen der Sickerwässer in Bischofferode zeigten eine klare Dominanz von Chlorid und Natrium, gefolgt von Sulfat, Kalium und Calcium. Wie die Abbildung 6.11 zeigt, zeichnen sie damit sehr gut die Zusammensetzung der Drainagewässer nach, welche die gelösten Bestandteile der Rückstandshalde repräsentieren.

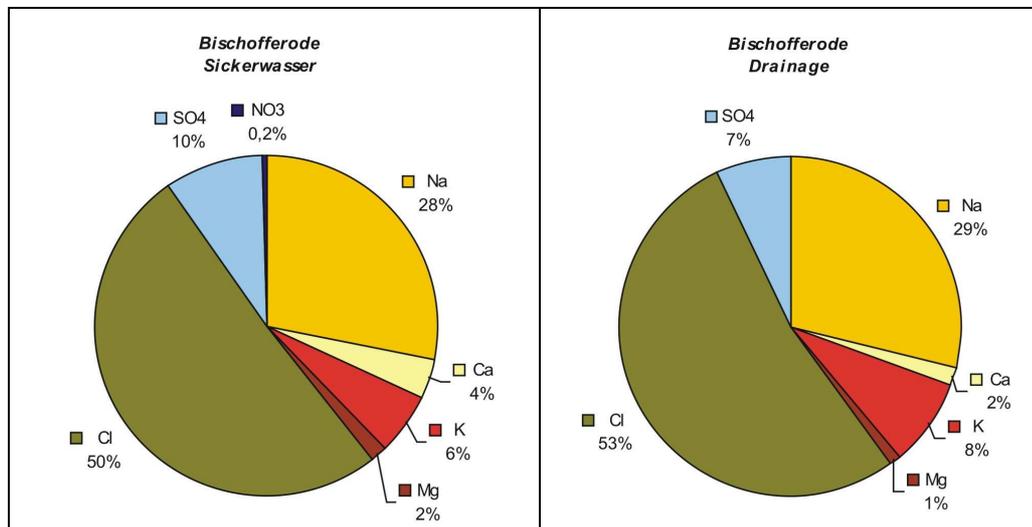


Abb. 6.11: Mittlere Stoffanteile in den Sicker- und Drainagewässern der Halde Bischofferode

Fast identisch bezüglich der prozentualen Stoffanteile sind die **Drainagewässer** und die Sickerwässer am Standort **Vorflut 2**. Damit wird letztendlich bestätigt, dass in dem angeschnittenen Hangbereich dieses Standortes Haldenlauge austritt, die als Interflow auf den undurchlässigen Tonsteinschichten transportiert worden ist. Die Lauge im offenen Drainagekanal war jedoch stets deutlich höher konzentriert (durchschnittlich 181 g/l), was unter anderem auf Verdunstungsprozesse zurückgeführt werden kann. Daneben unterlagen die Sickerwässer, die am Standort V2 zutage traten, dem Einfluss von niedrig konzentrierten Niederschlagswässern, die auf dem Weg zwischen Halde und Messpunkt zur Verdünnung der Lauge beitrugen (durchschnittliche Konzentration 24 g/l).

Die in die Lockerschicht eingebaute Saugkerze am **Hangfuß** sammelte Sickerwässer, die sich dahingehend von der Haldenlauge unterschieden, dass neben den dominierenden Natrium- und Chloridionen vermehrt Calcium und Sulfat enthalten waren. Das liegt daran, dass bei der Lösung des Salzkernes die leichtlöslichen Salze, insbesondere NaCl als Hauptbestandteil des aufgehaldeten Rückstandes, sehr schnell in Lösung gehen, während Gips und Anhydrit (CaSO<sub>4</sub>) zurückbleiben. KNAUER (1994) gibt für Bleicherode an, dass der Rückstand der Althalde (nach mehr als einem Jahr Lagerungsdauer) zu ca. 80 % aus CaSO<sub>4</sub> besteht. Dieser Wert wird von PARNIESKE-PASTERKAMP (2004) für die Halde Bischofferode, deren Rückstand zum Zeitpunkt der Aufhaldung in etwa die gleiche Zusammensetzung aufwies wie der von Bleicherode, bestätigt. Die Analysen der Lockerschicht ergaben einen durchschnittlichen CaSO<sub>4</sub>-Gehalt von 76 %. Hieraus resultieren die hohen Gehalte an Calcium und Sulfat in den Sickerwässern, die direkt aus dem Rückstandsmaterial entnommen wurden. Die Abnahme der Salzgehalte im Rückstand ist abhängig von seiner Lagerungsdauer. Je länger dieser Lösungsprozess andauert, desto mächtiger wird die salzfreie Lockerschicht. Das Material in 75 cm Tiefe, in das die Saugkerze eingebaut war, enthielt trotz mindestens 10 bis 20-jähriger Lagerungszeit und fortgeschrittener Lockerschichtbildung noch sehr hohe Salzgehalte.

Die elektrische Leitfähigkeit nahm mit 9 mS/cm (in wässriger Bodenlösung) bzw. 125 mS/cm (Gleichgewichtsbodenlösung<sup>27</sup>) extreme Werte an. Allerdings muss an dieser Stelle hinzugefügt werden, dass sich die Lockerschicht nicht gleichmäßig ausbildet. Dort, wo Niederschlagswasser konzentriert in die Haldenoberfläche eindringen kann, wird der Rückstand trichterartig ausgelaugt und es bleiben ungleichmäßige, rippenförmige Rückstandsreste im Untergrund zurück (Abb. 6.12). Auch wenn die Saugkerze selbst in der Lockerschicht steckte, ist eine Beeinflussung durch benachbarte Rückstandsrippen, die noch der Auslaugung unterliegen, nicht auszuschließen. Beim Ausbau

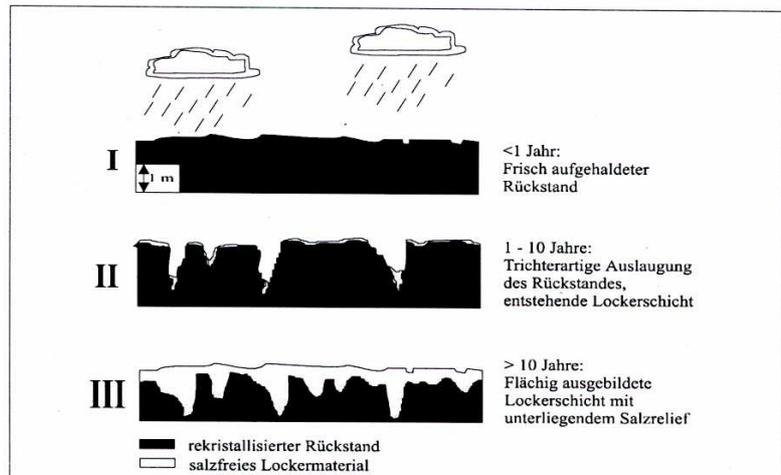


Abb. 6.12: Entstehung der Lockerschicht (HEIDEN et al. 2001)

der am Hangfuß eingesetzten Kunststoffsaugkerze wurde dann auch in nur 5 cm Entfernung vom Kerzenkörper ein solcher kristalliner Rückstandsrest gefunden. Dadurch erklären sich die hohen NaCl-Gehalte in der Sickerwasserlösung und dem Substrat. Die übrigen Ionen ( $Mg^{2+}$ ,  $K^+$ ,  $NO_3^-$ ) spielten dagegen eine untergeordnete Rolle.

Die Stoffkonzentrationen nahmen vom Hangfuß (im Mittel 9,6 g/l) zum Standort **Mitte** hin stark ab (2 g/l). Allerdings konnte bereits anhand der Bodenuntersuchungen festgestellt werden, dass die elektrische Leitfähigkeit und somit der Salzgehalt mit der Tiefe zunahm (siehe Kap. 5.3.4 und Anlage 3). Die erhöhten Gehalte an Natrium ( $\varnothing$  0,75 g/l) und Chlorid ( $\varnothing$  0,9 g/l) sind demzufolge auf Haldensickerwässer zurückzuführen. Sie machten den Großteil der Lösungsinhalte aus. Anders als am Hangfuß wurden in den Sickerwässern am Standort Mitte deutlich höhere Kalium-Konzentrationen gemessen. Mit bis zu 150 mg/l ( $\varnothing$  72 mg/l) überstiegen sie zum Teil die von SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2002) als normal eingestufte Konzentration für nicht bis gering belastete Böden (0,1 – 80 mg/l). Die Gehalte an Calcium und Sulfat, den Hauptbestandteilen der Lockerschicht, sind dagegen stark zurückgegangen.

An der **Vorflut 1** wurden die insgesamt geringsten Konzentrationen ermittelt. Dominierend waren auch hier Natrium und Chlorid, die zusammen einen durchschnittlichen Lösungsanteil von 69 % hatten und noch immer mittlere Konzentrationen von jeweils knapp 320 mg/l aufwiesen. Die Beeinflussung durch Haldensickerwässer ist also auch in diesem Bereich noch spürbar. Deutlich hervor traten die Calciumgehalte, die an diesem Standort mit 16,7 % den vergleichsweise höchsten Anteil ausmachten. Ein Einfluss durch die Bode ist wahrscheinlich, da die Saugkerze im Grundwasserschwankungsbereich eingebaut war. Die Bode selbst war an diesem Standort ebenfalls durch hohe Calciumgehalte ( $\varnothing$  31 %) gekennzeichnet (siehe Kap. 7.2). Sie stammen aus dem Muschelkalk des Ohmgebirges, in dem die Bode entspringt. Die in fast allen Sickerwasserproben analysierten Nitratgehalte stammten einerseits aus den Exkrementen der Schafe, die hier am Untersuchungsstandort weiden und andererseits resultieren sie aus Einträgen aus dem von Landwirtschaft geprägten Einzugsgebiet.

<sup>27</sup> Errechnet nach DVWK (1995) anhand von Bodenart und Humusgehalt.

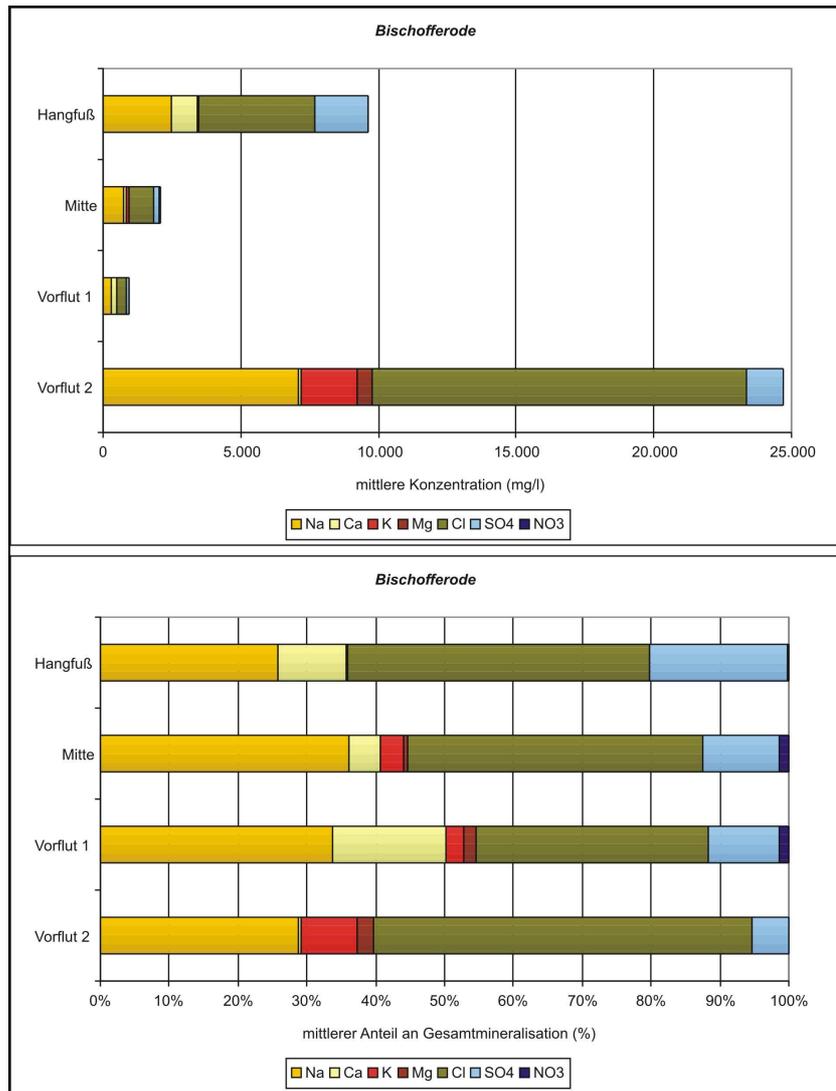


Abb. 6.13: Mittlere Konzentrationen und mittlere prozentuale Anteile der Ionen an den Gesamtkonzentrationen der Sickerwässer in Bischofferode (getrennt nach Standort)

### 6.3.2.2 Untersuchungsfläche Bleicherode (BL)

In Bleicherode fallen die überaus hohen Sulfatgehalte auf, die mehr als die Hälfte der mittleren Gesamtkonzentrationen ausmachten und NaCl bei weitem übertrafen. Den größten Beitrag hierzu leisteten die Sickerwässer am **Hangfuß** und am Standort **Vorflut 1**, in denen Sulfat (1.300 bzw. 1.700 mg/l) und Calcium (ca. 600 mg/l) die Hauptinhaltsstoffe bildeten. Als Quelle fungierten die hier abgelagerten kalkhaltigen Bauschutte (u.a. Mörtelreste), die bereits im Bodenaufschluss für erhöhte Ca- und SO<sub>4</sub>-Werte gesorgt haben (siehe 5.3.4). Während diese beiden Stoffe am Hangfuß mit zusammen 93 % fast ausschließlich die Lösungsbestandteile bildeten, konnten am Standort Vorflut 1 darüber hinaus noch nennenswerte Anteile an Natrium (Ø 300 mg/l) und

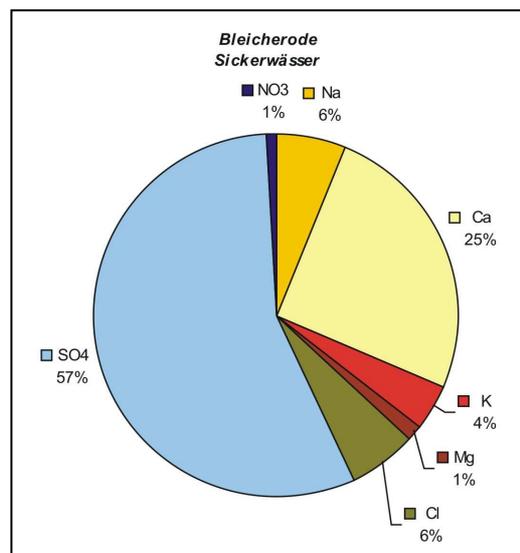


Abb. 6.14: Mittlere Stoffanteile in den Sickerwässern der Halde Bleicherode (Gesamt)

Chlorid ( $\approx 180$  mg/l) nachgewiesen werden. In dieser Größenordnung wurden Na und Cl nur an diesem Standort vorgefunden und sind das Ergebnis subterranean Stofftransporte. Wie bereits in Kap. 5.3.4 dargelegt, lag der Standort Vorflut 1 im Bereich der östlich bis südöstlich der Halde verlaufenden Salzfahne (ZIMMERMANN 2004, zit. in DGFZ 2005). Im Vergleich mit den von SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2002) angegebenen Lösungskonzentrationen für nicht bzw. gering belastete natürliche Böden überstiegen allerdings nur die Natriumwerte die Normalgehalte (2-50 mg/l) um ein Vielfaches, während die Chloridgehalte noch innerhalb der Referenzbereiche lagen. Abgesehen von Na und Cl zeigten die Sickerwässer an den Standorten Hangfuß und Vorflut 1 vergleichbare Zusammensetzungen und Konzentrationen (Abb. 6.15). Die generell geringere Mineralisation der Lösungen am Hangfuß beruht einerseits auf der geringeren Entnahmetiefe und somit stärkeren Verdünnung durch gering konzentrierte Niederschlagswässer. Andererseits finden die lateralen Fließprozesse in größeren Tiefen statt, so dass deren Einfluss am Standort Vorflut 1, der im Bereich der Uferböschung auf einem wesentlich geringeren Höhenniveau lag als der Standort am Hangfuß, deutlich stärker zu spüren ist.

Hinsichtlich der Konzentrationen sind die Sickerwässer des Standortes **Mitte** durchaus mit denen des natürlichen Bodens am Standort Vorflut 2 vergleichbar (Abb. 6.15). Auch hier kann die geringe Entnahmetiefe aufgrund der hohen Skelettanteile als Ursache herangezogen werden. Dadurch unterliegen die Sickerwässer verstärkt der Verdünnung durch Niederschläge und zeigten mit durchschnittlich knapp 0,6 mS/cm elektrische Leitfähigkeiten, die im Bereich unbelasteter bis gering belasteter Böden liegen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002). Allerdings wiesen, anders als am Standort Vorflut 2, auch hier insbesondere Calcium sowie Sulfat die höchsten prozentualen Anteile an den Lösungsinhalten auf, während Natrium und Magnesium kaum eine Rolle spielten. Die hohen Ca- und  $\text{SO}_4$ -Gehalte der Sickerwässer an Hangfuß und Vorflut 1 konnten jedoch nicht erreicht werden, da in der Mitte überwiegend natürliches Gestein in Form von Schottern abgelagert wurde und weniger Zement- und Mörtelreste.

Der Standort **Vorflut 2** wies generell sehr gering konzentrierte Bodenlösungen auf. Obwohl der flussabwärts gelegene Standort nur wenige Meter von der Messstelle Vorflut 1 entfernt war, konnte hier keine subterranean Verlagerung salzhaltiger Haldensickerwässer mehr festgestellt werden. Im Gegensatz zu Vorflut 1 liegt der Standort Vorflut 2 außerhalb der Salzfahne, die von der Halde ausgeht.

Insgesamt wiesen die Sickerwässer in Bleicherode kaum kritische Werte auf. Gemessen an den von SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2002) als normal eingestuften Konzentrationen konnten nur am Hangfuß und am Standort Vorflut 1 Überschreitungen festgestellt werden. Insbesondere bei  $\text{SO}_4$ , dem Indikator für Bauschuttagerungen (AD-HOC-AG-BODEN 2005), wurden im Durchschnitt vier- bis fünffach höhere Konzentrationen festgestellt. Die Ca-Konzentrationen lagen ebenfalls häufig oberhalb von 600 mg/l. An der Messstelle Vorflut 1 konnten darüber hinaus Na-Gehalte ermittelt werden, die im Mittel 6-fach höhere Werte als die Normalgehalte aufwiesen. Die Cl-Konzentrationen überstiegen mehrfach deutlich die normalen Werte ungedüngter Böden (3-170 mg/l in Waldböden) (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2002)).

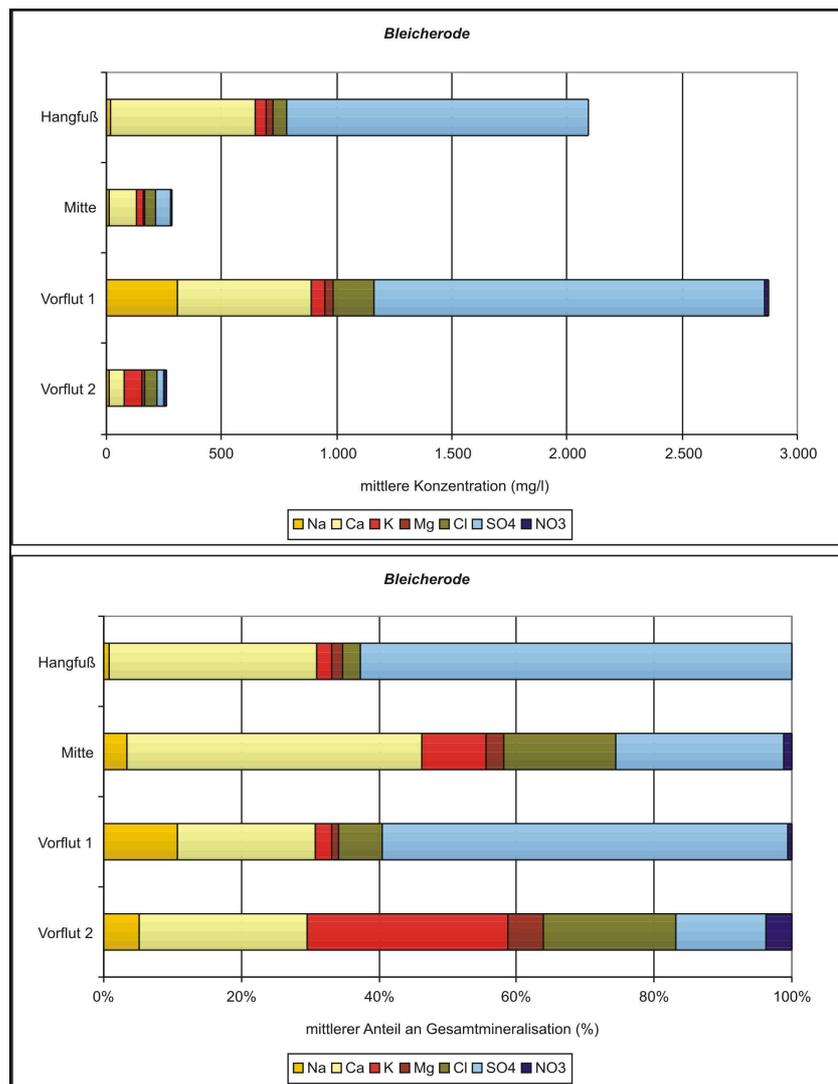


Abb. 6.15: Mittlere Konzentrationen und mittlere prozentuale Anteile der Ionen an den Gesamtkonzentrationen der Sickerwässer in Bleicherode (getrennt nach Standort)

### 6.3.2.3 Untersuchungsfläche Menteroda (MTR)

In Menteroda wurde besonders deutlich, wie stark die Zusammensetzung der Sickerwässer auf kleinstem Raum differieren kann. Trotz dem die neuen Saugkerzen nach der Zerstörung des Messfeldes in unmittelbarer Nachbarschaft zu den alten Kerzen eingebaut worden waren, unterschieden sich die Konzentrationen der analysierten Stoffe zum Teil erheblich. Um Verzerrungen der Ergebnisse und Fehlinterpretationen zu vermeiden, wurden die Daten der alten und neuen Saugkerzen getrennt gemittelt. Es wurde außerdem darauf verzichtet, eine Gesamtübersicht über die durchschnittlichen Stoffanteile in den Sickerwässern der Halde zu erstellen. Die Diagramme der Abb. 6.16 zeigen, wie stark sich die Zusammensetzungen der Bodenlösungen unterschieden.

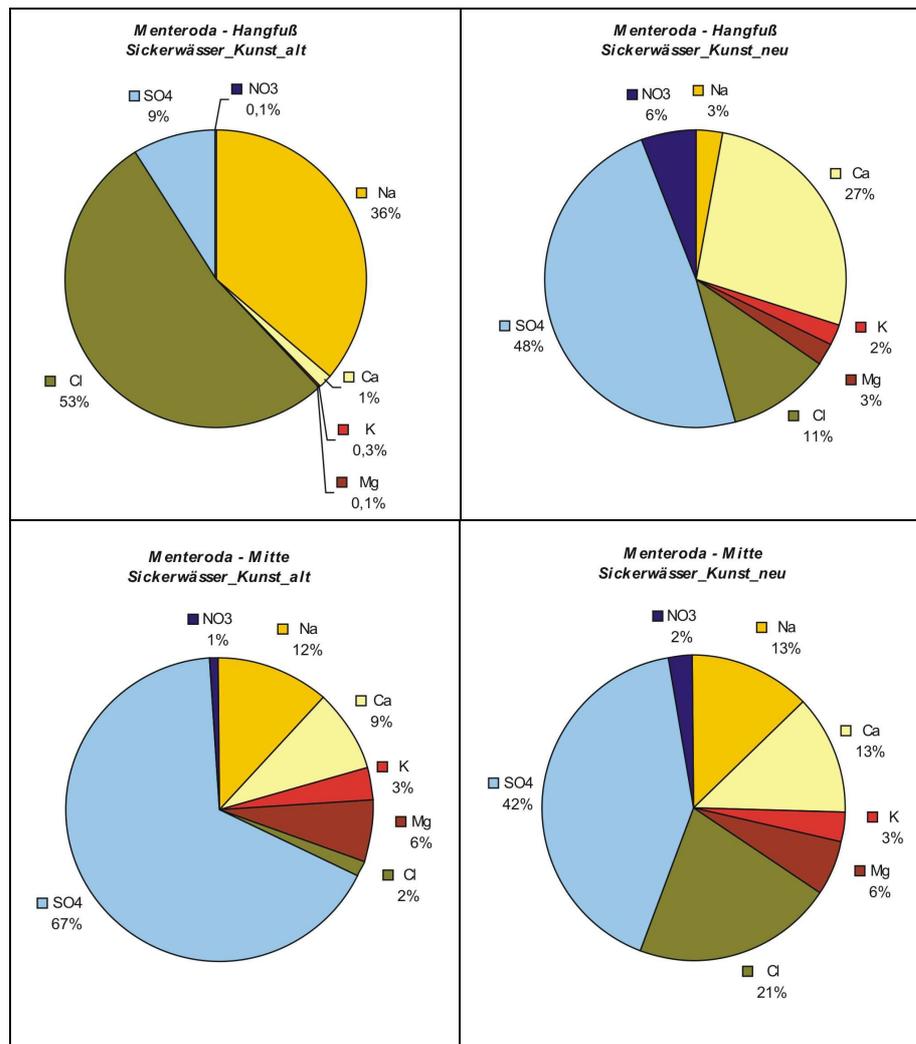


Abb. 6.16: Mittlere Stoffanteile in den Sickerwässern der Halde Menteroda (getrennt nach Einbautermin der Kerzen und Standort)

Während Natrium und Chlorid in den Sickerwässern der ursprünglich am **Hangfuß** eingebauten Saugkerze zusammen noch fast 90 % (zusammen  $\varnothing$  131.000 mg/l) der Gesamtstoffgehalte ausmachten, reduzierte sich dieser Anteil in den Sickerwässern der neuen Kerze auf insgesamt nur noch 14 % (zusammen  $\varnothing$  230 mg/l). Stattdessen nahmen nun Sulfat ( $\varnothing$  830 mg/l) und Calcium ( $\varnothing$  470 mg/l) die Stellen der Hauptinhaltsstoffe ein. Dass dies allerdings nicht mit einer Erhöhung der Konzentrationen einhergeht, macht die Abb. 6.17 deutlich.

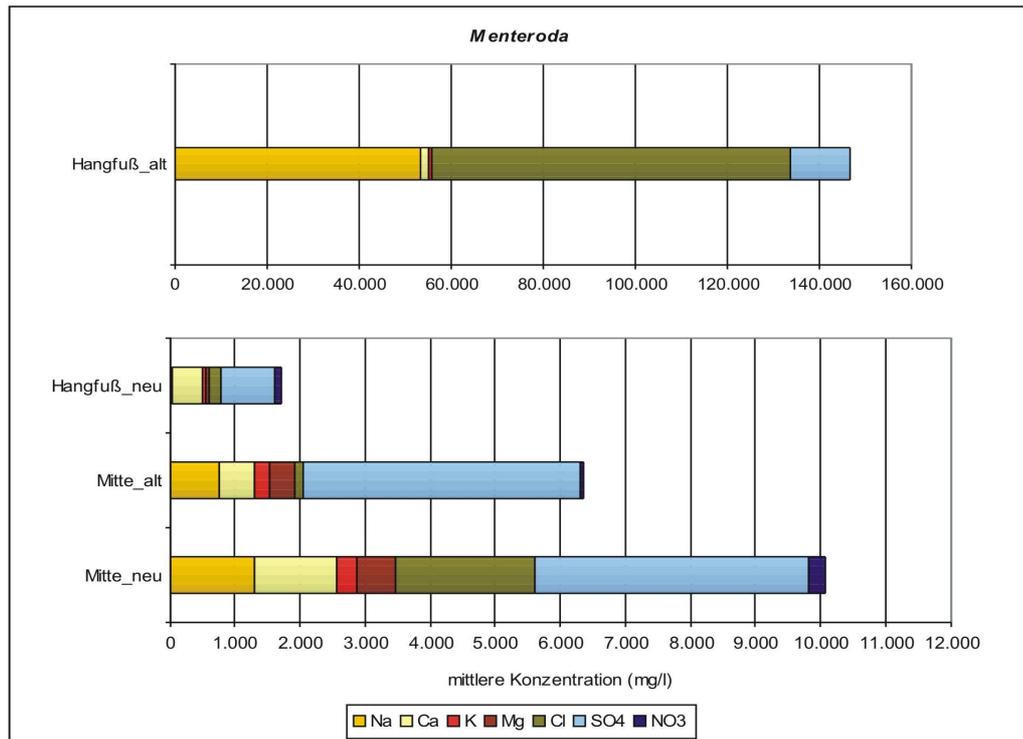


Abb. 6.17: Mittlere Konzentrationen der Ionen in den Sickerwässern in Menteroda (getrennt nach Einbaftermin der Kerzen und Standort)

Wie bereits anhand der Entwicklung der elektrischen Leitfähigkeiten (siehe Kap. 6.3.1) festgestellt werden konnte, waren die Sickerwässer, die von der neuen Saugkerze gefördert wurden, wesentlich geringer konzentriert. Dies betraf alle analysierten Stoffe. Am deutlichsten gingen die Gehalte von Na und Cl zurück, was darin begründet ist, dass die ursprüngliche Saugkerze etwa 20 cm entfernt von einem Salzgesteinsbrocken installiert worden war, während die neue Saugkerze diesem Einfluss nicht unterlag. Am stabilsten erwies sich der NO<sub>3</sub>-Gehalt mit durchschnittlich 190 bzw. 100 mg/l, der auf der Verwendung von Klärschlamm als Überdeckungsmaterial beruht. Diese Werte werden zwar von SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2002) für mitteleuropäische Böden (Ah-Horizont) als normal und häufig vorkommend eingestuft, übersteigen aber den Grenzwert der Trinkwasserverordnung (TRINKWV 2001) für Grundwasser von 50 mg/l um ein Vielfaches.

Am Standort **Mitte** verhielten sich die Konzentrationen entgegengesetzt zum Hangfuß. Hier waren die Sickerwässer der neu eingebauten Kerze deutlich höher konzentriert als die der alten Kerze. Sulfat hatte generell die höchsten Anteile, die auch kerzen- bzw. standortunabhängig konstant blieben (Ø 4.270 bzw. 4.230 mg/l). Skelettgehalte von 45 %, überwiegend Bauschuttalagerungen, sind hierfür verantwortlich. Eine fast 20-fache Zunahme der mittleren Konzentrationen erfuhr Chlorid und machte damit ein Fünftel der Stoffgehalte in den Lösungen der neuen Saugkerze aus. Natrium und Calcium verdoppelten ihre Konzentrationen. Eine deutliche Erhöhung von im Mittel 47 mg/l auf 250 mg/l konnte bei Nitrat beobachtet werden. Die Klärschlammbeimischungen waren demnach im Wirkungsbereich der neuen Saugkerze höher.

Wie die Bodenwasseraufschlüsse (siehe Kap. 5.3.3 und 5.3.4) und die EC-Werte der Saugkerzenlösungen (siehe Kap. 6.3.1) bereits anzeigten, waren die Konzentrationen der Bodenlösungen in Menteroda insgesamt sehr hoch. Einzig die Lösungsinhalte der neuen Saugkerze am Hangfuß lagen nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2002) im normalen Bereich (bis auf Sulfat infolge der hohen Bauschutt mengen). Die anderen Standorte waren gekennzeichnet durch extrem hohe Gehalte an Na, Ca, Cl und SO<sub>4</sub>. Dies galt im Besonderen für die primär eingebaute Saugkerze am Hangfuß, die im Durch-

schnitt Lösungen mit Gesamtkonzentrationen von 147 g/l förderte. Lässt man die Lösungen dieser Saugkerze aufgrund ihrer Nähe zu einem Salzgesteinsbrocken außer Betracht, war eine Zunahme der Konzentrationen vom Hangfuß zur Mitte des Messfeldes hin zu beobachten. Dies liegt in der Tatsache begründet, dass der Untergrund der Halde sowie die Basis der Überdeckungsschichten sehr tonig sind und daher ein Versickern der Bodenlösungen in den tieferen Untergrund sehr gut verhindern. Die über den Interflow lateral abfließenden Sickerwässer konzentrieren sich somit auf ihrem Weg vom Hangfuß zur Mitte auf.

Unterhalb der Untersuchungsfläche sammelten sich in einem offenen **Drainage**kanal zwischen dem Haldengelände und der benachbarten landwirtschaftlichen Nutzfläche Sickerwässer, die ebenfalls auf ihren stofflichen Inhalt hin untersucht worden sind. Im Durchschnitt wiesen sie eine elektrische Leitfähigkeit von 66 mS/cm (Median) und Ionen-Konzentrationen von 39 g/l auf. Diese Werte lagen deutlich über denen am Hangfuß und in der Mitte (abgesehen von der zuerst eingebauten Saugkerze am Hangfuß). Die bereits beobachtete Zunahme der Stoffkonzentrationen vom Hangfuß zum Standort Mitte setzte sich somit auch zur Drainage hin fort. Hier sammelten sich demnach Sickerwässer, die in-

folge des dichten Untergrundes am Versickern gehindert und auch nicht von der Ringdrainage gefasst worden sind. Die Stoffgehalte deuteten darauf hin, dass sich auf dem Fließpfad zur Drainage nahezu salzgesättigte Haldenlaugen mit EC-Werten von über 200 mS/cm (PARNIESKE-PASTERKAMP 2004) sowie Na und Cl als dominierende Bestandteile<sup>28</sup> mit Ca- und SO<sub>4</sub>-reichen Lösungen aus den bauschuttreichen Deckschichten vermischten. Die Abb. 6.18 zeigt die Zusammensetzung der Drainagewässer. Aufgrund der offenen Drainage standen die Wässer deutlich unter dem Einfluss von Niederschlag und Verdunstung, was sich in witterungsabhängig schwankenden EC-Werten und Stoffkonzentrationen äußerte. Die prozentualen Anteile der Lösungsinhalte blieben jedoch stets konstant, was auf stabile Verhältnisse bezüglich des Sickerwassertransportes und der Fließpfade hindeutet.

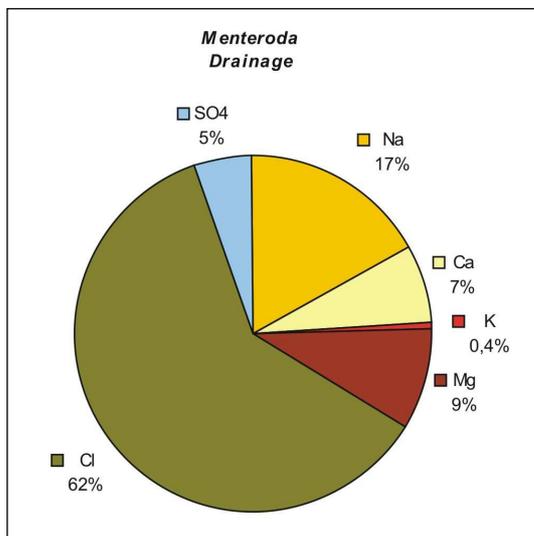


Abb. 6.18: Mittlere Stoffanteile in den Drainagewässern der Halde Menteroda

### 6.3.3 Schwermetallgehalte in den Sickerwässern

Die Sickerwässer wurden stichprobenartig auf Kupfer, Cadmium und Zink hin untersucht. Dies sind die Schwermetalle, die auch im Bodenwasseraufschluss noch nachweisbar waren (siehe Kap. 5.3.3). Aufgrund der spezifischen Eigenschaften der Saugkerzenmaterialien wurden für die Schwermetalluntersuchungen nur die Sickerwässer der Kunststoffsaugkerzen verwendet. Wie bereits bei der Ermittlung der anorganischen Stoffgehalte wurden für Bleicherode parallel auch die Lösungen der Glassaugkerzen analysiert, da die Kunststoffsaugkerzen zu wenig Probenmaterial lieferten und eine Auswertung ansonsten nicht möglich gewesen wäre. In der Tab. 6.2 sind die statistischen Kenngrößen der Schwermetallgehalte für alle drei Halden dargestellt. In der Anlage 5 können die einzelnen Analyseergebnisse eingesehen werden.

<sup>28</sup> Die durchschnittliche Zusammensetzung der Haldenlösung betrug laut PARNIESKE-PASTERKAMP (2004): Na: 102 g/l (28 %); K: 25 g/l (7 %); Ca: 0 g/l (0 %); Mg: 11 g/l (3 %); SO<sub>4</sub>: 53 g/l (14 %); Cl: 174 g/l (48 %) (Zeitraum: 10/1999 – 10/2000).

	<i>Min</i>	<i>Max</i>	<i>Mittel</i>	<i>Median</i>	
<b>Cu (µg/l)</b>					
Bischofferode	0,3	99	32	19	Prüfwert Boden-Grundwasser nach BBodSchV (1999): 50 µg/l Grenzwert nach TrinkwV (2001): 2 mg/l Vorgabe der ThürHalR (2002): 150 µg/l
Bleicherode	2	178	37	14	
Menteroda	15	1.190	159	41	
<b>Cd (µg/l)</b>					
Bischofferode	0,1	0,4	0,2	0,2	Prüfwert Boden-Grundwasser nach BBodSchV (1999): 5 µg/l Grenzwert nach TrinkwV (2001): 5 µg/l Vorgabe der ThürHalR (2002): 5 µg/l
Bleicherode	0,1	0,7	0,4	0,4	
Menteroda	0,1	4,0	1,8	1,6	
<b>Zn (µg/l)</b>					
Bischofferode	19	242	68	46	Prüfwert für Boden-Grundwasser nach BBodSchV (1999): 500 µg/l Vorgabe der ThürHalR (2002): 300 µg/l
Bleicherode	14	472	57	37	
Menteroda	28	510	137	49	

Tab. 6.2: Statistische Parameter der Schwermetallgehalte in den Sickerwässern der Halden

**Cadmium** lag wie bereits beim Bodenwasseraufschluss in den meisten Proben unterhalb der methodischen Nachweisgrenze oder war nur in sehr geringen Mengen analysierbar. Entsprechend der königswasserlöslichen Gesamtgehalte in den Böden wurden in Menteroda die höchsten Werte ermittelt, allerdings ausschließlich am Hangfuß und auch nur in den Sickerwässern, die mit Hilfe der ursprünglich eingebauten Saugkerze gewonnen worden waren (07/2004 und 10/2004). Die Konzentrationen der von der Ersatzsaugkerze gesammelten Sickerwässer fielen wesentlich geringer aus. Dies hat einerseits seine Ursache in der geringeren Salzbelastung dieser Bodenlösungen, da mit der Abnahme von Alkali- und Erdalkali- sowie Chlorid- und Sulfat-Ionen eine Verringerung der Bildung löslicher Komplexe und somit der Schwermetallmobilisierung einhergeht. Andererseits können die höheren Sickerwassermengen verdünnend wirken. Ein Überschreiten des Prüfwertes für den Boden-Grundwasser-Pfad konnte in keinem Fall festgestellt werden. Die Vorgaben der THÜRHALR (2002) wurden ebenfalls eingehalten.

Die **Kupfer**-Konzentrationen zeigten generell einen Anstieg in den Monaten Januar, März und April. In diesem Zeitraum kam es auch auf allen drei Halden zu Überschreitungen des Prüfwertes der BBODSCHV (1999) von 50 µg/l. Der höher angesetzte Grenzwert der THÜRHALR (2002) von 150 µg/l wurde nur in Bischofferode nicht erreicht. Diese Erscheinung traf zeitlich mit der Schneeschmelze und Auftauprozessen in den Böden bzw. Deckschichten zusammen, was sich häufig auch in erhöhten Sickerwassermengen äußerte. Die anschließende Abnahme der Gehalte mit Beginn der Vegetationsperiode ist außerdem eine Folge der Aufnahme von Kupfer durch die Pflanzen.

Die **Zink**-Konzentrationen der gewonnenen Sickerwässer waren ebenfalls gering und unterschritten bis auf wenige Ausnahmen den Prüfwert der BBODSCHV (1999) für den Boden-Grundwasser-Pfad. Einzig am Hangfuß in Menteroda (07/2004) wurde eine Konzentration erreicht, die im Bereich des Prüfwertes lag. In Menteroda betraf dies wiederum nur die Sickerwässer der zuerst eingebauten Saugkerze, während die Gehalte in den Bodenlösungen, die von der neuen Saugkerze gewonnen wurden, deutlich niedriger lagen und mit denen am Standort Mitte vergleichbar waren. Die mit 300 µg/l niedriger angesetzten Grenzwerte der THÜRHALR (2002) wurden neben Menteroda (HF) auch in Bleicherode (M) überschritten.

Generell wies Menteroda die höchsten Schwermetall-Konzentrationen auf. Diese fielen jedoch bei weitem nicht so hoch aus, wie man es aufgrund der hohen Gesamtgehalte im Boden, die jeweils deutlich über denen der beiden anderen Halden lagen, hätte vermuten können. Es bestätigten sich somit die guten Puffereigenschaften der Deckschicht, die reich an pedogenen Oxiden, Ton und organischer Substanz ist. Im Gegensatz dazu nahmen die in Bischofferode ermittelten Sickerwasserkonzentrationen im Vergleich mit den beiden anderen Halden meist ähnliche Werte an, obwohl die Schwermetall-Gesamtgehalte hier am geringsten waren. Dies entspricht der bei den Bodenaufschlüssen

sen gemachten Beobachtung, dass die wasserlöslichen Anteile an den Gesamtgehalten in Bischofferode stets am höchsten waren (siehe Kap. 5.3.3). Geringe Pufferkapazitäten infolge niedriger Gehalte an Ton und organischer Substanz sowie hohe Salzlasten bewirkten gerade im Bereich von HF und V2, aber auch am Standort M erhöhte Konzentrationen an mobilen Schwermetallen. Insgesamt bewegten sich jedoch die durchschnittlichen Schwermetallkonzentrationen der Sickerwässer an allen untersuchten Haldenstandorten im Bereich der Normalgehalte für nicht bis gering belastete landwirtschaftlich genutzte Böden (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002). Bis auf wenige Ausnahmen, insbesondere die allgemeine Erhöhung der Kupfer-Konzentrationen im Winter und Frühjahr 2005, wurden keine kritischen Werte erreicht. Auch wenn die Schwermetallgehalte in den Bodenlösungen der Deckschichten zumeist über denen der Böden in Bischofferode lagen, gingen von den eingesetzten Materialien dennoch keine schädlichen Schwermetallemissionen über den untersuchten Pfad aus.

**6.3.4 PAK-Gehalte in den Sickerwässern**

Im Zeitraum von Juni bis Oktober 2004 wurden in Abhängigkeit vom Sickerwasseranfall monatlich mindestens einmal Proben aller Standorte hinsichtlich ihrer PAK-Gehalte analysiert. Hierzu konnten aufgrund der Eigenschaften der Saugkerzen nur die Sickerwasserproben verwendet werden, die mit Hilfe der Glassaugkerzen gewonnen worden waren (siehe Kap. 3.3.3). Von den insgesamt 16 untersuchten PAK (entsprechend der Liste der US-ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY) waren generell nur drei Substanzen nachweisbar, nämlich Naphthalin, Acenaphthen und Phenanthren (Abb. 6.19). Hierbei handelt es sich um aromatische Kohlenwasserstoffe mit zwei und drei Benzolringen. Diese niedermolekularen PAK sind in den Umweltmedien Boden, Wasser und Luft mobiler als PAK mit vier und mehr Ringen. Die weitgehende Immobilität der höhermolekularen PAK im Boden ist auf das mit der Benzolring-Anzahl steigende Sorptionsvermögen (fast ausschließlich an die organische Substanz) zurückzuführen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002; UBA 1999). Zudem sind PAK nahezu wasserunlöslich, wobei die Löslichkeit ebenfalls mit steigender Molekülgröße abnimmt. Als besonders mobil, sowohl in ungesättigten als auch in gesättigten Bodenbereichen, gilt Naphthalin. Es besitzt mit etwa 30 mg/l die vergleichsweise größte Wasserlöslichkeit unter den PAK (GELLER 2001; KOCH 2005; LITZ 1990).

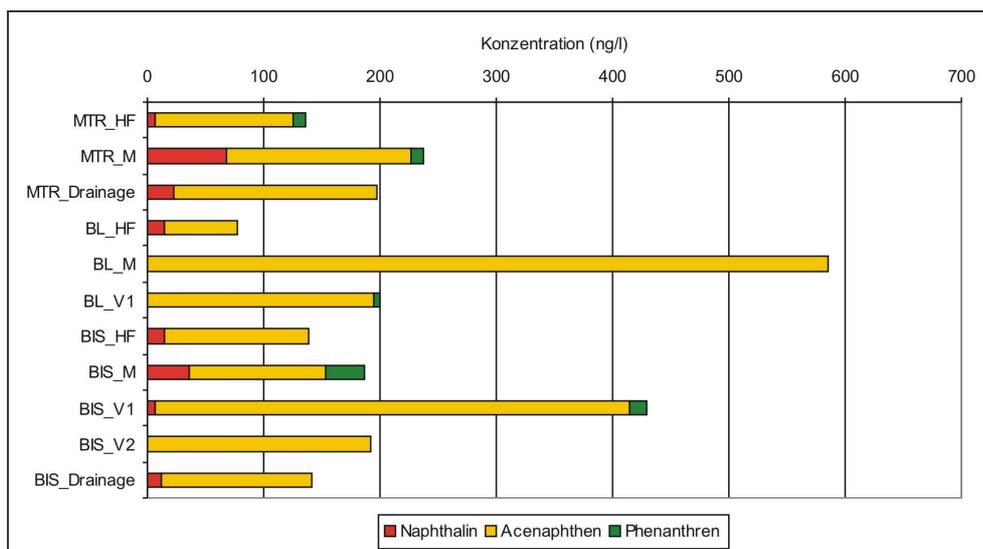


Abb. 6.19: Mittlere PAK-Gehalte an den Untersuchungsstandorten und in den Drainagen

Anhand der Abb. 6.19 wird deutlich, dass Acenaphthen an allen Standorten dominierte, gefolgt von Naphthalin. Dies steht im Widerspruch zu den Gehalten in der Bodenfeinsubstanz, die bezüglich dieser beiden Stoffe meist unterhalb der methodischen Nachweisgrenze lagen (siehe Kap. 5.3.5 und Anlage 3). Dieser Umstand ist allerdings mit dem hohen Dampfdruck von Naphthalin und Acenaphthen erklärbar, wodurch diese PAK schnell aus dem Boden ausgasen (UBA 1999; WEIGAND 2000). Während beim Trocknen der Bodenproben diese leichtflüchtigen PAK offensichtlich fast vollständig entweichen konnten, ist dieser Vorgang in den größeren Bodentiefen, aus denen die Sickerwässer entnommen worden sind, durch die auflagernden Schichten eingeschränkt. Demgegenüber waren im Gegensatz zu den Bodenproben in den Sickerwässern keine der höher kondensierten PAK nachweisbar. Dies hat wiederum darin seine Ursache, dass mit zunehmendem Molekulargewicht die ohnehin sehr geringe Wasserlöslichkeit sinkt und die Bindungsstärke an die organische Substanz zunimmt (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002).

Die über den Erfassungszeitraum gemittelten PAK-Konzentrationen der Sickerwässer zeigten keine wesentlichen Unterschiede zwischen den Halden. Die Belastungen waren im Allgemeinen gering und überschritten nur an den Standorten Mitte in Bleicherode sowie Vorflut 1 in Bischofferode den Prüfwert der BBODSCHV (1999) für den Boden-Grundwasser-Pfad (200 ng/l für  $\Sigma$  der PAK ohne Naphthalin). Am Standort Vorflut 1 in Bleicherode wurde der Prüfwert mit 200 ng/l gerade erreicht. Anders sah es bei den einzelnen Messwerten aus. Hier bestätigte sich die Tatsache, dass längere Aufenthaltszeiten von Porenwässern im Boden Spitzenkonzentrationen von PAK nach sich ziehen können. Daher können insbesondere bei einsetzenden Niederschlägen nach längerer Trockenheit (z.B. im Sommer), gefördert durch die mobilitätssteigernde Wirkung der gelösten organischen Substanz, First-Flush-Effekte auftreten (WEIGAND 2000). Die Abbildungen 6.20 bis 6.22 zeigen, wie stark die Konzentrationen an Acenaphthen und Phenanthren zeitweise zunahm und wie deutlich der Prüfwert der BBODSCHV (1999) zum Teil überschritten wurde. Gut ersichtlich ist, dass die Anstiege etwas zeitverzögert auf größere Niederschlagsereignisse folgten, insbesondere dann, wenn auch die klimatische Wasserbilanz kurzfristig positive Werte erreichte oder zumindest ausgeglichen war. Zeitgleich vermehrt auftretende Sickerwassermengen untermauern den Zusammenhang zwischen Niederschlagsgeschehen und dem Fließregime der Bodenlösung, das eine Schlüsselstellung bezüglich der Höhe des Schadstoffaustrages einnimmt (WEIGAND 2000).

Erstaunlich hohe PAK-Konzentrationen konnten in **Bischofferode** ermittelt werden. Hier wurde am 19.10.2004 am Standort V1 der absolute Maximalwert aller PAK-Analysen gemessen, der mit 1.474 ng/l mehr als das 7-fache des Prüfwertes betrug. Diese sehr hohen Mengen auf der Halde, die gänzlich unbeeinflusst von schadstoffhaltigen Überdeckungsmaterialien ist, kann nur damit erklärt werden, dass die Saugkerze am Standort V1 im Bereich des Grundwasser- und Fließgewässerspiegels stand und vor allem zu Zeiten mit hohen Abflüssen Stoffeinträge aus der Vorflut erfolgten.

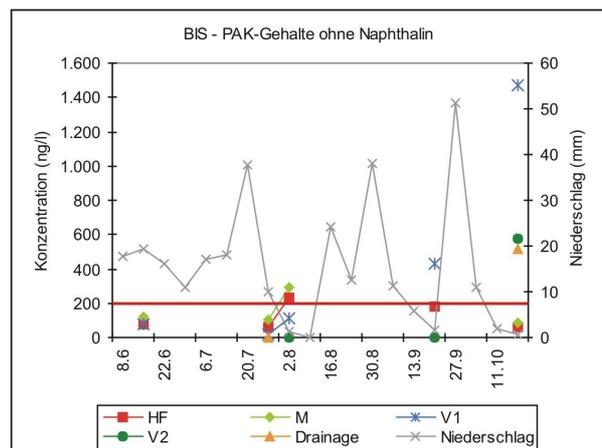


Abb. 6.20: Vergleich von PAK-Gehalten und Niederschlagsmengen (Summe zwischen Probennahmen) in Bischofferode

In **Bleicherode** wurden vor allem am Standort Mitte deutlich erhöhte Konzentrationen nachgewiesen. Auch hier überstieg im Oktober (4.10.2004) der PAK-Gehalt mit 1.170 ng/l den Prüfwert um fast das 6-fache und bereits im August lag der Wert deutlich oberhalb von 200 ng/l. Bei den hier vorgefundenen PAK handelt es sich ausschließlich um Acenaphthen. Eine direkte Ursache für diese hohen Gehalte konnten anhand des Bodenprofils, das beim Ausbau der Saugkerze gegraben wurde, nicht gefunden werden. Allerdings wurden in der näheren Umgebung des Standortes Kraftwerksaschen abgelagert, die u.a. als Quelle in Frage kommen. Vermutlich wies der oberhalb der Bauschuttablagerungen aufgebrachte humose Oberboden bereits eine Belastung mit Acenaphthen auf. Die hohen PAK-Gehalte der Bodenprobe am Hangfuß (siehe Kap. 5.3.5) schlugen sich in den Sickerwässern dagegen nicht nieder.

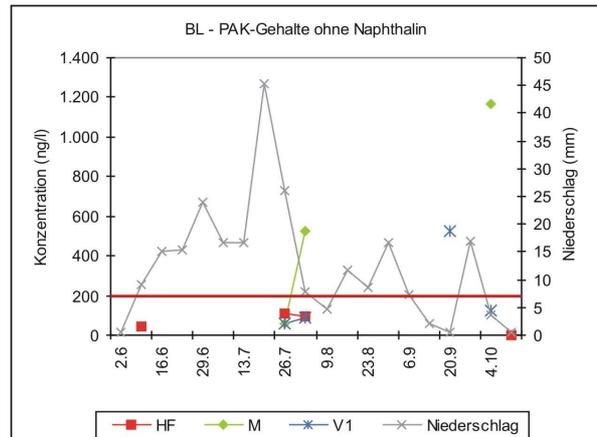


Abb. 6.21: Vergleich von PAK-Gehalten und Niederschlagsmengen (Summe zwischen Probennahmen) in Bleicherode

Die Sickerwässer in **Menteroda** wiesen sowohl die insgesamt geringste Belastung auf als auch die niedrigsten Überschreitungen des Prüfwertes. Dies unterstreicht die positive Wirkung der hohen Gehalte an organischer Substanz in den Deckschichten. Die höchsten Durchschnittsgehalte wurden am Standort Mitte analysiert. Dies deckt sich mit den PAK-Gehalten der Bodenprobe aus diesem Bereich, die ebenfalls sehr hohe Belastungen aufwies (siehe Kap. 5.3.5). Als Ursache für die erhöhten Werte können die aufgebrachten Klärschlämme und Komposte sowie Straßenkehricht, der durch den KFZ-Verkehr als eine bedeutende PAK-Quelle belastet ist, genannt werden (GELLER 2001; LEWANDOWSKI et al. 1997; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002). Der sehr hohe PAK-Gehalt des Drainagewassers Anfang Oktober ist auf den First-Flush-Effekt infolge der Niederschläge Ende September nach vorangegangener Austrocknung des Drainagegrabens zurückzuführen.

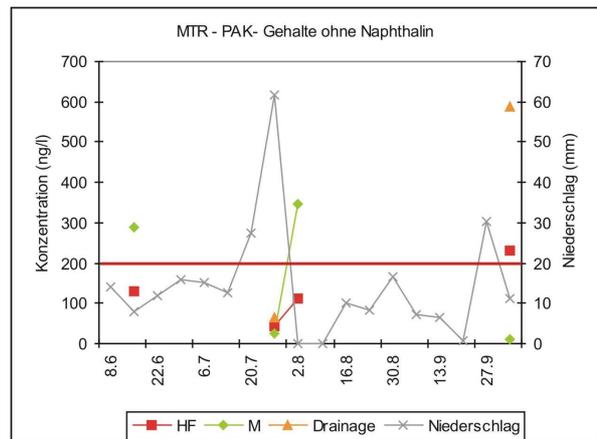


Abb. 6.22: Vergleich von PAK-Gehalten und Niederschlagsmengen (Summe zwischen Probennahmen) in Menteroda

#### 6.4 Zeitliche Variabilität der Konzentrationen und Frachten (Anorganika)

Neben den zeitlichen Veränderungen der Konzentrationen war auch das Ausmaß der Frachten von Interesse. Um einen Überblick darüber zu erhalten, welche Mengen an anorganischen Stoffen in den jeweiligen Sickerwasserproben enthalten waren, wurde aus der Sickerwassermenge und der Konzentration für jede Probennahme auch die entsprechende Fracht berechnet. Im Folgenden werden die zeitlichen Variabilitäten beider Parameter kurz vorgestellt.

Generell war über den gesamten Beprobungszeitraum mit abnehmenden Sickerwassermengen eine Zunahme der **Konzentrationen** in den gefassten Bodenlösungen feststellbar. Umgekehrt waren Verdünnungsprozesse zu beobachten, wenn die Sickerwassermengen anstiegen. Dies hängt damit zu-

sammen, dass durch den Unterdruck im Saugkerzensystem vordergründig das schwachgebundene Sickerwasser mit niedrigen Stoffkonzentrationen aus den Grobporen gesaugt wird. Erst bei trockeneren Bodenverhältnissen und noch ausreichend vorhandener Saugspannung werden auch die stärker gebundenen Sickerwässer aus den Mittelporen gezogen. Diese sind infolge der längeren Verweilzeit im Boden höher konzentriert. Die Anteile an unterschiedlich konzentrierten Sickerwässern in der Saugkerze unterscheiden sich daher je nach Porenwassergehalt, der wiederum von den Witterungsbedingungen und der Sickerung abhängig ist (LEHMANN 1996; LITAOR 1988). Demnach waren die Lösungen vor allem in den trockeneren Sommermonaten höher konzentriert als in den feuchteren Herbst- und Wintermonaten. Die **Frachten** orientierten sich im Allgemeinen an den Sickerwassermengen und verliefen entgegengesetzt zu den Konzentrationen. Infolge der meist deutlich höheren Sickerwassermengen im Winter waren die Frachten während dieser Jahreszeit am höchsten.

An einigen Standorten zeigten sich zeitweise gleichgerichtete Verläufe zwischen Konzentration und Fracht. In Bleicherode stiegen am Hangfuß und am Standort Vorflut 1 gelegentlich beide Parameter mit den Sickerwassermengen an, nachdem eine trockenere Phase vorangegangen war (First-Flush-Effekt). Auch in Bischofferode konnten am Standort Vorflut 1 solche Beobachtungen gemacht werden, allerdings folgten diese nicht auf Zeiten mit geringerem Sickerwasseranfall. Hier waren eher Stoffeinträge mit dem Flusswasser während der Schneeschmelze und nach Starkniederschlagsereignissen für die gleichzeitige Erhöhung von Konzentration, Fracht und gefasster Sickerwassermenge verantwortlich. In Menteroda wurden am Hangfuß wiederum die Unterschiede zwischen der ersten und der zweiten Saugkerze deutlich. Die Sickerwässer der ersten Kerze zeigten geringere Konzentrationen bei zunehmenden Lösungsmengen. Gleichzeitig stiegen die Frachten an. Bei der zweiten Kerze fällt auf, dass die Fracht nur tendenziell dem Verlauf der Sickerwassermengen folgte, während die Konzentrationen unabhängig davon nahezu ausgeglichen und stabil waren. Die sehr hohen Mengen an ähnlich konzentrierten Sickerwässern geben wiederum einen Hinweis darauf, dass an dieser Stelle Haldenlaugen über subterrane Prozesse transportiert werden. Während ihrer Verweilzeit im Haldenkörper haben Niederschlagswässer immer genügend Zeit, sich aufzusättigen. Versickernde Niederschläge führen daher nicht zur Verdünnung der Haldenlauge, sondern werden wiederum aufkonzentriert. Aus diesem Grund sind die Konzentrationen der austretenden Haldenlauge auch stets relativ konstant (DGFZ 2005). Die mit der neu eingebauten Saugkerze gefassten Sickerwässer am Hangfuß in Menteroda waren zwar keinesfalls salzgesättigt, aber sie nahmen auf ihrem Fließweg stets eine bestimmte Menge an Stoffen auf, die unabhängig von der Sickerwassermenge zu einheitlichen Konzentrationen führte (siehe Anlage 5).

Entsprechend der hohen Konzentrationen und großen Sickerwassermengen (insbesondere an den Standorten BIS\_HF und BIS\_V2) wurden die höchsten Frachten in Bischofferode ermittelt. Demgegenüber waren die Frachten in Bleicherode erwartungsgemäß gering. Sie fielen zum überwiegenden Teil am Hangfuß und an der Vorflut 1 an. In Menteroda entstammten die größten Frachtanteile dem Hangfuß, wobei hierfür vor allem die zuerst eingebaute Saugkerze verantwortlich war, die unter dem Einfluss eines Salzgesteinbrockens stand. Bei der Gegenüberstellung der Gesamt-Frachten der Halden muss beachtet werden, dass die Werte in Menteroda nur an zwei Standorten erhoben wurden, während auf den beiden anderen Halden vier Standorte zu den Gesamtmengen beitrugen. Hinzu kommt, dass in Menteroda über einen Zeitraum von vier Monaten (11/2004-02/2005) hinweg keine Daten erhoben werden konnten, da die Messinstrumente zerstört worden waren. Verursacht durch subterrane Transportprozesse von Haldensickerwässern in Verbindung mit der natürlichen Abdichtung des Haldenuntergrundes sind die Frachten in Menteroda daher eher mit denen von Bischofferode als mit denen von Bleicherode vergleichbar (Abb. 6.23).

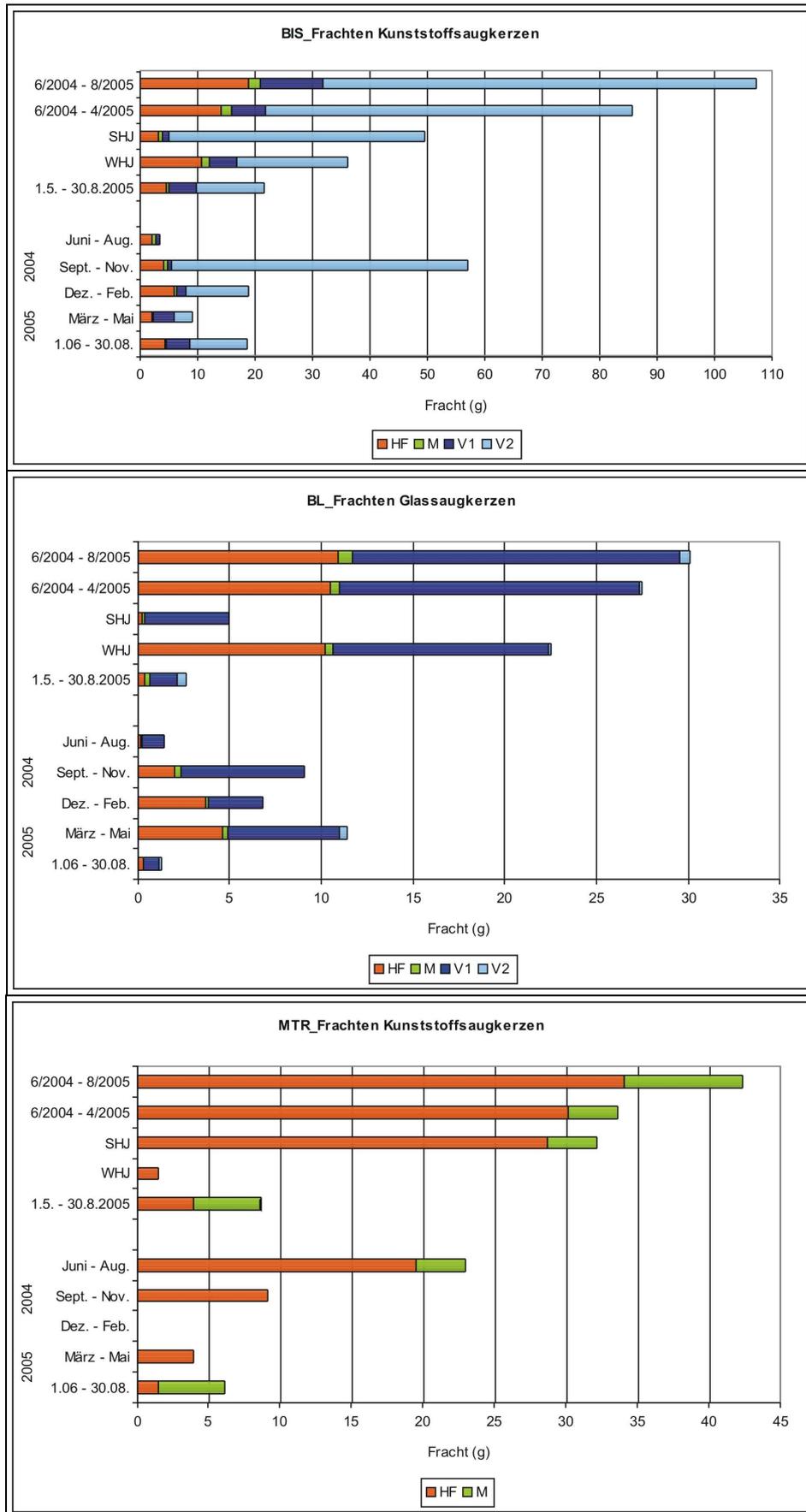


Abb. 6.23: Frachtanfall an den Untersuchungsstandorten, untergliedert nach Zeiträumen

## 7 Auswertung der Fließgewässeruntersuchungen

Der Vorfluter Bode grenzt sowohl in Bischofferode als auch in Bleicherode direkt an die dortigen Haldenstandorte an. Das Fließgewässer wird durch diffuse Sickerwassereinträge aus den Haldenbereichen, die nicht durch die Drainagen gefasst werden, beeinträchtigt. Dies drückt sich in einer erhöhten elektrischen Leitfähigkeit aus. Um den Einfluss der Halden abzuschätzen und Unterschiede hinsichtlich der Belastungswirkung einer unbedeckten und einer bereits großflächig bedeckten Halde zu ermitteln, wurden jeweils Gewässerproben aus Fließabschnitten ober- und unterhalb der Halde genommen. Dadurch konnten Veränderungen, die sich während der Haldenpassage ergaben, erfasst werden. Für die bessere Vergleichbarkeit der Analysedaten wurden die Konzentrationen in Frachten umgerechnet. Als Basis hierfür dienten die Abflussmengen, die mit Hilfe von zwei Pegeln täglich aufgezeichnet worden waren. An jeder der beiden Halden war ein Pegel in unmittelbarer Nähe zu den eigenen Beprobungsstandorten stationiert.

### 7.1 Abflussverhalten der Bode

Die Bode entspringt im Ohmgebirge (Muschelkalk) südwestlich von Bischofferode. Sie fließt anschließend nördlich des Ohmgebirges und der Bleicheröder Berge bis sie östlich der Halde Bleicherode in die Wipper mündet. Auf ihrem Weg tangiert die Bode sowohl in Bischofferode als auch in Bleicherode die nördlichen Haldenfußbereiche.

Aufgrund der geringen Entfernung zur Quelle war die Bode in Bischofferode von einem niedrigen Abfluss (Q) geprägt. Während des Untersuchungszeitraumes lag er im Mittel bei 0,1 m³/s. Allerdings muss hierzu einschränkend erwähnt werden, dass der Pegel in Bischofferode Abflüsse über 30.000 m³/Tag (= 0,35 m³/s) nicht erfassen konnte. Höhere Abflussmengen wurden in den Monaten 05/2004 und 11/2004 als Folge starker Niederschlagsereignisse sowie 02/2005 und 03/2005 im Zuge der Schneeschmelze erreicht. Für insgesamt 32 Tage standen somit keine genauen Q-Werte zur Verfügung (knapp 6 % der untersuchten Tage). Im Bereich der Halde Bleicherode lagen die Abflüsse deutlich über denen in Bischofferode. Im Mittel betragen sie 0,7 m³/s mit Spitzenwerten von bis zu 5 m³/s (01/2005).

<b>Abfluss der Bode</b>		<b>MQ</b>	<b>HQ</b>	<b>NQ</b>
<b>Pegel_BIS</b>	<i>(m³/s)</i>	0,1	0,35	0,01
<b>Pegel_BL</b>		0,7	5,0	0,1

Tab. 7.1: Statistische Parameter des Abflussverhaltens der Bode im Untersuchungszeitraum (05/2004-08/2005)

Anhand der Abb. 7.1 wird sichtbar, dass das Abflussverhalten der Bode an beiden Pegelstandorten sehr gut miteinander korreliert ( $r = 0,836^{**}$ ;  $p < 0,001$ ;  $N = 479$ ). Hierin kommt zum Ausdruck, dass die Witterungsverhältnisse den größten Einfluss auf die Wasserführung haben. Die Einleitungen von Fremdwasser (Prozesswasser) oberhalb des Bleicheröder Pegels, die unabhängig von den Wetterbedingungen getätigt werden, haben dagegen nur geringe Auswirkungen. Ansonsten wäre in Bleicherode ein zumindest zeitweise stärker abweichendes Verhalten gegenüber dem Abfluss in Bischofferode zu erwarten gewesen. Generell konnte ein schwacher, aber dennoch hoch signifikanter Zusammenhang zwischen Q und der klimatischen Wasserbilanz festgestellt werden, der in Bischofferode stärker ausgeprägt war ( $r = 0,288^{**}$ ;  $p < 0,001$ ;  $N = 472$ ) als in Bleicherode ( $r = 0,128^{**}$ ;  $p = 0,006$ ;  $N = 453$ ). Begründet werden kann dieser Unterschied damit, dass die zugrunde liegenden Wetterdaten in Bleicherode auf dem Haldenplateau gewonnen wurden. Diese besonders exponierte Lage der

Wetterstation spiegelte sich deutlich in höheren Windgeschwindigkeiten, intensiveren Strahlungsverhältnissen und daraus folgend geringeren Niederschlagsmengen sowie höheren Verdunstungsraten wider. Die KWB für diesen Standort fiel damit insgesamt deutlich negativer aus als in Bischofferode und weicht sehr wahrscheinlich auch von den Verhältnissen im Bereich der Bode ab, so dass der Zusammenhang zum Abflussverhalten dadurch geringer zum Ausdruck kommt. Zusätzlich könnte auch das bereits erwähnte Einleiten von Fremdwasser in die Bode und die damit zumindest geringfügige Veränderung der Wasserführung einen verfälschenden Einfluss haben. Leider lagen keine Daten zu den genauen Einleitungsmengen vor, so dass eine Differenzierung zwischen den Abflussmengen der Bode und den eingeleiteten Wässern nicht möglich war. Insgesamt lagen die Abflussmengen im hydrologischen Winterhalbjahr (November bis April) deutlich höher als im Sommerhalbjahr (Mai bis Oktober), was dem durchschnittlichen Abflussverhalten mitteleuropäischer Fließgewässer entspricht (WOHLRAB et al. 1992).

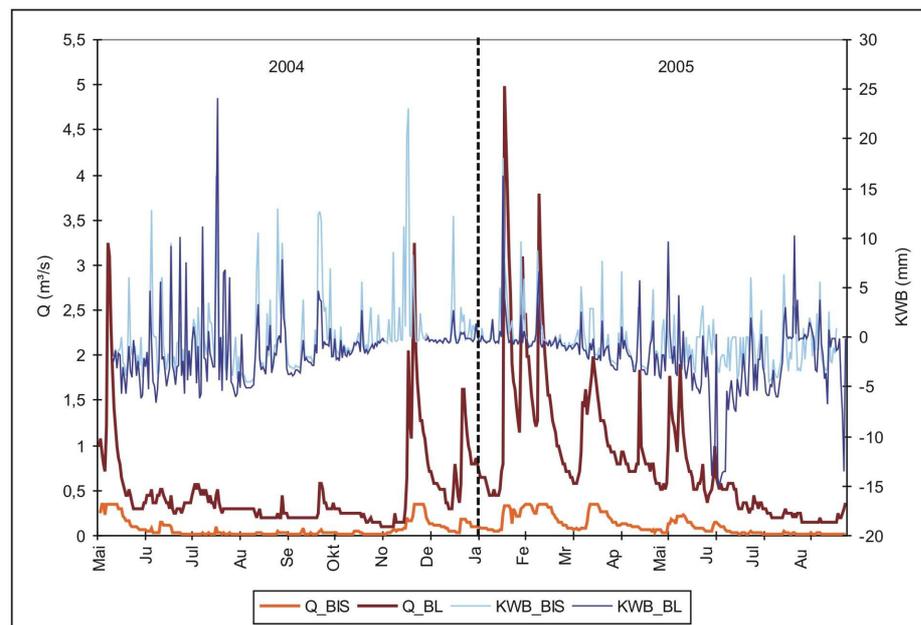


Abb. 7.1: Vergleich von Abflussverhalten der Bode und klimatischer Wasserbilanz

## 7.2 Stoffgehalte der Bode

Um den Einfluss der Halden hinsichtlich der Stoffeinträge in die Vorflut sichtbar machen zu können, wurden an mehreren Standorten Wasserproben aus der Bode entnommen. Generell lag ein Beprobungspunkt *vor* und einer *nach* der Halde. Während der Haldenpassage wurde jeweils in Höhe der Vorflutstandorte beprobt, an denen auch die Sickerwasserproben gewonnen wurden (V1 und V2). In Bischofferode gab es somit vier Beprobungspunkte. In Bleicherode wurde die Bode an zwei Messpunkten beprobt. Da der Vorflutstandort V1 bezüglich der Fließrichtung bereits hinter der Halde lag und in der Bode auch keine weitere Konzentrationserhöhung zum Standort V2 hin nachgewiesen werden konnte, erfolgte in Bleicherode keine zusätzliche Beprobung nach dem Messpunkt V1. Die Ergebnisse der Untersuchungen sind in den Abb. 7.2 und 7.3 dargestellt.

Die Mineralisierung der Bode vor der Passage der Halde in **Bischofferode** können als geogen bedingt angesehen werden. Ca und  $\text{SO}_4$  bildeten mit mittleren Anteilen von zusammen 65 % die Hauptbestandteile. Sie haben ihren Ursprung im Muschelkalk des Ohmgebirges, in dem die Bode entspringt bzw. im Oberen Buntsandstein, der das Ohmgebirge (und die Bleicheröder Berge) umgrenzt und durch rote Schluffsteine mit Gips charakterisiert ist (DGFZ 2005; WAGENBRETH & STEINER 1990). Die

erhöhten Orthophosphat- und Nitratkonzentrationen<sup>29</sup> sind auf die Landwirtschaft im Einzugsgebiet der Bode zurückzuführen. Diese Gehalte änderten sich auch in den Proben der Standorte V1 und V2 nicht. Dagegen stiegen die Konzentrationen von Cl, Na und K bis zum Standort V1 im Durchschnitt jeweils um den Faktor 4 bis 5. Zwischen den Standorten V1 und V2 konnten keine wesentlichen Veränderungen festgestellt werden. Erst nach der Haldenpassage in östlicher Richtung wurde ein sprunghafter Anstieg der Konzentrationen von durchschnittlich 940 mg/l Gesamtkonzentration (ohne NO<sub>3</sub> und o-PO<sub>4</sub>) auf 5.600 mg/l sichtbar. Hierfür waren insbesondere die Na- und Cl-Ionen, aber auch die Mg- und K-Ionen der leicht löslichen Salze verantwortlich, deren Gehalte im Fließabschnitt zwischen V2 und dem Messpunkt nach der Halde überdurchschnittlich stark zugenommen haben. Dagegen stiegen die Konzentrationen von Ca und SO<sub>4</sub> als Bestandteile der schwer löslichen Gipse und Anhydrite vergleichsweise geringfügig. Die deutliche Erhöhung der Nitratgehalte basiert einerseits auf der landwirtschaftlichen Nutzung im Einzugsgebiet, andererseits war Nitrat aber auch Bestandteil der Sprengstoffe, die im Kalibergbau verwendet wurden, so dass der aufgehaldete Rückstand selbst als Quelle fungiert<sup>30</sup>.

Der Einfluss der Halde auf die Zusammensetzung und die Konzentration der Stoffinhalte der Bode kann anhand der Analyseergebnisse sehr gut nachvollzogen werden. Die Mineralisationsverhältnisse verschieben sich von einem nahezu salzfreien, Ca- und SO<sub>4</sub>-dominierten Gewässer im Anstrombereich der Halde hin zu einem salzbelasteten Gewässer, in dem Na und Cl die Hauptbestandteile bildeten. Durch nicht fassbare Haldensickerwässer und Zutritte salziger Grundwässer kam es bereits während der Haldenpassage zu merklichen Erhöhungen haldenbürtiger Salze, der eigentliche, explosionsartige Anstieg erfolgte jedoch erst im Abstrombereich östlich der Halde Bischofferode (Abb. 7.2).

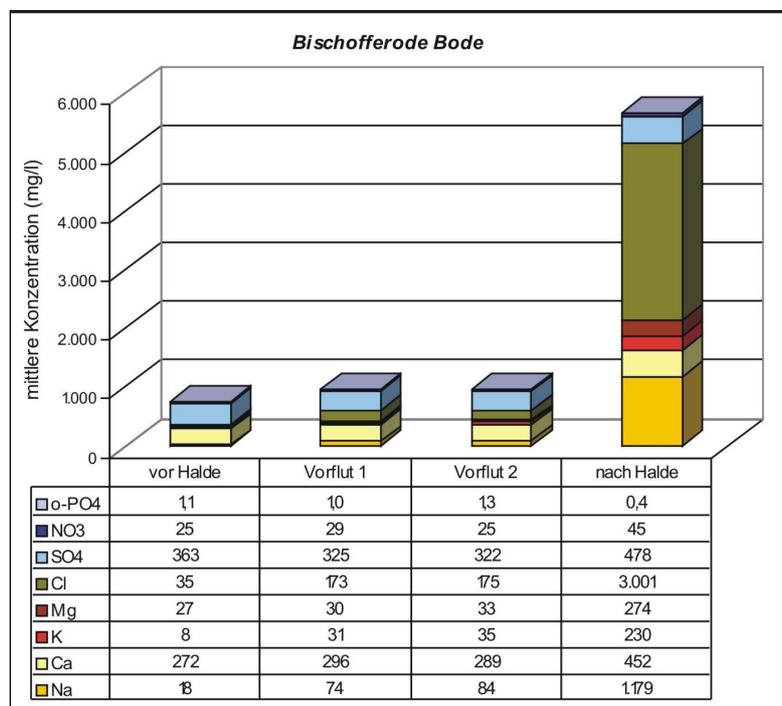


Abb. 7.2: Veränderung der Stoffkonzentrationen in der Bode im Bereich der Halde Bischofferode

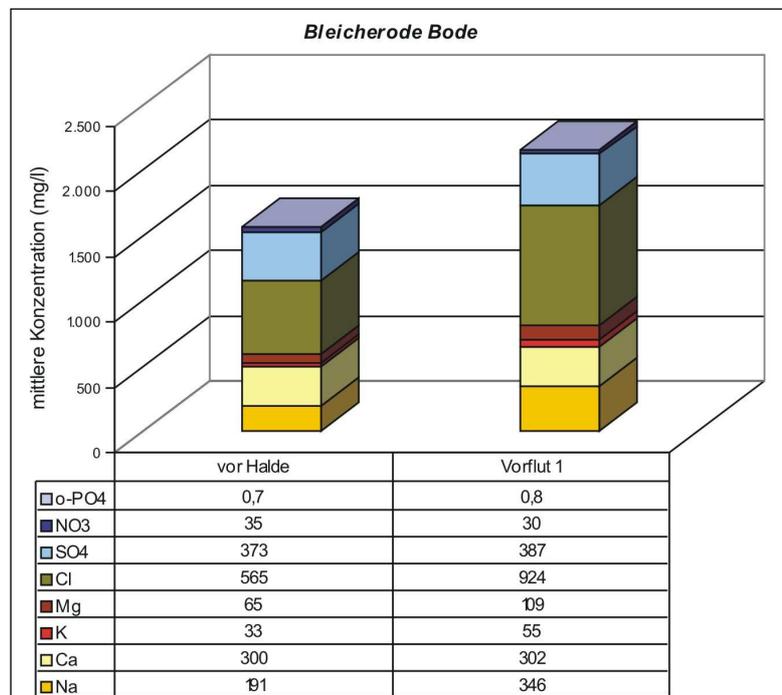
Mit durchschnittlichen Salzgehalten von 5.600 mg/l bzw. mittleren Cl-Konzentrationen von 3.000 mg/l wurde in der Bode eine Belastung erreicht, die erhebliche Beeinträchtigungen der Biozönose mit sich bringt. Bereits ab 500 mg Cl/l (bzw. 900 mg Gesamtsalz/l) setzen biologische Störungen ein, in deren Folge ein beginnender Rückgang an Fischnährtieren zu beobachten ist. Ab 1.000 mg Cl/l werden viele autochthone Lebewesen beeinträchtigt und ab 2.000 mg Cl/l nehmen Fischkrankheiten zu. Bei den in der Bode vorgefundenen Cl-Gehalten von 3.000 mg/l und mehr beginnt das Fischsterben (DVWK 1993b). Hinzu kommt, dass die Konzentrationen je nach Abflussmenge und damit verbundener Verdünnung bzw. Aufkonzentration stark schwankten. Die eigenen Messungen erbrachten Cl-Werte zwischen 367 mg/l (03/2005) und 7.350 mg/l (08/2004). Mit der Salzlast verändert sich auch der Osmo-

<sup>29</sup> Laut DVWK (1993a) liegen die Orthophosphatgehalte in nicht verunreinigten Gewässern meist zwischen 0,01-0,05 mg/l. Nitratkonzentrationen um 10 mg/l gelten bereits als hoch. Der Grenzwert der TrinkwV (2001) beträgt 50 mg/l.

<sup>30</sup> Mündliche Mitteilung durch Herrn Schmidt (Betriebsleiter Halde Bischofferode) am 28.09.2004.

sedruck, was zu einer starken Belastung der Körperzellen führt. Die Regulationsfähigkeit der Organismen ist diesbezüglich begrenzt (DVWK 1993b).

Die Zunahme der Abflussmengen im weiteren Flussverlauf der Bode war mit einer starken Verdünnung der Salzfracht verbunden. Im Anstrombereich der Halde **Bleicherode** lagen die Salzkonzentrationen (ohne NO<sub>3</sub> und PO<sub>4</sub>) im Mittel bei 1.530 mg/l. Sie reduzierten sich demnach im Durchschnitt auf weniger als ein Drittel der Konzentrationen, die nach der Passage der Halde Bischofferode gemessen worden waren. Damit können die Wirkungen der Versalzung auf die Biozönose in der Vorflut als „noch störungsarm“ eingestuft werden (DVWK 1993b). Im Hinblick auf die Zusammensetzung der Inhaltsstoffe ist erkennbar, dass neben dem Chlorid wiederum Calcium und Sulfat die Hauptbestandteile bildeten und zwar in ähnlichen Größenordnungen wie in Bischofferode. Dies ist ein Hinweis auf ihren geogenen Ursprung und ihren Eintrag durch kleinere, im Oberen Buntsandstein entspringende Zuflüsse in die Bode. Auch nach der Haldenpassage blieben die mittleren Ca- und SO<sub>4</sub>-Konzentrationen nahezu konstant. Wie bereits in Bischofferode sind Einträge aus der Halde aufgrund der geringeren Löslichkeit von CaSO<sub>4</sub> kaum relevant. Dagegen nahmen entlang der Haldenpassage mit Natrium, Magnesium, Kalium und Chlorid die leicht löslichen Bestandteile des aufgehaldeten Rückstandes zu. Der Anstieg dieser Ionen fiel allerdings wesentlich geringer aus als dies in Bischofferode der Fall war. Insbesondere die Erhöhung von Natrium und Chlorid, die in Bischofferode mit Faktoren von 67 bzw. 86 ein enormes Ausmaß annahm, war in Bleicherode mit Faktoren von 1,8 bzw. 1,6 vergleichsweise gering (Abb. 7.3). Im Durchschnitt wies die Bode im Abstrombereich der Halde eine Salzkonzentration von 2.120 mg/l (ohne NO<sub>3</sub> und PO<sub>4</sub>) auf. Ab 1.800 mg Salz/l beginnt laut



DVWK (1993b) eine Abb. 7.3: Veränderung der Stoffkonzentrationen in der Bode im Bereich der Halde Bleicherode

Beeinträchtigung vieler autochthoner Lebewesen.

Im Gegensatz zu Bischofferode kommt die Halde in Bleicherode nicht als alleinige Ursache für die Salzeinträge in Betracht. Anhand der Daten in der Abb. 7.3 können daher keine direkten Rückschlüsse auf den Haldeneinfluss gezogen werden. Zwischen beiden Messpunkten wird Fremdwasser, das zuvor der Wipper für Produktionszwecke entnommen wurde, in einem Kreislaufverfahren in die Bode eingeleitet, die anschließend wieder in die Wipper mündet. Da die Wipper infolge des Kalibergbaus und der dadurch entstandenen Halde Sollstedt (sowie der Halde Bleicherode) ebenfalls salzbefrachtet ist, erfolgt an dieser Stelle eine zusätzliche Einleitung von salzhaltigen Wässern. Die Cl-Gehalte dieser Wässer lagen im Untersuchungszeitraum im Mittel bei 600 mg/l. Die firmeneigenen Messungen der Cl-Konzentrationen in der Bode (jeweils vor und nach der Einleitung) ergaben eine durchschnittliche Zunahme von 200 mg/l. Allerdings erhöht sich mit den Einleitungen auch die Abflussmenge der Bode, so dass diese beiden Konzentrationswerte nicht direkt vergleichbar sind. Leider waren die ge-

nauen Einleitungsmengen nicht bekannt. Nimmt man jedoch die firmeninternen CI-Werte, die in Fließrichtung *nach* dem Ort der Einleitung ermittelt worden sind und stellt sie den eigenen im Abstrombereich der Halde gemessenen CI-Konzentrationen gegenüber, so ergibt sich eine mittlere Differenz von etwa 270 mg/l. Diese Erhöhung der CI-Konzentration kann auf die Halde als Quelle zurückgeführt werden kann. Da sich die Salzfahne der Halde nach Angaben von ZIMMERMANN (2004, zit. in DGFZ 2005) vorrangig in Richtung Ost bis Südost ausbreitet, dürfte die Mineralisation der Bode in Richtung Mündungsbereich (in die Wipper) noch höher liegen.

Hinsichtlich der Abschätzung der haldenbürtigen Salzeinträge in die Bode kommt erschwerend hinzu, dass die Verlängerung der Wippertalstörung, die weiter südöstlich in herzynischer Richtung verläuft, den Haldenstandort unterquert. Nach Angaben von SCHMIDT (1976, zit. in DGFZ 2005) werden aufgrund geogen bedingter Versalzungserscheinungen von Altbrunnen sowie teilweise sehr hohen Ergiebigkeiten bei Pumpversuchen noch weitere Störungszonen im Raum Bleicherode vermutet. Die Folge sind aufsteigende Tiefenwässer aus den Zechsteinlagerstätten verbunden mit Zutritten in die Bode. Außerhalb solcher Störungszonen, wie in Bischofferode, wird ein solcher Aufstieg salzbelasteter Wässer in den Buntsandsteingrundwasserleiter durch den Bröckelschiefer (regionaler Liegendstauer) verhindert (DGFZ 2005).

### 7.3 Schwermetall- und PAK-Gehalte der Bode

Parallel zur Erfassung der gelösten Schwermetall- und PAK-Konzentrationen in den Sickerwässern wurde auch die Bode stichprobenartig auf diese Schadstoffe hin untersucht. Bei den Schwermetallen waren vor allem Zink und Kupfer analysierbar, während die Cadmium-Gehalte häufig unterhalb der methodischen Nachweisgrenze lagen. Von den 16 untersuchten PAK (nach US-EPA) konnten analog zu den Bodensickerwässern nur Acenaphthen, Phenanthren und Naphthalin nachgewiesen werden, wobei Acenaphthen wiederum den größten Anteil ausmachte. Die Bewertung der gelösten Schwermetall- und PAK-Konzentrationen erfolgte einerseits anhand der Zielvorgaben der LAWA (1998) für Oberflächengewässer im Hinblick auf das Schutzgut „Trinkwasserversorgung“ und andererseits gemäß den Grenzwerten der TRINKWV (2001). Hierbei waren vor allem zeitweise Überschreitungen zu beobachten gewesen. Der Tab. 7.2 sowie der Abb. 7.4 kann entnommen werden, dass dies besonders deutlich für Kupfer<sup>31</sup> in den Monaten Januar, März und April 2005 sowie für die PAK<sup>32</sup> im September und Oktober 2004 zutraf. Bei Cadmium und Zink konnten keine Überschreitungen der Vorgaben festgestellt werden. Das temporäre Schwanken der Kupfer- und PAK-Gehalte stimmte zeitgleich mit den Konzentrationsanstiegen in den Bodensickerwässern überein (siehe Kap. 6.3.3 und 6.3.4). Auswaschungsprozesse nach der Schneeschmelze sowie fehlende Aufnahme durch Pflanzen im Frühjahr bzw. First-Flush-Effekte bei einsetzenden Niederschlägen nach längerer Trockenheit im Sommer wurden hierfür als Gründe angegeben. Diese Parallelen zwischen Bodensickerwasser und Fließgewässer könnten zwar ein Hinweis auf Haldenausrag sein, jedoch kann ein solcher Einfluss anhand der Daten nicht eindeutig bestätigt werden. Lediglich bei Cadmium und in Bleicherode auch bei Zink waren Konzentrationserhöhungen entlang der Haldenpassage zu verzeichnen. Ansonsten schwankten die Werte sehr stark und waren zum Teil nach der Halde niedriger als vor der Passage (Tab. 7.2). Die Abb. 7.4 zeigt, dass die PAK-Konzentrationen während der Haldenpassage nicht zunahm. Nur am 20.9.2004 lag in Bleicherode der Wert nach der Halde deutlich höher als vor der Halde. Für gesicherte Aussagen zum Beitrag der Halden und vor allem der Deckschichten zur Schwermetall- und PAK-Belastung in der Bode ist die Datengrundlage zu gering. Leider ließ die begrenzte Laborkapazität keine umfangreichere Beprobung zu.

<sup>31</sup> Zielvorgabe für Schutzgut „Trinkwasserversorgung“ nach LAWA (1998): 90-Perzentil für Cu: 20 µg/l.

<sup>32</sup> Grenzwert für PAK-Summe ohne Naphthalin nach TRINKWV (2001): 200 ng/l.

		Bischofferode							Bleicherode								
		Jul 04	Okt 04	Jan 05	Mrz 05	Apr 05	Mai 05	Jun 05	Jul 05	Jul 04	Okt 04	Jan 05	Mrz 05	Apr 05	Mai 05	Jun 05	Jul 05
Cu (µg/l)	Bode v.H.	5	5	16	39	74	4	5	8	3	2	61	12	81	9	6	4
	Bode_V1	5	6	24	20	20	2	3	4								
	Bode_V2		6	14		70	3	2	5								
	Bode n.H.	4	2	190	24	23	1	1	1	4	3	62	17	62	5	3	3
Cd (µg/l)	Bode v.H.	n.n	n.n	0,14	n.n	n.n	n.n	0,82	n.n	n.n	n.n	n.n	n.n	0,08	n.n	n.n	n.n
	Bode_V1	n.n	n.n	n.n	0,07	n.n	n.n	0,13	n.n								
	Bode_V2	n.n	n.n	0,20													
	Bode n.H.	0,72	1,01	0,06	0,10	0,15	n.n	0,23	0,13	0,20	0,10	n.n	0,29	0,09	n.n	n.n	n.n
Zn (µg/l)	Bode v.H.	36	30	23	18	17	15	24	35	18	16	28	18	38	20	40	31
	Bode_V1	34	30	21	16	15	14	20	39								
	Bode_V2		30	22		7	15	20	27								
	Bode n.H.	25	12	8	18	33	27	34	46	22	40	30	18	30	23	44	42

Tab. 7.2: Schwermetallkonzentrationen in der Bode

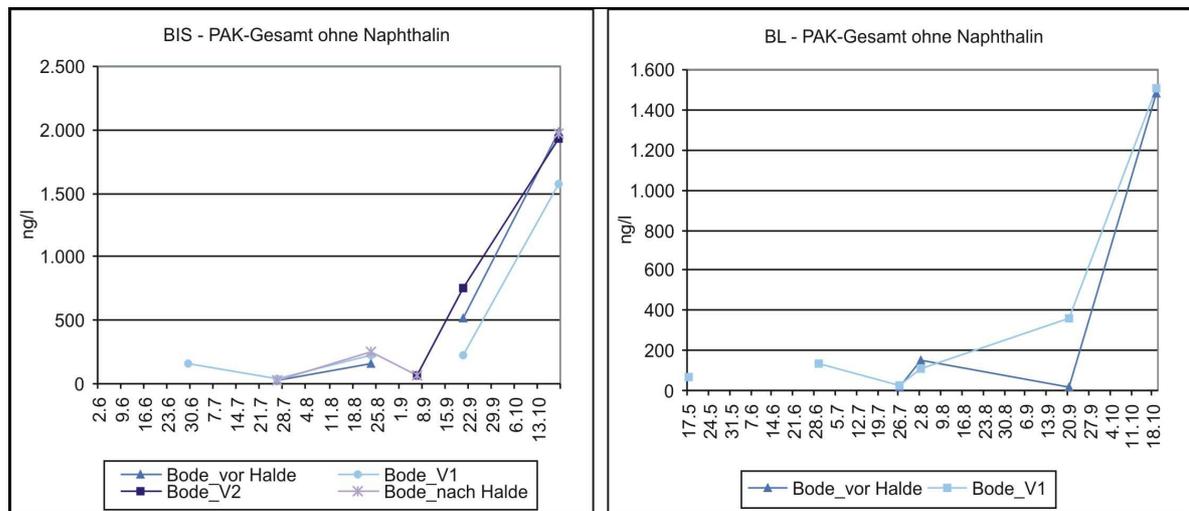


Abb. 7.4: Summe der PAK-Konzentrationen in der Bode entlang der Haldenpassagen (Zeitraum 06-10/2004)

### 7.4 Frachten der Bode

Bei der Betrachtung der Konzentrationen muss beachtet werden, dass die Wasserführung der Bode im Bereich der Halde Bischofferode deutlich geringer ist als an der Halde Bleicherode. Um eine Vergleichbarkeit der transportierten Salzmenngen zu erreichen, wurden die Konzentrationen in Frachten umgerechnet. Die Diagramme der Abbildung 7.5 verdeutlichen, dass die durchschnittlichen Zunahmen der Salzfrachten entlang der Haldenpassagen an beiden Halden ähnliche Größenordnungen aufwiesen. Mit etwa 19,5 t/d lag die Frachterhöhung der Bode in Bleicherode sogar über der von Bischofferode, die im Mittel 16 t/d betrug. Dies entspricht sicherlich nicht den Erwartungen, die man angesichts der fortgeschrittenen Überdeckung der Halde Bleicherode im Gegensatz zum unbedeckten Zustand der Halde Bischofferode hat. Hierfür gibt es allerdings Ursachen, die diesen Eindruck relativieren.

In Bischofferode führte der umfangreiche Ausbau des Haldenfassungssystems nach seiner Fertigstellung im Jahr 2000 zu einer deutlichen Reduzierung der Sickerwassereinträge in die Bode. Darüber hinaus bewirkt Süßwasser, das aus dem Haldenumfeld zuströmt, eine Verdünnung der in den oberen Grundwasserleitungsbereich eintretenden Sickerlösungen (DGFZ 2005). Im Gegensatz dazu werden in Bleicherode die nicht fassbaren Sickerwässer direkt unterhalb der Halde in die beiden Vorfluter Bode und Wipper eingetragen, so dass eine vorherige Auswaschung kaum erfolgen kann. Diese diffusen Sickerwasserzutritte sind somit hochkonzentriert, wobei im Bericht der DGFZ (2005) von einer Chlorkonzentration von 120 g/l ausgegangen wird.

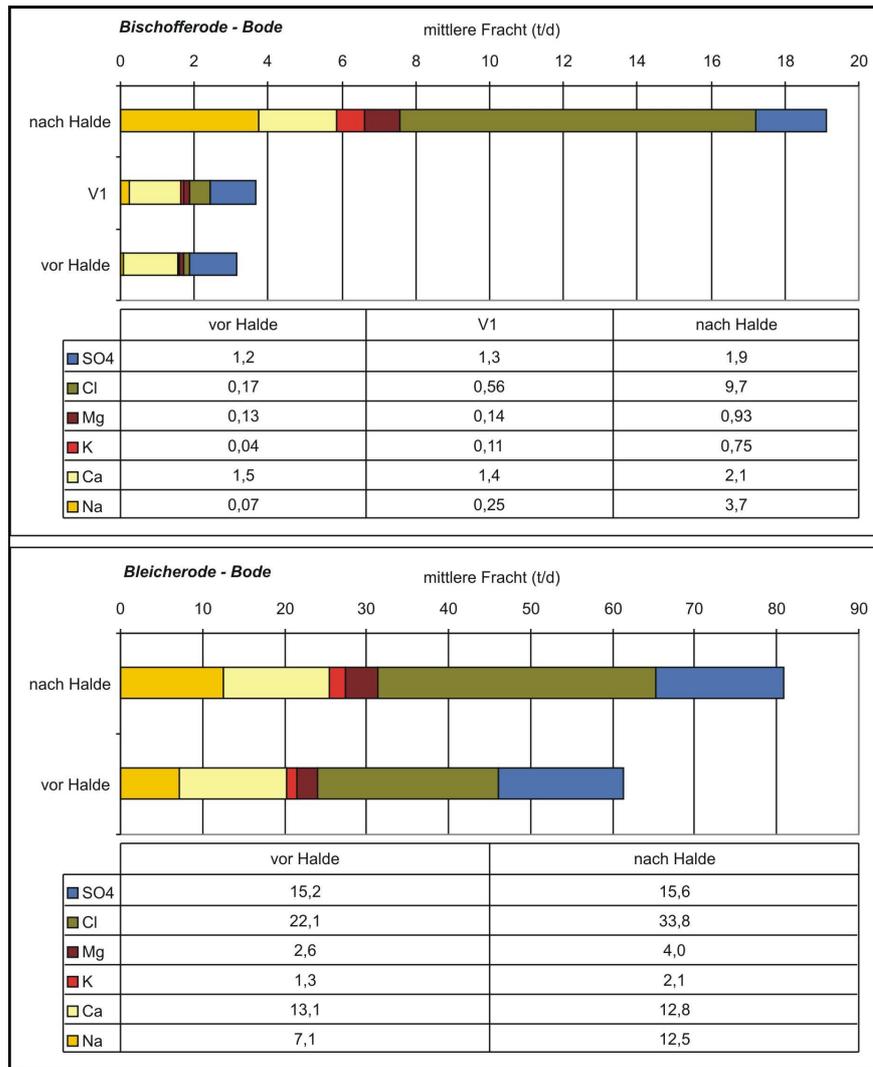


Abb. 7.5: Zunahme der Fracht im Fließverlauf der Bode

Ein weiterer Faktor im Bereich der Halde Bleicherode sind die Einleitungen von Prozesswässern, die der ebenfalls salzbefrachteten Wipper entstammen. Da die Mengen dieser Einleitungen nicht bekannt waren, konnte deren Anteil an der Salzfracht der Bode nicht genau quantifiziert werden. Allerdings waren die Cl-Konzentrationen der Bode im Anschluss an die Einleitung bekannt und auch die Abflussmengen lagen vor, da sich der Messpegel zwischen Firmeneinleitung und dem eigenen Beprobungspunkt befindet (Abb. 7.6). Die Cl-Fracht in diesem Fließabschnitt der Bode ist also berechenbar und damit ist es auch möglich, eine Aussage über die weitere Entwicklung der Cl-Fracht entlang der Haldenpassage zu machen. Vergleicht man nun die Cl-Fracht *nach* der Einleitung von Firmenwässern (gegenüber der Halde) mit der am Beprobungspunkt V1 (im Abstrombereich der Halde), so ergab sich im Untersuchungszeitraum eine mittlere Zunahme von 8,6 t/d. Diese Frachterhöhung ist u.a. auf Zutritte von Haldensickerwässern zurückzuführen und fällt damit deutlich geringer aus als die ursprünglich ermittelten und in Abb. 7.5 ersichtlichen 11,7 t Cl/d. Durch die sich östlich ausbreitende Salzfahne ist aber anzunehmen, dass noch zusätzliche Mengen im weiteren Fließverlauf der Bode bzw. der Wipper eingetragen werden. Zu beachten ist außerdem, dass eine direkte Gegenüberstellung der Fracht am Messpunkt vor der Halde und der Fracht am Standort V1 nicht möglich ist, da beiden Frachtberechnungen die Durchflusswerte des Pegels zugrunde liegen, der nach der Prozesswassereinleitung stationiert ist und somit höhere Abflussmengen aufzeichnet als am Standort vor der Halde vorherrschen. Die Frachten der Bode vor der Passage der Halde Bleicherode sind daher etwas geringer als in Abb. 7.5 und 7.6 angegeben.

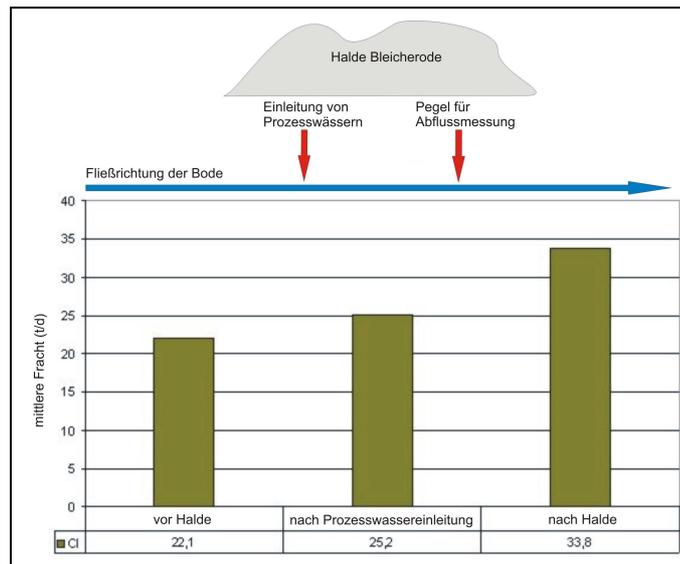


Abb. 7.6: Zunahme der Chloridfracht der Bode entlang der Haldenpassage in Bleicherode

Eine Schwierigkeit bei der Quantifizierung der haldenbedingten Salzeinträge in die Vorflut besteht darin, dass es aufgrund des unterlagernden Zechsteins, der nördlich des Einzugsgebietes ausstreicht, neben den anthropogenen Einträgen auch zu geogenen Salzzutritten kommt. Dass diese kein unerhebliches Ausmaß annehmen, zeigt auch der Anstieg der Chloridfracht in der Bode zwischen den beiden Haldenstandorten von im Mittel 10 t/d auf 22<sup>33</sup> t/d (Abb. 7.5). An diesem Anstieg sind allerdings auch diffuse Salzzutritte aus dem Versalzungsbereich beteiligt, der sich von der Halde Bischofferode aus bis zu 3 km flussabwärts entlang der Bode erstreckt (FINK 2003, zit. in DGFZ 2005). Dagegen kann ein Chlorideintrag durch die kleineren Nebenflüsse der Bode ausgeschlossen werden, da sie im Muschelkalk oder Oberen Buntsandstein (Röt) entspringen und zwar sulfatreich, aber nicht chloridhaltig sind. In Bleicherode kommen darüber hinaus noch die Ausläufer der Wippertalstörung zum Tragen, entlang derer vertikale Wasserbewegungen zu einem Aufstieg salziger Tiefenwässer aus dem Zechstein führen, die ebenfalls zur Erhöhung der Salzfracht der Bode beitragen.

Unter Einbeziehung dieser Einflussfaktoren kommt man letztendlich zu dem Ergebnis, dass die Salzeinträge in die Bode in Bleicherode insgesamt geringer sind als in Bischofferode. In Bischofferode konnte durch die Sanierung und den Ausbau des Fassungs-systems der Fassungsgrad auf 55 % gesteigert werden, wodurch sich die jährlich in den Untergrund sickernden Haldenwässer von 600 mm auf 300 mm<sup>34</sup> verringerten. In Bleicherode leistet zusätzlich zu dem gut ausgebauten Laugenfassungssystem mit einem Fassungsgrad von 63 % die fortgeschrittene Überdeckung der Halde Bleicherode einen wirksamen Beitrag. Durch die Kombination beider Maßnahmen konnte in Bleicherode eine Minderung der Neubildungsrate von nicht fassbaren Sickerwässern von ca. 500 mm/a auf 170-200 mm/a erreicht werden (DGFZ 2005). Neben der Reduzierung haben die Abdeckschichten eine ausgleichende Wirkung auf die Sickerwasserbildung, so dass in Bleicherode Eintragungsspitzen infolge von Starkniederschlägen oder Schneeschmelze stärker abgepuffert werden als in Bischofferode. Hinzu kommt, dass in Bischofferode keine weiteren Maßnahmen zur Verringerung der Lösungsaustritte vorgesehen sind und daher der Ist-Zustand bezüglich der Grundwasserneubildung unter der Halde sowie der Sickerwassereinträge in die Bode auch zukünftig erhalten bleibt. Demgegenüber wird in Bleicherode der maximal mögliche Überdeckungsgrad von 88 % (DGFZ 2005) angestrebt, so dass eine weitere Reduzierung der Sickerwasserbildung erreicht werden kann.

<sup>33</sup> Die Frachten an diesem Standort sind aufgrund der zuvor genannten Gründe eher überschätzt.

<sup>34</sup> Laut DGFZ (2005) liegt die mittlere Grundwasserneubildung im umgebenden Buntsandstein-Grundwasserleiter bei 70-75 mm/a (Mittelwert 1993-2001).

## 8 Zusammenfassung

Während der 100-jährigen Bergbautätigkeit im Südharz-Kalirevier (Nordthüringen) entstanden sechs Großhalden, aus denen niederschlags- und lösungsbedingt jährlich 1,5 Mio. m<sup>3</sup> nahezu salzgesättigte Sickerwässer ausgetragen wurden. Seit Anfang der 1990er Jahre werden umfangreiche Maßnahmen durchgeführt, um das Problem der Lösungs- und Auswaschungsprozesse zu minimieren und somit die daraus folgenden ökologischen Schadwirkungen auf ein verträgliches Maß zu reduzieren. Neben der Sanierung und dem Ausbau von Fassungssystemen wird vor allem die biologische Überdeckung und Begrünung mehrerer Halden in diesem Gebiet vorangetrieben.

Das Ziel der vorliegenden Arbeit war es, die Auswirkungen der aufgetragenen Deckschichten auf den Sickerwasseranfall und die Sickerwasserqualität zu untersuchen. Da es bisher kaum Informationen zu den Pfaden gibt, über die der *diffuse Eintrag* nicht steuerbarer Sickerwässer in die angrenzenden Ökosysteme erfolgt, stand hierbei der *subterrane Stofftransport* im Mittelpunkt des Interesses. Es waren die Fragen zu beantworten, ob laterale Transferprozesse hinsichtlich der Salzeinträge in aquatische Ökosysteme eine Rolle spielen und welche klimatischen und pedologischen Steuerfaktoren dabei wirksam werden. Außerdem war zu klären, inwieweit das Stoffspektrum der zur Haldenüberdeckung verwendeten Materialien die Qualität der ausgetragenen Sickerwässer beeinflusst. Hierfür wurden die Deckschichten und Böden auf Schwermetalle (Cu, Cd, Zn, Pb) sowie PAK (gemäß der Liste der US-EPA) hin untersucht. Für diese Untersuchungen wurden die sich im Zustand der Bedeckung befindenden Halden Bleicherode und Menteroda sowie die unbedeckte Halde Bischofferode ausgewählt. Hierdurch war es möglich, Vergleiche hinsichtlich der verschiedenen Sickerwasseraustragspotenziale sowie der Emissionen zu ziehen, die durch die Abdeckungsmaterialien bedingt werden.

Mit Ausnahme der Halde Menteroda, die eine natürliche Basisabdichtung (Oberer Muschelkalk mit oberflächennaher toniger Zersatzdecke) besitzt, stehen die Halden auf gut durchlässigem Mittleren Buntsandstein. Die Sickerwässer in Menteroda treten daher zu 95 % seitlich an den Haldenflanken aus (PARNIESKE-PASTERKAMP & GEBHARDT 2002), während in Bleicherode und Bischofferode ein Großteil der Lösungswässer schnell in den Untergrund und das Grundwasser versickert. Entsprechend des herzynisch ausgerichteten Verlaufs der Grundwasserisohypsen bilden sich dabei jeweils in östlicher Richtung der Halden Salzfahnen aus (DGFZ 2005). Innerhalb dieser Ausbreitzzone spielen oberflächennahe Einträge in die Bode, die sich in ihrem Lauf ebenfalls an der tektonischen Haupttrichtung orientiert, eine große Rolle. Zunahmen der Chloridfracht entlang der Haldenpassage bestätigten diese Zutritte. Die Problematik besteht darin, die anthropogen und geogen verursachten Chloridfrachten genau zu differenzieren.

Die Untersuchungen in den Böden bzw. Deckschichten zwischen Haldenfuß und Vorflut konnten an allen drei Halden **subterranean ablaufende, laterale Transferprozesse** nachweisen. Deutlich nachvollziehbar waren sie in Bischofferode an den Standorten Mitte und Vorflut 2, in Menteroda am Hangfuß und in der Mitte sowie in Bleicherode am Standort Vorflut 1. In Menteroda wirkt die natürliche Basisabdichtung unterstützend auf den lateralen Transport.

Der **Einfluss klimatischer Parameter** machte sich anhand von kurzfristigen sowie jahreszeitlichen Schwankungen der **Wasserspannungen** in den Böden und Deckschichten bemerkbar. Im Zusammenspiel mit den Substrateigenschaften wirkte sich dies auf die fassbaren **Sickerwassermengen** aus. Im Allgemeinen waren die Wasserspannungen im Sommerhalbjahr größer als im Winterhalbjahr. Stärkere Niederschlagsereignisse und insbesondere die Schneeschmelze bewirkten ein kurzzeitiges Abfallen der Matrixpotenziale. Fehlten solche Schwankungen der Wasserspannungen bzw. waren sie nur schwach ausgeprägt und fielen die Matrixpotenziale zudem gering aus, deutete dies auf

ein Vorhandensein von subterranean Fließprozessen hin, die für einen stetigen Nachschub an Sickerwasser sorgten. Dies bestätigte sich auch anhand laboranalytischer Untersuchungen der Bodenproben, die an diesen Standorten einen Anstieg der Salzgehalte mit der Bodentiefe nachweisen konnten. Hinsichtlich der subterranean transportierten Sickerwassermengen stellte sich ein Unterschied zwischen den Halden heraus. In Bischofferode waren diese Mengen an den von Interflow beeinflussten Standorten, insbesondere am Standort Vorflut 2, witterungsunabhängig und gleich bleibend hoch. Hier war somit der kontinuierliche Sickerwasseraustrag aus dem Haldeninneren bestimmend. In Bleicherode und Menteroda erfolgte dagegen aufgrund der erhöhten Wasserspeicherkapazität und Evapotranspirationsleistung der Deckschichten eine Pufferung des Niederschlagseintrags und dementsprechend auch des Sickerwasseraustrags. Die gefassten Sickerwassermengen orientierten sich daher in Bleicherode und Menteroda auch bei Interflow-Einfluss stärker an den klimatischen Verhältnissen.

Ein wesentlicher Bestandteil der Arbeit war es zu überprüfen, ob von den verwendeten Überdeckungsmaterialien ein zusätzliches Emissionspotenzial ausgeht bzw. ob mit der Auswaschung von Schwermetallen, Nitraten oder PAK gerechnet werden muss. Die Untersuchungen an den Böden ergaben, dass durch die Überdeckung mit technogenen Materialien (u.a. Bauschutt, Aschen, Klärschlamm, Kompost, Straßenkehricht) auch ein erheblicher **Eintrag an Schwermetallen** erfolgt. Die Halden unterschieden sich jedoch entsprechend der Heterogenität der eingesetzten Materialien. Die höchste *Gesamtbelastung* hinsichtlich aller untersuchten Schwermetalle (Cu, Cd, Zn, Pb) wurde in Menteroda ermittelt. In Bleicherode streuten die Schwermetall-Gesamtgehalte sehr weit. Obwohl sie zum Teil sogar höhere Maximalwerte als in Menteroda erreichten (Pb, Zn), lagen sie jedoch generell deutlich unterhalb der Menterodaer Werte. Die Untersuchungsflächen der unbedeckten Halde Bischofferode zeigten erwartungsgemäß die geringste Belastung.

Die *wasserlöslichen* und damit leicht mit dem Sickerwasser transportierbaren Schwermetallgehalte in den Böden waren insgesamt gering und hatten auf allen Halden ähnliche Größenordnungen. Allerdings wurden jetzt die Maximalwerte an der unbedeckten Halde Bischofferode vorgefunden. Trotz der insgesamt geringsten Schwermetall-Gesamtbelastung der Böden wies Bischofferode jeweils die größten wasserlöslichen Anteile an den Gesamtgehalten auf. Diese im Vergleich mit Bleicherode und Menteroda erhöhte Löslichkeit ist mit dem mobilisierenden Einfluss der teilweise sehr hohen Salzgehalte zu erklären. Die Deckschichten der Halden Bleicherode und Menteroda verfügen dagegen aufgrund höherer Gehalte an Ton, organischer Substanz, pedogenen Oxiden sowie  $\text{CaCO}_3$  über eine stärkere Schwermetallbindungskapazität.

Die laboranalytischen Untersuchungen der mit Hilfe der Saugkerzen gewonnenen Sickerwässer bestätigten die Ergebnisse der Bodenuntersuchungen. Trotz der stärkeren Schwermetall-Gesamtbelastung führte das höhere Bindungsvermögen der Deckschichten in Menteroda zu relativ geringen Konzentrationen an Cadmium, Kupfer und Zink in den Sickerwässern. Diese übertrafen zwar generell die Mengen in den Sickerwässern von Bleicherode und Bischofferode, insgesamt lagen die Schwermetallkonzentrationen jedoch auf allen drei Halden im Bereich der Normalgehalte für nicht bis gering belastete landwirtschaftlich genutzte Böden (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002).

**Erhöhte Nitratkonzentrationen** in den Sickerwässern konnten nur in Menteroda festgestellt werden. Verantwortlich dafür sind die Klärschlämme und Komposte, die Bestandteile der beprobten Rekultivierungsschicht sind. In Abhängigkeit von der Durchmischung der Schichtbestandteile und der Beprobungstiefe schwankten die Nitratgehalte der Sickerwässer sehr stark. Die mittleren Konzentrationen an den verschiedenen Saugkerzenstandorten variierten zwischen 47 und 250 mg/l (Maximum: 309,4 mg/l). In Bleicherode wurden keine erhöhten Nitratkonzentrationen festgestellt, die Deckschichten der Untersuchungsfläche enthielten allerdings auch keine Klärschlammbeimischungen.

Mit dem Einbau von Aschen, Klärschlämmen, Bauschutt und Straßenkehricht in die Deckschichten kam es außerdem zu einer deutlichen **Erhöhung der PAK-Gehalte**. Während die Werte in Bischofferode im Bereich der atmosphärischen Deposition lagen, konnten in den Böden der Untersuchungsflächen Bleicherode und Menteroda PAK-Gehalte von bis zu 7,0 mg/kg (Bleicherode) bzw. 12,8 mg/kg (Menteroda) nachgewiesen werden ( $\Sigma$  15 PAK gemäß US-EPA). Auch in den Sickerwässern waren PAK enthalten, jedoch fielen die durchschnittlichen Konzentrationen zumeist gering aus. Allerdings führten einsetzende Niederschlagsereignisse, insbesondere nach längeren Trockenperioden, oftmals zu First-Flush-Effekten, die zeitweise starke Konzentrationsanstiege und zum Teil Überschreitungen des Prüfwertes der BBODSCHV (1999) für den Boden-Grundwasser-Pfad nach sich zogen.

Die Materialien, die zur Überdeckung und Rekultivierung der Halden verwendet werden, bringen jedoch nicht nur erhöhte Schadstoffgehalte mit sich, sondern verfügen auch entsprechend ihrer Eigenschaften über regulative Faktoren wie **Adsorptions- und Speicherkapazität**. Mit wachsendem Gehalt an organischer Substanz, Ton sowie Eisen- und Aluminiumoxiden steigt auch das Bindungsvermögen für Schadstoffe. Durch die Verwendung von Klärschlamm, Komposten und Aschen als Überdeckungs- und Rekultivierungsmaterialien erhöht sich in den Deckschichten die organische Substanz gegenüber den unbedeckten Standorten. Gleichmaßen positiv wirkt sich die pH-Wert-Erhöhung infolge der gips- und kalkhaltigen Bauschuttanteile in den Deckschichten auf die **Schwermetallfestlegung** aus. Wie bereits im Zusammenhang mit dem Schwermetallaustrag angedeutet wurde, führten diese Steuermechanismen gerade in Menteroda, wo die stärkste Schadstoffbelastung, gleichzeitig aber auch die höchsten Gehalte an organischer Substanz, Ton und  $\text{CaCO}_3$  im Boden analysiert worden sind, zu sehr geringen mobilen Schwermetallanteilen an den Gesamtgehalten. Auch hinsichtlich der PAK konnte eine starke Bindung an die organische Substanz festgestellt werden. Die Untersuchungsflächen der unbedeckten Halde Bischofferode hatten im Gegensatz zu den Rekultivierungsschichten der teilbedeckten Halden zwar eine geringere Grundbelastung mit Schwermetallen und PAK, allerdings waren die prozentualen Anteile der wasserlöslichen Schadstoffe an den Gesamtgehalten hier am größten. Neben einem geringeren Bindungspotenzial für Schadstoffe wirken zusätzlich die hohen Salzgehalte mobilisierend auf Schwermetalle, da sie lösliche Komplexe mit diesen eingehen.

Die Auswirkungen der Deckschichten auf den Sickerwasseraustrag der Halden konnten anhand der **Zunahme der Chloridfracht in der Vorflut** (Bode) entlang der Passage der Halden Bischofferode und Bleicherode nachvollzogen werden. Während sich die größtenteils geogen bedingten Ca- und  $\text{SO}_4$ -Gehalte im Fließverlauf der Bode kaum änderten, zeigten die leicht löslichen Bestandteile des aufgehaldeten Rückstandes, insbesondere Na und Cl, jeweils deutliche Erhöhungen im Abstrombereich der Halden. Durch die Überlagerung von anthropogener und geogener Versalzung ist eine genaue Quantifizierung der haldenbürtigen Salzeinträge in die Bode zwar generell schwierig, jedoch ergaben die Untersuchungen, dass die Chlorid-Einträge durch die teilüberdeckte Halde Bleicherode insgesamt geringer sind als die der unbedeckten Halde Bischofferode. Durch die erhöhte Evapotranspirations- und Interzeptionsleistung sowie die gesteigerte Wasserspeicherkapazität der begrünten Deckschichten kommt es zu einer deutlichen Minderung der nicht fassbaren Sickerwasserausträge. Darüber hinaus können die Deckschichten Eintragungsspitzen in die aquatischen Ökosysteme nach Starkniederschlägen oder Schneeschmelze stärker abpuffern als die poröse und wasserdurchlässige Oberfläche der Halde Bischofferode. Da die aus den Halden austretenden Sickerwässer, unabhängig vom Überdeckungsgrad, immer salzgesättigt sind, kann eine Reduzierung der Schadwirkungen für die angrenzenden Ökosysteme lediglich über eine Verringerung der anfallenden Sickerwassermengen erreicht werden. Dies ist neben dem Ausbau von Laugenfassungssystemen nur durch das Fortführen der Überdeckungs- und Begrünungsmaßnahmen bis hin zum maximal möglichen Überdeckungsgrad realisierbar.

Anhand der Ergebnisse lässt sich für die untersuchten Flächen schlussfolgern, dass von den verwendeten Überdeckungsmaterialien **kein erhöhtes Schadstoffaustragspotenzial** ausgeht. Mit den technologischen Substraten erfolgt zwar ein zum Teil erheblicher Input an Schadstoffen, allerdings verfügen die Deckschichten gleichzeitig über ein hohes Puffervermögen. Die Boden- und Sickerwasseruntersuchungen ergaben, dass auf den Untersuchungsflächen aller drei Halden, ob bedeckt oder unbedeckt (und damit ohne Schadstoffinput), die Mengen der ausgetragenen Schadstoffe ähnliche Größenordnungen aufwiesen. Die **Sickerwasserreduktion** durch die Deckschichten und die damit einhergehende **Verringerung der Salzeinträge** in das Grundwasser und die Vorflut lassen darüber hinaus die positiven Effekte der Überdeckung überwiegen.

Abschließend lässt sich feststellen, dass die verwendete **Methodik** für die Erfassung des sickerwassergetragenen Stofftransportes in heterogenen Böden prinzipiell geeignet ist. Aussagen zu Stoffgehalten und Konzentrationen waren unter Beachtung der Einschränkungen, die sich aus der Saugkerzenmethodik und den heterogenen Bodeneigenschaften ergeben (siehe Kap. 3.6.1), gut möglich. Für die einzelnen Untersuchungsflächen konnten mit Hilfe dieser Methodik Muster hinsichtlich der stofflichen Zusammensetzung der Sickerlösungen aufgezeichnet werden, die belegen, dass in den Böden ein lateraler Stofftransport stattfindet. Anhand von Bodenaufschlüssen konnten die Ergebnisse der Sickerwasseruntersuchungen verifiziert werden. Die relativ einfache Installation der Messinstrumente und die Tatsache, dass quasi-kontinuierliche Probenentnahmen an derselben Stelle möglich sind, ohne den natürlichen Bodenaufbau dabei zu zerstören, waren die Hauptargumente für die Verwendung von Saugkerzen. Schwierigkeiten ergaben sich hauptsächlich bei sehr skeletthaltigen Böden, da hier häufig kein ausreichender Kontakt zwischen Saugkerze und Bodenmaterial hergestellt werden konnte. Dies führte zu Luftintritten in das Saugkerzensystem, in deren Folge sich der Unterdruck ausglich und keine Sickerwässer gewonnen werden konnten. Des Weiteren wirkte sich die Unterbrechung der Probengewinnung bei Minustemperaturen auf die Datendichte aus. Der größte Datenverlust wurde jedoch durch Tierverschiss und/oder Vandalismus, insbesondere in Menteroda, verursacht.

Generell problematisch ist die Übertragbarkeit der punktuellen Ergebnisse auf größere bzw. benachbarte Flächen. Dies ist bereits bei natürlichen Böden schwierig (GROSSMANN 1988; LEHMANN 1996) und bei den untersuchten Deckschichten mit kleinräumig wechselnden Kombinationen verschiedenster technologischer Substrate nahezu unmöglich. Bei weiterführenden Untersuchungen sollte daher die Probenentnahme wesentlich engmaschiger erfolgen, um die Genauigkeit der Messergebnisse und die Flächenrepräsentanz zu erhöhen. Zudem könnten temporäre Schwankungen, insbesondere solche nach starken Niederschlagsereignissen oder infolge von Tauprozessen, durch eine höhere zeitliche Auflösung der Daten besser abgebildet werden. Denn gerade solche Ereignisse ziehen besonders hohe Sickerwassermengen und Stoffausträge nach sich.

## 9 Ausblick und Handlungsempfehlungen

Diese Arbeit stellt eine Erstaufnahme des lateralen subterranean Stofftransfers aus Kalialthalden dar und widmete sich insbesondere dem Vergleich zwischen teilüberdeckten Halden und einer unbedeckten Halde. Dabei konnte jedoch nur eine Auswahl an Materialien untersucht werden, die zur Überdeckung der Halden verwendet werden. Diese sind allerdings hinsichtlich der Bandbreite und der Menge an Schadstoffen unterschiedlich stark belastet. In Abhängigkeit von den Materialkombinationen, mit denen die einzelnen Haldenflächen überdeckt worden sind, variieren dementsprechend die Schadstoffgehalte sowie die potenziellen Stoffemissionen, die wiederum von den Puffereigenschaften der Deckschichten beeinflusst werden. Aus diesem Grund erscheint es sinnvoll, die bisherigen Untersuchungen jeweils auf weitere Haldenbereiche auszudehnen, um somit umfassende Kenntnisse über die Emissionspotenziale aller Materialien zu erhalten, die in unterschiedlicher Kombination auf die Halden aufgebracht worden sind und werden.

Weitere Untersuchungen sind auch im Hinblick auf die Quantifizierung der subterranean Stofftransporte zu empfehlen. Die Kenntnis darüber, in welchen Größenordnungen die ausgetragenen Haldenlaugen nicht direkt in das Grundwasser oder die Vorflut eingetragen werden, sondern lateral den Boden passieren, dürfte für die Bilanzierung der Stoffausträge aus den Halden sehr wichtig sein. Denn auf diesem Transferpfad wirken gleich mehrere Prozesse der Belastung entgegen: die Puffereigenschaften der Böden binden enthaltene Schadstoffe, zusätzlich erfolgt (in Abhängigkeit von der Vegetation) eine Verdünnung der Sickerwässer durch infiltrierendes Niederschlagswasser und als Folge der Evapotranspiration kommt es zur Reduzierung der ausgetragenen Mengen. In Abhängigkeit von den räumlich und zeitlich variablen Bodeneigenschaften (u.a. Porenverteilung, Wassergehalt, ungesättigte Wasserleitfähigkeit) sowie dem Entnahmebereich der Saugkerze, der mit sinkender Saugspannung kleiner wird, schwanken die entnommenen Sickerwassermengen stark (GROSSMANN 1988; GROSSMANN & UDLUFT 1991; LITAOR 1988). Quantitative Aussagen zu den Sickerwasserraten können daher kaum anhand der Saugkerzenmethodik gemacht werden (GROSSMANN & UDLUFT 1991). Zusätzlich zu den in situ-Messungen erscheint daher die Kombination aus intensiver Beprobung der Vorflut und oberflächennahem Grundwasser (möglichst mit bekannter geogener Belastung) als mögliches Mittel, um den Umfang der Sickerung im Boden abschätzen zu können.

Um eine möglichst wirkungsvolle Überdeckung der Halden zu erreichen, sollte beachtet werden, dass auf den Halden je nach Hanglage unterschiedliche Mikroklimata vorherrschen. In Abhängigkeit von der Exposition der zu überdeckenden Flächen variieren Strahlungsintensitäten und Windgeschwindigkeiten, so dass sich Unterschiede hinsichtlich der anfallenden Niederschlagsmengen und potenziellen Verdunstungsraten ergeben (RUDOLPH 2002). Daher sollten die Überdeckungsmaterialien und Materialkombinationen entsprechend ihrer Wasserspeicherfähigkeit an die jeweiligen Verhältnisse angepasst werden.

Im Hinblick auf die Zielsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL 2000) sollte generell die maximal mögliche Überdeckung in Verbindung mit einer standortgeeigneten Begrünung angestrebt werden. Nur so ist es möglich, die Infiltration der Niederschlagswässer in das Haldeninnere sowie die damit einhergehende Laugenbildung zu minimieren und dadurch die Gewässerbelastung zu reduzieren. Mit der Verringerung der Infiltration wird gleichzeitig einer Verlagerung von Schadstoffen aus den Überdeckungsmaterialien entgegengewirkt, wodurch Abbauprozesse in den Deckschichten länger und intensiver ablaufen können. Hinsichtlich der Begrünung der Deckschichten ist zu bedenken, dass die Wurzelexsudate von Pflanzen zur Versauerung der Böden und Schwermetallmobilisierung beitragen. Hier stellt sich daher die Frage, welche Art von Vegetation (Bäume, Sträucher, Gräser) in welcher Dichte angepflanzt werden sollte, um einerseits zwar die größtmögliche Sickerwasserreduktion zu er-

reichen sowie eine ausreichende Nachlieferung an organischer Substanz sicherzustellen (Schadstoffbindung, Nährstoffversorgung) und andererseits aber die Schwermetallmobilisierung so gering wie möglich zu halten. Entsprechend der Schadstoffbelastung der Deckschichten, der Hangneigungen und Schichtmächtigkeiten (Standfestigkeit, Durchwurzelungstiefe) sowie der klimatischen Bedingungen erscheint es nötig, verschiedene, an die jeweiligen Bedingungen angepasste Begrünungskonzepte zu erarbeiten und auf ihre Wirksamkeiten hin zu testen.

## 10 Quellenverzeichnis

- ABFKLÄRV (1992): Klärschlammverordnung vom 15.04.1992, Bundesgesetzblatt I, S. 912-939. (Quelle: [http://bundesrecht.juris.de/bundesrecht/abfkl\\_rv\\_1992/gesamt.pdf](http://bundesrecht.juris.de/bundesrecht/abfkl_rv_1992/gesamt.pdf); 17.07.2008).
- AD-HOC-AG-BODEN – AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN DER STAATLICHEN GEOLOGISCHEN DIENSTE UND DER BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND [Hrsg.] (1996): Anleitung zur Entnahme von Bodenproben. Hannover.
- AD-HOC-AG-BODEN – AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN DER STAATLICHEN GEOLOGISCHEN DIENSTE DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND UND DER BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE [Hrsg.] (2000a): Labormethoden – Dokumentation. In: Geologisches Jahrbuch, Reihe G, H. 8. Hannover.
- AD-HOC-AG-BODEN – AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN DER STAATLICHEN GEOLOGISCHEN DIENSTE DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND UND DER BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE [Hrsg.] (2000b): Methodendokumentation Bodenkunde: Auswertungsmethoden zur Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden. In: Geologisches Jahrbuch, Reihe G, H. SG 1. Hannover. (Quelle: [http://www.bgr.bund.de/cln\\_101/nn\\_325814/DE/Themen/Boden/Zusammenarbeit/Adhocag/methoden.html](http://www.bgr.bund.de/cln_101/nn_325814/DE/Themen/Boden/Zusammenarbeit/Adhocag/methoden.html); 10.11.2008).
- AD-HOC-AG-BODEN – AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN DER STAATLICHEN GEOLOGISCHEN DIENSTE DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND UND DER BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE [Hrsg.] (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. Hannover.
- ALLOWAY, B. J. & D. C. AYRES (1996): Schadstoffe in der Umwelt: Chemische Grundlagen zur Beurteilung von Luft-, Wasser- und Bodenverschmutzungen. Heidelberg, Berlin, Oxford.
- AURADA, K. D. (1992): Auswirkungen der Salzabwässereinleitungen und –deponien im Südharz- und Werra-Kalirevier auf die hydrochemischen Verhältnisse der Oberflächengewässer. In: Neue Bergbautechnik, 22/6, S. 203-212.
- AURADA, K. D. (1997): Logistik der Salzabwasserbeseitigung im Saale- und Werragebiet. In: Wasser & Boden, 49/5, S. 33-45.
- BACHMANN, J. & K. H. HARTGE (1992): Die Berechnung von Wasserspannungskurven aus Primärdaten – Ein Methodenvergleich. In: Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, 155, S. 109-114.
- BÄDJER, N. (2000): Zum Einfluss der Porositätsmerkmale von Stadt- und Industrieböden auf die Stoffkonzentration von Sickerwasser – dargestellt am Beispiel von bauschutt-, aschen-, schlacken- und schlammhaltigen Böden. Essener Ökologische Schriften, 14.
- BAHRENBERG, G.; E. GIESE & J. NIPPER (1999): Univariate und bivariate Statistik. Stuttgart.
- BARTL, H. et al. (2003): Kali im Südharz-Unstrut-Revier. Bd. 2. Veröffentlichungen aus dem Deutschen Bergbau-Museum Bochum, Nr. 116. Bochum.
- BAUSKE, B. (1994): Einfluss von Salzlösungen unterschiedlicher Zusammensetzung auf die Mobilität von Schwermetallen in Straßenrandböden und im Laborauslaugversuch. Hamburger Bodenkundliche Arbeiten, 24.
- BBODSCHV (1999): Bundes-Bodenschutz und Altlastenverordnung vom 12. Juli 1999, Bundesgesetzblatt I 1999, S. 1554-1582. (Quelle: <http://bundesrecht.juris.de/bundesrecht/bbodschr/gesamt.pdf>; 09.08.2007).

- BERGFELDT, B. (1994): Lösungs- und Transportprozesse in der ungesättigten Bodenwasserzone und Auswirkungen auf das Grundwasser. Karlsruher Geochemische Hefte, 04.
- BLUME, H.-P. [Hrsg.] (1990): Handbuch des Bodenschutzes. Bodenökologie und –belastung, vorbeugende und abwehrende Schutzmaßnahmen. Landsberg/Lech.
- BOHNE, K.; R. HORN & T. BAUMGARTL (1993): Bereitstellung von van-Genuchten-Parametern zur Charakterisierung der hydraulischen Bodeneigenschaften. In: Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, 156, S. 229-233.
- BORCHARDT, W. & C. PACALAJ (1994): Kalirückstandshalden im Südharzrevier – Untersuchung von Begrünungsverfahren. In: Natur und Landschaft, 69/12, S. 543-546.
- BOURG, A. C. M. (1995): Speciation of heavy metals in soils and groundwater and implications for their natural and provoked mobility. In: SALOMONS, W.; U. FÖRSTNER & P. MADER [Hrsg.] (1995): Heavy metals. Berlin, Heidelberg, New York.
- BRANDI-DOHRN, F. M.; R. P. DICK; M. HESS & J. S. SELKER (1996): Suction cup sampler bias in leaching characterization of an undisturbed field soil. In: Water Resource Research, 32/5, S. 1173.
- BURGHARDT, W. (1991): Wasserhaushalt von Stadtböden. In: SCHUHMACHER, H. & B. THIESMEIER [Hrsg.]: Urbane Gewässer. Essen.
- BURGHARDT, W. (1996): Substrate der Bodenbildung urban, gewerblich und industriell überformter Flächen. In: ARBEITSKREIS STADTBÖDEN DER DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN GESELLSCHAFT [Hrsg.]: Urbaner Bodenschutz. Berlin, Heidelberg.
- BURGHARDT, W. (1997): Kennzeichnung von Böden durch Grobbodengehalte hinsichtlich potentieller Schadstoffgehalte aus Immissionen. In: Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 84, S. 127-130.
- CORNELIS, W. M.; J. RONSYN; M. VAN MEIRVENNE & R. HARTMANN (2001): Evaluation of pedotransfer functions for predicting the soil moisture retention curve. In: Soil Science Society of America Journal, 65, S. 638-648.
- DEMUTH, N. & A. HILTPOLD (1993): „Preferential flow“: Eine Übersicht über den heutigen Kenntnisstand. In: Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, 156, S. 479-484.
- DGFZ – DRESDNER GRUNDWASSERFORSCHUNGSZENTRUM E.V. (2005): Wasserhaushalt und saline Gewässerbelastungen im Einzugsgebiet der Unstrut. Untersuchungen und Modellierungen. Abschlussbericht zum BMBF-Projekt „Erstellung eines Management-Tools zur Wasserbewirtschaftung unter den Bedingungen bergbaubedingter salinärer Einträge im Einzugsgebiet der oberen und mittleren Unstrut“ (FKZ: 0330028). Dresden.
- DIN – DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E.V. [Hrsg.] (2000): Handbuch der Bodenuntersuchung: Terminologie, Verfahrensvorschriften und Datenblätter; physikalische, chemische, biologische Untersuchungsverfahren; gesetzliche Regelwerke. Berlin, Wien, Zürich.
- DIN 19683-9: 1998-05: Bodenuntersuchungsverfahren im Landwirtschaftlichen Wasserbau – Physikalische Laboruntersuchungen – Teil 9: Bestimmung der Wasserdurchlässigkeit in wassergesättigten Stechzylinderbodenproben.
- DIN 19730: 1996-12: Bodenbeschaffenheit – Extraktion von Spurenelementen mit Ammoniumnitratlösung.
- DIN 38405-11: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser-, und Schlammuntersuchung; Anionen (Gruppe D); Bestimmung von Phosphorverbindungen.

- DIN 38414-12: 1986-11: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser-, und Schlammuntersuchung; Schlamm- und Sedimente (Gruppe S); Bestimmung von Phosphor in Schlamm und Sedimenten.
- DIN ISO 10381-2: 2003-08: Bodenbeschaffenheit – Probenahme – Teil 2: Anleitung für Probenahmeverfahren.
- DIN ISO 11276: 2001-07: Bodenbeschaffenheit – Bestimmung des Porenwasserdrucks – Tensiometerverfahren.
- DIN ISO 11465: 1996-12: Bodenbeschaffenheit – Bestimmung der Trockensubstanz und des Wassergehaltes auf Grundlage der Masse – Gravimetrisches Verfahren.
- DIN ISO 11466: 1997-06: Bodenbeschaffenheit – Extraktion in Königswasser löslicher Spurenelemente.
- DUIJNISVELD, W. H. M.; J. BÖTTCHER & W. SCHNEIDER (1998): Räumliche Variabilität der Verlagerung nichtreaktiver Stoffe in Sandböden auf der Feldskala: Wieviel Saugsonden sind zur Bestimmung der Auswaschungsmenge erforderlich? In: Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 87, S. 409-412.
- DÜES, G. (1987): Untersuchungen zu den Bindungsformen und ökologisch wirksamen Fraktionen ausgewählter toxischer Schwermetalle in ihrer Tiefenverteilung in Hamburger Böden. Hamburger Bodenkundliche Arbeiten, 9.
- DVWK – DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU E.V. [Hrsg.] (1990): Gewinnung von Bodenwasserproben mit Hilfe der Saugkerzen-Methode. Merkblätter zur Wasserwirtschaft, 217. Hamburg, Berlin.
- DVWK – DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU E.V. [Hrsg.] (1993a): Aussagekraft von Gewässergüteparametern in Fließgewässern. Teil 1: Allgemeine Kenngrößen, Nährstoffe, Spurenstoffe und anorganische Schadstoffe, biologische Kenngrößen. Merkblätter zur Wasserwirtschaft, 227. Hamburg, Berlin.
- DVWK – DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU E.V. [Hrsg.] (1993b): Salz in Werra und Weser. Ursachen, Folgen, Abhilfe. Ergebnisse einer Fachtagung der ARGE Weser am 22.03.1993 in Kassel. DVWK Mitteilungen, 24. Bonn.
- DVWK – DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU E.V. [Hrsg.] (1995): Bodenkundliche Untersuchungen im Felde zur Ermittlung von Kennwerten zur Standortcharakterisierung. Teil 1: Ansprache der Böden. DVWK-Regeln, 129. Bonn.
- DVWK – DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU E.V. [Hrsg.] (1996): Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen. Merkblätter zur Wasserwirtschaft, 238. Bonn.
- DWD – DEUTSCHER WETTERDIENST (1994 ff.): Deutsches meteorologisches Jahrbuch. Jg. 1994-2003. Offenbach/Main.
- DWD – DEUTSCHER WETTERDIENST [HRSG.] (2005): Klimastatusbericht 2004. Offenbach/Main.
- DWD – DEUTSCHER WETTERDIENST [Hrsg.] (2006): Klimastatusbericht 2005. Offenbach/Main.
- DYCK, S. & G. PESCHKE (1995): Grundlagen der Hydrologie. Berlin.
- ECOTECH (O.J.): [www.ecotech-bonn.de/bodenkunde/kunststoff-saugkerze.html](http://www.ecotech-bonn.de/bodenkunde/kunststoff-saugkerze.html) bzw. [www.ecotech-bonn.de/bodenkunde/glas-saugkerze.html](http://www.ecotech-bonn.de/bodenkunde/glas-saugkerze.html) (06.08.2007).

- EU-WRRL – EU-Wasserrahmenrichtlinie (2000): Richtlinie 2000/60/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 23.10.2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. In: Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften vom 22.12.2000, S. L 327/1-72. (Quelle: [http://europa.eu.int/eur-lex/pri/de/oj/dat/2000/l\\_327/l\\_32720001222de00010072.pdf](http://europa.eu.int/eur-lex/pri/de/oj/dat/2000/l_327/l_32720001222de00010072.pdf); 16.07.2007).
- FAO – FOOD AND AGRICULTURE ORGANISATION OF THE UNITED NATIONS (2006): Guidelines for soil description. Rome.
- FINK, M. (2003): Durchfluss- und Leitfähigkeitsmessungen in der oberen Wipper und Bode. Universität Jena; unveröff. (zitiert in DGFZ 2005).
- FOKEN, TH. (2006): Angewandte Meteorologie. Mikrometeorologische Methoden. Berlin, Heidelberg, New York.
- GEIGER, R. (1961): Das Klima der bodennahen Luftschicht. Braunschweig.
- GELLER, A. (2001): Grundlagen der biologischen Bodensanierung. In: UMWELTBUNDESAMT [Hrsg.]: Leitfaden – Biologische Verfahren zur Bodensanierung. BMBF-Förderkennzeichen: 1491064. Berlin.
- GROSSMANN, J. (1988): Physikalische und chemische Prozesse bei der Probenahme von Sickerwasser mittels Saugsonden. Dissertation an der Technischen Universität München, Institut für Wasserchemie und Chemische Balneologie.
- GROSSMANN, J.; M. BREDEMEIER & P. UDLUFT (1990): Sorption of trace metals by suction cups of aluminium oxide, ceramic and plastics. In: Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, 153, S. 359-364.
- GROSSMANN, J.; K.-E. QUENTIN; P. UDLUFT (1987): Sickerwassergewinnung mittels Saugkerzen – eine Literaturstudie. In: Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, 150, S. 258-261.
- GROSSMANN, J. & P. UDLUFT (1991): The extraction of soil water by the suction-cup method: a review. In: Journal of soil science, 42, S. 83-93.
- HÄCKEL, H. (1999): Meteorologie. Stuttgart.
- HARTGE, K. H. & R. HORN (1992): Die physikalische Untersuchung von Böden. Stuttgart.
- HEIDEN, S.; R. ERB; H. LIEBMANN; K. KAHLE [Hrsg.] (2001): Kalibergbau – Umweltlast und Chance. Initiativen zum Umweltschutz, 25. Berlin.
- HEINRICHS, H. & A. G. HERRMANN (1990): Praktikum der analytischen Geochemie. Berlin, Heidelberg, New York.
- HEINZE, M. & H. J. FIEDLER (1979): Versuche zur Begrünung von Kalirückstandshalden. 1. Mitteilung: Gefäßversuche mit Bäumen und Sträuchern bei unterschiedlichem Wasser- und Nährstoffangebot. In: Archiv Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde, 23/5, S. 315-322.
- HEINZE, M. & H. J. FIEDLER (1981): Versuche zur Begrünung von Kalirückstandshalden. 2. Mitteilung: Gefäßversuche mit Gehölzen auf verschiedenen Rückstandssubstraten. In: Archiv Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde, 25/11, S. 717-724.
- HEINZE, M. & H. J. FIEDLER (1984): Versuche zur Begrünung von Kalirückstandshalden. 3. Mitteilung: Gefäßversuche mit Kräutern natürlicher Gipsstandorte. In: Archiv Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde, 28/4, S. 263-266.

- HEINZE, M.; H. J. FIEDLER & H. LIEBMANN (1984): Freilandversuche zur Begrünung von Kalirückstandshalden im Südharzrevier. In: *Hercynia N. F.*, 21/2, S. 179-189.
- HENDRICKX, J. M. H. (1990): Determination of hydraulic soil properties. In: ANDERSON, M. G. & T. P. BURT [Hrsg.] (1990): *Process studies in hillslope hydrology*. Chichester. S. 43-92.
- HERMS, U. & G. W. BRÜMMER (1984): Einflußgrößen der Schwermetalllöslichkeit und -bindung in Böden. In: *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 147, S. 400-424.
- HILLER, D. A. & G. W. BRÜMMER (1995): Mikrosondenuntersuchungen an unterschiedlich stark mit Schwermetallen belasteten Böden. 1. Methodische Grundlagen und Elementanalysen an pedogenen Oxiden. In: *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 158, S. 147-156.
- HILLER, D. A. & H. MEUSER (1998): *Urbane Böden*. Berlin, Heidelberg.
- HOPPE, W. & G. SEIDEL [Hrsg.] (1974): *Geologie von Thüringen*. Gotha.
- HORN, R. & H. TAUBNER (1997): Wasser- und Lufthaushalt. In: BLUME, H.-P. & U. SCHLEUß [Hrsg.]: *Bewertung anthropogener Stadtböden*. Schriftenreihe des Instituts für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Universität Kiel, 38.
- HORN, R. & H. TAUBNER (1999): Schätzung der nutzbaren Feldkapazität und Luftkapazität von anthropogenen Bodenhorizonten aus einfach zu bestimmenden Kennwerten. In: *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 162, S. 33-40.
- HORNBURG, V. (1991): Untersuchungen zur Mobilität und Verfügbarkeit von Cadmium, Zink, Mangan, Blei und Kupfer in Böden. *Bonner Bodenkundliche Abhandlungen*, 2.
- HORNBURG, V. & G. W. BRÜMMER (1993): Verhalten von Schwermetallen in Böden. 1. Untersuchungen zur Schwermetallmobilität. In: *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 156, S. 467-477.
- HORNBURG, V. & B. LÜER (1999): Vergleich zwischen Total- und königswasserextrahierbaren Elementgehalten in natürlichen Böden und Sedimenten. In: *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 162, S. 131-137.
- HORNBURG, V.; G. WELP & G. W. BRÜMMER (1995): Verhalten von Schwermetallen in Böden. 2. Extraktion mobiler Schwermetalle mittels  $\text{CaCl}_2$  und  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ . In: *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 158, S. 137-145.
- HUBBEL, J. M. & J. B. SISSON (1998): Advanced tensiometer for shallow or deep soil water potential measurements. In: *Soil Science*, 163/4, S. 271-277.
- KALBE, U. & M. RENGER (1997): Verfügbarkeit von Schwermetallen in Abhängigkeit von den technologischen Komponenten in anthropogenen Stadtböden. In: *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*, 85/III, S. 1183-1186.
- KNAUER, S. (1994): *Recherche zur historischen Entwicklung der Rückstandshalde Bleicherode*. Abschlussarbeit an der Ingenieur- und Fachschule Nordhausen. unveröff.
- KOCH, F.; J. SCHÜRER & U. KRIEGLER (2003): Entwicklung von Bewertungsverfahren für geotechnische und pflanzenphysiologische Eigenschaften von Abdeckschichten. Abschlussbericht zum FuE-Vorhaben 368/01 „Verfahren zur Bewertung von Abdeckschichten“. K-UTEK Sondershausen.
- KOCH, S. (2005): *Geoökologische Untersuchungen zum sickerwassergetragenen Nähr- und Schadstofftransport aus urbanen Böden in aquatische Systeme – dargestellt am Beispiel der Stadt Halle (Saale)*. Dissertation an der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Institut für Geowissenschaften.

- KRAUSS, M. & W. WILCKE (2002): Sorption strength of persistent organic pollutants in particle-size fractions of urban soils. In: Soil Science Society of America Journal, 66, S. 430-437.
- KRETSCHMER, H.; A. NEUMANN & A.-E. SURKUS (1997): Schwermetalle. In: BLUME, H.-P. & U. SCHLEUB [Hrsg.]: Bewertung anthropogener Stadtböden. Schriftenreihe Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Universität Kiel.
- LAWA – LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (1998): Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer. Band 2. Berlin.
- LEHMANN, A. E. H. (1996): Charakterisierung von Wasser- und Stofftransport in verschiedenen strukturierten Böden Südwestdeutschlands. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte, 34.
- LENNARTZ, B. (1998): Abschätzung der feldskaligen horizontalen Variabilität von Stofftransporteigenschaften anhand von Stechzylinderproben. In: Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 87, S. 393-396.
- LESER, H. [Hrsg.] (1997): Diercke – Wörterbuch Allgemeine Geographie. München, Braunschweig.
- LEWANDOWSKI, J.; S. LEITSCHUH & V. KOß (1997): Schadstoffe im Boden. Eine Einführung in Analytik und Bewertung. Berlin, Heidelberg, New York.
- LFW – BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (2001): Untersuchung und Bewertung von Altlasten, schädlichen Bodenveränderungen und Gewässerverunreinigungen – Wirkungspfad Boden-Gewässer – . Merkblatt Nr. 3.8/1, Stand 31.10.2001.
- LIEBE, F. (1999): Spurenelemente in Böden und Pflanzen Nordrhein-Westfalens – Gehalte verschiedener chemischer Fraktionen in Böden und deren Beziehung zur Bodenreaktion und den Gehalten in Pflanzen. Bonner Bodenkundliche Abhandlungen, 28.
- LIEBMANN, H. (2001): Erfolge und Grenzen der Überdeckung und Begrünung von Kalirückstandshalden. Exkursionsführer anlässlich der Tagung "Aspekte der Langzeitsicherheit bei der Nachnutzung und Stilllegung von Kali- und Steinsalzbergwerken im März 2001 in Sondershausen. Exkursionsführer und Veröffentlichungen der Gesellschaft für Geowissenschaften e.V., 211. Berlin.
- LIEBMANN, H. & J. PARNIESKE-PASTERKAMP (2000): In: SCHMEISKY, H. & H. HOFMANN [Hrsg.]: Rekultivierung von Rückstandshalden der Kaliindustrie (3) – Untersuchungen zum Salzaustrag, zur Sukzession sowie Maßnahmen und Erkenntnisse zur Begrünung. Ökologie und Umweltsicherung, Bd. 19/2000, Universität – Gesamthochschule Kassel/Witzenhausen, Fachbereich Landwirtschaft, Internationale Agrarentwicklung und Ökologische Umweltsicherung, Fachgebiet Landschaftsökologie und Naturschutz, S. 179-192.
- LIEBMANN, H. & J. PARNIESKE-PASTERKAMP (2001): Hydrologie und Begrünung von Kalihalden. Exkursionsführer anlässlich der Tagung "Aspekte der Langzeitsicherheit bei der Nachnutzung und Stilllegung von Kali- und Steinsalzbergwerken im März 2001 in Sondershausen. Exkursionsführer und Veröffentlichungen der Gesellschaft für Geowissenschaften e.V., 211. Berlin.
- LIEBMANN, H. & J. SCHRAMM (1985): Untersuchungen zur Hydrologie von Kalirückstandshalden. Vortrag auf der 16. Tagung der Gesell. f. Geol. Wiss. der DDR vom 16-18.10.1985. unveröff. Manuskript.
- LIEDTKE, H. & J. MARCINEK [Hrsg.] (2002): Physische Geographie Deutschlands. Gotha.
- LIERMANN, R. (2001): Untersuchungen zur Oberflächenabflussbildung und zum wassergebundenen Stoffaustausch in der Sonderkultur Weinbau im „Saale-Unstrut-Gebiet“ (Sachsen-Anhalt). In: Hallesches Jahrbuch der Geowissenschaften, 23, S. 27-39.

- LITAOR, M. I. (1988): Review of soil solution samplers. In: *Water Resources Research*, 24/5, S. 727-733.
- LITZ, N. (1990): Organische Verbindungen. In: BLUME, H. P. [Hrsg.]: *Handbuch des Bodenschutzes*. Landsberg/Lech.
- LÜCKE, M. (1997): Rekultivierung von Rückstandshalden der Kaliindustrie (1) – Untersuchungen zum Standort, zur Begrünung mit Komposten und zur Gehölzsukzession von Rückstandshalden mit anhydritischen Auflageschichten. *Ökologie und Umweltsicherung*, Bd. 12/97. [Hrsg.]: Universität – Gesamthochschule Kassel/Witzenhausen, Fachbereich Landwirtschaft, Internationale Agrarentwicklung und Ökologische Umweltsicherung, Fachgebiet Landschaftsökologie und Naturschutz. Dissertation.
- MCGUIRE, P. E.; B. LOWERY & P. A. HELMKE (1992): Potential sampling error: trace metal adsorption on vacuum porous cup samplers. In: *Soil Science Society of America Journal*, 56, S. 74-82.
- MINNICH, M. (1996): Die Rekultivierung von Kalirückstandshalden: Begrünungsversuche auf der Halde Bleicherode/Thüringen unter besonderer Berücksichtigung bodenkundlicher Parameter, begleitet von Gefäß- und Kleinlysimeterversuchen. Diplomarbeit an der Universität Trier, Fachrichtung Angewandte Physische Geographie/Geowissenschaften.
- PANSU, M. & J. GAUTHEYROU (2006): *Handbook of soil analysis*. Berlin, Heidelberg, New York.
- PARNIESKE-PASTERKAMP, J. & L. GEBHARDT (2002): Ingenieurwissenschaftliche Untersuchungen zur Salzlösungsgenese an Althalden der Kaliverarbeitung in Nordthüringen zur ökologischen Sicherung der Nachbetriebsphase. Erfurt. unveröff. Manuskript.
- PARNIESKE-PASTERKAMP, J. (2004): Zur Geoökologie und Geochemie von Rückstandshalden der Kaliindustrie in Nordthüringen. Dissertation an der TU Bergakademie Freiberg, Fakultät für Geowissenschaften, Geotechnik und Bergbau.
- PATZELT, G. (1994): Streifzüge durch die Erdgeschichte Nordwest-Thüringens. *Geologischer Abriss und Exkursionsführer*. Gotha.
- PAUL, R. (2002): Auswirkung von Klärschlamm auf physikalische Eigenschaften eines sandigen Bodenmaterials. Poster 17: Stoffflüsse in landwirtschaftlichen Betrieben mit und ohne Tierhaltung. Jena.
- PETERS, C. & H. THIEMEYER (1999): Untersuchung zum preferential flow in steinreichen Böden des Buntsandstein-Odenwaldes. In: *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*, 91, S. 226-229.
- PODLACHA, G. (1999): Rekultivierung von Rückstandshalden der Kaliindustrie (2) – Untersuchungen zur Substratdeckung mit geringen Schichtstärken aus Bodenaushub-Wirbelschichtasche-Gemischen und ihrer Begrünung. *Ökologie und Umweltsicherung*, Bd. 12/97. [Hrsg.]: Universität – Gesamthochschule Kassel/Witzenhausen, Fachbereich Landwirtschaft, Internationale Agrarentwicklung und Ökologische Umweltsicherung, Fachgebiet Landschaftsökologie und Naturschutz. Dissertation.
- POSPESCHILL, M. (2007): *SPSS für Fortgeschrittene*. Durchführung fortgeschrittener statistischer Analysen. *Handbücher des Regionalen Rechenzentrums für Niedersachsen (RRZN) der Leibniz Universität Hannover*.
- POTSCHIN, M. (1999): Bodenwassergewinnung mittels Saugkerzen an extremen Standorten – Möglichkeiten und Grenzen. In: *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 162, S. 193-199.

- RICHTER, D. (1995): Ergebnisse methodischer Untersuchungen zur Korrektur des systematischen Messfehlers des Hellmann-Niederschlagsmessers. Berichte des Deutschen Wetterdienstes, 194. Offenbach/M.
- ROTH, K. (1989): Stofftransport im wasserungesättigten Untergrund natürlicher, heterogener Böden unter Freilandbedingungen. Dissertation an der Eidgenössischen Technischen Hochschule Zürich.
- RUDOLPH, F. (2002): Untersuchung und Bewertung des Zusammenhanges zwischen Geländeklima und Bodenwasserhaushaltseigenschaften auf der Kaliathalde Bleicherode (Nordthüringen). Diplomarbeit an der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Institut für Geowissenschaften.
- RUDOLPH, F. (2005): Analyse und Bewertung des subterranean Stofftransfers aus unterschiedlich rekultivierten Halden des Kalibergbaus hinsichtlich ihrer Belastungswirkung auf Fließgewässer. In: *Hercynia N. F.*, 38, S. 185-195.
- RUNGE, M. (1978): Untersuchungen zur Wasserdynamik skelettreicher Ruderal-Standorte. In: *Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung*, 19, S. 157-168.
- RUPPERT, H. (1990): Natürliche Spurenmetallgehalte im Boden und ihre anthropogene Überprägung. In: *Mitteilungen der Österreichischen Geologischen Gesellschaft*, 83, S. 243-265.
- SAUERWEIN, M. (2004): Urbane Bodenlandschaften – Eigenschaften, Funktionen und Stoffhaushalt der siedlungsbeeinflussten Pedosphäre im Geoökosystem. Habilitation an der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Institut für Geowissenschaften.
- SCHEFFER, F. & P. SCHACHTSCHABEL (2002): *Lehrbuch der Bodenkunde*. Heidelberg.
- SCH EINOST, A. C. (1994): *Pedotransfer-Funktionen zum Wasser- und Stoffhaushalt einer Bodenlandschaft*. Dissertation an der Technischen Universität München, Fakultät für Landwirtschaft und Gartenbau.
- SCHLICHTING, E.; H.-P. BLUME & K. STAHR (1995): *Bodenkundliches Praktikum*. Berlin.
- SCHLINKERT, A. (1992): Jahreszeitliche Dynamik der Inhaltsstoffe von Bodenlösungen aus A-Horizonten unterschiedlicher Böden in Abhängigkeit von Bewirtschaftungsweise und Standorteigenschaften. *Bonner Bodenkundliche Abhandlungen*, 7.
- SCHMEISKY, H. & H. HOFMANN (2000) [Hrsg.]: *Rekultivierung von Rückstandshalden der Kaliindustrie (3) – Untersuchungen zum Salzaustrag, zur Sukzession sowie Maßnahmen und Erkenntnisse zur Begrünung*. Ökologie und Umweltsicherung, Bd. 19/2000, Universität – Gesamthochschule Kassel/Witzenhausen, Fachbereich Landwirtschaft, Internationale Agrarentwicklung und Ökologische Umweltsicherung, Fachgebiet Landschaftsökologie und Naturschutz.
- SCHMEISKY, H. & O. LENZ (1998): Zur Begrünung von Rückstandshalden der Kaliindustrie - Ergebnisse einer 25jährigen Forschungsarbeit. In: *Kali und Steinsalz*, 9, S. 501-515.
- SCHMIDT, L. (1976): *Ergebnisbericht mit Grundwasservorratsnachweis Bleicherode 1976*. Nordhausen 1976. Archiv der Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie, Weimar; unveröff. (zitiert in DGFZ 2005).
- SCHÜRER, J. & K.-H. KULBE (1997): Die Versalzung von Fließgewässern der Südharzregion (Deutschland) – Ursache, Stand, Tendenzen. In: *Limnologica*, 27/1, S. 9-17.

- SCHÜRER, J. & H. LIEBMANN (2000): Salzbeeinflussung der Vorfluter Bode und Wipper in Nordthüringen. In: SCHMEISKY, H. & H. HOFMANN [Hrsg.]: Rekultivierung von Rückstandshalden der Kaliindustrie (3) – Untersuchungen zum Salzaustrag, zur Sukzession sowie Maßnahmen und Erkenntnisse zur Begrünung. Ökologie und Umweltsicherung, Bd. 19/2000, Universität – Gesamthochschule Kassel/Witzenhausen, Fachbereich Landwirtschaft, Internationale Agrarentwicklung und Ökologische Umweltsicherung, Fachgebiet Landschaftsökologie und Naturschutz, S. 193-208.
- STAHR, K.; A. LEHMANN & K. HOLLAND (1997): Nährstoffhaushalt: Anionen. In: BLUME, H.-P. & U. SCHLEUB [Hrsg.]: Bewertung anthropogener Stadtböden. Schriftenreihe des Instituts für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Universität Kiel, 38.
- STEENHUIS, T. S.; J.-Y. PARLANGE & S. A. ABURIME (1995): Preferential flow in structured and sandy soils: consequences for modeling and monitoring. In: WILSON, L. G.; L. G. EVERETT & S. J. CULLEN [Hrsg.]: Handbook of vadose zone characterization and monitoring. Boca Raton.
- STUDE, J. (2004): Problematik und innovative Lösungen aus Nordthüringen. In: JUCKENACK, CH. C. [Hrsg.]: Intelligentes Flächenmanagement. Innovative Lösungsansätze in Bergbaufolgelandschaften. Nordhäuser Hochschultexte, 1, S. 1-18.
- TAUCHNITZ, S. J. (2006): Untersuchungen zum Wasserhaushalt und Stickstoffumsatz von Rekultivierungsschichten aus Klärschlammkomposten. Dissertation an der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Institut für Agrartechnik und Landeskultur.
- THEILE, K. (1996): Entwicklung der Salzlaststeuerung als Folge der Oberflächenwasserversalzung durch Abwässer aus dem Kali- und Kupferschieferbergbau. In: MEINICKE, K.-P. & W. EBERSBACH [Hrsg.]: Bergbau- und Umweltgeschichte in Mitteldeutschland. Sammelband zum Kolloquium an der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg am 7.3.1996, S. 125-142.
- THÜRHALR – THÜRINGER HALDENRICHTLINIE (2002): Richtlinie für die Abdeckung und Begrünung von Kalihalden im Freistaat Thüringen – Kali-Haldenrichtlinie – vom 18.04.2002. In: Thüringer Staatsanzeiger, 19, S. 1539 ff. (Quelle: [www.tlba.de/docs/kalihalden.pdf](http://www.tlba.de/docs/kalihalden.pdf); 12.06.2007).
- TIETJE, O. & V. HENNINGS (1993): Bewertung von Pedotransferfunktionen zur Schätzung der Wasserspannungskurve. In: Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, 156, S. 447-455.
- TRINKWV (2001): Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung) vom 21.05.2001, Bundesgesetzblatt I, S. 959 ff. (Quelle: [http://bundesrecht.juris.de/bundesrecht/trinkwv\\_2001/gesamt.pdf](http://bundesrecht.juris.de/bundesrecht/trinkwv_2001/gesamt.pdf); 02.09.2008).
- UBA – UMWELTBUNDESAMT [Hrsg.] (1999): Erarbeitung von Programmen zur Überwachung von altlastverdächtigen Flächen und Altlasten. Texte 96/99. (Quelle: [http://www.umweltbundesamt.de/boden-und-altlasten/altlast/web1/berichte/nachsorge/nachso\\_t.htm](http://www.umweltbundesamt.de/boden-und-altlasten/altlast/web1/berichte/nachsorge/nachso_t.htm); 27.04.2009).
- UBA – UMWELTBUNDESAMT [Hrsg.] (2005): Langzeituntersuchungen zur Beurteilung des natürlichen Schadstoffabbaus und -rückhalts in der ungesättigten Bodenzone. Abschlussbericht. (Quelle: <http://www.umweltbundesamt.de/boden-und-altlasten/altlast/web1/berichte/langzeit/langzeit-Title.html>, 04.05.2009).
- VAN GENUCHTEN, M. T. (1980): A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. In: Soil Science Society of America Journal, 44, S. 892-898.
- VERECKEN, H.; J. MAES; J. FEYEN & P. DARIUS (1989): Estimating the soil moisture retention characteristic from texture, bulk density and carbon content. In: Soil Science, 148/6, S. 389-403.

- VOSS, F. (2005): Integrierte Modellierung von Durchflussdynamik und salinärer Stofftransportprozesse unter Berücksichtigung anthropogener Steuerungen am Beispiel der Unstrut. Dissertation an der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Potsdam.
- WAGENBRETH, O. & W. STEINER (1990): Geologische Streifzüge. Leipzig.
- WALTER, R. (1995): Geologie von Mitteleuropa. Stuttgart.
- WANG, S. (1995): Verhalten von Schwermetallen in Böden unter besonderer Berücksichtigung der Mobilität in Abhängigkeit von ihren Konzentrationen. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte, 27.
- WEIGAND, H. (2000): Dynamik polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe in anthropogen überprägten Böden: Steuernde Prozesse und räumliche Variabilität. Dissertation an der Universität Bayreuth.
- WELP, G. & G. W. BRÜMMER (1999): Adsorption and solubility of ten metals in soil samples of different compositions. In: *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 162, S. 155-161.
- WELP, G. (2000): Schwermetalle und organische Schadstoffe in Böden: Gehalte – Sorption und Löslichkeit – Wirkung auf Mikroorganismen. *Bonner Bodenkundliche Abhandlungen*, 32.
- WENDLING, U.; H.-G. SCHELLIN & M. THOMÄ (1991): Bereitstellung von täglichen Informationen zum Wasserhaushalt des Bodens für die Zwecke der agrarmeteorologischen Beratung. In: *Zeitschrift für Meteorologie*, 41/6, S. 468-475.
- WESSEL-BOTHE, S.; S. PÄTZOLD; C. KLEIN; G. BEHRE & G. WELP (2000): Adsorption von Pflanzenschutzmitteln und DOC an Saugkerzen aus Glas und Keramik. In: *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 163, S. 53-56.
- WESSEL-BOTHE, S. (2002): Simultaner Transport von Ionen unterschiedlicher Matrixaffinität in Böden aus Löss unter Freilandbedingungen – Messung und Simulation. *Bonner Bodenkundliche Abhandlungen*, 38.
- WILSON, L. G.; D. W. DORRANCE; W. R. BOND; L. G. EVERETT & S. J. CULLEN (1995): In situ pore-liquid sampling in the vadose zone. In: WILSON, L. G.; L. G. EVERETT & S. J. CULLEN [Hrsg.]: *Handbook of vadose zone characterization and monitoring*. Boca Raton.
- WOHLRAB, B.; H. ERNSTBERGER; A. MEUSER & V. SOKOLLEK (1992): *Landschaftswasserhaushalt*. Hamburg, Berlin.
- WOLFF, R. (1993): Erfassung, Beschreibung und funktionale Bewertung der Eigenschaften von Stadtböden am Beispiel Hamburgs. *Hamburger Bodenkundliche Arbeiten*, 21.
- WÖSTEN, J. H. M. (1997): Pedotransfer functions to evaluate soil quality. In: GREGORICH, E. G. & M. R. CARTER [Hrsg.]: *Soil quality for crop production and ecosystem health-developments in soil science*, 25, S. 221-245.
- WÖSTEN, J. H. M.; Y. A. PACHEPSKY & W. J. RAWLS (2001): Pedotransfer functions: bridging the gap between available basic soil data and missing soil hydraulic characteristics. In: *Journal of Hydrology*, 251, S. 123-150.
- YEH, T.-C. J. & A. GUZMAN-GUZMAN (1995): Tensiometry. In: WILSON, L. G.; L. G. EVERETT & S. J. CULLEN [Hrsg.]: *Handbook of vadose zone characterization and monitoring*. Boca Raton.
- ZEIEN, H. (1995): Chemische Extraktionen zur Bestimmung der Bindungsformen von Schwermetallen in Böden. *Bonner Bodenkundliche Abhandlungen*, 17.

- ZELLER, T. (1998): Stoffpotential und Emissionsverhalten ausgewählter bergbaulicher Altablagerungen in Niedersachsen. Ein konzeptioneller Beitrag zur Erfassung und Bewertung von Altablagerungen. Dissertation an der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Technischen Universität Clausthal.
- ZIMMERMANN, K. (2004): Charakterisierung der Grund- und Oberflächenwasserversalzung in der Umgebung von Kalihalden in Nordthüringen. Diplomarbeit an der Fachhochschule Weihenstephan (zit. in DGFZ 2005).

---

## Angaben zur Person

Name: Franziska Krüger, geb. Rudolph  
Geburtsdatum: 14.06.1978  
Geburtsort: Halle (Saale)  
Staatsangehörigkeit: deutsch

## Ausbildung und beruflicher Werdegang

09/1985 – 07/1991: Polytechnische Oberschule in Halle (Saale)  
09/1991 – 07/1997: Gymnasium in Halle (Saale), Abschluss: Abitur  
10/1997 – 03/2003: Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg  
Hauptfach: Diplom-Geographie  
Nebenfächer: Geologie, Soziologie  
  
07/2003 – 09/2003: Gesellschaft für Umweltsanierungstechnologien mbH Merseburg  
Freie Mitarbeit  
  
10/2003 – 12/2005: Aufnahme des Promotionsstudiums am Institut für Geowissenschaften  
der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg  
  
01/2006 – 03/2007: Erziehungsurlaub  
  
04/2007 – 07/2009: Fortsetzung des Promotionsstudiums

---

## **Eidesstattliche Erklärung**

Hiermit erkläre ich, die vorliegende Arbeit selbständig und ohne fremde Hilfe verfasst und nur unter Verwendung der angegebenen Hilfsmittel und Quellen angefertigt zu haben. Die den genutzten Werken wörtlich oder inhaltlich entnommenen Stellen sind als solche kenntlich gemacht.

Halle (Saale), 24.07.2009

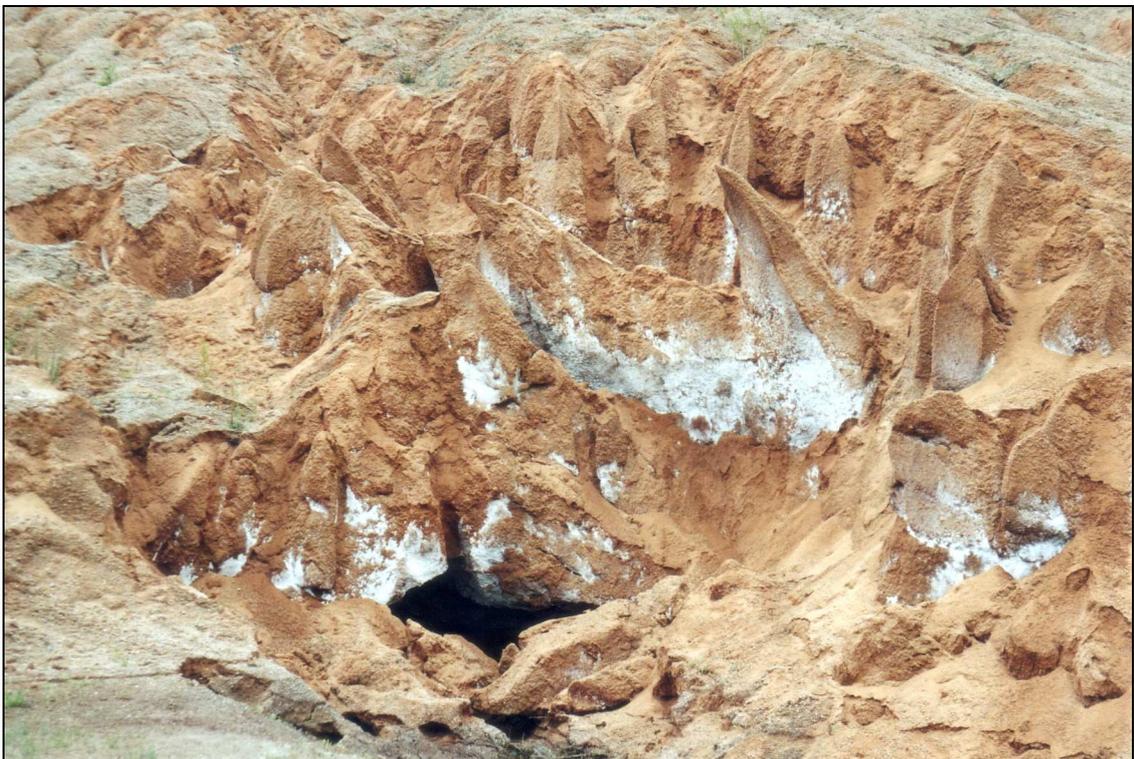
Franziska Krüger

**Anlage 1**  
**- Fotodokumentation der Standorte -**

Halde Bischofferode mit den Standorten Hangfuß und Mitte



Lockerschicht- und Hohlraumbildung durch Salzlösung (Bischofferode)



Instrumentierung am Hangfuß (Bischofferode)



Instrumentierung am Standort Mitte  
(Bischofferode)

Messfeld „Vorflut 1“ und Bode (Bischofferode)



Instrumentierung am Standort Vorflut 2 (Bischofferode)



Nordwest-Hangfläche der Halde Bischofferode und Drainagekanal



Salzausfällung im Sommer (Drainagekanal Bischofferode)



Nord-Hangfläche der Halde Bleicherode und Bode





Halde Bleicherode mit den  
Standorten Hangfuß und Mitte



Instrumentierung am Hangfuß (Bleicherode)

Instrumentierung am Standort Vorflut 1 (Bleicherode)



Messfeld „Vorflut 2“ (Bleicherode)



Halde Menteroda (oberhalb der Untersuchungsfläche)



Instrumentierung am Hangfuß (Menteroda)



Messfeld am Standort Mitte (Menteroda)



Tensiometer am Standort Drainage  
(Menteroda)

**Anlage 2**  
**- Bodenprofile -**

### Bodenprofile Bischofferode - BIS\_HF

Lage: Hangfuß

Vegetationsbedeckung: 100 % bedeckt, Ruderalvegetation

Aufnahmedatum: 18.05.2004  
Aufnahmetiefe: 70 cm

23.05.2005 :Aufnahmedatum  
100 cm :Aufnahmetiefe



zjA <sub>xh</sub>	zjA <sub>h</sub>
<ul style="list-style-type: none"> <li>- rotbraun</li> <li>- stark skeletthaltig (Buntsandstein)</li> <li>- schwach durchwurzelt</li> <li>- carbonatarm bis -frei</li> <li>- extrem salzhaltig</li> <li>- deutlicher Übergang</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- rotbraun</li> <li>- vereinzelt Skelett (Buntsandstein)</li> <li>- schwach durchwurzelt</li> <li>- carbonatarm bis -frei</li> <li>- extrem salzhaltig</li> <li>- deutlicher Übergang</li> </ul>
zyC	zyC
<ul style="list-style-type: none"> <li>- rötlich</li> <li>- locker, z.T. Hohlräume</li> <li>- trocken</li> <li>- nicht durchwurzelt</li> <li>- carbonatarm bis -frei</li> <li>- extrem salzhaltig</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- rötlich</li> <li>- locker</li> <li>- trocken</li> <li>- carbonatarm bis -frei</li> <li>- verfestigtes Material des Haldenkörpers (Kernmaterial, NaCl- und CaSO<sub>4</sub>-haltig)</li> <li>- extrem salzhaltig</li> </ul>



### Bodenprofile Bischofferode - BIS\_M

Lage: Mitte

Vegetationsbedeckung: 100 % bedeckt, Grasvegetation

Aufnahmedatum: 18.05.2004  
 Aufnahmetiefe: 50 cm

23.05.2005 :Aufnahmedatum  
 60 cm :Aufnahmetiefe



<p>zaAh</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- dunkelbraun</li> <li>- skelettfrei</li> <li>- stark durchwurzelt</li> <li>- salzhaltig</li> <li>- diffuser Übergang</li> </ul>	<p>zaAh</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- dunkelbraun</li> <li>- skelettfrei</li> <li>- stark durchwurzelt</li> <li>- salzhaltig</li> <li>- diffuser Übergang</li> </ul>
<p>zaM</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- dunkelbraun</li> <li>- skelettfrei</li> <li>- schwach durchwurzelt</li> <li>- carbonatfrei bis -arm</li> <li>- salzhaltig</li> <li>- stark humos</li> </ul>	<p>zaM</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- dunkelbraun</li> <li>- skelettfrei</li> <li>- schwach durchwurzelt</li> <li>- carbonatfrei bis -arm</li> <li>- salzhaltig</li> <li>- diffuser Übergang</li> <li>- stark humos</li> </ul>
	<p>zaIC</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- mittlerer Skelettgehalt</li> <li>- salzhaltig</li> <li>- schwach carbonathaltig</li> </ul>



### Bodenprofile Bischofferode - BIS\_V1

Lage: Uferböschung Vorflut

Vegetationsbedeckung: 100 % bedeckt, Grasvegetation

Aufnahmedatum: 18.05.2004

Aufnahmetiefe: 60 cm



zAh

- rotbraun
- stark durchwurzelt
- geringer bis mittlerer Salzgehalt
- deutlicher Übergang

zjGo

- rötlich
- mittlerer Skelettgehalt (Buntsandstein)
- stark durchwurzelt
- Rostflecken, graue Flecken
- carbonatfrei bis -arm
- geringer bis mittlerer Salzgehalt

zAh

- rotbraun
- stark durchwurzelt
- geringer bis hoher Salzgehalt
- diffuser Übergang

zjGo

- rötlich
- schwacher Skelettgehalt (Buntsandstein)
- stark durchwurzelt
- Rostflecken, graue Flecken
- carbonatarm
- mittlerer bis hoher Salzgehalt

23.05.2005 :Aufnahmedatum

70 cm :Aufnahmetiefe



### Bodenprofile Bischofferode - BIS\_V2

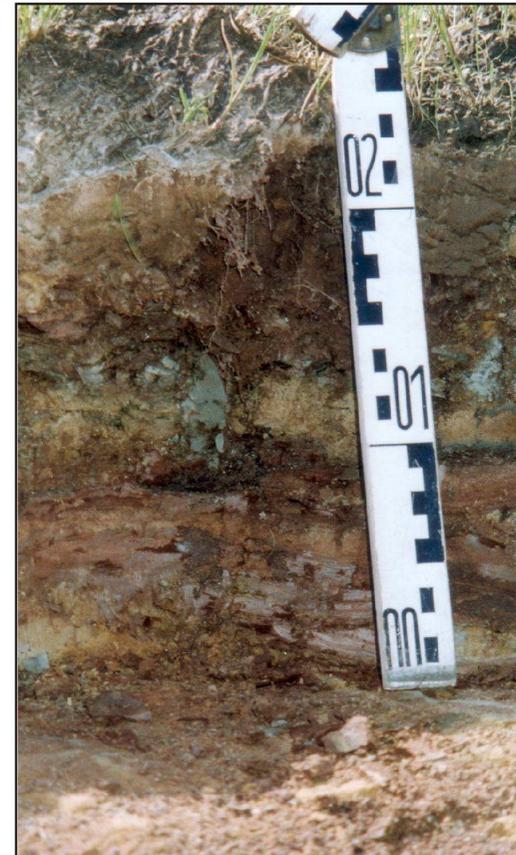
Lage: Böschungsbereich oberhalb der unterirdischen Dränage und Vorflut  
 Vegetationsbedeckung: Fläche fast vegetationsfrei, vereinzelt Grasbewuchs  
 oberhalb der Fläche 100 % bedeckt, Ruderal- und Grasvegetation

Aufnahmedatum: 17.08.2004  
 Aufnahmetiefe: 33 cm

23.05.2005 :Aufnahmedatum  
 25 cm :Aufnahmetiefe



<p>zAh                      - rotbraun/hell-/dunkelgrau                      - schwach durchwurzelt</p>	<p>zAh                      - rotbraun/hell-/dunkelgrau                      - schwach durchwurzelt</p>
<p>zC                      - Wechsellagerung von                      Ton- und Sandstein-                      schichten                      - rotbraun/gelbbraun/                      fahlgrau/dunkelgrau                      - Marmorierung                      - mit Humus gefüllte Fließ-                      bahnen/Tiergänge                      - nicht durchwurzelt                      - extrem salzhaltig</p>	<p>zC                      - Wechsellagerung von                      Ton- und Sandstein-                      schichten                      - rotbraun/gelbbraun/                      fahlgrau/dunkelgrau                      - Marmorierung                      - nicht durchwurzelt                      - extrem salzhaltig</p>



## Bodenprofile Bleicherode - BL\_HF

Lage: Haldenfuß

Vegetationsbedeckung: 100 % bedeckt, Gras- und Krautvegetation

Aufnahmedatum: 17.05.2004

Aufnahmetiefe: 40 cm



Ah

- braun
- stark durchwurzelt

zjyC

- braungrauschwarz
- Ascheablagerungen
- blaugraue und ockerf./rostbraune Konkretionen
- Rostflecken
- stark durchwurzelt, mit Tiefe abnehmend
- carbonatreich
- extrem salzhaltig

jyAh

- rötlich braun-braungrau
- ockerf./rostbraune Konkretionen
- stark durchwurzelt
- carbonatreich
- mittlerer Salzgehalt

zjyC

- bunt
- Siedlungsabfälle (Holz, Bauschutt, Ziegelbruch, Kunststoffe)
- stark humos
- schwach carbonathaltig
- sehr hoher Salzgehalt

23.05.2005 :Aufnahmedatum

60 cm :Aufnahmetiefe



## Bodenprofile Bleicherode - BL\_M

Lage: Mitte

Vegetationsbedeckung: 100 % bedeckt, Gras- und Krautvegetation

Aufnahmedatum: 17.05.2004

Aufnahmetiefe: 40 cm



zAh	zAh I
zjyC	zjAh II
<ul style="list-style-type: none"> <li>- schwarzbraun/rostfarben</li> <li>- Rostflecken</li> <li>- hoher Skelettgehalt (Schotter, Buntsandstein)</li> <li>- schwach durchwurzelt</li> <li>- gering salzhaltig</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- braungrau/bunt</li> <li>- Trockenrisse, Sandlinsen</li> <li>- mittel bis schwach durchwurzelt</li> </ul>
	zjyC
	<ul style="list-style-type: none"> <li>- hellgrau</li> <li>- mittlerer Skelettgehalt (Schotter, Bauschutt, Steine, Grus, Kies)</li> <li>- nicht durchwurzelt</li> <li>- sehr carbonatreich</li> <li>- mittlerer Salzgehalt</li> <li>- schwach humos</li> </ul>

23.05.2005 :Aufnahmedatum

40 cm :Aufnahmetiefe



### Bodenprofile Bleicherode - BL\_V1

Lage: Uferböschung Vorflut

Vegetationsbedeckung: 100 % bedeckt, Ruderal- und Grasvegetation

Aufnahmedatum: 17.05.2004

Aufnahmetiefe: 80 cm



<p><b>Ah</b></p> <p><b>zjAh+zyC</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- rotbraun/rotgrau</li> <li>- hohe Gehalte an Bau- schutt, Ziegelbruch, Beton, Schottern, Steinen</li> <li>- Asche, Kunststoffreste</li> <li>- sehr stark durchwurzelt</li> <li>- mittel humos</li> <li>- extrem salzhaltig</li> <li>- deutlicher Übergang</li> </ul>	<p><b>Ah</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- mittel humos</li> <li>- stark durchwurzelt</li> </ul> <p><b>zjyIC</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- rötlich, z.T. gelblich grau</li> <li>- wenig Skelett, Eisen- stange</li> <li>- stark durchwurzelt</li> <li>- sehr schwach humos</li> <li>- hoher Salzgehalt</li> <li>- deutlicher Übergang</li> </ul>
<p><b>fzAh</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- stark durchwurzelt</li> </ul>	<p><b>zjAh+zylC</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- dunkelgrau/rotgrau</li> <li>- mittel durchwurzelt</li> <li>- mittlerer Skelettgehalt (Buntsandstein, Bau- schutt, Kunststoff)</li> <li>- mittel humos</li> <li>- schwach carbonathaltig</li> <li>- extrem salzhaltig</li> </ul>
<p><b>fzAh/zBv</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Übergangshorizont</li> <li>- rötlich braun</li> <li>- schwach skeletthaltig</li> <li>- schwach durchwurzelt</li> <li>- extrem salzhaltig</li> </ul>	

23.05.2005 :Aufnahmedatum

70 cm :Aufnahmetiefe



### Bodenprofile Bleicherode - BL\_V2

Lage: Uferböschung Vorflut

Vegetationsbedeckung: 100 % bedeckt, Ruderal- und Grasvegetation

Aufnahmedatum: 17.08.2004

Aufnahmetiefe: 90 cm



<p><b>Ah</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- schwarzgrau</li> <li>- stark durchwurzelt</li> <li>- mittlerer Salzgehalt</li> <li>- diffuser Übergang</li> </ul>	<p><b>Ah</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- schwarzgrau</li> <li>- stark humos</li> <li>- stark durchwurzelt</li> </ul>
<p><b>Bv I</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- graubraun</li> <li>- gering durchwurzelt, mit Tiefe abnehmend</li> <li>- mittlerer Skelettgehalt</li> <li>- gering/mittel salzhaltig</li> <li>- deutlicher Übergang</li> </ul>	<p><b>Bv I</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Bänderung von rötlich hellbraunem (sehr schwach humos, carbonathaltig) und dunkelgrauem Substrat (schwach humos, stark carbonathaltig)</li> <li>- stark durchwurzelt, mit Tiefe abnehmend</li> </ul>
<p><b>Bv II</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- braun</li> <li>- nicht durchwurzelt</li> <li>- skelettfrei</li> <li>- gering/mittel salzhaltig</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- mittel bis hoch salzhaltig</li> <li>- deutlicher Übergang</li> </ul>
	<p><b>Bv II</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- rotbraun</li> <li>- vereinzelt Wurzeln</li> <li>- mittel carbonathaltig</li> <li>- skelettfrei</li> <li>- mittel salzhaltig</li> </ul>

23.05.2005 :Aufnahmedatum

90 cm :Aufnahmetiefe



### Bodenprofile Menteroda - MTR\_HF

Lage: Haldenfuß

Vegetationsbedeckung: 100 % bedeckt, Ruderal- und Grasvegetation

Aufnahmedatum: 18.05.2004

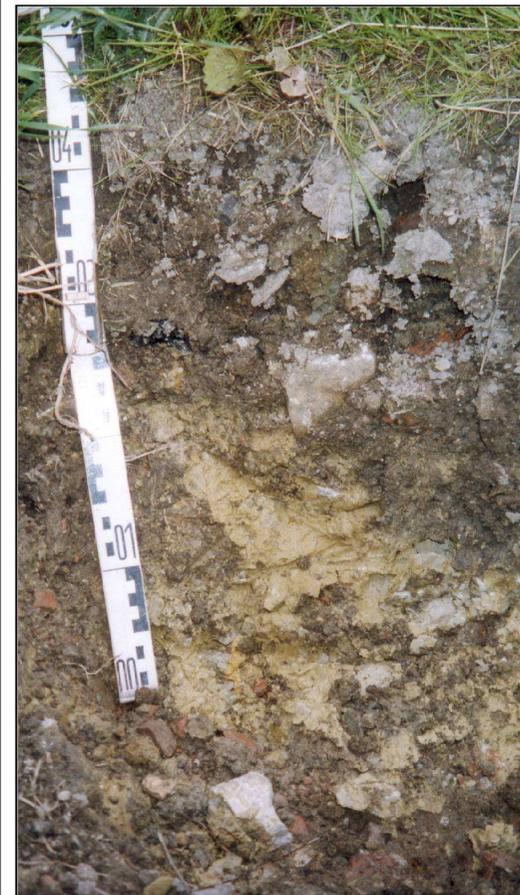
Aufnahmetiefe: 70 cm

24.05.2005 :Aufnahmedatum

45 cm :Aufnahmetiefe



<p style="text-align: center;">zjAh+zyC I</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- grauschwarz-rostbraun</li> <li>- mittlere Skelettgehalte</li> <li>- Bauschutt, Asche</li> <li>- stark durchwurzelt</li> <li>- carbonatreich</li> <li>- extrem salzhaltig</li> <li>- stark humos</li> </ul>	<p style="text-align: center;">zjAh+zyC I</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- gelbbraun-grauschwarz</li> <li>- Bauschutt, Ziegelbruch</li> <li>- schwach durchwurzelt</li> <li>- mittlerer Salzgehalt</li> <li>- stark humos</li> </ul>
<p style="text-align: center;">zyC II</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- bunt</li> <li>- hohe Skelettgehalte</li> <li>- Bauschutt, Asche, Kunststoff, Ton</li> <li>- stark durchwurzelt, mit Tiefe abnehmend</li> <li>- carbonatreich</li> <li>- extrem salzhaltig</li> <li>- stark humos</li> </ul>	<p style="text-align: center;">zjyC II</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- gelbgrau</li> <li>- Ton, Bauschutt, Ziegelbruch</li> <li>- nicht durchwurzelt</li> </ul>
	<p style="text-align: center;">zyC III</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- bunt</li> <li>- hohe Skelettgehalte</li> <li>- Bauschutt, Ziegelbruch</li> <li>- nicht durchwurzelt</li> </ul>



### Bodenprofile Menteroda - MTR\_M

Lage: Mitte

Vegetationsbedeckung: 100 % bedeckt, Ruderal- und Grasvegetation

Aufnahmedatum: 18.05.2004

Aufnahmetiefe: 80 cm



<p><b>zjAh+zyC I</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- graubraun</li> <li>- geringer bis mittlerer Skelettgehalt</li> <li>- stark durchwurzelt</li> <li>- extrem salzhaltig</li> <li>- carbonatreich</li> <li>- sehr stark humos</li> </ul>	<p><b>zjAh+zyC I</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- graubraun</li> <li>- stark durchwurzelt</li> <li>- extrem salzhaltig</li> <li>- sehr stark humos</li> </ul>
<p><b>zyC II</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- grau-schwarz</li> <li>- stark durchwurzelt</li> </ul>	<p><b>zyC II</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- grau-schwarz</li> <li>- stark durchwurzelt</li> </ul>
<p><b>zyjC III</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- graugelb</li> <li>- Ton, Bauschutt</li> <li>- wenig durchwurzelt</li> <li>- extrem salzhaltig</li> </ul>	<p><b>zyjC III</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- graugelb</li> <li>- Ton, Bauschutt, Ziegelbruch, Kunststoffreste</li> <li>- wenig durchwurzelt, mit Tiefe abnehmend</li> <li>- salzhaltig</li> </ul>
<p><b>zyjC IV</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- braunschwarz</li> <li>- Ziegelbruch, Textilreste, Metallrohr</li> <li>- nicht durchwurzelt</li> <li>- stark humos, mit Tiefe abnehmend</li> </ul>	<p><b>zyjC IV</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- gelb, stellenweise braunschwarz</li> <li>- Ziegelbruch, Kunststoffreste</li> <li>- nicht durchwurzelt</li> </ul>

24.05.2005 :Aufnahmedatum

60 cm :Aufnahmetiefe



### **Anlage 3**

**- Physikalische und chemische Bodeneigenschaften -**

**- Bodenaufschlüsse -**

## Physiko-chemische Eigenschaften der Böden in Bischofferode (Standort Hangfuß)

Bischofferode		Hangfuß (BIS_HF)																	
Parameter	Tiefe (cm)	Bodenprofil 2004	BIS_HF_25_T_neu	BIS_HF_80_Tl	BIS_HF_75_SG	BIS_HF_75_SK	BIS_HF_60_Tr	Bodenprofil 2005		Parameter	Tiefe (cm)	Bodenprofil 2004	BIS_HF_25_T_neu	BIS_HF_80_Tl	BIS_HF_75_SG	BIS_HF_75_SK	BIS_HF_60_Tr	Bodenprofil 2005	
Bodenart	0-5							Uls		Lf (µS/cm)	0-5							2.060	
	5-10							U13			5-10								2.340
	10-15							U13			10-15								2.660
	20-25	U13	Uls								20-25	2.100							
	30-35										30-35								3.600
	60-65		Su4					Slu			60-65	5.880							1.160
	70-75				Slu	Slu					70-75				1.983	8.997			
	75-80			Sl4							75-80			5.070					
Skelett (Masse-%)	0-5							4		Lf in GBL (mS/cm)	0-5							15.1	
	5-10							5			5-10							23.4	
	10-15							16			10-15							24.6	
	20-25	41	6								20-25	19.4							
	30-35							4			30-35								36
	60-65	4					9				60-65	113,1						16,1	
	70-75				8	14					70-75				27,5	125,0			
	75-80			7							75-80			50,7					
Trocken- rohdichte (pt, g/cm³)	50-55							1.0		CaCO3 (%)	0-5							0.2	
	70-75				0.7	1.0			5-10									0.7	
effektive Lagerungs- dichte (g/cm³)	50-55							1.1			10-15								1.2
	70-75				0.8	1.1			20-25		n.n.								
Porenvolumen (%)	50-55							58			30-35								0.6
	70-75				69	59			60-65										
Wassergehalt (Masse %)	50-55							14			70-75	n.n.							
	70-75				27				75-80						0.1	0.2			
pH (H2O)	0-5							7.2		organ. Substanz (%)	0-5							4.6	
	5-10							7.4			5-10							0.9	
	10-15							7.4			10-15							1.0	
	20-25	7.5							20-25		1.0								
	30-35							7.8			30-35								0.9
	60-65	7.8					7.4		60-65		0.8								
	70-75				7.5	8.0			70-75						0.8	0.8			
	75-80			7.5					75-80										
pH (KCl)	0-5							7.0		kf-Wert (cm/d)	0-5								
	5-10							7.2			5-10								
	10-15							7.3			10-15								
	20-25	7.3							20-25										
	30-35							7.5			30-35								
	60-65	7.8					7.3		60-65									10.090	
	70-75				7.4	8.0			70-75										
	75-80			7.4					75-80						60.894	13.935			

Die Auflistung der Messinstrumente und Bodenprofile im Tabellenkopf sowie der entsprechenden Ergebnisse erfolgt analog zum Aufbau der Messfelder im Gelände (jeweils mit Blickrichtung Halde). Dabei werden neben dem Standort auch die Einbautiefen der Messinstrumente angegeben (z.B. 25: Einbautiefe = 25 cm). Die Messinstrumente werden mit SK für Kunststoffsaugkerze, SG für Glassaugkerze und T für Tensiometer abgekürzt. Mit l (links), m (Mitte) und r (rechts) wird die Lage der Tensiometer zueinander sowie zu den Saugkerzen verdeutlicht.

## ANLAGE 3

## Physiko-chemische Eigenschaften der Böden in Bischofferode (Standort Mitte)

Bischofferode		Mitte (BIS_M)							
Parameter	Tiefe (cm)	Bodenprofil 2004	BIS_M_45_SK_neu	BIS_M_30_TI	BIS_M_30_SG	BIS_M_45_SK	BIS_M_45_Tr	Bodenprofil 2005	
Bodenart	0-5							Ut2	
	5-10							Ut3	
	10-15	Ut3						Ut3	
	15-20							Ut3	
	20-25							Ut3	
	25-30	Ut3		Ut3	Ut3			Ut3	
	30-35							Ut3	
	35-40							Ut4	
	40-45	Ut3	Ut3			Ut3	Ut3	Ut3	
	45-50							Ut4	
50-55							Ut4		
55-60							Ut3		
Skelett (Masse-%)	0-5							0	
	5-10							0	
	10-15	0						0	
	15-20							0	
	20-25							0	
	25-30			0	0			0	
	30-35	0						0	
	35-40							1	
	40-45	0	0			1	1	0	
	45-50							0	
50-55							0		
55-60							23		
Trocken- rohdichte ( $\rho_t$ , g/cm <sup>3</sup> )	5-10							0,9	
	15-20							1,0	
	25-30				1,1				
	40-45	0,9				1,0		1,1	
effektive Lagerungs- dichte (g/cm <sup>3</sup> )	5-10							1,0	
	15-20							1,1	
	25-30				1,2				
	40-45	1,0				1,2		1,3	
Porenvolumen (%)	5-10							62	
	15-20							59	
	25-30				56				
	40-45	61				57		53	
pH (H2O)	0-5							8,1	
	5-10							8,1	
	10-15	8,1						7,9	
	15-20							7,9	
	20-25							7,9	
	25-30	7,4		7,8	7,9			8,0	
	30-35							8,0	
	35-40							7,9	
	40-45	7,3	8,0			8,3	8,3	8,0	
	45-50							8,1	
50-55							8,3		
55-60							8,4		
pH (KCl)	0-5							7,0	
	5-10							7,1	
	10-15	7,3						7,1	
	15-20							6,9	
	20-25							6,9	
	25-30	6,9		7,1	7,0			6,9	
	30-35							7,0	
	35-40							7,0	
	40-45	6,9	7,0			7,1	7,3	7,2	
	45-50							7,2	
50-55							7,5		
55-60							7,5		
Wassergehalt (Masse %)	5-10							57	
	15-20							50	
	25-30					35			
	40-45				40		36	44	
	Lf ( $\mu$ S/cm)	0-5							470
		5-10							515
		10-15	1.580						910
		15-20							726
		20-25							1.118
		25-30	3.080		629	543			882
30-35								1.321	
35-40								1.520	
40-45		3.900	1.349			553	848	1.580	
45-50								1.585	
50-55							1.785		
55-60							1.543		
Lf in GBL (mS/cm)	0-5							3,8	
	5-10							3,1	
	10-15	9,6						5,5	
	15-20							4,4	
	20-25							6,8	
	25-30	18,8		3,8	3,3			6,9	
	30-35							8,1	
	35-40							8,1	
	40-45	23,8	8,2			3,4	5,2	9,6	
	45-50							8,4	
50-55							9,5		
55-60							12,1		
CaCO3 (%)	0-5							0,5	
	5-10							1,2	
	10-15	n.n.							
	15-20							0,9	
	20-25							0,5	
	25-30	n.n.			0,3				
	30-35								
	35-40								
	40-45	n.n.	0,1			0,2		0,4	
	45-50								
50-55									
55-60							3,2		
organ. Substanz (%)	0-5							5,5	
	5-10							5,9	
	10-15	6,5						6,5	
	15-20							5,8	
	20-25							6,7	
	25-30	5,8			6,5			2,4	
	30-35							4,9	
	35-40							4,7	
	40-45	5,0	5,3			5,1		4,1	
	45-50							4,1	
50-55							3,3		
kf-Wert (cm/d)	0-5								
	5-10							968	
	10-15								
	15-20							1	
	20-25								
	25-30					566			
	30-35								
	35-40								
	40-45		165			3.722		30.262	
	45-50								
50-55									



## Physiko-chemische Eigenschaften der Böden in Bischofferode (Standort Vorflut 2)

Bischofferode		Vorflut 2 (BIS_V2)															
Parameter	Tiefe (cm)	Bodenprofil 2004	BIS_V2_30_Tl	BIS_V2_30_SG	BIS_V2_25_SK	BIS_V2_20_Tr	Bodenprofil 2005	Parameter	Tiefe (cm)	Bodenprofil 2004	BIS_V2_30_Tl	BIS_V2_30_SG	BIS_V2_25_SK	BIS_V2_20_Tr	Bodenprofil 2005		
Bodenart	5-10	Slu						Lf ( $\mu\text{S/cm}$ )	5-10	1.385							
	15-20						Su2		15-20							733	
	20-25	Su3					Uls		20-25	1.227					2.193		
	25-30				Sl3				25-30				2.650				
	30-35		Uls	Sl3					30-35		1.003	2.136					
Skelett (Masse-%)	5-10	38						Lf in GBL (mS/cm)	5-10	19,2							
	15-20						16		15-20						14,1		
	20-25	7				2			20-25	23,6				28,9			
	25-30				21				25-30				41,4				
	30-35		13	20					30-35		13,2	33,4					
Trocken- rohdichte ( $\rho_t$ , g/cm <sup>3</sup> )	5-10						1,4	CaCO <sub>3</sub> (%)	5-10	n.n.							
	15-20						1,4		15-20						0,3		
	20-25								20-25	n.n.							
	25-30				1,7				25-30				0,1				
	30-35			1,7					30-35			0,1					
effektive Lagerungs- dichte (g/cm <sup>3</sup> )	5-10							organ. Substanz (%)	5-10	0,1							
	15-20								15-20						0,2		
	20-25								20-25	0,2							
	25-30				1,7				25-30				0,3				
	30-35			1,7					30-35			0,4					
Porenvolumen (%)	5-10							kf-Wert (cm/d)	5-10						1.218		
	15-20								15-20						4.143		
	20-25								20-25								
	25-30				35				25-30				239				
	30-35			35					30-35			20.462					
Wassergehalt (Masse %)	5-10						28	pH (H <sub>2</sub> O)	5-10	7,9							
	15-20						16		15-20						7,9		
	20-25								20-25	7,5				6,9			
	25-30				14				25-30				7,6				
	30-35			16					30-35		7,5	7,6					
pH (KCl)	5-10	7,2						pH (KCl)	5-10	7,2							
	15-20						7,4		15-20						7,4		
	20-25	6,9				6,8			20-25	6,9				6,8			
	25-30				7,1				25-30				7,1				
	30-35		7,0	7,5					30-35		7,0	7,5					



## Physiko-chemische Eigenschaften der Böden/Deckschichten in Bleicherode (Standort Mitte)

Bleicherode		Mitte (BL_M)						
Parameter	Tiefe (cm)	Bodenprofil 2004	BL_M_25_Tl	BL_M_20_SG	BL_M_20_SK	BL_M_30_Tr	Bodenprofil 2005	
Bodenart	5-10						Ut3	
	15-20	Ut4						
	20-25			Ut4	Ut4			
	25-30		Ut4					
	30-35					Lu		
	40-45						Ut4	
Skelett (Masse-%)	5-10						13	
	15-20	35						
	20-25			10	12			
	25-30		8					
	30-35					28		
Trockenrohddichte (g/cm³)	5-10						1,4	
	15-20			1,3				
effektive Lagerungsdichte (g/cm³)	5-10						1,5	
	15-20			1,5				
Porenvolumen (%)	5-10						42	
	15-20			43				
pH (H2O)	5-10						7,7	
	15-20	7,5						
	20-25			7,8	7,9			
	25-30		7,7					
	30-35					7,7		
	40-45						7,8	
pH (KCl)	5-10						7,3	
	15-20	7,1						
	20-25			7,5	7,4			
	25-30		7,1					
	30-35					7,2		
	40-45						7,6	

Parameter	Tiefe (cm)	Bodenprofil 2004	BL_M_25_Tl	BL_M_20_SG	BL_M_20_SK	BL_M_30_Tr	Bodenprofil 2005
Wassergehalt (Masse %)	5-10						20
	15-20			9			
Lf (µS/cm)	5-10						605
	15-20	236					
	20-25			237	333		
	25-30		326				
	30-35					277	
Lf in GBL (mS/cm)	5-10						4,7
	15-20	2,0					
	20-25			1,8	2,3		
	25-30		2,5				
	30-35					1,9	
CaCO3 (%)	5-10						1,0
	15-20	n.n.					
	20-25			0,7	0,7		
	40-45						36,8
organ. Substanz (%)	5-10						3,5
	15-20	0,3					
	20-25			1,7	2,0		
	40-45						1,0
kf-Wert (cm/d)	5-10						3.251
	15-20			6.171			



## Physiko-chemische Eigenschaften der Böden/Deckschichten in Bleicherode (Standort Vorflut 2)

Bleicherode		Vorflut 2 (BL_V2)							
Parameter	Tiefe (cm)	Bodenprofil 2004	BL_V2_25_Tl	BL_V2_70_Trn	BL_V2_75_SG	BL_V2_75_SK	BL_V2_50_Tr	Bodenprofil 2005	
Bodenart	5-10	Uls						Uls	
	20-25		Uls					Uls	
	30-35	Uls							
	45-50						Uls		
	55-60	Uls						Uls	
	70-75			Slu	Uls	Uls			
	80-85							Uls	
Skelett (Masse-%)	5-10	7						13	
	20-25		9					0	
	30-35	11							
	45-50					1			
	55-60	0						0	
	70-75			0	0	1			
	80-85							0	
Trockenroh-dichte (g/cm³)	5-10							1,1	
	20-25							1,4	
	30-35								
	55-60							1,2	
	70-75				1,2	1,1			
	80-85							1,4	
	effektive Lagerungs-dichte (g/cm³)	5-10							1,2
20-25								1,5	
30-35									
55-60								1,3	
70-75				1,3	1,1				
80-85								1,5	
Porenvolumen (%)	5-10							56	
	20-25							44	
	30-35								
	55-60							50	
	70-75				53	57			
	80-85							44	
pH (H2O)	5-10	7,8						7,5	
	20-25							7,7	
	30-35	8,1							
	45-50					8,0			
	55-60	8,3						8,1	
	70-75			8,1	8,2	8,1			
	80-85							8,2	
pH (KCl)	5-10	7,4						7,4	
	20-25							7,5	
	30-35	7,6							
	45-50					7,7			
	55-60	7,8						7,7	
	70-75			7,8	7,8	7,9			
80-85							7,8		
Wassergehalt (Masse %)	5-10							21	
	20-25							15	
	30-35								
	55-60							22	
	70-75					10	10		
	80-85							18	
	Lf (µS/cm)	5-10	244						624
		20-25							623
		30-35	151						
		45-50						153	
55-60		152						263	
70-75				138	148	135			
80-85								247	
Lf in GBL (mS/cm)	5-10	2,3						4,6	
	20-25							8,2	
	30-35	2,0							
	45-50						2,0		
	55-60	2,0						3,1	
	70-75			1,9	1,9	1,8			
	80-85							3,3	
CaCO3 (%)	5-10	3,3						10,5	
	20-25							3,3	
	30-35	5,0							
	55-60	3,1						9,0	
	70-75				1,3	2,4			
	80-85							5,9	
	organ. Substanz (%)	5-10	2,3						4,8
20-25								0,9	
30-35		0,5							
55-60		0,1						1,2	
70-75					0,6	0,5			
80-85								0,7	
kf-Wert (cm/d)		5-10							5.819
	20-25							118.463	
	30-35								
	55-60							25.726	
	70-75				6.946	3.735			
	80-85							108	



## Physiko-chemische Eigenschaften der Böden/Deckschichten in Menteroda (Standort Mitte)

Menteroda		Hangmitte (MTR_M)												
Parameter	Tiefe (cm)	Bodenprofil 2004	MTR_M_80_Tl	MTR_M_75_SK	MTR_M_70_Tr	Bodenprofil 2005	Parameter	Tiefe (cm)	Bodenprofil 2004	MTR_M_80_Tl	MTR_M_75_SK	MTR_M_70_Tr	Bodenprofil 2005	
Bodenart	5-10					Ut2	Wassergehalt (Masse %)	5-10					45	
	30-35	Uls						Lf ( $\mu\text{S/cm}$ )	5-10					1.672
	60-65	Uls							30-35	3.740				
	65-70				Ut4				65-70	2.800				
	70-75			Tu3					75-80			4.213		
	75-80		Ut3				Lf in GBL (mS/cm)	5-10					9,3	
Skelett (Masse-%)	5-10					9		30-35	19,5					
	30-35	26						65-70	20,6					
	60-65	45						75-80			18,8			
	65-70				31		CaCO <sub>3</sub> (%)	30-35	15					
	70-75			45				65-70	17					
	75-80		40				75-80			22				
Trockenrohddichte (g/cm <sup>3</sup> )	5-10					0,8	organ. Substanz (%)	5-10					9,5	
	75-80			0,9				30-35	9,5					
effektive Lagerungsdichte (g/cm <sup>3</sup> )	5-10					0,9		65-70	5,1					
	75-80			1,2				75-80			1,3			
Porenvolumen (%)	5-10			54		67	kf-Wert (cm/d)	5-10					136.412	
	75-80							75-80			47.220			
pH (H <sub>2</sub> O)	5-10					7,4								
	30-35	7,3												
	65-70	7,3												
	75-80			8,0										
pH (KCl)	5-10					7,3								
	30-35	7,3												
	65-70	7,3												
	75-80			7,8										

Stoffgehalte nach verschiedenen Bodenaufschlussverfahren am Standort BIS\_HF  
(die Entnahmen der Bodenproben erfolgten jeweils im Mai 2004 und 2005)

Bischofferode	Hangfuß (BIS_HF)							Parameter	Tiefe (cm)	Mai 04		Mai 05		Wasser	Wasser
	Königswasser	Königswasser	NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub>	NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub>	Wasser	Wasser	Königswasser			Königswasser	NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub>	NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub>	Wasser		
Na (mg/kg)	0-5			496	20	36	17	0-5					5,051		1,078
	5-10				148		100	5-10					4,976		1,043
	10-15				582		510	10-15					4,649		789
	20-25							20-25				4,180		1,414	
	30-35				1,569		1,357	30-35					4,394		793
	60-65			1,862		1,570		60-65				4,319		1,613	
Mg (mg/kg)	0-5				21		10	0-5					112		28
	5-10				41		16	5-10					192		57
	10-15				41		5	10-15					234		40
	20-25			10		3,0		20-25			145		448		
	30-35				34		8,7	30-35					194		48
	60-65			6,7		2,8		60-65			20			147	
Fe (mg/kg)	0-5		22,460		0,4		n.n.	0-5		1,148		1,0		0,0	
	5-10		25,160		0,4		n.n.	5-10		1,068		0,2		n.n.	
	10-15		23,570		0,4		n.n.	10-15		1,263		0,3		n.n.	
	20-25	22,084		0,4		n.n.		20-25	413		1,2		0,2		
	30-35		21,660		0,3		n.n.	30-35		1,084		0,6		n.n.	
	60-65	1,691		0,3		2,7		60-65	18		0,2		n.n.		
Cu (mg/kg)	0-5		32		0,2		0,1	0-5		62		0,2		0,1	
	5-10		29		0,2		n.n.	5-10		63		0,4		0,1	
	10-15		36		0,2		0,1	10-15		65		0,2		0,2	
	20-25	19		n.n.		n.n.		20-25	75		0,2		0,5		
	30-35		32		0,2		0,1	30-35		63		0,2		0,1	
	60-65	4,6		n.n.		n.n.		60-65	13		0,3		0,5		
Cd (mg/kg)	0-5		0,8		0,1		n.n.	0-5		18					
	5-10		0,7		0,1		n.n.	5-10		28					
	10-15		0,9		0,1		n.n.	10-15		20					
	20-25	1,7		0,3		0,1		20-25	29	n.n.		n.n.			
	30-35		0,7		0,1		n.n.	30-35		20					
	60-65	3,6		0,3		0,2		60-65	31	n.n.		n.n.			
Pb (mg/kg)	0-5							0-5		18					
	5-10							5-10		28					
	10-15							10-15		20					
	20-25							20-25	29	n.n.		n.n.			
	30-35							30-35		20					
	60-65							60-65	31	n.n.		n.n.			

## ANLAGE 3

Stoffgehalte nach verschiedenen Bodenaufschlussverfahren am Standort BIS\_M  
(die Entnahmen der Bodenproben erfolgten jeweils im Mai 2004 und 2005)

Bischofferode	Mitte (BIS_M)							Parameter	Tiefe (cm)	Königswasser	Königswasser	NH4NO3	NH4NO3	Wasser	Wasser
	Mai 04	Mai 05	Mai 04	Mai 05	Mai 04	Mai 05									
Na (mg/kg)	0-5				1.607									354	
	5-10				1.646									412	
	10-15			2.765	2.598	257								409	
	15-20				3.351									442	
	20-25				3.428									399	
	25-30			3.297	3.269	795								597	
	30-35				3.202									561	
	35-40				2.986									660	
	40-45			4.377	3.114	1.786								691	
	45-50				2.927									716	
	50-55				2.934									878	
	55-60				2.730									925	
	Mg (mg/kg)	0-5				331									13
5-10					287									32	
10-15				128	171	2,7								8,1	
15-20					156									32	
20-25					156									26	
25-30				188	151	4,1								15	
30-35					157									39	
35-40					201									39	
40-45				209	202	7,1								21	
45-50					195									22	
50-55					211									6,9	
55-60					229									8,1	
Fe (mg/kg)		0-5		32.850		0,4									22
	5-10		32.790		n.n.									58	
	10-15	33.897	31.310	0,1	0,3	10								18	
	15-20		33.970		0,5									61	
	20-25		33.920		0,3									49	
	25-30	28.839	33.510	0,2	n.n.	11								14	
	30-35		31.260		n.n.									93	
	35-40		33.450		n.n.									100	
	40-45	33.596	33.570	0,1	n.n.	2								50	
	45-50		32.920		n.n.									56	
	50-55		34.150		n.n.									3	
	55-60		32.940		0,3									14	
	Cu (mg/kg)	0-5		41		0,2									0,3
5-10			39		0,2									0,3	
10-15		22	35	n.n.	0,2	n.n.								0,5	
15-20			38		0,2									0,5	
20-25			36		0,2									0,3	
25-30		22	35	n.n.	0,2	n.n.								0,5	
30-35			33		0,1									0,5	
35-40			33		0,2									0,2	
40-45		20,4	33	n.n.	0,1	n.n.								0,2	
45-50			36		0,2									0,2	
50-55			36		0,2									0,1	
55-60			36		0,2									0,1	
Cd (mg/kg)		0-5		2		0,1									n.n.
	5-10		2		0,1									n.n.	
	10-15	3	2	0,2	0,1	n.n.								n.n.	
	15-20		2		0,1									n.n.	
	20-25		1		0,1									n.n.	
	25-30	2	1	0,2	0,1	n.n.								n.n.	
	30-35		1		0,1									n.n.	
	35-40		2		0,1									n.n.	
	40-45	3	2	0,2	0,1	n.n.								n.n.	
	45-50		2		0,1									n.n.	
	50-55		2		0,1									n.n.	
	55-60		2		0,1									n.n.	
	Ca (mg/kg)	0-5											2.437		6,1
5-10												2.750		2,9	
10-15										1.414	1.627	n.n.		1,7	
15-20											1.544			1,9	
20-25											1.545			1,1	
25-30										1.593	1.311	7,9		1,0	
30-35											1.294			0,5	
35-40											1.387			0,6	
40-45										1.628	1.436	21		0,7	
45-50											1.653			0,6	
50-55											1.814			4,5	
55-60											1.908			6,1	
K (mg/kg)		0-5											1.324		47
	5-10											1.308		108	
	10-15									1.080	1.353	22		39	
	15-20										1.254			69	
	20-25										1.506			77	
	25-30									1.362	1.415	57		53	
	30-35										1.766			156	
	35-40										1.671			174	
	40-45									1.484	1.755	100		99	
	45-50										1.833			112	
	50-55										1.532			53	
	55-60										1.591			78	
	Mn (mg/kg)	0-5									2.172		1,9		0,2
5-10										2.629		1,3		0,2	
10-15		1.569	2.245	1,7	1,3	0,2					1,3	0,2		0,7	
15-20										2.399		1,7		0,8	
20-25										2.428		1,4		0,4	
25-30		1.560	2.301	2,9	1,1	0,4					2,301	2,9	1,1	0,4	
30-35											2.055		0,6		0,5
35-40											2.791		0,5		0,3
40-45		2.150	2.727	1,7	0,4	0,2					2.727	1,7	0,4	0,2	0,3
45-50											2.434		0,3		0,2
50-55											5.454		0,2		0,2
55-60											6.617		0,1		0,1
Zn (mg/kg)		0-5									135		0,1		0,3
	5-10									137		0,1		0,6	
	10-15	135	136	0,2	0,1	0,3					136	0,2	0,1	1,0	
	15-20										136		0,2		1,0
	20-25										135		0,1		0,8
	25-30	134	134	0,2	0,1	0,2					134	0,2	0,1	0,2	1,4
	30-35										127		0,1		1,9
	35-40										131		0,1		1,1
	40-45	137	127	0,2	0,1	n.n.					127	0,2	0,1	n.n.	0,8
	45-50										129		0,3		0,8
	50-55										133		0,1		0,2
	55-60										132		0,1		0,2
	Pb (mg/kg)	0-5									64				
5-10										61					
10-15		72	62	n.n.							62	n.n.		n.n.	
15-20											84				
20-25											57				
25-30		54	54	n.n.							54	n.n.		n.n.	
30-35											52				
35-40											49				
40-45		60	48	n.n.							48	n.n.		n.n.	
45-50											47				
50-55											46				
55-60											43				

## ANLAGE 3

Stoffgehalte nach verschiedenen Bodenaufschlussverfahren am Standort BIS\_V1  
(die Entnahmen der Bodenproben erfolgten jeweils im Mai 2004 und 2005)

Bischofferode	Vorflut 1 (BIS_V1)							Parameter	Tiefe (cm)							
	Mai 04		Mai 05		Mai 04		Mai 05			Königswasser	Königswasser	NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub>	NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub>	Wasser	Wasser	
Parameter	Tiefe (cm)	Königswasser	Königswasser	NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub>	NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub>	Wasser	Wasser	Parameter	Tiefe (cm)	Königswasser	Königswasser	NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub>	NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub>	Wasser	Wasser	
Na (mg/kg)	5-10				26		12	Ca (mg/kg)	5-10				1.596		10	
	15-20				88		48		15-20					1.795		41
	30-35			5,3	115	5,1	51		30-35				1.275	1.316	28	10
	40-45				204		90		40-45					1.543		12
	50-55			7,6		5,8			50-55				1.360		29	
	60-65				234		112		60-65					2.082		18
Mg (mg/kg)	5-10				144		3,2	K (mg/kg)	5-10				711		66	
	15-20				121		6,7		15-20				545		46	
	30-35			63	106	3,1	1,4		30-35			70	237	8,1	17	
	40-45				132		2,3		40-45				146		21	
	50-55			63		2,6			50-55			56		5,1		
	60-65				166		2,9		60-65				102		13	
Fe (mg/kg)	5-10		17.790		n.n.		6,3	Mn (mg/kg)	5-10		1.149		0,2		n.n.	
	15-20		21.980		n.n.		2,1		15-20		1.318		0,3		n.n.	
	30-35	21.647	21.610	n.n.	n.n.	n.n.	2,8		30-35	464	1.111	1,0	0,1	n.n.	n.n.	
	40-45		24.070		n.n.		3,5		40-45		1.383		0,2		n.n.	
	50-55	20.123		0,1		n.n.			50-55	359		0,5		n.n.		
	60-65		23.590		n.n.		4,5		60-65		1.508		1,8		n.n.	
Cu (mg/kg)	5-10		28		0,1		0,1	Zn (mg/kg)	5-10		71		0,2		0,1	
	15-20		31		0,1		0,03		15-20		71		0,2		0,1	
	30-35	17	30	n.n.	0,1	n.n.	n.n.		30-35	61	63	0,1	0,1	n.n.	0,04	
	40-45		33		0,1		0		40-45		67		0,1		0,05	
	50-55	15		n.n.		n.n.			50-55	56		0,1		n.n.		
	60-65		32		0,2		0,1		60-65		72		0,1		0,04	
Cd (mg/kg)	5-10		0,8		0,1		n.n.	Pb (mg/kg)	5-10		29					
	15-20		1,0		n.n.		n.n.		15-20		26					
	30-35	1,5	1,0	0,1	n.n.	n.n.	n.n.		30-35	20	13	n.n.		n.n.		
	40-45		0,9		n.n.		n.n.		40-45		25					
	50-55	1,3		0,1		n.n.			50-55	n.n.		n.n.		n.n.		
	60-65		1,0		0,1		n.n.		60-65		45					

Stoffgehalte nach verschiedenen Bodenaufschlussverfahren am Standort BIS\_V2  
(die Entnahmen der Bodenproben erfolgten jeweils im Mai 2004 und 2005)

Bischofferode	Vorflut 2 (BIS_V2)							Parameter	Tiefe (cm)							
	Mai 04		Mai 05		Mai 04		Mai 05			Königswasser	Königswasser	NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub>	NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub>	Wasser	Wasser	
Parameter	Tiefe (cm)	Königswasser	Königswasser	NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub>	NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub>	Wasser	Wasser	Parameter	Tiefe (cm)	Königswasser	Königswasser	NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub>	NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub>	Wasser	Wasser	
Na (mg/kg)	5-10			1.057		489		Ca (mg/kg)	5-10			91		n.n.		
	15-20				209		93		15-20					11		0,5
	20-25			5.726		3.723			20-25				84		28	
Mg (mg/kg)	5-10			113		2,0		K (mg/kg)	5-10			822		123		
	15-20				38		3,5		15-20				178		24	
	20-25			300		148			20-25			1.637		861		
Fe (mg/kg)	5-10	16.371		n.n.		4,4		Mn (mg/kg)	5-10	206		0,9		n.n.		
	15-20		5.562		n.n.		21		15-20		662		0,6		0,1	
	20-25	5.730		0,2		n.n.			20-25	88		1,0		0,2		
Cu (mg/kg)	5-10	5		n.n.		n.n.		Zn (mg/kg)	5-10	41		0,1		n.n.		
	15-20		15		0,1		0,05		15-20		15		0,1		0,04	
	20-25	3		n.n.		n.n.			20-25	25		0,2		n.n.		
Cd (mg/kg)	5-10	1		0,1		n.n.		Pb (mg/kg)	5-10	n.n.		n.n.		n.n.		
	15-20		0		n.n.		n.n.		15-20		1,5			n.n.		
	20-25	1		0,2		0,1			20-25	n.n.		n.n.		n.n.		

Stoffgehalte nach verschiedenen Bodenaufschlussverfahren am Standort BL\_HF  
(die Entnahmen der Bodenproben erfolgten jeweils im Mai 2004 und 2005)

Bleicherode	Hangfuß (BL_HF)							Parameter	Tiefe (cm)	Königswasser	Königswasser	NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub>	NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub>	Wasser	Wasser
	Mai 04	Mai 05	Mai 04	Mai 05	Mai 04	Mai 05									
Na (mg/kg)	5-10				16		8	Ca (mg/kg)	5-10				2.770		149
	20-25			477		291			20-25			8.389		1.573	
	50-55				24		13		50-55				4.001		1.013
Mg (mg/kg)	5-10				175		13	K (mg/kg)	5-10				229		39
	20-25			276		143			20-25			611		116	
	50-55				408		172		50-55				124		37
Fe (mg/kg)	5-10		17.860		0,4		n.n.	Mn (mg/kg)	5-10		1.569		0,8		n.n.
	20-25	44.710		0,5		n.n.			20-25	1.169		0,6		n.n.	
	50-55		67.740		0,3		n.n.		50-55		1.348		0,6		n.n.
Cu (mg/kg)	5-10		87		0,7		0,1	Zn (mg/kg)	5-10		346		0,2		0,03
	20-25	113		0,3		n.n.			20-25	628		0,3		0,8	
	50-55		126		0,3		n.n.		50-55		283		0,2		0,1
Cd (mg/kg)	5-10		2,2		0,1		n.n.	Pb (mg/kg)	5-10		115				
	20-25	5,2		0,4		0,1			20-25	178		n.n.		n.n.	
	50-55		3,3		0,1		n.n.		50-55		58				

Stoffgehalte nach verschiedenen Bodenaufschlussverfahren am Standort BL\_M  
(die Entnahmen der Bodenproben erfolgten jeweils im Mai 2004 und 2005)

Bleicherode	Mitte (BL_M)							Parameter	Tiefe (cm)	Königswasser	Königswasser	NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub>	NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub>	Wasser	Wasser
	Mai 04	Mai 05	Mai 04	Mai 05	Mai 04	Mai 05									
Na (mg/kg)	5-10				12		5,5	Ca (mg/kg)	5-10				2.770		58
	15-20			6.823		44			15-20			2.697		36	
	40-45				8,8		4,8		40-45				1.972		53
Mg (mg/kg)	5-10				191		6,5	K (mg/kg)	5-10				350		20
	15-20			74		2,2			15-20			306		16	
	40-45				88		3,0		40-45				344		33
Fe (mg/kg)	5-10		26.960		0,4		n.n.	Mn (mg/kg)	5-10		1.416		1,6		n.n.
	15-20	28.020		0,2		n.n.			15-20	662		0,7		n.n.	
	40-45		14.340		n.n.		0,6		40-45		1.183		0,2		n.n.
Cu (mg/kg)	5-10		44		0,2		0,1	Zn (mg/kg)	5-10		92		0,1		0,02
	15-20	26		n.n.		n.n.			15-20	66		0,2		n.n.	
	40-45		32		0,2		0,1		40-45		59		0,2		0,03
Cd (mg/kg)	5-10		1,1		0,1		n.n.	Pb (mg/kg)	5-10		34				
	15-20	1,8		0,2		n.n.			15-20	37		n.n.		n.n.	
	40-45		3,2		n.n.		n.n.		40-45		47				

## ANLAGE 3

Stoffgehalte nach verschiedenen Bodenaufschlussverfahren am Standort BL\_V1  
(die Entnahmen der Bodenproben erfolgten jeweils im Mai 2004 und 2005)

Bleicherode	Vorflut 1 (BL_V1)																	
Parameter	Tiefe (cm)	Mai 04		Mai 05		Mai 04		Mai 05		Tiefe (cm)	Mai 04		Mai 05		Mai 04		Mai 05	
		Königswasser	Königswasser	NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub>	NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub>	Wasser	Wasser	Königswasser	Königswasser		NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub>	NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub>	Wasser	Wasser				
Na (mg/kg)	25-30			1.150	37	56	23					4.690	2.016	890	169			
	60-65			519	60	222	50					4.998	4.744	1.416	1.059			
	75-80			629		128						4.888		946				
Mg (mg/kg)	25-30			240	140	80	14					630	98	131	10			
	60-65			119	299	34	196					306	175	60	52			
	75-80			116		29						277		47				
Fe (mg/kg)	25-30	31.566	31.900	0,5	n.n.	n.n.	n.n.					709	1.276	1,4	0,2	n.n.	n.n.	
	60-65	25.589	22.800	0,4	0,4	n.n.	n.n.					499	1.714	1,0	0,8	n.n.	n.n.	
	75-80	14.981		0,4		n.n.	n.n.					373		0,8		n.n.	n.n.	
Cu (mg/kg)	25-30	77	21	0,3	0,2	n.n.	n.n.					587	59	0,6	0,1	0,2	0,1	
	60-65	54	92	n.n.	0,4	n.n.	0,1					296	395	0,4	0,3	n.n.	0,1	
	75-80	21		n.n.		n.n.						79		0,3		0,3		
Cd (mg/kg)	25-30	3	1	0,3	0,1	n.n.	n.n.					129	19	n.n.		n.n.		
	60-65	3	3	0,3	0,1	0,1	n.n.					102	9	n.n.		n.n.		
	75-80	3		0,3		0,1						44		n.n.		n.n.		

Stoffgehalte nach verschiedenen Bodenaufschlussverfahren am Standort BL\_V2  
(die Entnahmen der Bodenproben erfolgten jeweils im Mai 2004 und 2005)

Bleicherode	Vorflut 2 (BL_V2)																	
Parameter	Tiefe (cm)	Mai 04		Mai 05		Mai 04		Mai 05		Tiefe (cm)	Mai 04		Mai 05		Mai 04		Mai 05	
		Königswasser	Königswasser	NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub>	NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub>	Wasser	Wasser	Königswasser	Königswasser		NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub>	NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub>	Wasser	Wasser				
Na (mg/kg)	5-10			18	14	8,2	8,2					1.983	1.648	17	44			
	20-25				13		83						1.791			39		
	30-35			8,8		7,4						1.361		16				
	55-60			3.740	769	6,1	3,2					1.359	1.017	9	38			
	70-75																	
	80-85					8,9	5,6							1.054			28	
Mg (mg/kg)	5-10			153	181	3,0	8,4							379	216	30	30	
	20-25				184		8,0							368			43	
	30-35			92		4,1								258		38		
	55-60			101	133	1,6	7,2							346	335	34	74	
	70-75																	
	80-85					130	3,9								395		56	
Fe (mg/kg)	5-10	15.108	12.620	0,3	0,5	n.n.	2,0					394	901	0,3	2,1	n.n.	n.n.	
	20-25		11.820		0,4		1,9						937		0,7		0,1	
	30-35	10.168		0,2		4,2						250		n.n.		n.n.		
	55-60	9.906	12.210	0,1	n.n.	n.n.	3,1					250	915	0,2	0,2	n.n.	n.n.	
	70-75																	
	80-85		10.930		n.n.		3,4								930	0,2		n.n.
Cu (mg/kg)	5-10	28	32	n.n.	0,2	n.n.	0,1					130	127	0,2	0,3	n.n.	0,1	
	20-25		35		0,2		0,1						109		0,2		0,1	
	30-35	10		n.n.		n.n.						34		0,1		n.n.		
	55-60	10	25	n.n.	0,1	n.n.	0,1					32	43	0,1	0,1	n.n.	0,02	
	70-75																	
	80-85		24		0,2		0,05							34		0,2		0,04
Cd (mg/kg)	5-10	2	1	0,2	0,1	n.n.	n.n.					62		n.n.	45	n.n.		
	20-25		1		0,1		n.n.								31			
	30-35	1		0,1		n.n.						27		n.n.		n.n.		
	55-60	2	1	0,1	n.n.	n.n.	n.n.					20		n.n.	18	n.n.		
	70-75																	
	80-85		1		n.n.		n.n.								11			



Chlorid-, Sulfat- und Nitratgehalte nach Bodenwasseraufschluss  
(die Entnahmen der Bodenproben erfolgten jeweils im Mai 2004 und 2005)

Parameter	Bischofferode			Bleicherode			Menteroda	
	Standort Tiefe (cm)	Mai 04	Mai 05	Standort Tiefe (cm)	Mai 04	Mai 05	Standort Tiefe (cm)	Mai 04
		Wasser	Wasser		Wasser	Wasser		
Cl (mg/kg)	HF_0-5		178	HF_5-10		22	HF_30-35	26
	HF_5-10		59	HF_20-25	31		HF_60-65	114
	HF_10-15		74	HF_50-55		78	M_30-35	19
	HF_20-25		29	M_5-10		29	M_60-65	17
	HF_30-35		166	M_15-20	25			
	HF_55-60		3.845	M_40-45		26		
	M_0-5		130	V1_25-30	22	99		
	M_5-10		65	V1_60-65	256	99		
	M_10-15		343	V1_75-80	283			
	M_15-20	325	276	V2_5-10	50	16		
	M_20-25		313	V2_20-25		21		
	M_25-30		409	V2_30-35	40			
	M_30-35	1.125	488	V2_55-60	23	29		
	M_35-40		589	V2_80-85		29		
	M_40-45		641					
	M_45-50	4.550	673					
	M_50-55		727					
	M_55-60		796					
	V1_5-10		12					
	V1_15-20		25					
	V1_30-35	4	30					
	V1_40-45		29					
	V1_50-55	7						
V1_60-65		64						
V2_5-10		845						
V2_15-20	21.437	161						
SO4 (mg/kg)	HF_0-5		2.335	HF_5-10		344	HF_30-35	3.680
	HF_5-10		2.467	HF_20-25	3.928		HF_60-65	3.566
	HF_10-15		1.882	HF_50-55		2.618	M_30-35	3.084
	HF_25	3.542		M_5-10		62	M_60-65	3.156
	HF_30-35		3.205	M_15-20	79			
	HF_60	4.232		M_40-45		47		
	M_0-5		74	V1_25-30	2.349	485		
	M_5-10		63	V1_60-65	3.856	2.773		
	M_10-15		65	V1_75-80	2.136			
	M_15-20	85	116	V2_5-10	18	30		
	M_20-25		127	V2_20-25		22		
	M_25-30		192	V2_30-35	34			
	M_30-35	255	209	V2_55-60	16	32		
	M_35-40		251	V2_80-85		32		
	M_40-45		251					
	M_45-50	378	288					
	M_50-55		256					
	M_55-60		291					
	V1_5-10		23					
	V1_15-20		22					
	V1_30-35	70	23					
	V1_40-45		31					
	V1_50-55	110						
V1_60-65		58						
V2_5-10		68						
V2_15-20	529	37						
NO3 (mg/kg)	HF_0-5		n.n.	HF_5-10		6	HF_30-35	227
	HF_5-10		n.n.	HF_20-25	63		HF_60-65	277
	HF_10-15		n.n.	HF_50-55		n.n.	M_30-35	46
	HF_25	30		M_5-10		n.n.	M_60-65	23
	HF_30-35		n.n.	M_15-20	n.n.			
	HF_60	n.n.		M_40-45		13		
	M_0-5		n.n.	V1_25-30	n.n.	n.n.		
	M_5-10		n.n.	V1_60-65	n.n.	n.n.		
	M_10-15		n.n.	V1_75-80	n.n.			
	M_15-20	20	n.n.	V2_5-10	n.n.	n.n.		
	M_20-25		n.n.	V2_20-25		n.n.		
	M_25-30		n.n.	V2_30-35	n.n.			
	M_30-35	n.n.	n.n.	V2_55-60	n.n.	n.n.		
	M_35-40		n.n.	V2_80-85		n.n.		
	M_40-45		n.n.					
	M_45-50	n.n.	n.n.					
	M_50-55		n.n.					
	M_55-60		n.n.					
	V1_5-10		46					
	V1_15-20		7					
	V1_30-35	n.n.	16					
	V1_40-45		6					
	V1_50-55	n.n.						
V1_60-65		8						
V2_5-10		n.n.						
V2_15-20	n.n.	n.n.						

## PAK-Gehalte in den Böden/Deckschichten der Halden

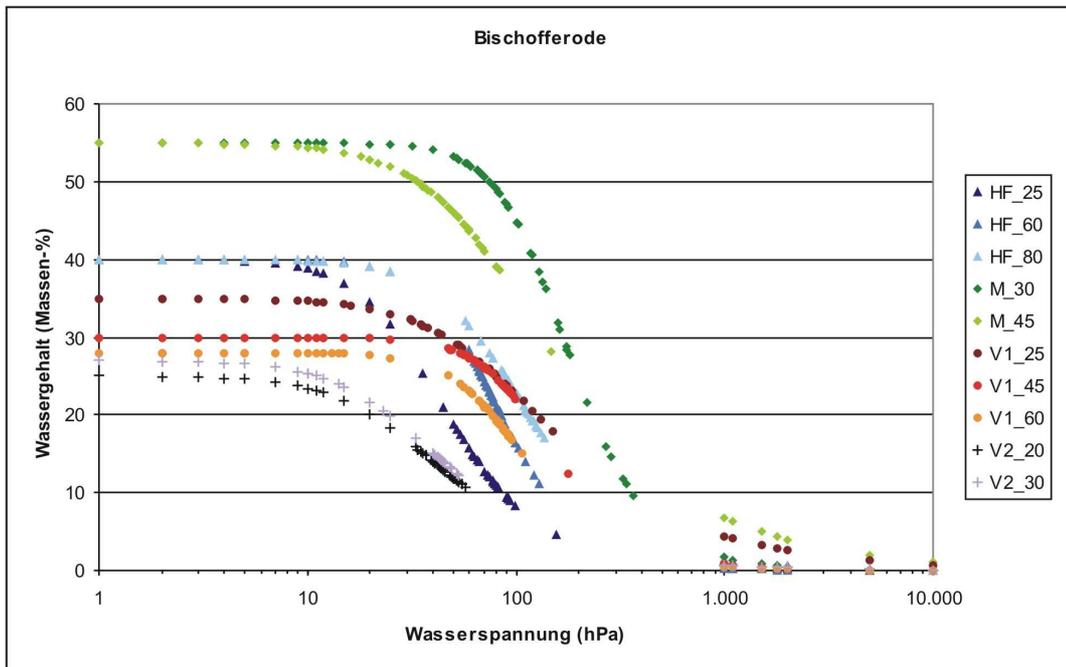
		Naphthalin	Acenaphthen	Fluoren	Phenathren	Anthracen	Fluoranthren	Pyren	Benzo(a)anthracen
		µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg
BIS	HF_20-25	0,9	n.n.	n.n.	11,5	4,4	24,7	31,5	10,3
	HF_55-60	n.n.	n.n.	n.n.	3,3	0,2	1,4	3,0	0,0
	M_15-20	n.n.	n.n.	n.n.	33,8	5,8	44,7	47,4	12,5
	M_40-45	n.n.	n.n.	0,5	5,6	0,5	3,9	4,2	0,9
	V1_30-35	0,2	n.n.	0,3	5,5	0,7	5,8	6,5	1,6
	V1_50-55	n.n.	n.n.	n.n.	5,2	0,6	4,5	5,2	1,2
	V2_5-10	n.n.	n.n.	n.n.	0,1	n.n.	1,3	1,6	0,4
V2_15-20	n.n.	n.n.	n.n.	0,5	n.n.	1,4	n.n.	n.n.	
BL	HF_20-25	3.515,4	n.n.	40,6	3.000,5	397,2	1.548,2	1.551,4	52,9
	M_15-20	n.n.	n.n.	n.n.	36,1	15,7	44,5	57,8	13,1
	V1_25-30	n.n.	n.n.	n.n.	223,1	133,1	463,6	641,5	190,5
	V1_75-80	n.n.	n.n.	n.n.	230,9	98,0	409,5	616,2	163,2
	V2_5-10	n.n.	n.n.	n.n.	201,9	87,5	397,3	527,6	190,6
	V2_55-60	n.n.	n.n.	n.n.	0,1	n.n.	0,4	0,6	0,0
MTR	HF_30-35	n.n.	n.n.	n.n.	321,2	220,4	586,7	825,5	246,7
	HF_60-65	20,5	n.n.	n.n.	205,8	124,9	339,3	463,4	145,8
	M_30-35	25,5	n.n.	n.n.	160,4	100,0	257,9	509,4	114,4
	M_60-65	n.n.	78,0	n.n.	987,1	985,6	1.929,8	2.649,1	899,4

		Chrysen	Benzo(b)fluoranthren	Benzo(k)fluoranthren	Benzo(a)pyren	Dibenz(a,h)anthracen	Benzo(g,h,i)perylene	Indeno(1,2,3,c,d)pyren
		µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg
BIS	HF_20-25	11,8	13,3	6,0	16,1	2,7	4,2	17,7
	HF_55-60	1,1	1,1	0,2	1,8	n.n.	n.n.	0,5
	M_15-20	22,0	28,2	8,0	16,7	4,2	13,8	33,2
	M_40-45	1,9	2,9	0,7	1,3	0,4	1,8	2,4
	V1_30-35	3,0	3,6	1,2	2,5	0,5	3,2	3,6
	V1_50-55	1,9	2,4	0,9	1,5	0,3	0,5	2,4
	V2_5-10	1,2	1,5	0,4	0,2	0,2	n.n.	2,3
V2_15-20	0,7	0,6	0,1	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	
BL	HF_20-25	114,4	91,6	39,5	71,7	18,6	58,8	58,4
	M_15-20	22,6	27,1	10,4	34,8	2,4	21,9	22,1
	V1_25-30	215,0	255,4	105,6	353,9	37,0	112,3	212,7
	V1_75-80	191,9	158,7	84,9	250,7	7,0	120,1	195,6
	V2_5-10	156,6	173,2	77,3	276,8	41,5	138,6	193,2
	V2_55-60	0,5	0,5	0,3	0,3	n.n.	n.n.	n.n.
MTR	HF_30-35	298,7	327,7	159,1	472,2	56,6	320,6	382,0
	HF_60-65	162,9	200,1	97,1	281,6	40,8	187,0	294,4
	M_30-35	242,1	269,7	129,4	393,1	59,7	255,3	302,0
	M_60-65	827,7	845,6	447,9	1.687,0	149,1	476,1	886,9

## **Anlage 4**

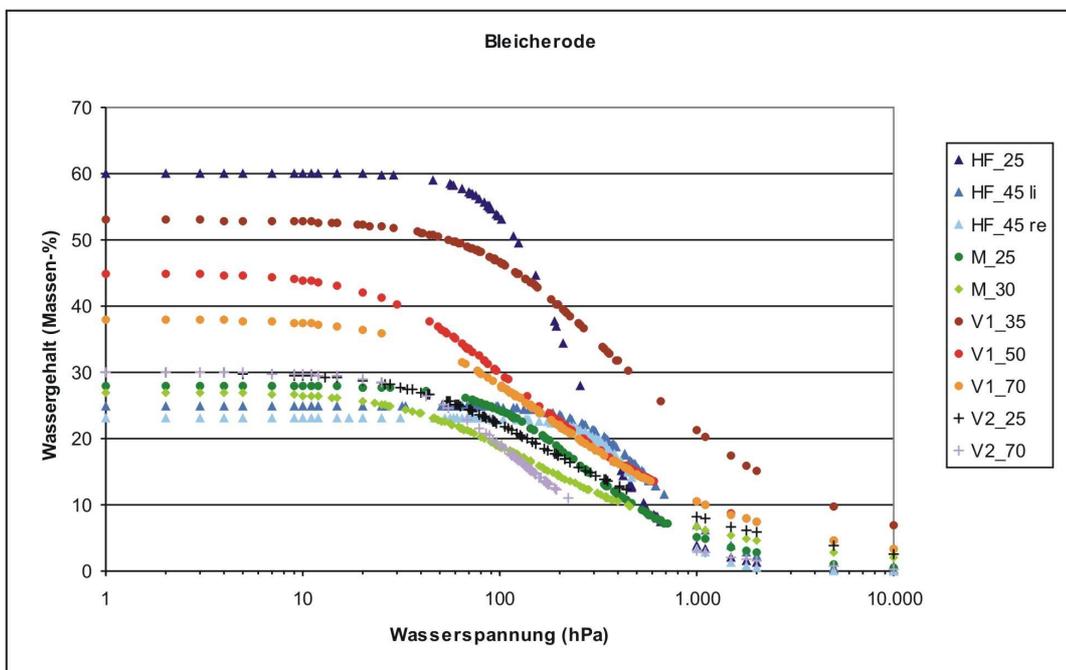
- Wasserspannungs-Wassergehaltskurven -**
- Wasserspannungen und Sickerwassermengen -**

pF-WG-Kurven für die Tensiometerstandorte in Bischofferode



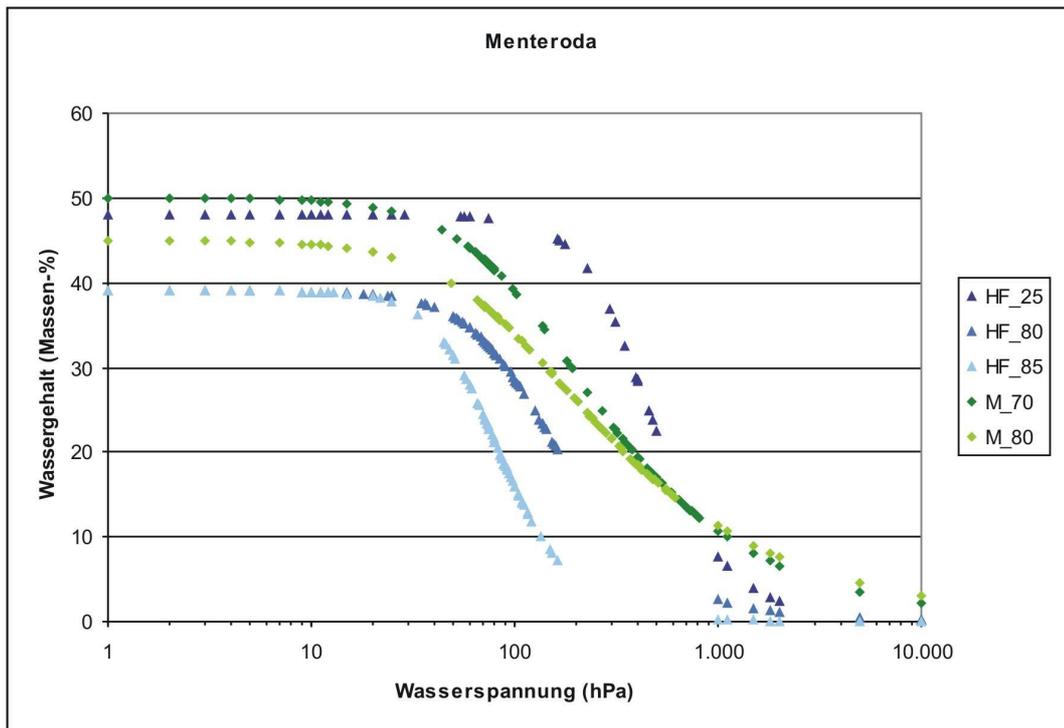
	HF_25	HF_60	HF_80	M_30	M_45	V1_25	V1_45	V1_60	V2_20	V2_30
$\Theta_s$	0,4	0,4	0,4	0,55	0,55	0,35	0,3	0,28	0,25	0,27
$\Theta_r$	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
$\alpha$	0,03	0,015	0,127	0,007	0,0135	0,0133	0,0085	0,0115	0,037	0,037
n	2,4	2,8	2,3	2,8	1,8	1,8	2,7	2,65	2,0	2,0

pF-WG-Kurven für die Tensiometerstandorte in Bleicherode



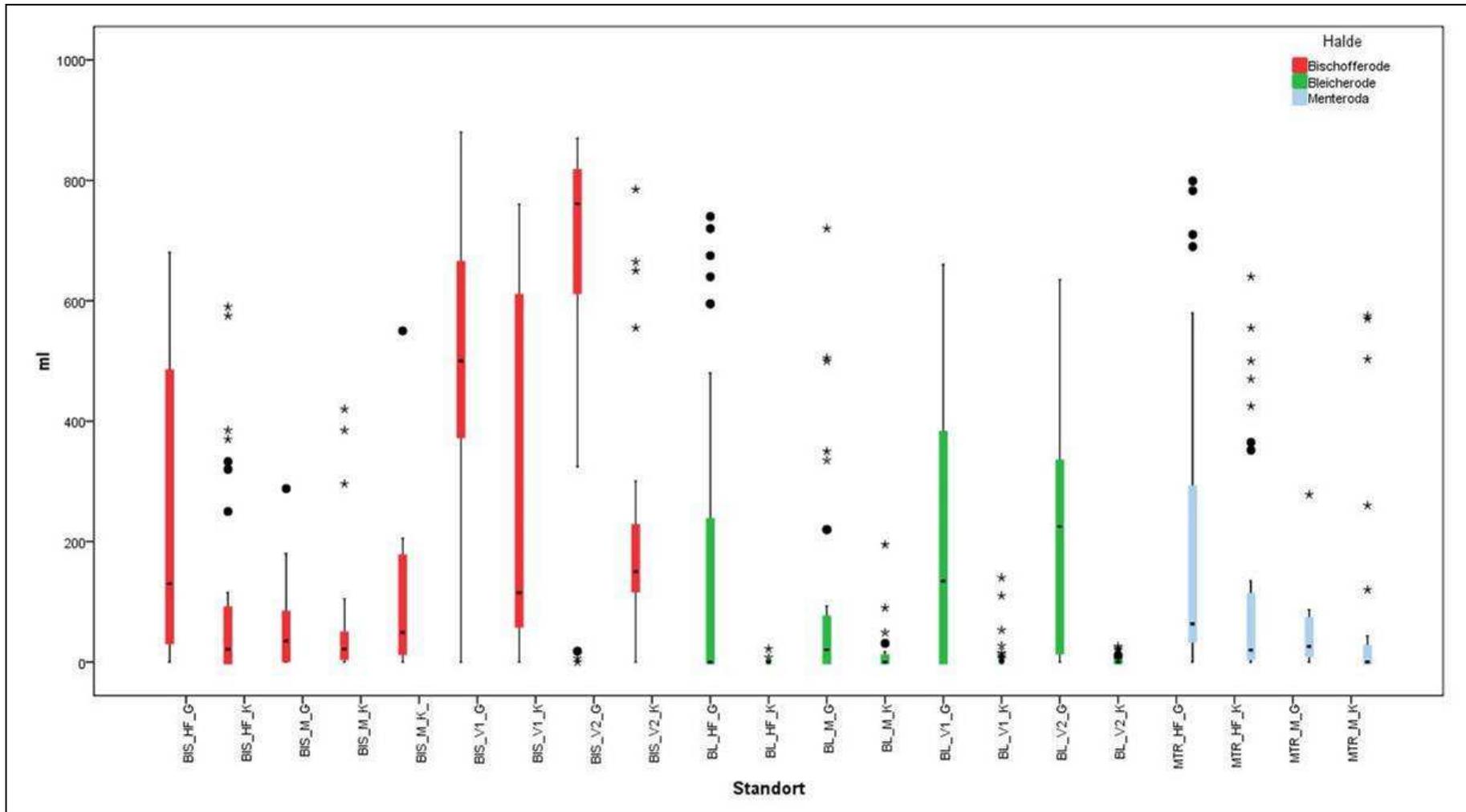
	HF_25	HF_45li	HF_45re	M_25	M_30	V1_35	V1_50	V1_70	V2_25	V2_50	V2_75
$\Theta_s$	0,6	0,35	0,33	0,35	0,34	0,53	0,45	0,41	0,36	0,3	0,3
$\Theta_r$	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
$\alpha$	0,0055	0,0023	0,0029	0,0047	0,013	0,006	0,018	0,013	0,005	0,0153	0,0128
n	2,6	1,8	1,9	1,8	1,45	1,5	1,5	1,5	2,8	1,8	1,9

pF-WG-Kurven für die Tensiometerstandorte in Menteroda

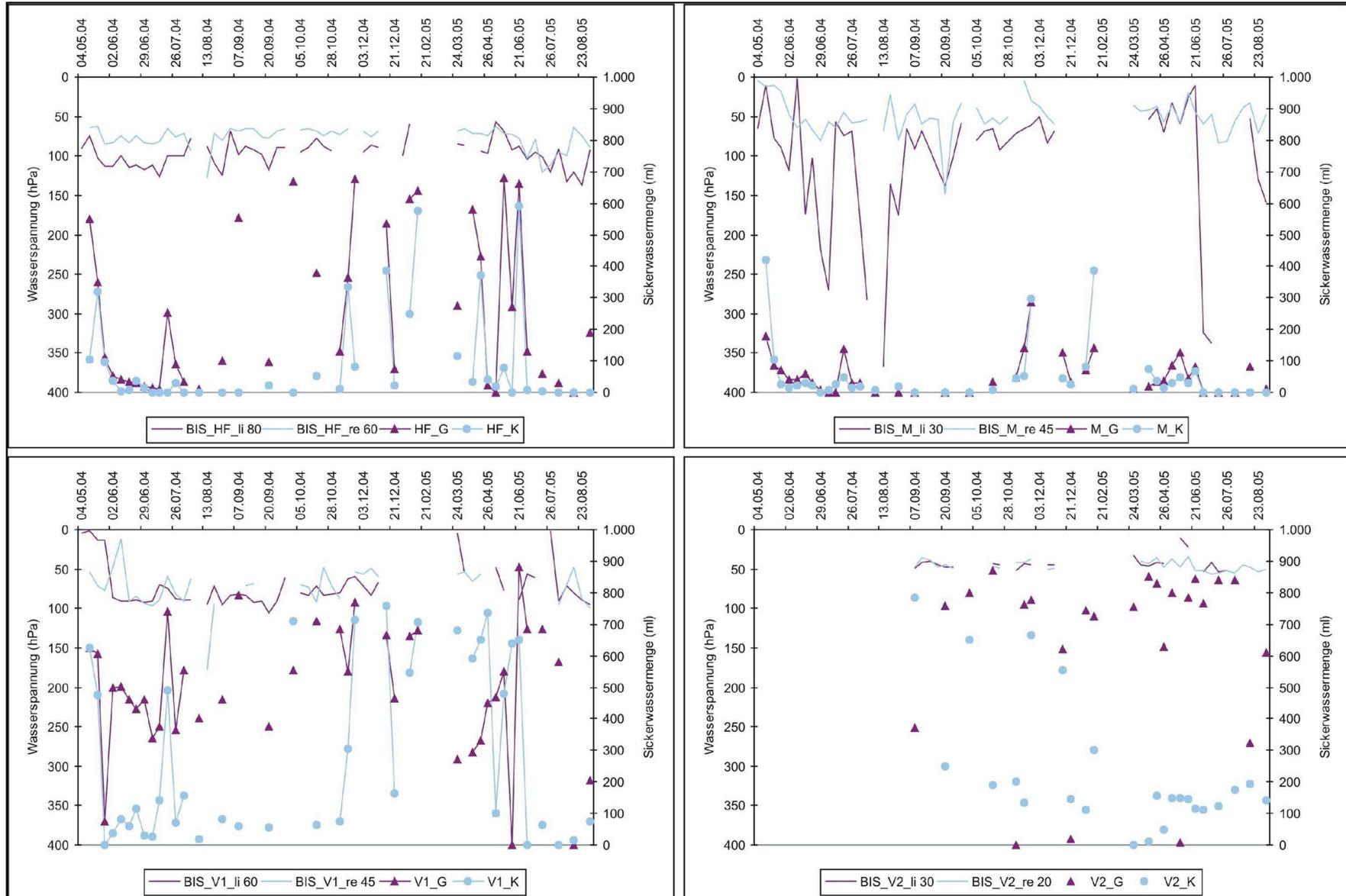


	HF_25	HF_70	HF_85	M_70	M_80
$\Theta_s$	0,48	0,39	0,39	0,5	0,45
$\Theta_r$	0	0	0	0	0
$\alpha$	0,0027	0,0088	0,0145	0,009	0,011
$n$	2,8	2,25	2,9	1,7	1,575

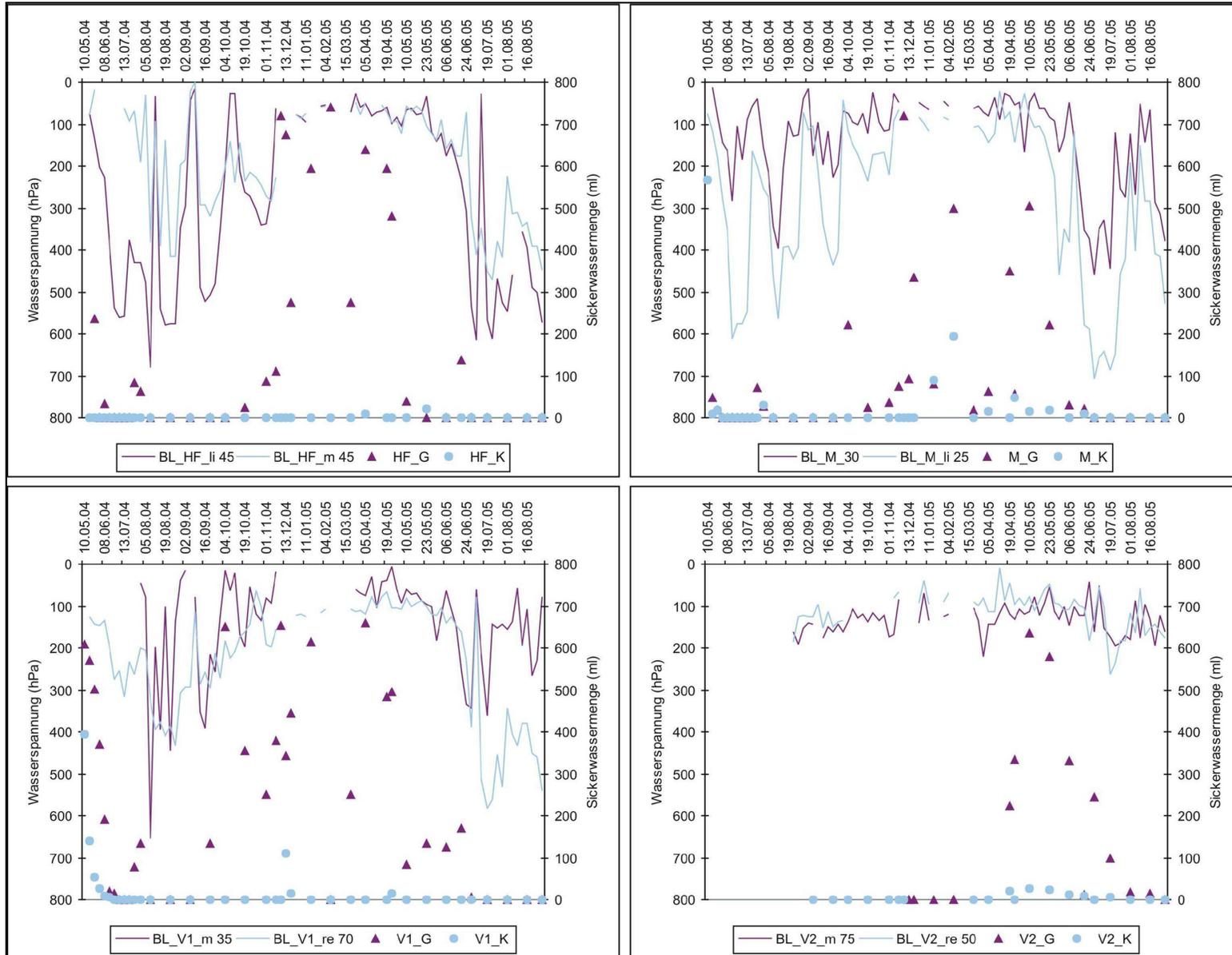
Sickerwassermengen der Kunststoffsaugkerzen (K) und Glassaugkerzen (G) an den Untersuchungsstandorten



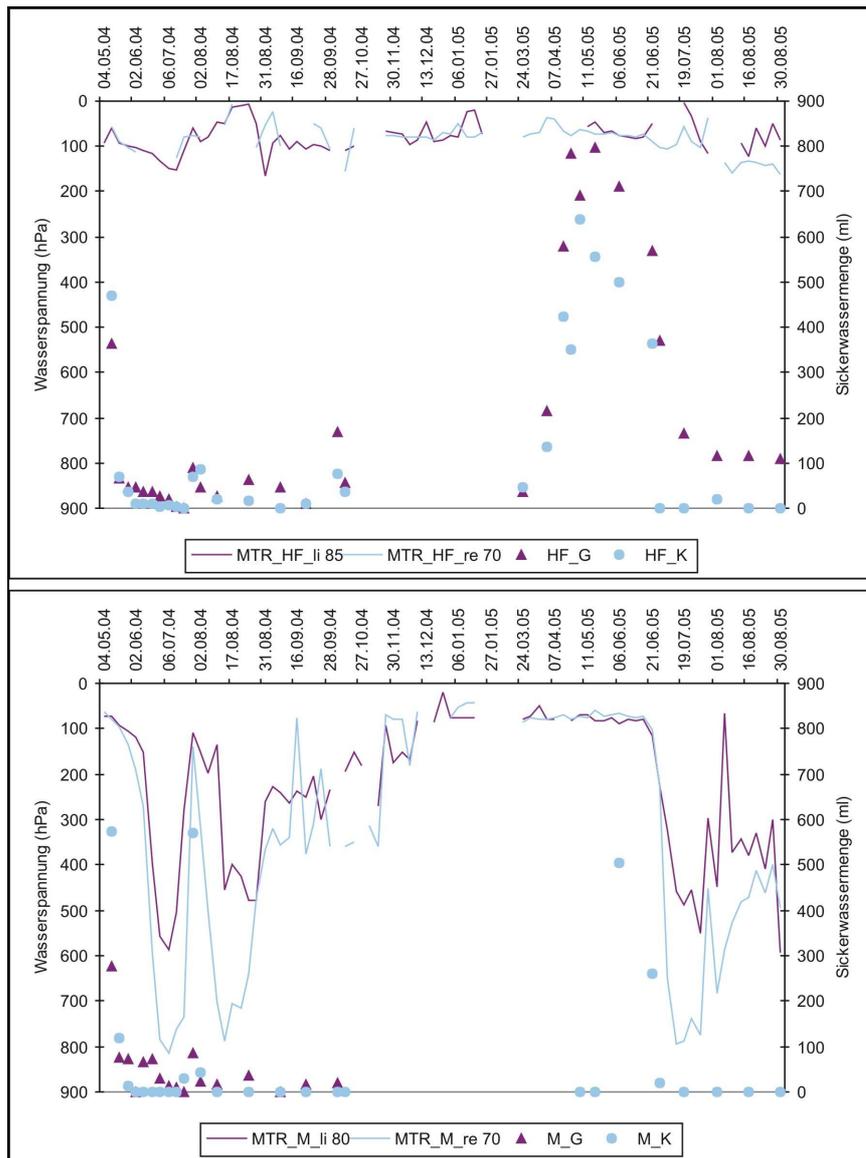
Gegenüberstellung von Wasserspannungen und gefassten Sickerwassermengen (Kunststoffsaugkerzen (K) sowie Glassaugkerzen (G)) in Bischofferode



Gegenüberstellung von Wasserspannungen und gefassten Sickerwassermengen (Kunststoffsaugkerzen (K) sowie Glassaugkerzen (G)) in Bleicherode



Gegenüberstellung von Wasserspannungen und gefassten Sickerwassermengen (Kunststoffsaugerkerzen (K) sowie Glassaugkerzen (G)) in Menteroda



## **Anlage 5**

**- Sickerwasser – Konzentrationen und Frachten -**

Mittlere Stoffkonzentrationen der Sickerwässer in Bischofferode  
(Kunststoffsaugkerzen)

		Na	Ca	K	Mg	Cl	SO4	NO3		
		mg/l								
BIS_HF	2004	Jun	5.875	1.091	25	3	9.998	2.537	n.n.	
		Jul	3.127	1.044	16	7	5.316	2.217	9	
		Aug								
		Sep	7.438	1.636	55		12.507	2.415	7	
		Okt	2.546	1.371	29	18	4.950	1.879	n.n.	
		Nov	1.930	1.180	24	16	2.672	1.787	n.n.	
	2005	Dez	894	629	31	20	1.227	1.653	30	
		Jan	336	559	11	7	408	1.444	n.n.	
		Feb	1.295	675	8	6	2.296	1.644	2	
		Mrz	279	631	7	5	383	1.401	n.n.	
		Apr	404	731	9	6	735	1.502	n.n.	
		Mai	600	870	23	11	1.217	1.600	n.n.	
		Jun	1.583	947	20		2.776	1.827	n.n.	
		Jul	5.897	1.106			10.394	3.222	n.n.	
	Aug									
	BIS_M	2004	Jun	1.145	105	116	18	1.483	347	n.n.
Jul			988	73	91	8	1.368	266	n.n.	
Aug			1.097	77	75	13	1.576	292	n.n.	
Sep										
Okt			1.149	102	111	14	1.722	297	61	
Nov			954	129	77	14	1.122	239	n.n.	
2005		Dez	699	50	57	8	844	202	0,3	
		Jan	68	47	51	7	154	152	n.n.	
		Feb	449	27	32	4	238	75	n.n.	
		Mrz	679	55	57	8	486	200	n.n.	
		Apr	570	114	55	18	335	194	n.n.	
		Mai	619	168	59	12	460	272	n.n.	
		Jun	567	199	85	23	923	189	n.n.	
		Jul								
Aug										
BIS_V1		2004	Jun	355	83	12	11	382	92	23
	Jul		227	73	13	8	224	59	13	
	Aug		222	68	14	7	192	50	13	
	Sep		227	72	13	7	211	48	7	
	Okt		171	74	14	8	153	56	9	
	Nov		126	77	14	8	87	37	26	
	2005	Dez	131	157	20	33	257	386	25	
		Jan	237	60	13	8	192	64	21	
		Feb	26	44	11	5	26	14	8	
		Mrz	455	98	17	12	493	117	4	
		Apr	391	136	16	13	431	101	3	
		Mai	345	155	17	14	676	87	n.n.	
		Jun	1.270	1.122	157	121	283	167	n.n.	
		Jul	353	45	16	11	358	99	n.n.	
	Aug	240	45	16	10	775	78	n.n.		
	BIS_V2	2004	Jun							
Jul										
Aug										
Sep			20.880	163	5.382	2.111	39.101	2.864	n.n.	
Okt			8.947	57	3.051	761	16.968	1.744	n.n.	
Nov			7.383	32	1.890	472	13.522	936	n.n.	
2005		Dez	4.083	57	1.988	505	8.578	1.371	n.n.	
		Jan	493	79	150	34	945	94	n.n.	
		Feb	6.681	76	1.721	385	12.713	1.129	n.n.	
		Mrz								
		Apr	6.526	158	1.426	408	12.533	843	n.n.	
		Mai	3.182	86	759	246	7.335	549	n.n.	
		Jun	3.812	390	1.184	292	7.591	587	n.n.	
		Jul	8.967	74	2.579	749	16.131	2.011	n.n.	
Aug		6.997		1.998	353	14.032	2.303	n.n.		
BIS_Drainage		2005	Mrz	41.784	605	12.086	477	70.628	9.573	n.n.
	Apr		42.752	2.033	14.349	1.048	81.013	10.727	n.n.	
	Mai		43.030	5.438	13.136	932	76.944	11.094	n.n.	
	Jun		52.796	6.624	13.876	7.778	96.789	9.193	n.n.	
	Jul		64.885	1.199	20.044	905	119.610	20.689	n.n.	
	Aug		70.485	629	17.606	1.443	132.554	13.845	n.n.	

Mittlere Stoffkonzentrationen der Sickerwässer in Bleicherode  
(Mittelwert aus Kunststoff- und Glassaugkerzen)

		Na	Ca	K	Mg	Cl	SO4	NO3	
		mg/l							
BL_HF	2004	Jun							
		Jul	12	779	51	16	36	1.521	n.n.
		Aug							
	2005	Sep							
		Okt	23	694	67	49	46	1.682	n.n.
		Nov	15	727	54	42	55	1.617	n.n.
		Dez	10	390	46	30	60	778	27
		Jan	9	662	46	29	83	1.378	n.n.
		Feb	11	569	43	30	75	1.233	3
		Mrz	11	655	42	19	67	1.333	n.n.
		Apr	23	553	49	26	64	1.112	n.n.
		Mai	13	620	41	21	60	898	n.n.
		Jun	26	665	53	32	32	1.559	n.n.
		Jul							
		Aug							
BL_M	2004	Jun							
		Jul	11	72	24	5	41	30	n.n.
		Aug	11	74	20	5	26	22	n.n.
	2005	Sep							
		Okt	15	219	40	11	110	163	n.n.
		Nov	12	192	31	9	76	140	n.n.
		Dez	4	69	19	5	21	56	n.n.
		Jan	6	77	20	6	22	46	1
		Feb	3	33	6	3	12	31	1
		Mrz	11	78	22	6	31	50	1
		Apr	8	167	22	8	37	56	11
		Mai	7	230	23	10	45	74	n.n.
		Jun	16	129	67	13	86	90	n.n.
		Jul							
		Aug							
BL_V1	2004	Jun	530	559	27	34	382	1.853	33
		Jul	181	683	51	25	63	1.654	n.n.
		Aug	255	767	49	26	59	1.810	n.n.
	2005	Sep	190	630	75	26	153	1.661	n.n.
		Okt	292	617	76	28	147	1.821	n.n.
		Nov	404	519	72	33	164	1.768	n.n.
		Dez	596	424	46	41	310	1.593	4
		Jan	454	537	72	37	107	2.137	n.n.
		Feb							
		Mrz	181	609	66	29	46	1.573	n.n.
		Apr	395	673	59	46	227	1.985	n.n.
		Mai	202	682	91	46	475	1.691	n.n.
		Jun	130	685	89	45	114	1.710	n.n.
		Jul	171	164	62	1	67	801	n.n.
		Aug							
BL_V2	2004	Jun							
		Jul							
		Aug							
	2005	Sep							
		Okt							
		Nov							
		Dez							
		Jan							
		Feb							
		Mrz							
		Apr	11	78	67	14	46	48	9
		Mai	14	75	53	12	49	24	8
		Jun	14	65	73	14	46	28	12
		Jul	12	42	72	13	36	29	n.n.
		Aug	18	57	114	14	75	40	n.n.

Mittlere Stoffkonzentrationen der Sickerwässer in Menteroda  
(Kunststoffsaugkerzen)

		Na	Ca	K	Mg	Cl	SO4	NO3	
		mg/l							
MTR_HF	2004	Jun	60.359	921	563	64	92.143	13.633	n.n.
		Jul	46.465	1.072	470	202	66.733	9.622	n.n.
		Aug	50.528	2.495	435	215	72.345	12.731	304
		Sep	89.045	3.359	647		127.685	21.008	83
		Okt	20.911	1.055	301	106	30.650	6.758	n.n.
		Nov							
	2005	Dez							
		Jan							
		Feb							
		Mrz	14	406	30	47	20	939	101
		Apr	14	442	30	48	25	826	136
		Mai	73	579	39	53	317	923	138
		Jun	11	497	31	43	23	1.008	29
		Jul							
Aug	128	407	47	42	539	448	n.n.		
MTR_M	2004	Jun							
		Jul	810	471	202	312	105	3.873	61
		Aug	718	621	237	498	113	4.659	34
		Sep							
		Okt							
		Nov							
	2005	Dez							
		Jan							
		Feb							
		Mrz							
		Apr							
		Mai							
		Jun	835	1.296	239	329	266	2.825	252
		Jul	1.779	1.242	383	828	4.011	5.629	n.n.
Aug									
MTR_Drainage	2005	Mrz	3.710	1.527	83	1.764	13.458	1.077	n.n.
		Apr	5.276	1.954	139	2.773	14.960	1.528	n.n.
		Mai	4.692	1.894	129	2.272	15.579	1.377	n.n.
		Jun	7.209	3.215	199	4.183	24.104	2.112	n.n.
		Jul	10.582	4.493	301	5.903	37.186	3.128	n.n.
		Aug	8.574	3.157		4.664	35.601	2.906	n.n.

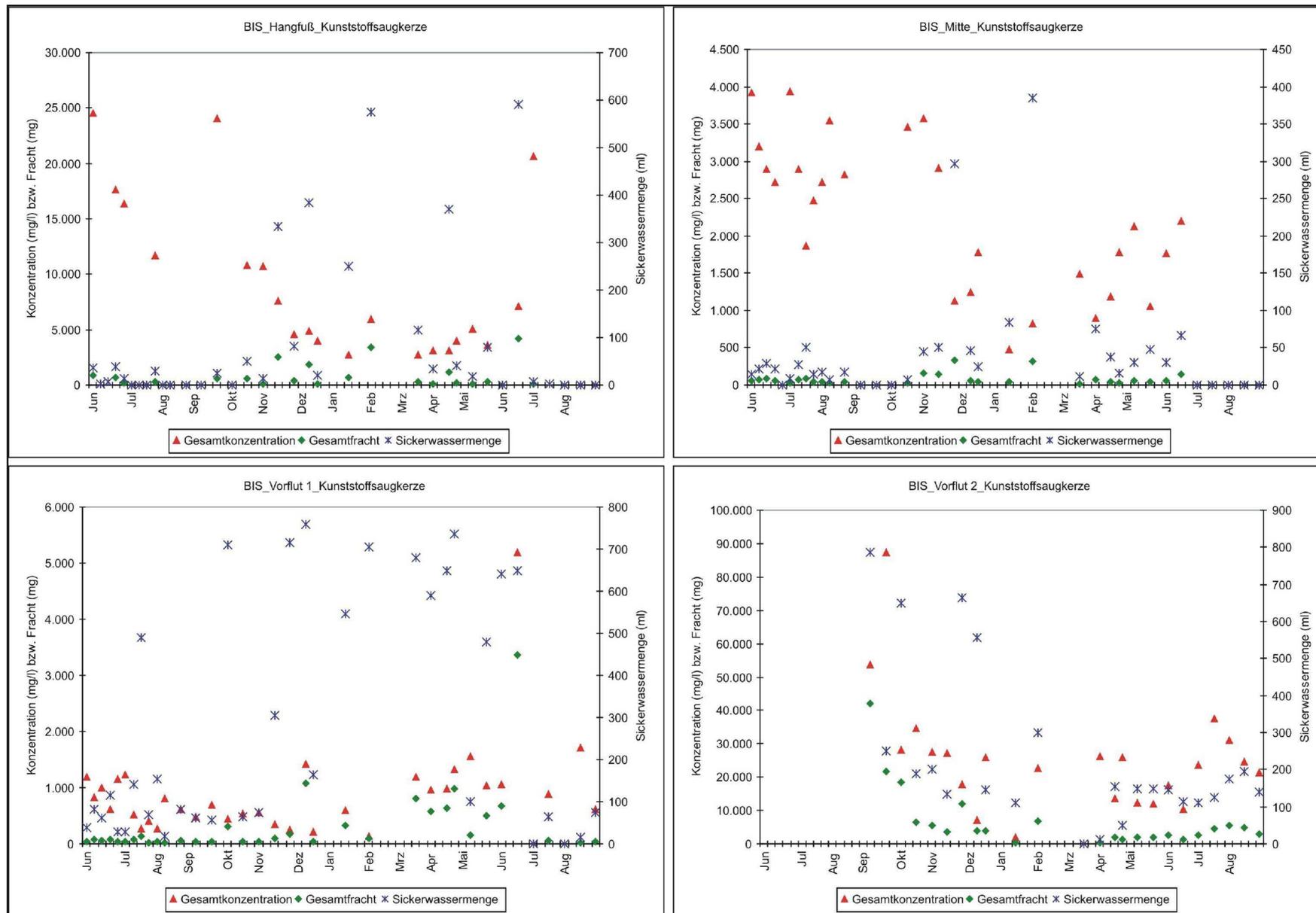
## Schwermetallkonzentrationen ausgewählter Sickerwässer

		Kupfer ( $\mu\text{g/l}$ )							
		Jul 04	Okt 04	Jan 05	Mrz 05	Apr 05	Mai 05	Jun 05	Jul 05
BIS	HF_K			26	93	38	2	6	
	M_K	24	19	84			7	25	
	M_K neu							17	35
	V1_K	14	11	48	30	92	3	7	7
	V2_K		13	88		99		4	0,3
BL	HF_K						5		
	HF_G	10	12	70	35			8	
	M_K			82		25	11		
	M_G	18	8	64		178	3	11	
	V1_K			131					
	V1_G	14	12	84	99	58	2	3	
	V2_K					63	5		
V2_G					21	4	21	5	
MTR	HF_K	83	33		1.190	82	22	41	15
	HF_K neu							49	
	M_K	41						30	
		Cadmium ( $\mu\text{g/l}$ )							
		Jul 04	Okt 04	Jan 05	Mrz 05	Apr 05	Mai 05	Jun 05	Jul 05
BIS	HF_K			0,1	n.n.	0,1	n.n.	0,2	
	M_K	n.n.	n.n.	0,3			n.n.	n.n.	
	M_K neu							n.n.	n.n.
	V1_K	0,3	0,2		0,1		n.n.	n.n.	0,4
	V2_K		n.n.	0,1		n.n.		n.n.	n.n.
BL	HF_K						n.n.		
	HF_G	n.n.	n.n.	n.n.	0,1			n.n.	
	M_K					n.n.	n.n.		
	M_G	n.n.	0,4	n.n.			n.n.	n.n.	
	V1_K			n.n.					
	V1_G	n.n.	0,7	n.n.	0,1	n.n.	n.n.	n.n.	
	V2_K						n.n.		
V2_G					n.n.	n.n.	0,6	n.n.	
MTR	HF_K	3	4		n.n.	0,1	n.n.	0,6	n.n.
	HF_K neu							n.n.	
	M_K	n.n.						n.n.	
		Zink ( $\mu\text{g/l}$ )							
		Jul 04	Okt 04	Jan 05	Mrz 05	Apr 05	Mai 05	Jun 05	Jul 05
BIS	HF_K			32	84	242	114	76	
	M_K	46	62	81		131	92	140	
	M_K neu							44	32
	V1_K	58	38		33	31	33	19	20
	V2_K		37	31		83		39	112
BL	HF_K						110		
	HF_G	38	56	27	37	38		30	
	M_K			34		75	472		
	M_G	58	28	17		29	34	61	
	V1_K			36		96			
	V1_G	42	25	30	27	48	32	29	
	V2_K					44	70		
V2_G					14	39	86	14	
MTR	HF_K	510	467		28	42	49	47	48
	HF_K neu							88	
	M_K	55						38	

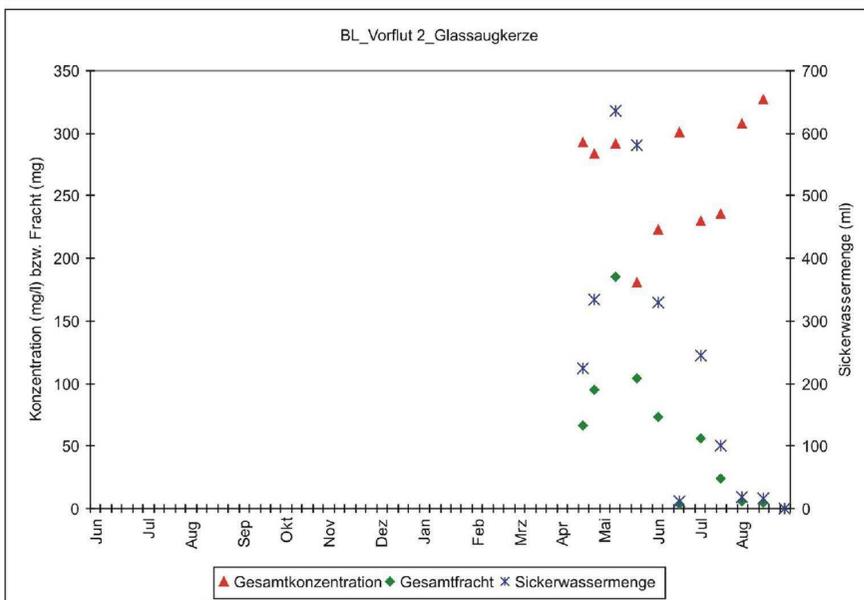
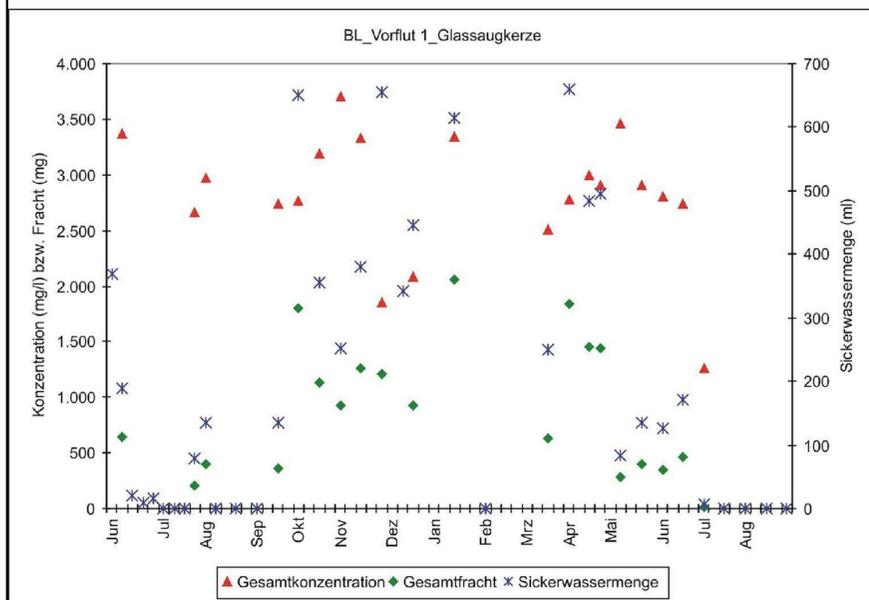
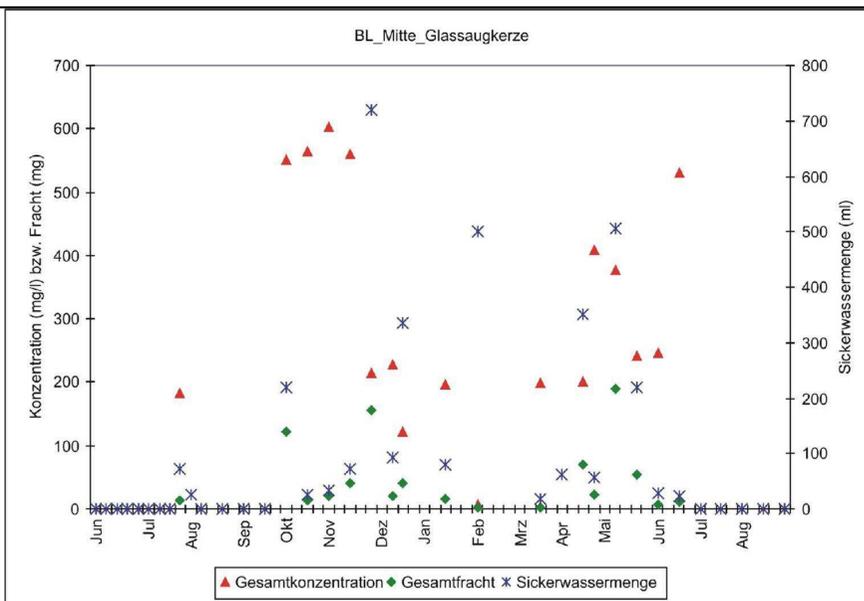
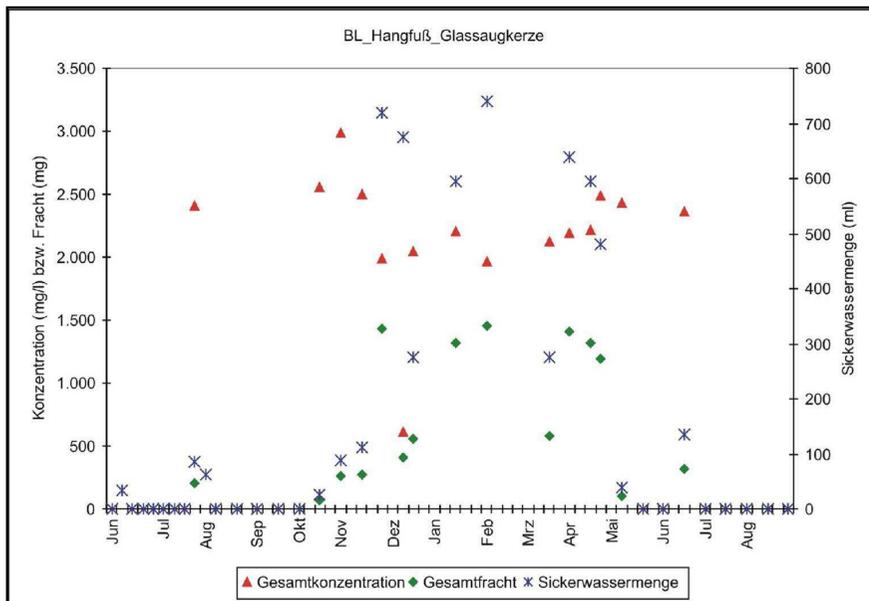
## PAK-Konzentrationen ausgewählter Sickerwässer

		HF			M			V1			V2		
		Naphtalin	Acenaphthen	Phenanthren									
		ng/l			ng/l			ng/l			ng/l		
BIS	16.06.04	76,5	76,1	n.n.	142,4	72,9	46,0	34,8	47,2	26,2			
	26.07.04	n.n.	62,5	n.n.	n.n.	105,0	n.n.	n.n.	18,9	n.n.			
	23.08.04	n.n.	232,0	n.n.	n.n.	293,0	n.n.	n.n.	110,0	n.n.			
	06.09.04										n.n.	n.n.	n.n.
	20.09.04	n.n.	184,0	n.n.				n.n.	433,0	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
	19.10.04	n.n.	61,0	n.n.	n.n.	n.n.	88,3	n.n.	1.430,0	43,5	n.n.	576,0	n.n.
BL	08.06.04	44,3	42,3	n.n.									
	26.07.04	15,5	111,0	n.n.	n.n.	58,9	n.n.	n.n.	60,8	n.n.			
	02.08.04	n.n.	97,8	n.n.	n.n.	528,0	n.n.	n.n.	86,8	n.n.			
	20.09.04							n.n.	505,0	21,1			
	04.10.04				n.n.	1.170,0	n.n.	n.n.	126,0	n.n.			
	01.11.04	n.n.	n.n.	n.n.									
MTR	16.06.04	28,6	101,9	29,4	274,5	259,5	30,0						
	26.07.04	n.n.	43,7	n.n.	n.n.	26,4	n.n.						
	02.08.04	n.n.	112,0	n.n.	n.n.	347,0	n.n.						
	04.10.04	n.n.	217,0	12,7	n.n.	n.n.	12,1						

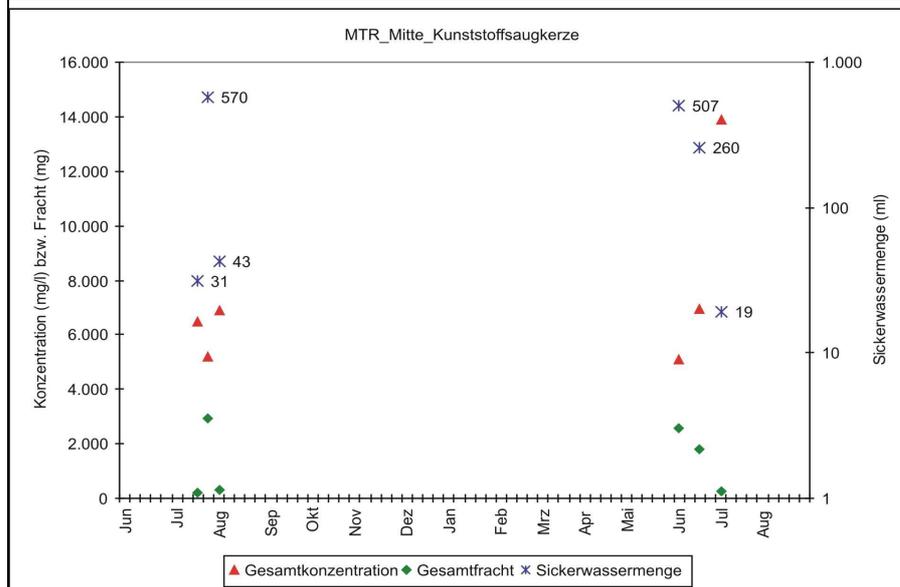
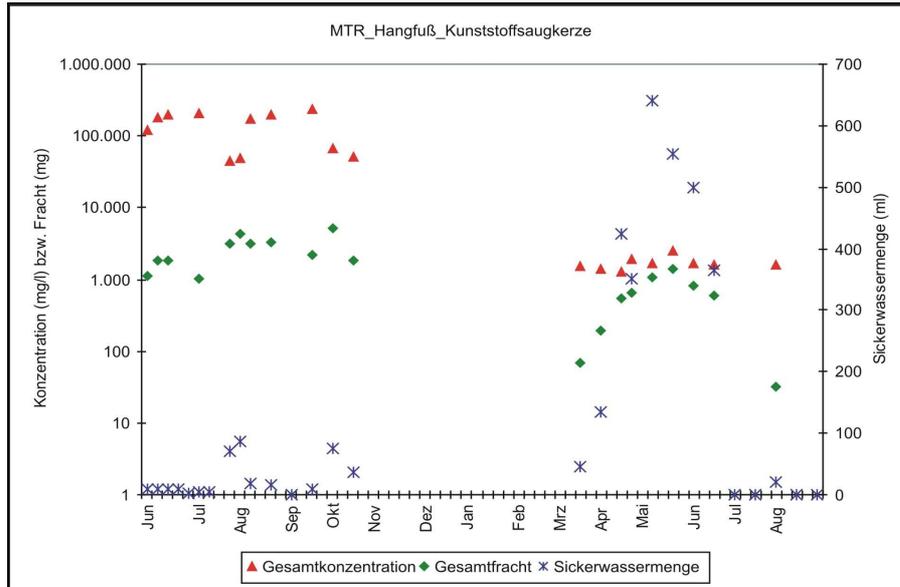
Gegenüberstellung von Konzentrationen bzw. Frachten und Sickerwassermengen (Bischofferode)



Gegenüberstellung von Konzentrationen bzw. Frachten und Sickerwassermengen (Bleicherode)



Gegenüberstellung von Konzentrationen bzw. Frachten und Sickerwassermengen (Menteroda)



**Anlage 6**  
**- Fließgewässer – Konzentrationen und Frachten -**

Stoffkonzentrationen der Bode und ihre Veränderung entlang der Haldenpassage  
(Bischofferode)

		Na	Ca	K	Mg	Cl	SO4	NO3	
		mg/l							
<b>BIS_Bode_vor Halde</b>	2004	Jun							
		Jul	20	250	9	25	33	393	20
		Aug	29	360	10	39	51	632	32
		Sep	20	262	8	24	35	467	35
		Okt	27	348	10	34	44	550	28
		Nov	21	260	8	33	30	421	18
	2005	Dez	17	222	7	29	30	344	22
		Jan	11	194	4	23	21	225	25
		Feb	5	135	2	14	12	68	21
		Mrz	5	148	2	12	12	71	20
		Apr	10	229	10	22	33	177	22
		Mai	8	409	5	18	37	115	21
		Jun	16	274	11	25	40	313	26
		Aug	30	325	11	42	57	682	28
	<b>BIS_Bode_V1</b>	2004	Jun	63	218	24	30	122	362
Jul			82	253	32	22	160	420	38
Aug			115	276	43	32	216	458	22
Sep			143	281	56	36	280	496	27
Okt			78	274	31	35	146	481	29
Nov			101	241	44	35	189	367	24
2005		Dez	100	165	38	28	191	310	28
		Jan	65	741	24	25	135	227	28
		Feb	11	138	4	13	23	69	22
		Mrz	11	135	4	13	23	73	21
		Apr	42	262	21	30	124	236	57
		Mai	21	302	10	20	68	125	24
		Jun	68	304	36	39	274	322	30
		Aug	109	517	55	50	408	n.n.	n.n.
<b>BIS_Bode_V2</b>		2004	Jun						
	Jul								
	Aug		129	333	51	38	165	458	29
	Sep		95	244	37	30	124	373	28
	Okt		150	245	63	37	248	411	6
	Nov		99	223	40	33	182	336	26
	2005	Dez	91	227	35	27	176	291	29
		Jan	49	172	20	22	120	211	29
		Feb	11	134	4	14	22	71	26
		Mrz							
		Apr	23	175	9	19	46	157	25
		Mai	20	311	9	19	66	116	25
		Jun	154	732	74	80	274	432	25
		Aug	95	380	42	44	376	486	n.n.
	<b>BIS_Bode_nach Halde</b>	2004	Jun						
Jul			1.143	418	211	268	3.078	508	29
Aug			2.216	655	414	488	6.021	731	16
Sep			2.146	630	400	483	5.516	623	28
Okt			1.691	619	336	423	3.312	604	24
Nov			1.430	545	268	359	3.759	446	23
2005		Dez	962	198	164	178	2.295	409	n.n.
		Jan	735	382	146	178	1.954	357	30
		Feb	194	185	40	39	394	125	30
		Mrz							
		Apr	438	289	101	109	1.199	318	27
		Mai	285	344	69	95	937	294	211
		Jun	763	386	185	192	2.037	387	33
		Aug	1.598	560	327	340	4.044	674	n.n.
Aug		1.728	668	335	406	4.464	732	n.n.	

Stoffkonzentrationen der Bode und ihre Veränderung entlang der Haldenpassage  
(Bleicherode)

		Na	Ca	K	Mg	Cl	SO4	NO3	
		mg/l							
BL_Bode_vor Halde	2004	Jun							
		Jul	220	300	34	80	624	463	30
		Aug	405	415	45	94	1.060	572	13
		Sep	288	325	48	90	825	449	17
		Okt	265	308	50	83	745	426	38
		Nov	237	360	40	81	555	362	30
	2005	Dez	114	145	20	35	304	185	20
		Jan	139	245	24	50	385	360	36
		Feb	59	168	12	26	147	209	34
		Mrz	74	196	14	27	193	239	30
		Apr	125	282	26	49	338	330	52
		Mai	99	332	26	59	611	295	75
		Jun	171	363	39	64	607	362	27
		Jul	244	433	48	95	809	496	n.n.
Aug	232	329	38	78	707	471	50		
BL_Bode_V1	2004	Jun	420	255	64	129	1.150	405	41
		Jul	407	292	56	125	1.126	428	32
		Aug	494	357	77	158	1.315	464	16
		Sep	472	285	83	147	1.303	427	20
		Okt	467	301	75	131	1.256	445	28
		Nov	332	408	53	132	719	371	23
	2005	Dez	283	222	44	85	770	368	34
		Jan	255	252	41	78	710	393	33
		Feb	142	174	21	42	335	236	36
		Mrz	134	185	21	38	322	223	26
		Apr	217	261	39	71	557	324	30
		Mai	188	323	39	80	667	307	n.n.
		Jun	249	386	49	91	840	365	36
		Jul	533	436	78	157	1.330	523	n.n.
Aug	594	392	83	166	1.458	519	31		

## PAK-Gehalte der Bode

		Bode_vor Halde			Bode_V1			Bode_V2			Bode_nach Halde		
		Napthalin	Acenaphthen	Phenanthren	Napthalin	Acenaphthen	Phenanthren	Napthalin	Acenaphthen	Phenanthren	Napthalin	Acenaphthen	Phenanthren
		ng/l			ng/l			ng/l			ng/l		
BIS	18.05.04				56,9	n.n.	22,51						
	29.06.04				47,3	127,5	30,9						
	26.07.04	n.n.	32,4	n.n.	n.n.	43,1	n.n.				n.n.	21,2	n.n.
	02.08.04	n.n.	158	n.n.	n.n.	225	n.n.				n.n.	249	n.n.
	06.09.04							n.n.	69,9	n.n.	n.n.	64,5	n.n.
	20.09.04	n.n.	498	15,1	n.n.	220	n.n.	n.n.	759	n.n.			
	19.10.04	n.n.	1.930	53,5	n.n.	1.520	48	n.n.	1.880	57	n.n.	1.940	29
BL	17.05.04				43,2	45,6	25,3						
	29.06.04				36,2	111,7	18,2						
	26.07.04	n.n.	17,9	n.n.	n.n.	25,9	n.n.						
	02.08.04	n.n.	147	n.n.	n.n.	109	n.n.						
	20.09.04	n.n.	-	18	n.n.	341	21						
	19.10.04	n.n.	1.390	91,1	n.n.	1510	n.n.						

Durchschnittliche Frachten der Bode in Bischofferode  
(auf Basis der Daten am Tag der Probennahme)

		<b>Bischofferode</b>						
		<b>Na</b>	<b>Ca</b>	<b>Mg</b>	<b>K</b>	<b>Cl</b>	<b>SO4</b>	
		<i>t/d</i>						
<b>BIS_Bode_vor Halde</b>	2004	Jun						
		Jul	0,04	0,56	0,06	0,02	0,06	0,87
		Aug	0,04	0,45	0,05	0,01	0,08	0,78
		Sep	0,03	0,39	0,04	0,01	0,04	0,70
		Okt	0,06	0,80	0,08	0,02	0,08	1,27
		Nov	0,14	2,09	0,27	0,06	0,08	2,04
	2005	Dez	0,07	1,01	0,14	0,03	0,48	1,53
		Jan	0,04	0,77	0,09	0,02	0,05	0,89
		Feb	0,15	3,92	0,40	0,06	0,05	1,97
		Mrz	0,12	3,36	0,27	0,05	0,00	1,62
		Apr	0,07	1,63	0,16	0,06	0,35	1,25
		Mai	0,10	5,24	0,22	0,05	0,30	1,37
		Jun	0,11	2,21	0,15	0,09	0,47	1,60
		Jul	0,05	0,75	0,07	0,02	0,12	1,17
Aug	0,04	0,46	0,06	0,02	0,09	0,96		
<b>BIS_Bode_VI</b>	2004	Jun	0,15	0,60	0,09	0,06	0,28	0,90
		Jul	0,16	0,51	0,04	0,06	0,31	0,83
		Aug	0,14	0,35	0,04	0,05	0,27	0,57
		Sep	0,22	0,43	0,05	0,09	0,43	0,75
		Okt	0,16	0,62	0,08	0,06	0,29	1,10
		Nov	0,49	2,06	0,27	0,21	0,86	1,95
	2005	Dez	0,41	0,62	0,13	0,16	0,78	1,41
		Jan	0,26	2,95	0,10	0,09	0,54	0,90
		Feb	0,32	4,02	0,38	0,12	0,67	2,01
		Mrz	0,24	3,06	0,29	0,09	0,51	1,66
		Apr	0,24	1,62	0,19	0,11	0,61	1,43
		Mai	0,25	3,67	0,24	0,12	0,82	1,47
		Jun	0,37	1,51	0,19	0,20	0,93	1,76
		Jul	0,20	1,00	0,09	0,11	0,74	1,40
Aug	0,15	0,47	0,06	0,06	0,33	0,85		
<b>BIS_Bode_nach Halde</b>	2004	Jun						
		Jul	2,54	0,92	0,60	0,46	6,84	1,12
		Aug	2,81	0,85	0,62	0,52	7,65	0,95
		Sep	2,81	0,83	0,63	0,52	7,21	0,82
		Okt	6,10	2,25	1,62	1,26	10,67	2,18
		Nov	6,78	4,41	1,87	1,29	16,68	2,97
	2005	Dez	4,95	1,34	0,87	0,83	11,49	2,09
		Jan	2,95	1,53	0,71	0,59	7,85	1,43
		Feb	5,64	5,39	1,14	1,16	11,44	3,65
		Mrz	3,87	3,62	0,97	0,85	8,79	2,68
		Apr	3,20	2,09	0,77	0,71	8,51	2,32
		Mai	3,32	4,11	1,13	0,81	11,21	3,50
		Jun	3,19	3,09	1,10	0,81	13,94	2,14
		Jul	2,99	1,05	0,63	0,61	7,56	1,27
Aug	2,41	0,93	0,57	0,47	6,23	1,02		

Durchschnittliche Frachten der Bode in Bleicherode  
(auf Basis der Daten am Tag der Probennahme)

		<b>Bleicherode</b>						
		<b>Na</b>	<b>Ca</b>	<b>Mg</b>	<b>K</b>	<b>Cl</b>	<b>SO4</b>	
		<i>t/d</i>						
<b>BL_Bode_vor Halde</b>	2004	Jun						
		Jul	6,7	9,0	2,4	1,0	19,2	13,8
		Aug	9,6	9,8	2,2	1,0	25,2	13,5
		Sep	5,0	5,6	1,6	0,8	14,3	7,8
		Okt	6,2	7,3	2,0	1,2	17,7	10,1
		Nov	7,0	13,0	2,4	1,3	14,4	10,4
	2005	Dez	4,1	5,4	1,2	0,7	10,9	6,9
		Jan	5,3	9,3	1,9	0,9	14,6	13,7
		Feb	7,9	22,7	3,5	1,6	19,8	28,2
		Mrz	8,2	21,7	3,0	1,6	21,4	26,4
		Apr	11,1	25,1	4,4	2,3	30,2	29,9
		Mai	8,0	27,3	4,9	2,1	49,6	23,8
		Jun	8,4	19,2	3,0	1,9	37,4	18,1
		Jul	5,2	9,4	2,0	1,0	17,0	10,7
	Aug	4,9	6,8	1,6	0,8	15,2	9,7	
<b>BL_Bode_V1</b>	2004	Jun	14,4	8,9	4,4	2,2	39,0	14,1
		Jul	14,1	9,5	4,2	1,9	38,4	14,3
		Aug	11,5	8,2	3,6	1,8	30,3	10,7
		Sep	8,2	4,9	2,5	1,4	22,5	7,4
		Okt	11,0	7,2	3,1	1,8	29,6	10,6
		Nov	9,6	10,2	3,1	1,5	21,9	10,8
	2005	Dez	9,8	7,8	2,9	1,5	26,9	12,8
		Jan	9,7	9,6	3,0	1,6	27,0	15,0
		Feb	19,2	23,5	5,7	2,9	45,1	31,8
		Mrz	14,8	20,5	4,2	2,3	35,6	24,7
		Apr	20,2	23,6	6,4	3,7	50,9	29,5
		Mai	14,9	26,8	6,5	3,1	53,6	24,9
		Jun	11,2	20,5	3,8	2,2	40,1	18,4
		Jul	10,8	9,4	3,4	1,7	28,2	11,3
		Aug	13,0	8,4	3,5	1,8	29,9	10,6