

**Geoökologische Untersuchungen zum sickerwassergetragenen Nähr-  
und Schadstofftransport aus urbanen Böden in aquatische Systeme -  
dargestellt am Beispiel der Stadt Halle (Saale)**

**Dissertation**

zur Erlangung des akademischen Grades

doctor rerum naturalium (Dr. rer. nat.)

vorgelegt der

Mathematisch-Naturwissenschaftlich-Technischen Fakultät  
(mathematisch-naturwissenschaftlicher Bereich)  
der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg

von Herrn Steffen Koch

geb. am.: 31. 08. 1975 in: Halle (Saale)

Gutachter:

1. Prof. Dr. Manfred Frühauf
2. Prof. Dr. Jürgen Heinrich

Die Verteidigung der Dissertation erfolgte am 12. April 2006.

Halle, den 30.09.2005

**urn:nbn:de:gbv:3-000010327**

[<http://nbn-resolving.de/urn/resolver.pl?urn=nbn%3Ade%3Agbv%3A3-000010327>]

## Inhalt

Danksagung	V	
Abbildungsverzeichnis	VI	
Tabellenverzeichnis	VII	
Abkürzungsverzeichnis	IX	
<b>1</b>	<b>Einleitung</b>	<b>1</b>
1.1	Problemstellung	1
1.2	Zielstellung der Untersuchungen	2
<b>2</b>	<b>Grundlagen</b>	<b>4</b>
2.1	Abflussbildung	4
2.2	Sickerwasserfluss	4
2.3	Kennzeichen des Stofftransportes in urbanen Böden	8
2.4	Stadtstrukturtypen	13
<b>3</b>	<b>Methoden und Fehlerdiskussion</b>	<b>15</b>
3.1	Die Untersuchungsgebiete	15
3.1.1	Der Untersuchungsraum Halle (Saale)	15
3.1.2	Auswahlkriterien der Untersuchungsgebiete	16
3.1.3	Standorte an Fließgewässern	18
3.1.3.1	UG1: Holzplatz – Genzmerbrücke / Saale	18
3.1.3.2	UG2: Böllberg / Saale	18
3.1.3.3	UG3: Silberhöhe / Weiße Elster	18
3.1.3.4	UG4: Halle-Süd / Beesener Bach	19
3.1.3.5	UG5: Franzigmark / Morler Bach	19
3.1.4	Standorte an Standgewässern	19
3.1.4.1	UG6: Neustadt – Passendorf / Kirchteich	19
3.1.4.2	UG7: Mötzlich / Kleiner Mötztlicher Einbruchsee (Kleiner „Posthornteich“)	20
3.1.5	UG8: Neue Residenz	21
3.1.6	Zusammenfassender Vergleich	21
3.2	Untersuchte Stoffe	22
3.3	Geländemethoden	24
3.3.1	Klimatologische Standortuntersuchung	24
3.3.2	Probenentnahme in Bodenprofilen	24
3.3.3	Gewinnung von Bodenlösung	24
3.3.4	Ermittlung der Wasserspannung	27
3.3.5	Time-Domain Reflectometry-Sonden	27

3.3.6	Infiltrationsversuche	28
3.3.7	Aufbau der Bodenmessfelder	29
3.4	Labormethoden	30
3.4.1	Wasserprobenaufbereitung	30
3.4.2	Physikalische und physikochemische Parameter	30
3.4.3	Analyse von Schwermetallen und Aluminium	32
3.4.4	Analyse von Alkali-, Erdalkalimetallen und Anionen	33
3.4.5	PAK-Analyse	33
3.5	Statistische Methoden	33
3.6	Fehlerdiskussion	34
3.6.1	Probenentnahme und Witterung	34
3.6.2	Analytik	35
3.6.3	Vergleich der Saugkerzentypen	36
<b>4</b>	<b>Klimabedingungen im Untersuchungszeitraum</b>	<b>38</b>
<b>5</b>	<b>Vegetationskundliche Untersuchungen</b>	<b>40</b>
<b>6</b>	<b>Die Böden der Untersuchungsgebiete</b>	<b>42</b>
6.1	Bodenprofile	42
6.1.1	UG1 (Holzplatz)	42
6.1.2	UG2 (Böllberg)	42
6.1.3	UG3 (Silberhöhe)	42
6.1.4	UG4 (Halle-Süd)	43
6.1.5	UG5 (Franzigmark)	43
6.1.6	UG6 (Neustadt)	43
6.1.7	UG7 (Mötzlich)	43
6.1.8	UG8 (Neue Residenz)	44
6.2	Variabilität der pedologischen Eigenschaften	44
<b>7</b>	<b>Stoffquellen für den Transport mit der Bodenlösung</b>	<b>48</b>
7.1	Trockene und nasse Deposition	48
7.2	Stoffgehalte des Feinbodens	49
7.2.1	Stoffgehalte nach Königswasseraufschluss	49
7.2.2	Stoffgehalte nach Ammoniumnitratenaufschluss	53
7.2.3	Stoffgehalte nach Wasseraufschluss	55
7.2.4	PAK im Feinboden	57
7.2.5	Zusammenfassende Diskussion der Stoffgehalte des Feinbodens	58

<b>8</b>	<b>Stofftransport an den Standorten</b>	<b>60</b>
8.1	Interpolation der Wasserspannungen	60
8.2	Gang der Wasserspannungen	61
8.3	Maßzahlen des Bodenwasserhaushaltes	63
8.3.1	Parameterableitung	63
8.3.2	Feldkapazität und Luftkapazität	64
8.3.3	Sickerwasserraten	65
8.4	Eigenschaften und Stoffkonzentrationen der Bodenlösung	69
8.4.1	Entnahmemenge durch die Saugkerzen	69
8.4.2	Physikochemische Parameter	70
8.4.3	Natrium, Kalium, Magnesium, Calcium, Chlorid und Sulfat	71
8.4.4	Nitrat und ortho-Phosphat	75
8.4.5	Schwermetalle und Aluminium	76
8.4.6	PAK	78
8.5	Stofffrachten des Sickerwassers	80
8.6	Zeitliche Variabilität	84
8.7	Langfristige Veränderungen der „Stoffquelle“ urbaner Boden	85
8.8	Plausibilitätsprüfung	89
8.8.1	Bodenwasserbilanz	89
8.8.2	Tracerversuche	90
8.8.2.1	Grundlagen	90
8.8.2.2	Bromidnachweis mittels Saugkerzen	91
8.8.2.3	Bromid im Feinboden	93
8.9	Zusammenfassender Überblick zum Stofftransport	94
<b>9</b>	<b>Unterschiede des Stofftransportes im Untersuchungsraum</b>	<b>95</b>
9.1	Der Einfluss der Lage zu Immissionsquellen	95
9.2	Der Einfluss der Stadtstrukturtypen	96
9.2.1	Bauschutt-Parameter	96
9.2.2	Nitrat	97
9.2.3	ortho-Phosphat	98
9.2.4	PAK	98
9.3	Weiterführende Betrachtungen und Zusammenfassung	99
<b>10</b>	<b>Auswirkungen des Stofftransportes auf aquatische Systeme</b>	<b>101</b>
10.1	Grundwasser	101
10.2	Standgewässer	103
10.3	Fließgewässer	105

<b>11</b>	<b>Ausblick und Handlungsempfehlungen</b>	<b>108</b>
<b>12</b>	<b>Zusammenfassung</b>	<b>113</b>
	Literaturverzeichnis	A
	Anhang	
A1	Fotodokumentation der Untersuchungsgebiete	
A2	Flächennutzung im Bereich der Untersuchungsgebiete	
A3	Gang von Temperatur und Niederschlag (CD)	
A4	Darstellung der Bodenprofile	
A5	Parameter der Bodenproben (CD)	
A6	Ganglinien der Wasserspannungen	
A7	Wassergehalts-Wasserspannungs-Kurven	
A8	Parameter der Sickerwasserproben (CD)	
A9	Korrelationen der Sickerwasser-Parameter	

## Danksagung

Die vorliegende Arbeit entstand aus dem Forschungsprojekt „Urbane Böden als Belastungsquellen von Nähr- und Schadstoffen für aquatische Systeme (Fließgewässer, Standgewässer, Grundwasser) – dargestellt am Beispiel der Stadt Halle“, das vom Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle (UFZ) finanziert wurde. Dafür sowie für die eingeräumten Nutzungsmöglichkeiten der Laborkapazitäten und die anregenden Diskussionen möchte ich den Mitarbeitern des UFZ danken.

Ein besonderer Dank gilt dem Betreuer und Initiator meiner Dissertation, Herrn Prof. Dr. M. Frühauf. Er regte schon vor einigen Jahren Untersuchungen zur raum-zeitlichen Variabilität von Bodenbelastungen im urbanen Raum an. Während der gesamten Zeit der Anfertigung dieser Arbeit hatte Herr Prof. Dr. M. Frühauf stets ein offenes Ohr für Fragen, gab Hinweise und sorgte nicht nur durch Einwerben von Finanzmitteln für einen reibungslosen Ablauf. Nicht zuletzt verdanke ich seinem Vertrauen meine Einstellung in das Projekt.

Neben Prof. Dr. M. Frühauf hat Dr. M. Sauerwein maßgeblich zum Gelingen der Arbeit beigetragen. Die vielen Parallelen zu seinem Forschungsvorhaben führten zu etlichen Diskussionen, Anregungen und Ideen, die Eingang in meine Arbeit fanden. Dr. Sauerwein übernahm einen Großteil der organisatorischen Aufgaben im genannten gemeinsamen Forschungsprojekt von UFZ und Martin-Luther-Universität Halle. Dadurch konnte ich mich voll auf die wissenschaftliche Tätigkeit konzentrieren.

Weiterhin möchte ich den Mitarbeitern des Instituts für Geographie, die mich bei meinen Arbeiten unterstützt haben und insbesondere Frau Kurze und Frau Schulz für die Messungen in den Laboratorien des Instituts danken.

Ganz besonders danke ich den im Projekt angestellten wissenschaftlichen Hilfskräften. Ohne sie würden die umfangreiche Erhebung von Messwerten im Gelände, die Probenaufbereitung im Labor und viele weitere Aufgaben wahrscheinlich immer noch andauern.

Einen ganz großen Dank schulde ich meiner Familie und vor allem Korinna, die auf meine zeitraubende Arbeit Rücksicht nahmen, Verständnis aufbrachten und mir viele andere Aufgaben abnahmen.

Halle, im September 2005

**Abbildungsverzeichnis**

Abb. 1-1:	Risiken der Stoffbelastung von aquatischen Systemen (verändert nach DBG 1992)	3
Abb. 2-1:	Wasserkreislauf im urbanen Raum	4
Abb. 2-2:	Stadtstrukturtypen in Halle nach SAUERWEIN & FORNAÇON (2002)	14
Abb. 3-1:	Stadtgebiet von Halle mit Lage der Untersuchungsgebiete	17
Abb. 3-2:	Blick auf UG6 1988 (Foto: HOFFMANN 1988)	20
Abb. 3-3:	TDR-Sonden-Installation	28
Abb. 3-4:	Prinzipskizze der Messfeldanordnung	29
Abb. 3-5:	Sammelflaschen im UG3a	34
Abb. 3-6:	Saugkerzenentnahmemengen im Vergleich	36
Abb. 3-7:	Ausgebaute Kunststoffkerze	36
Abb. 4-1:	Niederschlag und tägliche Durchschnittstemperatur (UG3; ab 18.1.2004 UG5)	39
Abb. 5-1:	UG4 Oberhang am 30.7.2003	40
Abb. 6-1:	Verteilung der Gehalte von organischem Kohlenstoff in UG1 (links) und UG6 (rechts)	45
Abb. 6-2:	Entwicklung der Infiltrationsraten	47
Abb. 7-1:	Schwermetallprofil am Oberhang des UG3a	51
Abb. 7-2:	Schwermetallprofil am Unterhang des UG1	51
Abb. 7-3:	PAK-Gehalte im Feinboden	58
Abb. 8-1:	Beispiele angepasster Wasserspannungsganglinien	61
Abb. 8-2:	$\psi_{H\_lateral} / \psi_{H\_vertikal}$ in 30-60cm Bodentiefe am Oberhang des UG2	67
Abb. 8-3:	Profil nahe Messfeld in UG2	68
Abb. 8-4:	Entnahmemenge der Saugkerzen	69
Abb. 8-5:	Nitratkonzentrationen im UG6	76
Abb. 8-6:	Mittlere PAK-Konzentrationen der Glassaugkerzen	79
Abb. 8-7:	Ganglinie der Kaliumkonzentrationen im UG3a	83
Abb. 8-8:	Nitratkonzentrationen im UG3a	84
Abb. 8-9:	ortho-Phosphatkonzentrationen im UG7 (Möztlich)	85
Abb. 8-10:	Bromidmengen am Oberhang des UG3a	92
Abb. 8-11:	Bromidmengen am Oberhang des UG4	92
Abb. 8-12:	Bromid im Feinboden in UG3a je m <sup>2</sup>	93
Abb. 8-13:	Bromid im Feinboden in UG4 je m <sup>2</sup>	93
Abb. 9-1:	Dendrogramm der Clusteranalyse anhand königswasserlöslicher Pb- und Cu-Mengen im (obersten) Ah-Horizont	95
Abb. 9-2:	Dendrogramm der Clusterung der Stofffrachten anhand von „Bauschuttparametern“	96
Abb. 9-3:	Dendrogramm der Clusterung der Stofffrachten anhand von Nitrat	97
Abb. 9-4:	Dendrogramm der Clusterung der Stofffrachten anhand von ortho-Phosphat	98
Abb. 9-5:	$\Sigma$ PAK im Feinboden UG3a Oberhang	98
Abb. 9-6:	$\Sigma$ PAK im Feinboden UG3b Oberhang	98
Abb. 10-1:	Gang der elektrischen Leitfähigkeit im UG7	104
Abb. 10-2:	Gang der Sauerstoffsättigung in den untersuchten Standgewässern	105
Abb. 11-1:	Revitalisierter Bereich des Beesener Bachs	110
Abb. 11-2:	Freiflächen am Ende der 2. Vegetationsperiode nach dem Plattenbau-Abbruch in Halle	112

## Tabellenverzeichnis

Tab. 3-1:	Klimadaten-Jahresmittelwerte der Station Halle Kröllwitz 1961-90 (nach WENDLING 2001)	16
Tab. 3-2:	Lage und morphologische Eigenschaften der Messfelder	21
Tab. 3-3:	Untersuchte Stoffe	22
Tab. 3-4:	Parameter des Saugkerzenspülwassers	35
Tab. 3-5:	Mittlere prozentuale Abweichungen von Proben unterschiedlicher Standzeit	36
Tab. 3-6:	Vergleich der Datenreihen unterschiedlicher Saugkerzentypen	37
Tab. 4-1:	Klimaparameter im Untersuchungszeitraum an den Messfeldern	38
Tab. 4-2:	Niederschlagssummen (mm) im Untersuchungszeitraum in Halle	39
Tab. 6-1:	Statistische Kennzahlen wesentlicher pedologischer Eigenschaften	44
Tab. 6-2:	Infiltrationsraten in mm/h	46
Tab. 7-1:	Depositionsmengen (kg/ha*a) 2001 nach LAU (2002)	48
Tab. 7-2:	Eigene Depositionsmessungen	49
Tab. 7-3:	Statistische Parameter der Stoffgehalte nach Königwasseraufschluss	49
Tab. 7-4:	Schwermetallgehalte (mg/kg) hallescher Auenböden (nach FRÜHAUF & WINDE 1998)	50
Tab. 7-5:	Spearman-Korrelationen zwischen Gesamtgehalten und pedologischen Eigenschaften	52
Tab. 7-6:	Statistische Parameter der NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub> -Gehalte und des Verhältnisses NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub> -Gehalt zu Gesamtgehalt	53
Tab. 7-7:	Spearman-Korrelationen der Stoffgehalte (mg/kg) im NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub> -Aufschluss und des Anteils (%) der NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub> -Gehalte vom Gesamtgehalt	54
Tab. 7-8:	Statistische Parameter der Stoffgehalte nach Wasseraufschluss	55
Tab. 7-9:	Spearman-Korrelationen der Stoffgehalte (mg/kg) im H <sub>2</sub> O-Aufschluss und des Anteils (%) der wasserlöslichen Gehalte vom Gesamtgehalt	56
Tab. 8-1:	Mediane der prozentualen Tensiometerabweichung	60
Tab. 8-2:	Gesättigte Wasserleitfähigkeiten in mm/d	64
Tab. 8-3:	Porenvolumen (PV), Feldkapazität (FK), nutzbare Feldkapazität (nFK) & Luftkapazität (LK) in %	64
Tab. 8-4:	Spearman-Korrelationen von nutzbarer Feldkapazität und Luftkapazität	65
Tab. 8-5:	Sickerwasserraten (in mm) der Untersuchungsgebiete nach hydrologischen Halbjahren	66
Tab. 8-6:	Statistische Parameter der physikochemischen Eigenschaften der Bodenlösung (Mediane der Messreihen) im Stadtgebiet (ausschließlich UG3b-Auwald)	70
Tab. 8-7:	Statistische Parameter der Konzentrationen der Bodenlösung (Mediane der Messreihen) im Stadtgebiet (ausschließlich UG3b-Auwald)	72
Tab. 8-8:	Güteeinstufung der Bodensickerwässer	74
Tab. 8-9:	Spearman-Korrelationen mittlerer Stoffkonzentrationen und -gehalte des Feinbodens des „Saugkerzenhorizontes“ / des obersten Profildezimeters	74
Tab. 8-10:	Statistische Parameter der Schwermetall- und Aluminiumkonzentrationen der Bodenlösung (Mediane der Messreihen) im Stadtgebiet (ausschließlich UG3b-Auwald)	77
Tab. 8-11:	Spearman-Korrelationen mittlerer Schwermetall- und Aluminiumkonzentrationen und Parameter des Feinbodens im „Saugkerzenhorizont“ / im obersten Profildezimeter	77
Tab. 8-12:	Statistische Parameter ausgewählter PAK-Konzentrationen der Bodenlösung (Mediane der Messreihen) im Stadtgebiet (ausschließlich UG3b-Auwald)	78
Tab. 8-13:	Stofffrachten in den Untersuchungsgebieten (mg/m <sup>2</sup> *a)	81
Tab. 8-14:	Vergleich von Stoffmengen im Feinboden (g/m <sup>2</sup> ), Stofffrachten (g/m <sup>2</sup> *a) und Depositionsmengen (g/m <sup>2</sup> *a)	86
Tab. 8-15:	Bodenwasserbilanzen und Sickerwasserraten (l/m <sup>2</sup> *a)	90

## Tabellenverzeichnis

---

Tab. 9-1:	Mittlere Konzentrationen (ng/l) der $\Sigma$ PAK an Oberhängen der Untersuchungsgebiete	99
Tab. 9-2:	Spearman-Korrelationen mit dem Flächenalter	100
Tab. 10-1:	Parameterdifferenzen von urban-beeinflussten und unbeeinflussten Grundwasserpegeln (nach KOCH et al. 2004)	102
Tab. 10-2:	Stoffeintrag (kg/a) ins oberflächennahe Grundwasser	103
Tab. 10-3:	Parametermittelwerte der untersuchten Standgewässer	104
Tab. 10-4:	Stoffkonzentrationen in Fließgewässern (O <sub>2</sub> : Perzentil 0,1; Rest: Perzentil 0,9; Schwermetalle in µg/l; Rest in mg/l) und Gewässergüteklassen (verändert nach KOCH et al. 2005)	106
Tab. 10-5:	Stoffeinträge in die Saale im halleschen Stadtgebiet im hydrologischen Jahr 2003	107

**Abkürzungsverzeichnis**

Abb.	Abbildung
Tab.	Tabelle
Kap.	Kapitel
UG	Untersuchungsgebiet
Gl.	Gleichung
bzw.	beziehungsweise
i.d.R.	in der Regel
vgl.	vergleiche
z.B.	zum Beispiel
z.T.	zum Teil
d.h.	das heißt
ca.	circa
ggf.	gegebenenfalls
ges.	gesamt
Kfz	Kraftfahrzeug
Str.	Straße
Fa.	Firma
Oh	Oberhang
Mh	Mittelhang
Uh	Unterhang
G30	Glassaugkerze in 30cm Tiefe
K20	Kunststoffsaugkerze in 20cm Tiefe
K30	Kunststoffsaugkerze in 30cm Tiefe
K60	Kunststoffsaugkerze in 60cm Tiefe
K80	Kunststoffsaugkerze in 80cm Tiefe
Jan.	Januar
Feb.	Februar
Aug.	August
Sept.	September
Nov.	November
Dez.	Dezember
MW	Mittelwasserstand
WG	Wassergehalt
pF	dekadischer Logarithmus der Wasserspannung
$\Psi_H$	Gesamtpotenzial / hydraulisches Potenzial
$\Psi_G$	Gravitationspotenzial
$\Psi_M$	Matrixpotenzial
q	Fluss (cm/d)
k	hydraulische Leitfähigkeit (cm/d)
$k_f$	gesättigte Wasserleitfähigkeit (cm/d)
$k_u$	ungesättigte Wasserleitfähigkeit (cm/d)
z	Tiefe / Fließstrecke (cm)
$\theta_r$	Restwassergehalt in geschlossenen Poren
$\theta_s$	Wasservolumenanteil bei effektiver Sättigung
$\alpha$	Parameter (cm <sup>-1</sup> ) der van Genuchten Gleichung
m	Parameter der van Genuchten Gleichung
n'	Parameter der van Genuchten Gleichung
l	Parameter der van Genuchten Gleichung
TDR	Time-Domain Reflectometry
AAS	Atom-Absorptions-Spektrometer

## Abkürzungsverzeichnis

---

IC	Ionen Chromatograph
HPLC	High Performance Liquid Chromatography
C	Bodenhorizont-mineralischer Untergrundhorizont
Ah	Bodenhorizont-mineralischer Oberbodenhorizont, mit bis zu 30 Masse-% akkumuliertem Humus
jAh	anthropogen umgelagerter Ah-Horizont
fAh	fossiler Ah unter Aufschüttungen
Ap	Bodenhorizont-mineralischer Oberbodenhorizont, gepflügt
ICc	lockerer, grabbarer C-Horizont, carbonathaltig
yIC	anthropogen umgelagertes, lockeres künstliches Substrat
Gew.-%	Gewichtsprozent
TA Luft	Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft
VDLUFA	Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten
NN	Höhenangabe; Normal-Null
n.n.	nicht nachweisbar
DWD	Deutscher Wetterdienst
ETa	aktuelle Evapotranspiration
Eh	Redoxpotenzial
SSI	Sauerstoffsättigungsindex
KH	Carbonathärte
E	Elektrische Leitfähigkeit
r	Korrelationskoeffizient
p	Signifikanzniveau
n	Werte-Anzahl
DOM	dissolved organic Material
C <sub>org</sub>	organischer Kohlenstoff
C	Kohlenstoff
pK-Wert	negativer dekadischer Logarithmus der Dissoziationskonstante einer schwachen Säure
PV	Porenvolumen
LK	Luftkapazität
FK	Feldkapazität
nFK	nutzbare Feldkapazität
PAK	polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
HCl	Salzsäure
HNO <sub>3</sub>	Salpetersäure
KW	Königswasser
NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub>	Ammoniumnitrat
KCl	Kaliumchlorid
H <sub>2</sub> O	Wasser
H <sup>+</sup>	Wasserstoff-Ion
O <sub>2</sub>	Sauerstoff
Al	Aluminium
Fe	Eisen
Mn	Mangan
Mn <sup>2+</sup>	ManganII-Ion
Mn <sup>4+</sup>	ManganIV-Ion
Ni	Nickel
Co	Cobalt
Pb	Blei
Cu	Kupfer
Cd	Cadmium
Zn	Zink
Cr	Chrom
Hg	Quecksilber

## Abkürzungsverzeichnis

---

$\text{CO}_3^{2-}$	Carbonation
$\text{HCO}_3^-$	Hydrogencarbonation
$\text{SO}_2$	Schwefeldioxid
$\text{SO}_4$	Sulfatgruppe
$\text{SO}_4\text{-S}$	Sulfat-Schwefel
$\text{SO}_4^{2-}$	Sulfation
Br	Bromid
N	Stickstoff
$\text{NO}_3$	Nitratgruppe
$\text{NO}_3\text{-N}$	Nitrat-Stickstoff
$\text{NH}_4^+$	Ammonium-Ion
P	Phosphor
o- $\text{PO}_4$	ortho-Phosphat
o- $\text{PO}_4\text{-P}$	ortho-Phosphat-Phosphor
Na	Natrium
$\text{Na}^+$	Natrium-Ion
$\text{Li}^+$	Lithium-Ion
K	Kalium
$\text{K}^+$	Kalium-Ion
Mg	Magnesium
$\text{Mg}^{2+}$	Magnesium-Ion
Ca	Calcium
$\text{Ca}^{2+}$	Calcium-Ion
Cl	Chlorid
$\text{Cl}^-$	Chlorid-Ion

# 1 Einleitung

## 1.1 Problemstellung

Die Entwicklung urbaner Räume beeinflusst und modifiziert seit jeher die Komponenten der Landschaft. Es erfolgt eine Überformung der Morphologie sowie eine Veränderung der natürlichen Stoffkreisläufe. In Deutschland betrug die Siedlungs- und Verkehrsfläche Ende 2002 4,48 Mio. ha (12,5% der Katasterfläche). Davon entfielen 2,74 Mio. ha auf Siedlungsflächen (UBA 2004). Selbst bei schwacher konjunktureller Lage beziffert das UBA (2004) die tägliche Flächeninanspruchnahme auf mindestens 100ha. Dabei sind ca. 90% auf das Wachstum der Siedlungen zurückzuführen. Eine Trendwende ist trotz des prognostizierten Bevölkerungsrückganges in Deutschland noch nicht in Sicht. Mit Hinblick auf den steigenden Anspruch an Wohnfläche und die Bevölkerungsentwicklung insbesondere in den Entwicklungsländern ist die Problematik von globaler Bedeutung.

Die Flächeninanspruchnahme wirkt sich zumeist negativ auf die Bodenfunktionen aus. Urbane Böden sind durch Abgrabungen, Aufschüttungen, Durchmischungen und Terrassierungen geprägt. Bis heute werden große Mengen Bodenaushub, Bauschutt und Straßenaufbruch wiederverwertet, bleiben auf Brachflächen zurück und gelangen in die urbanen Böden (BÄDJER 2000). Diese technogenen Substrate beinhalten oftmals hohe Schadstoffgehalte und besitzen spezifische Merkmale. Neben der maßgeblichen Veränderung der physikochemischen Eigenschaften können urbanen Böden schon während ihrer Entstehung durch Aufschüttung und Vermischung erhebliche (Schad-) Stoffmengen zugeführt werden. Durch die Lage in der Stadt sind die Böden vielfachen Immissionen ausgesetzt. Gezielte Stoffeinträge kommen durch die unterschiedlichsten Arten der Flächennutzung hinzu. Mit zunehmender Dauer des urbanen Einflusses wirken diese Prozesse entsprechend lang und können in unterschiedlicher Intensität sowie mit verschiedenen stofflichen Belastungen wiederholt werden. Letztendlich sind die Eigenschaften der urbanen Böden in vertikaler und horizontaler Richtung i.d.R. sehr heterogen.

Zahlreiche Arbeiten und Forschungsvorhaben beschäftigen sich mit den Auswirkungen des urbanen Raums auf Böden (u.a. WOLFF 1993, HILLER 1995, HOLLAND 1996, MEUSER 1996, PLUQUET & LENZ 1997, BLUME & SCHLEUß 1997, RENGER & MEKIFFER 1998, BLUME 1998, BÄDJER 2000, NORRA 2001, LINDE et al. 2001, BURGHARDT 2002, MANTA et al. 2002, MADRID et al. 2002, KAHLE 2003, SAUERWEIN 1998, 2004, BECCALONI et al. 2004, FOWLER et al. 2004, CHEN et al. 2005, BIASIOLI et al. 2005), Oberflächengewässer (u.a. SCHUHMACHER & THIESMEIER 1991, WINDE 1996, VEST 1999, ALBRECHT et al. 2002, HECKNER 2003, WAKEHAM et al. 2004, KOCH et al. 2004, VAN METRE & MAHLER 2005) und das urbane Grundwasser (u.a. WILKINSON 1994, MALECKI 1997, CHILTON 1997, 1999, TRAUTH 1998, LAUER et al. 1998, DUTOVA et al. 1999, NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG 1999, HOWARD & LIVINGSTONE 2000, ZHANG et al. 2001, BUKOWSKI 2003, KOCH et al. 2002, 2004, WEITZEL 2005, WAKIDA & LERNER 2005). Die urbanen Böden werden vielfach nur als Senke der stofflichen Belastung betrachtet und vorrangig in Bezug auf sensible Nutzungen wie Kleingärten und Spielplätze untersucht. Über Ausgasungen, Verwehungen, den Oberflächenabfluss und den sickerwassergetragenen Transport können Böden zu Stoffquellen werden. Diese Emissionen können über Fließgewässer und das Grundwasser aus der Stadt heraus transportiert werden und zu einer Fernwirkung führen oder in Standgewässern akkumuliert werden. Im Gegensatz zu Punktquellen oder spezifischen Nutzungen mit Schadwirkung auf die Landschaftskomponenten sind insbesondere urbane Böden als Stoffquelle nur schwer erfassbar. Einschätzungen ihres Gefahrenpotenzials liegen zumeist physikochemische Eigenschaften und Stoffgehalte der Festsubstanz oder die Auswirkung der Belastung im Oberflächengewässer bzw. im Grundwasser zugrunde. Unklar bleibt dabei, inwieweit die Zusammenhänge der anthropogenen, biologischen, klimatologischen und pedologischen Dynamik sowie zeitliche Einflussfaktoren Berücksichtigung finden und sich in einer Belastungsdifferenzierung innerhalb der Stadt niederschlagen. Im Zuge der Diskussion über zukunftsfähige Leitbilder der Stadtentwicklung (MOSER

& BREUSTE 2000, WERHEIT 2002, HEILAND 2005) - die kompakte Stadt bremst den Flächenverbrauch und verkürzt Transportwege (Emissionsreduzierung); eine lockerere Bebauung bietet Platz für Grünflächen (höhere Lebensqualität, stadtklimatische Auswirkungen) - ist es erforderlich, urbane Böden als Stoffquelle quantifizieren zu können. Ebenso erfordert die Umsetzung der Ziele der Wasserrahmenrichtlinie (EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT 2000), der Bundesbodenschutzverordnung (BBODSCHV 1999) sowie stadtplanerischer Maßnahmen vor allem im Zusammenhang mit der Flächenver- und -entsiegelung eine möglichst umfassende Kenntnis über alle Transportpfade und deren Anteil an der Gesamtbelastung (WERNER & WODSAK 1994, UBA 1998).

Die größte Unbekannte innerhalb der Austragspfade aus urbanen Böden ist der sickerwassergetragene Stofftransport, da dieser im nicht vollversiegelten Bereich allgegenwärtig ist, nicht zwangsläufig das oberflächliche Erscheinungsbild des urbanen Bodens verändert und messtechnisch schwer erfassbar ist. Selbst geringe Stoffmengen können durch Austauschprozesse oder ihre geringe Affinität zu den Bodenbestandteilen mit dem Bodensickerwasser schnell oder über einen langen Zeitraum hinweg ausgetragen werden. Die Zusammensetzung des Bodensickerwassers ergibt sich damit aus rezenten und historischen Einträgen. Es können demzufolge auch Stoffe in relevantem Umfang transportiert werden, die aufgrund der aktuellen Standortsituation nicht als Problemstoff anzusehen wären. Der sickerwassergetragene Stoffaustrag wird in den meisten Untersuchungen höchstens festgestellt, aber nicht quantifiziert. Dies ist nicht zuletzt der wesentlich höheren Komplexität der Belastungspfade in und aus städtischen Ökosystemen gegenüber dem ländlichen Raum geschuldet (LERNER 1997, 2002).

## 1.2 Zielstellung der Untersuchungen

Ausgehend vom Informationsdefizit über den Stofftransport aus urbanen Böden verfolgt die vorliegende Arbeit in erster Linie das Ziel, diesen Stofftransport anhand von Analysen des Bodenwasserhaushaltes raum- und zeitdifferenziert quantitativ sowie qualitativ darzustellen und zu bewerten. Anhand von Stadtstrukturtypen, d.h. in sich homogenen Raumtypen, die sich untereinander durch verschiedene Raummerkmale differenzieren lassen (BREUSTE et al. 2001), können die Unterschiede innerhalb der Stadt Halle hinsichtlich der zeitlichen Entwicklung und der Nutzung beschrieben werden (SAUERWEIN & FORNAÇON 2002, SAUERWEIN 2004). Die Anlage mehrerer Bodenmessfelder in unversiegelten Bereichen sollte diese unterschiedlichen Standorteigenschaften widerspiegeln. Um die Variabilität des Stofftransportes im Jahresverlauf, aber auch in witterungsbedingt verschiedenen Jahren zu erfassen, mussten die Untersuchungen an den Messfeldern mehrere Jahre andauern.

Die Beprobung an mehreren Stellen von Hangflächen sollte zu einer Abschätzung vertikaler und lateraler Stoffverlagerungen führen. Damit sind Aussagen auf Kleineinzugsgebietsebene (Einzugsgebiet des Unterhanges) sowie bezüglich verschiedener Transportpfade möglich. Insbesondere der Austrag eutrophierend wirkender Nährstoffe wie Phosphor über das Hangzugwasser (Zwischenabfluss) ist bisher kaum abschätzbar (SCHACHTSCHABEL et al. 1998, MCDOWELL et al. 2002). Darüber hinaus soll die Analyse von Stoffen mit unterschiedlichen Mobilitätseigenschaften die Suche nach Indikatoren stadtstrukturell bedingter Belastungsunterschiede und deren Steuerfaktoren erleichtern. Zusammenfassend ergibt sich folgender Fragenkomplex:

- Welche Rolle spielen die mobilitätssteuernden Faktoren natürlicher Böden?
- Kommen andere Steuergrößen hinzu?
- Inwieweit besitzen urbane Böden eine Filterfunktion gegenüber verschiedenen Stoffen?
- Gibt es Stadtstrukturtypen mit einem markanten Belastungspotenzial oder sogar Tracerstoffe in der Bodenlösung?

- Welche Wichtung besteht zwischen (anthropogener) Entstehung, Nutzung, Lage innerhalb der Stadt bzw. Nähe zu Emittenten und atmosphären Eintragungspfaden hinsichtlich der Stoffverlagerung aus den urbanen Böden?
- Gibt es überhaupt relevante Unterschiede innerhalb der Stadt?
- Wie hoch ist der Stoffeintrag in die aquatischen Systeme sowohl zeit- als auch raumdifferenziert?
- Welche unterschiedlichen Auswirkungen ergeben sich durch Akkumulation und Ferntransport bei Stand- und Fließgewässern?
- Wie verändert sich die „Stoffquelle“ urbaner Boden kurz- und mittelfristig?
- Wie kann der sickerwassergetragene Stofftransport ggf. minimiert werden?

Das Erkennen der Notwendigkeit einer Reduktion des Stofftransportes setzt eine Risikoanalyse (Abb. 1-1) voraus. Nach UBA (1989) sind dafür vor allem der Sickerwasseranfall, die Tendenz lateraler Flüsse sowie die Sorptionsfähigkeit entscheidende Kriterien. Aufbauend auf einer Einschätzung des Risikos der Belastung aquatischer Systeme durch urbane Böden können Handlungsempfehlungen für die Flächennutzung und den Umgang mit den urbanen Böden gegeben werden.

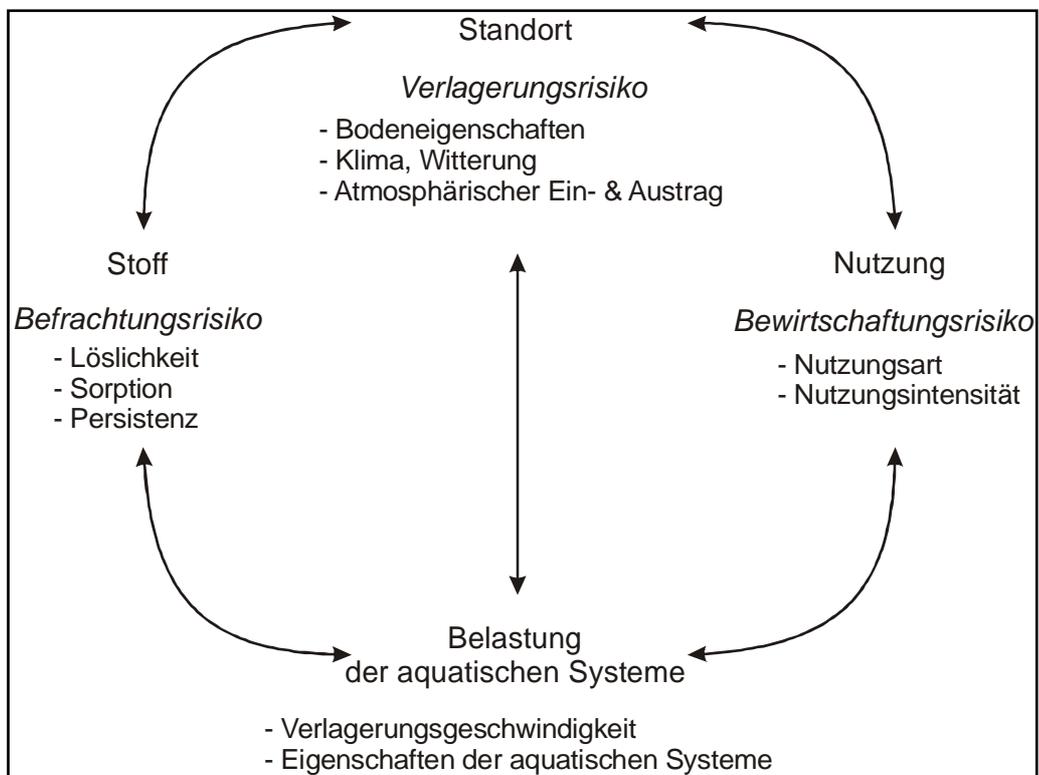


Abb. 1-1: Risiken der Stoffbelastung von aquatischen Systemen (verändert nach DBG 1992)

## 2 Grundlagen

### 2.1 Abflussbildung

Die Sickerwassermenge ergibt sich aus den Komponenten des Wasserhaushalts eines Gebietes. Abb. 2-1 zeigt die wesentlichsten relevanten Komponenten im urbanen Raum. Der Stoffaustrag im wasserungesättigten Bereich kann mit dem Interflow (Zwischenabfluss, Hangzugwasser) und dem Wasser, das dem Grundwasserkörper zufließt, erfolgen. Der Interflow ist nach RINGE (1989) das Wasser, das sich im Bodenbereich über der Grundwasseroberfläche seitlich ausbreitet und gegebenenfalls in den Vorfluter gelangt. Zu berücksichtigen ist der kapillare Aufstieg.

Das Sickerwasser trägt demzufolge direkt zur Speisung der Oberflächengewässer und zur Grundwasserneubildung bei. Wie stark die einzelnen Komponenten an der Abflussbildung beteiligt sind, hängt von den klimatischen, geomorphologischen, geologischen, hydrogeologischen, pedologischen Verhältnissen sowie der Flächennutzung des Standortes ab. Besonders im städtischen Raum kommen anthropogene Einflussgrößen wie z.B. Versiegelung, Wasserimport, Wasserverbrauch und Brauchwasserabgabe über das Kanalnetz aber auch Wärmeemissionen hinzu. Detaillierte Betrachtungen des städtischen Klimas und Wasserhaushaltes sind bei FEZER (1995), SUKOPP & WITTIG (1998) oder HELBIG et al. (1999) zu finden.

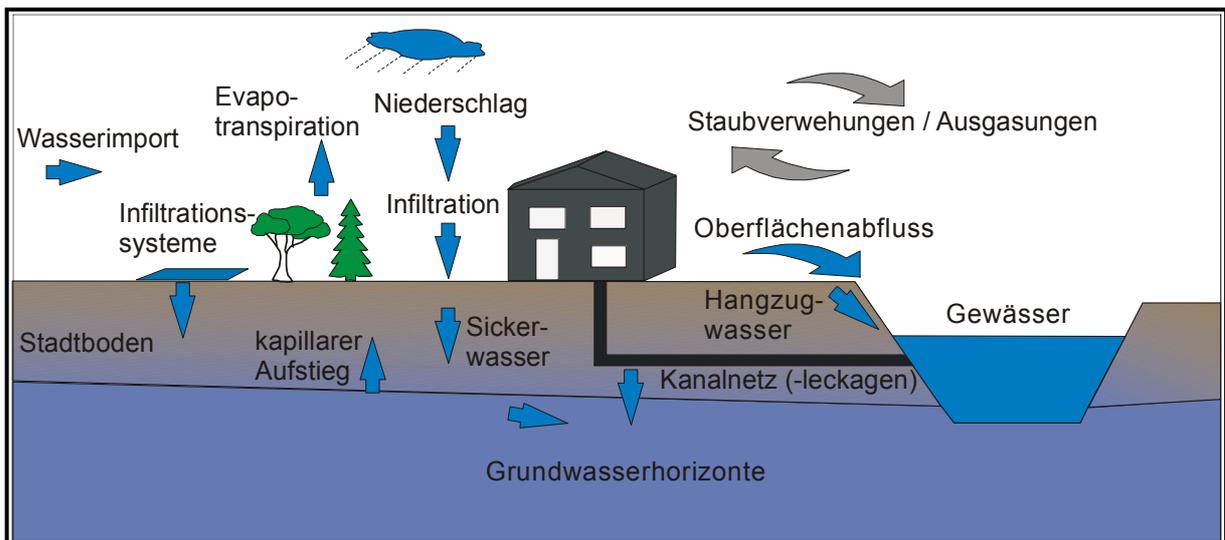


Abb. 2-1: Wasserkreislauf im urbanen Raum

### 2.2 Sickerwasserfluss

Der Sickerwasserfluss findet in den Poren des Bodens statt. Nach DIN (1999) ist das Wasser in Poren mit einem Durchmesser kleiner  $10\mu\text{m}$  dem Sickerwasser zuzuordnen. Im kleineren Porenbereich spricht man von Haftwasser. Je nach Porengröße kann das Wasser gegen die Erdanziehungskraft gehalten werden. Die Bindung des Wassers im ungesättigten Bereich wird als Wasserspannung bezeichnet und in hPa gemessen. Häufig wird die Wasserspannung logarithmiert, so dass man den pF-Wert ( $p$ =potenzialnötige Kraft, das Wasser zu bewegen;  $F$ =freie Energie) erhält. Zwischen pF-Wert 1,8 und 4,2 spricht man von der nutzbaren Feldkapazität. Sie entspricht den Porengrößen von  $50\text{-}0,2\mu\text{m}$ . Es wird davon ausgegangen, dass das darin enthaltene Wasser den Pflanzen zur Verfügung steht. Das Wasser, das sich bei höheren pF-Werten noch im Boden befindet, wird dem Totwasser zugeordnet. Das Porenvolumen, das bei pF-Werten kleiner 1,8 bis zur Sättigung wassergefüllt ist, ist als Luftkapazität definiert. Sie entspricht dem Porenraum, der nach 1-2 Tagen der Sättigung nicht mehr wassergefüllt ist.

Der Sickerwasserfluss im Boden wird durch einen Potenzialgradienten ausgelöst und maßgeblich durch die Wasserleitfähigkeit in seiner Höhe bestimmt. Der Potenzialgradient ergibt sich aus der Höhe der Eva-

potranspiration, den wechselnden Bodeneigenschaften im Raum und der Gravitationskraft. Die wesentlichsten Bestandteile des Gesamtpotenzials eines bestimmten Ortes im Bodenkörper sind das Gravitations- und das Matrixpotenzial.

$$\Psi_H = \Psi_M + \Psi_G \quad \text{Gl. 1}$$

$\Psi_H$  Gesamtpotenzial / hydraulisches Potenzial

$\Psi_G$  Gravitationspotenzial

$\Psi_M$  Matrixpotenzial

Bei hohen Salzgehalten spielt auch das osmotische Potenzial eine Rolle. Der Wassergehalt des Bodens ist bei gleicher Wasserspannung umso größer, je geringer die Salzkonzentration ist. Bei höherer Natriumbelegung der Austauscheroberflächen an Tonmineralen ist ein höherer Quellungsdruck gegeben und die Abstände zwischen den Tonteilchen nehmen ab (HORN 1992).

Differenzen des hydraulischen Potenzials innerhalb des Bodenkörpers lösen Ausgleichsbewegungen aus. Unter der Annahme gleichförmiger Bewegung können sie mit der Darcy-Gleichung beschrieben werden:

$$q = -k(\Psi_M) \frac{\partial \Psi_H}{\partial z} = -k(\Psi_M) \frac{\partial \Psi_M}{\partial z} - k(\Psi_M) \quad \text{Gl. 2}$$

q Fluss (cm/d)

k hydraulische Leitfähigkeit (cm/d)

z Tiefe / Fließstrecke (cm)

Durch Verknüpfung von Gleichung 2 mit der Kontinuitätsgleichung (Gl. 3) können Wassergehaltsänderungen in Abhängigkeit von der Zeit für jede Tiefe berechnet werden. Gleichung 3 gilt unter Hinzunahme der Koordinaten x und/oder y auch für den zwei- und/oder dreidimensionalen Fall.

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} + \frac{\partial q}{\partial z} = 0 \quad \text{Gl. 3}$$

$\theta$  Wasservolumenanteil (cm<sup>3</sup>/cm<sup>3</sup>)

t Zeit (d)

Das Matrixpotenzial ist mit Tensiometern in situ relativ einfach zu bestimmen. Der aktuelle Wassergehalt kann z.B. mittels Time-Domain Reflectometry gemessen oder auf der Grundlage ermittelter Matrixpotenziale berechnet werden. Vergleichende Untersuchungen (HENNING & MÜLLER 1997, BOHNE et al. 2000, WAGNER et al. 2001, CORNELIS et al. 2001) empfehlen für die Berechnung die von VAN GENUCHTEN (1980) entwickelte Gleichung (Gl. 4). Sie hat sich allgemein in der Literatur durchgesetzt (SCHUHMAN 2002).

$$\theta(\Psi_M) = \theta_r + \frac{\theta_s - \theta_r}{(1 + (\alpha |\Psi_M|)^{n'})^m} \quad \text{Gl. 4}$$

$\theta_r$  Wasservolumenanteil bei  $d\theta/d\psi=0$  (Restwassergehalt in geschlossenen Poren)

$\theta_s$  Wasservolumenanteil bei effektiver Sättigung

$\alpha$  Parameter (cm<sup>-1</sup>)

$n', m$  Parameter, Restriktion:  $m=1-1/n'$

Die Parameter  $\theta_s$ ,  $\theta_r$ ,  $\alpha$ ,  $n'$  der Gleichung 4 können durch verschiedene Pedotransferfunktionen (VERECKEN et al. 1989, SCHEINOST 1995, WÖSTEN et al. 1988, 1997, 1999, WAGNER et al. 2001) anhand der Korngrößenverteilung, der Lagerungsdichte und dem Gehalt an organischer Substanz ermittelt werden. Da Pedotransferfunktionen oft auf der Grundlage einiger weniger Böden unter bestimmten Klimabedingungen aufgestellt wurden oder beim Zugrundelegen verschiedenster Böden ein erhöhtes Fehlerpotenzial aufwei-

sen (WÖSTEN et al. 2001, NEMES et al. 2003) und die Landnutzung Einfluss auf die relevanten Parameter nehmen kann (SONNEVELD et al. 2003), sollten die Daten mit bestehenden Literaturangaben und Tabellenwerken (HENDRICKX 1990, BOHNE et al. 1993, DIN 1999, BGR 2004, AD-HOC-AG BODEN 2005) auf Plausibilität geprüft und mindestens durch episodische Wassergehaltsbestimmungen bei bekanntem Matrixpotenzial angepasst werden (MUALEM & DOGAN 1976, WEGEHENKEL 1998).

Die ermittelte Wassergehalts-Wasserspannungs (pF-WG-)Beziehung ist aufgrund der Hysterese als mittlerer Wert zwischen Bewässerungs- und Entwässerungskurve zu verstehen. Ursächlich für diese Hysterese sind unter anderem Luftinklusionen, die nicht vom Sickerwasser bei der Befeuchtung verdrängt werden können (JAYNES 1990). Des Weiteren bewegt sich das Wasser unter Infiltrationsbedingungen im Gegensatz zur Entwässerung bevorzugt in Poren größeren Durchmessers. Außerdem kann die Tortuosität infolge unterschiedlicher Struktur und Porenverbindung zwischen beiden Prozessen variieren. Die Benetzbarkeit des Bodens spielt ebenso eine Rolle. Die beschriebene Hysterese ist allerdings kein zwingendes Charakteristikum von Böden (TOKUNAGA et al. 2004).

Neben der pF-WG-Beziehung ist die Wasserleitfähigkeit für die Bestimmung des Sickerwasserflusses notwendig. Die gesättigte Wasserleitfähigkeit ist von der Größe, Form und Kontinuität der Poren sowie vom Bodengefüge abhängig. Für die ungesättigte Wasserleitfähigkeit ist der durchflossene Querschnitt von entscheidender Bedeutung. Sie kann in situ oder im Labor ermittelt werden. Aus Kosten- und Zeitgründen ist die semi-quantitative Berechnung über analytische Lösungswege am populärsten (STEPHENS 1994, WÖSTEN et al. 2001, HÖPFNER et al. 2003). Dabei findet zumeist die von *Mualem / van Genuchten* entwickelte Gleichung (Gl. 5) Verwendung.

$$K_u(\Psi_M) = K_f \frac{\left( \left[ 1 + |\alpha \Psi_M|^{n'} \right]^m - |\alpha \Psi_M|^{n'-1} \right)^2}{\left( 1 + |\alpha \Psi_M|^{n'} \right)^{m(1+2)}} \quad \text{Gl. 5}$$

- $K_f$  gesättigte Wasserleitfähigkeit (cm/d)
- $K_u$  ungesättigte Wasserleitfähigkeit (cm/d)
- $l$  Parameter

In Gleichung 5 werden die bei der pF-WG-Beziehung ermittelten Parameter ( $\alpha$ ,  $n'$ ,  $m$ ) wieder eingesetzt (WESSEL-BOTHE 2002). Bezüglich des Parameters  $l$  erreicht man nach MUALEM (1976), VAN GENUCHTEN (1980), BOHNE et al. (1993) und DIN (1999) mit  $l=0,5$  eine hinreichende Genauigkeit. Die gesättigte Wasserleitfähigkeit kann wiederum direkt gemessen, über Pedotransferfunktionen (VEREecken et al. 1989, HORN & TAUBNER 1996, WÖSTEN 1997, WAGNER et al. 2001) berechnet und mit Tabellenwerken sowie Infiltrationsmessungen (TRAUTWEIN & BOUTWELL 1994, SCHWARTZ & EVETT 2002) validiert werden.

Da die Wasserleitfähigkeit bei hohen Wassergehalten (Matrixpotenzial > -50mbar) kaum noch ansteigt (MUALEM & DOGAN 1976), besteht bei deren Ableitung ein erhöhtes Fehlerpotenzial (OTHMER et al. 1989, 1991, PLAGGE 1991, BOHNE et al. 1993). Zur Lösung des mathematischen Problems bestehen außerdem mehrere optimale Anpassungen (PLAGGE 1991). Hinzu kommt, dass die Wasserleitfähigkeit einer großen räumlichen Variabilität unterliegt bzw. sogar „... die mit Abstand am meisten streuende physikalische Bodeneigenschaft“ (SCHACHTSCHABEL et al. 1998, S. 195) ist. Deren exakte Bestimmung ist äußerst schwierig (MUALEM 1986, STEPHENS 1994, BECHER 1998, LENNARTZ 1998, TIMLIN & PACHEPSKY 1998, SCHRAPS et al. 2000, ZELEKE & Si 2005). Laut PLAGGE (1991) können für die direkte Messung der hydraulischen Leitfähigkeit an einem Standort mit einer statistisch notwendigen Mindestanzahl einige hundert (Stechzylinder-) Proben notwendig sein. Eine derartige Stichprobenanzahl ist aufgrund der Heterogenität und der Nutzung im urbanen Raum bei weitem nicht erreichbar. Zudem ist die laborative Bestimmung nicht zuletzt durch oft

auftretende Schwierigkeiten bei der ungestörten und vor allem repräsentativen Probennahme insbesondere in sandigen und/oder skelettreichen Böden problematisch bis unmöglich (UBA 1989, HILLER 1995, HORN & TAUBNER 1997, MEUSER et al. 1998, SCHRAPS et al. 2000, MACHULLA 2000). Differenzen zwischen laborativ und in situ erfassten Bodenwasserhaushaltsparametern ergeben sich außerdem aus den unterschiedlichen Skalen, verschiedenen Randbedingungen und ausgeschlossenen Wechselwirkungen (HORN & TAUBNER 1997, PACHEPSKY et al. 2001, 2003, WESSOLEK & KOCHER 2003, ABBASI et al. 2004). Darüber hinaus ist die Vorhersage hydraulischer Bodeneigenschaften an Horizontgrenzen, die in urbanen Böden sehr scharf sein können, schwierig (ECKELT & DURNER 2001, DIEDERIK et al. 2002, BRUNONE et al. 2003). Der Ableitung der Parameter in Gleichung 4 und 5 kommt somit eine entscheidende Bedeutung zu. Dabei haben  $\alpha$  und  $n'$  einen größeren Einfluss auf die Sickerwasserrate als  $K_f$  (WEGEHENKEL 1998).

Eine besondere Problematik bei der Untersuchung des Wasserhaushaltes urbaner Böden stellen oftmals hohe Skelettgehalte dar (RUNGE 1978, GROSSMANN 1988, HENDRICKX 1990, WOLFF 1993, BUCHTER et al. 1995, BURGHARDT 1996b, 1997b, PETERS & THIEMEYER 1999, BÄDJER 2000, SAUER & LOGSDON 2002, HÖPFNER et al. 2003). Technogene Substrate werden häufig locker aufgeschüttet (BÄDJER 2000). Bei sperriger Einlagerung von Skelettbestandteilen entstehen vermehrt Makroporen, aber auch größere Hohlräume, die entweder aufgrund ihrer Größe am Wassertransport nicht teilnehmen (RUNGE 1978) oder diesen sogar beschleunigen (BURGHARDT 1997b, SCHRAPS et al. 2000). Das Skelett selbst mindert den Fließquerschnitt, kann aber auch sehr porös sein. Aufgrund der Stabilität der Skelettporen ist deren Wasser nicht pflanzenverfügbar und daher ökologisch kaum wirksam (BLUME & SCHLEUß 1997). Der beobachtete Schatteneffekt des Skeletts (SCHULIN et al. 1985, PETERS & THIEMEYER 1999, SAUER & LOGSDON 2002) verringert zusätzlich das durchflossene Feinbodenvolumen. Eine Zwischenspeicherung von Wasser und Stoffen im Strömungsschatten oder blind endenden Skelettporen kann den Transport verzögern. Das Skelettvolumen mindert bei geringem eigenem Porenvolumen wiederum die Wasserspeicherkapazität des Gesamtbodens (RUNGE 1978), so dass mehr Wasser versickert. Aus den hervorgerufenen Veränderungen des Bodenkörpers resultiert eine differenzierte Durchwurzelung, die steigernd auf die Heterogenität der Transportprozesse wirkt. All diese Einflüsse führen dazu, dass der Skelettanteil die Repräsentativität von in situ-Messungen mindert und auch in Modellen und Pedotransferfunktionen kaum angemessen berücksichtigt werden kann. Nur wenige Modelle bzw. Pedotransferfunktionen (SCHEINOST 1995, HORN & TAUBNER 1996, WAGNER 1999) berücksichtigen wenigstens den Kiesanteil.

Technogene Substrate sind teilweise schlecht wasserbenetzbar (BÄDJER 2000). Dadurch kann ein beschleunigtes Durchbrechen von Niederschlägen bzw. Bodenlösungen begünstigt werden. Bezüglich des Problemfeldes Makroporenfluss gehen SCHRAPS et al. (2000) jedoch davon aus, dass Bodenaufschüttungen die Porenkontinuität stören und damit präferentielle Fließpfade selten sind. Es ist anzunehmen, dass viel Zeit für die Entwicklung eines durchgehenden Porensystems durch natürliche Prozesse vergeht (HOLLAND 1996). Aufgrund der hohen räumlichen Heterogenität der urbanen Böden sind die Modellvorstellungen zum dualen Porensystem (u.a. VAN GENUCHTEN & WIERENGA 1976, BEVEN & GERMANN 1982, DURNER 1994) nur mit aufwendigen Laborversuchen anwendbar bzw. ist ein Multi-Regionen-Transport-Modell notwendig (DIEDERIK et al. 2002).

Die Schwierigkeit der korrekten Ableitung der Wasserleitfähigkeit bzw. der Sickerwasserbewegung aufgrund von Bodenmerkmalen in Stadtböden deutet WOLFF (1993) an. Nach 381 Infiltrationsversuchen und umfangreichen Analysen der Merkmale Hamburger Stadtböden konnte er keine signifikanten Zusammenhänge feststellen. Hingegen bestätigt KAHLE (2003) die prinzipielle Anwendbarkeit der Bodenkundlichen Kartieranleitung (AD-HOC-AG BODEN 1996) in Stadtböden für die Ableitung bodenwasserhaushaltswirksamer Parameter. Pedotransferfunktionen führen jedoch zu besseren Ergebnissen (STASCH et al. 2003). Durch die Heterogenität und/oder hohe Skelettgehalte bieten sich für die Verifizierung der Wasserleitfähigkeit in urbanen Böden trotz bzw. gerade wegen der Ergebnisse von WOLFF (1993) Infiltrationsexperimente

an, da hierbei ein relativ großes Bodenkompartment in das Experiment integriert werden kann (UBA 1989, TOPP et al. 1992, BLETGEN & BURGHARDT 1997, HORN & TAUBNER 1997, OLZEM 1999, PFAHLS et al. 1999).

Durch die umrissenen Möglichkeiten und Forschungsdefizite bei Bodenwasserhaushaltsberechnungen im urbanen Raum ist die vorgestellte Methodik, d.h. auf der Grundlage von Pedotransferfunktionen mit einfach zu ermittelnden Parametern bei möglichst geringer Störung des Bodens unter Berücksichtigung bestehender Erkenntnisse die eingangs formulierten Zielstellungen zu erreichen, geeignet und ohne kosten-äquivalente Alternative. Zusammenfassend seien noch einmal die methodisch bedingten Annahmen genannt (PLAGGE 1991, HOLZBECHER 1996, NEMES et al. 2003):

- Innerhalb der Bodenhorizonte besteht bezüglich der ermittelten Parameter Homogenität.
- Die Bodenwasserbewegung erfolgt zweidimensional, d.h.  $\Psi_H$  ist auf einer Isohypse = 0.
- Der Fluss erfolgt laminar (Darcy-Gesetz); Makroporenfluss kann nicht quantifiziert werden.
- Der Druck (pneumatisches Potenzial) und der Transport der gasförmigen Phase in der ungesättigten Zone wird vernachlässigt.
- Unterschiede in der Salinität, der Mineralogie und der Struktur im Profil sowie saisonal werden nicht berücksichtigt.
- Ebenso werden Auflastdruck und Temperaturgradienten nicht einbezogen.
- Bewegungen und Verformungen des porösen Mediums finden nicht statt, d.h. der Porenraum ist zeitlich konstant.
- Die Hysterese der pF-WG-Beziehung bleibt unberücksichtigt - die pF-Kurve ist für dynamische Prozesse gültig.

### 2.3 Kennzeichen des Stofftransportes in urbanen Böden

Der Stofftransport in urbanen Böden erfolgt nach den physikalischen und chemischen Gesetzmäßigkeiten, die auch in natürlichen Böden Gültigkeit besitzen. Charakteristikum der urbanen Böden ist die anthropogene Modifizierung der Bodeneigenschaften durch Auftrag, Abtrag oder Umlagerung und Durchmischung der Substrate inklusive der Zufuhr verschiedenster Stoffe. Aus dem Anteil technogener Beimengungen lässt sich jedoch nicht auf Schadstoffgehalte schließen (MEUSER 1996). Die Bodenüberprägung ist von der Intensität und der Art der Nutzung abhängig. Während der Pedogenese kann es z.B. zur nutzungsbedingten Trittvverdichtung, der Nährstoffzufuhr durch Düngung oder dem Nährstoffentzug durch Mähgutentfernung kommen. Die Struktur der Schadstoffquellen im urbanen Raum ist dispers (TRAUTH 1998). Infolge dessen können die Eigenschaften sowohl in horizontaler als auch in vertikaler Richtung sehr heterogen sein, eine große Spannweite und scharfe Übergänge bzw. Sprünge aufweisen. Der Stofftransport als Summe der Bodeneigenschaften wird dementsprechend in seiner Qualität und Quantität beeinflusst. Darüber hinaus kann der städtisch veränderte Wasser- und Wärmehaushalt einwirken.

Der entscheidende Träger des Stofftransportes im Boden ist das Wasser. Dessen Eigenschaften werden zunächst durch das infiltrierende Niederschlagswasser bestimmt. Während der Bodenpassage verändern sich die Zusammensetzung und die Eigenschaften des infiltrierenden Wassers, so dass man von einer Bodenlösung spricht. Die Bodenlösung besteht neben Wasser aus gelösten Gasen, Ionen, Molekülen und unterschiedlich großen, dispergierten Kolloiden (SCHACHTSCHABEL et al. 1998). Nimmt deren Verweildauer im Boden zu, d.h. mit abnehmender Fließgeschwindigkeit, gewinnt insbesondere der Feinboden an Einfluss auf die Eigenschaften der Bodenlösung. Umso höher die Wassersättigung ist, desto schneller kann sich das Wasser im Boden bewegen und umso weniger Zeit bleibt für den Stoffaustausch zwischen Lösung und Feststoff. GRULER et al. (1989) wiesen beispielsweise nach, dass mit sinkender Fließgeschwindigkeit die Konzentrationen an basisch wirkenden Kationen steigen. „First-flush“-Ereignisse können erhöh-

te Stoffkonzentrationen nach längeren Trockenphasen durch die Verfügbarkeit von transportablen Stoffgehalten infolge der mikrobiellen Aktivität bewirken (WEIGAND 2000).

Der Feinboden erhält neben dem niederschlagsbedingten Eintrag einen stofflichen Input über die trockene Deposition, die Verwitterung, die Mineralisierung sowie gegebenenfalls über Erosions- und Akkumulationsprozesse oder über den Stofftransport im Boden- und Grundwasser. Eine sehr variable Größe in Stadtböden ist das direkte Einbringen von Substanzen wie z.B. Dünger, Bauschutt, Aschen und Abfällen durch den Menschen. Detaillierte Ausführungen zu Ursachen und Eintragsformen in urbane Böden finden sich beispielsweise bei PIETSCH & KAMIETH (1991), BLUME (1998) und SAUERWEIN (2004). Hervorzuheben ist in Halle der atmogene Eintrag bis zur politischen Wende. Vor allem der Hausbrand (außerhalb der Plattenbausiedlungen) und die Energieerzeugung auf Braunkohlenbasis verursachten immense flächendeckende Emissionen. Durch die Überlagerung von Rauchgas ( $\text{SO}_2$ ) und Braunkohlenflugaschen (unzureichender Einsatz von Entstaubungsanlagen), die einen hohen Calciumoxidanteil beinhalteten, war der Niederschlag nicht so sauer wie in anderen Industriegebieten (AMMON 1982). Dafür war der Stoffeintrag umso größer. AMMON (1982) vermutete folgerichtig hohe PAK-Konzentrationen und ermittelte neben dem  $\text{SO}_2$ - und Ca-Eintrag extreme Schwermetall- und Stickstoffkonzentrationen im Niederschlagswasser in Halle. 1987 wurden über  $100\mu\text{gStaub}/\text{m}^3$  im Jahresdurchschnitt in der Luft und 1985 ein  $\text{SO}_2$ -Immissionsspitzenwert von  $300\mu\text{g}/\text{m}^3$  erreicht (LAU 1992). Im Rhein-Ruhr-Gebiet betragen die  $\text{SO}_2$ -Immissionen im selben Zeitraum nur ca. 1/6 des halleschen Wertes (LAU 1992). SCHUMANN & RAUH (1990) bestätigen mit ihren Messungen (knapp  $150\mu\text{g}_{\text{Zn}}/\text{m}^2 \cdot 30\text{d}$  im Winter) den massiven Schwermetalleintrag. In Halle lagen die Staubbiederschläge erst 1991 im Bereich des Grenzwertes der TA Luft (LAU 1992). Von den einflussnehmenden Industriebetrieben außerhalb Halles sind die Buna-Werke zu nennen. Insbesondere bei südlichen Windrichtungen wurden deren Emissionen (Chlorverbindungen, Carbidstaub,  $\text{SO}_2$  u.a.) in das Stadtgebiet verfrachtet. Bis auf die straßenverkehrsbedingten Immissionen erlebten die Emissionen in den 1990er Jahren eine stark rückläufige Tendenz. Die Stoffakkumulation in den Böden dürfte jedoch noch gegeben sein. Laut SAUERWEIN (1998b, 2004) kann selbst die gegenwärtige Eintragsituation eine langfristig bedenkliche Schwermetallakkumulation aufrechterhalten. Er ermittelte in unbelasteten Kontrollböden z.B. Anreicherungsraten (Anreicherung/Jahr) von bis zu 1,8 bei Blei.

Zwischen Bodenlösung und Feststoffphase erfolgen kontinuierliche Wechselwirkungen durch Ad- und Desorption, Ausfällung anorganischer Verbindungen oder deren Auflösung sowie Redox- und Komplektierungsreaktionen. Durch biochemische Prozesse kann ein Ab- und Umbau der Stoffe erfolgen. Nach dem Abtransport von Stoffen mit der Bodenlösung oder der Stoffaufnahme von Pflanzen erfolgt eine Nachlieferung aus der Feststoffphase oder der Gasphase bis zur Einstellung eines neuen Gleichgewichtes. Somit ist der Gesamtgehalt des Stoffes im Boden entscheidend. Da Feststoff- und Lösungsphase immer bestrebt sind, einen Gleichgewichtszustand zu erreichen, können infolge anthropogener Anreicherung selbst Stoffe mit hoher Affinität zur Bodenmatrix, wie z.B. Phosphat, in größerem Ausmaß das Grundwasser erreichen (HILLER 1995, ZHANG et al. 2001). Die Geschwindigkeit und das entstehende Gleichgewicht der Reaktionen werden außerdem durch die Witterung beeinflusst. Steigende Temperatur- und Druckverhältnisse bedingen eine Zunahme der Metallsorption (HARTER & NAIDU 2001). Temperatur und Bodenfeuchte wirken auf den Stoffentzug durch Organismen bzw. deren Stoffrückführung ein. So stellte HASSELBACH (1991) eine Abhängigkeit von Gehalten verschiedener Schwermetallfraktionen vom Probenahmeternin fest.

Die Spezies der Bodeninhaltsstoffe werden vom physikalischen, mineralogischen und chemischen Aufbau der beteiligten Phasen, der Bodenflora und -fauna, der Bodenluft sowie der Nutzung gesteuert. Jedes Element reagiert dabei in Abhängigkeit der Eigenschaften und deren Kombination verschieden. Auswirkungen der anthropogenen Bodenveränderungen auf die Wechselwirkungen zwischen Feststoffphase und Lösungskonzentration sind kaum untersucht. Der Ionenaustausch zwischen den Phasen ist selektiv. Es werden je nach Ladung, Hydratationsgrad und Ionenradius einige Kationen bevorzugt adsorbiert. Die Ad-

sorptionsstärke innerhalb einer Elementperiode steigt mit zunehmender Wertigkeit bzw. bei gleicher Wertigkeit mit zunehmendem Ionenradius des nicht hydratisierten Ions, da kleinere Ionen aufgrund ihrer höheren Ladungsdichte H<sub>2</sub>O-Dipole stärker anziehen. Dadurch wird ihre Wasserhülle (Ausmaß der Hydratation) größer, wodurch sie einen größeren Abstand zu den Austauschern haben. ALLOWAY & AYRES (1996) geben die Austauschbarkeit der Kationen wie folgt an:  $Li^+ = Na^+ > K^+ = NH_4^+ > Mg^{2+} > Ca^{2+}$  (Auswahl).

Die Kationen liegen in der Bodenlösung zumeist in Form von Hydratationen bzw. durch Liganden gebunden vor. Als Liganden stehen verschiedenste organische Verbindungen zur Verfügung. Anorganische Liganden sind beispielsweise  $Cl^-$ ,  $CO_3^{2-}$  und  $SO_4^{2-}$ . Deshalb ist die Salzkonzentration mitentscheidend für die Metallkonzentration der Lösung (BOURG 1995, SCHUG 2000, HARTER & NAIDU 2001). Mehr Anionen erhöhen die Möglichkeit der Komplexbildung, höhere Kationenkonzentrationen steigern die Konkurrenz und somit die Wahrscheinlichkeit des Kationenaustauschs bei unspezifischer Adsorption, d.h. bei Adsorption über elektrostatische Kräfte bzw. die Bindung durch unterschiedliche Ladungen. Die Adsorption der Kationen ist von der Dichte der negativen Ladungen an den Oberflächen der Bodenpartikel und somit auch von deren spezifischer Oberfläche selbst abhängig. Man kann dabei zwischen permanenten, pH-Wert unabhängigen Ladungen (isomorpher Ersatz) und variablen, pH-Wert abhängigen Ladungen ( $H^+$ -Abspaltung) unterscheiden. Über die Kationenaustauschkapazität (KAK) ist die Summe des Kationenbelages messbar. Die ebenfalls pH-Wert-abhängige Anionenaustauschkapazität ist durch die negativen Ladungen der Austauscher meist geringer als die KAK (BERGFELDT 1994). Wichtige Anionenaustauscher sind Eisen- und Aluminiumhydroxide. Darüber hinaus findet die Anionenadsorption bei pH-Werten statt, bei denen zusätzliche  $H^+$ -Ionen angelagert werden können und somit positive Ladungsplätze geschaffen werden. Unter den Anionen werden Phosphationen besonders gut im Boden gebunden. Hierbei spielen die Tonminerale eine wichtige Rolle. In alkalischen Böden kann Calciumphosphat ausfallen. Unter den vorkommenden Phosphaten ist dieses allerdings eher leicht löslich.

Die spezifische Adsorption ist nicht nur auf elektrostatische Kräfte zurückzuführen, sondern geht auch auf das Ausbilden von kovalenten (oder van der Waalsche-) Bindungen zurück. Der Zusammenhalt von Adsorbat und Austauscher ist dadurch stärker als bei unspezifischer Adsorption. Bei der kovalenten Bindung überlappen sich die Orbitale des Metallions und des Bindungspartners (PEULA-LOPEZ 1995). Im Unterschied zu Alkali- und Erdalkaliionen findet die spezifische Adsorption an Hydroxyloberflächen von Oxiden nur durch Schwermetalle statt. Relevant sind vor allem Fe- und Mn-Oxide. Die Schwermetallfestlegung folgt dabei der Reihenfolge  $Pb > Cu > Cd > Zn$  (BEHRENS & WIESNER 1989). Mit abnehmenden pK-Wert und zunehmenden Ionendurchmesser bei gleichen pK-Werten nimmt die Bindungsstärke der Schwermetalle an die Bodenpartikel zu. HERMS & BRÜMMER (1984) stellten diesbezüglich folgende Reihe fest:  $Cd < Ni < Co < Zn < Cu < Pb < Hg$ . Durch Diffusionsprozesse kann auch eine Adsorption im Inneren von Bodenpartikeln stattfinden (BRÜMMER et al. 1986). Anionen können mit oberflächennahen Al- und Fe-Atomen von Oxiden und Tonmineralen reagieren. Sie können dabei Hydroxidgruppen verdrängen (BERGFELDT 1994). Somit sind keine positiven Ladungen für die Anionenadsorption notwendig. Dieser Ligandenaustausch steigt mit abnehmenden pH-Wert. Die Ausfällung von Metallsalzen ist vorwiegend im Zusammenhang mit hohen Carbonat- und/oder Phosphatgehalten zu sehen.

Im Gegensatz zu den anorganischen Stoffen spielt bei organischen Stoffen neben den Austauschprozessen der mikrobielle Abbau und die Verflüchtigung der Substanzen eine wichtige Rolle (KÄSTNER et al. 1993, LITZ et al. 1998, HOPF 2000). MACHULLA (2000) konnte belegen, dass die mikrobielle Biomasse bauschutthaltiger urbaner Böden ohne übermäßige Skelettvolumenanteile mit der von natürlichen Böden vergleichbar ist. Ein höherer mikrobieller Besatz wurde in Böden mit nährstoffreichen Abfällen und Schlämmen, weniger mikrobielle Biomasse in kohlehaltigem Bergematerial festgestellt. Organische Schadstoffe wie die PAK zeigen im Boden insbesondere durch die Affinität zur organischen Substanz (SCHÄFER 1997, WEIGAND 2000) sowie durch eine Sorptions-Desorptions-Hysterese (WEIGAND 2000) eine hohe Akkumula-

tionstendenz. Von der Feststoffphase unterliegt nur ein kleiner Anteil der Gleichgewichtsdesorption (TEN HULSCHER et al. 1999, WEIGAND 2000). So kann selbst bei erhöhten Gehalten im Oberboden und erhöhter Sickerwasserrate bei ausreichendem Grundwasserflurabstand die Gefährdung minimal sein. Andererseits führt dies zu einer kontinuierlichen Anreicherung in Böden und Sedimenten (VAN METRE & MAHLER 2005). Eine gesteigerte PAK-Mobilität wird durch gelöste organische Materie (DOM) hervorgerufen. Deren Freisetzung wird wiederum durch große Vorräte an organischer Substanz, hohe pH-Werte und hohe Natriumkonzentrationen der Bodenlösung gefördert (HOFFMANN 2002). SAUERWEIN (1998a) und EUSTERBROCK (1999) ziehen PAK-Anreicherungen abgesehen vom obersten Bodenhorizont als Indikatoren für anthropogen umgelagerte Substrate heran.

Die organische Substanz und die mikrobielle Aktivität haben insgesamt einen großen Einfluss auf die Mobilität der Elemente. Es entstehen beispielsweise witterungsbedingte und saisonale Schwankungen. In urbanen Böden können Sprünge in der Tiefenverteilung der organischen Substanz durch die Nutzung, Müllanreicherung, überdeckte fossile Ah- oder aufgetragene Horizonte auftreten. Es können so hohe Kohlenstoffmengen in Stadtböden festgelegt sein, dass ihnen eine Bedeutung als C-Senke zukommt (BURGHARDT 2001). Durch die städtische Flächenbewirtschaftung kann abgestorbene organische Substanz nach der Mahd von Grünflächen zu unterschiedlichsten Zeitpunkten in großem Umfang zur Verfügung stehen. Mit deren Abbau verändert sich das Gleichgewicht von Lösungs- und Feststoffphase. Insgesamt kann die Zusammensetzung der organischen Bodensubstanz urbaner Böden sehr variabel sein (WU et al. 1997). Durch die Dissoziation von Protonen an Carboxyl- oder alkoholischen Gruppen haben Huminstoffe eine negative Ladung (BERGFELDT 1994). Sie ist abhängig vom pH-Wert. Huminstoffe können Schwermetalle durch deren freie d-Orbitale gut komplexieren. Für die Affinität zur organischen Substanz konnte von HERMS & BRÜMMER (1984) folgende Reihe nachgewiesen werden:  $Pb < Zn < Cd < Cu$ . Dabei ist bei steigenden Schwermetallgehalten mit einer geringeren Bindungsstärke zu rechnen (BURGHARDT 1992). Insbesondere Kupfer wird bevorzugt an niedermolekulare, schlecht adsorbierbare organische Substanzen gebunden (KÖNIG et al. 1986). Leicht lösliche organische Schwermetall-Komplexe können mit steigendem pH-Wert in Lösung gehen (HERMS & BRÜMMER 1984, DÜES 1987, HORNBURG 1991, ZEIE 1995, MCBRIDE et al. 1997, SCHACHTSCHABEL et al. 1998, LIEBE 1999).

Vielfach werden in urbanen Böden sandigere Verhältnisse im Vergleich zum natürlichen Boden festgestellt (RUNGE 1975, WOLFF 1993, BURGHARDT 1996b, LEWANDOWSKI et al. 1998, BÄDJER 2000, MADRID et al. 2002, KAHLE 2003, BIASIOLI et al. 2005). Ursächlich sind hier Baumaßnahmen (Bausande) sowie Verwehung und Abspülung der feineren Kornfraktionen bei der Umlagerung oder Freilegung der natürlichen und anthropogenen Substrate zu nennen. Dadurch können urbane Böden einen nur geringen Anteil an Träger-substanzen für den Stoffrückhalt aufweisen. Hinzu kommt die initiale Bodenentwicklung durch das geringe Alter (BURGHARDT 1996a, MEUSER 1996). Damit müssen die stärker an die Bodenmatrix gebundenen Stoffe wie Schwermetalle, organische Schadstoffe und Phosphor als brisante Stoffe eingestuft werden. Der steigende immobilisierende Einfluss der Tonminerale auf die Schwermetalle wird vielfach mit  $Cd < Zn < Pb$  beschrieben (SCHUG 2000). Im Vergleich zu den organischen Bestandteilen ist die Austauschkapazität der Tonminerale jedoch gering (HOFFMANN 2002).

Aus den oben stehenden Ausführungen geht hervor, dass die Bodenreaktion (Redoxverhältnisse [Eh], pH-Wert) von entscheidender Bedeutung für die Zusammensetzung der Bodenlösung ist. Beeinflussungen der Redoxverhältnisse sind vor allem im Zusammenhang mit Bodenverdichtungen (Staunässe,  $O_2$ -Armut), tiefgründiger Einarbeitung organischer Substanz (z.B. auch Müll) und deren nachfolgendem Abbau ( $O_2$ -Zehrung) oder lockeren Schüttungen zu sehen. Gut durchlüftete Böden weisen ein Redoxpotenzial über 400mV auf. Darunter setzt schrittweise die Denitrifikation, die Mn-, Fe- und  $SO_4$ -Reduktion ein. Beim mikrobiellen Abbau organischen Materials unter Sauerstoffarmut entstehen Substanzen mit komplexieren-

der Wirkung, die die Schwermetalllöslichkeit erhöhen. Andererseits können bei Eh-Werten unter 50mV Schwermetalle durch sulfidische Ausfällung immobilisiert werden (SCHACHTSCHABEL et al. 1998).

Der zunehmende pH-Wert-Einfluss auf die Schwermetallmobilität wird mit  $Pb < Cu < Zn < Cd$  beschrieben (SCHUG 2000). In humiden Klimaten herrschen infolge der Protonenzufuhr und der Auswaschung der basischen Reaktionsprodukte der Neutralisation (z.B.  $HCO_3^-$ ) saure Böden vor (SCHACHTSCHABEL et al. 1998). Insbesondere in Böden mit technogenen Substraten ist allerdings eher von einem neutralen bis leicht basischen Milieu auszugehen, was auch speziell in Halle mehrfach belegt ist (BREUSTE 1979, AMMON 1982, MACHULLA 2000, SAUERWEIN 1998b, 2004). Der Transport von Na, K, Mg und Ca führt zur pH-Wert-Anhebung bis in fossile Bodenhorizonte (HILLER 1995, SCHRAPS et al. 2000). KAHLE & COBURGER (1996, S. 1) sprechen bezüglich der pH-Wert-Anhebung von einer „positiven Beeinflussung“ infolge der zu erwartenden sinkenden Schwermetallmobilität. Vor allem in den vielfach angetroffenen skelettreichen Stadtböden werden allerdings auch erhöhte Gehalte an Schwermetallen sowie organischen Schadstoffen festgestellt (BULLOCK & GREGORY 1991, WOLFF 1993, SMETTAN & EHRIG 1995, HILLER 1995, KAHLE & COBURGER 1996, BURGHARDT 1997a, PLUQUET & LENZ 1997, MEUSER et al. 1998, RENGER & MEKIFFER 1998, SAUERWEIN 2004). Die hohen Stoffmengen werden auf horizonteigene Gehalte, die Verwitterung des Skeletts und Ausfällungen durch die pH-Wert-Erhöhung zurückgeführt. Die Kationenaustauschkapazität des Skeletts ist nach Untersuchungen von KAHLE & SOKOLL (1997) an stadttypischen Skelettkomponenten als gering einzuschätzen. Des Weiteren ermittelten SCHLAUTMAN & MORGAN (1993) eine erhöhte Desorption von PAK mit steigenden elektrischen Leitfähigkeiten und/oder pH-Werten. In anthropogen nachhaltig gestörten Böden wird oftmals ein Nährstoff- und Salzreichtum festgestellt (MEUSER 1996, DÄUMLING 1997, STAHR et al. 1997, BLUME 1998, MACHULLA 2000). Den hohen pH-Werten stehen demnach in urbanen Böden erhöhte Mengen an Schadstoffen sowie Nährstoffen unter ungünstigen Retentionsbedingungen gegenüber.

Anthropogen zugeführte Schwermetalle liegen zum Großteil als Oxid oder leichtlösliches Salz vor (HARRES 1990, UBA 1991b, ZEIEN 1995). Deshalb wird im allgemeinen davon ausgegangen, dass anthropogene Schwermetalleinträge schneller mobilisierbar sind als geogen bedingte Gehalte (GRUPE & KUNTZE 1988, ROSENKRANZ et al. 1988, WOLFF 1993, MEUSER 1996, WILCKE et al. 1999, SCHUG 2000, SAUERWEIN 2004). Selbst der Ursprung (Bauschutt, Hausmüll...) der anthropogen zugeführten Schwermetalle kann sich noch in der Mobilität auswirken (RENGER & MEKIFFER 1998). Stabile Bindungsformen treten nur sehr langsam ein (MA & UREN 1998). Obwohl mobile Anteile in den mit Schadstoffen angereicherten urbanen Böden festgestellt und sogar teilweise als hoch interpretiert werden, wird eine relevante Stoffverlagerung infolge der hohen pH-Werte ausgeschlossen oder zumindest als Folge des geringen Alters der urbanen Böden als (noch) nicht nachweisbar eingestuft (HILLER 1995, SMETTAN & EHRIG 1995, SAUERWEIN 1998b, SCHRAPS et al. 2000). Nach KLOKE (1987) können Schwermetallgehalte als Funktion des Siedlungsalters interpretiert werden. Diesen Einschätzungen liegen Bestimmungen der Stoffgehalte in verschiedenen Aufschlüssen (oftmals nur im Königswasseraufschluss) des Feinbodens zu Grunde. Auch wenn die Anwendbarkeit von Extraktionsverfahren und -reihen hinsichtlich ihrer Sensitivität für bestimmte Stofffraktionen vielfach verifiziert wurde (BRÜMMER et al. 1986, ZEIEN & BRÜMMER 1989, HORNBURG 1991, PEULA-LOPEZ 1995, ZEIEN 1995, WANG 1995, VDLUFA 1997, MA & UREN 1998, CABRAL & LEFEBVRE 1998, LIEBE 1999, CALLENDER 2004), so dass in der Bodenschutzverordnung (BBODSCHV 1999) der  $NH_4NO_3$ -Aufschluss und Eluate mit destilliertem Wasser zur Gefährdungseinschätzung von Böden aufgenommen wurden, so sind die Eluate aufgrund der Komplexizität der ablaufenden Prozesse nur bedingt mit dem Sickerwasser vergleichbar (SMETTAN & EHRIG 1995, ÖBORN & LINDE 2001). In Hinblick auf die besondere Heterogenität der urbanen Böden fehlen diesbezüglich bisher zumindest entsprechende Untersuchungen (BURGHARDT 1996b, SCHRAPS et al. 2000, KALBE et al. 2003, NEHLS et al. 2003, BJERG et al. 2004). Gleiches gilt für Schätzverfahren, die auf Feinbodenaufschlüssen und pedologischen Eigenschaften beruhen (BLUME & SCHLEUß 1997, LITZ et al. 1998, BLODAU et al. 2003) sowie Säulen- und Batchversuche (BERGER et al. 2003).

Konkrete Aussagen zum Anteil der anthropogen bedingten Stoffgehalte sind in urbanen Böden allerdings schwierig. Die Ermittlung des geogenen Hintergrundgehaltes anhand von Bodenprofilen durch den Vergleich mit C-Horizonten, fossilen Ah-Horizonten, Gehalten des natürlichen Skeletts oder wechselnden leichter verfügbaren Stoffanteilen (HINDEL & FLEIGE 1989, UBA 1991a, FRÜHAUF 1992, SCHUG 2000) ist infolge der Entstehung urbaner Böden (Abgrabung, Vermischung, Umlagerung) selten möglich. Hier können unter Umständen Profile in der naturnäheren Umgebung Abhilfe schaffen. Trotzdem muss die Gefährdungseinschätzung selbst beim Vorliegen geogener Hintergrundgehalte Veränderungen der pedologischen Eigenschaften in den Stadtböden berücksichtigen.

## 2.4 Stadtstrukturtypen

Wie bis hierher dargelegt wurde, kann die Beeinflussung der urbanen Böden äußerst vielgestaltig sein. Mit Hilfe des Stadtstrukturtypenansatzes können trotz dieser Diversität Flächen mit gleichen ökologisch relevanten Merkmalen und ähnlichen Umweltverhältnissen ausgegliedert werden und Extrapolationen von Messpunkten auf diese Hierarchieebene erfolgen. Allgemein geht KNEIB (2001) davon aus, dass das Ausmaß der kleinräumigen Variabilität und Diversität urbaner Böden im suburbanen Bereich in Richtung Stadtkern zunimmt, mit zunehmender Überformung im Kernbereich jedoch wieder deutlich zurückgeht.

Stadtstrukturtypen sind nach BREUSTE et al. (2001, CD-ROM) „Raumtypen urbaner Landschaften, die durch Flächen physiognomisch intern einheitlicher und untereinander unterschiedlicher Raummerkmale repräsentiert werden. Sie sind überwiegend gekennzeichnet durch eine charakteristische Konfiguration der Bebauung und der Freiflächen. Jeder Strukturtyp ist durch ein spezifisches Anordnungsmuster und charakteristische Dichte der Bebauung, durch den Anteil der versiegelten Freiflächen und eine spezifische Vegetationsstruktur gekennzeichnet. Die Repräsentanten der Stadtstrukturtypen sind untereinander gleichwertig und homogen in der Ausprägung der internen Strukturmerkmale“. Damit ist es im innerstädtischen bis hin zum intrastädtischen Bereich möglich Regionalisierungen abzuleiten (BREUSTE et al. 2001).

Prioritäre Abgrenzungsgrundlage der Stadtstrukturtypen ist die aktuelle Flächennutzung. Daraus lässt sich auch ein Teil des derzeitigen Stoffinputs, die Einwirkung auf pedologische Eigenschaften wie z.B. die Lagerungsdichte sowie i.d.R. ein einheitlicher Profilaufbau ableiten (SCHMIDT & MEUSER 1997, WERHEIT 2002, FETZER et al. 2003, GARBE et al. 2003, SAUERWEIN 2004). Für die Stoffverlagerung aus den Böden kann über die Definition hinausgehend die Entstehungszeit des Strukturtyps relevant sein. Sie kann einerseits durch die Praxis der Flächenumgestaltung zu dieser Zeit zusätzliche Informationen liefern und andererseits durch die Länge der „Ruhephase“ Aufschluss über die Stoffverteilung und ggf. –umwandlung im Boden geben. Vor allem Strukturtypen mit Wohnfunktion sind oftmals mit einem relativ engen Zeitfenster der Entstehung verknüpft.

Für das Stadtgebiet von Halle (Saale) haben WALOSSEK (1981) und AMMON (1982) erste Gliederungsmöglichkeiten aufgezeigt. FRÜHAUF & ZIERDT (1993) konnten einigen halleschen Stadtstrukturen charakteristische Luftbelastungen zuweisen. Diese werden zwar von den Witterungsbedingungen beeinflusst, schlagen sich aber auch in einer stadtstrukturell typischen Bodenbelastung nieder. So werden nicht nur in Halle verschiedene Schwermetallbelastungsniveaus in Böden unterschiedlicher Stadtbereiche erfasst (HAASE 1996, LEWANDOWSKI et al. 1998, LINDE et al. 2001, MADRID et al. 2002, SAUERWEIN 2004, CHEN et al. 2005). Ebenso lassen sich strukturtypenabhängige Unterschiede der Bodenskelettgehalte (STASCH & STAHR 2002) und in der Verteilung basisch wirksamer Kationen (KAHLE 2001) belegen.

Eine detaillierte Stadtstrukturtypengliederung für Halle haben SAUERWEIN & FORNAÇON (2002) vorgelegt (Abb. 2-2). Deren Anwendbarkeit in Bezug auf die Bodenüberprägung konnte an mehreren Beispielen belegt werden (SAUERWEIN & FORNAÇON 2002, SAUERWEIN 2004), so dass sie Eingang in die eigenen Untersuchungen findet. Insbesondere innerhalb des Typs „Grün- und Parkanlagen“, „Kleingartenanlagen“ sowie bei mehrfach umgenutzten Flächen ist allerdings nicht von einheitlichen Entstehungsbedingungen und Be-

lastungssituationen auszugehen. Hierbei sind deutliche Differenzen zu erwarten. Kleingartenanlagen im urbanen Raum sind infolge der besonderen Sensibilität von jeher gut untersucht (SEUFFERT 1990, THORNTON 1991, HEYMAN 1994, UBA 1995a, HELD 1996, LENZ et al. 1997, PRASAD & NAZARETH 2000, FINSTER et al. 2004), auch im halleschen Stadtgebiet (DIABY 1996, FRÜHAUF et al. 1996, WALKER 2001, KOCH et al. 2002). So vermuten SAUERWEIN et al. (1995), dass deren Bodenüberprägung bzw. das Schadstoffinventar mit dem umgebenen Strukturtyp im Zusammenhang steht. ZIERDT & DIPPMMANN (1994) stellen ebenfalls Nachbarschaftswirkungen bei der Immissionsbelastung in Halle fest. Um einen räumlich-funktionalen Bezug herzustellen, wird deshalb die Angabe angrenzender, dominanter Stadtstrukturtypen als vorteilhaft erachtet. Damit kann der potenzielle Einfluss benachbarter Typen (z.B. Verkehrsstrassen) sowohl während deren Anlage als auch aufgrund der aktuellen Nutzung eingeschätzt werden und es können Informationen über den Zeitraum der städtischen Nutzung gewonnen werden.

Zu beachten ist die Einschränkung der Homogenität mehrerer gleicher Strukturtypen und auch einzelner Flächen durch Unterschiede im geologischen Untergrund bzw. der prä-urbanen Bodenform. Reliefunterschiede können variable Mächtigkeiten der Aufschüttungen nach sich ziehen (SAUERWEIN & FORNAÇON 2002). Aus dem Strukturtypengefüge in der Stadt ergeben sich verschiedene Expositionen zu Emittenten. Daraus kann ein differenzierter aktueller Stoffeintrag über den atmosphärischen Pfad resultieren.

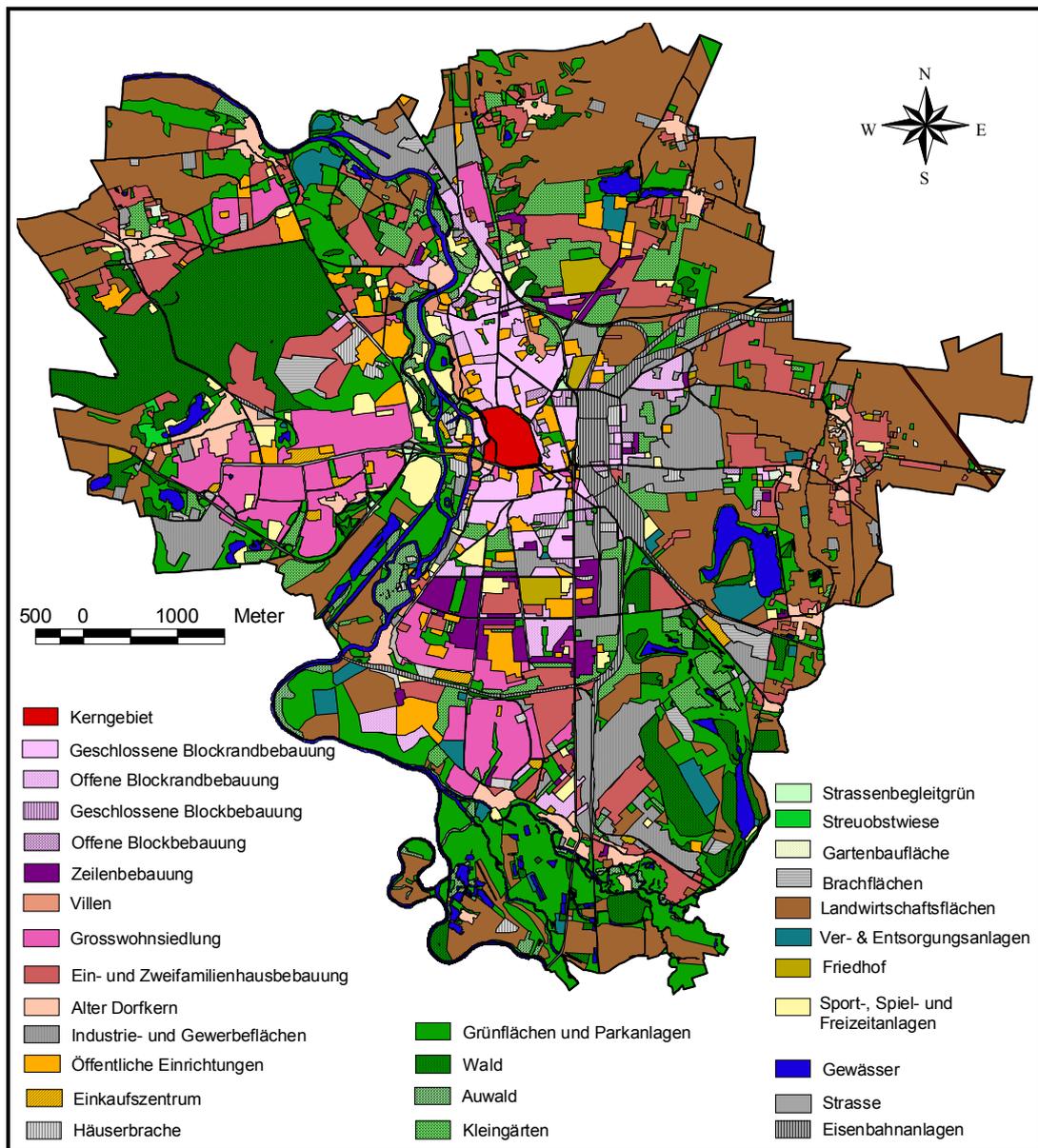


Abb. 2-2: Stadtstrukturtypen in Halle nach SAUERWEIN & FORNAÇON (2002)

### 3 Methoden und Fehlerdiskussion

#### 3.1 Die Untersuchungsgebiete

##### 3.1.1 Der Untersuchungsraum Halle (Saale)

Der Raum der Untersuchungen ist Halle (Saale). Die Stadt zählte am 31.12.2004 auf einer administrativen Fläche von 13.542ha 237 093 Einwohner (STADT HALLE 2005). Halle wurde erstmals 806 erwähnt und nimmt mit seiner Entwicklung damit seit fast 1200 Jahren Einfluss auf die Umweltfaktoren.

Der **geologische Untergrund** im haleschen Stadtgebiet stellt ein sehr differenziertes Bild dar. Regionalgeologisch gehört der Bereich zum östlichen Harzvorland. Prägend war die saxonische Schollenbewegung mit ihrem Höhepunkt in der Kreidezeit durch die Entstehung der sogenannten Haleschen Marktplatzverwerfung. Nordöstlich dieser das Stadtgebiet querenden Bruchzone - mit einem Versatz von bis zu 1500m (WAGENBRETH & STEINER 1990) - stehen Porphyre aus dem Rotliegenden und variskische Abtragungsgesteine an. Sie sind nach der Hebung erosiv freigelegt worden. An der Verwerfungszone wurde der Zechstein aufgeschleppt. Die dadurch austretenden Solquellen beeinflussten die Stadtgeschichte Halles maßgebend. Auf der von den Hebungsprozessen weitgehend verschont gebliebenen südwestlichen Scholle bilden heute triassische Gesteine die oberste geologische Schicht. In Halle-Neustadt tritt der Untere Muschelkalk zu Tage, im Süden der Stadt dominiert der Mittlere Buntsandstein. Im Südosten Halles sowie in der Dölauer Heide im Westen treten hauptsächlich in Geländedepressionen tertiäre Bildungen auf.

Im Quartär hinterließen insbesondere die Gletscher der Saalekaltzeit 3-10m mächtige Geschiebemergel- und Schmelzwasserablagerungen (FRÜHAUF 2002). In der Saalekaltzeit durchbrach die Saale den Porphyrkomplex nördlich der salzauslaugungsbedingten Niederung im Süden von Halle. Während der Weichselkaltzeit war das Gebiet eisfrei. Es wurden großflächig kalkreiche Lössе angeweht, die vor allem auf den Plateaus das Ausgangssubstrat der nachfolgenden Bodenentwicklung bildeten (FRÜHAUF 2002).

Die **Reliefverhältnisse** werden von den Porphyrkuppen im Nordwesten mit bis zu 136m NN, den Grundmoränenhochflächen samt eingeschnittener Flachmuldentälchen sowie dem Saaletal geprägt (KUGLER & MÜCKE 1979). Die von der Saale durchflossene Auslaugungsniederung im Süden endet in einer markanten Geländestufe (Buntsandstein) im Osten. Im Westen steigt das Gelände eher allmählich an. Nach dem Queren des engen Durchbruchtales im Porphyrring weitet sich das Saaletal im Norden und erreicht mit 71m NN den tiefsten Punkt im Stadtgebiet.

Die natürlichen **Böden** Halles zeichnen sich im Allgemeinen durch eine hohe Sorptionskapazität und gute Wasserretentionsleistung aus. Im Postglazial entwickelten sich auf Löss- und Sandlössdecken unter kontinentalen Klimabedingungen Schwarzerden. Das frühzeitige anthropogene Entwalden wirkte der Degradation im Holozän entgegen (SAUERWEIN 2004). Dadurch gehört der halesche Raum heute zum Mitteldeutschen Schwarzerdegebiet. In den Flussniederungen herrschen Auenböden vor. Seit dem Saaledurchbruch durch den Porphyrring sorgte der Fluss durch die Sedimentation während der Hochwasserereignisse für deren Bildung. Es sind Vegaböden oder bei Grundwasserbeeinflussung Gleye anzutreffen. Über sandigerem Substrat wie z.B. dem Mittleren Buntsandstein oder über verwittertem Porphyrring treten Regosole in den Vordergrund (ALTERMANN & MACHULLA 1996). Auf lössfreien Standorten liegen ansonsten Braunerdevergesellschaftungen vor.

Halle befindet sich auch ca. 80km östlich des Brockens noch im Leebereich des Harzes. Das halesche **Klima** zählt zum Binnenlandklima im Leebereich der Mittelgebirge. Die Amplitude der Monatsmitteltemperaturen liegt bei knapp 18°C (WENDLING 2001). Jährliche Mittelwerte gibt Tab. 3-1 wider.

Der Niederschlag zeigt einen Jahresgang mit kontinentalen Zügen (DÖRING et al. 1995). Minimal werden im Februar / März 20-30mm, im Sommer meist 55-70mm Niederschlag je Monat gemessen. Einzeljahre können von diesem Bild deutlich abweichen. An 10 Tagen im Jahr ist mit einem Niederschlag über 10mm

zu rechnen (WENDLING 2001). Mit Jahresniederschlägen unter 500mm (Tab. 3-1) gehört Halle zum Mitteldeutschen Trockengebiet. Infolge des häufigen Absinkens der Luftmassen östlich des Harzes ist die relative Luftfeuchte im Vergleich zu umgebenen Gebieten gering. MÜLLER et al. (2001) berechneten für die zweite Hälfte des letzten Jahrhunderts eine mittlere jährliche reale Evapotranspiration von 484mm für Grasbestände auf Lössstandorten im Saalkreis. Der mäßige Niederschlag in Verbindung mit der Evapotranspiration bedingt ein geringes autochthones Wasserdargebot. Die Sickerwasserrate lag nach MÜLLER et al. (2001) bei 39mm/a. Dabei traten in 38 Jahren des letzten Jahrhunderts zwischen Mai und Dezember ausgeprägte Bodendürren auf (MÜLLER et al. 2001) und in jedem dritten Jahr wurde die Feldkapazität in der winterlichen Auffüllphase nicht erreicht (DÖRING et al. 1995).

Tab. 3-1: Klimadaten-Jahresmittelwerte der Station Halle Kröllwitz 1961-1990 (nach WENDLING 2001)

Lufttemperatur	relative Luftfeuchte	Niederschlag	Sonnenscheindauer
°C	%	mm	h
9	77	453	1544

Infolge des geringen autochthonen Wasserdargebotes und durch die anthropogene Überprägung ist die Dichte des Fließgewässernetzes auf den Platten und Plateaus mit weniger als  $0,4\text{km}/\text{km}^2$  (ZINKE 2000) gering. Im Stadtgebiet sind von ehemals 35 vorhandenen Bächen und Gräben mit regional begrenztem Einzugsgebiet nur noch 16 mit teilweise episodischer Wasserführung erhalten (ZINKE 1995). Die Saale und die Weiße Elster sind aufgrund ihrer hohen Wasserführung Fremdlingsflüsse im mitteldeutschen Raum. Nicht nur im unmittelbaren Stadtgebiet wurde ihr Lauf anthropogen stark modifiziert. Zum stark veränderten **Gewässernetz** des Stadtgebietes zählen außerdem noch verschiedene Standgewässer. ZINKE (1998) bestätigt die Existenz von ca. 100 ausschließlich anthropogen entstandenen Standgewässern. Darunter sind 22 Altwasserseen, deren Abtrennung vom Fließgewässer bei Laufregulierungen erfolgte.

### 3.1.2 Auswahlkriterien der Untersuchungsgebiete

Aufgrund der vielfältigen Veränderungen der Stadtböden und unterschiedlichster Einflüsse können Untersuchungen des sickerwassergetragenen Stofftransportes in urbanen Böden unter Freilandbedingungen nur schwer flächendeckende Aussagen erbringen. In Verbindung mit dem Stadtstrukturtypenansatz sollten deshalb möglichst viele repräsentative Flächen ausgewählt werden, um die Schwankungsbreite darzustellen, gute Vergleichsmöglichkeiten für andere Testregionen zu bieten und damit einen Datenpool für komplexere Modellvorstellungen aufzubauen.

Prioritäre Auswahlkriterien für die einzurichtenden Messfelder waren Unterschiede in der räumlichen Lage innerhalb der Stadt, die Zuordnung zu verschiedenen Stadtstrukturtypen sowie die Lage an unterschiedlichen Oberflächengewässern. Für die Erfassung des sickerwassergetragenen Stofftransportes war die Einrichtung von Bodenmessfeldern für mindestens 1 Jahr notwendig. Die Messfelder sollten vorrangig an Standorten angelegt werden, die einer aktiven Umgestaltung durch Bodenumlagerung, Bodenauf- oder -abtrag unterlagen. Administrativ zum Stadtgebiet gehörende landwirtschaftlich genutzte Flächen, hochwasserbeeinflusste Standorte sowie bekannte Altlastenverdachtsflächen sollten nicht im Focus der Untersuchungen stehen. Der Stoffaustrag aus Agrarflächen ist seit langem Kern vielfältiger Untersuchungen (DVWK 1981, UBA 1998, FREDE & DABBERT 1998, BLUME 2001, MEISNER 2003). Ebenso sind die Böden der halleschen Flussauen mehrfach analysiert worden (Zusammenstellung in FRÜHAUF & WINDE 1998). Viele Altlastenflächen sind in Halle erfasst (GLÄSER et al. 1994). Sie repräsentieren nicht zwangsläufig die „normale“ Entwicklung der urbanen Böden.

Die Wahl der Untersuchungsgebiete (UG) sollte die Möglichkeit bieten, die Messfelder an Hängen von Oberflächengewässern anzulegen. Hänge und Böschungen an Oberflächengewässern sind im Zuge der Stadtentwicklung im besonderen Maße überformt worden. Bauliche Veränderungen an den Gewässern oder die Stabilisierung des Geländes oberhalb erforderten immer wieder Abgrabungen und Aufschüttun-

gen. Vor allem in historischer Zeit wurde anfallender Müll und Unrat auf und über diese schwer zugänglichen Hänge geschüttet (LANDESARCHIV MERSEBURG o.J.), da hier gegebenenfalls der Unrat abtransportiert oder zumindest im Gewässer versinken konnte. Schüttungen vom Oberhang können infolge unterschiedlicher Eigenschaften den Hangzugwasserstrom begünstigen. Mit einer Instrumentierung an verschiedenen Hangbereichen können damit Aussagen zu möglichen kurzfristigen Belastungsschüben mit dem Interflow sowie zu Auswirkungen auf das Grundwasser über den vertikalen Stofftransport getroffen werden.

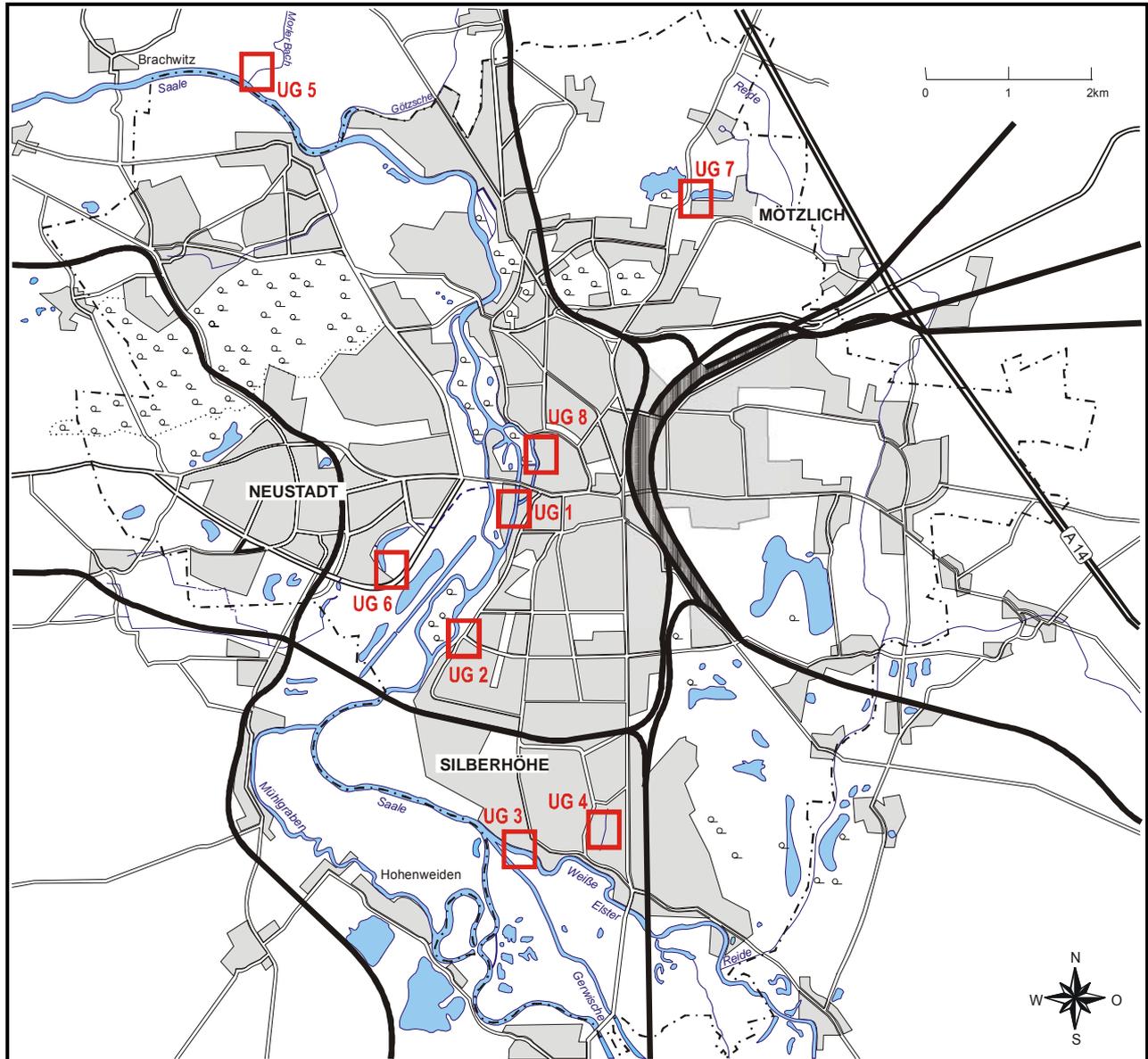


Abb. 3-1: Stadtgebiet von Halle mit Lage der Untersuchungsgebiete

Um vegetationsbedingte und versiegelungsbedingte Unterschiede des Stofftransportes nicht in den Vordergrund zu rücken, sollte bezüglich der Flächenbedeckung der Messfelder eine Konzentration auf Grünland / Rasenflächen erfolgen. Zusätzlicher Vorteil ist die zu erwartende höhere Sickerwassermenge gegenüber baumbestandenen Flächen. Dadurch ist mit einer höheren Datendichte zu rechnen. Nach HILLER & MEUSER (1998) können derartige Rasenflächen bis zu 90% technogene Substrate, zumeist Bauschutt beinhalten. Bauschutt weist eine hohe Amplitude an Belastungskomponenten auf. So können trotz vergleichbarer Vegetationsbedeckung Unterschiede in der Belastungswirkung erwartet werden und zu stadtstrukturtypenbezogenen Aussagen führen.

Aus den oben genannten Gründen bzw. allgemein bei der Einrichtung von längerfristigen Installationen im städtischen Raum ergaben sich weitere Zwänge bei der Standortwahl: Die Flächen mussten eine ausrei-

chende Größe für die geplante Instrumentierung und Beprobung an verschiedenen Hangbereichen bieten, die Nutzung musste die Anlage zulassen, der Eigentümer musste dem Vorhaben zustimmen.

Es konnten zwischen Winter 2000/01 und Frühjahr 2004 insgesamt 8 Messfelder mit unterschiedlicher Länge der Datenreihen eingerichtet werden. Diese Messfelder / Untersuchungsgebiete sollen im Folgenden charakterisiert werden. Eine Fotodokumentation sowie eine Darstellung der Flächennutzungskartierung der Standorte befindet sich im Anhang 1 und 2.

### 3.1.3 Standorte an Fließgewässern

#### 3.1.3.1 UG1: Holzplatz – Genzmerbrücke / Saale

Dieser Standort befindet sich auf dem Gelände der Stiftung Hospital St. Cyriaci et Antonii zu Halle in der Glauchaer Straße / Ecke Jost-Straße am Hang der Saale. Nach der Stadtstrukturtypenkartierung (SAUERWEIN & FORNAÇON 2002) fällt dieser Standort in die Klasse der „öffentlichen Einrichtungen“, liegt aber in unmittelbarer Nähe zu einem Viertel der „geschlossenen Blockrandbebauung“ und ist auch hinsichtlich der Entstehungszeit ähnlich (gründerzeitlich) einzuordnen. Der Standort ist sehr zentrumsnah, so dass auch ein Einfluss des „Kerngebietes“ nicht auszuschließen ist. KRUG (2002) zählt die Böden in diesem Bereich zu den am intensivsten anthropogen überprägten Böden im haleschen Stadtgebiet.

Eine direkte Umgestaltung des Geländes durch Bautätigkeit erfolgte laut topographischer Karten seit 1905 nicht mehr. Es ist jedoch von mehreren Aufschüttungen am Messfeld-Hang auszugehen. Die letztmalige massive Veränderung fand vor ca. 20 Jahren durch den Auftrag von Bauschutt und Grabsteinbruchstücken eines nahe gelegenen Friedhofs statt. Eine stets kurz gehaltene Wiese mit kleineren unbewachsenen Lücken bildet die Flächenbedeckung.

#### 3.1.3.2 UG2: Böllberg / Saale

Dieser Standort liegt auf dem Gelände des Wassersportclubs Rabeninsel e.V. am östlichen Saaleufer gegenüber der Rabeninsel. Laut Abb. 2-2 gehört er in den Bereich „Villen“ mit räumlicher Nähe zum „alten Dorfkern“ Böllbergs und einer Verkehrsstrasse mit regionaler Bedeutung. Die Ausdehnung Böllbergs bis in diesen Bereich war in den 20er Jahren des letzten Jahrhunderts abgeschlossen. In den 30er Jahren befand sich auf dem Gelände ein Freibad. Letzte intensive Veränderungen am Boden des Messfeldes wurden in den 1950er Jahren durch Baumaßnahmen und Terrassierungen vorgenommen. Die Messfeldfläche wird mehrmals im Jahr gemäht.

#### 3.1.3.3 UG3: Silberhöhe / Weiße Elster

Der Stadtteil Silberhöhe wurde Ende der 70er - Anfang der 80er Jahre des vergangenen Jahrhunderts erbaut und zählt zu den „Großsiedlungen“. Mit den Arbeiten an den Plattenbauten „Am Hohen Ufer“ wurden die Böden auf dem Buntsandsteinhang, der vom Neubauviertel in die Weiße Elster-Aue vermittelt, stark überprägt. Bis dahin wurden die ebenen Flächen landwirtschaftlich genutzt. Das Bodenmessfeld wurde im Baubereich des 1983 gebauten Blocks „Am Hohen Ufer“ (Nr. 37-39) eingerichtet. Die städtisch bedingte Bodenveränderung ist damit hier ziemlich jung. Dafür ist von einer intensiven Überprägung zum Bauzeitpunkt auszugehen (SAUERWEIN 1998a). Die Rasenfläche, in der die Messinstrumente eingesetzt wurden, unterliegt mehrmals im Jahr einer Mahd. Das Mähgut verbleibt im Allgemeinen an Ort und Stelle.

Aufgrund der Länge des Hanges und seiner zweigeteilten Flächennutzung im Längsprofil bot sich im oberen intensiv genutzten Grünlandbereich unmittelbar vor der Plattenbaute (UG3a) sowie im unteren Waldbereich (UG3b) eine Messfeldeinrichtung an. Der untere Hangbereich wird als „Auwald“-Rest bezeichnet (SAUERWEIN & FORNAÇON 2002). Im oberen Auwaldbereich kann während der Bauphase des Plattenbaus durch Aufschüttung und Erosion von einer anthropogen induzierten Beeinflussung ausgegangen werden. Dieses Messfeld bietet damit eine Vergleichsmöglichkeit zwischen Grünland- und Waldstandort. Im fol-

genden werden beide Messfelder als eigenständig betrachtet. In beiden Stadtstrukturtypen wurden Messinstrumente im jeweiligen Ober- und Unterhangbereich eingesetzt.

#### 3.1.3.4 UG4: Halle-Süd / Beesener Bach

Der Beesener Bach (oder Ellernbach) verläuft im Süden von Halle zwischen den Stadtteilen Silberhöhe, Beesen und Ammendorf. Sein vollständig innerhalb der Stadtgrenze gelegenes Einzugsgebiet mit einer ursprünglichen Größe von ca. 5,3km<sup>2</sup> ist stark anthropogen überprägt. Der Quellbereich wurde überbaut, der Unterlauf ist verrohrt. Noch 1851 war der Quellbereich waldbestanden, aus dem der Bach mit zwei Armen in Richtung Beesen floss. Hier wurde er vermutlich schon damals durch Straßen und Häuser in ein stark anthropogen beeinflusstes Bett gezwängt. Nach dem Verschwinden des Restwaldes um 1900 entstanden entlang der Straßen auf dem Talhang bis Mitte der 70er Jahre des 19. Jahrhunderts einige Gärten und Häuser. Um die Jahrhundertwende wurden Häuser in der Brauhausstraße gebaut (Nr. 20=1880, Nr. 39=1910, Nr. 40=1901). In der Feldwiesen- und Ellernstraße kamen weitere Bauten 1928-30 hinzu. Im Laufe der Überbauung kam es zur vollständigen Verrohrung des Baches und zu Aufschüttungen in dessen Tal. Während der Bauphase im Stadtteil Silberhöhe in den 1980ern kam es zur letztmaligen Aufschüttung von abgetragenem Bodenmaterial auf die kolluvialen Sedimente. KÖCK (1992) stellte Auffüllungen von Bodenaushub und Bauschutt in einer Mächtigkeit von 1,5m fest.

Im Zuge von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen beim Bau des Baumarktes nördlich des heute unverrohrten Laufes wurde das Bachbett 1993/94 neu geschaffen. Der revitalisierte Bereich endet am Regenwassersammelbecken des Baumarktgeländes nördlich der Karlsruher Allee. Der Unterlauf mündet verrohrt in die Weiße Elster. Für die Revitalisierung des Baches wurden die eben aufgetragenen Horizonte im Bereich des Messfeldes gekappt. Pflegemaßnahmen finden nur unmittelbar am Bach statt. Zumeist im Winter wird dieser beräumt. Nach SAUERWEIN & FORNAÇON (2002) ist der Bereich dem Stadtstrukturtyp „Park- und Grünanlage“ zuzuordnen. Er liegt zwischen „Offener Blockrandbebauung“ im Westen und „Ein- und Zweifamilienhausbebauung“ im Osten.

#### 3.1.3.5 UG5: Franzigmark / Morler Bach

Der Morler Bach entspringt unweit der Ortschaft Morl nordwestlich von Halle, fließt im ländlich geprägten Raum und mündet in der Franzigmark in die Saale. Sein Einzugsgebiet beläuft sich auf ca. 8,6km<sup>2</sup> (NAUMANN 1990). Das Untersuchungsgebiet liegt im Mündungsbereich unmittelbar „hinter“ der Stadtgrenze im „Grünland“ an der Böschung des Morler Baches. Die Wahl eines Standortes außerhalb der Stadt erschien sinnvoll, um die städtische Belastungswirkung des Sickerwassers einem ländlich geprägten Gebiet gegenüberzustellen und damit zu einer übergeordneten Einstufung der städtischen Sickerwässer zu gelangen.

Gezielte anthropogene Veränderungen fanden in diesem UG nicht statt. Der Unterhangbereich des Messfeldes kann bei extremen Hochwasserereignissen des Baches überstaut werden. Dabei ist mit der Akkumulation der Feststoff- und Lösungsfracht, die durch die intensive Landwirtschaft und dörfliche Siedlungen im Einzugsgebiet über dem natürlichem Niveau liegen dürfte, zu rechnen. Nach FIENEMANN (1994) ist eine stoffliche Beeinflussung des Standortes durch Saalesedimente auszuschließen.

### 3.1.4 Standorte an Standgewässern

#### 3.1.4.1 UG6: Neustadt - Passendorf / Kirchteich

Der Kirchteich ist ein Altwassersee der Saale am westlichen Auenrand. In der DDR diente er seit der Gründung Halle-Neustadts 1964 als Erholungsgewässer (Bootsverleih), so dass auch das Umland den „Grün- und Parkanlagen“ zuzuordnen ist (SAUERWEIN & FORNAÇON 2002). Die Parkanlage wird durch die

Einbettung in die „Großsiedlung“ Halle-Neustadt gut frequentiert. Über den atmosphären Pfad kann des Weiteren die „Hauptverkehrsstrasse“ / Bundesstraße 80 Einfluss auf das Messfeld ausüben.

Durch den Kirchteich fließt der Rossgraben / Zscherbener Bach. Dieser zum Großteil verrohrte Graben mit einem Einzugsgebiet von ca. 15km<sup>2</sup> (HOFFMANN 1988) gilt als eines der verschmutztesten Fließgewässer im Stadtgebiet von Halle. In den See bzw. den Rossgraben wird außerdem Niederschlagswasser aus den umgebenen Wohngebieten sowie Wasser, das bei der Grundwasserhebung in Halle-Neustadt anfällt, eingeleitet. Diese Einleitung findet praktisch ständig statt. Deren Notwendigkeit ergibt sich aus der Baugrunderkennung in Halle-Neustadt.

Aufgrund der geringen Seetiefe ist der Kirchteich als holomiktischer See anzusehen. Das Messfeld wurde an der südlichen Böschung des Sees eingerichtet. Eine massive Umgestaltung dieses Bereiches erfolgte mit dem Bau des Hochwasserdamms im Süden des Sees 1935. Mitte der 70er Jahre des letzten Jahrhunderts kam es durch den Bau der heutigen Bundesstraße 80 innerhalb der Dammanlagen zu einer weiteren



drastischen Veränderung des Geländes. Spätere Einflussnahmen fanden im Zusammenhang mit der Instandhaltung des Wegnetzes um den Kirchteich statt (Abb. 3-2). Bis Mitte der 1980er Jahre war das Gelände als Baugelände deklariert. Der Grünlandbereich wird sporadisch gemäht. Der anfallende Rasenschnitt wird zumeist abtransportiert.

Abb. 3-2: Blick auf UG6 1988 (Foto: HOFFMANN 1988)

#### 3.1.4.2 UG7: Mötzlich / Kleiner Mötztlicher Einbruchsee (Kleiner „Posthornteich“)

Wie der Kirchteich ist auch dieses UG im Bereich der „Grün- und Parkanlagen“ angesiedelt worden. Die Mötztlicher Einbruchseen liegen im Einzugsgebiet des Reidebachs. Das Gelände des flachen Muldentals fällt leicht von West nach Ost ab. Bis Mitte des 20. Jahrhunderts wurde das Gelände landwirtschaftlich genutzt. Die Entstehung der Seen geht auf die Braunkohlentiefbaugruben „Frohe Zukunft“ und „Carl Ernst“ von 1919-1958 zurück. In einer Teufe von 20-25m wurde die Braunkohle abgebaut. Durch die Entfernung des Grubenholzes wurde das Deckgebirge zum Einsturz gebracht, so dass die Mötztlicher Seen in den 1960er Jahren entstanden. In der DDR waren sie hocheutrophe Gewässer (SZEKELY 1987). Ein sehr hoher Salzgehalt, organische Verunreinigungen und hohe Ammoniumwerte sind dafür als Ursache anzusehen. Durch Biozideintrag von benachbarten Obstplantagen kam es zum Fischsterben. Ca. 50% der Gesamtgewässerfläche des Kleinen „Posthornteichs“ sind mit Röhricht bestanden. Die maximale Tiefe wird von SZEKELY (1987) mit 1,5m (mittlere Tiefe 1m) angegeben und ist damit wie auch beim Kirchteich sehr gering. Insbesondere die Flächen südlich des Kleinen Mötztlicher Einbruchsees wurden eingeebnet, wobei auch allochthones Material zum Einsatz kam. Bis 1996 war der Kleine Mötztlicher Einbruchsee von einem schmalen Ackerband gesäumt. In diesem Bereich befindet sich der Oberhang des angelegten Messfeldes. 1997 wurden diese Flächen stillgelegt. Die entstandene Grünlandfläche wird seit dem zweimal jährlich gemäht. Der Rasenschnitt verbleibt an Ort und Stelle. Die eingerichtete Mittelhangstation befindet sich am Rand des Schilfgürtels um den See. Der Unterhangbereich ist im Schilf unmittelbar am Ufer gelegen.

### 3.1.5 UG8: Neue Residenz

Da das „Kerngebiet“ ein städtisches Charakteristikum ist und durch die historisch lang zurückreichende anthropogene Bodenüberprägung sowie die zentrale Lage mit entsprechenden Auswirkungen auf Stoffmissionen besondere Brisanz hinsichtlich der Stoffverlagerung bieten kann, sollte dieser Stadtstrukturtyp mit einem Messfeld abgedeckt werden. Aufgrund des hohen Versiegelungsgrades standen jedoch keine Flächen zur Verfügung, die die Auswahlkriterien erfüllten. Es wurde deshalb auf das Gelände des Fachbereichs Geowissenschaften im Innenhof der Neuen Residenz zurückgegriffen. Die Neue Residenz in der heutigen Domstraße 5 ist von 1531-1539 erbaut worden. Im Innenhofbereich ist von massiven wiederholten Aufschüttungen auszugehen.

Ein Vorteil dieses Messfeldes lag in der Möglichkeit, detailliertere Messungen in höherer zeitlicher Auflösung durchführen zu können. Dafür ist es das einzige Messfeld, dass sich auf einer ebenen Fläche befindet. Die Rasenmähd fand hier ebenfalls mehrmals während der Vegetationsperiode statt.

### 3.1.6 Zusammenfassender Vergleich

Tab. 3-2: Lage und morphologische Eigenschaften der Messfelder

Untersuchungsgebiet (Untersuchungszeitraum)	Hochwert	Rechtswert	Exposition	Höhenunterschied [m]	Horizontalabstand [m]	Hangneigung [°]
<b>Holzplatz</b> (Dez. 2000 - Juni 2003)	5705345	4497370	West			
Oberhang-Unterhang				1,5	2,3	25,7
Unterhang-Wasserspiegel (bei ~MW)				1,6	2,9	22,1
<b>Böllberg</b> (Sept. 2002 - Dez. 2003)	5703290	4496385	West			
Oberhang-Unterhang				1,9	4,2	16,6
Unterhang-Saale (bei ~MW)				1,0	16,7	0,0*
<b>Silberhöhe Grünlandbereich</b> (Dez.2000 - Feb.2004)	5700300	4497065	Süd			
Oberhang-Unterhang				2,1	7,8	6,5
Unterhang "Grünland"-Oberhang "Auwald"				2,4	7,4	9,7
<b>Auwald</b> (Dez. 2000 - Juli 2002)	5700285	4497055				
Oberhang-Unterhang				10,7	22,7	18,1
Unterhang-Wasserspiegel (bei ~MW)				1,6	10,0	0,1
<b>Halle-Süd</b> (Juli 2002 - Jan. 2004)	5700535	4498220	West			
Oberhang-Unterhang				0,5	2,4	3,3
Unterhang-Wasserspiegel (bei ~MW)				0,8	1,0	33,0
<b>Franzigmark</b> (Mai 2003 - April 2004)	5711850	4493000	Ost			
Oberhang-Unterhang				0,3	0,8	12,8
Unterhang-Wasserspiegel (bei ~MW)				0,6	0,4	52,4
<b>Neustadt</b> (Dez. 2000 - Nov. 2003)	5704395	4495310	Nord			
Oberhang-Mittelhang				0,7	2,9	4,0
Oberhang-Unterhang				1,6	4,8	10,7
Mittelhang-Unterhang				1,0	1,8	20,2
Unterhang-Wasserspiegel (bei ~MW)				0,7	1,0	28,9
<b>Mötzlich</b> (Dez. 2000 - Aug. 2003)	5709810	4500065	Nord			
Oberhang-Mittelhang				1,4	5,7	5,6
Oberhang-Unterhang				1,8	6,9	6,2
Mittelhang-Unterhang				0,4	1,2	9,9
Unterhang-Wasserspiegel (bei ~MW)				0,4	2,5	1,0
<b>Neue Residenz</b> (Nov. 2001 - Nov. 2003)	5706020	4497670				

\*0,0° Hangneigung und 1m Höhendifferenz resultiert aus der Uferbefestigung (Mauer)

Die Bodenmessfelder wurden vorwiegend auf Grünlandflächen angelegt. Bäume standen minimal in ca. 5m Entfernung. Eine Beeinflussung der physikochemischen Eigenschaften des Bodens im Bereich der Messinstrumente ist deshalb als gering einzuschätzen (HAASE & NEUMEISTER 1998). Die Grünlandflächen

unterscheiden sich hinsichtlich der Pflege (Wuchshöhe, Stoffabfuhr). Als Vergleich zu den Stadtböden unter Grünland wurde ein Messfeld in einem (naturnahen) Auwald und ein Untersuchungsgebiet außerhalb der Stadt unter Grünland gewählt.

Infolge der beschriebenen Zwänge und Voraussetzungen, die an die Untersuchungsgebiete gestellt wurden, dominieren die „Grün- und Parkanlagen“ unter den Stadtstrukturtypen. Trotzdem ist in Bezug auf den Einfluss von (angrenzenden) Stadtstrukturtypen und das Flächenalter eine hohe Diversität erreicht worden. Die gewählten Stadtstrukturtypen sind charakteristisch für viele Städte (HEINEBERG 2000). Damit ist eine Grundlage für die Validierung und regionale Vergleiche der Ergebnisse in anderen urbanen Räumen gegeben. Abb. 3-1 zeigt auch, dass bezüglich der Lage innerhalb der Stadt viele Bereiche abgedeckt wurden.

Neben den boden- und vegetationsbedingten Unterschieden des Stofftransportes sind Differenzen infolge unterschiedlicher Expositionen zu erwarten. Eine leichte Nivellierung könnte durch die Lage der meisten Messfelder im Schatten von Gebäuden oder Bäumen erreicht werden. Weiterhin wirken verschiedene morphologische Eigenschaften der Hänge (Tab. 3-2), die vor allem zu einer unterschiedlichen Aufteilung der Bodenwasserbewegung in eine laterale und eine vertikale Komponente führen können. Die horizontalen und vertikalen Abstände zwischen den einzelnen Hangbereichen in Tab. 3-2 wurden mit dem registrierenden Elektronischen Tachymeter (Rec Elta RL-S von Carl Zeiss) bestimmt. Mulden und andere Änderungen im Mikrorelief zwischen den Hangbereichen sind nicht gegeben.

### 3.2 Untersuchte Stoffe

Der Zielstellung folgend sollten Stoffe untersucht werden, die stellvertretend für Emissionen und Anreicherungen im urbanen Raum stehen. Da der urbane Raum durch verschiedenste anthropogen beeinflusste Prozesse geprägt ist, sind im Grunde Anreicherungen aller Stoffe und Stoffgruppen denkbar (CHILTON 1999). Gleichsam sind all diese Stoffe potenzielle Schadstoffe. Entscheidend ist die Dosis-Wirkungsbeziehung. „Eine grundsätzliche Unschädlichkeit eines Stoffes auf Organismen kann nie nachgewiesen werden“ (SCHWOERBEL 1999, S. 360). Unter den Restriktionen der gegebenen Labormöglichkeiten wurde deshalb versucht, ein möglichst breites Stoffspektrum abzudecken. So sollte das unterschiedliche Verhalten der Stoffe berücksichtigt und Differenzen im Stoffhaushalt der Standorte bzw. der Stadtstrukturtypen erfasst werden. Anhaltspunkte für stadtstrukturell bedingte Differenzen können beispielsweise aus den Leitparametern für die standortorientierte Grundwasseranalyse (LHW 2004) abgeleitet werden. Folgende Stoffe fanden Eingang in die eigenen Untersuchungen:

Tab. 3-3: Untersuchte Stoffe

	untersuchte Stoffe	
	in der Bodenlösung	in Bodenaufschlüssen
Kationen	Na, K, Mg, Ca	Na, K, Mg, Ca
Anionen	Cl, NO <sub>3</sub> , o-PO <sub>4</sub> , SO <sub>4</sub> , (Br)	Cl, NO <sub>3</sub> , P, o-PO <sub>4</sub> , SO <sub>4</sub> , (Br)
Schwermetalle	Zn, Cu, Pb, Mn	Zn, Cu, Pb, Mn, Cr, Cd, Fe
Leichtmetall	Al	Al
organische Schadstoffe	PAK	PAK

Als Hauptnährstoffe sind N, P und auch K nicht nur im städtischen Bereich von besonderer Bedeutung. Da die Eutrophierung vieler Gewässer auf hohe anthropogen bedingte Einträge dieser Nährstoffe zurückgeht, stehen sie auch im landwirtschaftlich genutzten Raum im Focus zahlreicher Untersuchungen und Messungen. Von den P-Spezies wurden in den Bodenaufschlüssen der Gesamt-Phosphatgehalt sowie der ortho-Phosphatgehalt (H<sub>2</sub>PO<sub>4</sub><sup>-</sup>) ermittelt. In der Bodenlösung beschränkten sich die Messungen auf das ortho-Phosphat, da es außer in extrem sauren oder extrem alkalischen Böden die dominante P-Spezies ist (PULFORD 1991, SCHACHTSCHABEL et al. 1998). Hinsichtlich der Stoffverlagerung unterscheiden sich die genannten Nährstoffe grundsätzlich. Phosphat und Kalium weisen eine hohe Affinität zur Bodenmatrix auf.

Sie können deshalb nicht so schnell mit dem Sickerwasser transportiert werden, wie dies beim Nitrat der Fall ist. Nitrat ist im Boden die dominante Stickstoffform (DBG 1992). Es wird im Boden quasi nicht adsorbiert, ist jedoch stark in biogene Prozesse eingebunden. Ähnlich leicht wie Nitrat sind Chlorid und Natrium verlagerbar. Die Adsorptionsstärke der übrigen Kat- und Anionen bewegt sich zwischen der von Natrium / Chlorid und Kalium / Phosphat. Eine Ausnahme bildet Bromid. Bromid wird kaum retardiert. Es wurde als Tracer eingesetzt und nur an den „Tracer-Standorten“ erfasst (siehe Kap.8.8.2).

Schwermetalle und Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) werden allgemein stärker im Boden zurück gehalten als die übrigen Stoffe. Beide Stoffgruppen unterscheiden sich wiederum durch die Persistenz (Schwermetalle) bzw. die Abbaubarkeit (PAK). Die Geschwindigkeit der Schwermetallverlagerung nimmt in der Regel in der Reihenfolge  $Pb < Cu \ll Zn \leq Cd$  zu (DÜES 1987, RENGIER et al. 1991, SCHACHTSCHABEL et al. 1998). Dahingehend ist Kupfer durch die zu erwartenden neutralen oder leicht basischen pH-Verhältnisse besonders interessant, da es gegenüber anderen Schwermetallen eine erhöhte Löslichkeit in diesem Bereich aufweist (HERMS & BRÜMMER 1984). Bei den Analysen der Festsubstanz wurden weitere Schwermetalle in das Untersuchungsprogramm mit aufgenommen. Beispielsweise ist Cadmium chemisch Zink sehr ähnlich (SCHACHTSCHABEL et al. 1998) und weist im urbanen Raum oft enge Korrelationen zu Zink und Blei auf (MEUSER 1996), so dass Parallelen in der Verteilung Aussagen zu dessen Gefährdungspotenzial erbringen können. Mangan und Aluminium wurden aufgrund ihrer erhöhten Mobilität bei veränderlichen physikochemischen Randbedingungen zu Projektbeginn in das Analysenprogramm mit aufgenommen. Im Sommer 2002 musste die Erfassung beider Elemente in der Bodenlösung aus organisatorischen Gründen zu Gunsten von Zink aufgegeben werden. Kupfer, Blei und Zink sind die drei meist ermittelten Schwermetalle (CALLENDER 2004). So überrascht es nicht, dass sie nach umfangreichen Beprobungen urbaner Böden (THORNTON 1991, NOVOTNY 1995, BLUME & SCHLEUB 1997, CHEN et al. 2005) auch als die Elemente mit dem höchsten Gefährdungspotenzial angesehen werden. Allgemein können die Schwermetalle durch Müllablagerung und Metallkorrosion in urbane Böden gelangen. Ansonsten ist Blei vor allem im Zusammenhang mit Emissionen aus dem Straßenverkehr zu sehen. Cadmium und Zink gelangen z.B. durch Reifenabrieb und mit Düngemitteln in die Umwelt. Kupfer ist ebenfalls in Düngemitteln und Pflanzenschutzmitteln enthalten. Insgesamt gelangen die meisten Immissionen dieser Schwermetalle im urbanen Raum in die Gewässer (FUCHS & SCHERER 2004).

Im Bereich der organischen Schadstoffe bot sich die Analyse der PAK durch die Kooperation mit dem UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle und die Nutzungsmöglichkeit der UFZ-Laboratorien an. Es wurden die 16 PAK der Environmental Protection Agency (EPA)-Liste, die auch in der Bundes-Bodenschutzverordnung (BBODSCHV 1999) verankert sind, erfasst. Diese 16 PAK sind Standard vieler Untersuchungen organischer Kontaminanten und gelten als repräsentativer Ausschnitt der gesamten PAK. Ihre Entstehung geht quasi vollständig auf anthropogene Quellen zurück (SCHÄFER 1997, HOPF 2000, WEIGAND 2000). Einige PAK besitzen cancerogenes und/oder mutagenes Potenzial. Sie entstehen hauptsächlich durch unvollständige Verbrennung fossiler Energieträger wie z.B. beim Hausbrand, im Kfz-Verkehr oder bei entsprechenden industriellen Produktionsverfahren. Ihre Verbreitung erfolgt vor allem atmogen an Staub, Ruß oder Pollen gebunden, weshalb sie ubiquitär vorkommen. Sie können insbesondere in urbanen Böden angereichert sein (MEUSER 1996, EUSTERBROCK 1999). Aufgrund der sehr geringen Wasserlöslichkeit und der hohen Adsorption an organisches Material bilden Böden allgemein eine wichtige Senke für PAK (SCHÄFER 1997, WEIGAND 2000, ADRIAENS et al. 2004). Hohe Austragsraten wurden mit dem Oberflächenabfluss von Verkehrsstrassen im urbanen Raum erfasst (SCHÄFER 1999).

Unter Berücksichtigung geogener Hintergrundgehalte können auch die übrigen untersuchten Stoffe bei hohen Konzentrationen Hinweise auf ihre Quelle liefern. Die Makro- und Mikronährstoffe können sich durch Düngung oder organische Abfälle und Exkremate anreichern. Calcium und Sulfat gelten als Bau-schutt-Indikatoren (UBA 1989, MEUSER 1996, SPOSITO 1998, LHW 2004). Gerade in Halle können Anrei-

cherungen von Schwefelverbindungen auf die Kohleförderung (Substratumlagerung) und die auf die Heiztätigkeit folgenden atmosphärischen Einträge zurückzuführen sein. Natrium wird vor allem durch die Streusalzaufbringung relevant.

### 3.3 Geländemethoden

In Anbetracht des bestehenden Informationsdefizites und der mangelhaften direkten Untersuchung der Sickerwässer in urbanen Böden (von Altlasten abgesehen) sollten in situ Messungen Grundlage der vorliegenden Arbeit sein. Ausgewählte Extraktionsverfahren und Untersuchungen der Bodeneigenschaften sollten die Verbindung zu den laborativen bzw. auf Feinbodenextraktionen beruhenden Ansätzen der Gefährdungseinschätzung (LITZ et al. 1998, BBODSCHV 1999, BLODAU et al. 2003) herstellen. Des Weiteren wurden vegetationskundliche Untersuchungen zur Standortcharakterisierung herangezogen. Die Anpassung der Flora bzw. der Vegetation kann unter Umständen die längerfristige Einwirkung stattfindender Transport- und Verlagerungsprozesse bestätigen.

#### 3.3.1 Klimatologische Standortuntersuchung

Direkt in den UG3, 5, 6, 7 und 8 wurden Klimastationen aufgestellt. Aus Sicherheitsgründen wurde die Station im UG6 (Neustadt) in 900m Entfernung zum Bodenmessfeld am Dreiecksteich eingerichtet. In unmittelbarer Nähe zum Messfeld im UG5 konnte ebenfalls keine Klimastation aufgestellt werden, so dass sie in 700m Entfernung auf der gegenüberliegenden Saaleseite etabliert wurde. Für die übrigen Messfelder standen keine Klimastationen zur Verfügung. Hier musste entsprechend der räumlichen Nähe zu den benachbarten Messfeldern (siehe Abb. 3-1) auf deren Werte zurückgegriffen werden. Im UG2 wurde über 3 Hellmann-Niederschlagssammler die Übereinstimmung der Werte kontrolliert.

An den standardisierten loggergestützten Klimastationen wurde der Niederschlag ( $P$ ) mittels Regenwippe in einer Auflösung von 0,1mm, die relative Luftfeuchte ( $U$ ) mittels Psychrometer und die Lufttemperatur ( $T$ ) ermittelt. Luftfeuchte und –temperatur wurden stündlich aufgezeichnet. Herr Dr. Döring vom Institut für Agrargeographie und Agrarraumgestaltung stellte freundlicherweise Tageswerte der Globalstrahlung der Station Halle-Kröllwitz zur Verfügung.

#### 3.3.2 Probenentnahme in Bodenprofilen

Nach der Anlage von Schürfgruben in verschiedenen Hangpositionen der Untersuchungsgebiete wurden Bodenproben gemäß DIN 19681 und DIN 19680 (DIN 1999) entnommen und nach DIN ISO 11464 (VDLUFA 1982, BBODSCHV 1999, DIN 1999) für weitere Analysen vorbereitet. Je nach Horizontmächtigkeit wurden 3-5 Proben zu Mischproben mit mindestens 200g vereinigt und homogenisiert. In den Schürfgruben sind außerdem an charakteristischen Horizonten Proben mit Stechzylindern (250cm<sup>3</sup>) gezogen worden. Die Aufnahme und Bezeichnung der Profile bzw. Horizonte erfolgte nach AD-HOC-AG BODEN (2005) bzw. AK STADTBÖDEN (1997).

#### 3.3.3 Gewinnung von Bodenlösung

Möglichkeiten der Gewinnung von Bodenlösungen sind der Einsatz von Saugkerzen oder frei dränierenden Lysimetern, die Herstellung von Bodensättigungsextrakten und das Abtrennen der Lösung von Kernbohrungen bzw. Stechzylinderproben im Labor. Frei dränierende Lysimeter ermöglichen zwar eine Beprobung des ungestörten Bodens über einen längeren Zeitraum, jedoch ist der Einbau aufwendig, platzraubend und es kommt an den Rändern des Lysimeters zur Unterbrechung der pF-WG-Funktion (BERGFELDT 1994, HAFERKORN 2000). Vor allem ist jedoch die zweidimensionale Untersuchung der Bodenlösung nicht zu verwirklichen. Das Entnehmen von Kernbohrungen oder Stechzylinderproben ermöglicht eine relativ hohe Beprobungsdichte, auch in vertikaler Richtung. Die Gewinnung von Perkolationsbodenlösungen oder Bodensättigungsextrakten sind dabei häufig angewendete Methoden. Die Bodenlösung kann auch gut mittels

Zentrifugation oder Verdrängung durch eine spezielle Lösung ausgetrieben werden. Bei beiden Methoden wird eine Art Gleichgewichtsbodenlösung gewonnen. Diese kann sich aufgrund unterschiedlich entwässerter Porengrößen, der Bewegung der Probe und einer veränderten Kontaktzeit vom Sickerwasser, das zur Stoffverlagerung führt, unterscheiden (HORN 1987, HANTSCHEL et al. 1986, BERGFELDT 1994, KALTSCHMIDT & SCHMIDT 1999). Allen Verfahren, die auf Kernbohrungen oder Bodenprofilen basieren, ist gemein, dass die Zerstörung der Bodenstruktur dicht gestaffelte Wiederholungen ausschließt. Langfristige Verlagerungstendenzen, witterungs- oder phänologische Einflüsse sowie episodisch anthropogene Einwirkungen sind damit nicht hinreichend zu erfassen. Bei heterogenen Böden mit evtl. großen Hohlräumen bzw. Böden mit instabiler Struktur (sandig, viel Skelett) sind in situ Messungen zum Bodenwasserhaushalt Labormethoden vorzuziehen (PLAGGE 1991, HUSSEN & WARRICK 1995, HAMMEL et al. 1999), da die speziellen Eigenheiten in die Messungen mit eingehen.

Deshalb wurde auf die Saugkerzenmethode zurückgegriffen. Der Vorteil von Saugkerzen, d.h. die Möglichkeit der kontinuierlichen Entnahme von Bodenlösung aus verschiedenen Profiltiefen und die Messung von wasserlöslichen, nicht adsorbierten Stoffen in hoher zeitlicher Auflösung bei geringen Eingriffen in die Bodenstruktur, ist vielfach dokumentiert (u.a. PRIETZEL & FEGER 1989, ROTH 1989, WILSON 1995, LEHMANN 1996, SILILO 1997, DUIJNISVELD et al. 1998, POTSCHIN 1999, WESSEL-BOTHE 2002, HOFFMANN 2002). Wichtig ist die Auswahl des Kerzenmaterials, da Adsorptionseffekte zum einen die Konzentrationen verändern und zum anderen zeitliche Verzögerungen bei der Wiedergabe der Konzentrationen in der Bodenlösung hervorrufen können. Verwendung fanden Kunststoff- ( $\varnothing$  32mm) und Glassaugkerzen ( $\varnothing$  32mm) der Firma Ecotech. Die Kunststoffkerzen besitzen ein Polyamid-Membranfilter mit einer Porengröße von  $0,45\mu\text{m}$ . Um das Membranfilter befindet sich ein Polyethylen-Stützkörper, der beim Einbau das Filter schützt und danach über die  $0,5\text{mm}$  großen Poren den Anschluss an den Boden bildet. Die Kunststoffsaugkerzen eignen sich laut Hersteller wegen der weitgehend unpolaren Kohlenstoffketten im Material besonders zur Erfassung von Schwermetallen und Phosphat in der Bodenlösung. Die eingesetzten Glassaugkerzen haben eine Porengröße von ca.  $1\mu\text{m}$ . Aufgrund der geringen inneren Oberfläche des porösen Borosilikatglases und der daraus resultierenden niedrigen Austauschkapazität eignet sich dieser Typ besonders für die Erfassung gelöster organischer Substanzen.

Vor dem Einbau der Saugkerzen wurden diese inklusive der Verbindungsschläuche und Sammelflaschen mit deionisiertem Wasser mehrmals gespült. Der Einbau der Sonden erfolgte wie vielfach in der Literatur (z.B. GROSSMANN et al. 1987, DVWK 1990, WILSON et al. 1995, SILILO 1997, ECOTECH o.J.) beschrieben mit Hilfe eines Pürckhauer-Bohrstocks mit dem Durchmesser der Saugkerzen. Senkrecht zur Bodenoberfläche wurden Bohrlöcher ausgehoben. Über und unter die Instrumente wurde zur optimalen Kontaktherstellung etwas Quarzsand in die Bohrlöcher gefüllt. Aus dem ausgehobenen Material und destilliertem Wasser wurde eine Paste hergestellt, mit der das verbleibende Loch gefüllt wurde. Eine kurzzeitige Evakuierung der Kerze in der Bodenpaste sorgte für das optimale Füllen der Poren mit autochthonem Bodenmaterial. Sofort nach dem Einsetzen der Kerze in das Bohrloch wurde per Pumpe Unterdruck am System angelegt und (nach Möglichkeit) stets aufrecht erhalten. Zwischen den einzelnen Saugkerzen eines Messfeldes wurde ein Abstand von mindestens  $0,5\text{m}$  eingehalten. Außerdem besaßen benachbarte Saugkerzen stets unterschiedliche Einbautiefen.

Der angelegte Unterdruck ist über eine separate Vakuumkammer ablesbar. Er wurde bei allen Saugsonden auf  $-600\text{hPa}$  festgelegt. Unterschiede beim Unterdruck können veränderte Stoffkonzentrationen hervorrufen (GROSSMANN et al. 1987). Mit höherem Unterdruck kann mehr Lösung, die der Kornoberfläche näher anhaftet und damit einen anderen Chemismus aufweisen kann, entzogen werden. Bei  $-600\text{hPa}$  konnten über einen weiten Zeitraum im Jahr für die Analysen erforderliche Probenmengen bei 14tägiger Probennahme gewonnen werden. Auf Variationen beim angelegten Unterdruck in Abhängigkeit vom Matrixpotenzial wurde deshalb verzichtet.

Die ersten Proben der Saugkerzen wurden verworfen, um Bodenlösung und Kerzenmaterial einem Gleichgewichtszustand anzunähern. Danach sind Stoffkonzentrationsabweichungen zu vernachlässigen (GROSSMANN et al. 1987, HOFFMANN 2002). In den 14 Tagen zwischen den Beprobungen sammelte sich die Bodenlösung in Sammelflaschen. Diese wurden zumeist in flache, abgedeckte Gruben verbracht. Damit war zum einen der nötige Schutz im urbanen Raum gewährleistet, zum anderen konnten Stoffumsatzprozesse minimiert werden, da die Temperatur- und Lichtverhältnisse der abgesaugten Lösung denen des Bodens weitgehend entsprachen. Bei der Auswertung und Interpretation der ermittelten Stoffkonzentrationen sind einige weitere, in der Messtechnik begründete mögliche Fehlerquellen zu berücksichtigen:

Beim Einbau der Sonden werden insbesondere die Makrostrukturen zerstört. Dadurch ist in der Umgebung der Saugkerze mit einer höheren Wassersättigung und einer damit einhergehenden Veränderungen bodenchemischer und mikrobiologischer Parameter zu rechnen. Infolge länger anhaltender höherer Feuchtigkeit in feineren Poren und deren größerer spezifischer Oberfläche können der Ionenaustausch und die Verwitterung intensiver ablaufen. Daraus resultieren vom ungestörten Boden abweichende Stoffumsetzungen. Mit der Zerstörung der Makroporen um die Saugkerzen ist der schnelle Fluss in großen Poren in der gewonnenen Bodenlösung unterrepräsentiert. Makroporenfluss kann vor allem in aggregierten tonigen Böden zum „Umströmen“ der Saugkerzen führen (GROSSMANN 1988). Da der Unterdruck nicht beliebig hoch an das System angelegt werden kann und das zuerst abgesaugte, schwach an die Bodenmatrix gebundene Wasser den angelegten Unterdruck beeinflusst, ist der Grad der Entwässerung feinerer Poren ebenfalls unklar (LIATOR 1988, GROSSMANN 1988, SCHLINKERT 1992, LEHMANN 1996). Darüber hinaus können je nach Porengröße der Saugkerzenmembran Filtereffekte auftreten (GROSSMANN 1988).

Infolge des kontinuierlichen Unterdruckes am Saugkerzensystem ist von einem veränderten Strömungsfeld im Einflussbereich auszugehen. Die Saugkerze erzeugt einen Potenzialgradienten im Boden. Der hervorgerufene Fluss ist in Grobporen größer als in feineren Poren (ROTH 1989). Die in der Probe ermittelten Stoffgehalte sind somit ein über den Fluss gemittelter Wert der Konzentrationen in den Poren. Der Unterdruck in der Apparatur beeinflusst außerdem die Lösungsgleichgewichte der Gase mit entsprechenden Auswirkungen auf die Lösungsphase. Beispielsweise hat SCHLINKERT (1992) in Saugkerzenproben einen um ca. 0,2 Einheiten höheren pH-Wert als in Bodensättigungsextrakten erfasst. Weiterhin kann eine starke Austrocknung des umgebenen Bodens problematisch sein, da Schrumpfungerscheinungen die Kontaktfläche von Sonde und Boden verschlechtern können. Nachteilig wirkt sich auch die ungenaue zeitliche Zuordnung der Stoffkonzentrationen aus. Saugkerzen liefern Mischproben über den Zeitraum, in dem der Unterdruck angelegt ist. Die Zusammensetzung der Mischprobe resultiert aus der Änderung des Wassergehaltes und der Abnahme des Unterdrucks im System in diesem Zeitraum. Das Bodenvolumen, aus dem die gewonnene Wasserprobe stammt, kann nicht genau bestimmt werden. Der Einflussbereich der Saugkerze variiert in Abhängigkeit vom Unterdruck und den Substrateigenschaften (WEIHERMÜLLER et al. 2003). Zumindest bei vernachlässigbarem kapillaren Aufstieg und lateralen Flüssen ist jedoch gewiss, dass die Probe die oberen Bodenhorizonte durchflossen hat.

Infolge der Variabilität der Wasserbewegung und der zusätzlichen Heterogenität der Stoffkonzentrationen und -gehalte im Boden werden saugkerzenbasierte Analysen von einer hohen Streuung belastet. Eine Literaturrecherche (TRUDGILL et al. 1991 in MOUTONNET & FARDEAU 1997, DUIJNISVELD et al. 1998, CARON et al. 1999, HOFFMANN 2002) hinsichtlich der Anzahl von Saugkerzenparallelen für definierte Varianzen gipfelte in 467 nötigen Messwiederholungen für eine 10%ige Genauigkeit bei der Abschätzung von Konzentrationsmittelwerten (MEIWES et al. 1994 in POTSCHIN 1999). POTSCHIN (1999) kommt zu dem Schluss, dass die Heterogenität unabhängig von der betrachteten Dimension sehr hoch ist. Eine der Ursachen ist bei rein termingebundener Auswertung der Konzentrationen die unterschiedliche Wasserleitfähigkeit im Einflussbereich zweier Saugkerzen, die zur Entnahme eigentlich „identisch“ zusammengesetzter Bodenlösungen zu

unterschiedlichen Zeitpunkten führt. Hohe Varianzen der Bodenlösung sind nicht nur bei der Untersuchung auf Saugkerzenbasis zu beobachten.

Resümierend kann festgehalten werden, dass für das Herausarbeiten zeitlicher und räumlicher (stadtstruktureller) Unterschiede der Bodenlösung gemäß den eigenen Zielsetzungen die Saugkerzenmethode bei derzeitigem Wissenschaftsstand durch nichts zu ersetzen ist.

### 3.3.4 Ermittlung der Wasserspannung

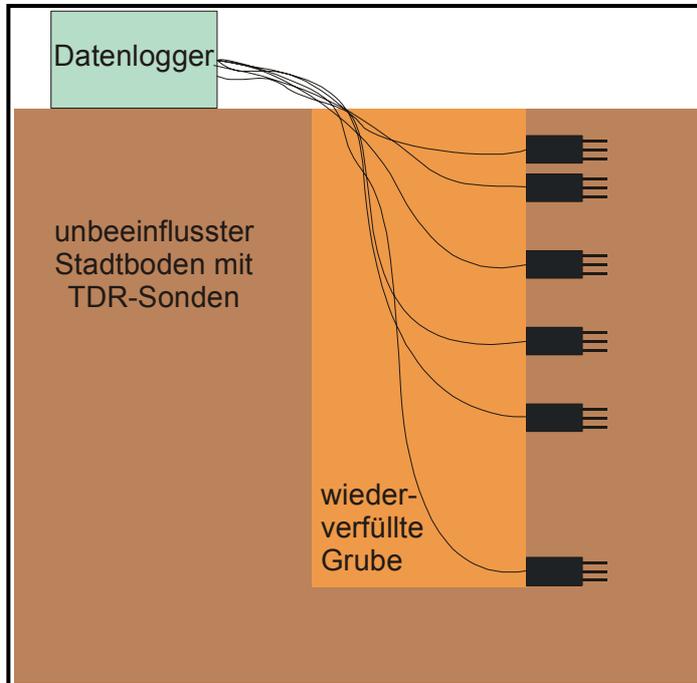
Für die Berechnung der Wasserbewegung im Boden ist die Bestimmung der Wasserspannung unabdingbar. Deren Messung erfolgte mit mechanischen Tensiometern ( $\varnothing$  20mm) der Firma Ecotech. Diese bestehen aus einer keramischen Zelle, über der ein teilweise mit Wasser gefüllter Plexiglasschaft angebracht ist. Der Boden kann über die poröse Zelle Wasser aus dem Tensiometer ziehen. Im Gleichgewichtszustand und unter Berücksichtigung der Wassersäule im Tensiometer entspricht der Druck, der sich im Tensiometer aufbaut, dem Matrixpotenzial bzw. mit entgegengesetztem Vorzeichen der Wasserspannung. Über einen Septumstopfen am oberen Ende kann per Einstichkanüle das Matrixpotenzial abgelesen werden. Der Einbau der Tensiometer erfolgte gemäß DIN 19682 (DIN 1999) bzw. analog dem Einbau der Saugkerzen, wodurch die gleichen Beeinflussungen des Bodens zu berücksichtigen sind. Hier ist jedoch der Durchmesser des Bohrstocklochs geringfügig größer als der Tensiometerdurchmesser. Die durchlässige Zelle wurde deshalb in Quarzsand eingebettet. Damit konnte vor allem in skelettreichen Böden ein optimaler Kontakt zum Bodenkörper hergestellt werden. Da das Tensiometer ein Potenzial misst, wird die Qualität der Messung im allgemeinen dadurch nicht beeinträchtigt (ROTH 1989). Die Messungen an den Tensiometern wurden in der Regel parallel zur Entnahme der Bodenlösung aus den Sammelflaschen in 14tägigem Abstand vormittags durchgeführt.

Nach Niederschlagsereignissen ist durch das Abflachen der fingerförmigen Infiltrationsfronten mit zunehmender Tiefe eine steigende Repräsentanz der Messwerte anzunehmen. Neben den in Kap. 2.2 skizzierten Annahmen bei der Berechnung des Sickerwasserflusses ist der beschränkte Messbereich der Tensiometer als Fehlerquelle zu nennen. Oberhalb von ca. 850hPa Wasserspannung reißt der Wasserfilm zwischen keramischer Zelle und Boden, so dass Luft eindringt und die Tensiometer leer laufen. Laut DIN (1999) erbringen Tensiometermessungen nach bisherigen Erfahrungen befriedigende Messwerte im unteren Saugspannungsbereich bis  $pF=2,8$  (630hPa). An den gewählten Standorten war eine derartige Trockenheit nur selten zu verzeichnen. Es kann davon ausgegangen werden, dass die Wasserbewegung unter diesen Bedingungen mit hinreichender Genauigkeit extrapoliert werden kann (HENDRICKX 1990) und die Höhe des Fehlers für die Fragestellung nicht relevant ist (CULLEN et al. 1995). Allerdings mussten die Tensiometer in trockenen Perioden nach der Messung neu befüllt werden. Eine öfter durchgeführte Neubefüllung hat den Vorteil, dass der Einfluss der eingeschlossenen Gase oberhalb der Wassersäule im Tensiometer minimiert wird (HUBBEL & SISSON 1998). Im Zuge der Ausgleichsbewegungen zwischen Tensiometer und Boden gelangt danach jedoch Wasser in den Boden, so dass die Wasserspannung im Bereich des Tensiometers geringer als im umgebenen Boden ist. Es ist deshalb vor allem im Sommer von einer Unterschätzung der Wasserspannung auszugehen. Eine weitere Fehlerquelle ist der Wärmetransport im Tensiometer (HUBBEL & SISSON 1998). Damit dieser sich vom umgebenen Boden nicht zu sehr unterscheidet, endeten die Tensiometer in der Regel mit der Bodenoberfläche. Einfluss auf die Qualität der Messwerte kann auch die Größe der Tensiometer haben (HENDRICKS et al. 1994). Daten größerer Tensiometerzellen sind als repräsentativer einzuschätzen.

### 3.3.5 Time-Domain Reflectometry-Sonden

Der volumetrische Wassergehalt ist wie die Wasserspannung für die Größe des Stofftransports eine entscheidende Komponente. Bei der Time-Domain Reflectometry (TDR)-Technik wird die hohe Dielektrizitätszahl des Wassers zur Messung des Wassergehaltes herangezogen. Die dielektrischen Konstanten von

festem Boden und Luft spielen nur eine untergeordnete Rolle (PFAHLS et al. 1999). Bei der Messung wird die Laufzeit einer elektromagnetischen Welle im Boden zum Wassergehalt in Beziehung gesetzt. Die Verweilzeit des elektromagnetischen Impulses steigt mit zunehmendem Wassergehalt des Bodens. Über Eichfunktionen kann der volumetrische Wassergehalt aus der gemessenen dielektrischen Konstanten berechnet werden. Darüber hinaus sollte ein Korrekturfaktor entsprechend der Lagerungsdichte Berücksichtigung finden (HALM et al. 1997) oder eine Anpassung an gravimetrisch bestimmte Wassergehalte erfolgen.



Eingebaut wurden 6 Delta-T Theta-Sonden ML1 der Firma UIT Dresden nach dem Ausheben einer spatenbreiten Schürfgrube (Abb. 3-3). In der Grubenwand wurden Löcher in der Breite der Sonden ausgehöhlt. So konnten die Sonden die Messungen in einem möglichst unbeeinflussten Bodenkompartment aufnehmen.

Die TDR-Technik konnte nur an einem Messfeld genutzt werden. Sie sollte deshalb in erster Linie neben der gravimetrischen Bestimmung eine weitere Validierungsmöglichkeit für die aus den Wasserspannungen abgeleiteten Wassergehalte bieten. Für den Einbau der TDR-Sonden wurde das UG8 gewählt, da hier die höchste zeitliche Auflösung der Tensiometerdaten zur Verfügung stand und die Stromversorgung problemlos gewährleistet werden

Abb. 3-3: TDR-Sonden-Installation

konnte. Die 6 Sonden waren in den Tiefen 5cm, 10cm, 20cm, 30cm, 40cm und 60cm eingesetzt. Über einen Datenlogger wurden die Werte stündlich aufgezeichnet. Wie bei den Tensiometern ist auch bei den TDR-Sonden mit zunehmender Bodentiefe die Abnahme der Fehlerhöhe zu erwarten. Die Temperatur hat keinen nennenswerten Einfluss auf die Wassergehaltsmessung (PLAGGE 1991). Bei hohen elektrischen Leitfähigkeiten ( $>8\text{mS/cm}$ ) besteht die Gefahr der Überschätzung des Wassergehaltes (DALTON 1992). Größere Abweichungen vom umgebenen Boden können bei hoher Heterogenität der Makrostrukturen entstehen. Vornehmlich größere Hohlräume, die unterschiedliche Verteilung der organischen Substanz sowie Skelettbestandteile zählen zu den Fehlerquellen. WILPERT et al. (1998) stellten beispielsweise Wassergehaltsabweichungen von bis zu 14% in situ fest. Demnach sind schon Hohlräume von wenigen mm in der Lage, das Feuchtesignal nahezu auszulöschen. Bei längeren Zeitreihen können Veränderungen dieser Parameter oder aber auch entstehende Verdichtungszone durch Wurzelwachstum zu Schwankungen führen. Dennoch können Messreihen trotz hoher absoluter Differenzen die relativen Abweichungen sehr gut widerspiegeln und angepasst werden (HALM et al. 1997, WESSEL-BOTHE 2002).

### 3.3.6 Infiltrationsversuche

An den Standorten wurden Infiltrationsmessungen mit einem Doppelringinfiltrimeter (Durchmesser innerer Ring 28cm) gemäß DIN 19682-7 (DIN 1999) durchgeführt. Je Versuch wurden 100mm Wasser im Ring versickert. Der Infiltrationsverlauf wurde anhand der Zeit je infiltrierten Zentimeter Wassersäule erfasst. Methodische Schwierigkeiten ergeben sich aus der Messgeräteeinrichtung, die einen ebenen Untergrund erfordert. Dadurch mussten die Messungen in den unmittelbar an die Hänge grenzenden ebenen Flächen durchgeführt werden. Fehlten derartige Flächen, konnten keine Infiltrationsraten ermittelt werden. Außerdem ist im ebenen Bereich im Vergleich zu den Hangflächen eine höhere Verdichtung durch Tritt zu vermuten, so dass die Infiltrationsraten geringer ausfallen können. Die maximale Versuchsdauer lag bei 1h.

Sie wurde meist durch den hohen Wasserverbrauch limitiert. Der Wasserüberstau im Infiltrometer wurde bei 5cm möglichst konstant gehalten.

Der Druck der Wassersäule erhöht die realen Infiltrationsraten. Dennoch können sie für eine Einschätzung des zu erwartenden Oberflächenabflusses und der Größenordnung der gesättigten Wasserleitfähigkeit im Oberboden herangezogen werden (UBA 1989, HORN & TAUBNER 1996, OLZEM 1999, LINK 1999, LITTMANN et al. 2000, ATV-DVWK 2002). Vorteilhaft wirkt sich die geringe Streuung der ermittelten Wasserleitfähigkeiten im Vergleich zu anderen Methoden aus (ELRICK & REYNOLDS 1992).

### 3.3.7 Aufbau der Bodenmessfelder

Aufgrund der finanziellen Einschränkungen wurde bei der Messfeldinstrumentierung die Priorität auf ein möglichst breites Spektrum an Standorteigenschaften, d.h. eine höhere Messfeldanzahl, gegenüber mehrfachen Messreihenparallelen gelegt. Durch den Einsatz von Saugsonden in verschiedenen Tiefen kann im Vergleich der Standorte trotzdem eine größere Sicherheit erreicht werden. Diese Vorgehensweise erschien außerdem gerechtfertigt, da im urbanen Raum ein absolutes Defizit an messdatenbasierten Kenntnissen zum sicherwassergetragenen Stofftransport besteht.

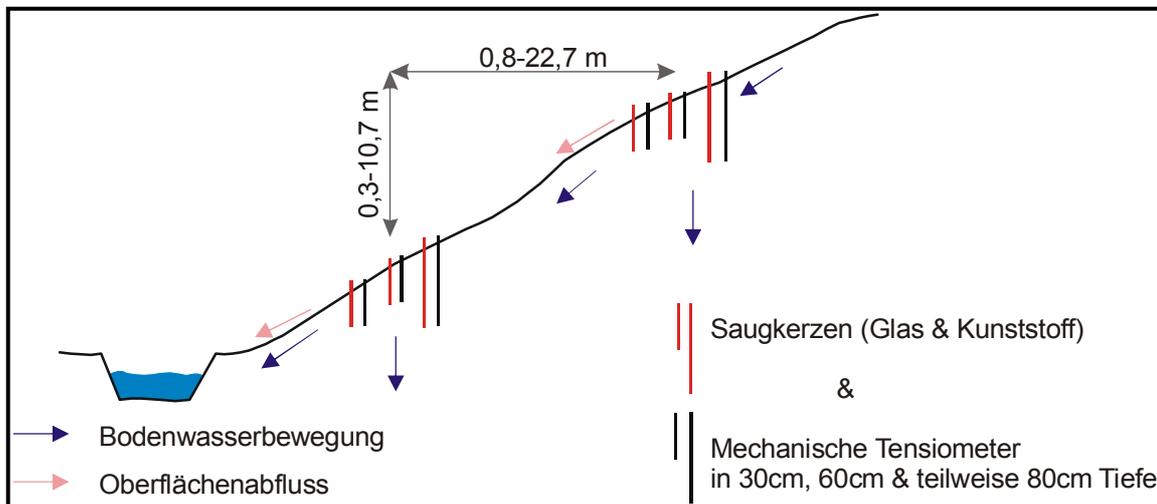


Abb. 3-4: Prinzipskizze der Messfeldanordnung

Für die Analyse des vertikalen und des lateralen Sickerwasserflusses gemäß der Zielsetzung sollten die Messfelder im Bereich von Hängen liegen. Über eine Instrumentierung an unterschiedlichen Hangpositionen sowie in verschiedenen Bodentiefen kann der vertikale und der hangabwärtsgerichtete Transport charakterisiert werden (RINGE 1990). Um den summarischen Einfluss der urbanen Böden festzustellen, wäre eine Instrumentierung nahe des Übergangs von ungesättigter und gesättigter Zone günstig. Die Einbautiefen der Tensiometer und Saugkerzen wurden mit 30cm und 60cm gewählt. Teilweise waren die Geräte zusätzlich in 80cm Tiefe eingebaut (UG2, UG3a, UG4). Mit dem einheitlichen Aufbau konnte gewährleistet werden, dass hinsichtlich der Stoffverlagerung aus den Oberböden bzw. aktueller Einträge die Eigenschaften der Böden und nicht die unterschiedliche Bodenmächtigkeit für die (möglicherweise) erfassten Unterschiede verantwortlich sind und eine starke Beeinflussung durch wechselnde Grund- und Oberflächenwasserstände nur an wenigen Unterhangbereichen zu erwarten ist. In 30cm Bodentiefe wurden 2 Tensiometer sowie eine Kunststoff- und eine Glassaugkerze eingesetzt. Für die restlichen Tiefen standen ein Tensiometer und eine Kunststoffsaugkerze zur Verfügung (Abb. 3-4). Lediglich im UG1 und UG8 konnte in 60cm Bodentiefe eine Doppelbestimmung anhand der Tensiometer durchgeführt werden. Die Lage der Hangpositionen zueinander an den einzelnen Messfeldern ist Tab. 3-2 zu entnehmen.

Abweichend von der Prinzipskizze (Abb. 3-4) wurde Anfang 2002 im UG6 und UG7 zusätzlich eine Mittelhangmessstation mit je einem Tensiometer in 30cm und 60cm Tiefe sowie einer Glassaugkerze in 30cm und einer Kunststoffsaugkerze in 60cm Bodentiefe eingerichtet. Dies erschien notwendig, da die Unter-

hangpositionen oftmals von den stark schwankenden Wasserständen der Seen beeinflusst wurden. Darüber hinaus wurden durch die ebene Fläche die Instrumente im UG8 nur an einer Position eingesetzt. Zusätzlich wurden hier die TDR-Sonden und Tensiometer in 10cm und 20cm Tiefe sowie eine Kunststoffsaugkerze in 20cm Tiefe, dafür aber keine Glassaugkerze in den Boden installiert.

### 3.4 Labormethoden

#### 3.4.1 Wasserprobenaufbereitung

Unmittelbar nach der Probenentnahme der Bodensickerwässer wurden bei ausreichender Probenmenge der pH-Wert, das Redoxpotenzial, die elektrische Leitfähigkeit, der Sauerstoffgehalt, die Temperatur, die Karbonathärte sowie das Volumen der einzelnen Sickerwasserproben bestimmt. Die Bodenlösung wurde in Plastik- oder bei gewünschter PAK-Analyse in Glasflaschen ggf. gekühlt ins Labor gebracht und bei 5-7°C abgedunkelt gelagert. Alle verwendeten Kunststoff- und Glasgefäße wurden vor der Verwendung mit deionisiertem Wasser gereinigt, so dass Memory-Effekte minimiert wurden. Für die Analyse der Inhaltsstoffe mussten die Wasserproben filtriert werden. Die Abtrennung der Kolloide in den Proben erfolgte über Membranfilter mit einem Porendurchmesser von 9µm (Rückhaltevermögen 2-3µm).

Insbesondere die PAK-Messung konnte nicht immer unmittelbar nach der Probennahme erfolgen. Die filtrierten Proben wurden in diesem Fall eingefroren. Gelegentlich konnten hierbei Ausfällungen beobachtet werden. Ähnliche Reaktionen führte WESSEL-BOTHE (2002) beim Einfrieren als auch beim Ansäuern auf das Ausfallen von Huminsäuren zurück.

#### 3.4.2 Physikalische und physikochemische Parameter

##### Granulometrie

Für die Korngrößenbestimmung des Feinbodens sowie die Bestimmung des Skelettanteils (>2mm) wurden Stechzylinderproben (250cm<sup>3</sup>) entnommen. Mit einer Einwaage von ca. 5g der bei 105°C getrockneten Probe sind die Korngrößen kleiner 0,2mm am Partikelanalysator (Fa. Malvern) nach einer Na<sub>4</sub>P<sub>2</sub>O<sub>7</sub>-Dispergierung bestimmt worden. Der Großteil der Stechzylinderprobe wurde gemäß DIN 66165 (DIN 1990) nass gesiebt. Die entsprechenden Fraktionen verblieben in Sieben mit 2mm, 0,63mm und 0,2mm Maschenweite. Nach der Trocknung erfolgte die Gewichtsbestimmung. Die verlorengegangene Masse (<0,2mm) repräsentiert das Spektrum, das im Partikelanalysator gemessen wurde.

##### Anteil des organischen Kohlenstoffs

Bei der Bestimmung des organischen Kohlenstoffs im Feinboden wurde nach einer modifizierten Methode der Trockenveraschung vorgegangen (SAUERWEIN 1998b). Die von größeren Wurzelteilchen befreiten Proben trockneten bei 105°C 2h. Nach dem Abkühlen im Exsikkator wurden 3-5g Feinboden in Porzellantiegeln eingewogen. Nach zweistündigem Glühen im Muffelofen bei 300°C und erneutem Abkühlen (Exsikkator) konnte die Massendifferenz berechnet werden. Diese Massendifferenz in % kann als Maß für den Gesamtgehalt an organischen Kohlenstoff im Boden angesehen werden. Durch die Glühtemperatur von 300°C wird der Fehler durch das Austreiben von Kristallwasser minimiert.

##### pH-Wert

Der pH-Wert gibt den negativen dekadischen Logarithmus der Wasserstoffionen-Aktivität an (DVWK 1993). Er beeinflusst Sorptions- / Desorptionsprozesse und damit die Stoffmobilisierung.

Die pH-Wert-Messung erfolgte am wtw pH 539 potentiometrisch. Für die Feinbodenfraktion wurden der aktuelle und der potenzielle pH-Wert nach dem Austausch von Kationsäuren gemäß BGR (2000) ermittelt. Für den aktuellen pH-Wert sind auf 10g Feinboden 25ml entionisiertes Wasser, für den potenziellen pH-Wert 25ml 0,1molare KCl-Lösung gegeben und verrührt worden. Die Messung erfolgte nach 24 Stunden Standzeit. Die Messung in der Bodenlösung fand nach der Filtration ebenfalls potentiometrisch statt.

### Carbonatanteil

Die Bestimmung des Carbonatanteils des Feinbodens erfolgte mit Hilfe der Scheibler-Apparatur entsprechend BGR (2000) mit 1-5g Feinboden. Dabei wird der Carbonatgehalt des Calcit und Dolomit erfasst und als %-CaCO<sub>3</sub> angegeben. Aufgrund der hohen Streubreite dieser gasvolumetrischen Bestimmungsmethode wurden für jede Probe mindestens 2 Wiederholungen durchgeführt.

In der Bodenlösung fand die Bestimmung titrimetrisch mit einem Schnelltest (Aquamerck) statt.

### Lagerungsdichte (Ld)

Hierfür sind Stechzylinderproben bis zur Gewichtskonstanz bei 105°C getrocknet worden. Aus dem Trockengewicht und dem bekannten Volumen der Stechzylinder von 250cm<sup>3</sup> konnte die Rohdichte (dB) berechnet werden (AD-HOC-AG BODEN 2005):  $Ld = dB + 0,009 * \text{Masse-\% Tongehalt}$ .

### Gesamtporenvolumen (PV)

Das Gesamtporenvolumen wurde gemäß BGR (2000) aus der Trockenrohddichte und der Dichte der festen

Substanz berechnet:  $PV = \left[ 1 - \left( \frac{dB}{dF} \right) \right] * 100$  [Volumen-%] mit dF = Dichte der Festsubstanz

Die Dichte der festen Substanz wurde mit 2,65g/cm<sup>3</sup> bei der mineralischen Bodenkomponente und 1,65g/cm<sup>3</sup> bei der organischen Substanz angesetzt (CULLEN & EVERETT 1995, UNIV. HANNOVER 2004), was mit stichprobenhaften Pycnometermessungen gut übereinstimmt.

### Volumetrisch bestimmter Wassergehalt

Direkt nach der Probennahme wurden die Bodenproben eingewogen und bei 105°C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Der volumetrische Wassergehalt ergibt sich aus:

$$\theta = \frac{\text{Pr obe}_{\text{nass}} - \text{Pr obe}_{\text{trocken}}}{\text{Pr obe}_{\text{trocken}}} * Ld * 100 \quad [\text{Volumen-\%}]$$

### Elektrische Leitfähigkeit

Die elektrische Leitfähigkeit ist ein Maß für die Fähigkeit der Lösung, den elektrischen Strom zu leiten. Ladungsträger sind die in Lösung befindlichen Kat- und Anionen. Die Messung erfolgte konduktometrisch mit dem wtw TetraCon 325, das die Leitfähigkeit auf die Referenztemperatur 25°C umrechnet. Die elektrische Leitfähigkeit der Bodenproben (10g) wurde in getrocknetem Feinboden nach Zugabe von 25ml entionisiertem Wasser gemessen.

### Sauerstoff

Die Sauerstoffkonzentration der Bodenlösung wurde elektrochemisch mit dem wtw CellOx 325 - Sensor bestimmt. Über eine durchlässige Membran gelangt der Sauerstoff zwischen eine Kathode und eine Anode. Andere Gase werden durch die Elektrolytlösung abgepuffert. Eine anliegende Spannung lässt den Sauerstoff elektrochemisch reagieren. Dabei werden an der Anode Metallionen gebildet, die durch die Elektrolytlösung gebunden werden. Je höher der entstehende Stromfluss ist, desto höher ist der Sauerstoffgehalt. Durch eine Kalibrierung kann der fließende Strom in die Sauerstoffkonzentration umgerechnet werden. Über Temperaturmessung wird die Sauerstoffsättigung ermittelt.

### Redoxpotenzial (Eh)

Die Messung des Redoxpotenzials der Bodenlösung erfolgte durch ein potentiometrisches Verfahren mit einem elektrochemischen Sensor (wtw Electrode SenTix ORP). Es kennzeichnet das Verhältnis von oxidierten und reduzierten Stoffen in einem wässrigen System. Es wird in mV gemessen. Hohe Werte weisen auf Sauerstoffreichtum, niedrige Werte auf Sauerstoffmangel hin.

### 3.4.3 Analyse von Schwermetallen und Aluminium

Die Bestimmung der Schwermetall- und Aluminiumkonzentrationen in den Bodenwasserproben erfolgte am AAS (Perkin Elmer M 2100 V 9.3 Atom-Absorptions-Spektrometer) mit den entsprechenden Wellenlängen und Gasgemischen. Für die Ermittlung der Bleikonzentrationen der Bodenlösung kam die Graphitrohrtechnik zum Einsatz. Ansonsten wurden die Elemente mittels Flammenphotometrie bestimmt. Für die Erfassung der Stoffgehalte in den Bodenproben ist eine Überführung der Verbindungen in die gelöste Phase mit Hilfe geeigneter Aufschlüsse notwendig. Relevante Fraktionen für die Einschätzung der Schwermetallverlagerung im Zusammenhang mit der Untersuchung der Bodenlösung sind Gesamtgehalt, pflanzenverfügbarer und wasserlöslicher Anteil. Dem entsprechend wurden der Königswasser-, der Ammoniumnitrat- sowie der Wasseraufschluss des Feinbodens hergestellt.

#### Königswasseraufschluss (HCl-HNO<sub>3</sub>)

Der königswasserlösliche Elementgesamtgehalt gibt zum einen Aufschluss über stoffliche Anreicherungen und kann zum anderen die Einschätzung des Gefährdungspotenzials durch langfristig und potenziell mobilisierbare Stoffgehalte erleichtern. In Abhängigkeit vom Element, vom Stoffbestand und den physikochemischen Bodeneigenschaften können jedoch nicht 100% des Gesamtgehaltes erfasst werden (VDLUF 1982, HORNBURG et al. 1989, ZEIE 1995, HORNBURG et al. 1999, BGR 2000). Einige Schwermetalle aus stabilen Silicaten und Oxiden werden nicht vollständig aufgeschlossen. Die für die vorliegende Arbeit relevanten Stoffe Cu, Zn, Mn, Pb und P zeigen kaum Abweichungen beim Vergleich von Königswasser- und Totalaufschluss (UBA 1995b, HORNBURG & LÜER 1999). Der Königswasseraufschluss findet als quasi-Totalaufschluss eine vielfache Anwendung und bietet durch den hohen Standardisierungsgrad sowie die Aufnahme in zahlreiche Richtlinien viele Vorteile.

Die Durchführung erfolgte nach DIN 38414-7 bzw. BGR (2000). Für einen Aufschluss wurden jeweils 3,000g getrockneter homogener Feinboden (<2mm) mit 21ml HCl (37%ig) und 7ml HNO<sub>3</sub> (65%ig) versetzt. Nach 16 Stunden Standzeit ist die Probe 2h bei 120°C gekocht worden. Das Aufsetzen von Rückflusskühlern und Adsorptionsgefäßen mit 10ml 0,5 molarer Salpetersäure auf die Aufschlussgefäße verhinderte Verdampfungsverluste. Nach dem folgenden Abkühlen wurde die Probe über Faltenfilter in 100ml-Kolben überführt, mit destilliertem Wasser auf 100ml aufgefüllt und filtriert, bevor am AAS die Stoffkonzentrationen ermittelt wurden.

#### Ammoniumnitratenaufschluss (NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>)

Die ermittelten Stoffgehalte im Ammoniumnitratenaufschluss stellen den wasserlöslichen, austauschbaren, unspezifisch adsorbierten Anteil des entsprechenden Elementes dar. Leicht lösliche metallorganische Komplexe werden ebenfalls mit erfasst (ZEIE & BRÜMMER 1989, ZEIE 1995, BGR 2000). Die Bundes-Bodenschutzverordnung (BBodSchV 1999) sieht diese Methode für die Abschätzung der pflanzenverfügbaren verlagerbaren Stoffanteile vor.

Für diesen Aufschluss wurden gemäß DIN V 19730 zu 20g Feinboden 50ml 1molare Ammoniumnitratlösung gegeben. Diese Lösung wurde 2 Stunden bei Raumtemperatur geschüttelt und anschließend filtriert bzw. gegebenenfalls zentrifugiert und dekantiert.

#### Wasseraufschluss

Zur Feststellung, inwieweit das Niederschlagswasser auch ohne größere Menge an austauschbaren Ionen während der Bodenpassage mit Kat- und Anionen befrachtet werden kann, wurde der Wasseraufschluss erstellt. Dessen Gehalte sind ebenso pflanzenverfügbar. Die Herstellung von Eluaten mit Wasser kann nach Bundes-Bodenschutzverordnung (BBodSchV 1999) bei der Einschätzung von Stoffkonzentrationen im Sickerwasser Anwendung finden. Der Aufschluss erfolgte analog dem Ammoniumnitratenaufschluss. Anstelle der Ammoniumnitratlösung wurde destilliertes Wasser zugegeben.

#### 3.4.4 Analyse von Alkali-, Erdalkalimetallen und Anionen

Die Bestimmung in den Bodenwasserproben und im Wasseraufschluss erfolgte am IC (Ionen Chromatograph Dionex DX 120) nach Filtration. Im Königswasseraufschluss sowie im Ammoniumnitratenaufschluss sind Natrium-, Kalium-, Magnesium- und Calcium-Konzentrationen mittels Flammen-AAS ermittelt worden. Aufbauend auf dem Königswasseraufschluss ist nach DIN 38414 Teil 12 (DIN 1991) das Gesamtphosphat photometrisch (Spektralphotometer CADAS 100) gemäß DIN 38405 Teil 11 bestimmt worden.

In den Bodenwasserproben sowie den Wasseraufschlüssen wurde das unmittelbar pflanzenverfügbare ortho-Phosphat erfasst. Dazu wurden auf 20ml Probe 1ml Ascorbinsäure, danach 2ml Molybdat-Reagenzlösung gegeben. Die erhaltene Lösung wurde im Maßkolben mit entionisiertem Wasser auf 50ml aufgefüllt und nach 10min. ebenfalls photometrisch gemessen.

#### 3.4.5 PAK-Analyse

Das Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle übernahm die Bestimmung der PAK. Kapazitätsbedingt konnten jedoch nur einige Bodenproben ausgewählt und mittels HPLC (High Performance Liquid Chromatography, HP 1100) mit programmierbarem Fluoreszenz-Detektor gemessen werden. Der Aufschluss erfolgte mit ASE (Accelerated Solvent Extraction) bei 150°C, 140bar und einer Extraktionszeit von 3 mal 5min. mit Aceton / Cyclohexan als Extraktionsmittel. Die Extrakte einer Probe wurden vereinigt und am Rotationsverdampfer eingeeengt. 0,5ml Probe wurden bis zur Trockne eingeeengt, in 0,5ml Acetonitril aufgenommen, im Ultraschallbad gelöst, homogenisiert und anschließend über Spritzenfilter filtriert.

Die PAK-Analyse in der Bodenlösung wurde mittels GC/MS (Gas Chromatography / Mass Spectrometry; GC 6890, MS 5973) realisiert. Die PAK wurden mittels SPME (Solid Phase Micro Extraction; blue Fiber 65µm, Polydimethylsiloxan / Divenylbenzen) angereichert, in das GC/MS überführt und durch Strom detektiert (Methode: S-Paksim [single ion method]).

### 3.5 Statistische Methoden

Für die statistische Auswertung wurden die in Excel archivierten Daten in SPSS überführt. Neben Streuungsmaßen wie Mittelwert, Median oder relativer Standardabweichung wurden Datenreihen mit nichtparametrischen Testverfahren verglichen, Korrelationen und Regressionen berechnet sowie Clusteranalysen durchgeführt. Mit der Verwendung der relativen Standardabweichung beim Datenvergleich wurde unterstellt, dass die zu vergleichenden Parameter eine gleich große analytisch bedingte Schwankung aufweisen. Lagen Messwerte unter der methodisch bedingten Nachweisgrenze, wurde mit dem halbierten Wert der Nachweisgrenze gerechnet.

Die **Clusteranalyse** bietet die Möglichkeit aus mehrdimensionalen Daten, wie z.B. Nährstoff- und Schwermetallgehalte mehrerer Standorte, Gruppen ähnlicher Eigenschaften zu bestimmen. Das Ergebnis ist eine Einteilung dieser Objekte in Klassen, wobei sich die Objekte innerhalb einer Klasse möglichst ähnlich und die Klassen untereinander heterogen sind. Eingesetzt wurde das Average Linkage-Fusionierungsverfahren mit der Euklidischen Distanz zur Abstandsberechnung. Bei Clusteranalysen mit mehreren Variablen erfolgte zusätzlich ein z-Transformation. Dadurch wird gewährleistet, dass eine Variable infolge unterschiedlicher absoluter Zahlen keine andere Variable dominiert.

Mit Hilfe von **Korrelationsberechnungen** kann die Stärke des Zusammenhangs von Datenreihen mit einer Maßzahl ausgedrückt werden. Diese Maßzahl, der Korrelationskoeffizient, liegt zwischen 0 und 1 bzw. -1. Je größer der Betrag des Korrelationskoeffizienten ist, desto stärker ist der Zusammenhang. Ein negativer Korrelationskoeffizient kennzeichnet eine entgegengesetzte Abhängigkeit. Bei der Korrelationsberechnung wurde auf die Rangkorrelation nach Spearman zurückgegriffen. Dieser nichtparametrische Test hat den Vorteil, dass die Normalverteilung keine Voraussetzung für dessen Anwendung ist. Insbesondere bei Daten mit geoökologischem Bezug, die unter dem Einfluss verschiedenster Faktoren stehen, ist die

Normalverteilung oftmals nicht gegeben (MEUSER 1996, WELP et al. 1998, LIEBE 1999, POTSCHEIN 1999, HOFFMANN 2002, SAUERWEIN 1998b, 2004). Zudem ist die Güte dieser Tests nicht grundsätzlich schlechter als die der parametrischen Testverfahren (HARTUNG et al. 2002). Damit erscheint eine Datentransformation durch die Unterschiedlichkeit der Datensätze und das daraus folgende eigenständige Transformieren vieler Datensätze insbesondere mit Hinblick auf die zu erwartenden Korrelationskoeffizienten nicht notwendig. Bei Korrelationen von Eigenschaften urbaner Böden sind zahlreiche Interdependenzen zu erwarten. Neben den Wechselwirkungen von Eigenschaften natürlicher Böden können vielseitige anthropogen bedingte Eigenschaften und Variationen derselben die Güte der Korrelationskoeffizienten beeinflussen. So stellt beispielsweise LIEBE (1999) bei Cadmium in anthropogenen Substraten ein verändertes Lösungsverhalten gegenüber natürlichen Substraten fest. Dadurch ist auch bei allgemein bekannten Abhängigkeiten mit einem loseren statistischen Zusammenhang zu rechnen. Die angewandte Rangkorrelation bietet den Vorteil, nicht nur lineare Zusammenhänge zu erfassen. Durch die Zuweisung von Rängen kann auch bei exponentiellen Abhängigkeiten das Maß des Zusammenhanges quantifiziert werden (HARTUNG et al. 2002).

Mit der Berechnung von Korrelationen kann die Parallelität zweier Messreihen festgestellt werden. Der Korrelationskoeffizient sagt jedoch nicht aus, ob die „Parallelen“ nah beieinander oder weit von einander entfernt verlaufen. Für derartige Fragestellungen wurde der **Wilcoxon-Test** durchgeführt. Der Wilcoxon-Test erbringt eine Prüfgröße (Ausdruck der Distanz zwischen den Rangsummen) und ein Signifikanzniveau. Besteht Signifikanz, wird die Hypothese, dass beide Stichproben aus der selben Grundgesamtheit hervorgehen, verworfen.

Mit Hilfe der **Regressionsanalyse** kann eine abhängige Variable aus Werten unabhängiger Variablen berechnet werden. Grundlage ist die Korrelation der Datenreihen. Korrelieren die unabhängigen Variablen, müssen Scheinkorrelationen ausgeschlossen werden.

Zur ausführlicheren Darstellung der Grundlagen der angewandten statistischen Methoden wird auf SPSS Version 10 (BÜHL & ZÖFEL 2000) und HARTUNG (2002) verwiesen.

### 3.6 Fehlerdiskussion

#### 3.6.1 Probenentnahme und Witterung

Die Probenentnahme erfolgte bei den Boden- als auch bei den Sickerwasserproben grundsätzlich in der gleichen Art und Weise. Bei der Entnahme von Bodenproben konnte aus logistischen Gründen nicht auf gleiche Witterungsbedingungen geachtet werden. Die meisten Profile wurden im Herbst / Winter angelegt,



Abb. 3-5: Sammelflaschen im UG3a

so dass die im Jahresverlauf stärker schwankenden N-Gehalte zumindest unter ähnlichen Voraussetzungen erfasst wurden. Insgesamt sind Auswirkungen durch unterschiedliche Wassergehalte in den Böden vor allem bei den wasserlöslichen Stoffgehalten zu erwarten. Durch die unterschiedliche Wasserretentionsleistung der Böden kann diese Fehlerquelle selbst bei gleichzeitiger Probennahme nicht ausgeschlossen werden.

Einige Sickerwassersammelflaschen mussten aus Sicherheitsgründen in flachen Gruben aufbewahrt werden (Abb. 3-5). Die Störung des Bodens wurde dabei minimal gehalten. Vorteilhaft waren dabei dem Boden ähnelnde Temperaturverhältnisse sowie der Schutz vor direkter Sonneneinstrahlung. Die übrigen Sammelflaschen wurden zumindest abgedeckt. Die Entleerung der Sammelflaschen

haft waren dabei dem Boden ähnelnde Temperaturverhältnisse sowie der Schutz vor direkter Sonneneinstrahlung. Die übrigen Sammelflaschen wurden zumindest abgedeckt. Die Entleerung der Sammelflaschen

innerhalb von 24h und die Kühlung bis zur Verarbeitung im Labor war Voraussetzung für eine optimale Vergleichbarkeit der Daten. Bei Starkregenereignissen fand keine Entnahme von Sickerwasser statt. Nach der Sickerwasserprobenentnahme konnte nicht das komplette Saugkerzensystem gespült werden, um adsorbierte Stoffe zu entfernen. Da sich ohnehin mit jeder Probe ein neues Gleichgewicht zwischen Probe und Saugkerzensystem einstellt, würde dieses Verfahren nur bei sehr stark wechselnden Bodenlösungszusammensetzungen Vorteile bringen. Durch Spülen des Kerzensystems mit destilliertem Wasser nach dem Instrumentenausbau und der Analyse des Spülwassers von je 4 ausgewählten Sonden (Tab. 3-4) konnten stärker zurückgehaltene Stoffe identifiziert werden.

Die meisten so erfassten Parameter sind als sehr niedrig einzuschätzen. Sie liegen im Bereich der analytischen Nachweisgrenzen. Lediglich die Bleikonzentrationen (der Glaskerzen) sowie die ortho-Phosphat- und Kupferkonzentrationen erreichen bei der eingesetzten Spülwassermenge von 400ml - eine Wassermenge, die im Gelände kaum erreicht wurde - ein Niveau der Gewässergüteklasse II-III (LAWA 1998). Bei diesen besser adsorbierbaren Stoffen ist demnach mit einer verzögerten Abgabe und einem ausgeglicheneren Gang durch die Saugsonden zu rechnen. Nach einem 2. Spülgang lagen praktisch alle Stoffkonzentrationen unter der Nachweisgrenze.

Tab. 3-4: Parameter des Saugkerzenspülwassers

	E μS/cm	KH mmol/l	Na mg/l	K mg/l	Mg mg/l	Ca mg/l	Cl mg/l	NO <sub>3</sub> mg/l	o-PO <sub>4</sub> mg/l	SO <sub>4</sub> mg/l	Cu μg/l	Pb μg/l	Zn μg/l
∅ Kunststoffsaugkerzen	45,3	0,45	2,6	1,5	0,8	8,0	3,2	3,0	0,36	5,0	7,3	1,1	n.n.
∅ Glassaugkerzen	55,1	0,35	2,8	2,9	0,6	7,4	5,0	3,0	0,25	6,7	7,8	4,1	n.n.

### 3.6.2 Analytik

Analytische Fehler wurden durch die Verwendung gleicher Methoden und Arbeitsalgorithmen minimiert. Zu einer Unterschätzung des Stoffaustrages kann die Filtration der Wasserproben führen (SCHUG 2000). Je nach Größe der Bodenporen und Größe der Kolloide können diese im Boden verlagert werden. Ein Teil der verlagerungsfähigen sorbierten Ionen bleiben damit durch die Filtration (Rückhaltevermögen bis  $\varnothing$  2-3μm) unberücksichtigt. Dem Filtermaterial selbst ist auch ein gewisses Adsorptionspotenzial zuzuschreiben.

Memory-Effekte können nach Doppelbestimmungen, regelmäßigen Konzentrationskalibrierungen und der zusätzlichen Messung der ersten Proben eines Durchgangs am Ende weitestgehend ausgeschlossen werden. Mehrfachbestimmungen zeigen sehr geringe Abweichungen bei den bodenphysikalischen sowie bei den chemischen Parametern. Insbesondere bei den fortlaufend anfallenden Sickerwasserproben über mehrere Jahre konnten durch die oftmals limitierte Probenmenge nur sporadische Doppelbestimmungen durchgeführt werden. Mehrfachbestimmungen verschiedener Autoren (SAUERWEIN 1998b, BIERING & FRÜHAUF 1999, OERTEL 2003, RUDOLPH 2005) bestätigen die sehr gute Reproduzierbarkeit der im instituts-eigenen Labor ermittelten Daten.

Wesentlich relevanter sind die Veränderungen der Bodenlösung in der Sammelflasche einzuschätzen. Im ungünstigsten Fall steht die Bodenlösung durch die Beprobungsintervalle 14 Tage bei aktueller Luft- bzw. Bodentemperatur im Gelände. Äußerst selten kam bei sehr hoher Wassersättigung sofort nach dem Anlegen des Unterdrucks eine analysierbare Probenmenge zusammen, so dass diese frische Probe der „abgestandenen“ Probe des nächsten Probennahmeterrmins gegenübergestellt werden konnte (Tab. 3-5). Bei diesen „abgestandenen“ Proben ist davon auszugehen, dass sie sich 14 Tage in der Sammelflasche befanden. Derartige Extrema sind eher die Ausnahme. Datengrundlage für Tab. 3-5 sind daher nur 3 Probenpaare.

Nach Tab. 3-5 haben die Analysemethoden und die Standzeit der Probe nur bei den Schwermetallen einen relevanten Einfluss. Verschiedene Autoren (u.a. HORNBERG 1991, PÄTZOLD 1998, BIERING & FRÜHAUF

1999, LIEBE 1999) gehen bei Abweichungen bis ca. 10% von einer sehr guten Reproduzierbarkeit aus. Bei allen Stoffen gehen die Konzentrationen mit zunehmender Standzeit zurück. Die relativ hohen Abweichungen der Schwermetalle liegen in den geringen Konzentrationen im Bereich der Nachweisgrenze begründet. Mit der Zeit steigt natürlich auch die Wahrscheinlichkeit, dass die Schwermetalle an Wandungen oder an mit der Lösung eingebrachten Partikeln, die dann analysenbedingt abfiltriert werden, adsorbieren. In Tab. 3-5 nicht dargestellte Stoffe (vgl. Kap.3.2) bewegten sich in den zugrunde liegenden Proben unter der Nachweisgrenze. Wie sich in exemplarischen Versuchen des Boden-Wasseraufschlusses zeigte, können bei Nitrat ebenfalls stärkere Veränderungen auftreten.

Tab. 3-5: Mittlere prozentuale Abweichungen von Proben unterschiedlicher Standzeit

Na	Mg	Ca	Cl	SO <sub>4</sub>	Zn	Cu
3,5%	4,0%	2,1%	3,8%	0,6%	25,7%	32,3%

### 3.6.3 Vergleich der Saugkerzentypen

In Tab. 3-4 werden erste Unterschiede von Glas- und Kunststoffsaugkerzen offensichtlich. Für den Vergleich beider Saugkerzenmaterialien wurden die Daten beider Typen gegenübergestellt. Verwendung fanden alle Datenpaare der Kunststoff- und Glassaugkerzen in 30cm Tiefe der gleichen Standorte bzw. der selben Hangpositionen. Schon ohne statistische Auswertung fällt auf, dass die Glaskerzen im Gegensatz zu den Kunststoffkerzen im Allgemeinen mehr Wasser fördern. Das gilt nicht nur für das Beispiel in Abb. 3-6 (UG3a Oberhang), sondern in unterschiedlicher Größenordnung für alle Standorte. Der Wilcoxon-Test bestätigt die signifikanten Unterschiede. Zum Großteil muss das auf den doppelt so großen Porendurchmesser der Glassonden zurückgeführt werden. Allerdings fördern die Glaskerzen trotz gleichem Lufttrittspunkt auch bei geringeren Wassergehalten noch Bodenlösung. Hierbei kommen die verschiedenen Benetzungseigenschaften zum Tragen. KALBE et al. (2003) führen sogar Differenzen der Flussraten von Saugkerzen eines Typs auf unterschiedliches Benetzungsverhalten zurück. Das Benetzungsverhalten ist von der Oberflächenspannung des Kerzenmaterials abhängig. Die Oberflächenspannung von Polyamid (Membran der Kunststoffsaugkerzen) beträgt 43-46mN/m, die von Glas 52-56mN/m. Mit steigender Oberflächenspannung des Kerzenmaterials steigt die Benetzung der Saugkerzen.

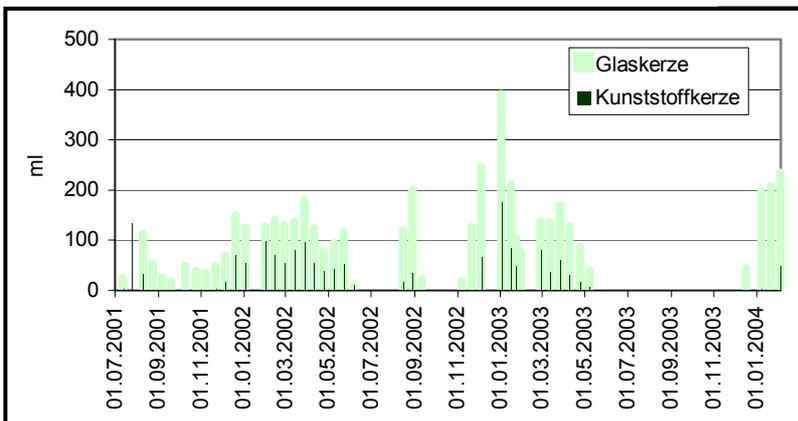


Abb. 3-6: Saugkerzenentnahmemengen im Vergleich



Abb. 3-7: Ausgebaute Kunststoffkerze

Ein weiterer Nachteil der Kunststoffkerzen ist in deren Aufbau zu sehen. Beim Einbau in stark durchwurzelten Bereichen (Abb. 3-7, 20cm Bodentiefe) musste das Eindringen von Pflanzenwurzeln am Rand des Plastikpfropfens festgestellt werden. Wahrscheinlich entstehen durch Temperaturschwankungen im Jahresverlauf kleinste Zwischenräume, in die Wurzeln eindringen können. Dadurch werden die Menge und die Zusammensetzung der abgesaugten Bodenlösung beeinflusst. Die entstandenen Spalten verhindern das Aufrechterhalten des Unterdrucks im Saugsondensystem. In der Einbautiefe 30cm waren derartige Fälle abgeschwächt und äußerst selten, in 60cm und 80cm Tiefe traten sie nicht auf. Die Ummantelung des oberen Teilstücks der Glaskerzen schließt diese Fehlerquelle gänzlich aus.

Aus Tab. 3-4 geht hervor, dass die Glassaugkerzen Blei etwas stärker zurückhalten. Dass die Glaskerzen für die Schwermetallanalyse weniger geeignet sind, bestätigt auch ECOTECH (o.J.). Beim Vergleich sämtlicher Datenpaare benachbarter Saugkerzen verschiedenen Typs sind zwar oftmals die mittleren Konzentrationen der Glaskerzen geringer, es besteht aber immer ein korrelativer Zusammenhang. Der Wilcoxon-Test unter Verwendung aller Saugkerzen-Datenpaare zeigt, dass sich viele Parameter nicht signifikant unterscheiden (Tab. 3-6). D.h. bei den physikochemischen Eigenschaften, bei den Nährstoffen und bei den Schwermetallen gibt es Werte der Kunststoffkerzen, die über denen der Glaskerzen liegen und umgekehrt. Obwohl dies bei allen erfassten Parametern der Fall ist, erbringt der Wilcoxon-Test bei einigen Datenreihen auch signifikante Unterschiede. Das trifft für Stoffe mit unterschiedlichster Affinität zur Bodenmatrix zu (Tab. 3-6). Es ist deshalb davon auszugehen, dass diese Unterschiede die Standortheterogenität darstellen und verschiedene Kerzenmaterialien nur eine untergeordnete Rolle spielen. Ein Zusammenfassen der Messwerte beider Kerzentypen, um den mittleren Standortverhältnissen näher zu kommen, ist daher statthaft.

Tab. 3-6: Vergleich der Datenreihen unterschiedlicher Saugkerzentypen

	Glaskerzen	Kunststoffkerzen	Glaskerzen	Kunststoffkerzen	Glaskerzen	Kunststoffkerzen
	Natrium [mg/l]		Kupfer [µg/l]		Carbonathärte [mmol/l]	
Anzahl	286	286	259	260	160	160
Mittelwert	44	51	24,4	32,3	6,0	5,5
Median	12	18	16,8	21,0	6,0	5,0
Minimum	0	0	4,1	1,7	0,7	0,8
Maximum	212	269	206,0	800,0	11,5	11,2
r (Spearman)	0,91		0,74		0,85	
p	<0,001		<0,001		<0,001	
Wilcoxon Z	-3,7		-3,8		-4,8	
p	<0,001		<0,001		<0,001	
	Chlorid [mg/l]		Blei [µg/l]		pH-Wert	
Anzahl	287	287	259	259	289	289
Mittelwert	123	133	5,0	4,4	7,8	7,8
Median	34	47	1,3	1,9	7,8	7,8
Minimum	1	1	0,0	0,0	6,6	6,5
Maximum	652	657	100,2	48,4	9,4	8,8
r (Spearman)	0,85		0,49		0,49	
p	<0,001		<0,001		<0,001	
Wilcoxon Z	-1,8		-0,7		-0,6	
p	nicht signifikant		nicht signifikant		nicht signifikant	

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass vor allem bei hohen Temperaturen die Standzeit der Proben in den Sammelflaschen als Fehlerquelle der „Saugkerzenparameter“ anzusehen ist. Nach der Konditionierung - dem Verwerfen der ersten Proben - ist der Einfluss des Saugkerzenmaterials demgegenüber gering. Als Fehlerquelle nicht auszuschließen ist das effektivere Absaugen der Lösung aus größeren Poren bei den Glaskerzen durch deren größeren Porendurchmesser. Es ist jedoch statistisch nicht belegbar.

#### 4 Klimabedingungen im Untersuchungszeitraum

Tab. 4-1: Klimaparameter im Untersuchungszeitraum an den Messfeldern

	Summe mm	>1mm Tage	>10mm Tage	Tagesmittel °C	
<b>UG3 Silberhöhe</b>					
1.7.2000-31.10.2000	183,1	32	6	13,6	
	<b>gesamt</b>	<b>519,4</b>	<b>102</b>	<b>12,3</b>	
hydrologisches Jahr 2001	Winter	211,5	42	6	5,9
	Sommer	307,9	60	6	18,6
	<b>gesamt</b>	<b>566,1</b>	<b>98</b>	<b>12</b>	<b>9,2</b>
hydrologisches Jahr 2002	Winter	183,2	42	2	4,3
	Sommer	382,9	56	10	13,9
	<b>gesamt</b>	<b>576,0</b>	<b>89</b>	<b>15</b>	<b>8,5</b>
hydrologisches Jahr 2003	Winter	280,1	52	5	2,2
	Sommer	295,9	37	10	14,8
1.11.2003-1.2.2004	Winter	133,3	27	5	2,9
<b>UG6 Neustadt</b>					
1.7.2000-31.10.2000	179,5	31	6	13,5	
	<b>gesamt</b>	<b>518,6</b>	<b>103</b>	<b>12</b>	<b>12,2</b>
hydrologisches Jahr 2001	Winter	207,1	42	6	5,8
	Sommer	311,5	61	6	18,4
	<b>gesamt</b>	<b>567,7</b>	<b>102</b>	<b>12</b>	<b>9,1</b>
hydrologisches Jahr 2002	Winter	184,0	44	2	4,3
	Sommer	383,7	58	10	13,8
	<b>gesamt</b>	<b>572,7</b>	<b>90</b>	<b>16</b>	<b>8,4</b>
hydrologisches Jahr 2003	Winter	277,9	52	6	2,2
	Sommer	294,8	38	10	14,6
1.11.2003-18.1.2004	Winter	107,8	23	4	2,8
<b>UG7 Mötzlich</b>					
1.7.2000-31.10.2000	179,0	30	6	13,8	
	<b>gesamt</b>	<b>520,0</b>	<b>106</b>	<b>12</b>	<b>12,5</b>
hydrologisches Jahr 2001	Winter	211,9	46	6	6,0
	Sommer	308,1	60	6	18,8
	<b>gesamt</b>	<b>568,3</b>	<b>104</b>	<b>12</b>	<b>9,3</b>
hydrologisches Jahr 2002	Winter	184,8	46	2	4,4
	Sommer	383,5	58	10	14,0
hydrologisches Jahr 2003	Winter	280,2	49	6	2,2
1.5.2003-22.7.2003	126,8	12	4	16,7	
<b>UG8 Neue Residenz</b>					
1.7.2000-31.10.2000	185,7	32	6	15,0	
	<b>gesamt</b>	<b>529,9</b>	<b>109</b>	<b>11</b>	<b>13,5</b>
hydrologisches Jahr 2001	Winter	214,7	46	6	6,5
	Sommer	315,2	63	5	20,5
	<b>gesamt</b>	<b>579,2</b>	<b>103</b>	<b>12</b>	<b>10,1</b>
hydrologisches Jahr 2002	Winter	189,5	44	2	4,8
	Sommer	389,7	59	10	15,3
	<b>gesamt</b>	<b>578,0</b>	<b>89</b>	<b>16</b>	<b>9,4</b>
hydrologisches Jahr 2003	Winter	282,0	51	6	2,4
	Sommer	296,0	38	10	16,2
1.11.2003-22.11.2003	19,8	3	1	5,8	
<b>UG5 Franzigmark</b>					
15.8.2003-31.10.2003	162,1	22	4		
hydrologisches Jahr 2004	Winter	220,2	43	5	4,1

Die klimatischen Verhältnisse sind als Eingangsparameter für die Bodensickerwasserbewegung entscheidend. Direkt erfasst wurden die Niederschläge und Lufttemperaturen an 5 Messfeldern. Maßgebend für die Sickerwasserbewegung ist natürlich auch die aktuelle Evapotranspiration. Für deren Bestimmung ist wiederum die Wasserspannung im Boden von Bedeutung. Deshalb soll erst in Kap. 8 auf die aktuelle Evapotranspiration eingegangen werden. Auch ohne die exakte Kenntnis der Evapotranspiration ist bekannt, dass im Mitteldeutschen Trockengebiet der Großteil der Grundwasserneubildung im Winter erfolgt (MÜLLER et al. 2001). Neben der jährlichen Niederschlagshöhe ist also die Verteilung im Jahresverlauf interessant.

Aus Tab. 3-1 & 4-1 geht hervor, dass im gesamten Untersuchungszeitraum die jährliche Niederschlagshöhe über dem Durchschnitt lag. Die hydrologischen Jahre 2002 und 2003 waren - bezogen auf den Zeitraum 1951-2000 - per Definition (DIN 1994) sogar Nassjahre. Tab. 4-2 zeigt, dass der Niederschlag vor allem im Herbst 2002 und im Winter 2003 deutlich über dem langjährigen Durchschnitt lag. Trotz ähnlicher jährlicher Niederschlagssummen sind daher deutliche Unterschiede der Sickerwasserraten in den „Untersuchungsjahren“ zu erwarten.

Tab. 4-2: Niederschlagssummen (mm) im Untersuchungszeitraum in Halle

	2000	2001	2002	2003	2004	Mittel 1961-90 (WENDLING 1991)
Dezember-Februar		67	84	119	101	67
März-Mai		144	96	69	105	110
Juni-August		166	201	131		176
September-November	85	106	204	141		100

Unterschiede in der Verteilung der Niederschläge an den einzelnen Messfeldern (vgl. Anhang 3) sowie zur Station des DWD in Halle Kröllwitz bestehen kaum. Gemessene Abweichungen betragen maximal 2,2mm. Differenzen über 1mm werden nur an Tagen mit über 10mm Niederschlag erreicht. Bei derartigen Ereignissen erhält das Messfeld im UG8 zumeist den Maximalwert. Aber auch insgesamt ist die Niederschlagshöhe im Stadtzentrum in über 50% der Fälle erhöht. So verwundert es nicht, dass nur UG8 sich höchst signifikant (Wilcoxon Test) von den restlichen Messfeldern hinsichtlich des Niederschlages unterscheidet.

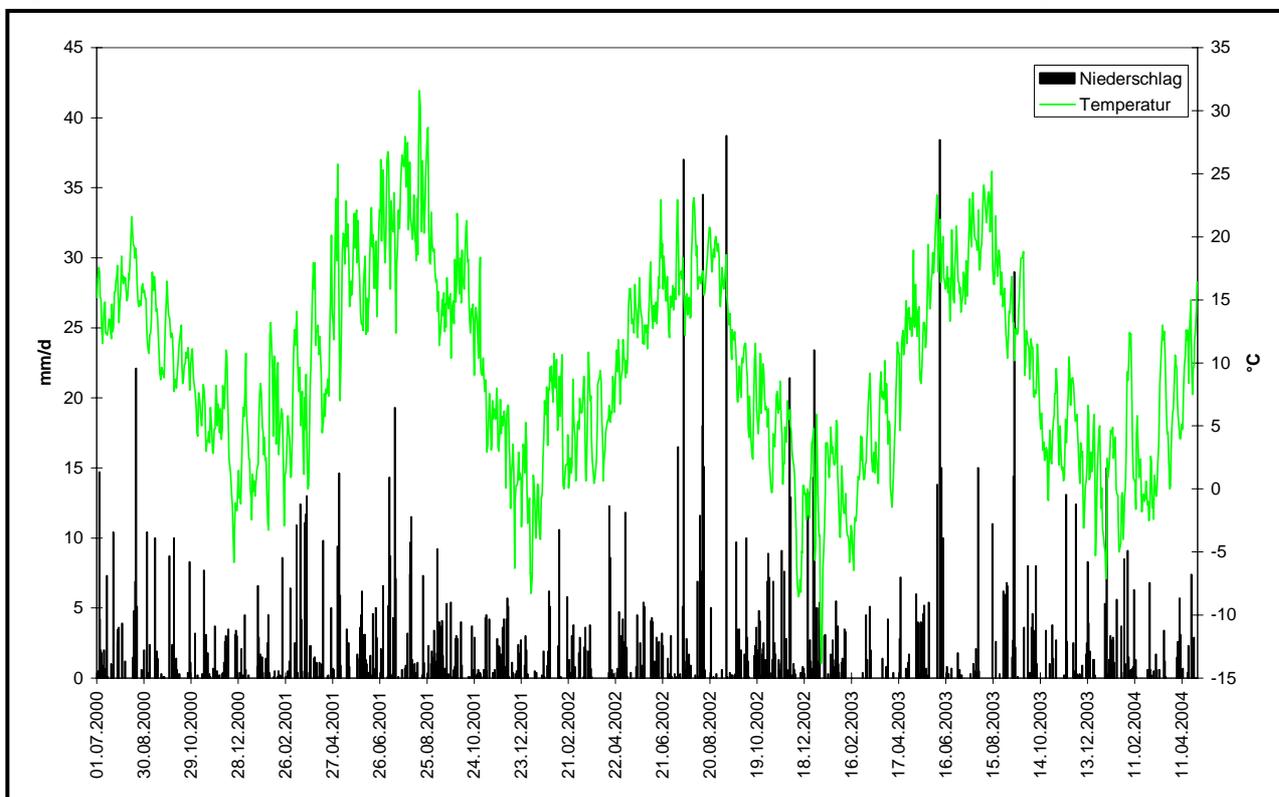


Abb. 4-1: Niederschlag und tägliche Durchschnittstemperatur (UG3; ab 18.1.2004 UG5)

Tab. 4-1 gibt zusätzlich die Tage mit einem Niederschlag von mehr als 1mm und mehr als 10mm an. Aufgrund der Benetzung der Flächenbedeckung werden nur Niederschlagsereignisse mit mehr als 1mm/d als relevant für den Bodenwasserhaushalt angesehen (RICHTER 1995). Ein Ereignis von mindestens 10mm gilt nach FREDE & DABBERT (1998, S. 21) auf unbewachsenen Boden als erosiv. Somit erhöht sich die Wahrscheinlichkeit von Oberflächenabfluss und es ist oberhalb dieses Grenzwertes mit Makroporenfluss im Boden zu rechnen (GERMANN 1990). Eine Häufung derartiger Starkregenereignisse ist im Sommer 2002 und 2003 zu erkennen (Tab. 4-1, Abb. 4-1).

Die Jahresmitteltemperaturen bewegten sich 2002 und 2003 nahe dem langjährigen Mittel (Tab. 3-1 & 4-1). 2001 war deutlich wärmer. Hervorzuheben ist der relativ kalte Winter 2003 mit lang anhaltenden Frostperioden (Abb. 4-1). 2003 wurde der heißeste Sommer (Juni-August; nicht hydrologisches Halbjahr) seit Beginn der Gebietsmittelmessreihe 1901 registriert (DWD 2004). Die Temperaturverhältnisse an den Messfeldern unterscheiden sich höchst signifikant (Wilcoxon Test). Ausschlaggebend dafür sind die verschiedenen Expositionen sowie die unterschiedliche Beschattung. Da auch hier das Messfeld im Stadtzentrum die höchsten Werte aufweist, spielt die Lage innerhalb der Stadt ebenso eine Rolle. Am Messfeld Neue Residenz (UG8) wurden durch den städtischen Wärmeineffekt im täglichen Mittel bis zu 3K höhere Temperaturen im Vergleich zu den übrigen Messfeldern erfasst. Abweichungen der anderen Messfelder untereinander betragen deutlich weniger als 1K.

## 5 Vegetationskundliche Untersuchungen

Im Allgemeinen spiegelt die Flora die Standortverhältnisse gut wider. In der Stadt ist der Mensch der entscheidende Faktor für die Artenverteilung (SUKOPP & WITTIG 1998). Trotzdem sollte auf der Grundlage von Kartierungen mit der Zuweisung von Zeigerwerten nach ELLENBERG et al. (2001) untersucht werden, ob sich die Untersuchungsgebiete untereinander und/oder innerhalb (verschiedene Hangbereiche) unterscheiden lassen. KLOTZ (1984) konnte beispielsweise über die Veränderung von Zeigerwerten charakteristische Entwicklungen des anthropogenen Einflusses auf halesche Stadtböden anhand von umfassenden Pflanzenaufnahmen belegen. Infolge der meist jährlich mehrmaligen Mahd auf den Flächen der eigenen Untersuchungsgebiete, der unterschiedlichen Toleranz der Pflanzen gegenüber der Bewirtschaftung sowie der anthropogenen Pflanzeneinbringung können die Einstufungen für die Darstellung des Bodenwasser- und Stoffhaushaltes nur als Indizien verstanden werden.

Pflanzenkartierungen nach Hangabschnitten liegen für die Untersuchungsgebiete von HENNING (2003) vor



Abb. 5-1: UG4 Oberhang am 30.7.2003

und wurden durch eigene Aufnahmen ergänzt. Für die formulierten Zielsetzungen (Kap.1) sind vor allem die Zeigerwerte Feuchtezahl, Nährstoffzahl und Reaktionszahl sowie der Bodenbedeckungsgrad interessant. Die übrigen Zeigerwerte (Licht-, Temperatur und Kontinentalitätszahl) könnten Hinweise auf stadtstrukturelle Unterschiede liefern. Aufgrund ihrer geringen Variabilität (HENNING 2003) ist deren Aussagekraft gering, so dass diese drei Parameter hier nicht weiter ausgewertet werden.

Die Pflanzengesellschaften im Bereich der nicht waldbestanden Messfelder sind gemäß SCHUBERT et al. (2001) im UG5 (Franziskaner), im UG7 (Mötzlich – Mittelhangbe-

reich) und UG4 (Halle-Süd) (Abb. 5-1) zu den Nitrophilen Saumgesellschaften (*Galio-Urticetae dioicae*) zu zählen. Ansonsten dominieren Ruderale Beifuß- und Distelgesellschaften und Queckenrasen (*Artemisietea vulgaris*). Schon hier wird der anthropogene Einfluss deutlich. Die erstgenannte Gruppe repräsentiert die Messfelder ohne (UG4, UG5) bzw. mit äußerst sporadischer Mahd (UG7). Die zweite Gruppe wird intensiver bewirtschaftet. Dadurch sind verschiedene Randbedingungen für die Evapotranspiration gegeben, die sich in der Sickerwasserrate niederschlagen können. Beide Pflanzengesellschaften entwickeln sich aber auf nährstoffreichen Böden. BREUSTE (1987) ermittelte für einen größeren Bereich am Holzplatz (UG1) eine Mäusegerstengesellschaft (*Bromo-Hordeetum*), die die mittleren Zeigerwerte des Messfeld-Oberhangs bestätigt. Der Unterhang im UG7 befindet sich im Schilf-Röhricht (*Phragmitetum australis*), das auf mesotrophe bis schwach eutrophe Bedingungen hinweist (SCHUBERT et al. 2001).

Der **Bodenbedeckungsgrad** durch die Vegetation beträgt mit Ausnahme des UG1 100%. Aufgrund fehlender Trittbelastung und längerer Flächenruhe müssen im UG1 kleinräumige Unterschiede der Bodeneigenschaften (nutzbare Feldkapazität / Stoffbestand) für die lückige Vegetationsbedeckung (ca. 90%) verantwortlich gemacht werden.

Die für jeden Hangbereich gemittelte Stickstoff- bzw. **Nährstoffzahl** nach ELLENBERG et al. (2001) liegt an allen Standorten bei 7 und zeigt - wie schon aus den Pflanzengesellschaften hervorgehend - nährstoffreiche Standortverhältnisse an. Davon abweichend sind im Mittelhangbereich des UG7 sogar ausgesprochene Stickstoffzeiger und im Oberhangbereich des UG1 nur mäßig nährstoffreiche Standortbedingungen anhand der Flora abzuleiten. An allen Standorten wächst in mehr oder weniger großer Artenmächtigkeit die Große Brennessel (*Urtica dioica*). Sie gilt bezüglich des Nährstoffangebotes als Verschmutzungszeiger.

Die **Reaktionszahl** schwankt nur leicht von 6,5 - 7,3 und weist damit auf schwach saure bis schwach basische Verhältnisse hin. Nur im ehemaligen Ackerbereich am Oberhang im UG7 wird eine Reaktionszahl von 8 erreicht, die auf kalkreiche Standortbedingungen deutet.

Einzig die **Feuchtezahl** zeigt eine Abhängigkeit von der Hangposition. Sie schwankt um 5 und steigt vom Ober- zum Unterhang im Allgemeinen um eine Einheit an. Frischezeiger mit Schwergewicht auf mittelfeuchten Böden dominieren. Nur das UG7 (Mötzlich) bildet hiervon eine Ausnahme. Der Unterhangbereich hat eine sehr hohe Feuchtezahl (10). Der Mittelhangbereich zwischen Röhrichtzone und ehemaligem Ackerbereich (Feuchtezahl 5,2) steht auch bezüglich der Zeigerwerte für den Übergang beider Pflanzengesellschaften.

Das einzige waldbestandene Messfeld (UG3b) befindet sich in der Silberhöhe an der Weißen Elster. Die Artenzusammensetzung entspricht im gesamten Hangbereich einem Eichen-Ulmen-Auenwald mit einer hohen Nährstoffzahl von 8. Sie übertrifft damit die Werte des oberhalb gelegenen Messfeldes im Grünlandbereich. Im Übergangsbereich beider Vegetationsabschnitte dominieren Brennesseln sowie Schwarzer Holunder und Eschenahorn in der Strauch- bzw. Baumschicht. Die Reaktionszahl (6,9) im gesamten Waldbereich passt sich in die Werte der übrigen Messfelder ein. Die Feuchteverhältnisse sind nach den mittleren Zeigerwerten am Unterhang (5,9) gegenüber dem Oberhang (5,8) nur unwesentlich höher. Es dominieren Frische- bis Feuchtezeiger.

Zusammenfassend lässt sich anhand der vegetationskundlichen Aufnahmen feststellen, dass sich alle Standorte durch einen Nährstoffreichtum auszeichnen. Die Reaktionszahlen zeigen keine gravierenden Unterschiede bezüglich der physikochemischen Milieubedingungen. Die hangabwärtsgerichtete Zunahme der Feuchtezahl kann in stärker wechselnden Bodeneigenschaften, einem Hangzugwasserstrom oder sinkenden Abständen zum Grundwasser begründet sein. Die mittleren ökologischen Zeigerwerte der Untersuchungsgebiete sind sich sehr ähnlich und zeigen mit den umfassenden Kartierungen von KLOTZ (1984) in Halle gute Übereinstimmungen. Deshalb soll auf eine detaillierte Darstellung der Einzelwerte verzichtet werden. Die Artenlisten der Standorte sind HENNING (2003) zu entnehmen.

## 6 Die Böden der Untersuchungsgebiete

### 6.1 Die Bodenprofile der Untersuchungsgebiete

Im folgenden werden die Bodenprofile an den Standorten dargestellt und Besonderheiten der einzelnen Messfelder hervorgehoben. Bis auf UG3b und UG5 sind nach AD-HOC-AG BODEN (2005) alle Böden als Anthrosol zu bezeichnen. Eine detailliertere Darstellung der Bodentypen an den Standorten nach SAUERWEIN (2004) ist im Anhang 4 enthalten. Die Tabelle erhielt eine Erweiterung durch eine Spalte der angrenzenden / prägenden Nutzung, da beispielsweise die Kategorie „Öffentliche Einrichtung“ wenig über die Entstehungszeit sowie die Art und Weise der ehemaligen Einwirkung auf den Boden aussagt. Insbesondere große Verkehrsstrassen in unmittelbarer Nähe können den Stoffhaushalt des Bodens auch rezent prägen. Des Weiteren konnte nach ALTERMANN & MACHULLA (1996) die prä-urbane Bodenform ermittelt werden. Da infolge der jungen urbanen Bodenbildung die Ausgangssubstrate der natürlichen Bodenbildung auch nach der anthropogenen Überprägung die Bodenmerkmale bestimmen können (BURGHARDT 1996b), wurde anstatt des Bodentyps die Bodenform in die Tabellen (Anhang 4) aufgenommen. Die konkreten Werte der Eigenschaften einzelner Horizonte und Proben (Anhang 5), Profildarstellungen sowie eine Fotodokumentation (Anhang 4) sind ebenfalls im Anhang enthalten.

#### 6.1.1 UG1 (Holzplatz)

Am Messfeld Holzplatz befindet sich ein 25-35cm mächtiger jAh-Horizont über einem ebenfalls anthropogen aufgetragenen, sehr sandigen und skelettreichen Material. Das Skelett besteht aus Baustoffen, rostigem Material und Plastik. Das Substrat ist über die gesamte untersuchte Profiltiefe (90cm) sehr locker aufgeschüttet. Innerhalb der untersuchten Böden weist es die geringsten Trockenraumdichten sowie die höchsten Skelettanteile und überdurchschnittliche elektrische Leitfähigkeiten auf. Deutliche Unterschiede bezüglich der pedologischen Eigenschaften zwischen Ober- und Unterhang bestehen nicht.

#### 6.1.2 UG2 (Böllberg)

Am Oberhang lag hier ursprünglich ein Regosol aus grushaltigem Sandlöss über lehmig-sandigem Mittleren Buntsandstein-Verwitterungsmaterial (ALTERMANN & MACHULLA 1996). Der Unterhang gehört zum Außenbereich.

Durch Hangabgrabungen und Terrassierungen fand am Oberhang des Messfeldes ein Materialauftrag statt. Dabei lassen sich zwei mit Bauschutt und Verwitterungsprodukten des Buntsandsteins in unterschiedlichem Maß angereicherte Horizonte ausgliedern. Darüber folgen zwei ca. 10cm mächtige, aufgeschüttete Ah-Horizonte, die ebenfalls viel anthropogenes Bodenskelett enthalten. Einen ähnlichen Profilaufbau im Hangbereich haben BILLWITZ & BREUSTE (1980) in unmittelbarer Nähe erfasst, so dass die Repräsentativität des Standortes untermauert und der angenommene, relativ große Zeitraum ohne anthropogene Eingriffe in den Boden bestätigt wird.

Der oberste aufgetragene Ah-Horizont zieht sich bis in den Unterhangbereich. Darunter sind nach einem vermischten Übergangshorizont Substrate fluvialer und kolluvialer Herkunft der ursprünglichen Vega am Unterhang zu finden. Abgesehen vom Waldstandort treten hier die niedrigsten pH-Werte (um pH 5 in 30-60cm Tiefe) auf.

#### 6.1.3 UG3 (Silberhöhe)

UG3a (Grünlandbereich): Der Bereich ist während der Errichtung der Plattenbauten stark überprägt worden. Über einer mächtigen Schicht, die aus einem Gemisch von umgelagertem, natürlichem Oberbodenmaterial, Bauschutt und Verwitterungsprodukten des Buntsandsteins besteht, wurde ein 30-40cm mächtiger Ah-Horizont aufgebracht. Der Mittlere Buntsandstein bildet hier wie am Oberhang des UG2 das Aus-

gangsgestein der natürlichen Bodenentwicklung. Eine Bohrstockbeprobung in der Profilgrube des Oberhangs zeigte, dass der stark durchmischte Bereich mindestens 1,5m Mächtigkeit besitzt. Am Unterhang ist dieser Horizont nur in 30-50cm Tiefe anzutreffen. Darunter folgen weitere anthropogen umgelagerte Ah-Horizonte.

Der oberste aufgebrauchte Ah-Horizont ist im Vergleich der Standorte relativ sandarm. Die Horizonte darunter sind vergleichsweise dicht gelagert. Die elektrische Leitfähigkeit und der Carbonatgehalt sind am gesamten Messfeld sehr gering bzw. unterdurchschnittlich.

UG3b (Auwaldbereich): Im oberen Waldbereich bestimmen immer noch aufgeschüttete Horizonte den Bodenaufbau. Allerdings ist kaum noch Bauschutt und Buntsandsteinmaterial eingemischt. Im Mittelhang- und Unterhangbereich wurde der natürliche Bodentyp, ein Kolluvisol bzw. ein Vega-Gley, vorgefunden.

Im Vergleich zu den Grünlandstandorten sind hier geringere pH-Werte (4,3-6,2) und höhere Gehalte an organischem Kohlenstoff festzustellen. Außerdem herrscht quasi Carbonatfreiheit vor.

#### 6.1.4 UG4 (Halle-Süd)

Die Bodenprofile an diesem Messfeld zeigen, dass das anthropogen umgelagerte Material relativ eben aufgeschüttet wurde. Ein verstärkt mit verwittertem Buntsandstein angereicherter Horizont in 85-95cm Tiefe trennt zwei umgelagerte und gering mit Bauschutt durchsetzte Ah-Horizonte, die wie am Standort Silberhöhe / Grünland (UG3a) vergleichsweise geringe elektrische Leitfähigkeiten aufweisen. Aufgrund des mächtigen Ah-Auftrages sind die Gehalte an organischem Kohlenstoff mit 1,5-2,5% recht gleichmäßig im Profil verteilt. Der Unterhangbereich stellt ein gekapptes Profil des Oberhangs infolge der Revitalisierung des Beesener Baches 1994 dar.

#### 6.1.5 UG5 (Franzigmark)

Der ergrabene Vega-Gley ist als anthropogen relativ unbeeinflusst anzusehen. Die Erosion im Einzugsgebiet bzw. die Akkumulation im Bereich des Messfeldes sind jedoch anthropogen verstärkt. Vereinzelte Ziegelbruchstücke im Profil und eine mäßig erhöhte Leitfähigkeit beweisen die Ablagerung von Materialien und Rückständen aus dem Siedlungs- und landwirtschaftlich genutzten Bereich.

#### 6.1.6 UG6 (Neustadt)

Die natürliche Bodenform wäre hier ein Vega-Gley aus Auenschluff über Flusssand / -kies (ALTERMANN & MACHULLA 1996). Als natürlicher Horizont ist anhand der Profile an diesem Standort jedoch lediglich am Unterhang ab 60cm Tiefe der fossile Ah-Horizont anzusprechen. Darüber wurde mit zunehmender Mächtigkeit in Richtung Oberhang sehr sandiges Substrat aufgeschüttet. Das im „Bausand“ reichlich enthaltene Skelett ist vorwiegend natürlicher Genese. Es findet sich aber auch Glas, Plastik und Bauschutt. Den oberen Profilabschluss bildet ein 20cm mächtiger, aufgeschütteter Ah-Horizont. Messungen des Eindringwiderstandes und der Trockenraumdichte zeigen eine vergleichsweise hohe Verdichtung dieses Horizontes. Die Unterschiede der pedologischen Eigenschaften zwischen dem jAh und dem yIC nehmen in Richtung Oberhang zu.

#### 6.1.7 UG7 (Mötzlich)

Am Standort Mötzlich geht der festgestellte Kipp-Tschernosem durch die braunkohlentiefbaubedingte Absenkung in Richtung Unterhang in einen Kolluvisol-Gley über. Ziegelbruchstücke am Oberhang bis in 70cm Tiefe belegen die Einebnungen, die nach dem Einbrechen der Braunkohlentiefbaugruben stattfanden. So bestehen die Profile am Mittel- und Unterhang aus verschiedenen, infolge des Einbruchs und der Geländeneivellierung vermengten natürlichen und künstlichen Substraten. Nach diesen Eingriffen konnte sich im Schilfrandbereich des Sees am Unter- und Mittelhang ein relativ lockerer, bis zu 20cm mächtiger Ah-Horizont bilden. Trotz der knapp 30jährigen landwirtschaftlichen Bearbeitung ist am Oberhang kein

ausgeprägter Ap-Horizont zu definieren. Aufgrund der sehr geringen Schlaggröße kam wahrscheinlich kaum schweres Gerät zum Einsatz. Die sehr geringen Lagerungsdichten bestätigen dies.

Durch das Löss-Ausgangssubstrat sind an diesem Standort die Carbonatgehalte im Vergleich der Standorte maximal. Im ICc-Horizont liegen die Werte auf dem Niveau der Sub-Lößprovinz des Östlichen Harzvorlandes (BIERING & FRÜHAUF 1999). Das belegt den im Vergleich der Messfelder hohen Natürlichkeitsgrad.

### 6.1.8 UG8 (Neue Residenz)

Der Innenhof der Neuen Residenz ist durch den Auftrag mehrerer Horizonte mit unterschiedlichen Anteilen an Bauschutt und umgelagertem natürlichem Substrat gekennzeichnet. Unter Bauschutt sind in diesem Fall hauptsächlich Dachziegel zu verstehen. Davon abgesehen, dass sie nicht mehr komplett vorliegen, weisen sie kaum Verwitterungsspuren auf. Eine genaue Datierung einzelner Horizonte gestaltet sich schwierig (SAUERWEIN 2004).

## 6.2 Variabilität der pedologischen Eigenschaften

Datengrundlage der im folgenden vorgestellten pedologischen Eigenschaften sind die „Saugkerzenhorizonte“ (Probenentnahme aus 30cm, 60cm, 80cm Tiefe) sowie der (zumeist aufgetragene) Ah-Horizont (10cm Tiefe). Abgesehen von Angaben zum Skelettgehalt beziehen sich die Maßzahlen des Bodens in den folgenden Kapiteln immer auf den Feinboden und nicht auf den Gesamtboden inklusive des Skeletts. Die im UG3b (Silberhöhe / Auwald) ermittelten Werte des Feinbodens wurden in den Korrelationen und Berechnungen statistischer Parameter nicht berücksichtigt. An diesem Messfeld ist der Faktor der anthropogenen Bodenentstehung nicht dominant. Die Stoffein- und -austragsituation sowie die pedologischen Größen unterscheiden sich infolge der „Wald-Vegetation“ von den übrigen Messfeldern grundsätzlich.

Tab. 6-1: Statistische Kennzahlen wesentlicher pedologischer Eigenschaften

	Ton (Gew.-%)	Sand (Gew.-%)	Skelett (Gew.-%)	Trockenrohdichte (g/cm <sup>3</sup> )	pH-Wert (KCl)	C <sub>org</sub> (Gew.-%)	Carbonatgehalt (Gew.-%)
Anzahl	63	63	64	63	64	64	64
Median	10,1	41,6	6,2	1,4	7,3	1,7	2,4
Maximum	15,7	94,8	44,9	1,8	8,0	5,5	13,2
Minimum	0,9	19,3	0,1	0,4	4,8	0,1	0,3
relative Standardabweichung (%)	39	42	109	22	7	55	89

Hinsichtlich der Bodenart nehmen sandige Böden eine dominante Stellung ein. An den beiden nördlichsten Standorten (UG5, UG7) ist sandig-lehmiger Schluff charakteristisch. Hier kann dies entsprechend dem Ausgangssubstrat bzw. den Ergebnissen der Reichsbodenschätzung als anthropogen unverändert angesehen werden. Damit sind beispielsweise Unterschiede in der Wasserretentionskapazität im Vergleich zu den übrigen UG zu erwarten. Ansonsten sind die gegenüber den ehemals natürlichen Böden sandigeren Substratverhältnisse als Charakteristik urbaner Böden anzusehen (WOLFF 1993, KAHLE & COBURGER 1996, LEWANDOWSKI et al. 1998, BÄDJER 2000). Für Halle wird dies beispielsweise von BREUSTE (1987) für das südliche Stadtgebiet bestätigt.

Das Bodenskelett erreicht einen Medianwert von 6 Massen-%. Maximale Skelettvolumen- und Massenanteile liegen zwischen 40-50% und gehen auf Bauschutteinmischungen im Boden des UG1 und des UG6 zurück. Da diese Werte auf Stechzylinderproben basieren, sind die tatsächlichen Höchstwerte noch extremer einzuschätzen. Innerhalb des Skeletts dominiert Bauschutt und hier insbesondere Ziegelbruchstücke. Eine untergeordnete Rolle spielt Hausmüll mit Plastik und Glasbruch. Das Bodenskelett weist unter den Eigenschaften in Tab. 6-1 die höchste Variabilität auf und zeigt damit den unterschiedlichen anthropogenen Einfluss an. Mit steigendem Skelettanteil sind auch höhere Sand- sowie geringere Ton- und Schluffgehalte zu verzeichnen (n=69; p<0,001; r<sub>Sand</sub>=0,55; r<sub>Schluff</sub>=-0,51; r<sub>Ton</sub>=-0,50). Es sei hier nochmals darauf hingewiesen, dass anthropogen bedingte Interdependenzen die Ergebnisse der Korrelationsrechnungen beeinflussen. Oftmals bestehen signifikante (vielfach sogar höchst signifikante) Korrelationen. Diese wei-

sen jedoch häufig relativ niedrige Korrelationskoeffizienten auf. Sich daraus ergebende Ableitungen sind damit statistisch belegbar, sollten aber, insofern keine vergleichbaren Untersuchungen urbaner Böden bestehen, nur als Tendenz betrachtet werden.

Die Trockenrohdichte schwankt gemäß AD-HOC-AG BODEN (2005) von sehr gering bis sehr hoch. Einen signifikanten, aber schwachen Einfluss auf die Trockenrohdichte hat das Bodenskelett. Je höher der Skelettanteil ist, desto geringer ist die Trockenrohdichte ( $n=67$ ;  $p=0,031$ ;  $r=-0,26$ ). Als Ursache ist die sperrige Einlagerung größerer Skelettbestandteile und die dadurch bedingte Bildung von Hohlräumen zu nennen. Außerdem sind die skelettreichen Horizonte meist relativ mächtig, so dass von einer Schüttung ohne Zwischenverdichtung bei der Anlage oder bei zwischenzeitlicher Nutzung auszugehen ist. Damit ist der Wasser- und Stofftransport durch den Makroporenfluss in Böden geringerer Trockenrohdichte besonders schwer kalkulierbar.

Des Weiteren sind geringere Trockenrohdichten in geringeren Bodentiefen ( $n=67$ ;  $p=0,048$ ;  $r=0,24$ ) und bei höheren Gehalten an organischem Kohlenstoff festzustellen ( $n=67$ ;  $p<0,001$ ;  $r=-0,51$ ). Eine allgemeine Bodenverdichtung kann nicht festgestellt werden. Das gilt auch für die obersten Horizonte und ist auf die unterschiedliche Nutzungsintensität, die Aufschüttung des Bodens und den in der Hangposition bedingten Schutz vor größerer maschineller Verdichtung zurückzuführen. Zu ähnlichen Ergebnissen kommen HORN & TAUBNER (1997).

Die durchschnittlichen Anteile organischen Kohlenstoffs in den beprobten Horizonten liegen bei 2%. Mit zunehmender Bodentiefe ist ein höchst signifikanter Rückgang ( $n=70$ ;  $p<0,001$ ;  $r=-0,57$ ) zu verzeichnen (Bsp. Abb. 6-1 links). Mit einer relativen Standardabweichung der beprobten Horizonte von 55% sind deutliche Unterschiede feststellbar. Diese verringern sich auch bei Vernachlässigung des „10cm-Horizontes“ nicht. Ausschlaggebend hierfür ist das Überdecken von Ah-Horizonten (Bsp. Abb. 6-1 rechts) und die Durchmischung. Äußerst geringe Gehalte sind in UG3a zu verzeichnen. Relativ hohe Werte werden im UG1 (Abb. 6-1) erreicht.

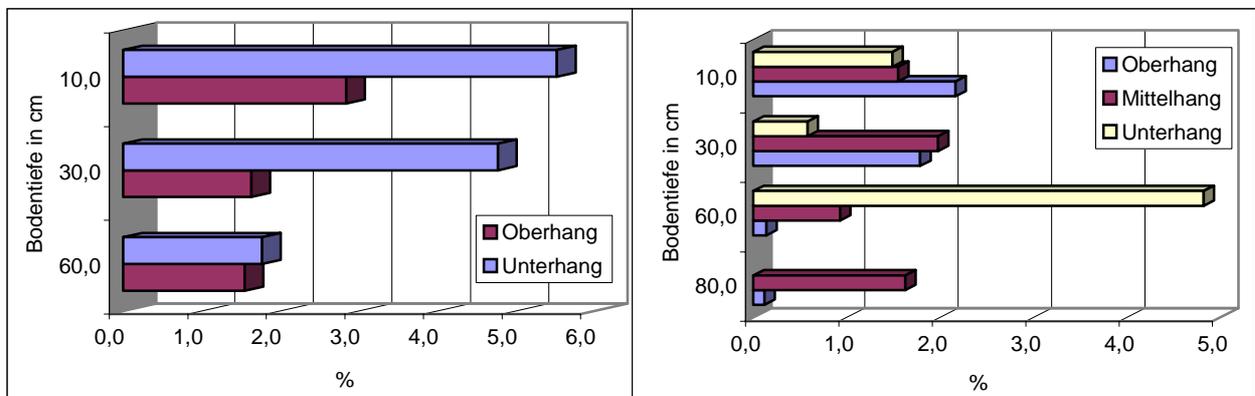


Abb. 6-1: Verteilung der Gehalte von organischem Kohlenstoff in UG1 (links) und UG6 (rechts)

Der Feinboden ist im Mittel schwach carbonathaltig (AD-HOC-AG BODEN 2005). Die Gehalte schwanken jedoch zwischen 0,2-13,2%. Höhere Carbonatgehalte sind durch anthropogene Beimengungen bedingt. Der anthropogene Eintrag kann durch eine geringe Korrelation ( $n=70$ ;  $p=0,014$ ;  $r=0,29$ ) mit dem Skelettanteil belegt werden. Die Maximalgehalte von 12-13% werden jedoch im ICc-Horizont im UG7 (Mötzlich) erreicht. Bei hohen Carbonatgehalten können zusätzliche Sorptionsflächen für Schwermetalle zur Verfügung stehen (SCHUG 2000). Die Carbonate können außerdem für eine große Gefügestabilität und dadurch bei entsprechender Trockenheit für hohe Eindringwiderstände in den Boden sorgen. Es entstehen aber auch größere Aggregate mit entsprechenden Auswirkungen auf die Wasserleitfähigkeit.

Wie schon durch die Reaktionszahl der Pflanzengesellschaften angedeutet wurde, bewegt sich der potenzielle pH-Wert im sehr schwach alkalischen Bereich (AD-HOC-AG BODEN 2005) mit einer geringen relativen Standardabweichung von 7%. Der aktuelle pH-Wert bewegt sich zumeist 0,2 Einheiten über dem poten-

ziellen. Dies deckt sich mit Untersuchungen anderer Autoren im urbanen Raum (HILLER 1995, MEUSER et al. 1998, MACHULLA 2000, SCHRAPS et al. 2000, SAUERWEIN 1998b, 2004). Sie führen den hohen pH-Wert vor allem auf den Bauschutt im Boden zurück. Die eigenen Untersuchungen bestätigen diesen Zusammenhang durch eine signifikante Korrelation von pH-Wert und Skelettgehalt ( $n=70$ ;  $p=0,044$ ;  $r=0,24$ ). Außerdem steigt der pH-Wert mit zunehmender Bodentiefe ( $n=70$ ;  $p=0,047$ ;  $r=0,24$ ).

Überschlägige Berechnungen der Kationenaustauschkapazität gemäß Ad-HOC-AG BODEN (2005) ergeben aufgrund der Durchmischung mit organischer Materie, den hohen Carbonatgehalten bzw. den hohen pH-Werten auch hohe Werte der Kationenaustauschkapazität. Lediglich die buntsandsteinreichen Horizonte im UG3 sowie die stark sandigen Horizonte in größeren Tiefen im UG1 und UG6 weisen niedrige Werte auf. Größere Differenzen innerhalb eines Profils wurden nur in diesen beiden UG festgestellt.

Der Mittelwert der elektrischen Leitfähigkeit des Feinbodens ist mit  $0,4\text{mS/cm}$  als gering einzuschätzen. Die Schwankungsbreite von  $0,08\text{-}2,1\text{mS/cm}$  zeigt aber, dass Horizonte mit deutlicher Stoffanreicherung bestehen. Die Höchstwerte werden im UG2 ermittelt. Nach UBA (1989) können Werte oberhalb  $1\text{mS/cm}$  als auffällig und oberhalb  $4\text{mS/cm}$  als pflanzenschädigend angesehen werden. Bei diesem Vergleich ist zu berücksichtigen, dass die eigenen Werte in einem weiteren Verdünnungsverhältnis ermittelt wurden, d.h. nach dem Verfahren in UBA (1989) würden die eigenen Werte deutlich höher liegen. Die Leitfähigkeit steigt signifikant mit abnehmender Trockenraumdichte ( $n=67$ ;  $p=0,004$ ;  $r=-0,35$ ), was als Scheinkorrelation durch den Zusammenhang von Trockenraumdichte und Skelettgehalt gewertet werden kann.

Infiltrationsmessungen mit dem Doppelringinfiltrimeter konnten - bedingt durch die Reliefierung - nicht an allen Standorten durchgeführt werden. Im UG8 war durch Platzmangel keine Messung möglich. Die Infiltrationsraten waren so hoch, dass ein enormer Wasserverbrauch zu verzeichnen war. Deshalb konnten die Versuche meist nur wenige 10er Minuten aufrechterhalten werden. Tab. 6-2 stellt die von bis zu 10 Versuchen gemittelte Infiltrationsrate nach 30min. Versuchsdauer unter quasi stationären Fließbedingungen dar. Die Infiltrationsraten sind nach der vom Arbeitskreis Stadtböden (UBA 1989) bzw. der von WOLFF (1993) vorgeschlagenen Klassifizierung als hoch bis extrem hoch (UG3b) einzustufen. Auf urbanen Grünflächen werden oftmals hohe Infiltrationsraten ermittelt oder zumindest unterstellt (WOLFF 1993, MEUSER et al. 1998, SCHRAPS et al. 2000). Eindeutige Beziehungen zu Bodenmerkmalen konnte WOLFF (1993) nach umfangreichen Infiltrationsmessungen jedoch nicht nachweisen. Das ist zum einen auf die hohe Heterogenität von Stadtböden zurückzuführen, zum anderen ist ein Einfluss der Nutzung und des Bodenalters vorstellbar. So überrascht es nicht, dass bei der eigenen vergleichsweise geringen Stichprobenanzahl ( $n=10$ ) mit einer Ausnahme keine Zusammenhänge von Infiltrationsrate und Bodeneigenschaften zu ermitteln sind. Lediglich der Skelettgehalt im Oberboden (30cm Tiefe) hat einen signifikanten Einfluss auf die Infiltrationsrate ( $r=-0,77$ ,  $p<0,01$ ). Das geringe Porenvolumen des Skeletts verlangsamt den Infiltrationsvorgang.

Tab. 6-2: Infiltrationsraten in mm/h

UG1	UG2		UG3a		UG3b	UG4	UG6	UG7	
Oberhang	Oberhang	Unterhang	Oberhang	Unterhang	Unterhang	Oberhang	Oberhang	Oberhang	Unterhang
106	161	232	128	122	677	230	100	262	210

In UG1 ist nach diesem vermuteten stationären Zustand ein Anstieg der Infiltrationsraten festzustellen. Ähnliches gilt für den Oberhangbereich des UG2. Hier befindet sich unter dem aufgetragenen Ah-Material ein bauschutthaltiger, sehr sandiger Horizont mit teilweise sehr lockerer Lagerung. Es ist davon auszugehen, dass, nachdem die Befeuchtungsfront den Ah-Horizont gequert hat, extreme Unterschiede der Bodeneigenschaften zu einem erhöhten vertikalen Gradienten führen. In diesen yC-Horizonten bestehen außerdem günstige Voraussetzungen für den Makroporenfluss (geringe Lagerungsdichte, lockere Skeletteinlagerung) und damit für eine schnelle Wasserabführung bei vergleichsweise langsamer Anpassung der Wasserspannungen. Darüber hinaus kommen hydrophobe Eigenschaften der organischen Substanz oder des eingebrachten Substrates als Erklärung in Frage (BACHMANN 1996).

Abb. 6-2 verdeutlicht die hohen Infiltrationsraten im Auwaldbereich (UG3b), die sehr ähnlichen Bodenverhältnisse am Ober- und Unterhang im UG3a sowie die sehr geringen und quasi konstanten Werte im UG6. Die niedrigen Werte im UG1 sind auf die Verdichtung im ebenen Gelände zurückzuführen. Am Hang des UG1 sind wesentlich höhere Infiltrationsraten zu erwarten.

Infiltrationsraten können Anhaltspunkte über den Hangzugwasserstrom liefern. Beispielsweise stellten YAIR et al. (1997) sogar in Sanddünen in ariden Gebieten einen Interflow in Abhängigkeit von den Infiltrationsbedingungen und damit variablen hydraulischen Gradienten an verschiedenen Hangpositionen (LITTMANN et al. 2000) fest. Gravierende Unterschiede zwischen den Hangbereichen an den eigenen Messfeldern bestehen jedoch nicht. Die Infiltrationsraten sind so hoch, dass sich im Zusammenhang mit Beobachtungen während Starkregenereignissen schlussfolgern lässt, dass Oberflächenabfluss während des Untersuchungszeitraums ausgeschlossen werden kann. Lediglich am Oberhang des UG6 kann es bei Starkniederschlägen zum direkten Abfluss kommen. Die Infiltrationsrate ist hier zwar auch hoch, durch die oberflächennahe Trittdichtung ist sie jedoch im gesamten Versuchsverlauf quasi konstant. Unter Berücksichtigung der Überschätzung der realen Infiltrationsrate infolge des experimentell bedingten Überstaus kann der Oberflächenabfluss nicht ausgeschlossen werden.

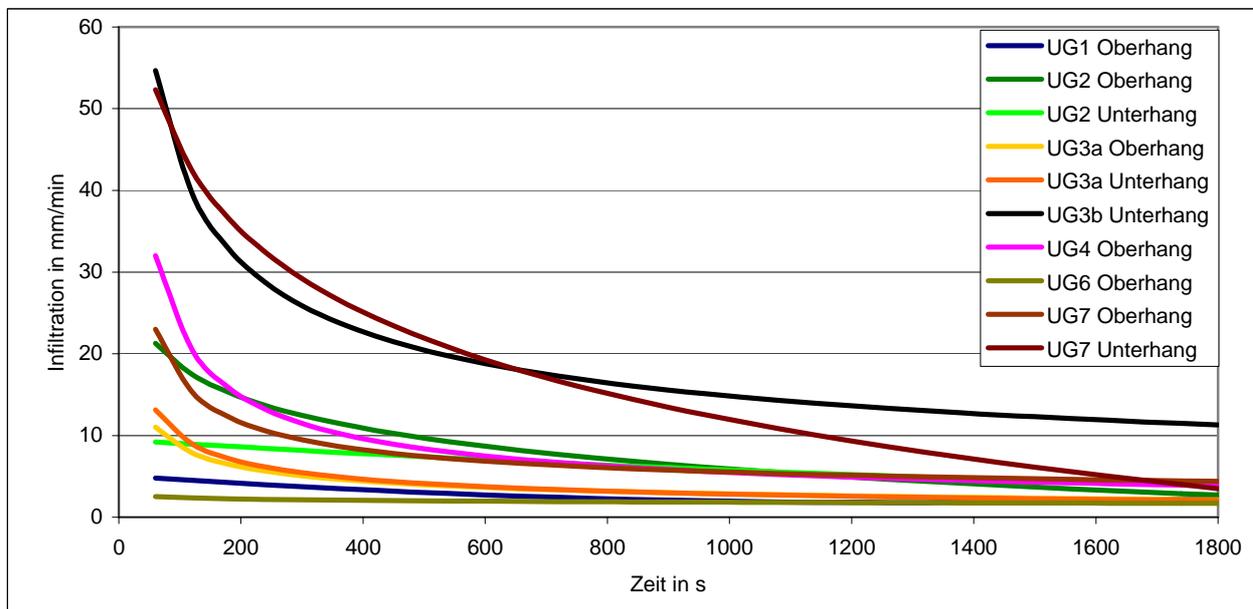


Abb. 6-2: Entwicklung der Infiltrationsraten

Weitere für den Sickerwassertransport wesentliche Bodeneigenschaften werden detailliert im Kapitel 8 erläutert. Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass die gewählten Standorte ein sehr unterschiedliches Maß der anthropogenen Bodenbeeinflussung aufweisen. Die Spannweite reicht von natürlichen Bodentypen im UG3b über die Umlagerung von natürlichem Substrat bis zum Aufbringen rein technogener Materialien am Standort Holzplatz (UG1). Die größten prozentualen Standardabweichungen weisen die Parameter Skelettgehalt, elektrische Leitfähigkeit und Carbonatgehalt auf. Insbesondere die ersten beiden können als Indikatoren der anthropogenen Beeinflussung herangezogen werden. Geringe Unterschiede bestehen hinsichtlich der Bodenreaktion. Die vorwiegend neutralen bis leicht basischen pH-Werte sind jedoch in anthropogen erhöhte und natürlich bedingte (UG7) Werte zu unterscheiden.

## 7 Stoffquellen für den Transport mit der Bodenlösung

Über die verschiedenen Möglichkeiten der Stoffzufuhr wurde in Kap.2.3 berichtet. Hier soll zunächst die Größenordnung der aktuellen Stoffzufuhr über die trockene und nasse Deposition erörtert werden. Weitere nutzungsbedingte aktuelle Stoffzufuhren, wie z.B. durch Düngung oder Streusalzaufbringung, waren an keinem der Messfelder im Untersuchungszeitraum gegeben. Lediglich der Stoffeintrag über tierische Exkrememente kann nicht ausgeschlossen werden. Dieser ist allerdings kaum quantifizierbar, so dass er nur über die Bodengehalte und –lösungskonzentrationen indirekt aufgezeigt werden kann. Hierbei wären vor allem erhöhte N- und P-Werte die Folge.

Mit zunehmender Sickerstrecke gewinnt die Bodenfestphase bezüglich der Lösungskonzentrationen an Dominanz. Nach den Einträgen über die trockene und nasse Deposition werden deshalb die Stoffgehalte des Feinbodens als Summe aktueller und historischer Stoffzufuhren dargestellt und diskutiert. Die konkreten Werte jeder Bodenprobe sind im Anhang 5 enthalten.

### 7.1 Trockene und nasse Deposition

Die aktuellsten, vom Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt veröffentlichten Daten zum depositionsbedingten Stoffeintrag (Tab. 7-1) stammen aus 2001 (LAU 2002). Vergleiche mit Daten von 1999 und 2000 zeigen unterschiedliche Schwankungen, die vor allem auf meteorologische Faktoren zurückgehen.

Tab. 7-1: Depositionsmengen (kg/ha\*a) 2001 nach LAU (2002)

		Na	K	Ca	Mg	Cl	SO <sub>4</sub>	NO <sub>2</sub>	NO <sub>3</sub>	NH <sub>4</sub>	sek. PO <sub>4</sub>	E [µS/cm]	pH-Wert
gesamt	Reideburger Str.	1,8	2,3	5,1	0,5	5,2	12,5	0,7	16,4	6,4	0,5		
	(Mittelwert 1999-2001)	2,0	1,1	6,5	0,6	4,2	14,3	0,5	15,6	6,6	0,4		
nass	Reideburger Str.	1,5	0,5	2,2	0,3	3,0	7,4	0,2	9,3	4,1	0,2	18,1	5,1
	Dörlau	1,3	0,5	1,8	0,3	2,2	6,0	0,1	7,4	3,1	0,3	15,9	5,2
trocken		Pb	Cd	Cr	Cu	Zn	Mn						
	Neustadt (Nietlebener Str.)	0,023	0,000	0,011	0,029	0,256	0,048						
	Beesen	0,020	0,001	0,009	0,018	0,212	0,045						
	Burgstr.	0,033	0,000	0,040	0,025	0,225	0,047						

Innerhalb der Stadt bestehen erwartungsgemäß vor allem hinsichtlich des Schwermetalleintrages erhebliche Unterschiede (BRÜCKMANN et al. 1994, HÖKE 2003). So zeigen aktuelle Untersuchungen zur immissionsbedingten Anreicherung von Schwermetallen in Abhängigkeit von Stadtstrukturtypen in Halle (SAUERWEIN 2004) bei Blei, Kupfer und Zink eine messbare Zunahme. Insbesondere in der Nähe von Hauptverkehrsstrassen erreicht Blei in unbelasteten Kontrollböden einen Anreicherungsfaktor von 1,9 pro Jahr. Die Anreicherung ist damit nur unwesentlich geringer als zu Beginn der 1990er Jahre (ZIERDT, K. et al. 1990). NORRA (2001) und NAVA et al. (2002) bestätigen den anhaltenden Einfluss des Straßenverkehrs auf die Pb- aber auch Cu-Gehalte (Dieselmotoren) in Aerosolen im urbanen Raum. Bestehende Grenzwerte bezüglich der Inhaltstoffe von luftgetragenen Partikeln ( $\varnothing < 10\mu\text{m}$ ) werden im Stadtgebiet mit  $0,02\mu\text{g}_{\text{Pb}}/\text{m}^3$  im Jahr 2000 und 2001 jedoch nicht überschritten (LAU 2002).

Die eigenen Untersuchungen zum depositionsbedingten Stoffeintrag mussten sich auf sporadische Analysen des Niederschlages beschränken. Unmittelbar nach einigen Starkregenereignissen konnte im UG6 in der näheren Umgebung des Messfeldes außerdem Niederschlagswasser in einigen Mulden gesammelt und analysiert werden. In Tab. 7-2 stehen dem ermittelte Stoffkonzentrationen des reinen Niederschlagswassers gegenüber. Demnach erfolgt mit dem Niederschlag ein bedeutender P-Eintrag, wie es auch der DVWK (1993) bestätigt. Der Vergleich des „Pfützenwassers“, das nach einer längeren Trockenperiode (15.4.2002) gesammelt wurde, mit dem Wasser nach wesentlich kürzeren Niederschlagsintervallen macht darüber hinaus deutlich, dass nach längeren Trockenphasen mit erhöhten Konzentrationen des infiltrieren-

den Wassers gerechnet werden muss. Trotz der nur stichprobenhaften Daten ist die Anreicherung in einer niederschlagsarmen Periode im Frühjahr durch die Nähe der Bundesstraße 80 (Schwermetallemission) und des z.T. immer noch offenbeheizten (SO<sub>4</sub>-Emission) alten Dorfkerns Passendorf plausibel. Jahressummen konnten aufgrund der geringen Datenmenge allerdings nicht berechnet werden.

Tab. 7-2: Eigene Depositionsmessungen

Datum	Bemerkung	pH-Wert	E μS/cm	KH mmol/l	mg/l										μg/l			
					Na	K	Mg	Ca	Cl	NO <sub>2</sub>	NO <sub>3</sub>	o-PO <sub>4</sub>	SO <sub>4</sub>	Al	Cu	Pb	Mn	Zn
30.07.2003	P (Böllberg)	6,2	39	1,6	0	1	2	18	1		4	1,1	6					
19.11.2003	P (Böllberg)	6,3	54	0,5	0	3	0	2	3	7	5	1,6	5					
15.04.2002	Q* (Neustadt)	7,6	310	1,9	6	12	4	50	6		1	1,6	71	49	62	52	25	
09.08.2002	Q (Neustadt)	7,6	105	1,8	4	5	2	29	4		1		9	95	7	1	27	
11.09.2003	Q (Neustadt)	7,9	123	0,9	1	1	10	19	2		3	0,4	18		6	6		27

P: Niederschlag in Hellmann-Trichter; Q: zusammengelaufenes Niederschlagswasser; Q\*: Q nach 3 Wochen ohne Niederschlag

Im Vergleich mit Daten der Literaturrecherche von SCHELLER (1997) können die eigenen Daten als typisch für Deutschland angesehen werden. Das gilt allerdings nicht im internationalen Vergleich. LINDE et al. (2001) ermittelten selbst in der Agglomeration Stockholm wesentlich niedrigere Stoffkonzentrationen im Regenwasser. Inwieweit die vom LAU (2002) erfassten Werte zu einer Stoffanreicherung in den hall-ischen Böden führen, wird in Kap.8.7 dargelegt.

## 7.2 Stoffgehalte des Feinbodens

### 7.2.1 Stoffgehalte nach Königswasseraufschluss

Bei der Beurteilung der Gefährdungen, die von Böden ausgehen, ist nicht in erster Linie der Gesamtgehalt eines Stoffes entscheidend, sondern die vorliegenden Verbindungen bzw. die chemischen Spezies des Stoffes (BOURG 1995) und die Konzentration im Sickerwasser. Stoffkonzentrationen der Bodenlösung und die messbaren Stoffgehalte des Feinbodens nach Extraktion mit Salzlösungen stellen jedoch nur einen Gleichgewichtszustand zwischen Lösungsphase und Feststoff dar (ZEIEN 1995). Die unterschiedlich gebundenen Spezies eines Elementes stehen in Wechselwirkungen miteinander und können durch Veränderungen der physikochemischen Bedingungen beeinflusst werden. Deshalb ist der Gesamtgehalt eine notwendige Größe für die Einschätzung der Nachlieferung des Stoffes.

Tab. 7-3: Statistische Parameter der Stoffgehalte nach Königswasseraufschluss

	P <sub>gesamt</sub>	Ca	Mg	K	Na	Fe	Cu	Zn	Pb	Cr	Cd	Mn	Al
	mg/kg												
Anzahl	64	64	64	64	64	64	64	64	64	64	64	64	58
Median	4173	11804	3079	3853	203	18865	19,4	85,2	34,8	19,7	1,5	472	16642
Maximum	14298	80289	8589	10803	1116	42488	1207,6	811,2	2060,4	54,2	3,1	932	37723
Minimum	1125	263	1232	912	41	2893	4,5	27,6	4,5	5,0	0,3	87	5041
relative Standardabweichung (%)	55	99	41	38	81	36	329	109	259	41	44	36	32

Die im Königswasseraufschluss extrahierbaren Gesamtgehalte (Tab. 7-3) schwanken erwartungsgemäß in den untersuchten Horizonten stark. Die absoluten Maximalwerte von Kupfer und Blei stellen eher Singularitäten durch besondere Bauschutt- und Altmittelgehalte in den Böden des UG1 und UG2 dar. Unter Wald (UG3b) liegen die Stoffgehalte trotz der erhöhten Filterwirkung der Bäume sowie der Pumpwirkung der Pflanzen aus tieferen Horizonten (HORNBURG 1991) im unteren Bereich der Stoffgehalte der Grünlandstandorte. Das zeigt schon, dass die Stoffgehalte nur zu geringen Anteilen auf atmogene Deposition zurückgehen. FOWLER et al. (2004) stellten immerhin eine um den Faktor 3 erhöhte Deposition in urbanen Wäldern gegenüber städtischen Grünlandbereichen fest. Insbesondere am Unterhang des UG3b besteht ein deutlicher vertikaler Gradient der Schwermetallgehalte mit einer Anreicherung im Oberboden, der

wahrscheinlich in der Hochwassersedimentation der Weißen Elster bedingt ist (vgl. FRÜHAUF & WINDE 1998). Grenzwerte werden dabei nicht überschritten.

Die Medianwerte der Schwermetalle an den Grünlandstandorten liegen nach SPOSITO (1998), SCHACHTSCHABEL et al. (1998), MERIAN (2004) und CALLENDER (2004) im typischen Bereich von Böden. Je nach Element werden relative Standardabweichungen von 32-330% erreicht. Relative Standardabweichungen von 100% und mehr weisen nur Calcium, Kupfer, Zink und Blei auf. Wie beispielsweise auch WOLFF (1993) in Hamburger Stadtböden zumindest für Zink zeigen konnte, korrelieren bei den eigenen Untersuchungen Kupfer, Zink und Blei außerdem höchst signifikant positiv mit dem Skelettgehalt, so dass bei diesen Elementen von erhöhten anthropogenen Anteilen auszugehen ist. Konkrete Angaben zu anthropogenen und geogen bedingten Stoffgehalten sind schwierig. Die Substrate sind meist anthropogen umgelagert und aufgetragen oder sind von vornherein technogenen Ursprungs. Fossile Horizonte sind im urbanen Raum nicht immer vorhanden oder können (dürfen) nicht ergraben werden. Am Beispiel des natürlichen ICc-Horizontes im UG6 wird außerdem deutlich, dass auch fossile Horizonte im urbanen Raum durch das Abgraben überliegender Horizonte, dem damit (kurzzeitig) stärkeren Einfluss aktueller Immissionen oder anthropogen bedingten Veränderungen mobilitätssteuernder Faktoren bzw. der sickerwasserge-tragenen Stoffverlagerung kein natürliches Stoffspektrum mehr aufweisen müssen. Insbesondere die Cadmiumgehalte liegen in diesem Fall deutlich über geogenen Hintergrundgehalten der Lössregion (FRÜHAUF 1992, BIERING & FRÜHAUF 1999).

Gemessen am geogenen Hintergrundgehalt von Auensedimenten (DEHNER 1999) oder Lössböden (FRÜHAUF 1992, BIERING & FRÜHAUF 1999) im Raum Halle sind die Böden an den Messfeldern mäßig mit Schwermetallen belastet. Bezüglich Blei und Cadmium treten auch starke bis übermäßige Belastungen auf. Die Übertragbarkeit dieser Hintergrundwerte auf alle eigenen Standorte ist jedoch sehr fraglich. Zudem wurden die veränderten pedologischen Eigenschaften der untersuchten Böden aufgezeigt. Damit kann auch bei rein geogen/pedogen bedingten Stoffgehalten ein erhöhter Stoffaustrag erfolgen. Ein Vergleich der eigenen Werte (Tab. 7-3) mit mittleren Schwermetallgesamtgehalten hallescher Auenböden ( $n_{max}=767$ ), die von FRÜHAUF & WINDE (1998) aus verschiedenen Publikationen zusammengetragen wurden (Tab. 7-4), zeigt eine durchschnittlich höhere Belastung der Auenböden, die vor allem auf die Ablagerung belasteter Hochwassersedimente zurückzuführen ist.

	Pb	Cd	Cr	Cu	Zn
Maximum	1103	19,5	405	598	2000
Mittelwert	115	1,7	36	59	242

Tab. 7-4: Schwermetallgehalte (mg/kg) hallescher Auenböden (nach FRÜHAUF & WINDE 1998)

Zum Vergleich der Schwermetallbelastungssituation in den Untersuchungsgebieten wurden Grenzwertfaktoren anhand der Vorsorgewerte der Bundesbodenschutzverordnung (BBODSCHV 1999) gebildet. Diese gelten zwar für empfindliche Nutzungen, berücksichtigen aber die mobilitätssteuernden Faktoren Bodenart und pH-Wert. Der Grenzwertfaktor 1 bedeutet, dass der Grenzwert durch den gemessenen Wert exakt erreicht wird, bei Faktor 2 ist der gemessene Wert doppelt so hoch wie der Grenzwert (SAUERWEIN 1998b).

Der Median der Grenzwertfaktoren liegt bei Kupfer, Blei, Chrom und Zink unter 1. Bei Chrom wird der Vorsorgewert lediglich im UG1 knapp überschritten. Hingegen gibt es bei Cadmium kaum Horizonte, die den Vorsorgewert unterschreiten. Cadmium- und Chromgehalte schwanken im Vergleich zu den übrigen erfassten Schwermetallen im Untersuchungsraum wenig. Sie eignen sich damit kaum für eine stadtstrukturell differenzierte Betrachtung der Belastung.

Die deutlichsten Anreicherungen sind im UG1, UG2 und UG8 zu verzeichnen. Im UG1 werden bei Blei auch die Prüfwerte (Park- und Freizeitanlagen) der Bundes-Bodenschutzverordnung überschritten. Neben Blei und den allgemein hohen Cadmiumgehalten ist Zink als besonders brisant einzustufen. AMMON (1982), FRÜHAUF & ZIERDT (1993) sowie SAUERWEIN et al. (1995) stellen Blei infolge der Verkehrsbelastung

und Zink vor allem durch die Braunkohle-Heizung als besondere Kontaminanten in Halle dar. Zu ähnlichen Ergebnissen inklusive einer eher geringen Anreicherung bei Kupfer kam SAUERWEIN (1998b) im Untersuchungsraum. In den hochwasserbeeinflussten Auenböden des halleschen Stadtgebietes zeigen Blei und Zink nach Quecksilber, das jedoch zum Großteil der Punktquelle „Buna“ entstammt (WINDE 1996), und Cadmium ebenso eine erhöhte Anreicherung (FRÜHAUF & WINDE 1998).

Sehr bedeutend für die Retention der untersuchten Elemente ist der Anteil des organischen Kohlenstoffs. Alle untersuchten Stoffe zeigen einen signifikanten positiven Zusammenhang zum organischen Kohlenstoff (Tab. 7-5). Ebenso belegen schwache positive Korrelationen mit dem Carbonatgehalt fast aller Elemente die Stoffretention an Carbonatoberflächen. Der Einfluss des pH-Wertes insbesondere auf die Schwermetallmobilität spiegelt sich in den Korrelationen kaum wider (Tab. 7-5). Die Begründung liegt in der geringen Variabilität im schwach basischen Bereich. Ähnliche Beobachtungen machten beispielsweise WOLFF (1993) KALBE & RENGER (1997) und SAUERWEIN (1998b) in urbanen Böden. Weiteren Aufschluss über anthropogene (Schwer-) Metallakkumulationen geben Korrelationen mit den Korngrößen des Feinbodens (Tab. 7-5). Allgemein bekannt ist die höhere Schwermetallbindungskapazität kleinerer Korngrößen gegenüber größeren Fraktionen (PEULA-LOPEZ 1995). In urbanen Böden kann dieser Zusammenhang oftmals nicht nachgewiesen werden, so dass an der Qualität der Tonfraktion gezweifelt wird (WOLFF 1993) oder überdeckende Faktoren vermutet werden (LEWANDOWSKI et al. 1998, SAUERWEIN 1998b, SCHRAPS et al. 2000). Bei den eigenen Untersuchungen zeigt der positive Zusammenhang der Sandfraktion und des Schwermetallgehaltes (Tab. 7-5), dass der anthropogene Eintrag der überdeckende Faktor ist. Bezüglich des Tongehaltes bestehen sogar negative Korrelationen. So muss trotz der Ergebnisse von HÖKE (2003), die sehr hohe Schwermetallgehalte in Exstäuben urban-industrieller Räume nachwies, ein Großteil des Stoffeintrages während der anthropogenen Bodenumgestaltung erfolgen. ZEIEN (1995) geht davon aus, dass anthropogen zugeführte Schwermetalle vor allem von organischen Substanzen und pedogenen Oxiden gebunden werden und weniger durch Tonminerale festgelegt werden. Ein weiterer Beleg für die Stoff-

zufuhr während der Bodenüberprägung sind die positiven Korrelationen von Calcium, Blei, Kupfer und Zink zum Skelettgehalt (Tab. 7-5), die auch in anderen urbanen Bereichen festgestellt wurden (BURGHARDT et al. 1998). Nur die Kalium-, Magnesium-, Aluminium- und Mangan-gehalte hängen erwartungsgemäß stark vom Tongehalt ab. Die Bodentiefe ist für Kalium-, Kupfer-, Zink-, Blei- und Chromgehalte entscheidend (Abb. 7-1, Tab. 7-5). Hier kann aber auch eine Scheinkorrelation durch den Gehalt an organischem Kohlenstoff bestehen, so dass entweder aktuelle Stoffeinträge durch die organische Materie gut festgelegt werden oder der Stoffaustrag im Unterboden seit der Bodenentstehung infolge geringerer Anteile an organischer Substanz effektiver ablief.

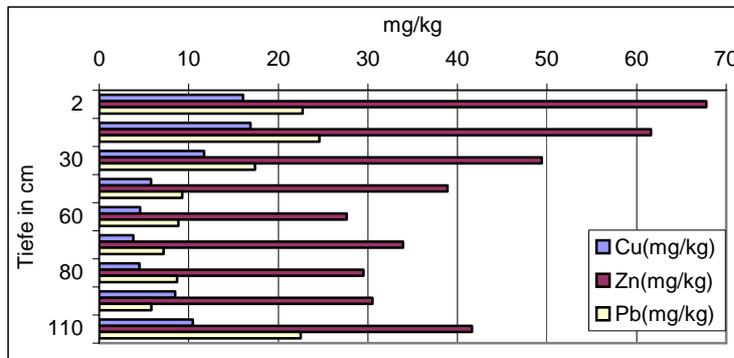


Abb. 7-1: Schwermetallprofil am Oberhang des UG3a

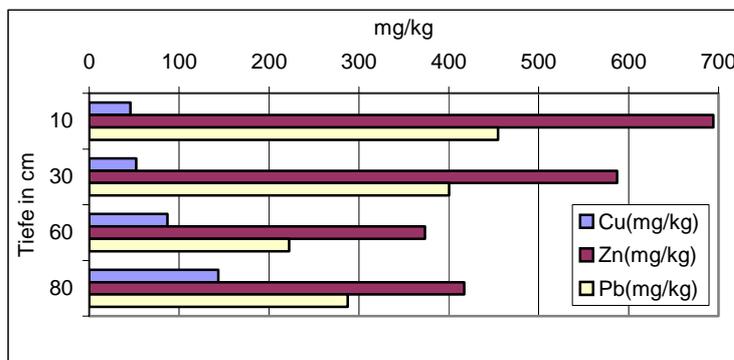


Abb. 7-2: Schwermetallprofil am Unterhang des UG1

Abb. 7-1 zeigt in UG3a einen deutlichen Tiefengradienten bis zum fossilen Ap-Horizont (110cm), in dem wieder höhere Gehalte nachweisbar sind.

In UG1 (Abb. 7-2) ist die anthropogene Substratvermischung für die Gehalte verantwortlich. Hier bestehen keine Tiefengradienten.

Die höchst signifikanten Korrelationen mit der elektrischen Leitfähigkeit zeigen, dass bei anthropogenen Stoffeinträgen von einer Anreicherung verschiedenster Stoffe ausgegangen werden muss. Einen engen Zusammenhang zeigen Blei, Zink und Kupfer (n=64, r>0,87; p<0,001). Cadmium korreliert etwas schwächer mit diesen drei Schwermetallen. Ein Einfluss der Hangposition innerhalb eines UG auf die Stoffgehalte ist nicht festzustellen. Nur bei grundlegend anderem Bodenaufbau (UG2) oder wesentlich feuchteren Verhältnissen (UG7 Unterhang) unterscheiden sich die Gesamtstoffgehalte innerhalb eines UG deutlich.

Tab. 7-5: Spearman-Korrelationen zwischen Gesamtgehalten und pedologischen Eigenschaften

		gesamt P	Na	K	Mg	Ca	Fe	Cu	Zn	Pb	Cr	Cd	Mn	Al
		mg/kg (Königswasseraufschluss)												
C <sub>org</sub> (%)	r	0,46	0,38	0,50	0,47	0,30	0,49	0,48	0,54	0,50	0,67	0,61	0,32	0,54
	p	0,000	0,002	0,000	0,000	0,018	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,010	0,000
	n	64	64	64	64	64	64	64	64	64	64	64	64	64
pH-Wert (KCl)	r		0,37		0,43	0,64						0,34		
	p		0,003		0,000	0,000						0,005		
	n		64		64	64						64		
Carbonat (%)	r		0,59		0,56	0,87	0,38	0,36	0,37	0,34		0,72		
	p		0,000		0,000	0,000	0,002	0,004	0,003	0,006		0,000		
	n		64		64	64	64	64	64	64		64		
elektrische Leitfähigkeit	r	0,32	0,81		0,47	0,44	0,47	0,36	0,48	0,40	0,40	0,40		0,41
	p	0,009	0,000		0,000	0,000	0,000	0,003	0,000	0,001	0,001	0,001		0,001
	n	64	64		64	64	64	64	64	64	64	64		58
Skelett (Massen%)	r			-0,51	-0,40	0,32		0,49	0,45	0,41			-0,47	-0,52
	p			0,000	0,001	0,009		0,000	0,000	0,001			0,000	0,000
	n			64	64	64		64	64	64			64	58
Sand (%)	r			-0,69	-0,54			0,31	0,30	0,27	-0,35		-0,61	-0,66
	p			0,000	0,000			0,012	0,018	0,034	0,005		0,000	0,000
	n			63	63			63	63	63	63		63	57
Ton (%)	r			0,62	0,38			-0,33	-0,36	-0,27			0,49	0,61
	p			0,000	0,002			0,007	0,004	0,030			0,000	0,000
	n			63	63			63	63	63			63	57
Bodentiefe	r			-0,27				-0,37	-0,28	-0,26	-0,29			
	p			0,031				0,003	0,023	0,042	0,019			
	n			64				64	64	64	64			

Das Gesamt-Phosphat korreliert signifikant mit Natrium und bis auf Mangan mit den Schwermetallen. Natrium korreliert ausnahmslos signifikant und positiv mit den Elementen in Tab. 7-5, so dass sich auch hier ein anthropogenes Eintragungsgeschehen ableiten lässt. Magnesium und Calcium sind im Zusammenhang mit dem Carbonatgehalt zu sehen. Damit liegen hohe geogene aber auch anthropogene Gehalte vor. Kalium ist eng an den Tongehalt und geringe Bodentiefen gekoppelt. So ist eher von nutzungsbedingten oder atmogenen Einträgen auszugehen. Die relative Standardabweichung von Eisen, Mangan und Aluminium ist mit 30-40% vergleichsweise gering, so dass hier anthropogene Anreicherungen kaum abgrenzbar sind. Korreliert man die Grenzwertfaktoren von Cu, Zn, Pb, Cr und Cd mit den pedologischen Kenngrößen in Tab. 7-5, ergeben sich für alle 5 Schwermetalle noch engere Zusammenhänge zum Skelett- und Sandanteil. Ebenso weisen alle 5 Schwermetalle deutlichere, negative Abhängigkeiten zum Tongehalt auf. Zum Anteil des organischen Kohlenstoffs, zum pH-Wert, zum Carbonatgehalt und zur Bodentiefe existieren hingegen kaum noch signifikante Beziehungen. Das Einbringen anthropogener Substrate bzw. von Substratbestandteilen ist demnach entscheidend für die Höhe der Gesamtschwermetallgehalte.

7.2.2 Stoffgehalte nach Ammoniumnitrat-aufschluss

Die NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>-lösliche Fraktion kann von Pflanzen aufgenommen oder mit der Bodenlösung verlagert werden (HORNBURG & BRÜMMER 1989). Sie ist damit ökologisch besonders relevant. Die Analyse der Schwermetalle im NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>- und auch im H<sub>2</sub>O-Aufschluss beschränkte sich auf die Elemente, die in der Bodenlösung (Kap.8.4 ) erfasst wurden (Mn, Zn, Cu, Pb) und Eisen. Eisen ist unter den gegebenen pedologischen Bedingungen erwartungsgemäß in der mobilen Fraktion kaum nachweisbar (SCHACHTSCHABEL et al. 1998, LIEBE 1999), d.h. es lagen nur 3 Werte über der Nachweisgrenze, so dass eine statistische Auswertung nicht möglich ist.

Tab. 7-6: Statistische Parameter der NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>-Gehalte und des Verhältnisses NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>-Gehalt zu Gesamtgehalt

	K	Mg	Ca	Na	Fe	Mn	Pb	Cu	Zn	K	Mg	Ca	Na	Fe	Mn	Pb	Cu	Zn
	mg/kg									%								
Anzahl	63	63	63	63	63	63	63	63	63	63	63	63	63	63	63	63	63	63
Median	141	115	2196	18	0,5	0,4	0,1	0,1	0,2	3,7	3,5	15,0	11,9	0,0	0,1	0,3	0,5	0,2
Maximum	550	639	4450	204	0,7	10,4	1,2	0,6	2,9	17,1	9,4	370,0	56,9	0,0	1,7	4,7	1,0	1,7
Minimum	19	17	972	3	0,4	0,1	0,1	0,0	0,1	1,1	0,7	3,6	2,2	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1
relative Standardabweichung (%)	74	74	34	113	7	184	99	79	126	72	43	143	82	74	137	129	42	94

Die mobilen Stoffgehalte sind unter Wald (UG3b) wiederum im Vergleich zu den Grünlandstandorten als gering einzustufen. Lediglich Mangan und Zink weisen infolge des niedrigeren pH-Wertes eine erhöhte Löslichkeit von bis zu 3,3% bzw. 2% auf.

An den Grünlandstandorten lagen die Bleigehalte meist unter der Nachweisgrenze. Maximal waren 4,7% des Gesamtbleigehaltes als mobil einzustufen. Bei Kupfer, Zink und Mangan konnten im NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>-Extrakt selten 1-2% des Gesamtgehaltes erfasst werden (Tab. 7-6). Der Medianwert liegt deutlich unter 1% (Tab. 7-6). Gemessen am Gesamtgehalt liegen die mittleren mobilisierbaren Schwermetallanteile damit in der Größenordnung anderer urbaner Böden (BLUME & SCHLEUß 1997) und der von SAUERWEIN (1998b) im Stadtgebiet von Halle erfassten Gehalte. Prüfwerte der Bodenschutzverordnung (BBODSCHV 1999) werden nur in einzelnen Horizonten (Blei: UG1, UG2, UG4, UG6, UG7, UG8; Zink: UG1, UG2; Kupfer: UG2) überschritten.

Die Bodenreaktion im neutralen Bereich schließt erhöhte Mobilisierungen durch Säureeinfluss aus. Lediglich Mangan zeigt einen losen, negativen Zusammenhang zum pH-Wert (Tab. 7-7). Schwermetalle und insbesondere Kupfer können aber auch ab leicht sauren bis neutralen Verhältnissen mit steigendem pH-Wert durch ihre Affinität zu leicht löslichen organischen Schwermetall-Komplexen verstärkt mobilisiert werden (HERMS & BRÜMMER 1984, DÜES 1987, HORNBURG 1991, BURGHARDT 1992, ZEIEN 1995, MCBRIDE et al. 1997, SCHACHTSCHABEL et al. 1998, LIEBE 1999). Ähnliches gilt für Carbonat-Komplexe (CABRAL & LEFEBVRE 1998, LIEBE 1999). Dieser einerseits festlegende Einfluss der organischen Substanz sowie des Carbonatgehaltes (siehe Kap. 7.2.1) und die andererseits mobilitätsfördernde Wirkung ist an den schwachen Korrelationen der Kupfergehalte zu beiden Parametern ablesbar (Tab.7-7). Außerdem zeigen die vom Gesamtgehalt mobilisierbaren Anteile des Kupfers einen positiven Zusammenhang zum pH-Wert. Im Gegensatz dazu weisen die vom Gesamtgehalt prozentual mobilisierbaren Anteile von Blei und Zink eine negative Abhängigkeit vom organischen Kohlenstoffanteil sowie die Anteile von Zink einen negativen Zusammenhang mit dem pH-Wert und dem Carbonatgehalt auf. Das kann als Hinweis auf die hohe Pufferwirkung der halleschen Böden aufgefasst werden und zeigt, dass die Bildung von leicht löslichen organischen und (hydrogen-) carbonatischen Komplexen vornehmlich auf Kupfer beschränkt ist. Außerdem stellt sich bei einem Vergleich der Korrelationsergebnisse mit SAUERWEIN (2004) heraus, dass der Zeitfaktor eine wesentliche Rolle spielt. In archäologischen Grabungen konnte SAUERWEIN (2004) deutlich „normalere“ Zusammenhänge von NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>-löslichen Pb- und Zn-Gehalten mit dem Humus und dem pH-Wert nach-

weisen als es in den eigenen jüngeren Profilen der Fall ist. Es ist demnach von einer (langsamen) Stoffverteilung mit der Bodenlösung auszugehen (MA & UREN 1998).

Eine Minderung der Schwermetallmobilität durch Komplexbildung ist außerdem im Zusammenhang mit den Gesamt-Phosphatgehalten nahe liegend (HERMS & BRÜMMER 1984, ZEIEN 1995, HARTER & NAIDU 2001). Während der absolute Gehalt von Kupfer und Zink höchst signifikant positiv mit dem Gesamt-Phosphatgehalt korreliert, sinken die prozentual im  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -Aufschluss extrahierbaren Anteile bei Blei, Kupfer und Zink signifikant mit steigendem Gesamt-Phosphatgehalt (nicht dargestellt).

Tab. 7-7: Spearman-Korrelationen der Stoffgehalte (mg/kg) im  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -Aufschluss und des Anteils (%) der  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -Gehalte vom Gesamtgehalt

		Na		K		Mg		Ca		Cu		Zn		Pb		Mn	
		mg/kg	%														
$C_{\text{org}}$ (Massen%)	r			0,69	0,47	0,50	0,30	0,61		0,37		-0,46		-0,46			
	p			0,000	0,000	0,000	0,016	0,000		0,003		0,000		0,000			
	n			63	63	63	63	63		63		63		63			
pH-Wert (KCl)	r	0,28				0,30		0,37	-0,66		0,26		-0,26			-0,37	-0,33
	p	0,027				0,016		0,003	0,000		0,036		0,039			0,003	0,008
	n	63				63		63	63		63		63			63	63
Carbonat (%)	r	0,34		0,29		0,38		0,73	-0,82	0,33		-0,41					
	p	0,006		0,023		0,002		0,000	0,000	0,008		0,001					
	n	63		63		63		63	63	63		63					
elektrische Leitfähig- keit	r	0,69	0,28	0,36		0,32		0,63	-0,36	0,34		0,28		0,26			
	p	0,000	0,029	0,004		0,012		0,000	0,004	0,007		0,026		0,039			
	n	63	63	63		63		63	63	63		63		63			
Skelett (Massen%)	r	-0,38	-0,52		0,26	-0,43	-0,42		-0,31	0,54	-0,26	0,39		0,29			0,34
	p	0,002	0,000		0,037	0,000	0,001		0,013	0,000	0,037	0,002		0,020			0,006
	n	63	63		63	63	63		63	63	63	63		63			63
Sand (Massen%)	r	-0,35	-0,42			-0,49				0,43	-0,36	0,46					0,44
	p	0,005	0,001			0,000				0,001	0,005	0,000					0,000
	n	62	62			62				62	62	62					62
Ton (Massen%)	r	0,29	0,39		-0,28	0,30				-0,46		-0,34					-0,31
	p	0,020	0,002		0,026	0,017				0,000		0,006					0,016
	n	62	62		62	62				62		62					62
Bodentiefe	r			-0,41	-0,33								0,27			-0,40	
	p			0,001	0,007								0,036			0,001	
	n			63	63								63			63	
Element- gesamt- gehalt	r	0,68		0,42		0,87	0,38	0,75	-0,96	0,81	-0,36	0,66	-0,45		-0,77		-0,50
	p	0,000		0,001		0,000	0,002	0,000	0,000	0,000	0,004	0,000	0,000		0,000		0,000
	n	63		63		63	63	63	63	63	63	63	63		63		63

Von den Kalium- und Magnesiumgesamtgehalten sind maximal 17% pflanzenverfügbar. Bezogen auf die Bodengehaltsklassen der VDLUFA schwankt der Mg-Gehalt innerhalb der existierenden Klassen mit einem Mittelwert in der Klasse E. Es besteht ein deutliches Überangebot. Die durchschnittlichen Kaliumgehalte sind optimal. Dies teilt sich jedoch in erhöhte Gehalte im Oberboden und eher geringe Gehalte mit zunehmender Bodentiefe ein. Natrium liegt wesentlich schwächer gebunden vor. Hier können teilweise bis zu 60% relativ leicht mobilisiert werden. Calcium erreicht Anteile in der mobilen Fraktion von über 100% der Königswasser-Fraktion, so dass hier die Interpretation der königswasserlöslichen Anteile als Gesamtgehalte in Frage gestellt werden muss. Ein erhöhtes Fehlerpotenzial königswasserlöslicher Ca-Gehalte im Vergleich mit Totalgehalten stellten auch HORNBERG & LÜER (1999) fest. Der austauschbare Ca-Gehalt kann durch die Lösung von  $\text{CaCO}_3$  in kalkhaltigen Böden verfälscht sein (SCHEINOST 1995).

Die mobile Fraktion korreliert bis auf Mangan, Eisen und Blei höchst signifikant positiv mit den jeweiligen Gesamtgehalten (Tab. 7-7). Damit sind die Gesamtgehalte eine entscheidende Größe für die mobilisierba-

re Stoffmenge. Die prozentualen Anteile der mobilen Fraktion am Gesamtgehalt korrelieren nur bei Natrium schwach positiv mit der Leitfähigkeit. Eine erhöhte Konkurrenz unter den Ionen äußert sich demnach bei den gegebenen pedologischen und stofflichen Bedingungen nur beim mobilsten Element.

Korrelationen zum Skelett- und Sandanteil (Tab. 7-7) belegen wie im Königswasseraufschluss, dass die Schwermetalle in den entsprechenden Horizonten stärker angereichert sind. Höhere Skelett- und Sandanteile schlagen sich in einer größeren Menge an Schwermetallen im  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -Aufschluss nieder. Dieser Zusammenhang wurde von SAUERWEIN (2004) für Pb und Zn bis in archäologische Horizonte festgestellt. Die Mobilität, d.h. der prozentuale Anteil vom Gesamtgehalt, steigt jedoch nicht bzw. sinkt sogar zumindest bei Kupfer signifikant mit steigendem Skelett- und Sandanteil (Tab. 7-7). Wenn der Interpretation von Kap.7.2.1 folgend trotzdem davon ausgegangen wird, dass erhöhte Schwermetalleinträge insbesondere in den skelett- und sandreichen Horizonten vorliegen, äußert sich die vielfach unterstellte, höhere Mobilität anthropogener Einträge (GRUPE & KUNTZE 1988, ROSENKRANZ et al. 1988, UBA 1991b, WOLFF 1993, ZEIEN 1995, MEUSER 1996, WILCKE et al. 1999, SCHUG 2000, SAUERWEIN 2004) entweder nicht, weil in allen Horizonten größere Mengen anthropogener Stoffeinträge vorliegen oder seit der Bodenentstehung genug Zeit für eine stärkere Bindung an die Bodenmatrix bzw. für die Verteilung mobiler Fraktionen zur Verfügung stand (MA & UREN 1998).

Die Bodentiefe hat im Gegensatz zu den Gesamtgehalten keinen Einfluss auf die Verteilung der  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -löslichen Gehalte. Mobilisierbare Stoffmengen werden demnach relativ gut verteilt oder ausgetragen. Nur die Kalium- und Mangangehalte sind im  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -Aufschluss noch von der Bodentiefe abhängig. Kalium als einer der Hauptpflanzennährstoffe wird wahrscheinlich durch den Zyklus von Biomassenproduktion und -abbau in den obersten Bodenbereichen gehalten. Außerdem weist es eine besonders hohe Affinität zur Bodenmatrix auf. Mangan ist unter den Schwermetallen normalerweise sehr mobil (SCHACHTSCHABEL et al. 1998). Neben dem pH-Wert hängt dessen Mobilität stark vom Redoxpotenzial ab (MANSFELDT 2004). Geringere Gehalte in größeren Bodentiefen müssen deshalb mit dem schwankenden Redoxbedingungen und der effektiveren Verlagerung nach der letztmaligen Bodenveränderung erklärt werden.

LIEBE (1999) und SCHUG (2000) schließen aus der Änderung des Verhältnisses unterschiedlicher Schwermetallfraktionen vom Ober- zum Unterboden auf den anthropogenen Eintrag über den Luftpfad oder die Nutzung. Anhand der untersuchten Profile ergibt sich an keinem Standort bei keinem Schwermetall (Mn, Zn, Cu, Pb) ein erhöhter pflanzenverfügbare Anteil im Verhältnis zum Gesamtgehalt im Oberboden (10cm). Der aktuelle Eintrag seit der letzten Bodenüberprägung ist demnach im Verhältnis zum Status quo gering oder wird zum Großteil mit dem Sickerwasser verlagert. Ein Indiz für eine relativ schnelle Verteilung aktueller Einträge könnte die sogar positive Korrelation von prozentualem Zinkgehalt gemessen am Gesamtgehalt mit der Bodentiefe sein. Da Zink in natürlichen Böden größtenteils silikatisch gebunden vorliegt (HORNBURG & BRÜMMER 1989), folgert SCHUG (2000), dass eine signifikante Korrelation von Zinkgesamtgehalt und der mobilen Fraktion Anzeichen eines anthropogenen Eintrages ist. Ein Zusammenhang von mobiler Fraktion und Bodenalter konnte nicht hergestellt werden.

### 7.2.3 Stoffgehalte nach Wasseraufschluss

Tab. 7-8: Statistische Parameter der Stoffgehalte nach Wasseraufschluss

	Na	K	Mg	Ca	Cl	NO <sub>3</sub>	SO <sub>4</sub>	o-PO <sub>4</sub>	Cu	Zn	Mn
	mg/kg										
Anzahl	64	64	64	64	64	64	64	64	64	64	64
Median	18,2	12	7,2	83,9	15,8	5,2	86,7	1,3	0,1	0,1	0,1
Maximum	165	121	98,9	1581	553	247	3831	14,9	0,4	0,5	1,5
Minimum	0,9	2,4	1,4	11,8	4,2	0,9	5,9	0	0,1	0,1	0,1
relative Standardabweichung (%)	116	112	136	186	186	222	241	125	81	105	150
Anteil von $\text{NH}_4\text{NO}_3$ (Median in %)	71,1	10,3	5,2	3,1					71,4	31,3	26,3

Stoffquellen für den Transport mit der Bodenlösung

Im H<sub>2</sub>O-Aufschluss waren Schwermetalle in einem Großteil der Proben nicht mehr nachweisbar, so dass Abhängigkeiten von pedologischen Parametern statistisch sehr lose sind. Am Wald-Standort (UG3b) sind wie im NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>-Aufschluss milieubedingt die Mangan- und Zinkgehalte im Vergleich zu den Grünlandstandorten erhöht. Außerdem wurde am Oberhang in 10cm Tiefe des Waldbereiches unter allen Bodenproben der Spitzengehalt an ortho-Phosphat (28mg/kg) ermittelt. Ursächlich hierfür ist eine erosionsbedingte Verlagerung während der landwirtschaftlichen Nutzung oder während der Großsiedlungs-Bauphase von den oberhalb gelegenen Bereichen verantwortlich. In den übrigen Horizonten unter Wald ist der lösliche P-Anteil als normal einzustufen.

Unter Grünland erreichen die ermittelten Schwermetallgehalte nur bei Kupfer noch Werte bis zu 3% des Gesamtgehaltes. Ansonsten liegen selbst die Maximalwerte deutlich unter 1%. Die absoluten Werte übersteigen teilweise die NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>-löslichen Gehalte (Tab. 7-6, Tab. 7-8). Das ist auf die relativ geringen Werte in beiden Aufschlüssen im Bereich der Nachweisgrenze zurückzuführen. Es zeigt aber auch, dass der mobile Anteil sehr leicht mit dem Niederschlag verlagert werden kann.

Im H<sub>2</sub>O-Aufschluss werden die organischen und carbonatischen Kupfer-Komplexe nicht mehr erfasst. Das Verhältnis Stoffmenge im H<sub>2</sub>O-Aufschluss zu Stoffmenge im Königswasseraufschluss zeigt bei Kupfer wie auch bei Zink negative Korrelationen zum organischen Kohlenstoff und zum Carbonatanteil (Tab. 7-9).

Tab. 7-9: Spearman-Korrelationen der Stoffgehalte (mg/kg) im H<sub>2</sub>O-Aufschluss und des Anteils (%) der wasserlöslichen Gehalte vom Gesamtgehalt

		o-PO <sub>4</sub>		Na		K		Mg		Ca		Cu		Zn		Mn	
		mg/kg	%	mg/kg	%	mg/kg	%	mg/kg	%	mg/kg	%	mg/kg	%	mg/kg	%	mg/kg	%
pH-Wert (KCl)	r	-0,46	-0,50	0,25				0,29		0,26	-0,51	-0,28		-0,35	-0,31	-0,27	
	p	0,000	0,000	0,048				0,022		0,036	0,000	0,025		0,004	0,012	0,033	
	n	64	64	64				64		64	64	64		64	64	64	
C <sub>org</sub> (Massen%)	r					0,53	0,29	0,25		0,31			-0,34	0,25	-0,38		-0,30
	p					0,000	0,018	0,044		0,013			0,007	0,044	0,002		0,016
	n					64	64	64		64			64	64	64		64
gesamt P	r	0,49	0,30		-0,30	0,54	0,37			0,37		0,35	-0,31	0,63	-0,36	0,28	
	p	0,000	0,015		0,016	0,000	0,002			0,002		0,005	0,012	0,000	0,004	0,023	
	n	64	64		64	64	64			64		64	64	64	64	64	
Carbonat (%)	r	-0,31	-0,41	0,27		0,25		0,46	0,31	0,56	-0,59		-0,46		-0,44		
	p	0,013	0,001	0,032		0,047		0,000	0,013	0,000	0,000		0,000		0,000		
	n	64	64	64		64		64	64	64	64		64		64		
elektrische Leitfähigkeit	r	-0,33	-0,45	0,71	0,36	0,43	0,26	0,85	0,81	0,87			-0,27		-0,33		
	p	0,009	0,000	0,000	0,004	0,000	0,038	0,000	0,000	0,000			0,033		0,008		
	n	64	64	64	64	64	64	64	64	64			64		64		
Skelett (Massen%)	r			-0,38	-0,51		0,39					0,28			-0,35		0,33
	p			0,002	0,000		0,001					0,023			0,004		0,008
	n			64	64		64					64			64		64
Sand (Massen%)	r			-0,31	-0,38		0,44					0,34					0,55
	p			0,013	0,002		0,000					0,007					0,000
	n			63	63		63					63					63
Ton (Massen%)	r			0,25	0,35		-0,49										-0,40
	p			0,048	0,005		0,000										0,001
	n			63	63		63										63
Bodentiefe	r				0,29	-0,33	-0,25							-0,30			
	p				0,020	0,007	0,049							0,015			
	n				64	64	64							64			
Elementgesamtgehalt	r	0,49	0,30	0,69				0,62	0,37	0,50	-0,68	0,38	-0,60	0,55	-0,65		-0,77
	p	0,000	0,015	0,000				0,000	0,003	0,000	0,000	0,002	0,000	0,000	0,000		0,000
	n	64	64	64				64	64	64	64	64	64	64	64		64

Der H<sub>2</sub>O-lösliche Anteil hängt außer bei Kalium und Mangan entscheidend vom Gesamtgehalt ab (Tab. 7-9). Wie schon im NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>-Aufschluss korreliert der prozentuale Anteil (H<sub>2</sub>O-Gehalt / Gesamtgehalt) von Calcium-, Kupfer- und Zinkgehalt negativ mit dem Königswassergehalt. Hinweis einer anthropogenen Einflussnahme sind bei den drei Elementen und Blei die hohen Standardabweichungen der Gehalte im Königswasseraufschluss. Höher (anthropogen) belastete Horizonte besitzen auch höhere absolute Schwermetallgehalte in leichter verfügbaren Formen. Die Mobilität, d.h. der prozentuale Anteil vom Gesamtgehalt, steigt jedoch nicht signifikant. Die beschriebene Mobilitätszunahme bei anthropogener Stoffzufuhr (u.a. KOCH & GRUPE 1993, MEUSER 1996, WILCKE et al. 1999, SCHUG 2000, SAUERWEIN 2004) weist demnach zumindest keine Linearität auf.

Die Variabilität der übrigen Kationen sowie der Anionen ist mit relativen Standardabweichungen von mehr als 100% sehr hoch. Natrium, Magnesium, Calcium, Sulfat aber auch Chlorid und Kalium sind für die elektrische Leitfähigkeit bestimmend. Die nicht in Tab. 7-9 dargestellten Anionen weisen ansonsten keine nachvollziehbaren Zusammenhänge zu den Parametern der Tab. 7-9 auf. Erhöhte Sulfatgehalte gelten als Indikatoren für Bauschutt (UBA 1989, LHW 2004), müssen aber aufgrund der geogenen Hintergrundbelastung differenziert werden. Im UG2 sind die erhöhten Gehalte als Summe aus Bauschutt und Mittlerem Buntsandstein anzusehen. Im UG1 können sie allein auf den Bauschutt zurückgeführt werden. Insbesondere die N-Gehalte des Feinbodens variieren stark im Jahresverlauf und sind durch die Probenentnahme zu unterschiedlichen Zeitpunkten kaum vergleichbar. Aus Tab. 7-9 kann geschlossen werden, dass Phosphat oftmals mit Schwermetallen oder Calcium Verbindungen eingeht und bei niedrigem pH-Wert besser verfügbar ist. Im Zusammenhang mit den hohen Gehalten an Kat- und Anionen kann der Schwermetallaustrag gesteigert werden. Hohe Gehalte an Chlorid können zur verminderten Schwermetallretention (insbesondere Cd) durch Chlorokomplexbildung führen (SCHUG 2000). Die Kationen der Salze verstärken die Ionenkonkurrenz, so dass die Schwermetallsorption beeinträchtigt wird.

#### 7.2.4 PAK im Feinboden

PAK-Gehalte konnten nicht in allen Horizonten ermittelt werden, da die Laborkapazitäten begrenzt waren. Die ermittelten Gehalte variieren an den Standorten recht deutlich. Prüfwerte der Bundesbodenschutzverordnung (BBODSCHV1999) werden nicht überschritten. Allerdings liegt je ein Horizont im UG1 und im UG3a über dem Vorsorgewert von 300ng/g für Benzo(a)pyren. Mit den PAK-Maxima im Bereich von Fluoranthen und Pyren (Abb. 7-3) ist die Verteilung der PAK mit anderen Aufnahmen im urbanen Raum vergleichbar (EUSTERBROCK 1999). Peaks bei bestimmten PAK lassen Rückschlüsse auf deren Herkunft zu. So ist beispielsweise Benzo(g,h,i)perylene ein Marker für Kfz-Abgase (TEEBAY et al. 1993, EUSTERBROCK 1999). Das Verteilungsmuster der haleschen PAK deutet auf einen großen Einfluss des Hausbrandes hin. Bei kontinuierlichem Eintrag (z.B. Hausbrand) und relevanten Gehalten an organischem Material, wie es zumindest in den untersuchten Ah-Horizonten der Fall ist, ist von einem geringen Verlagerungsrisiko auszugehen (WEIGAND 2000, ZHOU & ZHU 2005)

Bei statistischen Zusammenhängen zu pedologischen Parametern und anderen Bodeneinhaltsstoffen zeigen bis auf Naphtalen und Acenaphthen alle PAK ein nahezu identisches Verhalten. Bei SAUERWEIN (1998b) und SCHRAPS et al. (2000) gehört auch Fluoren zu den Ausnahmen. Naphtalen, Acenaphthylen, Acenaphthen und Fluoren sind leicht flüchtig (UBA 1995b) und aufgrund ihrer vergleichsweise hohen Wasserlöslichkeit unter den PAK im Boden am mobilsten (UBA 2005). Diese niedermolekularen PAK unterliegen im Boden auch am ehesten dem mikrobiellen Abbau. Daraus erklärt sich, dass für diese PAK keine statistischen Zusammenhänge zu anderen Parametern ermittelt werden konnten.

Die restlichen PAK zeigen erwartungsgemäß eine Tendenz zur Akkumulation im Boden bei steigenden Gehalten an organischem Kohlenstoff, Schluff und Ton (KRAUSS & WILCKE 2002). Es liegt keine Tiefenabhängigkeit vor. Die PAK-Gehalte liegen entweder auf einem relativ einheitlichen Niveau oder nehmen in tieferen Horizonten deutlich ab. Letzteres gilt vor allem für UG3b und UG7. Hier sind die Unterbodenhori-

zonte nicht anthropogen umgelagert worden. Somit sind die Oberbodengehalte im Zusammenspiel von atmosphärischen Immissionen und Substratumlagerung bzw. -durchmischung zu sehen. Unter Berücksichtigung der Akkumulationstendenz der PAK (SCHÄFER 1997, WEIGAND 2000, ADRIAENS et al. 2004) sind die Korrelationen zum organischen Kohlenstoff und zum Substrat damit weniger als Folge einer erhöhten Migration im Boden zu interpretieren. Sie sind Folge verstärkter Anreicherung während einer Phase mit Atmosphärenkontakt bzw. des langsameren Austrags / Abbaus in diesen Horizonten.

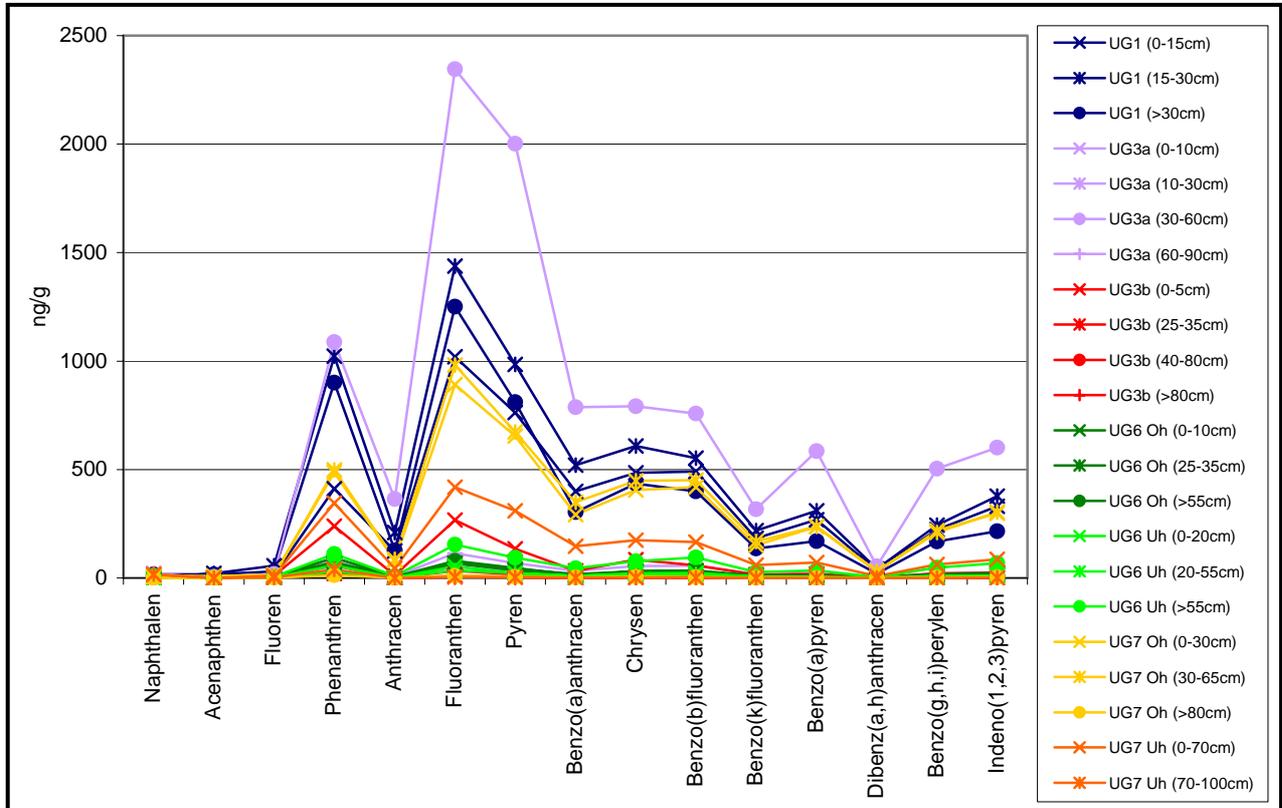


Abb. 7-3: PAK-Gehalte im Feinboden

Positive signifikante Korrelationen der PAK-Gehalte treten zum Phosphat-, Zink-, Kupfer- und Bleigesamtgehalt sowie zu den austauschbaren Gehalten von Kalium und Calcium auf, so dass auch bei diesen Stoffen mit anthropogenen Einträgen während der Substratumlagerung zu rechnen ist.

### 7.2.5 Zusammenfassende Diskussion der Stoffgehalte des Feinbodens

Die Stoffgehalte in der untersuchten Feinbodenfraktion stellen sich sehr vielgestaltig dar. Erwartungsgemäß können Schwermetalle, PAK aber auch Calcium und Kalium als Tracer für anthropogen stärker beeinflusste Horizonte herangezogen werden. Bei einer Clusteranalyse aller beprobten Horizonte (nicht dargestellt) bildet ein Großteil der Proben aus UG1, UG2 und UG8 ein eigenständiges Cluster mit den höchsten Werten an Schwermetallen. Die nur schwachen oder nicht vorhandenen Korrelationen dieser Parameter zur Bodentiefe bestätigen auch aus stofflicher Sicht die anthropogene, vornehmlich in der Substratumlagerung begründete Entstehung der untersuchten Böden. Das gilt auch für UG5. Hier wurde der Boden zwar nicht aktiv verändert, die Erosion des Morler Baches im Einzugsgebiet und Einleitungen in Morl prägen den Standort jedoch durch stoffliche Akkumulation. Die anthropogene Überprägung der haleschen Böden kann insbesondere durch die im Gegensatz zu natürlichen Böden bestehende positive Korrelation zwischen Schwermetallgehalten und Sandfraktion sowie Skelettgehalt bewiesen werden.

Konform mit den Untersuchungen von SAUERWEIN (2004) sind die Schwermetallgehalte in Großsiedlungen gering. Belastungen werden hier vor allem durch Nitrat und Phosphat hervorgerufen. Die Nährstoffversorgung der Böden liegt zumeist über dem Optimum für die Vegetation. Es bestehen aber auch Standorte (UG3a) mit einer eher geringen Versorgung bezüglich einzelner Elemente.

Die mobilisierbare Stoffmenge wird in erster Linie durch die Höhe des Gesamtgehaltes bestimmt. Der pH-Wert des Feinbodens ist für eine differenzierte Gefährdungseinschätzung der Messfelder untereinander kaum hilfreich. Seine Höhe und der Anteil an organischem Kohlenstoff wirken aber dem Schwermetall- und dem PAK-Austrag entgegen. So werden die Prüfwerte der Bundes-Bodenschutzverordnung (BBodSchV 1999) bezüglich der Stoffgehalte im  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -Extrakt nur vereinzelt überschritten. Das auf der Grundlage der Feinbodenanalysen ermittelte Gefährdungspotenzial ist damit nur lokal stoffspezifisch erhöht und kann durch die Horizonte im Liegenden teilweise ausgeglichen werden. Wie hoch die tatsächliche Gefährdung infolge der Stoffverlagerung ist, wird in Kap.8 gezeigt.

## 8 Stofftransport an den Standorten

### 8.1 Interpolation der Wasserspannungen

In den meisten Untersuchungsgebieten standen nur 14tägige Daten der Wasserspannung zur Verfügung. Die Ermittlung der Sickerwasserraten anhand 14tägiger Werte erschien nicht praktikabel. Auf der Grundlage der stündlichen Daten der Wassergehalte in 6 Tiefen im UG8 von Herbst 2002 bis Herbst 2003 sowie bis zu 5 Messungen der Wasserspannung je Woche von Herbst 2001 bis Herbst 2003 am selben Standort wurden wie nachfolgend erläutert Tageswerte der Wasserspannung für alle UG errechnet.

Im UG8 konnten über die pF-WG-Beziehung tägliche Daten der Wasserspannung berechnet werden. Die mittels TDR-Technik ermittelten Wassergehalte waren jedoch nur eingeschränkt verwendbar. Vorrangig die oberen Sonden zeigten Abweichungen von bis zu 15% zu episodisch, gravimetrisch gemessenen Wassergehalten, so dass eine entsprechende Anpassung notwendig war. Wie bei den Tensiometern (Tab.8-1) steigt die Plausibilität der Werte mit zunehmender Bodentiefe. Durch das Abflachen der meist fingerförmig voranschreitenden Infiltrationsfronten mit der Tiefe, die abnehmende Tätigkeit der Bodenwühler und den geringeren Einfluss der Trittdichtung entspricht das der Erwartungshaltung. Für Tab. 8-1 wurde die Abweichung der Doppelbestimmungen vom Mittelwert der erfassten Wasserspannungen berechnet. Der Median dieser prozentualen Einzelabweichungen ist in Tab. 8-1 dargestellt. Den Berechnungen liegen die Beträge der Abweichungen zugrunde. Damit werden systematische Fehler und das unterschiedliche Vorrücken der Infiltrationsfronten berücksichtigt (WESSEL-BOTHE 2002). Im UG8 sind die Daten der Tensiometer gut reproduzierbar. Die größten Unsicherheiten bestehen in lockeren, skelettreichen Böden (UG1). Auf die Darstellung der Abweichungen der Tensiometerparallelen der übrigen UG (nur in 30cm Tiefe vorhanden) wurde verzichtet. Im skelettreichen Boden des UG2 bewegt sich der Fehler im Niveau von UG1, sonst ähneln die Differenzen denen des UG8.

Tab. 8-1: Mediane der prozentualen Tensiometerabweichung

	UG8 30cm	UG8 60cm	UG1 Oberhang 30cm	UG1 Oberhang 60cm
Anzahl	max. 3	2	2	2
gesamt	16,4	7,0	42,6	15,2
Winterhalbjahr	14,3	7,1	48,3	10,7
Sommerhalbjahr	18,3	5,0	40,2	27,2

Die Interpolation der Wasserspannung über die Länge der TDR-Messreihe hinaus erfolgte mit Hilfe von Regressionen anhand von Tageswerten vorhandener Klimadaten. Aufgrund des bedeutenden Einflusses der Vorfeuchte sowie der Jahreszeit und der Pflanzenphänologie auf die Veränderung der Wasserspannung fanden neben den Tageswerten der Klimaparameter mehrtägige Summen der Niederschläge sowie Mittelwerte der Temperaturen in verschiedenen Regressionen (mit  $r > 0,9$  und  $p < 0,01$ ) je Datenreihe Eingang in die Interpolation. Die Datenreihen der Wasserspannung der übrigen UG wurden ebenfalls mittels Regressionsrechnung vervollständigt. Hierbei wurden ggf. bei ähnlichen Bodenverhältnissen die bestehenden Wasserspannungsreihen anderer Standorte in die Regressionsgleichungen mit einbezogen. Durch die mindestens 14tägigen Messwerte konnte eine zufriedenstellende Anpassung erfolgen (Bsp. Abb. 8-1).

Die größten Unsicherheiten bestehen am oberen Ende des Tensiometerarbeitsbereiches. Durch die geringe Wasserbewegung bei derartigen Verhältnissen ist die Relevanz dieses Fehlers für die Zielstellung gering. Beim Vordringen einer Sickerwasserfront tritt jedoch das Problem der Mittelwertbildung bei hohen Gradienten auf. Es kann dabei keine Linearität der Potenziale zwischen den Messpunkten (z.B. 30cm und 60cm Tiefe) vorausgesetzt werden, so dass beispielsweise bei der frühwinterlichen stärkeren Durchfeuchtung des Bodens ein erhöhtes Fehlerpotenzial vorhanden ist. Der Vorteil der Interpolation und des Vergleiches der Messreihen unterschiedlicher Untersuchungsgebiete war das Erkennen unplausibler Werte. Vor allem Bodenwühler gefährdeten die Kontinuität der Messreihen ab und an.

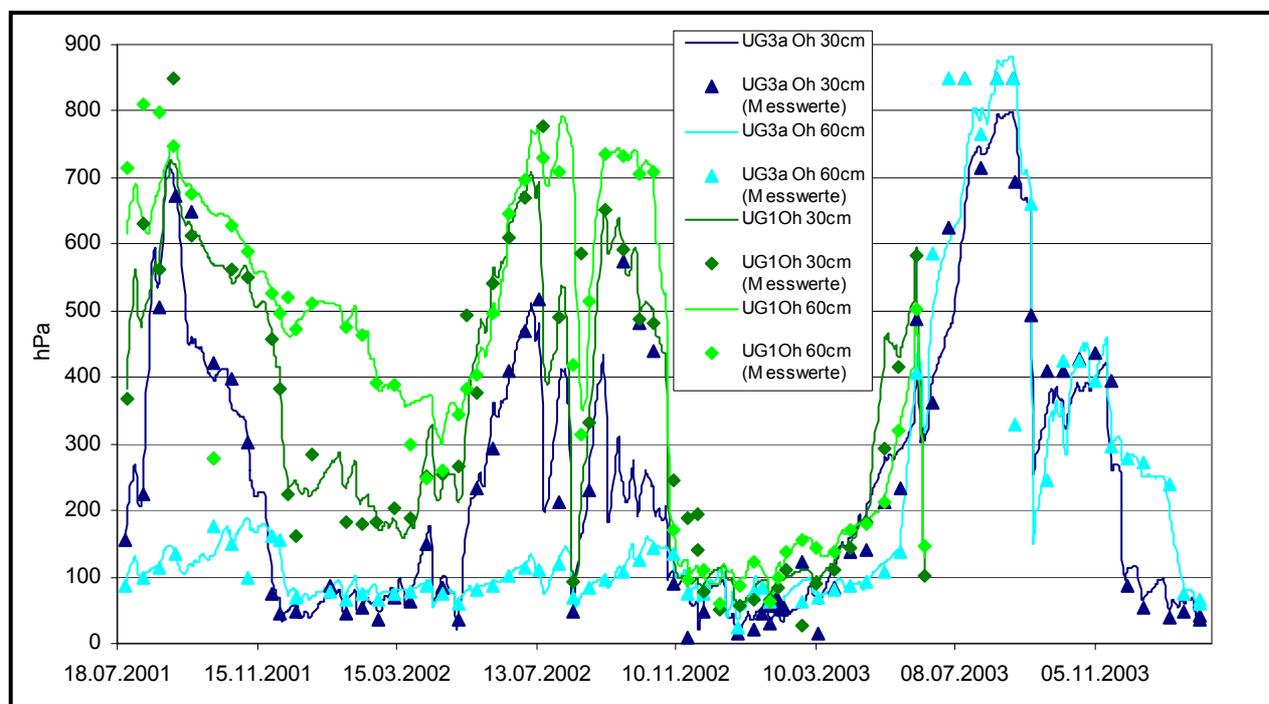


Abb. 8-1: Beispiele angepasster Wasserspannungsganglinien

## 8.2 Gang der Wasserspannungen

Die Wasserspannungen an den Messfeldern geben den allgemein zu erwartenden Gang mit den höchsten Werten im Spätsommer bei entsprechender Verdunstung, den Abfall im Herbst bis zum Winter bei nachlassender Evapotranspiration und den erneuten Anstieg im Frühjahr und Sommer (Abb. 8-1) in unterschiedlicher Ausprägung wieder. Die sommerliche Austrocknung des Bodens führte an allen Oberhängen zeitweise zum Leerlaufen der Tensiometer zwischen den Messungen. An den Unterhängen war dies nur im UG1 und im UG3b der Fall. An diesen Standorten waren die Wasserspannungen im Vergleich zu den übrigen UG insgesamt im Sommer maximal. Im Jahresvergleich wurde 2003 die höchste Trockenheit verzeichnet. Infolge des rapiden Anstiegs der Wasserspannungen im Sommer 2003 bis in größere Tiefen und der zumeist recht sandigen Substratverhältnisse war der kapillare Aufstieg sehr begrenzt. Die gemessenen Wasserspannungen reagierten in diesem Sommer oftmals nicht auf Niederschlagsereignisse. Ein merklicher Rückgang der Wasserspannungen erfolgte im Beobachtungszeitraum jeweils im November, 2001 und 2003 Ende, 2002 zu Beginn des Monats. An den Unterhängen setzte dieser Prozess je nach klimatischen Bedingungen wenige Wochen eher ein. Teilweise wurde an den Oberhängen im Winter 2001/02 die Feldkapazität nicht erreicht. Der Wiederanstieg der Wasserspannungen erfolgte im April. Die tiefer eingebauten Tensiometer (60cm & 80cm) reagierten jeweils mit leichter Verzögerung auf diese zyklische Bewegung. Die höchste Amplitude wird in den UG1, 3a und 3b mit ca. 800hPa erreicht. Oftmals ist die Amplitude in 60cm Bodentiefe höher als in 30cm Tiefe, da hier keine erwähnenswerte Wassernachlieferung im Sommer erfolgt. In 80cm Tiefe steigen die Wasserspannungen im Sommer am wenigsten an und liegen im Winter leicht über den Werten geringerer Tiefen. Detaillierte Ganglinien der Wasserspannungen sind dem Anhang 6 zu entnehmen. Nachfolgend sollen kurz prägnante Charakteristika der einzelnen UG erläutert werden:

### UG1-Holzplatz

Am Holzplatz zeigen die Ganglinien der Sickerwasserraten von Ober- und Unterhang kaum Unterschiede. Die vertikalen hydraulischen Gradienten dominieren die Wasserbewegung. Durch die sehr lockere Lagerung und das im UG einheitlich sandige Substrat sind keine Stauwirkungen zu erwarten. Ein relevanter Hangzugwasserstrom ist damit unwahrscheinlich. Im Winter 2001/02 reichten die Niederschläge nicht aus, um in 60cm Tiefe die Feldkapazität zu erreichen.

### UG2-Böllberg

Charakteristisch für UG2 ist eine äußerst geringe Amplitude der Wasserspannung in 80cm Tiefe am Unterhang. Selbst im Sommer 2003 werden nur maximal 174hPa erreicht. Ansonsten ähneln die Ganglinien der Tensiometerwerte denen des Oberhangs, so dass sich hier ein Hangzugwasserstrom im tieferen Bodenbereich andeutet.

### UG3a-Silberhöhe (Grünland)

Im Sommer 2002 stiegen die Wasserspannungen nur in 30cm Tiefe deutlich an. Vor allem am Unterhang wird in diesem Zeitraum auch in 30cm Tiefe nach größeren Niederschlagssummen die Feldkapazität wieder erreicht. Damit ist von einer merklichen Tiefensickerung auszugehen. Hingegen werden im Sommer 2003 sogar in 80cm Bodentiefe am Unterhang knapp 800hPa erreicht. Ansonsten sind die Wasserspannungen am Unterhang im gesamten Jahresverlauf auffällig niedriger als die Werte des Oberhangs. Nach den Feuchtezahlen der Vegetation (vgl. Kap.5) ist das ein weiteres Indiz für einen Hangzugwasserstrom.

### UG3b-Silberhöhe (Auwald)

Die Ganglinien sind an diesem Standort in allen Tiefen sehr ähnlich. Am Oberhang sinken die Werte im Winter 2001/02 nicht unter 240hPa. Am Unterhang geschieht das nur aufgrund eines Hochwasserereignisses der Weißen Elster, das den Unterhangbereich zeitweise überflutete.

### UG4-Halle-Süd

In diesem UG liegen die Wasserspannungen am Unterhang wiederum zumeist deutlich unter denen des Oberhangs. Ursächlich ist hier allerdings der Beesener Bach zu nennen. Der Bach wird u.a. durch eine große, versiegelte Parkplatzfläche gespeist. Nach Starkregenereignissen steigt der Wasserspiegel deshalb im besonderen Maß an. Der Bach überflutet den Unterhangbereich nicht, sorgt aber gelegentlich für eine laterale Wasserzufuhr. Dadurch ist der hydraulische Gradient in diesen Phasen am Unterhang sehr gering. Am Unterhang tritt *Urtica dioica* gegenüber ausdauernden Gräsern etwas in den Hintergrund, was wahrscheinlich die Erklärung des kurzzeitig schnelleren Anstiegs der Wasserspannung zu Beginn der Vegetationsperiode im Unterhang ist.

### UG5-Franzigmark

An diesem Standort zeigen die Wasserspannungen über einen weiten Zeitraum keine gravierenden Abweichungen voneinander. Im Herbst 2003 setzte der Abfall am Oberhang in 30cm Tiefe sogar ca. 4 Wochen eher ein als am Unterhang. Als Ursache kommt dafür die stärkere Evapotranspiration durch die erhöhte Einstrahlung am Unterhang in Frage. Nach einer Tauwetterperiode im Januar 2004 staute sich Schmelzwasser am Fuß der Porphyrhänge im Hinterland des Messfeldes bis Ende Februar. Das Messfeld selbst war nicht betroffen. Durch die Lage zwischen der Wasserfläche und dem tiefer eingeschnittenen Morler Bach fand jedoch ein lateraler Wassertransport durch die Messfeldfläche statt, der bis März für eine hohe Wassersättigung des Bodens sorgte.

### UG6-Neustadt

Der Kirchteich ist durch anthropogene Wassereinleitungen geprägt. Vor allem mit dem Saalehochwasser zur Jahreswende 2002/03 und dem damit einhergehenden Grundwasseranstieg wurde extrem viel Wasser in den Kirchteich geleitet. Der Mittel- und Unterhangbereich des Messfeldes stand dadurch lange unter Wasser. Die zusätzliche Wasserzufuhr beeinflusste nach dem Rückgang des Seespiegels die Bodenwasserbewegung noch entscheidend. Bei der Bilanzierung der Sickerwasserrate müssen dadurch weite Zeiträume unberücksichtigt bleiben.

Ansonsten fällt an diesem Standort auf, dass die Wasserspannung im „Bausand“-Horizont (60cm) am Oberhang nur geringen Schwankungen unterliegt. Im Gegensatz dazu steigen die Werte im jAh schon Anfang Juni (2002) bzw. sogar Anfang Mai (2003) auf über 500hPa. Damit kann sich die Vegetation nur noch schlecht mit Wasser versorgen (BERGMANN 1993). Aufgrund der sich deutlich unterscheidenden Horizont-

eigenschaften (Bsp. Bodenart: Ut3 & Ss) und der äußerst geringen Durchwurzelung im yIC ist die Kommunikation zwischen beiden Horizonten gering und damit der Wasserverbrauch im yIC nur mäßig. Am Unterhang ergeben sich durch die Nähe zum Gewässer keine Wasserstresssituationen für die Vegetation.

#### UG7-Mötzlich

In Mötzlich wurde der Hang an 3 Positionen beprobt. Hinsichtlich der Wasserspannungen besteht jedoch nur eine Zweiteilung. Der Unterhang weist durch die Nähe zum See immer eine hohe Wassersättigung auf. Im Winter ist der Bereich praktisch gesättigt. Influyente Verhältnisse bedingen zeitweise einen lateralen Zufluss von Seewasser. Nur im Spätsommer 2003 steigen die Werte deutlich über 100hPa. Nahezu identisch verhält sich der Horizont in 60cm Tiefe am Mittelhang.

Der Oberhangbereich zeigt eine ausgeprägte Amplitude im Jahresverlauf. Im Sommer sind sich die Werte in beiden Tiefen sehr ähnlich, im Winter sinkt die Wasserspannung in 60cm nicht so weit wie in 30cm Tiefe. Die Feldkapazität wird in 60cm Tiefe in keinem Winter erreicht. Dem Gang am Oberhang gleichen die Werte in 30cm Tiefe am Mittelhang. Ursächlich ist hier der starke Wasserverbrauch der ufernahen, feuchteliebenden Vegetation zu nennen. Außerdem ähneln sich nicht nur die Wasserspannungen in der beschriebenen Art und Weise, sondern auch die pedologischen Eigenschaften. Evtl. wurde der Bereich am Mittelhang erst im Zuge der Flächenbewirtschaftung deutlich nach dem Einbruch des Mötzlicher Sees aufgeschüttet, so dass die hydraulischen Kontakte der Horizonte in lateraler Richtung hangaufwärts (im Oberboden) bzw. hangabwärts (im unteren Bodenbereich) besser sind als in vertikaler Dimension.

#### UG8-Neue Residenz

Der Gang der Wasserspannungen an diesem ebenen Standort ist mit den meisten Oberhängen der anderen Untersuchungsgebiete vergleichbar. Die flach eingebauten Tensiometer haben hier die größte Amplitude. In 60cm Tiefe liegen die Werte im Sommer unter und im Winter leicht über den Wasserspannungen der oberen Bereiche.

### **8.3 Maßzahlen des Bodenwasserhaushaltes**

#### 8.3.1 Parameterableitung

In die Pedotransferfunktionen (WÖSTEN 1997) zur Ermittlung der Wassergehalte und Wasserleitfähigkeiten gingen die Trockenrohdichte, der organische Kohlenstoffanteil und das Substrat ein. Die Parameter der *van Genuchten / Mualem*-Gleichungen wurden danach durch episodisch gravimetrisch ermittelte Wassergehalte angepasst, so dass sich die Wassergehalts-Wasserspannungs- (siehe Anhang 7) und Wasserspannung-Wasserleitfähigkeitkurven ergaben. Hinsichtlich des Bodenskeletts wurde davon ausgegangen, dass es (nur) die gleichmäßige Verteilung des Wassers im Gesamtboden verhindert (vgl. Kap.2). Deshalb

wurde einheitlich der gravimetrisch ermittelte Wassergehalt mit dem Faktor  $\frac{100 - (\text{Volumen\%Skelett})}{100}$  mul-

tipliziert (PFAHLS et al. 1999). Da der Weg des Wassers durch das Umfließen des Skeletts länger wird, führte darüber hinaus die Minderung der gesättigten Wasserleitfähigkeit um den Anteil des Skeletts am Gesamtboden zu plausiblen Werten. Für dieses Vorgehen spricht auch die negative Korrelation von Infiltrationsrate und Skelettgehalt (vgl. Kap.6.2).

Die gesättigten Wasserleitfähigkeiten sind zumeist hoch bis sehr hoch (Tab. 8-2). Nur an den Unterhängen von UG3 und UG4 sowie am Oberhang im UG6 werden teilweise mittlere Werte erreicht. Hohe gesättigte Wasserleitfähigkeiten können durchaus als Charakteristikum urbaner Böden angesehen werden (HORN & TAUBNER 1997, SCHRAPS et al. 2000). Die ebenfalls hohen bis extrem hohen Infiltrationsraten (Tab. 6-2) bestätigen die Einstufung der Wasserleitfähigkeiten im oberen Bodenbereich. Ein direkter Vergleich von Infiltrationsraten und gesättigter Wasserleitfähigkeit war durch den Wasserüberstau und den optimalen Bedingungen für den Makroporenfluss bei den Feldexperimenten nicht möglich.

Tab. 8-2: Gesättigte Wasserleitfähigkeiten in mm/d

	Bodentiefe	UG1	UG2	UG3a	UG3b	UG4	UG5	UG6	UG7	UG8
Oberhang	10cm	246	80	77		97	41	41	120	62
	30cm	662	42	84	123	83	54	33	62	147
	60cm	774	143	73	83	132	93	180	32	226
	80cm		131	45		80	74	285	115	
Mittelhang	10cm							37	153	
	30cm							42	99	
	60cm							90	56	
	80cm							169	136	
Unterhang	10cm	112	40	45		37	94		188	
	30cm	119	84	53	30	46	52	40	49	
	60cm	660	58	15	89	15	50	59	65	
	80cm		42	17		20	58			

### 8.3.2 Feldkapazität und Luftkapazität

Für die Sickerwasserrate ist die Feldkapazität eine entscheidende Größe. Sie gibt das Vermögen des Bodens, Wasser gegen die Schwerkraft zu halten, an. Von besonderer Bedeutung für die Vegetation ist die Höhe der nutzbaren Feldkapazität. Die Luftkapazität stellt die Speicherefähigkeit des Bodens für Stauwasser dar. Gleichzeitig kann die Menge an Luft die Bodenreaktion beeinflussen. Bei einer durchgängig hohen Luftkapazität kann von einer guten Sauerstoffversorgung im Boden ausgegangen werden.

Tab. 8-3: Porenvolumen (PV), Feldkapazität (FK), nutzbare Feldkapazität (nFK) & Luftkapazität (LK) in %

	Position	PV	FK	nFK	LK	Position	PV	FK	nFK	LK
UG1	Oh 30cm	54,4	21,5	20,0	32,9	Uh 30cm	71,1	25,8	24,3	45,3
	Oh 60cm	65,7	24,3	22,9	41,4	Uh 60cm	84,8	22,3	21,6	62,5
UG2	Oh 30cm	41,9	23,4	20,4	18,5	Uh 30cm	48,7	24,9	22,9	23,8
	Oh 60cm	50,4	23,1	21,4	27,3	Uh 60cm	43,5	31,0	24,4	12,5
	Oh 80cm	48,8	20,5	19,4	28,3	Uh 80cm	39,2	28,4	22,0	10,8
UG3a	Oh 30cm	45,9	29,5	20,1	16,4	Uh 30cm	42,4	27,8	19,4	14,6
	Oh 60cm	38,6	21,3	17,8	17,3	Uh 60cm	31,1	26,1	18,8	5,0
	Oh 80cm	36,1	26,8	19,5	9,3	Uh 80cm	31,8	25,6	19,5	6,2
UG3b	Oh 30cm	55,6	29,6	22,4	26,0	Uh 30cm	61,5	37,7	29,9	23,8
	Oh 60cm	48,3	25,7	19,4	22,6	Uh 60cm	48,4	31,9	24,5	16,5
UG4	Oh 30cm	49,9	25,0	22,0	24,9	Uh 30cm	43,6	24,5	20,9	19,1
	Oh 60cm	53,3	25,1	21,7	28,2	Uh 60cm	37,6	28,3	19,0	9,3
	Oh 80cm	47,4	25,6	21,9	21,8	Uh 80cm	38,0	29,7	19,6	8,3
UG5	Oh 30cm	48,7	34,6	24,4	14,1	Uh 30cm	48,5	33,9	23,4	14,6
	Oh 60cm	52,0	34,5	24,9	17,5	Uh 60cm	44,6	34,4	22,5	10,2
UG6	Oh 30cm	42,5	30,0	24,4	12,5	Uh 30cm	35,7	22,2	18,7	13,5
	Oh 60cm	44,8	13,9	12,5	30,9	Uh 60cm	60,4	42,1	30,7	18,3
	Mh 30cm	44,7	30,8	23,5	13,9					
	Mh 60cm	45,6	27,6	24,1	18,0					
UG7	Oh 30cm	55,4	33,7	28,8	21,7	Uh 30cm	45,3	38,4	25,9	6,9
	Oh 60cm	50,6	31,3	26,0	19,3	Uh 60cm	48,0	38,2	26,3	9,8
	Mh 30cm	57,0	34,6	29,4	22,4					
	Mh 60cm	47,6	31,6	25,2	16,0					
UG8	10cm	51,3	26,7	21,4	24,6					
	30cm	54,6	23,3	17,6	31,3					
	60cm	58,3	29,0	21,5	29,3					

Die Feldkapazitäten ergeben sich aus der pF-WG-Beziehung und dem Gesamtporenvolumen. Die Ermittlung des Gesamtporenvolumens ist bei technogenen skeletthaltigen Substraten sehr schwierig (BÄDJER 2000). Das Porenvolumen der erfassten Skelettbestandteile ist geringer als das des Feinbodens einzuschätzen. Zudem zeigen Untersuchungen an Skelettbestandteilen urbaner Böden, dass oftmals Grobporen oder sehr feine und blind endende Poren dominieren (WOLFF 1993, MEUSER et al. 1998). Damit wird der Porenraum für die Wasserbewegung nur bei effektiver Sättigung relevant. Andernfalls ist das im Skelett enthaltene Wasser zu einem hohen Anteil dem Totwasser zuzurechnen. Zur besseren Vergleichbarkeit wurde das Porenvolumen deshalb einheitlich ausschließlich auf den Feinboden bezogen.

Porenvolumen und Luftkapazität sind im Durchschnitt nach AD-HOC-AG BODEN (2005) als hoch einzustufen. Die Feldkapazität ist dem gegenüber zumeist gering bis mittel. Hierin spiegeln sich vor allem die sandigen Substratverhältnisse und die oftmals geringen Trockenrohdichten wider. Nur der fAh-Horizont am Unterhang im UG6 hat eine hohe Feldkapazität. Porenvolumen, Feldkapazität und nutzbare Feldkapazität zeigen mit knapp 20% geringe relative Standardabweichungen. Die relative Standardabweichung der Luftkapazität liegt bei über 50%. Die höheren nutzbaren Feldkapazitäten an den Mittel- bzw. Unterhängen von UG1, UG3 und UG6 (Tab.8-3) verdeutlichen, dass die steigenden Feuchtezahlen der Vegetation nicht zwangsläufig auf einen Hangzugwasserstrom hinweisen.

Das Porenvolumen steht eng mit dem organischen Kohlenstoff in Verbindung (n=59; p<0,001; r=0,49). Interessant ist die positive Korrelation zum pH-Wert und dem Carbonatgehalt (jeweils n=59; p<0,001; r=0,42). Geht man davon aus, dass insbesondere höhere pH-Werte Zeugen anthropogener Beeinflussung sind, beweist das die anthropogene Erhöhung des Porenvolumens (bei Schüttungen). Ansonsten zeigen nutzbare Feldkapazität und Luftkapazität in Tab. 8-4 zu erwartende Zusammenhänge zu pedologischen Parametern. Hohe Skelettgehalte wirken sich negativ auf die Wasserverfügbarkeit aus. Hohe Luftkapazitäten beruhen oftmals auf einer sperrigen Skeletteinlagerung. Infolge der hohen Skelettgehalte ist somit zwar von erhöhten Schadstoffgehalten auszugehen (vgl. Kap.7.2), die ebenfalls gesteigerte Luftkapazität wirkt sich jedoch positiv auf die oxidative Schwermetallfestlegung aus (SCHRAPS et al. 2000).

Tab. 8-4: Spearman-Korrelationen von nutzbarer Feldkapazität und Luftkapazität

		Trockenraumdichte	Porenvolumen	Ton	Schluff	Sand	Skelett	C <sub>org</sub>	ges.P	Cu <sub>KW</sub>	Zn <sub>KW</sub>	Pb <sub>KW</sub>	Cd <sub>KW</sub>
nFK	r	-0,45	0,51	0,52	0,59	-0,59	-0,41	0,67					0,44
	p	0,003	0,001	0,001	0,000	0,000	0,007	0,000					0,004
	n	41	39	41	41	41	41	41					41
LK	r	-0,80	0,72	-0,47	-0,46	0,47	0,69		0,34	0,49	0,49	0,54	0,34
	p	0,000	0,000	0,002	0,002	0,002	0,000		0,027	0,001	0,001	0,000	0,028
	n	41	39	41	41	41	41		41	41	41	41	41

### 8.3.3 Sickerwasserraten

Unter der Sickerwasserrate wird im Nachfolgenden nicht die Grundwasserneubildungsrate verstanden, sondern die Sickerwassermenge, die eine definierte Bodentiefe (Tiefe des untersten Tensiometers) in Richtung der aquatischen Systeme passiert. Die Berechnung der täglichen Sickerwasserraten erfolgte nach der Parameteranpassung gemäß den Gleichungen in Kap. 2.2.

Im Vergleich mit langjährigen mittleren Sickerwasserraten, die für das Mitteldeutsche Trockengebiet mit 30-40mm (SCHRÖTER 1991, MÜLLER et al. 2001) bzw. mit 50mm auf Lössböden im westlichen Grenzbe- reich des Mitteldeutschen Trockengebietes (HAFERKORN 2000) angegeben werden, sind die Werte im hydrologischen Jahr 2002 zumeist als durchschnittlich, 2003 als hoch einzustufen (Tab. 8-5). Vor allem die Si- ckerwasserraten im Winterhalbjahr 2002/03 sind oft deutlich höher als im selben Zeitraum des Vorjahres. Ursächlich sind dafür der niederschlagsreiche Sommer und Herbst 2002 (Tab. 4-2) zu nennen. So konnte der Bodenwasservorrat im Herbst schnell aufgefüllt werden. Der ebenfalls niederschlagsreiche Winter 2002/03 sorgte dann für die hohen Sickerwasserraten, die aufgrund eines kühlen Frühjahrs lange aufrecht

erhalten werden konnten. Im sehr warmen Sommer 2003 wurde der Bodenwasservorrat rasch bis in größere Tiefen stark in Anspruch genommen. Dadurch blieb die Wassernachlieferung für die Evapotranspiration im weiteren Verlauf gering. Der erwartete Unterschied durch den Bewuchs bzw. die Evapotranspirationsleistung (MEIBNER 2000) zwischen den gemähten und nicht gemähten Standorten wird durch die vergleichsweise geringe Sickerwasserrate am Oberhang des UG4 offensichtlich (Tab. 8-5). Hingegen schlagen sich die lokal klimatischen Bedingungen im Kerngebiet (vgl. Kap. 4) nicht in der Sickerwasserrate nieder. Im UG1 macht sich die „Überdachung“ durch höhere Bäume bemerkbar.

Tab. 8-5: Sickerwasserraten (in mm) der Untersuchungsgebiete nach hydrologischen Halbjahren

	Winter 2001/02	Sommer 2002	Winter 2002/03	Sommer 2003	Winter 2003/04
UG1 Holzplatz Oh	11	3	163		
UG1 Holzplatz Uh	16	4	148		
UG2 Böllberg Oh			167	4	
UG2 Böllberg Uh			629	-121	
UG3a Silberhöhe Oh	100	-73	127	-12	
UG3a Silberhöhe Uh	397	101	489	17	
UG3b Silberhöhe Oh	2				
UG3b Silberhöhe Uh	532				
UG4 Halle-Süd Oh			45	-4	
UG4 Halle-Süd Uh			227	-13	
UG5 Franzigmark Oh				43	880
UG5 Franzigmark Uh				12	404
UG6 Neustadt Oh	17	-15	25	-14	
UG6 Neustadt Mh		164	794	11	
UG6 Neustadt Uh	21	58	120		
UG7 Mötzlich Oh	65	4	207	-16	
UG7 Mötzlich Mh		-124	349	139	
UG7 Mötzlich Uh	591	114	1082	300	
UG8 Neue Residenz	74	12	135	7	

Anmerkung: Dargestellt sind nur komplette Halbjahre. Ausnahme: Im Sommer 2003 fehlt im UG5 1 Monat, im UG7 2 Monate.

Des Weiteren verdeutlichen die unterschiedlichen Sickerwasserraten der hydrologischen Jahre 2002 und 2003 mit ähnlichen Niederschlagssummen die große Bedeutung der Verteilung des Niederschlages im Jahresverlauf (KAYSER 2001). Vergleichsweise geringe Zunahmen im UG3a müssen auf die hohe Wasserretentionskapazität zurückgeführt werden (vgl. Kap. 6). Ähnliches gilt für den Oberhang im UG6, wobei hier durch die hohe Trittdichtung im obersten Bodenbereich auch Wasserverluste durch Oberflächenabfluss theoretisch denkbar sind. Visuell konnte das bei mehreren Starkniederschlägen allerdings nicht festgestellt werden. Ebenfalls gute Wasserretentionseigenschaften weist der Kipp-Tschernosem am Oberhang des UG7 auf. An diesem Standort macht es sich besonders bemerkbar, dass „nur“ bis in 60cm Tiefe beprobt wurde. Die realen Grundwasserneubildungsraten sind hier deutlich geringer einzuschätzen, da die Vegetation auf Lössböden wesentlich tiefere Regionen durchwurzelt (HAFERKORN 2000).

Ohne detaillierte Kenntnis der Datenlage fallen in Tab. 8-5 einige vordergründig unrealistische Werte (*kur-siv*) auf. In UG4 und UG5 ist das die Folge von Hochwasserereignissen der jeweiligen Bäche, in UG3b (Unterhang) ist das Winterhochwasser der Weißen Elster verantwortlich. Am Oberhang des UG3b kommt infolge der hohen Evapotranspiration im Auwald quasi keine Sickerwasserbewegung zu Stande. In UG5 ist die Rate am Oberhang höher, da ein leichter Wall an der Böschungsoberkante lange Zeit Wasser im Hinterland staute. Der direkte Bereich der Böschung (Unterhang) war deshalb trockener. Ansteigende Seewasserspiegel im UG6 und UG7 überfluteten insbesondere die Unterhangbereiche oder bedingten influente Verhältnisse. In UG6 am Kirchteich kam es durch die anthropogen gesteuerte Wasserzufuhr zu sehr sprunghaften und teilweise sehr starken Wasserspiegelschwankungen. Phasen der direkten Überstauung wurden bei der Berechnung der Sickerwasserraten nicht berücksichtigt. Die stärkere Durchfeuchtung nach

diesen Phasen sorgte trotzdem für erhöhte vertikale Bewegungen. In den genannten Bereichen ist die Sickerwasserbildung nicht repräsentativ für größere Flächen, hat jedoch für den Stoffaustrag und/oder den Stoffeintrag aus den urbanen Böden in die aquatischen Systeme eine Bedeutung.

Die hohen Sickerwasserraten am Unterhang des UG2 und UG3 können nicht mit einer zusätzlichen oberirdischen Wasserzufuhr (neben dem Niederschlag) erklärt werden. Hier kommt nur eine laterale Bodenwasserbewegung in Frage. Durch die vegetationskundlichen Aufnahmen bestehen in allen Untersuchungsgebieten Indizien für eine bessere Verfügbarkeit von Bodenwasser an den unteren Hangbereichen. Vor allem im UG3a kann die Nähe zu einem Oberflächengewässer als Grund dafür ausgeschlossen werden. In Frage kommt noch die größere Fläche, die am Oberhang aufgrund der konvexen Wölbung beim Übergang in die Ebene im Gegensatz zum gestreckten Unterhangbereich für die Evapotranspiration zur Verfügung steht. Die teilweise den Niederschlag übersteigenden Sickerwasserraten können damit jedoch nicht erklärt werden. Der Hangzugwasserstrom ist zwar theoretisch darstellbar (Kap.2), praktisch jedoch schwer zu quantifizieren, da der errechnete Fluss auf zwei Teilströme aufgeteilt werden muss. SPOHRER et al. (2003) versuchen beispielsweise den Hangzugwasserstrom über das Verhältnis von vertikalem zu lateralem Potenzialgradienten abzuschätzen. KLIK et al. (2003) bilden ein Produkt aus Wasserleitfähigkeit und Hangneigung. ANDERSON & BURT (1990) sehen in der Sickerwassermenge am Hangfuß die einzige Möglichkeit, den Hangzugwasserstrom zu verifizieren.

Unter der Annahme isotroper Verhältnisse ist nur im UG2 der vertikale hydraulische Gradient über einen längeren Zeitraum in etwa gleich groß oder größer als der laterale Gradient (Abb. 8-2). An allen anderen Messfeldern gilt dies nur für sehr kurze Zeiträume nach höheren Niederschlagssummen bei nahezu gesättigten Verhältnissen. Besonders in diesem Zustand sind die hydraulischen Gradienten mit größeren Unsicherheiten belastet, da die Infiltrationsfronten nicht gleichmäßig im Boden vorrücken. In diesen engen Zeitfenstern findet kein relevanter lateraler Fluss statt. Bis auf UG3a beweist das der Vergleich der Sickerwasserraten anhand von Tab. 8-5. In UG3a besteht zwar eine deutliche Grenze zwischen dem jjAh und dem xyjC-Horizont, ein markanter Sprung der Trockenrohdichten oder der Wasserleitfähigkeiten ist jedoch nicht zu beobachten. Der Hangzugwasserstrom muss hier demzufolge in tieferen Schichten stattfinden. Die Ausmaße des Hangzugwasserstroms sorgen für eine gute Durchfeuchtung am Unterhang in UG3a, so dass sogar im Sommerhalbjahr noch positive Sickerraten erreicht werden.

In UG2 stellt sich die Situation anders dar. Hier ist ein deutlicher Anstieg der Lagerungsdichte bzw. eine Halbierung der Wasserleitfähigkeit zwischen dem jjAh und dem skelettreichen xyjC-Horizont in ca. 30cm Tiefe vorzufinden. Vor allem im Bereich der Feldkapazität gewinnt der laterale hydraulische Gradient an Einfluss (Abb. 8-2), so dass es zur Bildung eines Hangzugwasserstromes auf dem xyjC-Horizont kommt. Gut vorstellbar ist dies anhand des Bodenprofil-Fotos im Anhang 4.

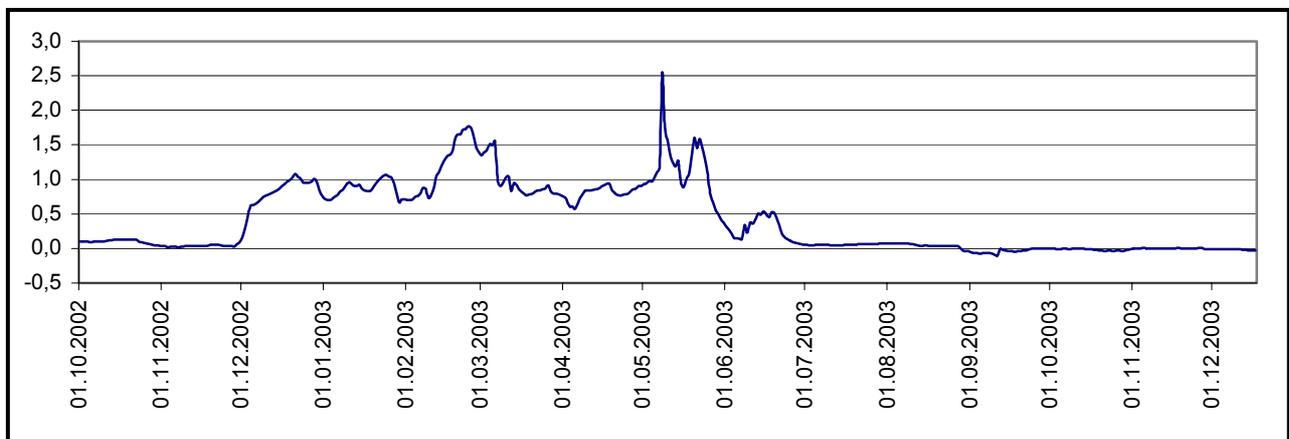


Abb. 8-2:  $\psi_{H\_lateral} / \psi_{H\_vertikal}$  in 30-60cm Bodentiefe am Oberhang des UG2

Der Beweisgang für den Hangzugwasserstrom im UG2 erscheint plausibel, ist jedoch aufgrund des ungleichen Bodenaufbaus an Ober- und Unterhang nicht korrekt. Die anisotropen Verhältnisse schließen die Division (Abb. 8-2) theoretisch aus. Es müssen auf jeden Fall in tieferen Bodenbereichen weitere laterale Abflussbahnen bestehen. Aufgrund der Kürze des Hanges (ca. 4m) dürfte ansonsten keine vertikale Sickerwasserbewegung dieser Höhe entstehen (vgl. Tab. Rate  $U_h=4 \times \text{Rate } O_h$ ). Die Variante des Vergleichs der



Sickerwasserrate von Ober- und Unterhang für die Kalkulation des lateralen Flusses ist deshalb am plausibelsten. Durch die Kenntnisse der Eigenschaften des anthropogen vermischten natürlichen Materials kommt als laterale Abflussbahn nur die Zone des verwitterten Mittleren Buntsandsteins in Frage. In einigen Bereichen des Saale-Hanges in Böllberg steht diese Schicht oberflächennah an (Abb. 8-3). Im UG3 steht der Mittlere Buntsandstein ebenfalls im Untergrund an, so dass von der selben Abflussbahn auszugehen ist. Durch wechselnde Neigungen, geringere Abstände zum Grundwasser und die Ausgleichsbewegungen des Bodenwassers erreicht der Hangzugwasserstrom in den Unterhangbereichen geringere Bodentiefen. Im UG4 wurde ein Horizont des Mittleren Buntsandsteins mit aufgeschüttet. Wie die Bodenprofil-Fotos im Anhang 4 zeigen, ist er sehr geringmächtig, teilweise nicht durchgängig und weist keine Neigung auf. Von einer Wirkung als Abflussbahn ist damit nicht auszugehen.

Abb. 8-3: Profil nahe Messfeld in UG2

Die Subtraktion der Sickerraten von Unter- und Oberhang führt unter Berücksichtigung des Einflusses der Oberflächengewässer durch Überstauungen zu dem Ergebnis, dass nur im UG2 und im UG3a ein relevanter Hangzugwasserstrom vorhanden ist. Unklar bleibt die Größe des Einzugsgebietes für den Interflow. Im städtischen Bereich kann die Morphologie der Oberfläche kaum für eine Einzugsgebietsermittlung erhalten. Zudem nimmt die Evapotranspiration mit zunehmender Bodenfeuchte in Richtung Unterhang stetig zu, so dass der hangabwärts fließende Wasseranteil über der puren Differenz der Sickerwasserraten unterschiedlicher Hangbereiche liegt. Wie in Kap.8.8 noch gezeigt wird, ist die kleinräumige Berechnung der Evapotranspiration im Tagesmaßstab nur eingeschränkt anwendbar. Insgesamt führt auch die Vernachlässigung des präferentiellen Flusses zu einer Unterschätzung der Sickerwassermenge. Für die Stoffverlagerung ist die Unterschätzung geringer anzunehmen. Schnell fließendes Wasser weist meist geringere Lösungskonzentrationen auf, so dass es vornehmlich bei Stoffen, die in geringsten Konzentrationen bereits toxisch sind, Relevanz besitzt (STEENHUIS et al. 1995). Aufgrund der Heterogenität der Stadtböden sollten die ermittelten Werte des Bodenwasserhaushaltes ohnehin nicht als konkreter Wert, sondern als möglicher mittlerer Wert aufgefasst werden (HORN & TAUBNER 1997).

Eine exakte Berechnung des Interflows hätte einer weitaus dichteren Geräteinstallation in vertikaler und horizontaler Richtung bedurft. Zudem müsste die vertikale und die laterale Wasserleitfähigkeit des Bodens quantifiziert werden. Durch Untersuchungen von HARTGE (1984) sind dafür zwar messdatenbasierte Anhaltspunkte gegeben, HOLZBECHER (1996) geht trotzdem entgegen HARTGE (1984) davon aus, dass die Durchlässigkeit natürlicher Böden genesebedingt in vertikaler Richtung um circa eine Größenordnung geringer ist als in horizontaler Richtung. BROOKS et al. (2004) zeigen, dass kleinräumige kf-Messungen die lateralen Fließgeschwindigkeiten an Hängen oft unterschätzen. Laut HARTGE (1984) ist die horizontale Leitfähigkeit in 80% der Fälle in der selben Größenordnung wie die kleinste ermittelte vertikale Leitfähigkeit

anzusiedeln. Erst mit zunehmender Tiefe gleichen sich beide Werte an. Diese Gegenüberstellung zeigt nochmals die Unsicherheiten, die bezüglich der Wasserleitfähigkeit von Böden bestehen (vgl. Kap. 2.2).

#### 8.4 Eigenschaften und Stoffkonzentrationen der Bodenlösung

In diesem Abschnitt sollen zunächst die Parameter der Bodenlösung den Eigenschaften des Feinbodens gegenübergestellt werden. Dazu wurden Medianwerte der Messreihen gebildet. Die Datengrundlage (Werte der Einzelmessungen) können dem Anhang 8 entnommen werden. In Kap.8.6 werden die Zeitreihen an sich betrachtet. Zur Identifizierung der Steuergrößen für die Stoffkonzentrationen der Bodenlösung wurden Korrelationen zwischen den erfassten Parametern der Bodenlösung berechnet. Zusätzlich gingen die Niederschlagsmengen zwischen den Entnahmetermen sowie Mittelwerte der Lufttemperatur, der Globalstrahlung, der Wasserspannung und des Wassergehalts im Sammelzeitraum in die Matrix ein.

##### 8.4.1 Entnahmemenge durch die Saugkerzen

Die Entnahmemenge unterliegt an den einzelnen Saugkerzen sowie im Vergleich der Messfelder hohen Schwankungen (Abb. 8-4).

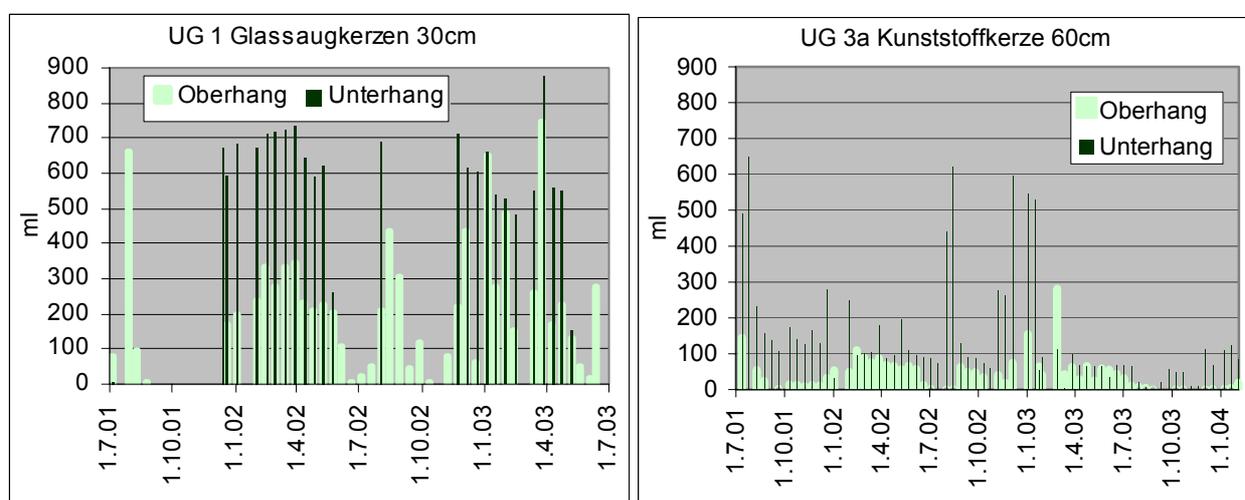


Abb. 8-4: Entnahmemenge der Saugkerzen

Der Median der einzelnen Entnahmemengen zeigt eine schwache Abhängigkeit von der Einbautiefe der Saugkerzen ( $n=41$ ;  $p=0,016$ ;  $r=-0,37$ ). In größeren Tiefen werden geringere Probenmengen mit den Saugkerzen gewonnen. Verantwortlich dafür ist der bessere Kontakt der Saugkerzen in den aufgeschütteten Ah-Horizonten gegenüber den Bauschutt-Horizonten darunter. Außerdem ist beim Eindringen der Infiltrationsfront in den oberen Bodenbereichen mehr Wasser weniger stark gebunden. Des Weiteren steigt bei tieferem Einbau die Energie, die notwendig ist, um das Wasser in die Sammelflasche zu heben (WILSON et al. 1995). Negativ wirkt sich allerdings ein höherer Skelett- und Sandgehalt ( $n_{\text{Skelett}}=57$ ,  $n_{\text{Sand}}=54$ ;  $p<0,05$ ;  $r=-0,3$ ) in den obersten 10cm des Profils auf die Entnahmemenge aus.

Erwartungsgemäß ist an den meisten Standorten die Wasserspannung bzw. der Wassergehalt entscheidendes Kriterium für die Entnahmemenge durch die Saugkerzen (vgl. Anhang 9). Den eingeschränkten Stofftransport im Sommer belegen außerdem die negativen Korrelationen zur Lufttemperatur (vgl. Anhang 9) sowie die Tatsache, dass von Sommer bis Spätherbst oftmals keine Bodenlösung entnommen werden konnte. Ausnahmen bilden die stark von Oberflächengewässern beeinflussten Unterhangbereiche (UG6, UG7 und z.T. UG4). Die zweite Ausnahme ist UG8, da hier die Entnahme entsprechend der Menge in den Vorratsflaschen unregelmäßig stattfand und der angelegte Unterdruck durch quasi-tägliche Kontrolle konstant bei 600hPa gehalten werden konnte. Der Niederschlag im Sammelzeitraum zeigt nur bei 2 Saugkerzen signifikante Korrelationen zur Entnahmemenge, die damit als eher zufällig gelten müssen.

Teilweise sind die Gründe für unterschiedliche Entnahmeraten auf die Methodik in Verbindung mit den Bodeneigenschaften zurückzuführen. Der Oberhang des UG7 ist durch sehr geringe Lagerungsdichten geprägt. Durch das notwendige Einschlämmen der Saugkerzen entstanden wahrscheinlich wesentlich engere Poren, so dass der Kontakt zum Gesamtboden ungenügend war. Die Infiltrationsfronten durchdrangen den dichteren Bereich um die Sonden kaum. Damit ließen sich nur geringe Probenvolumina sammeln. Ein anderes Beispiel ist UG3a. Hier weist der in den Boden eingemischte verwitterte Buntsandstein eine sehr hohe Dichte auf. Die engen Poren halten die Bodenlösung sehr stark. Vor allem in 80cm Tiefe konnte dadurch kaum Sickerwasser gewonnen werden.

#### 8.4.2 Physikochemische Parameter

Tab. 8-6: Statistische Parameter der physikochemischen Eigenschaften der Bodenlösung (Mediane der Messreihen) im Stadtgebiet (ausschließlich UG3b-Auwald)

	pH	Eh (mV)	SSI (%)	KH (mmol/l)	E (mS/cm)
Mittelwert	7,8	181,6	45,4	5,2	1,5
Median	7,9	177,0	43,7	4,9	1,2
Maximum	8,3	250,5	61,8	9,6	4,5
Minimum	6,4	129,5	34,5	1,0	0,3
relative Standardabweichung	3,8	16,7	17,3	34,8	66,0

Die pH-Werte schwanken wie im Feinboden im neutralen bis schwach basischen Bereich. Lediglich am Oberhang Silberhöhe / Auwald (UG3b) und am Unterhang des Standorts Böllberg (UG2) herrscht in 60cm Tiefe dauerhaft ein saures Milieu. Ansonsten sind nur vereinzelte Peaks des pH-Wertes bis in den sauren Bereich zu verzeichnen. Die mittleren pH-Werte werden durch den pH-Wert des Feinbodens bestimmt. Skelett- und Carbonatgehalt des Feinbodens kontrollieren damit den pH-Wert der Bodenlösung.

Der pH-Wert weist sowohl innerhalb der einzelnen Messreihen als auch beim Vergleich der Mittelwerte jeder Saugkerze unter allen erfassten Parametern die geringste relative Standardabweichung auf (Tab. 8-6). Die größte Variationsbreite besteht im UG3b. Im Mittel der Saugkerzen ist hier eine relative Standardabweichung von 7% gegeben. An den Grünlandmessfeldern ist die Schwankungsbreite nur ca. halb so groß. In 17 Fällen (an 17 Saugkerzen) korreliert der pH-Wert signifikant negativ mit dem Wassergehalt. Der Einfluss des Wassergehaltes auf den pH-Wert ist auch beim Vergleich von Unter- und Oberhang festzustellen. Im Unterhangbereich sind die Wassergehalte zumeist höher. Unter Vernachlässigung der stark seewasserbeeinflussten Unterhangbereiche in UG6 und UG7 weisen die höchsten pH-Werte eines Messfeldes eine signifikante Affinität zum Oberhangbereich auf (n=33; p=0,002; r=0,52).

Vor allem bei den physikochemischen Parametern ist jedoch zu beachten, dass der Auswertung unterschiedliche Messzeiträume an den Standorten zu Grunde liegen und das Volumen der entnommenen Bodenlösung sehr variabel ist. Zur Messung der physikochemischen Parameter müssen die entsprechenden Sonden optimal benetzt sein. Dies ist bei geringen Probenmengen oftmals nicht gegeben, so dass diese Parameter in dem Fall nicht erfasst werden konnten. Auf die zusätzlich bodenlösungszehrende Messung der Carbonathärte wurde zu Gunsten der Ionenchromatographie oftmals verzichtet. Aufgrund der damit fehlenden Werte bei trockeneren Verhältnissen ist die Variationsbreite der physikochemischen Parameter geringer. Beide Faktoren (Länge des Messzeitraumes und geringere Variationsbreite) schlagen sich in der Qualität und Quantität der Korrelationen nieder.

Das Redoxpotenzial bewegt sich im positiven Bereich bis maximal 280mV. Nur selten fallen die Werte unter 100mV. Die Standardabweichungen des Redoxpotenzials innerhalb der Messreihen und im Vergleich aller Saugkerzen sind im Gegensatz zu den Stoffkonzentrationen relativ gering. Die Werte der Sauerstoffsättigung bestätigen dies. Es herrschen aerobe Verhältnisse vor. Die ermittelten Eh-Werte von 100-300mV liegen in der Zone der NO<sub>3</sub><sup>-</sup>- und Mn<sup>4+</sup>-Reduktion (SALOMONS & STIGLIANI 1995). Neben dem Sauerstoff werden NO<sub>3</sub><sup>-</sup>- und Mn<sup>4+</sup>-Verbindungen reduziert. Dabei können sich Mn<sup>2+</sup> und andere Schwermetalle sowie

Phosphate, die an Mn-Hydroxide gebunden sind, in der Bodenlösung anreichern (SALOMONS & STIGLIANI 1995). Die relativ hohen Redoxpotenziale und Sauerstoffsättigungen sprechen für eine gute Durchlüftung der Böden. Eine bessere Durchlüftung ist jedoch nicht bei geringerer Lagerungsdichte gegeben. Die mittleren Redoxpotenziale steigen mit zunehmenden Werten der Lagerungsdichte bzw. sinken bei erhöhten Skelett- (und Carbonat-) Gehalten der Festsubstanz signifikant. Etwas stärker ist der Zusammenhang zu den entsprechenden Werten des obersten Profildezimeters. Wahrscheinlich sind in den skelettreichen, lockeren Horizonten sauerstoffzehrende Stoffe enthalten.

Vereinzelt (UG1, UG3, UG6) ist im zeitlichen Verlauf nach erhöhten Niederschlägen bzw. bei steigendem Wassergehalt ein signifikanter Anstieg des Redoxpotenzials und des Sauerstoffgehaltes durch das „Frischwasser“ zu verzeichnen (vgl. Anhang 9). Eindeutig nachweisbare Auswirkungen auf die Stoffkonzentrationen hat das Redoxpotenzial nicht. Das ist auf die allgemein gute Durchlüftung (hohe Luftkapazität) und den prägnanten Einfluss des Wassergehaltes auf die Stoffkonzentrationen zurückzuführen. Durch die in der Literatur beschriebenen Unterschiede zwischen dem Redoxpotenzial im Boden und dem in Saugkerzenlösungen ermittelten Redoxpotenzial (HOFFMANN 2002, UHLIG et al. 2002, MANSFELDT 2004), der Standzeit der Proben in den Sammelflaschen sowie methodischen Problemen infolge dominanter Elemente (C, N) im Bodenwasser (LANGMUIR 1997) sind die Redoxpotenziale mit Vorsicht zu interpretieren.

Die Carbonathärte bewegt sich am Auwald-Messfeld im Bereich um 1mmol/l. An den Grünlandstandorten liegen die durchschnittlichen Werte der Carbonathärte bei einer relativen Standardabweichung innerhalb der Messreihen von bis zu 56% zwischen 1 und 10mmol/l. Relativ geringe Werte sind am Unterhang des UG2 zu verzeichnen. Ansonsten schwankt die Karbonathärte im selben Niveau. Stark anthropogen überprägte, skeletthaltige Standorte als auch die Standorte mit natürlich hohem Carbonatgehalt weisen eine erhöhte Härte auf. Eine Abhängigkeit von den Carbonatgehalten des Feinbodens ist nicht zu belegen. Die Begründung muss wahrscheinlich in unterschiedlichen Löslichkeiten zwischen geogenen und anthropogen zugeführten Carbonatgehalten gesucht werden. Es ist auch keine Beziehung zu den pH-Werten der Bodenlösungen und nur eine relativ lose Korrelation zum pH-Wert des Feinbodens gegeben. An ca. 1/5 der Saugkerzen werden im Sommer, d.h. mit steigenden Lufttemperaturen, signifikant höhere Werte der Carbonathärte erfasst. Ähnliche Korrelationen ergeben sich mit der elektrischen Leitfähigkeit.

Über einen groben Richtwert ( $1\text{mS/cm} \approx 1\text{g/l}$  gelöste Feststoffe) kann anhand der elektrischen Leitfähigkeit die Menge an gelösten Salzen abgeschätzt werden (DVWK 1993). Die wenigen im UG3b erfassten Werte schwanken am Unterhang um  $1\text{mS/cm}$ , am Oberhang um  $3\text{mS/cm}$ . Innerhalb der Grünlandstandorte geht die geringste Gefahr erhöhter Stoffverlagerungen mit mittleren Leitfähigkeiten unter  $1\text{mS/cm}$  in der Bodenlösung von UG3a und UG4 aus. Beide Standorte zeichnen sich durch einen großflächigen, relativ gleichmäßigen Mutterbodenauftrag aus. Ebenso gering sind die Werte im UG8. An den übrigen Standorten sind die elektrischen Leitfähigkeiten variabler. Maximal werden im UG2 und im UG6 knapp  $6\text{mS/cm}$  erreicht. Bei steigenden Wassergehalten nimmt an ca. der Hälfte der Saugkerzen die elektrische Leitfähigkeit signifikant ab. Hierfür sind u.a. „first-flush Effekte“ mit einsetzender (verstärkter) Sickerwasserbewegung im Spätherbst verantwortlich. Erwartungsgemäß korrelieren die mittleren elektrischen Leitfähigkeiten der Bodenlösung positiv mit den Leitfähigkeiten und zahlreichen Stoffgehalten des Feinbodens sowie einigen mittleren Stoffkonzentrationen der Bodenlösung (vgl. Anhang 9). Insgesamt unterscheiden sich die elektrischen Leitfähigkeiten zwischen Ober- und Unterhang kaum. Mit der Tiefe ist im Allgemeinen eine Zunahme gegeben. In UG1 und UG2 verdoppeln sich die mittleren Leitfähigkeiten bis zur untersten Saugkerze.

### 8.4.3 Natrium, Kalium, Magnesium, Calcium, Chlorid und Sulfat

Wie sich bei der elektrischen Leitfähigkeit schon andeutete, sind die geringsten Stoffkonzentrationen in UG3a, UG4 und UG8 zu finden. Maximale Stoffkonzentrationen werden im UG1 erreicht. Erwähnenswert sind die relativ hohen Stoffkonzentrationen an den naturnäheren Standorten UG3b (Auwald) und UG5. An ersterem konnte zum Großteil nur Sickerwasser nach Hochwasserphasen der Weißen Elster entnommen

werden, so dass eine entsprechende Beeinflussung vorliegt. Im UG5 hatte der Morler Bach im Winter eine sehr hohe Wasserführung. Insbesondere am Unterhang kann in dieser Phase ein Ansaugen von Bachwasser nicht ausgeschlossen werden. Ein Beleg dafür ist die positive Korrelation von Natriumkonzentration und Wassergehalt am Unterhang in 60cm Tiefe. Durch den Lösungsaustrag aus dem landwirtschaftlich geprägten Einzugsgebiet mit dörflicher Siedlungsstruktur sind die Stoffkonzentrationen relativ hoch. Allgemein sind die Salzkonzentrationen nach HORN (1992) jedoch nicht so hoch, dass massive Auswirkungen auf die Wasserleitfähigkeit des Bodens entstehen.

Tab. 8-7: Statistische Parameter der Konzentrationen der Bodenlösung (Mediane der Messreihen) im Stadtgebiet (ausschließlich UG3b-Auwald)

	Na	K	Mg	Ca	Cl	NO <sub>3</sub>	o-PO <sub>4</sub>	SO <sub>4</sub>
n	57	56	56	56	56	57	55	56
Mittelwert (mg/l)	43,7	14,8	25,3	194,6	107,9	88,1	0,6	347,3
Median (mg/l)	14,6	10,2	12,7	138,5	32,7	23,1	0,2	209,3
Maximum (mg/l)	208,9	61,7	134,5	677,4	554,7	1812,4	3,0	1381,1
Minimum (mg/l)	0,1	0,2	2,4	32,3	3,0	0,5	0,1	15,1
relative Standardabweichung (%)	124,6	98,9	112,5	72,1	126,3	309,9	128,6	115,1
häufige Werte auf Äckern im Ap (mg/l)*	2-20	3-30	5-25	40-160	6-100	20-200	1-10	10-120

\* nach SCHACHTSCHABEL et al. (1998)

Es sind statistische Zusammenhänge quasi aller in diesem Kapitel abgehandelten Stoffe untereinander und zu den Stoffgehalten im Feinboden mit unterschiedlicher Güte belegbar (nicht dargestellt). Bei steigendem Wassergehalt sinken die Stoffkonzentrationen durch die zunehmende Verdünnung. In austrocknenden Böden werden die Stoffe verstärkt in der immobilen Phase zwischengespeichert. Mit steigender Durchfeuchtung werden sie wieder langsam diffusiv herausgelöst. Durch den Abbau organischen Materials liegen die Stoffe nach der Vegetationsperiode (bei einsetzender stärkerer Bodendurchfeuchtung) verstärkt in transportabler Form vor, so dass es zu „first-flush Effekten“ kommen kann. Zusätzlich ist die Staubdeposition im Sommer höher als im Winter (NORRA 2001). Bei Natrium und Kalium äußert sich die Abhängigkeit von der Bodenfeuchte an knapp 60% der Saugkerzen mit signifikant negativen Korrelationen zum Wassergehalt. Die übrigen Ionen zeigen in mindestens einem Drittel der Fälle diesen Zusammenhang (vgl. Anhang 9). Anhand der Entnahmemenge sind diese Abhängigkeiten nicht eindeutig ablesbar. Hier wirkt die unterschiedliche Abnahme des an das Saugkerzensystem angelegten Unterdrucks entgegen.

Die Stoffkonzentrationen steigen außer bei Kalium signifikant mit steigendem pH-Wert im Feinboden. Höhere Kaliumkonzentrationen sind bei höheren Gehalten an organischer Substanz im „Saugkerzenhorizont“ bzw. in den darüber liegenden Horizonten zu erwarten. Der Mittelwert der Kaliumkonzentrationen bewegt sich auf dem Niveau von Ap-Horizonten typischer Ackerböden (Tab. 8-7, SCHLINKERT 1992). Der Carbonatgehalt des Feinbodens wirkt sich erwartungsgemäß positiv auf die Ca- und Mg-Konzentrationen aus. Ansonsten spielen organische Substanz, Bodenart und Skelettgehalt nur eine untergeordnete Rolle.

Wie sich durch die elektrische Leitfähigkeit schon andeutete, bestehen in 20-30% der Fälle über alle UG verteilt signifikante positive Korrelationen der Stoffkonzentrationen zum pH-Wert der Bodenlösung. Das Redoxpotenzial hat kaum einen nachweisbaren Einfluss. Die verhältnismäßig wenigen Zusammenhänge zu den physikochemischen Eigenschaften des Bodens sowie der Bodenlösung beruhen auf deren geringer Schwankungsbreite sowie der dominanten Wirkung des Wassergehaltes. Die enge Beziehung zum Wassergehalt wird an allen Messfeldern deutlich. Außerdem unterscheiden sich die übereinander liegenden Bodenhorizonte teilweise deutlich. Die Bodenlösung gibt den summarischen Einfluss der durchflossenen Horizonte wieder. Im Allgemeinen steigt die Stoffkonzentration mit der Tiefe, d.h. obwohl die Stoffgehalte der Festsubstanz nicht vertikal eindeutig zunehmen, sind die Gehalte im Bodenprofil so hoch, dass die Richtung der Gleichgewichtsreaktionen während der gesamten Sickerstrecke in Richtung der Lösungs-

phase läuft. Eine Ausnahme bildet Kalium. Hier wirkt sich die Abhängigkeit der Festsubstanzgehalte von der Tiefe auf die Bodenlösung aus. Vor allem im UG4 wird die hohe Kaliumfracht aus den oberen Bodenbereichen mit zunehmender Sickerstrecke wieder am Substrat adsorbiert oder von Pflanzenwurzeln aufgenommen. Einzig im UG2 steigen auch die Kaliumkonzentrationen mit der Tiefe deutlich. Abgesehen von den oberflächenwasserbeeinflussten Hangbereichen ergeben sich aus der Hangposition keine markanten Unterschiede hinsichtlich der Stoffkonzentrationen.

In den stofflich stark angereicherten UG1 und UG2 wird die Bodenlösung sehr schnell befrachtet. Hier nimmt die Variabilität der Stoffgehalte mit zunehmender Tiefe deutlich ab. Gleichzeitig sind in diesen UG die Stoffgehalte vergleichsweise gering vom Wassergehalt abhängig. Ähnliche Tendenzen stellte beispielsweise auch HOFFMANN (2002) in ehemaligen Berliner Rieselfeldern fest. Verallgemeinert heißt das für UG1 und UG2: Egal wieviel Wasser in den Boden gelangt, es wird schnell bis zur „Sättigung“ befrachtet und fließt in diesem Zustand durch den Boden.

Zur Quantifizierung des Gefährdungspotenzials bedarf es einer Gegenüberstellung des Bodensickerwassers mit bestehenden Grenz- oder Richtwerten. Schon aus Tab. 8-7 wird ersichtlich, dass viele der Mittelwerte der einzelnen Ganglinien über häufigen Werten von Ackerböden, die mindestens eine optimale Nährstoffversorgung symbolisieren, liegen. In Verordnungen und Richtlinien sind die in diesem Kapitel abgehandelten Stoffe zumeist nicht komplett vertreten, da die geogen bedingten Konzentrationen sehr variabel sind oder den Stoffen kein hohes Gefahrenpotenzial zugeschrieben wird. Die Anionen wurden deshalb nach der chemischen Gewässergüteklassifikation (LAWA 1998) eingestuft. Für die Kationen sind in LAWA (1998) keine Werte enthalten. Es besteht jedoch ein Grenzwert in der Trinkwasserverordnung (TRINKWV 2001). Durch den Vergleich der entsprechenden Werte der Anionen in der Trinkwasserverordnung und in LAWA (1998) wurde den Grenzwerten der Kationen in der TRINKWV (2001) die Untergrenze der Klasse 3 zugewiesen und durch Verdopplung und Halbierung gemäß LAWA (1998) in Klassen unterteilt. Die so erhaltenen Klassen von I-IV aller Stoffe sollen keine Gefährdungseinschätzung bezüglich einer bestimmten Nutzung darstellen, sondern die Werte untereinander vergleichbar machen und Stoffe mit höherer Anreicherung identifizieren. Die Einstufung erfolgte anhand der Saugkerze mit den höchsten Konzentrationen an der jeweiligen Hangposition gemäß LAWA (1998) mit dem Perzentil 0,9 der Messreihe. Nach dieser Einstufung (Tab. 8-8) nimmt das Belastungspotenzial im Mittel in folgender Reihe zu:

$\text{Na} < \text{Cl} < \text{Mg} < \text{Ca} < \text{o-PO}_4 < \text{K} < \text{SO}_4 < \text{NO}_3$

Von den Hauptnährstoffen sowie Sulfat geht das höchste Belastungspotenzial aus. Im Vergleich mit Bodenlösungskonzentrationen im landwirtschaftlichen Bereich liegen die Konzentrationen an den eigenen Standorten insgesamt auf einem hohen Niveau. Hohe Sulfatkonzentrationen haben neben anthropogenen auch geogene Ursachen. In den UG2, 3 und 4 steht der Mittlere Buntsandstein an. Dadurch kann das Substrat erhöhte Sulfatgehalte aufweisen oder über die Wasserbewegung im Boden erhalten. Zusätzlich bedingt die anthropogene Einmischung von verwitterten Buntsandstein in den Boden an den südlichen Messfeldern erhöhte Sulfatkonzentrationen. Im UG3a steckt die 60cm tiefe Saugkerze am Oberhang in diesem Material. Sie weist hohe  $\text{SO}_4$ -Konzentrationen auf. Am Oberhang im UG2 ist der Buntsandstein im gesamten Profil mehr oder weniger stark angereichert. Demzufolge schwanken hier die  $\text{SO}_4$ -Konzentrationen von unter 100mg/l bis über 1500mg/l. Darüber hinaus ist vor allem der Bauschutt als Sulfatquelle zu nennen. Interessanterweise zeigen im UG2 die tieferen Unterhang-Saugkerzen (in naturnahen Substraten) einen massiven Sulfataustrag an. Ein Beprobieren von infiltriertem Saalewasser kann hier ausgeschlossen werden. Die sehr hohen Stoffkonzentrationen können als Indiz für den Hangzugwasserstrom herangezogen werden. Außerdem sind vor allem die leicht verlagerbaren Stoffe Natrium und Chlorid am Unterhang des UG2 in 80cm Tiefe gegenüber den anderen Saugkerzen sehr hoch konzentriert. Ein sehr starker Eintrag dieser Stoffe ist durch die oberhalb gelegene Verkehrsstrasse nahe liegend. Hohe Chlorid-

konzentrationen bergen die Gefahr der verringerten Nitrat-, Phosphat- und Sulfat-Aufnahme der Pflanzen in sich (SCHELLER 1997). Ab 500mg/l können direkte Schäden bei Pflanzen auftreten (BERGMANN 1993).

Tab. 8-8: Güteeinstufung der Bodensickerwässer

		Na	K	Mg	Ca	Cl	NO <sub>3</sub>	o-PO <sub>4</sub>	SO <sub>4</sub>
UG1 Holzplatz	Oberhang	I-II	IV	II-III	III	III	IV	III-IV	IV
	Unterhang	II	IV	II-III	III	II	IV	IV	IV
UG2 Böllberg	Oberhang	II-III	III	II	III	III	III	III	IV
	Unterhang	III-IV	IV	III-IV	III	IV	II-III	III	IV
UG3a Silberhöhe	Oberhang	I-II	II	II	II-III	II	IV	II-III	III
	Unterhang	I	III-IV	II	II-III	I	IV	IV	II
UG3b Silberhöhe	Oberhang	II	IV	III	III	II	IV	III	IV
	Unterhang	II	III	III	II-III	II-III	IV	III	III-IV
UG4 Halle-Süd	Oberhang	I	IV	II-III	III	II	IV	IV	II-III
	Unterhang	II	III-IV	III	II-III	II	IV	IV	III-IV
UG5 Franzigmark	Oberhang	III	IV	III	III	III-IV	III-IV	III-IV	IV
	Unterhang	III	III-IV	III-IV	III	III-IV	III-IV	II-III	IV
UG6 Neustadt	Oberhang	II-III	III-IV	III	III-IV	III-IV	IV	III	III-IV
	Mittelhang	II-III	II-III	III	II-III	III	III-IV	II	III-IV
	Unterhang	III	III	III-IV	II-III	III-IV	III	II-III	III-IV
UG7 Mötzlich	Oberhang	I-II	III-IV	II	II-III	I-II	IV	III-IV	III
	Mittelhang	II-III	III-IV	III	II-III	III	IV	II-III	III
	Unterhang	III	II-III	III-IV	III	III-IV	I	I-II	IV
UG8 Neue Residenz		I-II	III	II	II-III	I-II	IV	III	II-III

An den Standgewässer-Messfeldern (UG6 & UG7) ergibt sich eine deutliche Differenzierung der Stoffkonzentrationen vom Ober- zum Unterhang. Die Standgewässer fungieren als Stoffsenke. Dementsprechend liegen die Stoffkonzentrationen an den vom Oberflächenwasser beeinflussten Unterhangbereichen über denen des Oberhangs. Die Ausnahme bildet wiederum Kalium. Es wird als Hauptnährstoff in den Gewässern verstärkt verbraucht. Die Kaliumfrachten des Bodensickerwassers sind demnach mit für die Eutrophierung der Seen verantwortlich. Eine Differenzierung bei Kalium besteht außerdem im UG3a, wo am Oberhang die Konzentrationen deutlich unter denen des Unterhangs liegen. Ansonsten sind keine markanten Unterschiede der Bodenlösungszusammensetzung in einem UG an den einzelnen Hangbereichen zu erkennen. Das gilt auch für UG3a, obwohl hier aufgrund des festgestellten Hangzugwasserstroms von einer schnelleren Verlagerung leicht mobilisierbarer Stoffe ausgegangen werden kann. Das verdeutlicht, dass selbst an diesem im Vergleich mit den übrigen Messfeldern gering belasteten UG die Stoffvorräte im Boden als hoch einzuschätzen sind.

Tab. 8-9: Spearman-Korrelationen mittlerer Stoffkonzentrationen und -gehalte des Feinbodens des „Saugkerzenhorizontes“ / des obersten Profildezimeters

		Na	K	Mg	Ca	Cl	SO <sub>4</sub>	NO <sub>3</sub>	o-PO <sub>4</sub>
Gesamtgehalt	r	0,51 / 0,39		0,69 / 0,43		kein Aufschluss	kein Aufschluss	kein Aufschluss	- / 0,31
	p	0,00 / 0,00		0,00 / 0,00					- / 0,02
	n	57 / 57		56 / 41					- / 55
austauschbarer Gehalt	r	0,76 / 0,70	0,79 / 0,62	0,61 / 0,76	0,37 / -	kein Aufschluss	kein Aufschluss	kein Aufschluss	kein Aufschluss
	p	0,00 / 0,00	0,00 / 0,00	0,00 / 0,00	0,00 / -				
	n	57 / 57	56 / 56	56 / 56	56 / -				
wasserlöslicher Gehalt	r	0,79 / 0,64	0,83 / 0,59	0,63 / 0,52	0,62 / 0,38	0,72 / 0,39	0,82 / 0,51	0,43 / 0,45	0,56 / 0,68
	p	0,00 / 0,00	0,00 / 0,00	0,00 / 0,00	0,00 / 0,00	0,00 / 0,00	0,00 / 0,00	0,00 / 0,00	0,00 / 0,00
	n	57 / 57	56 / 56	56 / 56	56 / 56	56 / 56	56 / 56	57 / 57	55 / 55

Erwartungsgemäß nimmt die Stärke des Zusammenhangs von mittlerer Stoffkonzentration und Stoffgehalt im Feinboden zumeist mit abnehmender Extraktionsstärke zu (Tab. 8-9). Selbst im Vergleich zum Wasser-aufschluss werden jedoch nur mittlere Korrelationen erreicht. Da Abhängigkeiten zu pedologischen Parametern weitgehend fehlen, ist auch mit multiplen Korrelationen keine Verbesserung zu erzielen. Aussagen zur Stoffverlagerung anhand von Analysen des Feinbodens sind damit nur eingeschränkt möglich. Bei den in diesem Kapitel betrachteten Elementen ist der Zusammenhang zwischen Feinbodengehalt und Bodenlösungskonzentration im unmittelbaren Entnahmehorizont stärker als zu darüber liegenden Bodenbereichen. Die Fließgeschwindigkeit lässt demnach genügend Zeit für Sorptions- und Desorptionsprozesse.

### 8.4.4 Nitrat und ortho-Phosphat

Aus Tab. 8-7 geht hervor, dass Nitrat und ortho-Phosphat im Untersuchungsraum den höchsten Schwankungen unterliegen und insbesondere von Nitrat die höchste Belastung für die aquatischen Systeme zu erwarten ist. Außerdem sind beide Stoffe Beispiele dafür, dass aufgrund niedriger elektrischer Leitfähigkeiten eine erhöhte Verlagerung einzelner Stoffe nicht ausgeschlossen werden kann.

Die Bandbreite der Nitratkonzentrationen reicht von Werten, die wie im UG8, vermehrt im Bereich der Nachweisgrenze liegen bis zu knapp 4000mg/l (!) im UG6. Ortho-Phosphat schwankt ebenfalls von der Nachweisgrenze bis zu knapp 7mg/l im UG4. Die Mediane der o-PO<sub>4</sub>-Ganglinien übersteigen teilweise (UG1, UG3a, UG4) deutlich mittlere Konzentrationen in gedüngten sandigen Ackerböden (GODLINSKI et al. 2003). Der hohe laterale Nährstofftransport im UG3a spiegelt sich in verschiedenen Stickstoffzeigern in der Vegetation im Grenzbereich von Grünland und Auwald wider.

Die Ganglinien der Nitratkonzentrationen weisen innerhalb der untersuchten Stoffe die höchsten relativen Standardabweichungen auf. Deutliche Unterschiede der Nitrat- und Phosphatkonzentrationen an den Hangbereichen eines Messfeldes bestehen nicht. Ausnahmen sind hier wie beim Kalium die beiden Standgewässer-Messfelder, an denen die Unterhangbereiche sehr geringe Konzentrationen aufweisen. Im UG3a sind die ortho-Phosphatwerte wie die Kaliumkonzentrationen am Unterhang deutlich höher als am Oberhang (vgl. Anhang 8). Da in den Großsiedlungen die Flächenbegrünung gegenüber dem Wohnblockbau oft um Jahre verzögert war (AMMON 1982), kommt eine erosive Verlagerung des infolge der vorherigen landwirtschaftlichen Nutzung angereicherten Oberbodenmaterials als Begründung in Frage. Dagegen spricht die höhere Mächtigkeit des umgelagerten Ah-Horizontes am Oberhang sowie die höheren P- und K-Gehalte in allen Horizonten des Unterhanges. Wahrscheinlicher ist demnach ein lateraler Eintrag aus den hangaufwärts gelegenen, fossilen Ap-Horizonten.

Im Gegensatz zu den Stoffen des vorangegangenen Kapitels korrelieren Nitrat und ortho-Phosphat negativ mit einigen Stoffgehalten des Feinbodens aller Extraktionsverfahren. Pedologische Faktoren wie auch die Bodentiefe und der aktuelle Wassergehalt spielen ebenso keine statistisch nachweisbare Rolle. Nitrat weist an bis zu einem Drittel der Saugkerzen positive Korrelationen zu anderen Ionen der Bodenlösung auf. Eine Vorhersage des Phosphataustrages ist kaum möglich (LAO ARENAS et al. 1998). Entscheidenden Einfluss auf die Konzentration in der Bodenlösung hat hier die Mineralisierung der Streu und der Pflanzenverbrauch (MÜLLER et al. 2003). Insbesondere Phosphat korreliert häufig mit gelöster organischer Substanz (SCHLINKERT 1992). Die zu erwartende negative Korrelation von NO<sub>3</sub> zur Lufttemperatur ist nur im UG2 deutlich ausgeprägt (vgl. Anhang 9).

Einen bedeutenden Einfluss hat die Flächennutzung als Park (VEST 1999). Im UG6 (Abb. 8-5) sind die überdimensionalen Nitratkonzentrationen zum Großteil auf Ausscheidungen von Hunden zurückzuführen (Nitrifikation von NH<sub>4</sub>). Das beweisen zum einen Beobachtungen und zum anderen der Konzentrationsanstieg (Abb. 8-5) zu Beginn der Untersuchungen. Als Schutz vor Zerstörung musste das Messfeld im UG6 eingezäunt werden. Die von den Hunden frequentierten Eckpfähle stehen ca. 1m von den Saugkerzen entfernt. Die Stickstoffbelastung ist daher kein großflächiges Problem. FREDE & DABBERT (1998) weisen aber

darauf hin, dass Urin ( $\text{NO}_3$ , K) von Tieren verstärkt über Makroporenfluss verlagert werden kann, da die Intensität entsprechend hoch ist. Bei dem geringen Abstand zwischen Weg und Kirchteich (vgl. Anhang 2) sowie der anzunehmenden hohen Anzahl „markierter“ Bäume kann der Stickstoffeintrag durchaus relevant sein. Die hohen Nitratkonzentrationen können Schäden bei der Vegetation hervorrufen (BERGMANN 1993).

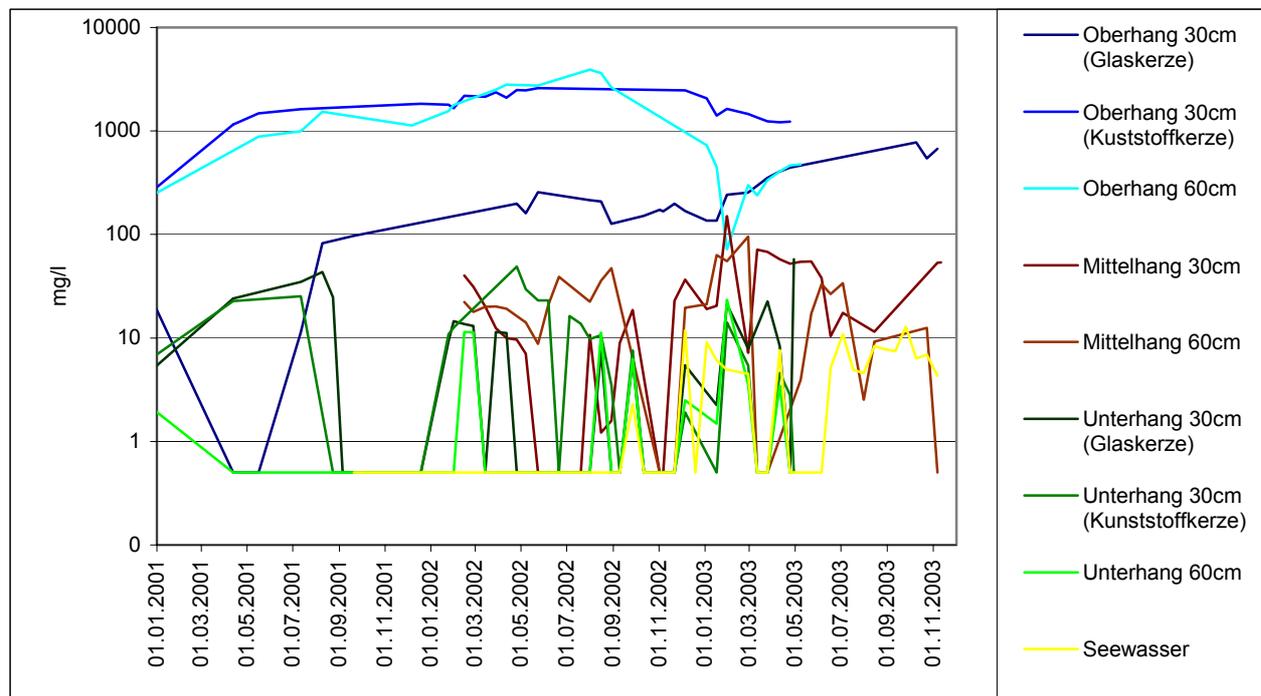


Abb. 8-5: Nitratkonzentrationen im UG6

Die mittleren Konzentrationen des ortho-Phosphats zeigen eine schwächere Abhängigkeit von den wasserlöslichen Gehalten des Feinbodens im „Saugkerzenhorizont“ (Tab. 8-9) als vom wasserlöslichen Gehalt im obersten Bereich des Bodenprofils. Hinsichtlich des Gesamtgehaltes ist nur ein Zusammenhang zu den Gehalten des obersten Profildezimeters gegeben. Es ist deshalb davon auszugehen, dass die Bodenlösung schon zu Beginn der Sickerstrecke die maximalen Phosphatfrachten aufnimmt. Im Verlauf der Tiefenbewegung dominiert die Abgabe des Phosphats an die Festsubstanz bzw. quasi ein Stillstand in der Gleichgewichtsreaktion. Zur Phosphataufnahme kann es in skelettreichen Horizonten (vgl. Kap.7) oder überdeckten / durchmischten ehemaligen landwirtschaftlich genutzten Böden (z.B. UG3 & 4) kommen. Insbesondere in lockeren sandigen Substraten (UG1) ist eine relevante Tiefenverlagerung des Phosphats mit dem Makroporenfluss zu vermuten (GEOHRING et al. 2001, GODLINSKI et al. 2003).

#### 8.4.5 Schwermetalle und Aluminium

Die mittleren Schwermetallkonzentrationen (Tab. 8-10) in der Bodenlösung variieren im Stadtgebiet weniger als die entsprechenden Gehalte des Feinbodens. Die Blei- und vor allem die Kupferkonzentrationen überschreiten im UG3b (Auwald) die Prüfwerte der Bodenschutzverordnung (BBodSchV 1999) zur Beurteilung des Wirkungspfades Boden-Grundwasser deutlich. Zink wurde hier in der Bodenlösung nicht erfasst. An den Grünlandstandorten liegt nur der Maximalwert der Kupferkonzentration (Tab. 8-10) im UG8 oberhalb des Prüfwertes. Episodisch wird der Kupfer-Prüfwert jedoch an allen Standorten mehr oder weniger häufig überschritten. Für Blei trifft das in geringerem Maße zu. Die Zinkkonzentrationen überschreiten nur äußerst selten den Prüfwert der BBodSchV (1999). Damit steht die Einschätzung der Belastung der Bodensickerwässer den Analysen der Gesamtstoffgehalte im Feinboden entgegen. Im Feinboden waren die Grenzwertfaktoren bei Kupfer am geringsten. Allerdings war im  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -Aufschluss Kupfer im Mittel prozentual am besten zu extrahieren, d.h. es ist am mobilsten. Insbesondere in urbanen Böden ist damit die Analyse der Feststoffphase für eine Gefährdungseinschätzung unzureichend. Aus Tab. 8-11 geht hervor, dass maximal der wasserlösliche Gehalt des Feinbodens mit den Sickerwasserkonzentrationen korreliert.

Hingegen zeigt der oberste Ah-Horizont auch in aggressiveren Aufschlüssen einen Zusammenhang zum Sickerwasser, so dass die maximale Befruchtung der Bodenlösung wahrscheinlich schon nach einer geringen Sickerstrecke erreicht ist.

Tab. 8-10: Statistische Parameter der Schwermetall- und Aluminiumkonzentrationen der Bodenlösung (Mediane der Messreihen) im Stadtgebiet (ausschließlich UG3b-Auwald)

	Al	Zn	Cu	Pb	Mn
Mittelwert (µg/l)	12,7	57,3	25,8	1,6	20,8
Median (µg/l)	11,2	35,5	21,8	1,3	15,7
Maximum (µg/l)	32,6	418,0	58,0	9,7	68,0
Minimum (µg/l)	3,3	8,0	7,6	0,1	4,6
relative Standardabweichung (%)	52,8	110,5	44,3	84,9	68,1

Aluminium erreicht die für Pflanzen kritischen Konzentrationen von 1mg/l (BERGMANN 1993) bei weitem nicht. Die Varianz von Aluminium ist im Vergleich der Messfelder aber vor allem innerhalb der einzelnen Messreihen sehr hoch. Diese Schwankungen können jedoch nicht in Zusammenhang mit anderen Parametern gebracht werden. Eine Erklärung könnte die von PRIETZEL et al. (1989) festgestellte Abhängigkeit von der organischen Substanz und deren Zersetzung sein. Infolge der meist mehrmaligen Mahd an den Messfeldern wird dadurch evtl. der jahreszeitliche Trend verwischt. Ähnlich schwankende Werte ohne ersichtliche Erklärung weist Mangan auf. Da Mangan und Aluminium sensibel auf Änderungen der Reaktionsverhältnisse reagieren, kommt die geringe Schwankung des pH-Wertes und die unklare Gültigkeit der in den Sammelflaschen erfassten Redoxpotenziale als Ursache in Frage. Darüber hinaus kann davon ausgegangen werden, dass Aluminium, Mangan und auch PAK vor allem an gelöste organische Komplexe gebunden sind, die durch Filtereffekte an der Saugkerzenmembran zurückgehalten werden können (GROSSMANN 1988, SCHLINKERT 1992).

Tab. 8-11: Spearman-Korrelationen mittlerer Schwermetall- und Aluminiumkonzentrationen und Parameter des Feinbodens im „Saugkerzenhorizont“ / im obersten Profildezimeter

		gesamt P	Skelett	Sand	Ton	Bodentiefe	Gesamtgehalt	austauschbarer Gehalt	wasserlöslicher Gehalt
Al	r		0,50 / 0,40						
	p		0,001 / 0,015						
	n		37 / 37						
Zn	r		- / 0,41	- / 0,39	- / -0,34		- / 0,41	- / 0,41	0,37 / 0,32
	p		- / 0,002	- / 0,005	- / 0,014		- / 0,002	- / 0,002	0,005 / 0,019
	n		- / 55	- / 52	- / 52		- / 55	- / 55	55 / 55
Cu	r	0,33 / 0,28	0,38 / 0,32				- / 0,41	- / 0,44	0,36 / 0,41
	p	0,012 / 0,038	0,004 / 0,015				- / 0,002	- / 0,001	0,007 / 0,001
	n	56 / 56	56 / 56				- / 56	- / 56	56 / 56
Pb	r		0,38 / -	0,37 / -	-0,36 / -	-0,28 / -			
	p		0,004 / -	0,02 / -	0,023 / -	0,038 / -			
	n		55 / -	39 / -	39 / -	55 / -			

Bei den übrigen Schwermetallen ist das Bodenskelett - wie es sich schon beim Feinboden andeutete - eine eindeutige Quelle. Das belegt nicht nur Tab. 8-11 sondern auch der Fakt, dass an den Standorten, die einen durchschnittlich höheren pH-Wert der Bodenlösung aufweisen, signifikant höhere Konzentrationen von Blei und Kupfer zu verzeichnen sind. Hierbei kommt allerdings auch die erhöhte Mobilisierbarkeit der metallorganischen Komplexe zum Tragen (siehe Kap.7). An ca. 1/6 der Saugkerzen steigen die Kupfer- und Bleikonzentrationen signifikant mit zunehmendem pH-Wert der Bodenlösung (vgl. Anhang 9). Diese Tatsache tritt in allen UG auf und ist bei Kupfer auf 30cm Bodentiefe beschränkt. Dieser Zusammenhang von pH-Wert und Schwermetallkonzentrationen wird indirekt durch die signifikant höheren mittleren Schwerme-

tallkonzentrationen (Cu & Pb) in den Oberhangbereichen bestätigt (n=32; p<0,01; r=0,5). Im Oberhangbereich liegen auch die pH-Werte höher (vgl. Kap. 8.4.2).

Wie beim Phosphat erfolgt schon im obersten Bodenbereich eine hohe Schwermetallbefrachtung der Bodenlösung. Zink, Kupfer und Blei sind im Feinboden im Oberboden sowie in skelettreichen Horizonten angereichert. Dadurch besteht keine allgemeingültige Abhängigkeit der Lösungskonzentrationen von den pedologischen Parametern der „Saugkerzenhorizonte“. Insbesondere bei Zink kann aber die steuernde Wirkung des obersten Bodendezimeters durch signifikante Korrelationen belegt werden (Tab. 8-11). Bei Blei belegt der Zusammenhang zur Bodentiefe die geringe Verlagerung. Mit zunehmender Bodentiefe wird ein Großteil des Bleis wieder an der Festsubstanz adsorbiert. Die Sorptionskapazität des Unterbodens scheint aufgrund dieser Befunde einen erhöhten Schwermetallaustrag in die aquatischen Systeme (noch) zu verhindern. Die Mangankonzentrationen weisen keine Zusammenhänge zu den Parametern in Tab. 8-11 auf.

Wie die Alkali- und Erdalkalimetalle zeigen die Schwermetalle zumindest an einigen Saugkerzen - d.h. in 10-35% der Fälle mit einer Zunahme: Mn<Pb<Zn<Cu - bei geringeren Wassergehalten erhöhte Konzentrationen. Eine zunehmende Schwermetallkonzentration bei steigenden elektrischen Leitfähigkeiten konnten entgegen laborativen Methoden (HERMS & BRÜMMER 1984, KÖNIG et al. 1986) nur selten (Anhang 9) statistisch abgesichert nachgewiesen werden. Das kann mit der kaum schwankenden Leitfähigkeit innerhalb der Messreihen im Vergleich zu den Schwermetallkonzentrationen begründet werden. Die mittlere Pb-Konzentration der Saugkerzen sinkt sogar signifikant mit steigender Leitfähigkeit (n=55; p<0,001; r=-0,52), was trotz erhöhter Kationenkonkurrenz wiederum für eine gute Sorptionsfähigkeit der Böden spricht. Signifikant geringere Bleikonzentrationen wurden erwartungsgemäß an den Standorten mit hohen Sulfatkonzentrationen in der Bodenlösung gemessen (p<0,001; r=-0,48). Ebenso zeigen ca. 20% der Saugkerzen signifikant höhere Zink- und Kupferkonzentrationen bei steigenden Sulfatkonzentrationen, so dass von der Bildung von Schwermetall-Sulfat-Komplexen ausgegangen werden kann.

#### 8.4.6 PAK

Die PAK-Konzentrationen konnten aufgrund der Eigenschaften der Saugkerzen nur in den Proben erfasst werden, die mit Glas-Saugkerzen gewonnen wurden. Damit stand maximal eine Probe je Hangposition aus 30cm Tiefe zur Verfügung. Bei ungenügender Probenmenge wurden die übrigen Parameter bevorzugt erfasst, um die Vergleichsmöglichkeiten zu den anderen Entnahmetiefen nicht zu schmälern. Außerdem waren die Kapazitäten bei der PAK-Bestimmung begrenzt, so dass meist nur ausgewählte Proben analysiert werden konnten. Besonderer Wert wurde deshalb auf die Analyse der PAK im UG1 gelegt. Hier waren über das Profil verteilt die höchsten Gehalte im Feinboden enthalten und das lockere, sandige Substrat ließ geringe Sorptionskapazitäten vermuten.

Tab. 8-12: Statistische Parameter ausgewählter PAK-Konzentrationen der Bodenlösung (Mediane der Messreihen) im Stadtgebiet (ausschließlich UG3b-Auwald)

	Naphthalen	Acenaphthen	Fluoren	Phenanthren	Anthracen	Fluoranthen	Pyren	Benzo(a)anthracen	Σ PAK
Mittelwert (ng/l)	27,8	7,7	11,8	69,1	6,9	14,4	8,2	2,0	166,5
Median (ng/l)	26,1	8,8	11,1	66,3	7,2	14,7	8,7	0,1	161,2
Maximum (ng/l)	83,1	14,9	22,0	128,7	13,8	32,3	23,2	5,0	219,6
Minimum (ng/l)	0,1	0,2	6,9	31,1	0,1	0,0	0,0	0,1	108,4
relative Standardabweichung (%)	79,8	50,2	34,6	41,3	63,0	76,4	102,2	115,1	19,5

Im UG3b (Auwald) übertrifft die Summe der PAK mit durchschnittlich ca. 330ng/l den Prüfwert (200ng/l ohne Naphtalen) der Bodenschutzverordnung (BBodSchV 1999). Von den Grünlandmessfeldern erreichen UG6 und UG7 diesen Prüfwert. Insgesamt schwankt die Summe der PAK in Tab. 8-12 nur wenig.

In Tab. 8-12 sind die statistischen Parameter der mittleren PAK-Konzentrationen der Bodenlösungen an den Grünlandstandorten angegeben. Die nicht enthaltenen PAK der EPA-Liste, d.h. die höhermolekularen PAK, liegen zum Großteil unter der Nachweisgrenze (Abb. 8-6). Die Konzentrationen dieser mehrringigen PAK in der Bodenlösung stehen im Gegensatz zu den Gehalten in der Feststoffphase. Sie sind aber durch eine substanzspezifische Freisetzung (MCGRODDY et al. 1996, MARSCHNER 1999, WEIGAND 2000) und mit der geringen, von Naphtalen (30mg/l) über Fluoren (1,7mg/l) bis zu Dibenzo(ah)anthrazen (0,0005mg/l) abnehmenden Wasserlöslichkeit erklärbar. Höhere Löslichkeiten ergeben sich in unpolaren organischen Lösungsmitteln. Ein Einfluss der organischen Substanz konnte statistisch nicht nachgewiesen werden.

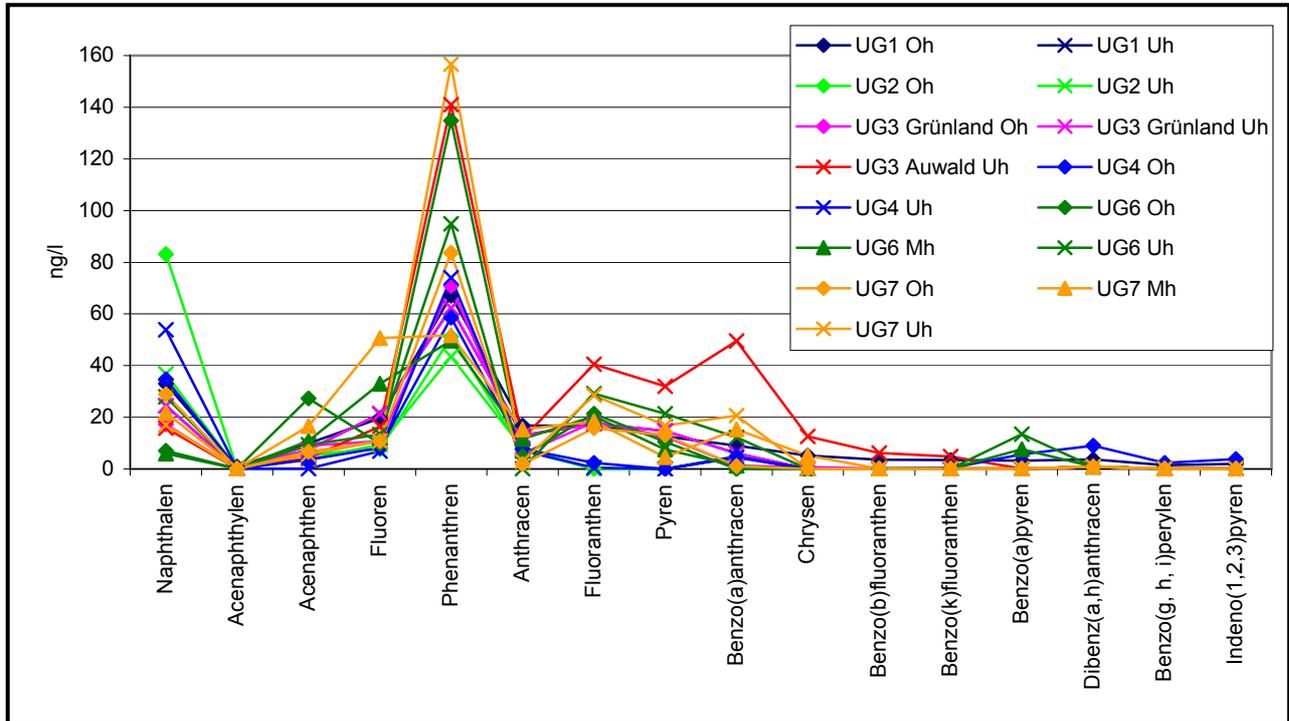


Abb. 8-6: Mittlere PAK-Konzentrationen der Glassaugkerzen

Die nachweisbaren PAK der Bodenlösung zeigen keinerlei Zusammenhang zu den Gehalten der Feststoffphase. Als Ursache hierfür ist zunächst die nur episodische und über die Messfelder ungleich verteilte Analyse der PAK im Sickerwasser in Betracht zu ziehen. Eine wichtige Einflussgröße ist die mikrobielle Aktivität. WEIGAND (2000) stellte durch die mikrobielle Aktivität eine deutliche Reduktion von Sickerwasserkonzentrationen im Gegensatz zu geringen Minderungen der Feststoffphasenbelastung fest. THIELE & BRÜMMER (1998) wiesen nach Zugabe von P, K, Mg und N sowie organischer Substanz auch einen merklichen Rückgang der PAK-Gesamtgehalte im Boden durch den mikrobiellen Abbau nach. Es erfolgt gleichzeitig mit dem Abbau eine Festlegung mobiler Fraktionen im Boden. Insbesondere die PAK mit geringerer Benzolring-Anzahl sind relativ leicht flüchtig oder werden schneller abgebaut als die höhermolekularen PAK. Die im Durchschnitt hohe Luftkapazität unterstützt die Oxidation. Ebenso können unterschiedliche Wassergehalte zu einem differenzierten Abbau führen (KÄSTNER et al. 1993).

Durch die Tendenz zur Verflüchtigung, spielt die seit dem PAK-Eintrag verstrichene Zeit sowie der Austausch mit der Atmosphäre eine besonders große Rolle. Das wird durch teilweise gegensätzliche, nicht nachvollziehbare statistische Zusammenhänge der mobileren PAK untereinander unterstrichen. Selbst bei der Summe der PAK sind keine Korrelationen zu den Eigenschaften der Festsubstanz gegeben. Lediglich die Naphtalen-Konzentrationen der Bodenlösung sind negativ mit kleineren Kornfraktionen und positiv mit dem Sandgehalt korreliert. Dieser Fakt ist jedoch eher als entstehungsbedingte anthropogene Anreicherung in den sandigeren Horizonten denn als bevorzugte Retention zu interpretieren. Ein weiteres Indiz für die überwiegende Bedeutung des Alters und der Entstehung ist die zunehmende relative Standardabweichung bei den höhermolekularen PAK ab dem Fluoren (in Tab.8-12 rechts von Fluoren). Die bessere Ab-

baubarkeit niedermolekularer PAK wirkt sich in einer zunehmenden Angleichung der mobilen Bestandteile aus. Dem stehen größere Abweichungen bei Naphtalen und Acenaphten gegenüber. Hier ist jedoch in Folge ihrer größeren Mobilität von einer Verlagerung aktueller Einträge auszugehen. So werden im Mittel die höchsten Naphtalen-Konzentrationen außerhalb der Plattenbaugebiete, also in Gebieten, in denen mindestens bis vor wenigen Jahren noch die Ofenheizung dominierte, erreicht.

Im UG1 wurden genügend Proben analysiert, um Korrelationen innerhalb der Messreihen zu berechnen. Es bestehen nur wenig signifikante Korrelationen unter den PAK (vgl. Anhang 9). Es zeigt sich aber, dass die PAK von Naphtalen bis Fluoren ein entgegengesetztes Verhalten zu den übrigen PAK aufweisen. So sind nicht nur die Korrelationen zwischen diesen beiden PAK-Gruppen gegensätzlich, sondern auch bestehende signifikante Zusammenhänge zu Konzentrationen anderer Stoffe bzw. zur elektrischen Leitfähigkeit sind bei den geringer kondensierten PAK negativ, bei den übrigen positiv. Insbesondere bei Naphtalen ist eher im Winter bei höherer Wassersättigung mit steigenden Konzentrationen zu rechnen, was auch Laborversuche von LEE et al. (2002) bestätigen. Das verstärkt die Vermutung, dass die Naphtalenkonzentrationen und -gehalte zu einem größeren Teil auf aktuelle Stoffeinträge zurückgehen. In urbanen Räumen (SCHAUER et al. 2003, REISEN & AREY 2005, OHURA et al. 2005) sowie in der Nähe von Halle (Saale) in Bad Lauchstädt (SCHÄFER 1997) werden im Winter deutlich höhere PAK-Immissionskonzentrationen als im Sommer festgestellt. Als Ursache werden die Photoreaktivität und die Temperaturabhängigkeit insbesondere bei niedermolekularen PAK (FERNANDEZ et al. 2003) sowie die Wirksamkeit unterschiedlicher Quellen genannt. Daher ist im Winter mit höheren Konzentrationen der mobileren (niedermolekularen) PAK im Boden zu rechnen, was sich mit den eigenen Untersuchungen weitgehend deckt und durch eine negative Korrelation am Oberhang im UG1 von Naphtalen mit der Globalstrahlung ( $n=16$ ;  $p=0,003$ ;  $r=-0,69$ ) belegt werden kann. Darüber hinaus findet im Sommer ein verstärkter Abbau im Boden selbst statt (SCHÄFER 1997).

Für die Summe der PAK besteht wie bei den meisten anderen untersuchten Stoffen ein Zusammenhang zum Bodenwasserhaushalt. Am Unterhang konnte eine Korrelation zur Wasserspannung ( $n=15$ ;  $p=0,005$ ;  $r=0,69$ ) errechnet werden. Am Oberhang bestätigt zumindest eine positiven Korrelation zur elektrischen Leitfähigkeit ( $n=15$ ;  $p<0,001$ ;  $r=0,84$ ) indirekt diesen Zusammenhang. Insbesondere bei den PAK ist nach der sommerlichen mikrobiellen Aktivität von „first-flush“-Effekten auszugehen (WEIGAND 2000). Insgesamt zeigt Abb. 8-6, dass vor allem von der Verlagerung weniger kondensierter PAK auszugehen ist. Oberhalb von Chrysen liegen die Konzentrationen oftmals unter der Nachweisgrenze.

Als methodische Fehlerquelle kommt die Verflüchtigung durch den am Saugkerzensystem angelegten Unterdruck in Betracht (WILSON et al. 1995, BBR 2004). Vor allem im Sommerhalbjahr herrschen hohe Temperaturen, die das Entweichen leichtflüchtiger Wasserinhaltsstoffe zusätzlich begünstigen (DVWK 1993).

### 8.5 Stofffrachten des Sickerwassers

Die Stofffrachten (Tab. 8-13) setzen sich aus der Stoffkonzentration und der Sickerwasserrate am unteren Ende der Beobachtungstiefe zusammen (WIERENGA 1995, HOFFMANN 2002, WESSOLEK & KOCHER 2003). Die Berechnung der Stofffrachten anhand der „Saugkerzen-Stoffkonzentrationen“ unterstellt, dass die zu meist 14tägigen Sammelproben die mittleren Konzentrationen wiedergeben. Oftmals besteht eine lineare Abhängigkeit (vgl. Kap.8.4) zwischen Stoffkonzentration und Wassergehalt. Das ist jedoch nicht immer der Fall. Zudem sind bestehende Korrelationskoeffizienten  $< 1$ , so dass Fehler bei der Frachtberechnung entstehen können. Die berechnete Stofffracht kann sich durch die Eigenschaften des liegenden Bodenbereichs sowie durch tiefer wurzelnde Pflanzen von der Stofffracht, die die aquatischen Systeme erreicht, unterscheiden. Die Untergrenze der effektiven Durchwurzelungszone ist allerdings oberhalb der tiefsten Saugkerze anzusiedeln. An den unteren Hangbereichen von UG6 und UG7 sowie im UG5 können die Frachten infolge der zusätzlichen Wasserzufuhr durch episodische Überflutungen bzw. Wasserstau im näheren Einzugsgebiet mit den übrigen Standorten nicht unmittelbar verglichen werden.

Stofftransport an den Standorten

Tab. 8-13: Stofffrachten in den Untersuchungsgebieten (mg/m<sup>2</sup>\*a) (Anmerkung: mg/m<sup>2</sup>\*a/100=kg/ha\*a)

	hydrologisches Jahr	UG1 Holzplatz		UG2 Böllberg		UG3a Silberhöhe		UG4 Halle-Süd		UG5 Franzigmark		UG6 Neustadt			UG7 Mötzlich			UG8 Neue Residenz
		Oh	Uh	Oh	Uh	Oh	Uh	Oh	Uh	Oh	Uh	Oh	Mh	Uh	Oh	Mh	Uh	
Na	2002	277	235			616	3853					437	19843	9449	1595	34368	101837	692
	2003	2150	2151	7381	44786	411	830	-22	3273			402	48547	11183	985	39115	85544	147
	Sommer 2003+Winter2004										118629	78197						
K	2002	623	730			95	5168					199	904	936	1184	1415	4785	499
	2003	3245	2713	754	13740	19	2626	-29	67			129	1670	1030	933	258	4101	95
	Sommer 2003+Winter2004										6992	6269						
Mg	2002	252	158			639	5469					295	15673	8289	1294	21095	47167	781
	2003	1360	1588	1459	18169	255	2284	257	3571			102	32738	10127	1509	19281	37941	389
	Sommer 2003+Winter2004										52872	28793						
Ca	2002	6352	3323			17560	77481					3409	119376	19346	15519	112189	205718	10919
	2003	27711	21106	36373	121758	5089	32688	2788	19003			1953	134603	25915	11679	73586	155971	6873
	Sommer 2003+Winter2004										274914	147355						
Cl	2002	1607	1115			1465	2915					627	78615	36344	1695	26217	188806	619
	2003	10152	10602	23264	180828	429	3248	305	6703			1542	184351	45675	5187	86886	203049	245
	Sommer 2003+Winter2004										250983	141261						
NO <sub>3</sub> -N	2002	90	270			3209	6112					3954	1535	52	965	17278	79	332
	2003	475	1955	102	115	468	10678	218	2431			2273	710	31	3889	183	158	13
	Sommer 2003+Winter2004										7700	1942						
o-PO <sub>4</sub> -P	2002	3,3	2,7			10,1	224,4					0,0	6,5	2,6	0,7	6,5	12,1	3,3
	2003	52,4	62,5	8,8	113,5	13,7	313,1	32,0	16,5			2,3	6,5	2,0	2,6	7,8	25,4	4,6
	Sommer 2003+Winter2004										11	25						
SO <sub>4</sub> -S	2002	4349	1401			1953	7515					818	52565	10843	5085	35988	107444	1444
	2003	42271	27924	42826	231664	1905	6615	410	13179			598	112919	23481	4540	49321	162329	1661
	Sommer 2003+Winter2004										200752	115213						
Zn	2003	34,0	11,6	27,3	54,0	-1,2	7,1	1,7	11,7			0,7	5,7	7,5	8,9	26,0	73,8	4,8
	Sommer 2003+Winter2004										6,1	16,9						
Cu	2002	0,3	0,4			3,6	15,2					0,3	6,2	1,3	3,8	7,0	5,8	3,8
	2003	3,3	3,5	3,6	12,2	1,5	9,8	0,6	3,2			0,6	4,1	3,1	3,1	10,3	14,5	2,0
	Sommer 2003+Winter2004										13,2	6,4						
Pb	2002	0,1	0,3			-0,2	9,4					0,0	0,8	0,4	0,3	5,8	4,7	1,4
	2003	0,1	0,1	0,0	0,3	0,1	0,5	0,0	0,2			0,0	0,6	0,1	0,2	0,4	1,1	0,2
	Sommer 2003+Winter2004										0,7	0,8						
Mn	2002	0,3	0,1			13,5	50,8					0,0	12,5	2,0	0,7	48,3	161,8	1,0
Al	2002	0,2	0,1			0,2	6,4					0,1	7,1	2,5	0,7	0,2	3,2	2,3

Von den oberflächenwasserbeeinflussten Bereichen abgesehen, findet der größte Stoffaustrag im UG1 und UG2 statt. Hohe Nährstofffrachten (Nitrat, Kalium und Magnesium) werden im UG6 am Oberhang erreicht. Im UG2 und UG3a sind die hohen Frachten im Unterhangbereich Ausdruck des Hangzugwasserstroms. Die höheren Frachten am Unterhang des UG4 gegenüber dem Oberhang entstehen durch die höhere Bodenfeuchte (Wasserleitfähigkeit) infolge des Kontaktes zum Beesener Bach. Ein vergleichsweise geringer Stoffaustrag findet in den UG3a, UG4 sowie UG6 statt. Bei den beiden erstgenannten deckt sich diese Erkenntnis mit den geringen Stoffgehalten und Stoffkonzentrationen. Im UG6 ist dies vor allem die Folge der geringen Sickerwasserrate. In UG1 sind die Frachten von Ober- und Unterhangbereich auffallend ähnlich. Das spricht zum einen gegen eine laterale Stoffverlagerung und zum anderen trotz des lockeren Aufschüttens von skelettreichem Bauschutt für eine gewisse Homogenität im Boden. Durch den summarischen Einfluss des Bodens auf die Bodenlösung in größerer Tiefe führt die eingesetzte Methode auch in derart unnatürlichen Böden zu einer guten Vergleichbarkeit der Ergebnisse.

Die hohen Sickerwasserfrachten im UG5 resultieren aus einer Überflutung im Winter sowie den Stoffgehalten des in den letzten Jahr(zehnt)en sedimentierten Materials. Im Einzugsgebiet wird Landwirtschaft betrieben. Der Morler Bach durchfließt außerdem einen Siedlungsbereich. Er erhält dadurch eine hohe Fracht, deren feste Bestandteile sich im Laufe der Jahre im Bereich des Bodenmessfeldes sedimentieren. Ein Teil der Lösungsfracht kann während winterlicher Hochwasserphasen im Boden des UG5 zurückgehalten werden. Unter Berücksichtigung dieser Eintragungssituation im UG5 sind vor allem die ortho-Phosphatfrachten des Sickerwassers im Vergleich zu den übrigen UG sehr gering.

Die ermittelten Schwermetallfrachten liegen in allen UG deutlich unter dem zulässigen Wert der Bodenschutzverordnung (BBODSCHV 1999). Allerdings erscheint dieser festgelegte Prüfwert ohne die Berücksichtigung klimatischer Gegebenheiten (geringe mittlere Grundwasserneubildungsrate im Mitteldeutschen Trockengebiet) nicht sehr aussagekräftig. Der Austrag von Kupfer befindet sich bspw. auf einem ähnlichen Niveau wie unter ehemaligen Berliner Riesefeldern (HOFFMANN 2002). Insgesamt ist der Austrag von Kupfer und Zink als hoch zu bewerten. Mindestens ebenso hoch ist der Nährstoffaustrag. Die ARGE ELBE (2001) berechnete im Einzugsgebiet der Saale für den Zeitraum 1993-1997 einen jährlichen Austrag von 24,2kg Stickstoff und 1,14kg Phosphor je ha. Laut ARGE ELBE (2001) sollten die N-Überschüsse in der Landwirtschaft auf 50-60kg/ha\*a reduziert werden, um die Qualität der Gewässer nachhaltig zu verbessern. Die LAWA (1999) geht von einem potenziell natürlichen Phosphoreintrag von 0,05kg/ha\*a auf extensiv genutzten kalkreichen Mineralböden aus, QUIRIN et al. (1999) errechneten einen sickerwassergetragenen P-Austrag von 0,2kg/ha\*a auf rheinland-pfälzischen Landwirtschaftsflächen. Diese wenigen Zahlen im Vergleich mit Tab. 8-13 sollen ausreichen, um aufzuzeigen, dass die urbanen Böden eine bedeutende Nährstoffquelle bilden können. Lediglich UG6 und UG8 liegen dauerhaft im Bereich des natürlichen Phosphateintrages. Ansonsten sind die Frachten teilweise um ein Vielfaches höher.

Auffällig in Tab. 8-13 sind die höheren Stofffrachten hinsichtlich vieler Elemente in den UG 3a, 6, 7 und 8 im Jahr 2002 gegenüber 2003 an den nicht von Oberflächengewässern beeinflussten Hangbereichen. Nur UG1 verhält sich gegensätzlich. Die Sickerwasserraten lagen 2003 überall wesentlich höher als 2002. Im Vergleich dieser UG weist UG1 die schlechtesten Stoff- und Wasserretentionseigenschaften auf. Außerdem ist nahezu das komplette Substrat anthropogenen Ursprungs und zeigt in den Feinbodenaufschlüssen -insbesondere im Wasseraufschluss- die höchsten Stoffgehalte. Das äußert sich in einer schnellen, maximalen Befruchtung der Bodenlösung schon in geringen Bodentiefen (vgl. Kap. 8.4). Aufgrund des hohen Stoffangebotes ist deshalb hier vor allem die Höhe der Sickerwasserrate für die Größe des Stoffausstrages verantwortlich. Die übrigen UG, in denen 2002 und 2003 Messungen erfolgten, sind durch geringere Stoffgehalte und bessere Retentionseigenschaften geprägt. Der niederschlagsreiche Sommer 2002 sorgte zwar nur für geringe Sickerwasserraten, diese waren jedoch durch hohe Stoffkonzentrationen gekennzeichnet, da die sommerliche mikrobielle Aktivität entsprechend viel Material zur Verfügung stellte. Die

verstärkte Sickerwasserbewegung setzte im Herbst 2002 infolge der hohen Niederschläge im Sommer und Herbst schon früh ein, so dass die „First-Flush-Effekte“ noch im hydrologischen Jahr 2002 zum Tragen kamen. Im folgenden Winterhalbjahr waren deshalb nur noch vergleichsweise wenig mobile Stoffgehalte in diesen Böden vorrätig (Abb. 8-7), so dass der Stoffaustrag trotz hoher Sickerwasserraten gering blieb. In diesen UG mit geringeren Stoffgehalten ist die mikrobielle Aktivität im Zusammenhang mit der Folge der Witterungsbedingungen für den Stoffaustrag der entscheidende Faktor. Eine Ausnahme bildet Phosphat, das in allen Böden angereichert ist bzw. erst bei hohen Wassergehalten in die Tiefe verlagert wird. Die andere Ausnahme ist Nitrat im UG7. Hier wird wiederum deutlich, dass in diesem erst vor wenigen Jahren durch den Ackerbau aufgegebenen Bereich noch viel Stickstoffverbindungen im Boden enthalten sind, die zu einer schnellen Aufkonzentration des Sickerwassers führen.

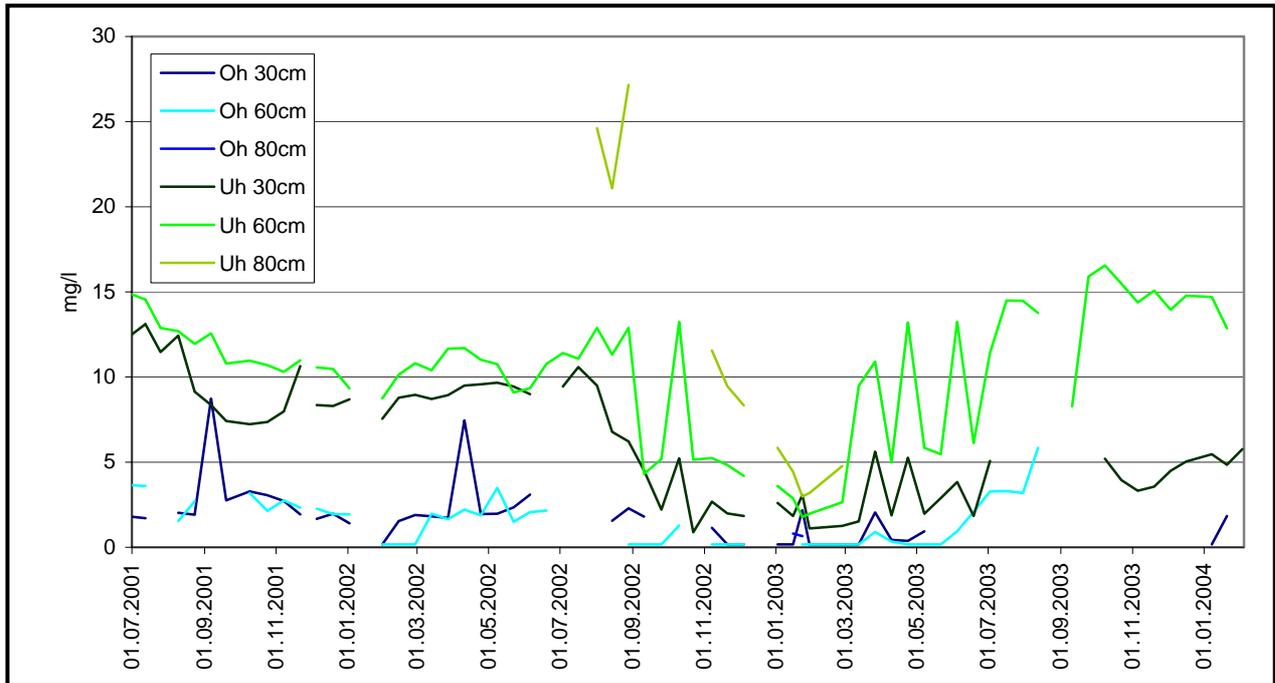


Abb. 8-7: Ganglinie der Kaliumkonzentrationen im UG3a

PAK-Frachten konnten aufgrund der sporadischen Erfassung nicht berechnet werden. Relevante PAK-Verlagerungen in (Stadt-) Böden werden meist ausgeschlossen (ALLOWAY & AYRES 1996). TRAUTH (1998) konnte beispielsweise im oberflächennahen Grundwasser von Karlsruhe keine Kohlenwasserstoffe nachweisen. Die mittleren Konzentrationen im Bereich der Prüfwerte der Bundes-Bodenschutzverordnung stehen dem entgegen. Allerdings sind gerade die PAK für die Sorption und den Abbau während der weiteren Bodenpassage „anfällig“.

Die berechneten Stofffrachten stellen den Austrag aus dem betrachteten Bodenkompartiment, d.h. der Position der tiefsten Saugkerze, dar. Parameter des Feinbodens liegen nur für wenige Dezimeter unter dieser Position vor. Die Stofffrachten, die letztendlich die aquatischen Systeme erreichen, können demnach von den berechneten Werten abweichen. Das gilt insbesondere für Stoffe wie Schwermetalle und PAK, die beim Vorliegen von unbelasteten (fossilen) Horizonten unterhalb der betrachteten Bodentiefe stärker retardiert werden können. Selbst kontaminierte Böden haben noch ein Adsorptionspotenzial (RENGER & MEKIFFER 1997).

Ein Vergleich der berechneten Stofffrachten bzw. -konzentrationen mit Verfahren zur Prognose des Stoffaustrages mit dem Sickerwasser (DVWK 1988, LITZ et al. 1998, DEGRYSE et al. 2003, BLODAU et al. 2003) erbrachte äußerst unbefriedigende Ergebnisse. Obwohl die Saugkerzen das Ende der Sickerstrecke nicht abdecken, sind die Unterschiede so groß, dass in der Anwendbarkeit von Modellen auf Stadtböden noch große Forschungsdefizite sichtbar werden bzw. dass aufgrund der vielfältigen Einflussfaktoren auch in Zukunft großmaßstäbliche Modellierungen kaum zu realisieren sein werden.

## 8.6 Zeitliche Variabilität

Bei der Analyse von Zeitreihen sind verschiedene Komponenten zu berücksichtigen: eine glatte Komponente (Trendkomponente), eine saisonale Komponente und eine irreguläre Komponente (HARTUNG et al. 2002). Der Trend kann sich beispielsweise durch die Auswaschung eines mit der Bodenentstehung eingebrachten Stoffes ergeben. Dieser Trend kann durch den Einbau des Stoffes in die Biomasse und den Streuabbau von einer Saisonalität überlagert werden. Beide Komponenten können durch episodische anthropogene Immissionen beeinflusst sein oder durch methodisch bedingte Fehler modifiziert werden. Für eine genügende Qualität statistischer Zeitreihenanalysen müssen Daten von 3-5 Jahren in einer hohen Dichte vorliegen (SPANGENBERG 1998).

Saisonale Abhängigkeiten lassen sich durch Korrelationen zur Lufttemperatur beschreiben. So korreliert die Entnahmerate fast jeder Saugkerze negativ mit der Lufttemperatur, da der Bodenwassergehalt im Sommer sinkt. Dadurch werden im Sommer quasi keine Stoffe ausgetragen. Der pH-Wert steigt in 1/3 der Fälle signifikant mit der Lufttemperatur. Das ist Ausdruck der steigenden Stoffkonzentrationen im Sommer bzw. bei abnehmenden Wassergehalten. Quasi alle untersuchten Stoffe weisen eine entsprechende Abhängigkeit von der Temperatur und dem Wassergehalt auf. Höhere Wassergehalte sorgen für eine Verdünnung der Konzentrationen. Diese Zusammenhänge spiegeln aber auch den Einfluss der jahreszeitlich und temperaturabhängigen Abbautätigkeit durch die Mikroorganismen wider. Besonders die Schwermetalle sowie Phosphat und die PAK sind eng an die gelöste organische Materie gekoppelt (SCHLINKERT 1992).

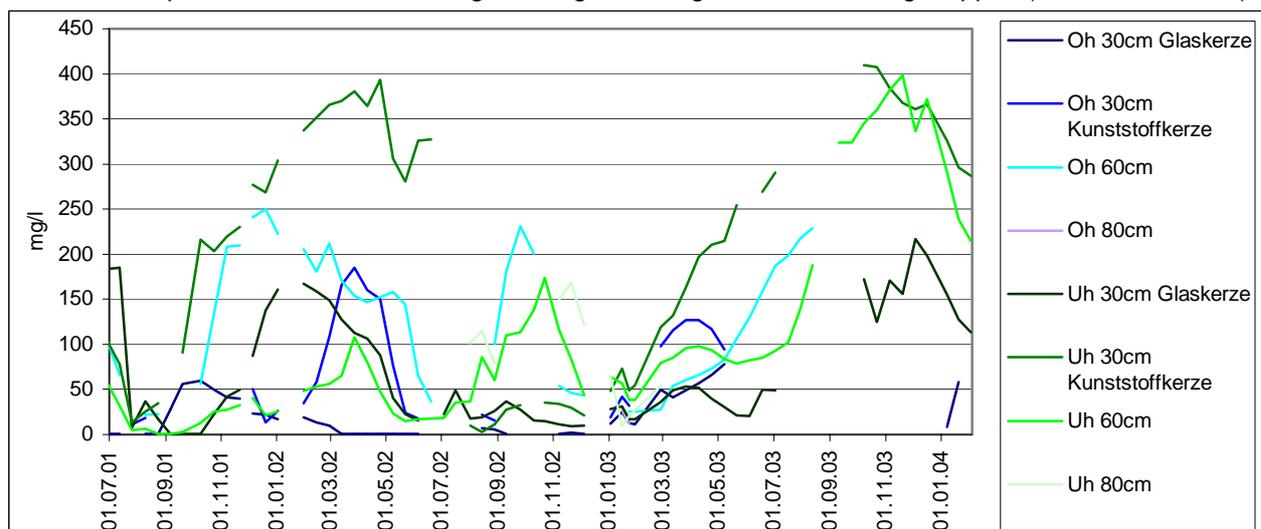


Abb. 8-8: Nitratkonzentrationen im UG3a

Nur Nitrat und Phosphat weichen deutlich von dem saisonalen Trend ab (Abb. 8-8). Die Konzentrationen beider Parameter sind in besonderem Maß vom Biomassenauf- und -abbau geprägt. Vor allem im UG2 besteht ein deutlicher, negativer Zusammenhang von Nitratkonzentration und Lufttemperatur. Erhöhte Nitratkonzentrationen kann man in natürlichen als auch in urbanen Böden im Spätsommer / Herbst erwarten. Die Witterungsverhältnisse im Herbst haben einen deutlichen Einfluss auf die Nitratgehalte im Boden (SCHWEIGERT et al. 2004). Nach Regressionen von SCHWEIGERT et al. (2004) ist bei hohen Herbsttemperaturen die Mineralisation erhöht. Hohe Herbstniederschläge steigern die jährliche Nitratfracht der Bodenlösung entscheidend. Die dem Pflanzenentzug vorausseilende Mineralisierung im Frühjahr trägt ebenso zur verstärkten Nitrat auswaschung bei (STAHR et al. 1997, HOFFMANN 2002). Dieser „normale“ Gang der Nitratverlagerung mit einem kältebedingten Einbruch im Winter zeigt sich nur im Winter 2002/03 (Abb. 8-8). Selbst die massive Nitratbelastung am Oberhang des UG6 zeigt einen schwachen Rückgang. Der strenge Winter führte erst im Frühjahr zum Abbau der organischen Substanz, so dass sich bis in den Frühsommer erhöhte Nitratkonzentrationen in der Bodenlösung befanden. Die beiden anderen dargestellten Winter waren vergleichsweise mild (ca. 2K wärmer). Dadurch zeigt sich kaum eine kältebedingte Ruhephase der Mi-

neralisierung. Trotz geringerer Sickerwasserrate im Winter 2001/02 war der Nitrataustrag höher als im folgenden Winter. Damit ist auch die städtische Wärmeinsel für den Stofftransport im Boden von Relevanz. Ortho-Phosphat zeigt im UG2 vor allem in größeren Bodentiefen einen positiven Zusammenhang zum Wassergehalt. Durch die bessere Verlagerungsfähigkeit in größeren Poren ist dies gut nachvollziehbar. Ansonsten sind die Schwankungen der ortho-Phosphatkonzentrationen meist geringer als die anderer Stoffe und zeigen keinerlei Abhängigkeiten von Klimaparametern oder dem Wassergehalt. Wie in landwirtschaftlich genutzten Gebieten (MEIBNER et al. 1997) steigen die ausgetragenen Phosphatfrachten mit der Sickerwasserrate. Besonders erwähnenswert ist die Entwicklung der ortho-Phosphatkonzentrationen im UG7. UG7 gehört neben UG3a und UG6 zu den Untersuchungsgebieten mit einer mehr als 3jährigen Messreihe. Von allen Ganglinien der Stoffkonzentrationen dieser 3 UG zeichnet sich nur am Oberhang des UG7 in 30cm Tiefe bei den Phosphatkonzentrationen ein Trend ab (Abb. 8-9).

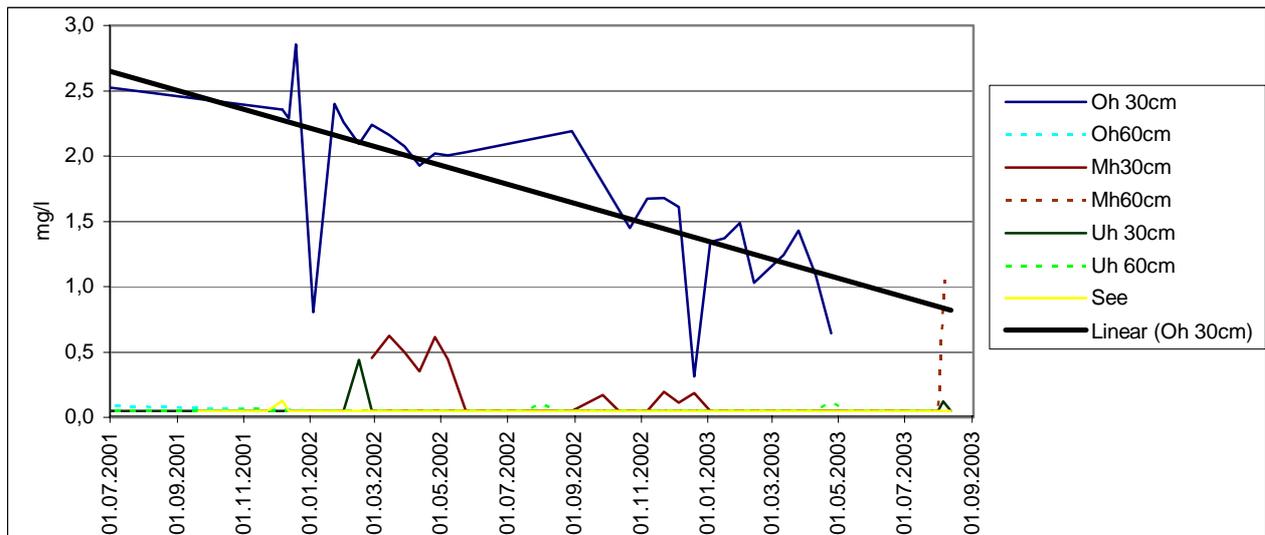


Abb. 8-9: ortho-Phosphatkonzentrationen im UG7 (Mötlich)

Der signifikante Rückgang ( $r=0,73$ ;  $p<0,001$ ) der ortho-Phosphatkonzentrationen ist mit der ehemaligen Nutzung als Ackerfläche zu erklären. Seit 1998 wird die Fläche nicht mehr bestellt. Die mobile Phosphatfraktion wird seitdem langsam in die Tiefe verlagert. Im Feinboden ist noch eine deutliche vertikale Abnahme der Gesamt-Phosphatgehalte erhalten. Die wasserlösliche Fraktion hat ihr Maximum schon in 30cm Tiefe. Wie sich in Abb. 8-9 zeigt, wird es weiter in der Vertikalen wandern. In 60cm Tiefe liegen die ortho-Phosphatkonzentrationen noch im Bereich der Nachweisgrenze.

### 8.7 Langfristige Veränderungen der „Stoffquelle“ urbaner Boden

Bleiben gezielte anthropogene Eingriffe (Stoffablagerungen und –entnahmen jeder Art) in den Stoffhaushalt der Böden unberücksichtigt, so kann die zeitliche Veränderung der „Stoffquelle“ Boden aus dem Vergleich der Stoffmengen im Bodenprofil (Feinbodenaufschluss x Trockenrohddichte) sowie der sickerwassergetragenen Stoffausträge (Tab. 8-13) und den mittleren Depositionsmengen (Tab. 7-1) eingeschätzt werden. Dabei wird angenommen, dass die eher stichprobenartig erfassten Depositionsmengen aus Tab. 7-1 räumlich und zeitlich konstant sind. Auf der anderen Seite war der gesamte Untersuchungszeitraum durch niederschlagsreiche Jahre geprägt (vgl. Kap. 4). Vermutlich sind daher selbst die in Tab. 8-13 über den Untersuchungszeitraum gemittelten sickerwassergetragenen Stofffrachten über einen längeren Zeitraum betrachtet als hoch einzustufen. Einen langfristig eher geringeren mittleren Stofftransport zeigen beispielsweise die hohen Nährstoffkonzentrationen in den ehemaligen Ackerbereichen (z.B. UG3a) an, da seit der Nutzungsänderung keine Düngung erfolgt. In niederschlagsreicheren Bereichen Südwestdeutschlands konnte LEHMANN (1996) einen markanten Rückgang (unter die Grenzwerte der Trinkwasserverordnung) des Nährstoffaustrages schon nach wenigen Jahren der Aufgabe von Ackerstandorten nachweisen.

Stofftransport an den Standorten

Tab. 8-14: Vergleich von Stoffmengen im Feinboden (g/m<sup>2</sup>), Stofffrachten (g/m<sup>2</sup>\*a) und Depositionsmengen (g/m<sup>2</sup>\*a)

	Na					K					Mg				
	gesamt	mobil	Fracht	Fracht / gesamt	Deposition	gesamt	mobil	Fracht	Fracht / gesamt	Deposition	gesamt	mobil	Fracht	Fracht / gesamt	Deposition
UG1 Oh	270	33	1,2	0,4%	0,20	1273	149	1,9	0,2%	0,11	1295	38	0,8	0,1%	0,60
UG1 Uh	210	7	1,2	0,6%	0,20	1333	195	1,7	0,1%	0,11	1193	43	0,9	0,1%	0,60
UG2 Oh	261	34	7,4	2,8%	0,20	2980	110	0,8	0,0%	0,11	2311	64	1,5	0,1%	0,60
UG2 Uh	207	67	44,8	21,6%	0,20	5403	171	13,7	0,3%	0,11	3004	81	18,2	0,6%	0,60
UG3a Oh	78	12	0,5	0,7%	0,20	2903	61	0,1	0,0%	0,11	1826	57	0,4	0,0%	0,60
UG3a Uh	82	4	2,3	2,9%	0,20	3724	141	3,9	0,1%	0,11	2194	53	3,9	0,2%	0,60
UG4 Oh	86	4	0,0	0,0%	0,20	3653	252	0,0	0,0%	0,11	2339	85	0,3	0,0%	0,60
UG4 Uh	165	14	3,3	2,0%	0,20	5449	150	0,1	0,0%	0,11	4147	178	3,6	0,1%	0,60
UG5 Oh	163	50	118,6	72,8%	0,20	3746	215	7,0	0,2%	0,11	3535	144	52,9	1,5%	0,60
UG5 Uh	190	69	78,2	41,1%	0,20	3738	185	6,3	0,2%	0,11	3764	178	28,8	0,8%	0,60
UG6 Oh	126	24	0,4	0,3%	0,20	3118	162	0,2	0,0%	0,11	3117	81	0,2	0,0%	0,60
UG6 Mh	226	39	34,2	15,1%	0,20	3666	63	1,3	0,0%	0,11	3778	209	24,2	0,6%	0,60
UG6 Uh	230	37	10,3	4,5%	0,20	3027	47	1,0	0,0%	0,11	4236	194	9,2	0,2%	0,60
UG7 Oh	158	5	1,3	0,8%	0,20	3192	331	1,1	0,0%	0,11	2996	92	1,4	0,0%	0,60
UG7 Mh	167	21	36,7	22,0%	0,20	3325	198	0,8	0,0%	0,11	3156	151	20,2	0,6%	0,60
UG7 Uh	219	54	93,7	42,8%	0,20	3433	90	4,4	0,1%	0,11	3665	252	42,6	1,2%	0,60
UG8	165	5	0,4	0,3%	0,20	1793	94	0,3	0,0%	0,11	2332	66	0,6	0,0%	0,60

	Ca					Zn					Cu				
	gesamt	mobil	Fracht	Fracht / gesamt	Deposition	gesamt	mobil	Fracht	Fracht / gesamt	Deposition	gesamt	mobil	Fracht	Fracht / gesamt	Deposition
UG1 Oh	16005	1528	17,0	0,1%	0,65	232	0,56	0,03	0,01%	0,02	23	0,09	0,002	0,01%	0,002
UG1 Uh	16803	1254	12,2	0,1%	0,65	262	0,43	0,01	0,00%	0,02	24	0,10	0,002	0,01%	0,002
UG2 Oh	26793	2924	36,4	0,1%	0,65	267	0,98	0,03	0,01%	0,02	389	0,31	0,004	0,00%	0,002
UG2 Uh	1151	2181	121,8	10,6%	0,65	164	1,33	0,05	0,03%	0,02	25	0,11	0,012	0,05%	0,002
UG3a Oh	713	1315	11,3	1,6%	0,65	39	0,15	0,00	0,00%	0,02	9	0,04	0,003	0,03%	0,002
UG3a Uh	2706	1642	55,1	2,0%	0,65	73	0,21	0,01	0,01%	0,02	17	0,08	0,012	0,07%	0,002
UG4 Oh	6368	1953	2,8	0,0%	0,65	115	0,24	0,00	0,00%	0,02	19	0,14	0,001	0,00%	0,002
UG4 Uh	14414	2539	19,0	0,1%	0,65	120	0,33	0,01	0,01%	0,02	26	0,15	0,003	0,01%	0,002
UG5 Oh	4050	1758	274,9	6,8%	0,65	71	0,11	0,01	0,01%	0,02	15	0,06	0,013	0,09%	0,002
UG5 Uh	4181	1789	147,4	3,5%	0,65	64	0,11	0,02	0,03%	0,02	14	0,05	0,006	0,05%	0,002
UG6 Oh	21837	1975	2,7	0,0%	0,65	62	0,12	0,00	0,00%	0,02	12	0,07	0,000	0,00%	0,002
UG6 Mh	6797	1959	127,0	1,9%	0,65	75	0,12	0,01	0,01%	0,02	15	0,05	0,005	0,03%	0,002
UG6 Uh	19868	1546	22,6	0,1%	0,65	87	0,18	0,01	0,01%	0,02	25	0,10	0,002	0,01%	0,002
UG7 Oh	20829	2405	13,6	0,1%	0,65	80	0,12	0,01	0,01%	0,02	18	0,10	0,003	0,02%	0,002
UG7 Mh	22518	2017	92,9	0,4%	0,65	60	0,12	0,03	0,04%	0,02	15	0,07	0,009	0,06%	0,002
UG7 Uh	27197	1980	180,8	0,7%	0,65	57	0,13	0,07	0,13%	0,02	12	0,06	0,010	0,08%	0,002
UG8	27496	1721	8,9	0,0%	0,65	220	0,24	0,00	0,00%	0,02	56	0,15	0,003	0,01%	0,002

Stofftransport an den Standorten

Fortsetzung Tab. 8-14: Vergleich von Stoffmengen im Feinboden ( $\text{g/m}^2$ ), Stofffrachten ( $\text{g/m}^2\cdot\text{a}$ ) und Depositionsmengen ( $\text{g/m}^2\cdot\text{a}$ )

	<b>Pb</b>					<b>PO<sub>4</sub></b>				
	gesamt	mobil	Fracht	Fracht / gesamt	Deposition	gesamt	H2O-Aufschluss	Fracht	Fracht / gesamt	Deposition
UG1 Oh	422	0,13	0,000	0,00%	0,003	4819	1,2	0,09	0,002%	0,04
UG1 Uh	157	0,06	0,000	0,00%	0,003	3772	2,2	0,10	0,003%	0,04
UG2 Oh	90	0,42	0,000	0,00%	0,003	4403	3,2	0,03	0,001%	0,04
UG2 Uh	60	0,23	0,000	0,00%	0,003	5888	4,2	0,35	0,006%	0,04
UG3a Oh	14	0,09	0,000	0,00%	0,003	2254	2,2	0,04	0,002%	0,04
UG3a Uh	27	0,09	0,005	0,02%	0,003	4419	8,4	0,82	0,019%	0,04
UG4 Oh	32	0,46	0,000	0,00%	0,003	4268	8,0	0,10	0,002%	0,04
UG4 Uh	48	0,12	0,000	0,00%	0,003	5557	6,5	0,05	0,001%	0,04
UG5 Oh	29	0,08	0,001	0,00%	0,003	3459	1,4	0,03	0,001%	0,04
UG5 Uh	26	0,08	0,001	0,00%	0,003	3198	0,5	0,08	0,002%	0,04
UG6 Oh	18	0,22	0,000	0,00%	0,003	2419	0,5	0,00	0,000%	0,04
UG6 Mh	23	0,27	0,001	0,00%	0,003	2627	0,1	0,02	0,001%	0,04
UG6 Uh	25	0,32	0,000	0,00%	0,003	2613	0,0	0,01	0,000%	0,04
UG7 Oh	41	0,14	0,000	0,00%	0,003	3826	8,5	0,01	0,000%	0,04
UG7 Mh	26	0,07	0,003	0,01%	0,003	2618	0,2	0,02	0,001%	0,04
UG7 Uh	22	0,07	0,003	0,01%	0,003	2485	0,1	0,06	0,002%	0,04
UG8	183	0,15	0,001	0,00%	0,003	4938	2,9	0,01	0,000%	0,04

	<b>Cl</b>			<b>NO<sub>3</sub></b>			<b>SO<sub>4</sub></b>		
	H2O-Aufschluss	Fracht	Deposition	H2O-Aufschluss	Fracht	Deposition	H2O-Aufschluss	Fracht	Deposition
UG1 Oh	16	5,9	0,42	3	1,3	1,56	1016	69,9	1,43
UG1 Uh	44	5,9	0,42	5	4,9	1,56	186	44,0	1,43
UG2 Oh	21	23,3	0,42	5	0,5	1,56	1589	128,5	1,43
UG2 Uh	66	180,8	0,42	1	0,5	1,56	1050	695,0	1,43
UG3a Oh	11	0,9	0,42	46	8,1	1,56	9	5,8	1,43
UG3a Uh	7	3,1	0,42	21	37,2	1,56	11	21,2	1,43
UG4 Oh	9	0,3	0,42	22	1,0	1,56	14	1,2	1,43
UG4 Uh	9	6,7	0,42	12	10,8	1,56	43	39,5	1,43
UG5 Oh	17	251,0	0,42	10	34,1	1,56	43	602,3	1,43
UG5 Uh	38	141,3	0,42	1	8,6	1,56	104	345,6	1,43
UG6 Oh	29	1,1	0,42	115	13,8	1,56	44	2,1	1,43
UG6 Mh	52	131,5	0,42	1	5,0	1,56	100	248,2	1,43
UG6 Uh	86	41,0	0,42	4	0,2	1,56	201	51,5	1,43
UG7 Oh	7	3,4	0,42	1	10,7	1,56	14	14,4	1,43
UG7 Mh	13	56,6	0,42	1	38,6	1,56	89	128,0	1,43
UG7 Uh	29	195,9	0,42	10	0,5	1,56	137	404,7	1,43
UG8	4	0,4	0,42	2	0,8	1,56	12	4,7	1,43

Die aus den Feinbodenextraktionen ermittelten Stoffmengen in Tab. 8-14 beziehen sich auf die Bodenbereiche über der untersten Saugkerze. Die Saugkerzen wurden zumeist bis in 60cm Tiefe, teilweise aber auch bis in 80cm Tiefe eingesetzt (vgl. Kap. 3.3). Tab. 8-14 dient deshalb nicht vordergründig der Gegenüberstellung der Stoffmengen in den Böden der verschiedenen UG, sondern dem Vergleich mit dem jeweiligen Stoffaustrag.

Aus Tab. 8-14 geht hervor, dass der Stoffaustrag unter Berücksichtigung der Deposition im Allgemeinen zur Verringerung der Stoffmengen im Boden führt. Unter den Schwermetallen zeigt sich eine depositionsbedingte Bleiakkumulation. Der Zinkaustrag entspricht im Mittel etwa der Deposition. Nur bei Kupfer findet eine markante Stoffreduktion im Boden durch den Sickerwasseraustrag statt. Die Magnesiumdeposition liegt vereinzelt im Bereich der sickerwassergetragenen Stoffausträge. Nitrat wird vor allem im UG2 und UG8, Phosphat im UG6, UG7 und UG8 akkumuliert. SCHÄFER (1999) ermittelte im urbanen Raum einen jährlichen Phosphorausstrag durch den Oberflächenwasserabfluss von 4kg/ha. Die P-Akkumulation in den halleischen Böden durch die dispersen Quellen wird auch beim Vergleich der Sickerwasserkonzentrationen (Tab. 8-7) mit den Niederschlagswasserkonzentrationen (Tab. 7-2) deutlich.

In den oberflächenwasserbeeinflussten Bereichen, d.h. im UG5 sowie den unteren Hangbereichen von UG6 und UG7, übersteigen die Natrium-, Chlorid- und Sulfatausträge die mobilisierbaren Stoffmengen des Bodens teilweise deutlich. Dieser Fakt belegt die Stoffanreicherung in den Standgewässern, die in Kap. 10 noch weiter thematisiert wird, sowie die hohen Stoffkonzentrationen des Morler Bachs. Der hohe Chloridaustrag im UG2 ist ein Indiz für den Einfluss des Hangzugwassers an diesem Standort. Er ist der Streusalzung auf der oberhalb gelegenen Regionalverkehrsstrasse zu zuordnen.

Es zeigt sich, dass die Böden noch ausreichend in der Lage sind Schwermetalle zu binden und Immissionen zurückzuhalten. Die Schwermetallfracht wird jedoch im Zuge der Entkalkung und den damit einhergehenden sinkenden pH-Werten zunehmen. Zur Entkalkung tragen zum einen die schwach sauren Niederschläge (Tab. 7-1) bei, zum anderen führt der Pflanzenwuchs sowie die Aktivität der Mikroorganismen im Boden zur CO<sub>2</sub>-Bildung bzw. zur Säurebildung. Des Weiteren steigt mit fortschreitender Pedogenese (Verwitterung, Entbasung) insbesondere durch die sandigen Substratverhältnisse in Verbindung mit dem sickerwassergetragenen Stoffaustrag das Schwermetallverlagerungsrisiko. Für die Schwermetallverlagerung stehen vor allem in den obersten Bodenzentimetern größere Stoffmengen bereit. Tab. 8-14 verdeutlicht aber auch, dass der Austrag von Alkalien und Erdalkalien sehr langsam vonstatten geht bzw. sehr umfangreiche Depots zur Verfügung stehen. Unter Berücksichtigung der überdurchschnittlichen Niederschläge in den Untersuchungsjahren ist wahrscheinlich auch langfristig nicht mit einer stärkeren pH-Wert-Abnahme zu rechnen. Nach Tab. 8-14 werden oftmals nur geringe Anteile der mobilisierbaren Stoffmengen ausgetragen. Dabei weist nur der Natrium-, Magnesium-, Chlorid- und Sulfataustrag einen signifikanten Zusammenhang zur mobilisierbaren Stoffmenge im Boden auf. Da die einzelnen Fraktionen der Stoffe bis hin zum Gesamtgehalt in Wechselbeziehungen stehen und auch das Bodenskelett als Stoffquelle fungiert, wird sich die „Stoffquelle“ urbaner Boden nur sehr langsam ändern. Nach dreijähriger Versuchsdauer ist lediglich bei einem Stoff in einem UG ein signifikanter Trend (abnehmende Stoffkonzentrationen) zu verzeichnen (vgl. Kap. 8.6). An den nicht von Oberflächen- oder Hangzugwasser beeinflussten Hangbereichen erreicht der sickerwassergetragene Stoffaustrag nicht einmal 1% der im Boden enthaltenen Stoffmenge. Für einen evtl. ansteigenden Stoffaustrag spricht die zunehmende Skelettverwitterung sowie Untersuchungen von WURBS (2005) und FABIG (2005). Beide stellen nach der Auswertung zahlreicher Klimaparameter-Messreihen von Stationen im Mitteldeutschen Trockengebiet einen Anstieg der winterlichen Niederschläge inklusive der Starkregenereignisse sowie einen tendenziellen Rückgang der Sommerniederschläge in den letzten Jahrzehnten fest. Da die eigenen Messfelder höchstens am Unterhang grundwasser- oder oberflächenwasserbeeinflusst sind, ist mit einer Abnahme der jährlichen Evapotranspiration

zu rechnen, so dass die Sickerwasserrate und damit der Stoffaustrag aus den urbanen Böden steigen wird.

Neben der Abhängigkeit des Stoffaustrages von der Sickerwasserrate und dem Stoffvorrat im Boden kann keine erhöhte Mobilisierbarkeit anthropogen eingetragener Stoffe nachgewiesen werden. Der prozentuale Anteil des Stoffaustrages vom Feststoffgehalt liegt - insofern keine drastischen Unterschiede hinsichtlich der Sickerwasserrate bestehen - an allen Standorten in ähnlichen Größenordnungen (Tab. 8-14).

## 8.8 Plausibilitätsprüfung

Eine Überprüfung der ermittelten Sickerwasserraten und damit der angewandten Methodik gestaltet sich schwierig. Wie in den Kap. 2 und 3 dargelegt wurde, basiert der Ansatz einerseits auf einigen Annahmen, ist aber andererseits unter den gegebenen Rahmenbedingungen nicht zu ersetzen. Eine Möglichkeit der Verifizierung wäre der Einsatz von Lysimetern gewesen. Dies war aus organisatorischen Gründen nicht möglich, so dass im weiteren auf indirekte Methoden zurückgegriffen werden muss. Zunächst soll deshalb die Bodenwasserbilanz (STRAHLER & STRAHLER 2002) berechnet werden. Für die Validierung der Wasser- und Stoffverlagerungsgeschwindigkeiten wurden im Jahr 2003 Tracerversuche durchgeführt. Zuletzt wird in Kap. 10 dargestellt, inwieweit sich die abgeleiteten Schlussfolgerungen des Wasser- und Stofftransportes in den aquatischen Systemen nachvollziehen lassen.

### 8.8.1 Bodenwasserbilanz

Die Bodenwasserbilanz ergibt sich nach STRAHLER & STRAHLER (2002) aus:

$$P = E + G + R \quad \text{Gl. 6}$$

P = Niederschlag; E = Verdunstung; G = Änderung der Bodenwasserspeicherung; R = Wasserüberschuss

An den Messfeldern wird Oberflächenabfluss ausgeschlossen. Bei der Berechnung der Bodenwasserbilanz wurde der laterale Fluss nicht berücksichtigt. Die ermittelte Sickerwasserrate ist deshalb nur mit den Oberhangstandorten vergleichbar und stellt die Summe aus vertikalem und hangabwärtsgerichtetem Fluss dar. Zur Berechnung von Tageswerten der für die Bilanz notwendigen potenziellen Evapotranspiration wurde gemäß DVWK (1996) das Verfahren nach *Turc-Wendling* herangezogen. Die Ermittlung der realen Evapotranspiration ( $ET_{\text{real}}$ ) sollte auf einem lokal oder zumindest regional getesteten Verfahren basieren (SCHRÖDTER 1985). Deshalb wurde das Modell von *J. & G. Müller* (MÜLLER et al. 2001) verwendet (siehe auch KAYSER 2001). Mit dem Verfahren errechneten MÜLLER et al. (2001) für Lössböden der Region Halle eine mittlere Sickerwasserrate des letzten Jahrhunderts von 83mm/a bei Schwarzbrache und 36mm/a unter Gras. Eingangparameter für dieses Modell (Gl. 7 und 8) sind die potenzielle Evapotranspiration ( $ET_{\text{pot}}$ ), ein biologisch-physiologischer Parameter ( $\beta$ ) und das Verhältnis aus tatsächlich und maximal möglichem pflanzenverfügbarem Wasservorrat in der Durchwurzelungsschicht ( $W$ ).

$$ET_{\text{real}} = R_k * ET_{\text{pot}} \quad \text{Gl. 7}$$

$$R_k = \frac{(W + \beta)W}{1 + \beta} + \frac{1 - \frac{W(W + \beta)}{1 + \beta}}{4} \quad \text{Gl. 8}$$

Nach DVWK (1996) wird unter Gras meist ein effektiver Wurzelraum von 30cm angenommen. Der Parameter  $W$  konnte aus den Wasserspannungen in 30cm Tiefe abgeleitet werden. Vorteilhaft ist dabei die messdatenbasierte Berechnung der realen Evapotranspiration sowie in Hinblick auf die Heterogenität der urbanen Böden die Berücksichtigung des Bodenwasservorrates. Nachteilig ist das Einbeziehen von Daten, die verifiziert werden sollen. Die Wasserspannungen in 30cm können auch nicht als repräsentativ für den gesamten effektiven Wurzelraum angesehen werden. So zeigt Tab. 8-15 teilweise deutliche Abweichungen der Wasserbilanz von den ermittelten Sickerwasserraten.

Die Hangbereiche, die offensichtlich eine Wasserzufuhr über den Niederschlag hinaus erhalten, wurden in Tab. 8-15 außen vor gelassen. Trotz der Unterschiede in Tab. 8-15 sind die Werte erklärbar und tragen damit zur Verifizierung der Sickerwasserraten bei. Im UG1 ist das Bodenmessfeld zum Teil von hohen Bäumen überdeckt. Dadurch ist die Evapotranspiration vor allem im Sommer höher als berechnet bzw. der Niederschlag, der den Boden erreicht, geringer. Deshalb ist der Wert der Bodenwasserbilanz zu hoch. Da der Sommer 2002 wesentlich niederschlagsreicher war als der Sommer 2003, sind die Abweichungen 2002 entsprechend extremer. Dazu kommt das höhere Wasserretentionspotenzial des jAh gegenüber dem jyC. Bei den übrigen UG fällt auf, dass die Bodenwasserbilanzen 2002 meist über, 2003 oft unter den Sickerwasserraten liegen. Das erklärt sich ebenfalls über die Niederschlagsverteilung im Sommer. Im niederschlagsreichen Sommer 2002 werden die Wasserspannungen im effektiven Wurzelraum anhand der Tensiometerdaten in 30cm Tiefe überschätzt und somit die Evapotranspiration unterschätzt. Ein Großteil der Niederschläge wurde schon in den obersten Bodenzentimetern zurückgehalten. Das lässt sich auch aus den Ganglinien der Wasserspannungen ableiten. 2003 erfolgte genau das Gegenteil. Im heißen, niederschlagsarmen Sommer war der oberste Bodenbereich mit Sicherheit wesentlich trockener als die Tensiometer in 30cm wiedergeben können. Das bestätigen die Messungen im UG8. Das in 10cm installierte Tensiometer lief praktisch ständig leer. In UG8 selbst wird die Evapotranspiration immer überschätzt. Das erklärt sich durch die horizontale Einlagerung teilweise kompletter Dachziegel. Dadurch konzentriert sich die Durchwurzelung nebst drastischer sommerlicher Austrocknung auf wenige Zentimeter im Oberboden. BURGHARDT (1996b) geht insgesamt von einem verminderten Wurzeltiefgang und insbesondere in skelettreichen Böden von einer gegenüber natürlichen Böden geringeren Evapotranspiration infolge der erschwerten Wassernachlieferung aus. UG8 verdeutlicht darüber hinaus, dass die höheren Temperaturverhältnisse im Stadtzentrum (vgl. Kap.4) keinen Einfluss auf die Sickerwasserrate haben. Im vergleichsweise homogen aufgeschütteten UG4 (ohne Horizontierung in den obersten dm) stimmen die Werte in Tab. 8-15 sogar gut überein.

Tab. 8-15: Bodenwasserbilanzen und Sickerwasserraten (l/m<sup>2</sup>\*a)

	Wasserbilanz		Sickerwasserrate	
	2002	2003	2002	2003
UG1 Holzplatz Oh	243	329	14	163
UG1 Holzplatz Uh	218	314	18	148
UG2 Böllberg Oh		38		171
UG3a Silberhöhe Oh	59	52	27	115
UG4 Halle-Süd Oh		53		40
UG6 Neustadt Oh	64	52	2	12
UG7 Mötzlich Oh	121	43	70	191
UG8 Neue Residenz	11	0	86	143

Es zeigt sich, dass die Abweichungen in Tab. 8-15 plausibel erklärbar sind, die konkrete Messung von Bodenwasserparametern in urbanen Böden jedoch nicht ersetzbar ist.

## 8.8.2 Tracerversuche

### 8.8.2.1 Grundlagen

Tracerversuche sollten die Erkenntnisse über die Geschwindigkeit der Stoffverlagerung und vor allem über die Verlagerungsrichtungen stützen und erweitern. Der Tracerstoff sollte sich möglichst identisch mit dem Wasser ausbreiten, vorher im Boden höchstens in geringen Mengen vorliegen, die standardmäßig erfassten Parameter so wenig wie möglich beeinflussen und keine zusätzliche Probenmenge für die Analyse erfordern. Deshalb wurde Bromid als konservativer Tracer eingesetzt. Mit der Verwendung konservativer Tracer können die chemischen und biologischen Prozesse, die unter gewissen Umständen den Stofftransport dominant steuern, ausgeschaltet werden (ROTH 1989, KÄSS 1992, PUDENZ 1998, WESSOLEK &

KOCHER 2003). Sie gehen dem Sickerwasserfluss nicht durch Adsorption, Absetzen oder Ausfällen verloren, sondern werden nur durch Advektion, Dispersion und Diffusion beeinflusst. Die Anwendung von Bromid zur Erfassung der reinen Wasserbewegung hat sich vielfach bewährt und ist gut dokumentiert (GERMANN 1990, SCHLÜTER et al. 1996, LIERMANN 1998, YASUDA et al. 1998, LENNARTZ 1998, HAMMEL et al. 1999, BERG et al. 2001, JOHANNHEIM RESEARCH 2001, WESSEL-BOTHE 2002, WESSOLEK & KOCHER 2003, ABDANK et al. 2003, KLOTZ 2003). Unter natürlichen Bedingungen lag die Bromidkonzentration in der Bodenlösung unter der Nachweisgrenze.

Vor allem bei der lateralen Bewegung unterliegt die transportierte Stoffmenge ständiger Verdünnung und teilt sich an jeder Hangposition in alle Bewegungsrichtungen neu auf. Deshalb musste die Applikationsmenge hoch gewählt werden. Die ausgebrachte Stoffmenge durfte jedoch nicht zu hoch angesetzt werden, da Bromid zwar als toxikologisch unbedenklich gilt (JACOB & LÖFFELHARDT 1991), es aber bei erhöhten Konzentrationen von Pflanzen aufgenommen wird und zum Mangel an anderen Nährstoffen führt.

Als Kation wurde Lithium gewählt. Lithium lag vor Versuchsbeginn ebenfalls nicht im messbaren Bereich im Boden vor. Es unterliegt dem Ionenaustausch, neigt aber innerhalb der Kationen am wenigsten dazu (KÄSS 1992). Lithium ist damit weniger als Bromid als Tracer geeignet, kann aber Informationen über den Ionenaustausch liefern (JACOB & LÖFFELHARDT 1991).

Als Tracerversuchs-Messfelder wurden zwei Standorte gewählt: das UG3a (Silberhöhe / Grünlandbereich) und UG4 (Halle-Süd). Im Vorfeld der Beprobungskampagnen angelegte Bodenprofile und die Ermittlung des Eindringwiderstandes im Bereich der Messfelder sowie die bis dahin erfassten Entnahmemengen der Bodenlösung zeigten, dass das UG3a durch die zunehmende Verdichtung unter dem Oberboden einen ausgeprägten Hangzugwasserfluss aufweisen könnte. Ein Nachteil war die relativ große Hanglänge (Tab. 3-1). Diese war im ebenfalls horizontweise aufgeschütteten UG4 minimal.

Der Versuch wurde am 7.1.2003 mit der Applikation von 1 Mol LiBr (79,9g Br<sup>-</sup>, 6,9g Li<sup>+</sup>) je m<sup>2</sup> auf insgesamt 7m<sup>2</sup> im Oberhangbereich des UG3a begonnen. Das Bromid wurde in 1l Wasser je Mol aufgelöst und mit einer Gießkanne über eine feine Tülle gleichmäßig ohne Pfützenbildung verteilt. Die Applikationsfläche wurde so gewählt, dass die Stoffzugabe von den Saugkerzen 2m in Richtung Unterhang auf einer Breite von 3,5m durchgeführt wurde. So sollte sichergestellt werden, dass die erfasste Stoffmenge an den Oberhangsaugkerzen sicher dem vertikalen Stofftransport zuzuordnen ist und trotzdem eine größere Stoffmenge für den lateralen Fluss zur Verfügung steht. Am 12.3.2003 wurde mit der selben Verfahrensweise auf 4m<sup>2</sup> (3x1,3m) im UG4 der Tracer aufgebracht.

Um eine möglichst gleichmäßige Infiltration ohne größere Einflüsse der Evapotranspiration zu gewährleisten, erfolgte die Applikation bei hoher Bodenfeuchte im Winterhalbjahr (BERG et al. 2001). Textur- und Strukturunterschiede können trotzdem zu „fingeriger“ Ausbreitung mit der Infiltrationsfront führen. So zeigte LIERMANN (1998), dass bei hohen Ausgangswassergehalten Bromid sehr schnell über den Makroporenfluss verlagert werden kann. Infolge der räumlichen Variabilität und dem präferentiellen Fluss in Kippböden kamen BUCZKO et al. (2003) auf der Grundlage eines Bromidtracers nur zu unbefriedigenden Modellierungsergebnissen. Ohne Niederschlagsereignis ist eine verstärkte Diffusion in die Bodenmatrix möglich. Nach Versuchsbeginn im UG4 war das erste Niederschlagsereignis nach 14 Tagen zu verzeichnen. Damit sind bei den vorliegenden hohen Wassergehalten theoretisch günstige Voraussetzungen für die Diffusion in die Bodenmatrix gegeben. Am UG3a folgte 3 Tage nach der Tracer-Applikation eine Phase mit täglichen Niederschlägen bis maximal 6mm/d.

### 8.8.2.2 Bromidnachweis mittels Saugkerzen

Wie den Ganglinien in Abb. 8-10 und 8-11 zu entnehmen ist, kam es an beiden Messfeldern zu Versuchsbeginn zu keinem relevanten, messbaren „bypass flow“. Vor dem trockenheitsbedingten Aussetzen der Saugkerzen im Sommer 2003 konnte infolge des zeitigeren Versuchsbeginns nur im UG3a in 30cm Tiefe

Bromid in geringen Mengen nachgewiesen werden. Es wird weiterhin deutlich, dass nach dieser „Sommerpause“ ein radikaler Sprung in den Ganglinien stattgefunden hat. Da die Bromidkonzentrationen der Saugkerzen in Abb. 8-10 und 8-11 nur auf ein Bodenvolumen von 10cm Bodentiefe je Quadratmeter umgerechnet wurden, ist zu diesem Zeitpunkt mit einer deutlichen Überschätzung der Wiederfindungsraten im UG4 (Abb. 8-11) zu rechnen. Ursachen für die Überbefunde des Bromids liegen im präferentiellen Fluss sowie der angewandten Methodik. Das konstante Potenzialgefälle in Richtung der Saugkerzen bedingt eine bevorzugte Fließrichtung und somit ein verstärktes Bromidabsaugen.

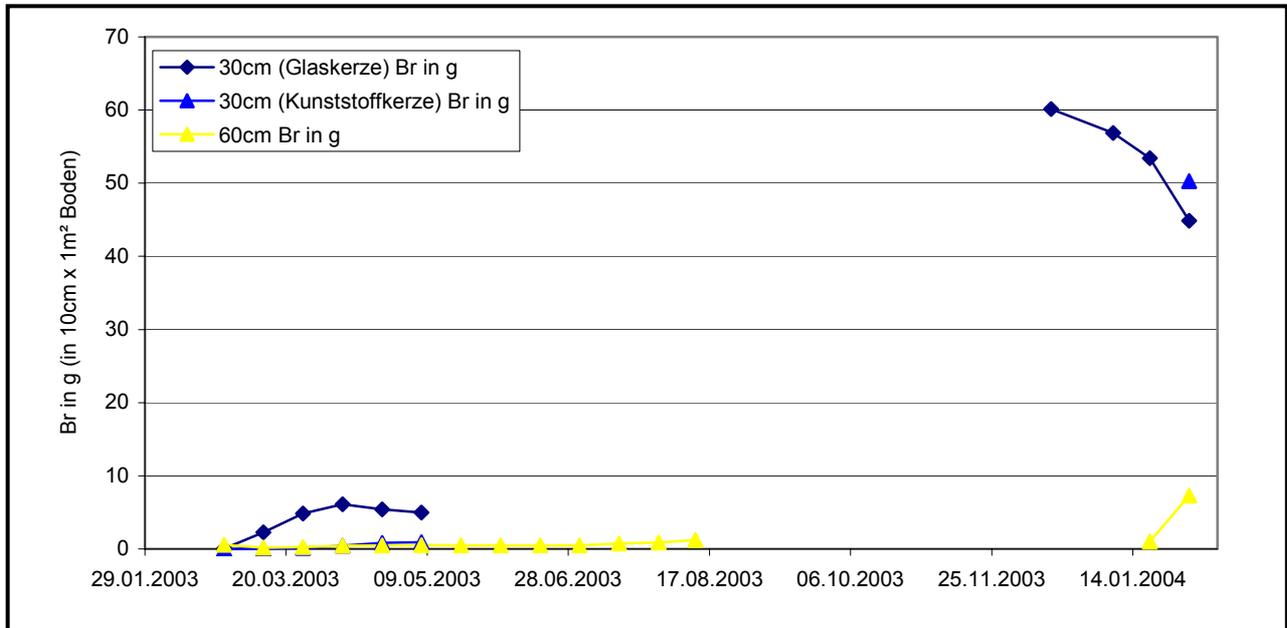


Abb. 8-10: Bromidmengen am Oberhang des UG3a

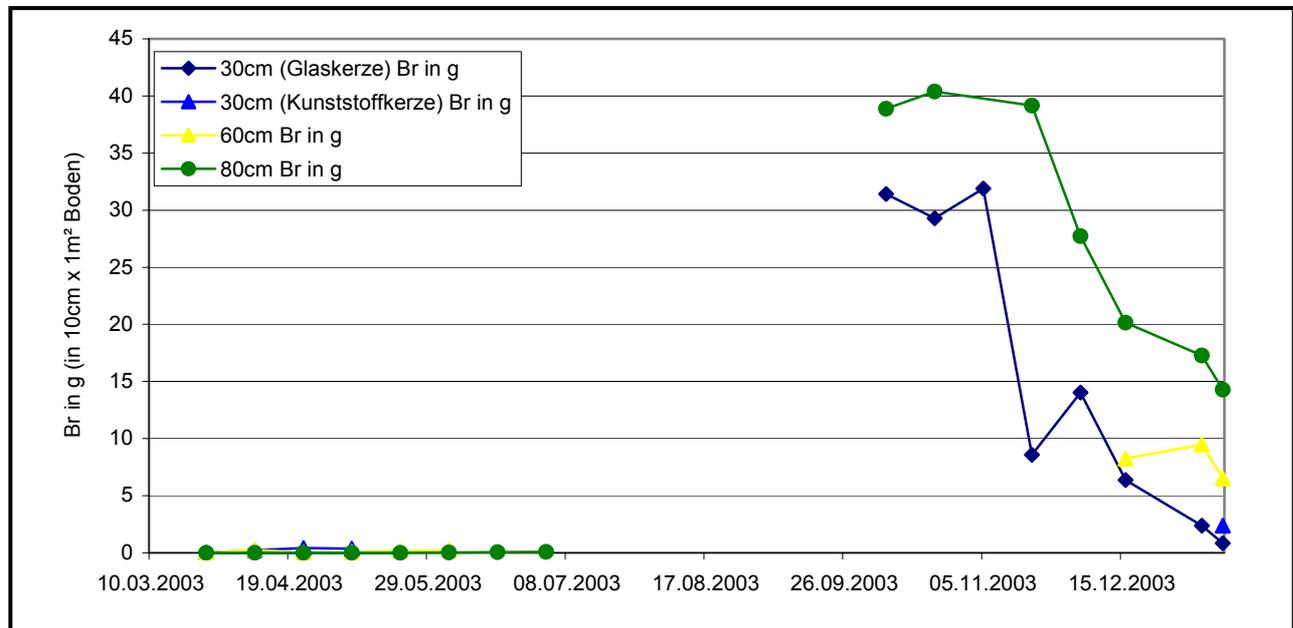


Abb. 8-11: Bromidmengen am Oberhang des UG4

In UG3a (Abb. 8-10) werden deutlich langsamere Verlagerungsgeschwindigkeiten erreicht, was sich auch mit den ermittelten Wasserleitfähigkeiten deckt (Tab. 8-2). Die Saugkerze im UG3a in 60cm Tiefe zeigt erst gegen Versuchsende einen markanten Bromidanstieg. In 80cm Tiefe konnte hier Bromid mittels der eingebauten Saugkerze nicht nachgewiesen werden. Die geringeren Bromidmengen in größeren Bodentiefen im UG3a könnten auch auf den Hangzugwasserstrom deuten. Dem wird mit den Bodenuntersuchungen am Versuchsende (Kap.8.8.2.3) noch nachgegangen. Gegen einen Hangzugwasserstrom im Bereich der

Messinstrumente spricht die Nicht-Nachweisbarkeit von Bromid an beiden Unterhängen. Außerdem werden zumindest im UG4 (Abb. 8-11) bis in 80cm Tiefe sehr hohe Bromidwerte erreicht und die Bromidfront geht in der zu erwartenden Art und Weise von oben nach unten durch das Profil.

Die hohe Stoffverlagerung in die Tiefe bis zum Herbst muss in einem massiven Transport bei wieder einsetzender stärkerer Sickerwasserbewegung begründet sein. Die Saugkerzen reagieren auf diese Wiederbefeuchtung wahrscheinlich verzögert, da die Kerzenmembranen erst vollständig benetzt sein müssen, bevor sie den Unterdruck aufrecht erhalten können. Darüber hinaus hat die Diffusion während der Zeit, in der die Saugkerzen keinen Unterdruck halten, Einfluss auf die Bromidverlagerung im Profil. Auch STICKSEL et al. (1996) stellten ein Voranschreiten der Bromidverlagerungsfront in die Tiefe bei tendenziell abnehmenden Wassergehalten fest. Des Weiteren wird durch hydrophobes Verhalten des sommerlich ausgetrockneten Bodens der Makroporenfluss begünstigt (FLURY et al. 1994, PÄTZOLD 1998). Im Sommer 2003 kam es an 10 Tagen zu Niederschlagsmengen über 10mm (Tab. 4-1). Nur 4 dieser Ereignisse fanden allerdings in der Zeit statt, in der kein Sickerwasser gewonnen werden konnte. Im UG4 ist am Versuchsende nach 10 Monaten der Scheitel einer Bromidfront an allen Saugkerzen vorbeigezogen. Im UG3a befindet er sich nach einem Jahr zwischen 30 und 60cm Tiefe.

### 8.8.2.3 Bromid im Feinboden

Beim Ausbau der Messinstrumente an den Messfeldern wurden Bodenproben aus einer Schürfgrube entnommen und auf Bromid nach Wasseraufschluss untersucht. Grundlage von Abb. 8-12 und 8-13 sind Mischproben über die Breite der Versuchsfläche. In 30cm Tiefe wurde je eine Mischprobe im Bereich der beiden Saugkerzen genommen und für die Darstellung gemittelt. Die Spannweite von 7-84mg/kg in UG4 ist dabei äußerst hoch (grauer Balken in Abb. 8-13 = Maximalwert). Nach BEISECKERS (1994) Literaturvergleich wird von derartigen Abweichungen bei Tracerversuchen im Gelände häufig berichtet. Sie werden auf die Bodenheterogenität zurückgeführt.

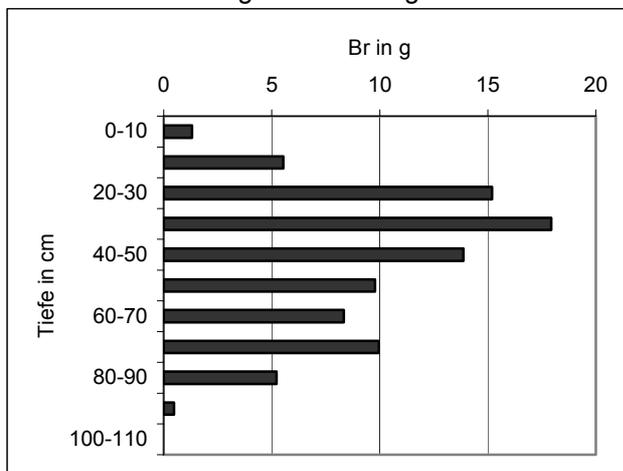


Abb. 8-12: Bromid im Feinboden in UG3a je m<sup>2</sup>

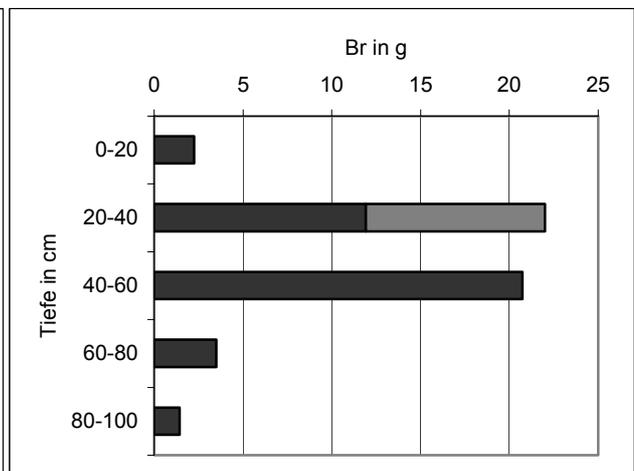


Abb. 8-13: Bromid im Feinboden in UG4 je m<sup>2</sup>

Im UG3a liegt die Wiederfindungsrate mit knapp 88g leicht über 100%. Das bestätigt die Vermutung, dass der Hangzugwasserstrom in diesem UG in tieferen Bodenbereichen vonstatten geht. Außerdem belegen die Feinbodengehalte das langsame Voranschreiten der Bromidfront in UG3a. Wie auch anhand der Konzentrationen im Bodenwasser vermutet wurde, liegt der Scheitel nach einem Jahr Versuchsdauer erst in ca. 30-40cm Tiefe. Auf der Grundlage der vorhandenen Wasserspannungs- und Wasserleitfähigkeitsdaten gemäß Kap. 8.3 müsste die Bromidfront in UG3a ca. 34cm im Zeitraum des Tracerversuchs in die Tiefe gewandert sein. Das stimmt mit den Bromidwerten sehr gut überein. Etwa ein Drittel des Tracers eilt der Hauptfront durch schnelle Flüsse voraus.

Im UG4 decken sich die Werte der Sickerwasserratenberechnung und der Bromidverlagerungstiefe nicht. Laut Feinboden befindet sich der Scheitel der Bromidfront im UG4 oberhalb der 80cm tief eingebauten

Saugkerze. Legt man Abb. 8-13 nicht den Mittelwert beider Mischproben aus 30cm Tiefe zugrunde, sondern den höheren, müsste der Scheitel sogar oberhalb 30cm vermutet werden. Das würde den Berechnungen aus Kap. 8.3 entsprechen. Die Saugkerzenbeprobung (Abb. 8-11) würde für eine Bromid-Scheitelverlagerung von über 80cm sprechen. Eine Bestätigung dafür könnte in der Wiederfindungsrate von nur 50% im Feinboden gesehen werden. Durch den einheitlich aufgeschütteten, vergleichsweise lockeren Boden sind hier optimale Voraussetzungen für Makroporenflüsse vorhanden. So müssen die Peaks der Bromidkonzentrationen am 5.11. und 3.12.2003 als Folge dieses schnellen Fließens angesehen werden. Das stark unterschiedliche Voranschreiten der Front zeigt sich in den erheblichen Abweichungen in 30cm Tiefe. Durch die präferentiellen Fließbahnen bewegen sich mindestens zwei Bromidfronten im Boden. KLOTZ (2003) stellte durch „bypass flow“ nach einer Bromidapplikation innerhalb von zwei Jahren sogar acht Bromiddurchgangskurven fest. Die schnellste Front in UG4 ist an allen Saugkerzen vorbei, die langsamste ist bisher nur wenige Dezimeter vorangekommen. Aus diesem Depot gelangen immer wieder größere Stoffmengen in den „bypass flow“ und führen vor allem in 30cm zu weiteren Peaks (Abb. 8-11). In UG4 ist mit einem wesentlich höherem Anteil des Makroporenflusses zu rechnen als im UG3a. Eine optimale Wiederfindungsrate im Feinboden von UG4 konnte wegen des Stoffaustrages durch die schnelle Front sowie durch das grobe, vertikale Probenraster nicht erreicht werden. Die anscheinend hohe Wiederfindungsrate in der Bodenlösung muss auf einen ausgeprägten Potenzialgradienten der Bodenwasserbewegung in Richtung der Saugkerzen zurückgeführt werden. Außerdem saugen die Kerzen grundsätzlich eher das Wasser aus größeren Poren, in denen schnellerer Fluss stattfinden kann (LEHMANN 1996).

### **8.9 Zusammenfassender Überblick zum Stofftransport**

Wie zu erwarten war, ist der sickerwassergetragene Stofftransport vor allem im Winterhalbjahr für die aquatischen Systeme von Relevanz. Im Sommer sind infolge der fehlenden Verdünnung bzw. der langsamen Sickerwasserbewegung die Stoffkonzentrationen meist maximal, eine Tiefensickerung ist jedoch kaum gegeben. Insbesondere die Nährstoffkonzentrationen sind auch im Winter als hoch und gewässerbelastend einzustufen. Trotz der Heterogenität der pedologischen Eigenschaften muss von vorrangiger vertikaler Fließrichtung in der untersuchten Bodentiefe ausgegangen werden. Relevante laterale Flüsse treten erst im anstehenden Bereich der Verwitterungsprodukte von Festgesteinen auf. Deutliche Differenzen des Stofftransportes innerhalb eines UG ergeben sich nur bei verschiedenen Substraten an den einzelnen Hangbereichen, bei Oberflächenwasserbeeinflussung oder bei vorliegendem Hangzugwasserstrom. Die Intensität der Flächenbewirtschaftung (Mahd) schlägt sich in weniger gepflegten Bereichen in einer deutlich geringeren Sickerwasserrate nieder.

Die Schwermetall- und Phosphatanreicherung der Bodenlösung findet schon in den obersten Bodenbereichen statt. In den UG1 und 2 führen die Gleichgewichtsreaktionen zwischen Feststoff- und Lösungsphase zu keiner Reduktion der Stoffkonzentrationen auf dem Fließweg mehr. Hinsichtlich der Nährstoffbelastung sind Nitrat, Sulfat, Kalium und Phosphat besonders brisant. Die meist hohe Nährstoffversorgung und die gute Durchlüftung in Verbindung mit der mikrobiellen Abbauleistung sowie die Durchsetzung der gesamten Profiltiefe mit organischer Substanz verhindern massive PAK-Austräge. Es ist allerdings eine höhere Mobilität geringmolekularer Verbindungen festzustellen. Anhand der nach Bodenschutzverordnung (BBODSCHV 1999) zulässigen Frachten ist der Schwermetallaustrag als gering einzustufen. Unter Berücksichtigung der niedrigen Sickerwasserrate trifft diese Aussage allerdings nicht zu. Innerhalb der physikochemischen Eigenschaften steht einem größeren Schadstoffaustrag vor allem der pH-Wert entgegen. Teilweise konnten sogar schon schwache positive Korrelationen von Schwermetallkonzentration und pH-Wert ermittelt werden. Deutliche Hinweise auf langfristige Veränderungen des Stoffaustrages sind nicht gegeben.

## 9 Unterschiede des Stofftransportes im Untersuchungsraum

In diesem Kapitel sollen zwei Randbedingungen als Unterscheidungsmerkmal dienen. Zum einen die unterschiedliche Lage der Untersuchungsgebiete zu Emissionsquellen, zum anderen stadtstrukturell bedingte Eigenschaften, d.h. die Nutzung und die Entstehungsbedingungen.

### 9.1 Der Einfluss der Lage zu Immissionsquellen

Für die Analyse des Einflusses der Lage zu Immissionsquellen wurden die Eigenschaften des (zumeist aufgetragenen) obersten Ah-Horizontes herangezogen. Dieser oberste Ah-Horizont befindet sich in allen UG seit einigen Jahrzehnten in oberflächennaher Position, so dass eine genügend lange Zeit für die Akkumulation von Immissionen angenommen werden kann. Als statistisches Hilfsmittel wurde die Clusteranalyse angewandt. Für die Clusteranalyse wurden charakteristische Bodeneigenschaften ausgewählt. Eine Clusteranalyse mit den pedologischen Eigenschaften zeigte, dass sich die Ah-Horizonte der Hangbereiche in den Untersuchungsgebieten kaum unterscheiden. Wie schon in Kap.6 erläutert wurde, streuen die pedologischen Eigenschaften auch innerhalb des gesamten Untersuchungsraumes wenig. Das gilt insbesondere für die obersten Ah-Horizonte. Auf die Darstellung der Ergebnisse dieser Clusterung soll deshalb verzichtet werden. Deutlich hebt sich nur UG3b (Auwald) durch den niedrigeren pH-Wert sowie UG1 und UG8 durch den hohen Skelettgehalt ab. Im Feinboden dieser Ah-Horizonte spielen Bauschutt und allgemein technogene Substrate keine Rolle.

Aufbauend auf Kap. 7.1 sowie den Untersuchungen von NORRA (2001) wurden Blei und Kupfer (Gesamtgehalte unter Berücksichtigung der Lagerungsdichte) durch ihre Akkumulationstendenz als Tracer der atmosphärischen Immissionen herangezogen, so dass sich folgende Cluster ergeben:

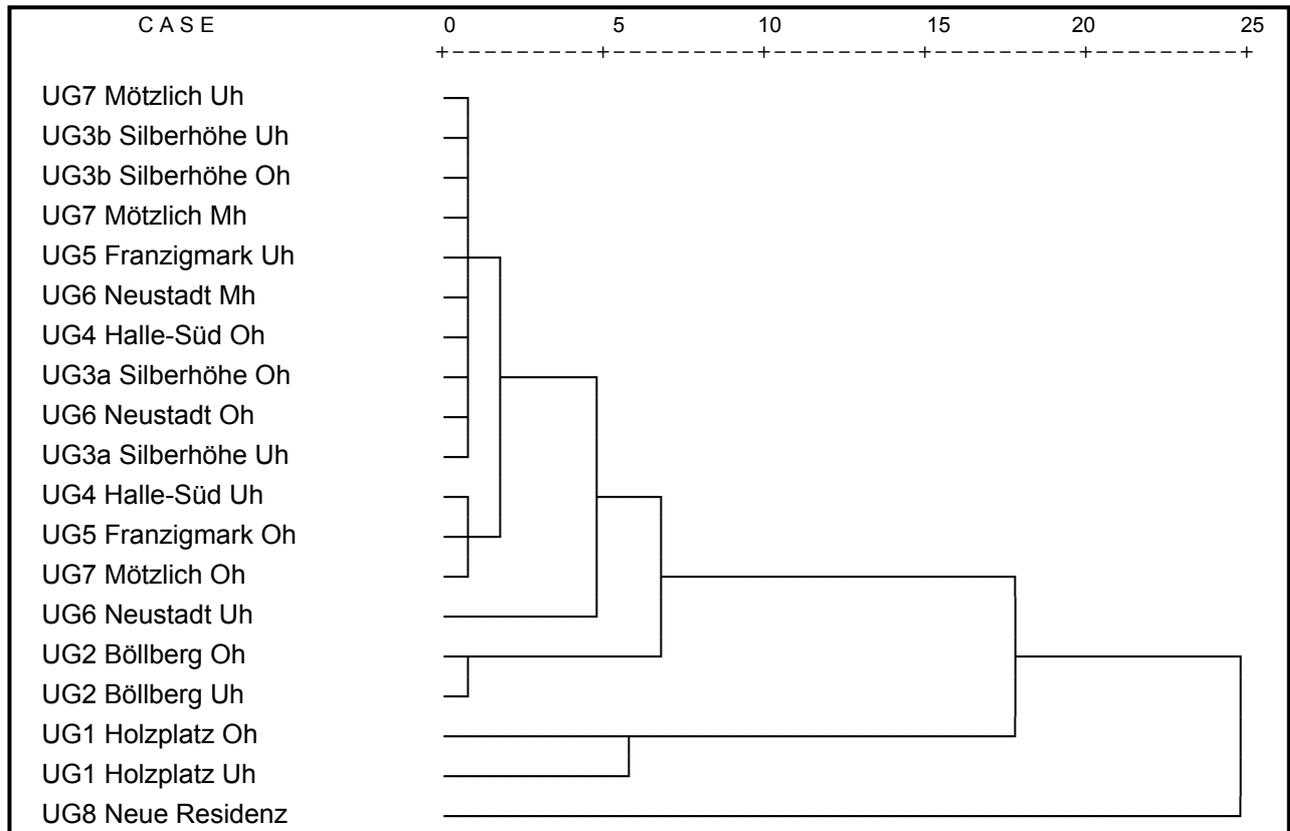


Abb. 9-1: Dendrogramm der Clusteranalyse anhand königswasserlöslicher Pb- und Cu-Mengen im (obersten) Ah-Horizont

Die höchste Belastung ergibt sich in UG8 im Kerngebiet, gefolgt von UG1 am Rand des Kerngebietes sowie UG2 im Bereich eines ehemaligen Dorfkerns bzw. einer Verkehrsstrasse mit regionaler Bedeutung. Die

erhöhten Gehalte am Unterhang des UG6 beruhen auf der Beeinflussung durch den Kirchteich. Die übrigen UG besitzen ein vergleichbares Belastungsniveau. Demnach besteht die maximale Immissionsbelastung erwartungsgemäß (FRÜHAUF & ZIERDT 1993, LAU 1995) im zentrumsnahen Bereich. Die hohen Werte von UG2 sind durch die Nähe zum alten Dorfkern Böllberg (Hausbrand) und die Verkehrsstrasse ebenfalls plausibel. Weitere Nachbarschaftswirkungen, wie sie beispielsweise durch die Nähe der Silberhöhe zu den Buna-Werken denkbar wären, sind nicht nachzuweisen. Die immissionsbedingten Unterschiede der stofflichen Belastung können im vorliegenden Fall damit gleichsam als stadtstrukturell bedingt angesehen werden. Indizien für die Wirksamkeit von entfernten Emissionsquellen wurden nicht festgestellt.

## 9.2 Der Einfluss der Stadtstrukturtypen

Der summarische Einfluss der Stadtstrukturtypen wird durch den Stoffaustrag am Ende der Sickerstrecke (größte Beprobungstiefe) dargestellt. In Kap.8 wurde gezeigt, dass der Wassergehalt die Stoffkonzentrationen und damit den Stoffaustrag wesentlich prägt. Da einige Unterhangstandorte sowie UG5 entweder durch Oberflächenwasser beeinflusst sind oder durch den Hangzugwasserstrom höhere Frachten aufweisen, gehen nur die Oberhangbereiche in die folgende Betrachtung ein. Bis auf UG3b und UG5 wurden alle UG im hydrologischen Jahr 2003 beprobt. Da die Stoffverlagerung im Sommer methodisch bedingt schwer zu erfassen war, bilden die Stofffrachten des Winterhalbjahres 2003 die Basis des Kap.9.2.

### 9.2.1 Bauschutt-Parameter

Clusteranalysen der Variablen Na, K, Mg, Ca, Cl, SO<sub>4</sub> und Zn führen praktisch zu identischen Ergebnissen. All diese Stoffe können in bauschutthaltigen Böden angereichert sein (LHW 2004). In Abb. 9-2 gingen sie gemeinsam ein.

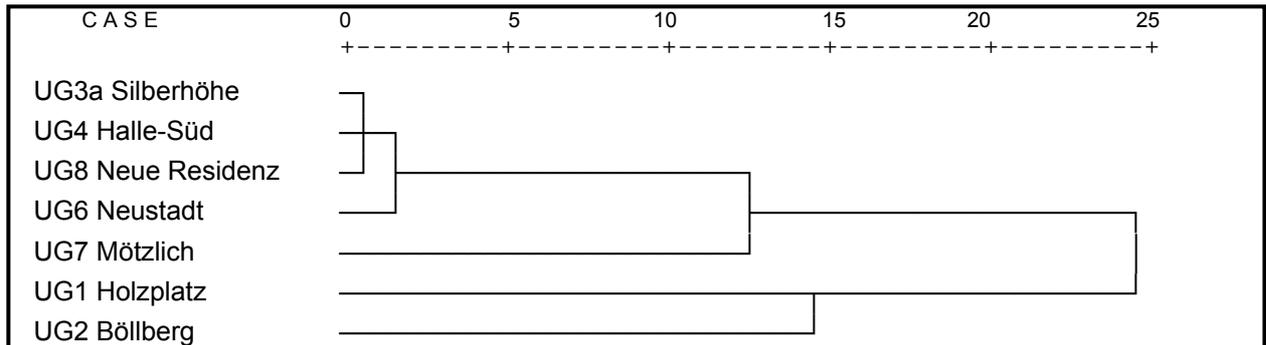


Abb. 9-2: Dendrogramm der Clusterung der Stofffrachten anhand von „Bauschuttparametern“

Deutlich heben sich in Abb. 9-2 UG2 und UG1 ab. Hinsichtlich der Stadtstrukturtypen sind dies die UG, die im Einflussbereich der ältesten Strukturtypen liegen. Beide zeichnen sich durch hohe Bauschuttgehalte im Boden aus. Der Unterschied zwischen beiden beruht in wesentlich höheren Na-Austrägen in UG2. In UG1 sind die K-Austräge extremer. Eine lang zurückreichende, urban geprägte Flächennutzung weist auch UG8 auf. Vor allem UG1 und UG8 liegen zentrumsnah. Hier ist der atmogene Stoffeintrag nachweislich am höchsten. Der Stoffaustrag in UG8 ist im Vergleich zu UG1 und UG2 gering. Die atmogene Deposition hat auf den aktuellen sickerwassergetragenen Stoffaustrag in diesen UG keine wesentlichen Auswirkungen. In UG8 besteht der Bauschutt quasi vollständig aus kaum verwitterten Dachziegeln. Daher sind die Stoffgehalte im gesamt-Boden vergleichsweise gering. UG8 im Innenhof der Neuen Residenz kann hinsichtlich der Bodenveränderungen nicht als Stellvertreter für Standorte des Kerngebietes herangezogen werden. Der Innenhof besitzt seit jeher repräsentative Funktionen und ist dementsprechend gestaltet.

Nach UG1 und UG2 sind in UG7 die höchsten Stoffausträge zu verzeichnen. Hier zeigt sich, dass die Stoffgruppe „Bauschutt“ aus geogenen Kalkgehalten und einer bis vor wenigen Jahren erfolgten landwirtschaftlichen Nutzung hervortreten kann. Der Stoffaustrag ist allerdings wesentlich geringer als in UG1 und UG2. Die Eigenschaften von UG3, UG4 und UG8 bedingen den geringsten Stoffaustrag. Die Sonderstel-

lung von UG8 wurde schon hervorgehoben. Die Böden von UG3 und UG4 entstanden in ihrer heutigen Form beim Bau der halleschen Großwohnsiedlungen vor ca. 20 Jahren. Dabei erfolgte ein großflächiger Auftrag des ausgekofferten Mutterbodens. Müll und Bauschutt sind in den Profilen kaum zu finden. Die Stoffgehalte der Böden sind im allgemeinen gering. Für die großflächige Substratumlagerung in halleschen Großsiedlungen bestätigt SAUERWEIN (2004) diese Befunde. In UG6 ist ebenfalls von einer großflächigen Bodenüberprägung auszugehen. Durch die Lage des Messfeldes unmittelbar neben einem Weg sind jedoch auch Baumaterialien im Boden enthalten, die einen etwas höheren Stoffaustrag nach sich ziehen.

Wie die Korrelationen von Blei und Kupfer mit dem Sand- und Skelettgehalt im Boden zeigen (vgl. Kap.7.2), sind beide Stoffe auf Bautätigkeit zurückzuführen. Blei und Kupfer können im Vergleich zu Zink wesentlich besser im Boden zurückgehalten werden (DÜES 1987, RENGER et al. 1991, SCHACHTSCHABEL et al. 1998). Clusteranalysen mit beiden Parametern ergeben keine nachvollziehbaren Ergebnisse. Den halleschen Stadtböden ist damit ein hohes Retentionsvermögen für beide Stoffe zuzuschreiben. Die physikochemischen Eigenschaften der Böden sowie die geringen Stoffkonzentrationen im zugrundeliegenden Jahr 2003 bestätigen diese Annahme. Die übrigen Parameter lassen sich nicht sinnvoll zusammenfassen, so dass sie nachfolgend getrennt betrachtet werden.

### 9.2.2 Nitrat

Wie in Kap.8 gezeigt wurde, verhalten sich Nitrat und Phosphat grundlegend anders als die „Bauschutt“-Parameter. Damit sind auch andere stadtstrukturelle Abhängigkeiten zu erwarten.

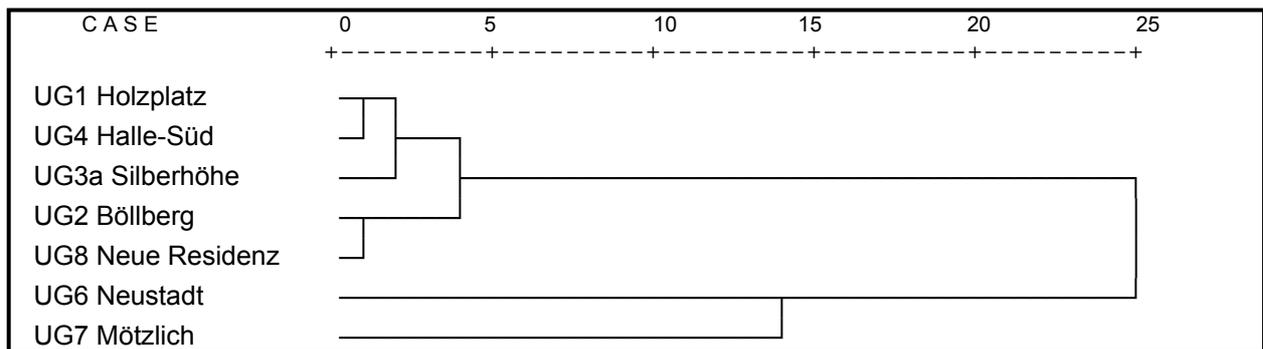


Abb. 9-3: Dendrogramm der Clusterung der Stofffrachten anhand von Nitrat

Das Dendrogramm zeigt die höchsten Nitratausträge in den UG7 und UG6. Wie schon erwähnt, fand in UG7 bis vor wenigen Jahren noch eine landwirtschaftliche Nutzung statt, so dass größere N-Vorräte im Boden erklärbar sind. Der Wasseraufschluss des Feinbodens erbrachte allerdings geringe  $\text{NO}_3$ -Gehalte. Es ist davon auszugehen, dass Stickstoff vor allem im obersten Bodenbereich (wurde nicht extra beprobt) und/oder in anderen N-Formen vorliegt. Zudem mussten die Bodenproben in diesem UG schon im August genommen werden. In UG6 kann der massive  $\text{NO}_3$ -Austrag auf Stoffwechselprodukte von Haustieren zurückgeführt werden. Das Messfeld liegt unmittelbar neben einem stark von Spaziergängern / Haustieren frequentierten Weg. Die gute Sauerstoffversorgung führt zu einer raschen Nitrifizierung des Ammoniums. Zudem sind die hohen Kaliumkonzentrationen im UG6 Indikator für Fäkalien (TRAUTH 1998). Durch die höhere Affinität zur Bodenmatrix ist der Kaliumaustrag allerdings geringer. Die Unterschiede der Nitratfrachten zwischen den übrigen UG sind relativ gering. Sie sind eher in der standort- oder vegetationspezifischen Streuzersetzung erklärbar als dass sie auf stadtstrukturelle Unterschiede zurückzuführen wären. Infolge des geringen Adsorptionsvermögens von Nitrat an das Substrat und der Umsetzung von N-Verbindungen in gut durchlüfteten Böden sind Einträge organischen Materials mit dem Bauschutt / Müll in den älteren Stadtstrukturtypen bereits ausgetragen.

9.2.3 ortho-Phosphat

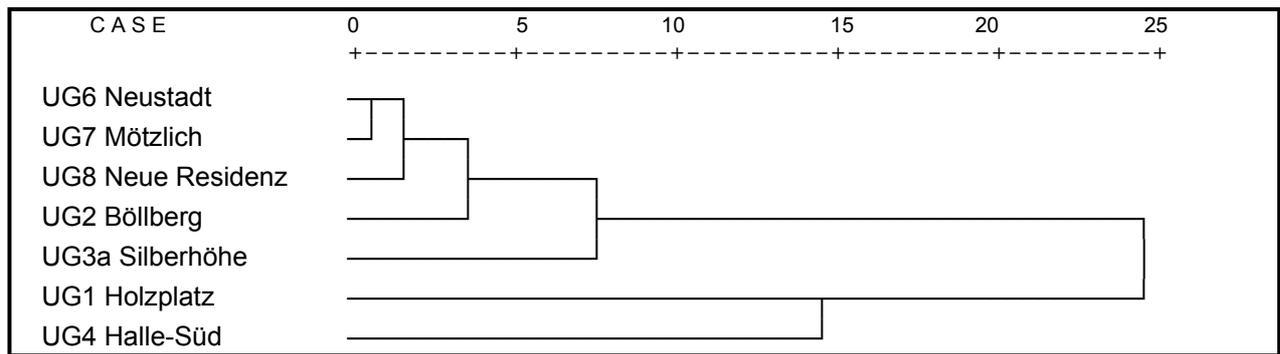


Abb. 9-4: Dendrogramm der Clusterung der Stofffrachten anhand von ortho-Phosphat

Bei den "Phosphat-Clustern" bilden die 3 UG mit den höchsten Austrägen eigenständige Gruppen. In UG4 und UG3a ist davon auszugehen, dass der Bodenauftrag von ehemals landwirtschaftlich genutzten Flächen stammt. Durch die Durchmischung gelangten die gedüngten Ap-Horizonte in unterschiedliche Bodentiefen. Zusätzlich adsorbiert der ebenso eingetragene verwitterte Buntsandstein kaum Phosphat, so dass der vergleichsweise hohe Phosphataustrag erklärbar wird. Durch die größere Sorption des Phosphats gegenüber Nitrat ist der Austrag langsamer und die ehemals landwirtschaftliche Nutzung noch nachweisbar. In UG7 wurde ebenfalls Landwirtschaft betrieben. In 30cm Bodentiefe sind auch erhebliche Phosphatfrachten nachweisbar. In 60cm Tiefe wurde die Nachweisgrenze selten überschritten. Es zeigt sich (Abb. 9-4 bzw. Kap. 8.6), dass die Phosphatverlagerung einige Jahre dauern kann. Ein erhöhter Phosphataustrag findet auch im UG1 und abgeschwächt im UG2 statt. Hier geht die Fracht wiederum auf den Bauschutt / Müll-Anteil im Boden zurück.

9.2.4 PAK

Die PAK-Analysen konnten in die Clusteranalyse nicht integriert werden. Es standen nur sporadische PAK-Werte der Bodenlösung zur Verfügung. Auf deren Grundlage konnten keine jährlichen oder halbjährlichen Stofffrachten berechnet werden. Bei der Verteilung der Gehalte im Feinboden (Abb. 7-3) fällt ohne statistische Hilfsmittel auf, dass im zentralen Stadtbereich (UG1) sowie im Einflussbereich der alten Dorfkerne (UG7) hohe Werte auftreten. Die Größenordnung der eigenen Feinbodengehalte im UG1 wird durch RENGER & MEKIFFER (1997) an einem anderen Standort des halleschen Kerngebietes bestätigt.

Es treten deutlich die Bereiche hervor, in denen Ofenheizungen in den privaten Haushalten zumindest bis 1990 vorherrschten. In den Neubaugebieten (UG3 und UG4) liegen die Gehalte auf einem wesentlich niedrigeren Niveau. Eine Ausnahme bildet der aufgeschüttete, bauschutthaltige Horizont in UG3a (Abb. 9-5). Abgesehen von diesem xyjC-Horizont sind die unterschiedlichen Gehalte im Feinboden von UG3a und UG3b (Abb. 9-6) auf den erhöhten „Auskämmeffekt“ des Waldes zurückzuführen. Gleichzeitig verdeutlichen die Profile mit hervorstechenden Anreicherungen die geringe Tiefenverlagerung.

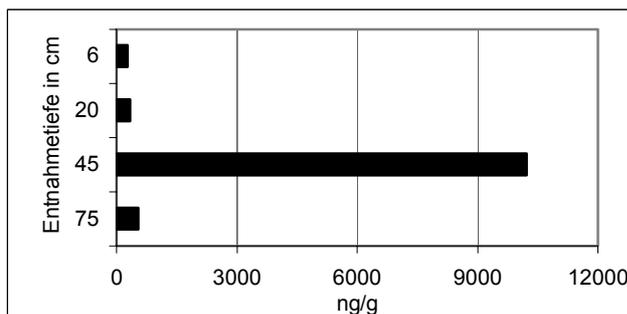


Abb. 9-5: ΣPAK im Feinboden UG3a Oberhang

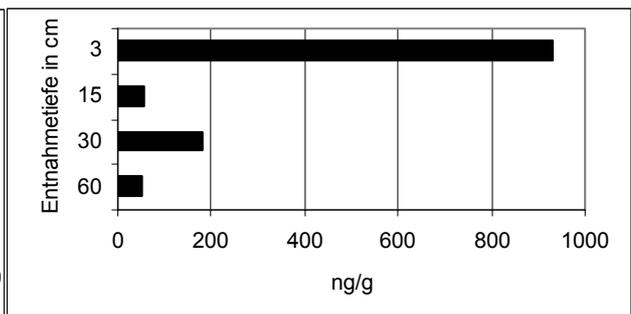


Abb. 9-6: ΣPAK im Feinboden UG3b Oberhang

Die höchsten mittleren PAK-Konzentrationen in der Bodenlösung wurden im UG6 und im UG1 ermittelt (Tab. 9-1), so dass sich ein Einfluss der Straßennähe (UG6 unmittelbar neben der Bundesstraße 80) und der verstärkten Immissionen im Stadtzentrum ableiten lassen könnten.

Tab. 9-1: Mittlere Konzentrationen (ng/l) der  $\Sigma$ PAK an Oberhängen der Untersuchungsgebiete

UG6	UG1	UG7	UG3	UG4
218	206	164	161	141

Die Spitzenwerte von Feinbodengehalten und Bodenlösungskonzentrationen können im Zusammenhang mit den stadtstrukturellen Begebenheiten schlüssig interpretiert werden. Aufgrund des geringen Datenumfanges (vgl. Anhang 8) sind die Aussagen zum PAK-Austrag unter Berücksichtigung der hohen Sorptionskapazität der Böden für PAK und der horizontbedingten Unterschiede nicht zu beweisen. Zudem sprechen die Ergebnisse von Kap.9.1 gegen einen merklichen Einfluss atmogener Immissionen auf das UG6. Letztendlich ist bei den Stoffen mit höherer Akkumulationstendenz, wie den PAK, nicht nur der Stoffaustrag in einer definierten Bodentiefe entscheidend, sondern die Bodenmächtigkeit bzw. der Abstand zum aquatischen System bestimmend. Insbesondere beim Vorhandensein unbelasteter Horizonte, bei geringen Fließgeschwindigkeiten bzw. langen Kontaktzeiten ist eine zunehmende Adsorption zu erwarten (WEIGAND 2000).

### 9.3 Weiterführende Betrachtungen und Zusammenfassung

Mit der parallelen Analyse verschiedener Stoffgruppen bzw. einzelner Stoffe können anhand des sickerwassergetragenen Stoffaustrages stadtstrukturelle Unterschiede herausgestellt werden. Im untersuchten Waldbereich ist im Untersuchungszeitraum kein messbarer Sickerwasseraustrag zustande gekommen. Trotz erhöhter Deposition (Auskämmeffekt) und der lateralen Stoffzufuhr aus der oberhalb gelegenen Großsiedlung stellt das UG3b damit keine Stoffquelle dar.

Die ermittelten Sickerwasserraten (Tab. 8-5) können als dominierender Faktor für die in Kap.9 getroffenen Aussagen ausgeschlossen werden. Beispielsweise findet in UG6 trotz der vergleichsweise geringen Sickerkerrate - infolge hoher Lagerungsdichten und geringer Sandgehalte im jAh - eine extreme Nitratverlagerung statt. Da derartige Bodenverhältnisse nicht in allen Erholungsgebieten anzutreffen sind, unterstreicht dies den potenziellen Einfluss intensiv genutzter Parkanlagen auf die Eutrophierung der Landschaft.

In älteren Stadtstrukturtypen ist die anthropogene Stoffzufuhr während der Bodenüberprägung der entscheidende Faktor. Durch die meist kleinflächige Flächenumgestaltung kommt es hier im Laufe der Zeit zu wiederholten Stoffeinträgen. So dokumentieren beispielsweise BRÜCKMANN et al. (1994) eine auffällige Konzentration hoher Schwermetallbelastungen im innerstädtischen Bereich Berlins, LEWANDOWSKI et al. (1998) wiesen maximale Schwermetallgehalte im Stadtzentrum Poznans nach und GARBE et al. (2003) haben die PAK-Spitzengehalte im Kerngebiet Wuppertals gemessen. Die jüngeren Strukturtypen zeichnen sich in Halle meist durch großflächige Umgestaltungen aus. Hier dominiert vor allem die aktuelle oder prä-urbane Nutzung die Quantität und Qualität des Stoffaustrages.

Um den Einfluss des Flächenalters nachzuweisen, wurden den „Saugkerzenhorizonten“ entsprechend der letzten Bodenüberprägung (Aufschüttung, Abtrag) Ränge zu gewiesen: UG8 < UG3a = UG4 < UG1 < UG6 < UG7 < UG2. UG5 und UG3b wurden außen vor gelassen, da keine anthropogene Substratlagerung vorliegt bzw. die Eigenschaften unter Wald zu anderen Ergebnissen führen. Es zeigt sich anhand von Korrelationen (Tab. 9-2), dass mit zunehmendem Alter die elektrische Leitfähigkeit sowohl in der Festsubstanz als auch in der Bodenlösung signifikant steigt. Es fällt auf, dass mehr Stoffgehalte aus den schwächeren Feinbodenextraktionslösungen bzw. aus der in situ gewonnenen Bodenlösung mit dem Flächenalter korrelieren als Königswasser-Gehalte. Diese positiven Korrelationen können mehrere Ursachen haben. Mit zunehmendem Alter verwittert das eingebrachte Skelett, so dass ein größerer mobiler Stoffgehalt für die Verlagerung zur Verfügung steht. Hierfür sprechen die Korrelationen zu den „Bauschutttracern“ Calcium, Sul-

fat und Zink. Mit zunehmendem Flächenalter steht mehr Zeit für einen nutzungsbedingten oder atmosphärischen Eintrag zur Verfügung, der sich ebenso in höheren mobilen Stoffgehalten äußern kann. Nutzungsbedingte, aktuelle Einträge sind vor allem bei den Hauptnährstoffen Nitrat und Phosphat zu sehen. Beide korrelieren negativ mit dem Flächenalter und stehen damit im Gegensatz zu Untersuchungen, die beispielsweise APPLEYARD et al. (1999) in Perth machten. Die Nährstoffe können im Laufe der Zeit zunehmend durch die Pflanzenaufnahme und die Mähgutabfuhr eliminiert werden. Ursächlich ist jedoch vorrangig die Anlage jüngerer Stadtgebiete in ehemaligen Ackerbereichen sowie teilweise die Nutzung als Parkanlage (UG6) und damit die Anreicherung mit Haustierexkrementen (vgl. PIETSCH & KAMIETH 1991) zu sehen.

Tab. 9-2: Spearman-Korrelationen mit dem Flächenalter

			elektrische Leitfähigkeit	Na	K	Mg	Ca	Cl	NO <sub>3</sub>	o-PO <sub>4</sub>	SO <sub>4</sub>	Zn	
Feinboden	HCl-HNO <sub>3</sub> -Aufschluss	r			0,45								
		p			0,006								
		n			37								
	NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub> -Aufschluss	r		0,60									
		p		0,000									
		n		37									
	H <sub>2</sub> O-Aufschluss	r	0,41	0,60		0,49	0,57	0,48	-0,48		0,57		
		p	0,011	0,000		0,002	0,000	0,003	0,003		0,000		
		n	37	37		37	37	37	37		37		
Bodenlösung (Mittelwerte)	r	0,53	0,56			0,47	0,49	-0,42	-0,39	0,66	0,43		
	p	0,001	0,000			0,004	0,003	0,009	0,021	0,000	0,008		
	n	35	37			36	36	37	35	36	36		

Einschränkend muss darauf hingewiesen werden, dass die Stichprobenzahl der untersuchten Stadtstrukturtypen sehr gering ist. Bei der Übertragung der Ergebnisse auf größere Flächen müssen deshalb vor allem unterschiedliche prä-urbane Verhältnisse Berücksichtigung finden. Bei großen Stadtvierteln wie z.B. den Großsiedlungen (Neustadt, Silberhöhe), die zwar nur einmal überbaut / überprägt wurden, aber deren Bau sich über Jahre hinzog, kann sich ein Wechsel in der Art und Weise der Baumaßnahmen im Stoffaustrag niederschlagen. So zeigte SAUERWEIN (2004) eine höhere Bodenbelastung im Bereich jüngerer Plattenbauten in Neustadt als in älteren Bereichen auf. Eine differenzierte Belastung kann sich in den Flussauen durch Hochwasserablagerungen ergeben (FIENEMANN 1994, FRÜHAUF & WINDE 1998).

Tab. 9-2 verdeutlicht außerdem, dass sickerwasserbasierte Einschätzungen des Stoffaustrages Feinbodenextraktionen vorzuziehen sind. Die Nutzung der Flächen bzw. die bezüglich der Dauer der Bodenbildungsprozesse häufigen Eingriffe in den Boden lassen Verlagerungstendenzen anhand horizontweiser Beprobungen nur schwer erkennen.

## 10 Auswirkungen des Stofftransportes auf aquatische Systeme

Das Gefährdungspotenzial urbaner Böden für Oberflächengewässer ist grundsätzlich von der Größe und der Lage der Gewässer abhängig. Befindet sich das Einzugsgebiet eines Bachs oder Standgewässers zum Großteil im Stadtgebiet, ist das Gewässer oft gänzlich stadttypisch verändert (SCHUHMACHER 1991). Urbane Böden herrschen jedoch nicht im gesamten, 13542ha großen halleschen Stadtgebiet vor. Nach KRUG (2002) beträgt der Anteil anthropogen überprägten Reliefs, sei es durch Auffüllung oder Abgrabung, 72%. Ein Großteil davon zählt zu den landwirtschaftlichen Nutzflächen. Wie bisher gezeigt werden konnte, sind vor allem bauschuttreiche Böden sowie spezielle Stadtstrukturtypen für den Stoffaustrag von besonderem Interesse. MACHULLA (2000) beziffert die Fläche, auf der Böden mit skelettreichem Bauschutt, Aschen oder Bergematerial anzutreffen sind, mit 11% der Stadtfläche. Konkrete Flächenangaben zu den Stadtstrukturtypen mit den zugehörigen mittleren Versiegelungsgraden können SAUERWEIN & FORNAÇON (2002) bzw. KOCH et al. (2004) entnommen werden.

Bei der Quantifizierung von Auswirkungen des sickerwassergetragenen Stofftransportes auf aquatische Systeme ergeben sich durch die punktuellen Messungen nicht nur in heterogenen urbanen Böden Skalierungsprobleme (vgl. MEIBNER 2000). Es soll in diesem Kapitel auf der Grundlage der erhobenen und vorhandenen Daten neben der Darstellung der Beeinflussung der aquatischen Systeme eine überschlägige Berechnung des gesamtstädtischen Einflusses vorgestellt und Messdaten in den aquatischen Systemen gegenübergestellt werden. Eine Analyse des Stoffeintrages in die Saale innerhalb des halleschen Stadtgebietes haben KOCH et al. (2005) vorgenommen. KOCH et al. (2004) belegten die stadtstrukturtypenabhängige Beeinflussung der oberflächennahen Grundwasserleiter in Halle.

### 10.1 Grundwasser

Da nur ca. 4% der Stadtfläche von Oberflächengewässern bedeckt sind (SAUERWEIN & FORNAÇON 2002), wird schnell klar, dass der Großteil der Bodensickerwässer das Grundwasser erreicht, bevor es evtl. die Oberflächengewässer speist. Zudem konnte in Kap.8 die (nur) lokale Relevanz des Hangzugwasserstroms gezeigt werden.

Vor allem im Kerngebiet sind nicht der sickerwassergetragene Stofftransport, sondern vor allem Kanalnetzleckagen für die schlechte Qualität des Grundwassers verantwortlich (KOCH et al. 2004). Wie oftmals in Bereichen maroder Kanalnetze festzustellen ist (LERNER et al. 1994, SCHULZ et al. 2005), ist auch im halleschen Kerngebiet die ortho-Posphatkonzentration extrem hoch. Weitere eindeutige Hinweise sind die Temperaturerhöhung, sowie hohe Kalium- und Nitratkonzentrationen (SCHÄFER 1999, WAKIDA & LERNER 2005). Ansonsten sind leicht verlagerbare Stoffe im Grundwasser des Kerngebietes kaum angereichert, da quasi eine Vollversiegelung vorherrscht und damit der Sickerwasserpfad ausgeschlossen wird. Die Grundwasserneubildung kann aufgrund der Kanalnetzleckagen trotzdem hoch sein (TRAUTH 1998).

Grundwasserpegel in kaum urban überprägten Grünlandbereichen am Stadtrand weisen die geringsten Belastungen auf (Tab. 10-1). Innerstädtische Grünanlagen können bedeutende Nährstoffquellen darstellen (TRAUTH 1998). Unter Wald sind vor allem die niedrigeren pH-Werte anhand höherer Schwermetallkonzentrationen ablesbar. In den gründerzeitlichen Bereichen (Blockrandbebauung) sind die bauschutthaltigen Böden hinsichtlich der Grundwasserverunreinigung dominant (KOCH et al. 2004). Deutlich tritt die Calcium- und Sulfatbelastung hervor (Tab. 10-1).

Durch die Ergebnisse des sickerwassergetragenen Stofftransportes im UG1 (vgl. Kap. 8.5) mit gründerzeitlichem (erstmaligem) Bebauungsalter lassen sich die Erkenntnisse aus Tab. 10-1 bestätigen. Zusätzlich zu den hohen Stoffgehalten weisen diese Böden nur ein geringes Stoffretentionspotenzial auf. In den Großsiedlungen ist der geringste Versiegelungsgrad vorzufinden. Hier werden insbesondere leicht mobilisierbare Stoffe wie Chlorid, Nitrat und Sulfat ins Grundwasser eingetragen. Die hohen eingetragenen NaCl-

Konzentrationen resultieren zum Großteil aus dem dichten Straßen- und Wegenetz in Verbindung mit der winterlichen Streusalzung. In Tomsk, wo die Streusalzausbringung intensiver abläuft, wiesen DUTOVA et al. (1999) Chloridanreicherungen, aber auch erhöhte Sulfatkonzentrationen bis in die tieferen Grundwasseraquifere nach. Zur Chloridanreicherung kann allerdings auch die Kanalexfiltration beitragen (TRAUTH 1998). Wie UG3a zeigt, sind die hohen Nährstofffrachten in den Großsiedlungen Folge der ehemaligen Ackernutzung. Lokal kann der anzunehmende hohe Kleintierbesatz diesbezüglich Probleme verursachen (vgl. UG6, WAKIDA & LERNER 2005). Die vertikale Phosphatverlagerung erfolgt wesentlich langsamer als beispielsweise bei Nitrat. Da in den ehemals landwirtschaftlich genutzten Bereichen die Phosphatwerte im Boden und im Bodensickerwasser sehr hoch einzuschätzen sind, ist im Zuge der langsamen Tiefenverlagerung bei geringen Grundwasserflurabständen erst in Zukunft mit höheren Phosphatkonzentrationen im Grundwasser zu rechnen. Das hohe Retentionspotenzial der halleischen Böden zeigt sich ebenso bei den Schwermetallen. Innerhalb der untersuchten Bereiche finden sich nur bei hoher Bauschuttkomponente (gründerzeitliche Viertel) oder niedrigeren Boden-pH-Werten (Wald) vermehrt Schwermetalle im Grundwasser (Tab. 10-1 und KOCH et al. 2004). Die Bleibelastung der untersuchten Böden stellt praktisch kein Problem für das Grundwasser dar. Die Kupferkonzentrationen im Bodensickerwasser bewegen sich auch ohne erhöhte Bauschuttkomponente oftmals im Bereich des Prüfwertes der BBODSCHV (1999) und führen zu leichten Anhebungen der Grundwasserkonzentrationen (KOCH et al. 2004). Die deutlichste Anreicherung im Grundwasser erfolgt bei Zink, ohne dass Prüfwerte im Grundwasser oder in der Bodenlösung überschritten werden. Ebenso tragen die übrigen Kat- und Anionen zur Verunreinigung des Grundwassers bei (vgl. Kap. 8.4). Ähnliche Beobachtungen in anderen Städten werden zumeist auf bauschutthaltige Böden zurückgeführt (MEUSER et al. 1998), was sich grundsätzlich mit den Untersuchungen in Halle deckt.

Tab. 10-1: Parameterdifferenzen von urban-beeinflussten und unbeeinflussten Grundwasserpegeln (nach KOCH et al. 2004)

		Kerngebiet	Blockrandbebauung	Großsiedlung	Grünland	Wald
Temperatur	K	3,1	1	2,7	-0,7	-0,4
Na	mg/l	12	94	93	52	41
K	mg/l	43	25	17	15	3
Mg	mg/l	3	57	42	12	8
Ca	mg/l	55	345	80	6	105
Cl	mg/l	27	222	240	137	95
NO <sub>3</sub>	mg/l	14	18	19	0	2
B	mg/l	0,1	0,8	0,1	-0,1	0,4
o-PO <sub>4</sub>	mg/l	4,3	0,8	0	0,1	0
SO <sub>4</sub>	mg/l	-7	690	234	4	246
Mn	mg/l	7,9	1,6	-0,1	0,8	4,5
Fe	mg/l	-0,1	4	-0,2	0	0,4
Cu	µg/l	1	19	5	11	30
Pb	µg/l	0,4	1,6	-1,4	-1,7	0,6
Zn	µg/l	56	31	58	49	89

Um den gesamtstädtischen Einfluss des sickerwassergetragenen Stoffaustrages auf das urbane Grundwasser darzustellen, ist aufgrund der geringen Anzahl der Messfelder eine großzügige Generalisierung notwendig (Tab. 10-2). Um eine größere Überschätzung zu vermeiden, wurde nach Möglichkeit der mittlere Stoffaustrag mehrerer UG verschiedenen Stadtstrukturtypen zugeordnet. So wurden die mittleren Stoffausträge der UG1 und 2 den älteren Stadtstrukturtypen Blockrandbebauung, Zeilenbebauung und ehemalige Dorfkerne (Typenklasse 1: 8,9%<sub>Stadtfläche</sub> ≅ 240ha bei ca. 80% Versiegelung) zugeordnet. Wie in Kap.9 sowie bei HOLLAND (1996) gezeigt wurde, kann bei hohem Alter des städtischen Strukturtyps von hohen Stoffgehalten im Boden durch vielfältige Einträge ausgegangen werden. Die UG3a, 4 und 6 stehen stellvertretend für die Großsiedlungen (Typenklasse 2: 5,5%<sub>Stadtfläche</sub> ≅ 400ha Freifläche bei 46% Versiegelung)

und UG8 für das Kerngebiet (Typenklasse 3:  $0,5\% \text{ Stadffläche} \cong 3,5\text{ha}$  bei 95% Versiegelung). Bis auf die Ein- und Zweifamilienhausbebauung sowie die Industriegebiete sind damit alle relevanten teilversiegelten Strukturtypen berücksichtigt worden. Ein größerer anthropogen bedingter Stoffaustrag kann darüber hinaus von den Kleingartenanlagen ausgehen (KOCH et al. 2002).

Tab. 10-2: Stoffeintrag (kg/a) ins oberflächennahe Grundwasser

		Typenklasse 1	Typenklasse 2	Typenklasse 3
Na	2002	664	2106	24
	2003	11438	1055	5
K	2002	1494	588	17
	2003	4798	159	3
Mg	2002	604	1868	27
	2003	3383	819	14
Ca	2002	15244	41938	382
	2003	76901	13107	241
Cl	2002	3857	4184	22
	2003	40100	3035	9
NO <sub>3</sub> -N	2002	216	14325	12
	2003	692	3945	0
o-PO <sub>4</sub> -P	2002	8	20	0
	2003	73	64	0
SO <sub>4</sub> -S	2002	10436	5542	51
	2003	102116	3885	58
Zn	2003	73,60	1,65	0,17
Cu	2002	0,71	7,88	0,13
	2003	8,35	3,60	0,07
Pb	2002	0,27	0,00	0,05
	2003	0,21	0,24	0,01
Mn	2002	0,77	27,16	0,03
Al	2002	0,45	0,57	0,08

Die größte stoffliche Belastung, die das Grundwasser im Stadtgebiet erreicht (Tab. 10-2), geht von den Bauschutttracern Calcium, Sulfat sowie Zink unter den Schwermetallen aus. In Typenklasse 2 werden erhebliche Nährstoffmengen in das Grundwasser eingetragen. Die 3. Typenklasse ist aufgrund der geringen Flächengröße sowie der hohen Versiegelungszahl von geringer Bedeutung für die sickerwassergetragene Grundwasserbelastung.

Die schon in Kap.8.5 beschriebenen Unterschiede der Stoffverlagerung in den hydrologischen Jahren 2002 und 2003 tritt beim Vergleich der Typenklassen ebenso wieder auf. Insbesondere unter Berücksichtigung der Löss-Schwarzerde als präurbane Leitbodenform stellen die bauschutthaltigen Böden (Typenklasse 1) eine gravierende anthropogene Veränderung dar. Die Filterwirkung und der

Wasserrückhalt dieser urbanen Böden ist gering. Einer stärkeren Grundwasserverunreinigung stehen die klimatischen Bedingungen im Mitteldeutschen Trockengebiet gegenüber. Dennoch erfolgt im Laufe der Zeit eine stadtstrukturtypische Aufkonzentration eingetragener Stoffe (Tab. 10-1, KOCH et al. 2004). Die Verunreinigung des urbanen Grundwassers verursacht im Abstrombereich Probleme (FOSTER et al. 1999) und kann die Oberflächengewässer nachteilig beeinflussen.

## 10.2 Standgewässer

Die chemische Gewässergüte der Standgewässer lässt nur wenig Rückschlüsse auf den Anteil einzelner Eintragspfade zu. Neben den atmosphärischen und boden- oder grundwassergetragenen Einträgen spielen vor allem im Kirchteich direkte Einleitungen und Zuflüsse eine prioritäre Rolle. Hinzu kommen nutzungsbedingte Nährstoffeinträge wie z.B. durch die Entenfütterung und Haustierexkremate. Durch dieses Ursachenbündel weisen viele urbane Standgewässer einen hohen Eutrophierungsgrad auf (SCHUHMACHER & THIESMEIER 1991, SCHNEIDER 1999, VEST 1999).

Der pH-Wert beider untersuchter Seen schwankt im Bereich von 7,4-8,2. Bis auf die primären Nährstoffe (N, P, K) werden die Stoffe im Seewasser akkumuliert (Tab. 10-3, Abb. 10-1) und geben somit kaum Aufschluss über die Größe des aktuellen Stoffeintrages. Die Stoffkonzentrationen der Bodenlösungen sind zumeist geringer als im Seewasser. Trotzdem tragen die Bodensickerwässer zur weiteren Stoffanreicherung bei. Im Mötztlicher Einbruchsee ist die Variabilität der Stoffkonzentrationen gegenüber den Bodensickerwässern wesentlich konstanter (Abb. 10-1). Nur im feuchten Winter 2002/03 sinken die Konzentrationen

nen verdünnungsbedingt deutlich. Dem gegenüber sind die Stoffkonzentrationen im Kirchteich durch die anthropogene Wasserzufuhr äußerst variabel (vgl. Abb. 10-2).

Tab. 10-3: Parametermittelwerte der untersuchten Standgewässer

hydrologisches Halbjahr	Kirchteich				Kleiner Mötzlicher Einbruchsee			
	Winter '02	Sommer '02	Winter '03	Sommer '03	Winter '02	Sommer '02	Winter '03	Sommer '03
pH-Wert	7,8	8,0	7,4	7,7	8,1	8,0	7,8	7,7
Eh [mV]	136	135	180	163	101	141	166	99
E [mS/cm]	3,4	2,8	3,1	2,7	3,0	3,1	2,7	2,8
KH [mmol/l]	5,4	4,9	5,7	5,8	5,6	4,6	7,1	5,4
O <sub>2</sub> [mg/l]	7,9	11,7	7,5	7,7	9,4	6,3	10,3	3,9
Na [mg/l]	179	121	100	106	205	210	129	164
K [mg/l]	16,7	12,2	7,9	11,0	7,6	7,5	4,6	5,5
Mg [mg/l]	164	108	77	86	131	127	73	99
Ca [mg/l]	354	247	162	183	357	301	199	255
Cl [mg/l]	681	505	580	446	258	284	220	229
NO <sub>3</sub> [mg/l]	0,5	0,6	3,7	5,9	0,5	0,5	0,5	0,5
o-PO <sub>4</sub> [mg/l]	0,1	0,1	0,1	0,5	0,1	0,1	0,1	0,1
SO <sub>4</sub> [mg/l]	659	608	608	561	1113	1224	1013	1108
Pb [µg/l]	4,9	4,0	1,0	1,3	2,0	6,9	0,8	1,2
Cu [µg/l]	5,8	16,0	20,4	15,3	7,3	17,2	15,9	18,6
Zn [µg/l]		97,8	76,7	41,5		37,6	58,3	
Mn [µg/l]	861	345			369	1093		
Al [µg/l]	11,9	20,0			20,5	25,9		

Beide Seen sind nach den Werten gemäß Tab. 10-3 als polytroph einzustufen. Ähnlich der Grundwasserbelastung sind Schwermetalle nicht das Hauptproblem der Standgewässer. Selbst im Sediment sind die Gehalte eher niedrig (HECKNER 2003). Hingegen lässt sich über die Anreicherung der sekundären Nährstoffe der Einfluss des Seewassers in den ufernahen Bereichen bzw. in den dortigen Saugkerzen dokumentieren. In Abb. 10-1 wird die Beeinflussung der Unterhangbereiche bis hin zur Mittelhangsaugkerze in 60cm Tiefe im UG7 durch das Seewasser offensichtlich. In UG6 am Kirchteich ergibt sich ein ähnliches Bild, wobei hier der enorme Harnstoffeintrag am Oberhang die Unterschiede zwischen den Stoffkonzentrationen an den Hangbereichen und dem Seewasser verwischt.

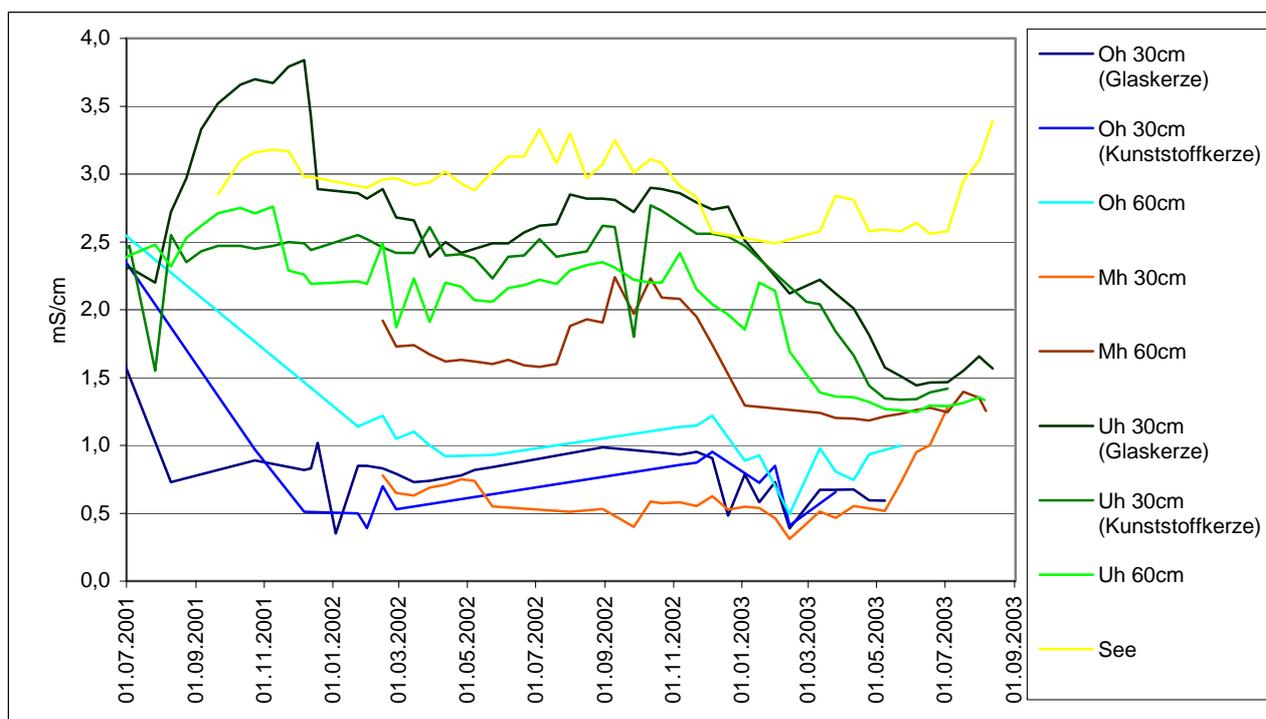


Abb. 10-1: Gang der elektrischen Leitfähigkeit im UG7

Die Hauptnährstoffe N, P und K weichen von dem Bild in Abb. 10-1 ab. Nitrat und ortho-Phosphat liegen zumeist unter der Nachweisgrenze. Der rasche Verbrauch dieser Nährstoffe ist als Folge der hohen Biomassenproduktion anzusehen. Abb. 10-2 zeigt den zeitlich leicht verzögerten Anstieg der Sauerstoffsättigung nach den Nitrat-Peaks im Sommerhalbjahr 2003 im Kirchteich. 2002 konnten keine relevanten Nitratkonzentrationen nachgewiesen werden. Das ist auf die bessere Verdünnung des Seewassers durch die anthropogene Grundwassereinleitung (Grundwasserabsenkung in Halle-Neustadt) nach niederschlagsreichen Perioden zurückzuführen. Aber auch 2002 folgen den maximalen Sauerstoffsättigungen Phasen mit teilweise akutem Sauerstoffmangel. Der Mötzlicher Einbruchsee wird nicht durch direkte Einleitungen belastet. Sein Ufer wird außerdem durch einen breiten Röhrichtgürtel gesäumt, so dass die laterale Nährstoffzufuhr über das Bodenwasser das freie Wasser nicht erreicht. So sind in Tab. 10-3 die Nährstoffkonzentrationen im Mötzlicher Einbruchsee kleiner als im Kirchteich. Infolge dessen weist der Mötzlicher Einbruchsee einen ausgeglicheneren Jahresgang auf. Trotzdem werden im Sommer sehr kritische Werte der Sauerstoffsättigung erreicht (Abb. 10-2). Das ist einerseits im Seesediment als Nährstoffquelle (HECKNER 2003) und andererseits in der geringen Tiefe im Zusammenhang mit fehlendem Schattenwurf begründet. Der Sauerstoffgehalt sinkt im Gegensatz zum Kirchteich, wo die Biomassenproduktion und der -abbau den Gang des Sauerstoffgehaltes prägt, signifikant mit steigender Temperatur ( $n=30$ ;  $p=0,002$ ;  $r=-0,53$ ). Mitunter sinkt auch das Redoxpotenzial im Mötzlicher Einbruchsee bis in den negativen Bereich. Ansonsten bewegt es sich in beiden Seen wie in den Bodenlösungen zwischen 100-250mV.

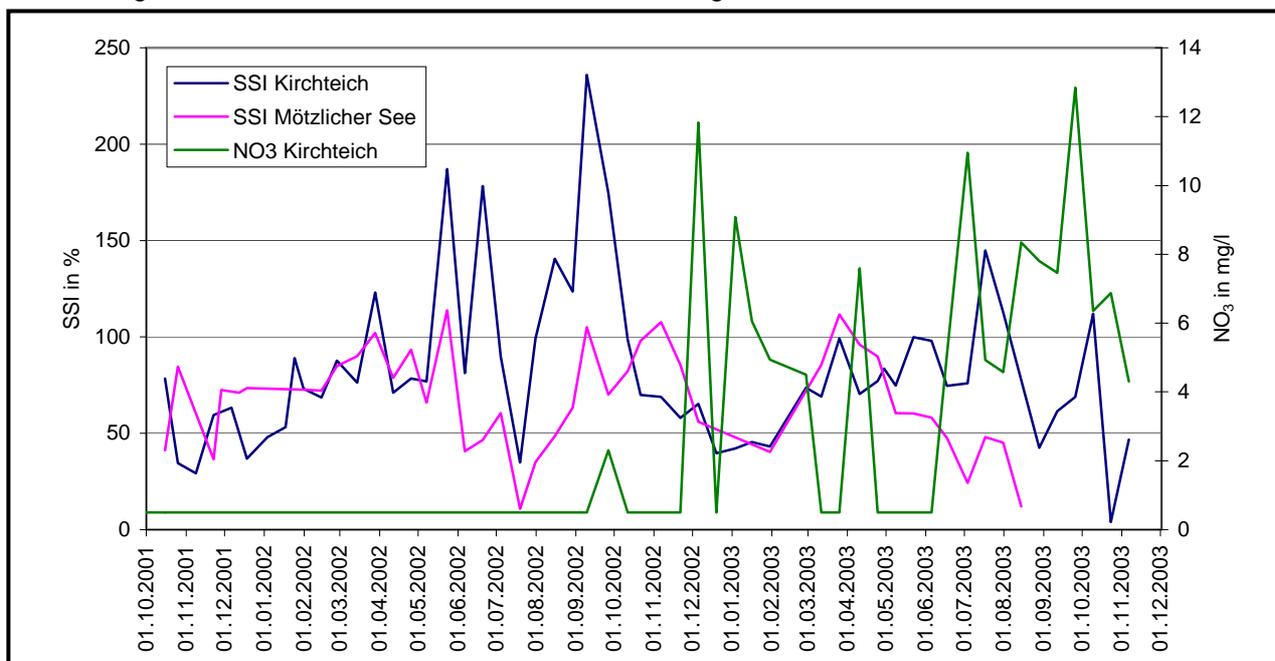


Abb. 10-2: Gang der Sauerstoffsättigung in den untersuchten Standgewässern

### 10.3 Fließgewässer

Die Fließgewässer werden in wesentlich größerem Ausmaß als die untersuchten Standgewässer im urbanen Raum durch Direkteinleitungen beeinträchtigt. Schon die elektrische Leitfähigkeit der Bodensickerwässer verdeutlicht darüber hinaus deren Einfluss (Tab. 8-6). So bezeichnet der DVWK (1993) einen Salzgehalt bis zu 1mS/cm in Fließgewässern als erträglich. Wasser mit einem Salzgehalt  $> 0,7\text{mS/cm}$  wird als mineralreich eingestuft. Im urbanen Raum kann man dies als verschmutzt bezeichnen. Trotzdem ist eine qualitative Verschlechterung anhand mittlerer jährlicher Stoffkonzentrationen nur ansatzweise belegbar (Tab. 10-4).

Tab. 10-4: Stoffkonzentrationen in Fließgewässern (O<sub>2</sub>: Perzentil 0,1; Rest: Perzentil 0,9; Schwermetalle in µg/l; Rest in mg/l) und Gewässergüteklassen (verändert nach KOCH et al. 2005)

Jahr	Morler Bach	Hechtgraben		Beesener Bach		Saale				
	Unterlauf	Stadtforststr.	Zum Teich	Oberlauf	Unterlauf	Rockendorf	Holzplatz		Lettin	
		Oberlauf	Unterlauf			Stadteingang	zentral	Stadtausgang		
	2003/04	2002	2002	2003	2003	2003	2002	2003	2002	2003
O <sub>2</sub>	5,7 <sup>II-III</sup>	1,2 <sup>IV</sup>	4,3 <sup>III</sup>	2,4 <sup>III-IV</sup>	3,7 <sup>III-IV</sup>	6,4 <sup>II</sup>	6,1 <sup>II</sup>	5,7 <sup>II-III</sup>	7,3 <sup>II</sup>	6,0 <sup>II</sup>
Na	239	146	140	86	92	131	98	124	97	151
K	17	58	31	13	15	14	15	13	14	16
Mg	81	48	42	80	90	40	35	35	35	39
Ca	401	383	327	286	282	173	220	160	212	174
Cl	373 <sup>III</sup>	175 <sup>II-III</sup>	194 <sup>II-III</sup>	119 <sup>II-III</sup>	118 <sup>II-III</sup>	296 <sup>III</sup>	183 <sup>II-III</sup>	269 <sup>III</sup>	181 <sup>II-III</sup>	275 <sup>III</sup>
NO <sub>3</sub> -N	7,8 <sup>III</sup>	10,2 <sup>III-IV</sup>	5,1 <sup>III</sup>	4,4 <sup>II-III</sup>	3,9 <sup>II-III</sup>	8,9 <sup>III</sup>	6,3 <sup>III</sup>	8,6 <sup>III</sup>	6,4 <sup>III</sup>	8,9 <sup>III</sup>
o-PO <sub>4</sub> -P	0,13 <sup>II-III</sup>	0,38 <sup>III</sup>	0,06 <sup>II</sup>	0,02 <sup>I</sup>	0,02 <sup>I</sup>	0,12 <sup>II-III</sup>	0,13 <sup>II-III</sup>	0,10 <sup>II</sup>	0,15 <sup>II-III</sup>	0,09 <sup>II</sup>
SO <sub>4</sub>	952 <sup>IV</sup>	930 <sup>IV</sup>	677 <sup>III-IV</sup>	870 <sup>IV</sup>	891 <sup>IV</sup>	407 <sup>III-IV</sup>	339 <sup>III</sup>	407 <sup>III-IV</sup>	360 <sup>III</sup>	412 <sup>III-IV</sup>
Al		0,25	0,18				0,08		0,15	
Pb	1,3 <sup>I-II</sup>	20,5 <sup>III-IV</sup>	40,4 <sup>IV</sup>	2,2 <sup>II</sup>	1,6 <sup>I-II</sup>	3,3 <sup>II</sup>	22,3 <sup>III-IV</sup>	3,2 <sup>II</sup>	59,5 <sup>IV</sup>	2,5 <sup>II</sup>
Cu	17,8 <sup>III-IV</sup>	38 <sup>IV</sup>	28 <sup>III-IV</sup>	35 <sup>IV</sup>	26 <sup>III-IV</sup>	34 <sup>IV</sup>	19 <sup>III-IV</sup>	33 <sup>IV</sup>	22 <sup>III-IV</sup>	45 <sup>IV</sup>
Zn	13,8 <sup>II</sup>			65 <sup>III-IV</sup>	95 <sup>III-IV</sup>	85 <sup>III-IV</sup>		108 <sup>III-IV</sup>		82 <sup>III-IV</sup>
Mn		777	591				96		141	

Vor allem die kleineren Fließgewässer Hechtgraben und Beesener Bach durchlaufen teilweise Bereiche ohne intensive anthropogene Beeinflussungen. In diesen Bereichen bessert sich die Qualität merklich. Die Stoffkonzentrationen des Morler Baches sind durch die landwirtschaftlichen Flächen im Einzugsgebiet zu meist höher als die Werte der anderen beiden kleineren Fließgewässer am Unterlauf. In der Saale sind praktisch keine Veränderungen feststellbar (Tab. 10-4). KOCH et al. (2005) konnten jedoch anhand von Frachtberechnungen und unter ansatzweiser Berücksichtigung der Selbstreinigung zeigen, dass diese geringen Veränderungen über den innerstädtischen Stoffeintrag hinwegtäuschen (Tab. 10-5). Insbesondere im Winter erfolgt ein verstärkter Stoffeintrag, der unter anderem auf dem Austausch mit dem urbanen Grundwasser sowie dem Sickerwassertransport beruht. Die Quantifizierung der Befrachtung über das urbane Grundwasser wäre nur mit detaillierten Daten zum Grundwasserfließverhalten in Verbindung mit den Saalewasserständen und entsprechenden Wasseranalysen möglich. Ein stärkerer Austausch des Saalewassers mit dem Grundwasser ist beispielsweise im Bereich der Wehranlagen und der Grundwasserhebungen in Halle-Neustadt vorstellbar. Um eine grobe Vorstellung der Stoffbefrachtung der Saale durch die halleschen urbanen Böden zu gewinnen, soll im Folgenden ein Rechenbeispiel (Tab. 10-5) vorgestellt werden. Die Berechnung der Gesamt-Stoffeinträge in die Saale wurde detailliert in KOCH et al. (2005) beschrieben. Dem Sickerwassereintrag liegt die Annahme zugrunde, dass nicht nur das Hangzugwasser direkt die Oberflächengewässer erreicht. Durch die nachgewiesene stadtstrukturell bedingte Grundwasser-

veränderung steuert das Bodensickerwasser den Stoffaustausch von Grund- und Saalewasser. Da sich nach Kap.8.7 der sickerwassergetragene Austrag langfristig kaum ändert, wird in Tab. 10-5 davon ausgegangen, dass sich der aktuelle Stoffeintrag über das Grundwasser sehr ähnlich den ermittelten Sickerwasserfrachten verhält. Die dem Sickerwassereintrag (Tab. 10-5) zugrunde liegende Stofffracht ist der Mittelwert aller Messfeld-Oberhänge im hydrologischen Winter 2003. Die Fläche ergibt sich aus der halleschen Stadtfläche abzüglich der Wald- und Gewässerbereiche sowie der landwirtschaftlichen Nutzfläche gemäß SAUERWEIN & FORNAÇON (2002) bei einer angenommenen mittleren Versiegelung von 40%.

Tab. 10-5: Stoffeinträge in die Saale im halleschen Stadtgebiet im hydrologischen Jahr 2003

	Na (kt)	K (kt)	Mg (kt)	Ca (kt)	Cl (kt)	NO <sub>3</sub> -N (kt)	o-PO <sub>4</sub> -P (t)	SO <sub>4</sub> -S (kt)	Zn (t)	Cu (t)	Pb (t)
Sommer 2003	10,9	12,8	9,2	8,1	3,3	6,4	6,0	1,0	0,1	23,0	3,6
Sommer 2003*	12,2	17,9	11,2		5,6		9,6		2,2	24,8	390,5
Winter 2003	14,4	17,1	16,0	9,8	10,1	6,4	21,1	3,3	15,8	9,4	1,9
Winter 2003 *	31,4	25,0	32,4	23,9	18,7	9,1	42,0	5,0	23,8		
<i>Sickerwassereintrag</i>	<i>0,1</i>	<i>0,0</i>	<i>0,0</i>	<i>0,7</i>	<i>0,3</i>	<i>0,1</i>	<i>0,8</i>	<i>0,7</i>	<i>0,6</i>	<i>0,1</i>	<i>0,0</i>
<i>Winter 2003</i>	<i>0,6%</i>	<i>0,2%</i>	<i>0,2%</i>	<i>6,8%</i>	<i>3,0%</i>	<i>0,9%</i>	<i>4,0%</i>	<i>20,3%</i>	<i>3,5%</i>	<i>1,2%</i>	<i>0,3%</i>

\* unter Berücksichtigung der Stoffretention

Nach Tab. 10-5 sowie KOCH et al. (2005) sind neben den untersuchten Schwermetallen vor allem Kalium, Nitrat und Sulfat als Problemstoffe der halleschen Fließgewässer anzusehen. Ohne Berücksichtigung der Stoffretention bei der Frachtberechnung der Saale zeigt sich in Tab. 10-5, dass der sickerwassergetragene Stofftransport zumeist für nur wenige Prozent der Saale-Belastung verantwortlich zeichnet. Auffällig ist der deutliche Anstieg des Eintrages im Winter. Nach Tab. 10-5 können 20% der Sulfatbelastung auf den sickerwassergetragenen Stoffaustausch aus urbanen Böden zurückgeführt werden. Erklärbar ist dieser Umstand mit den geogenen Bedingungen im halleschen Stadtgebiet. Sulfat ist jedoch auch ein Bauschutttracer. Der Einfluss bauschutthaltiger Böden wird durch die Zahlen des Calcium-, Zink- sowie des Kupfereintrages bestätigt. Ebenfalls bedeutsam ist der Phosphat- und Chlorideintrag. Hierfür müssen vor allem die (ehemals) landwirtschaftlich genutzten Böden und die winterliche Streusalzung verantwortlich gemacht werden. Wesentlich brisanter wird die Stoffeintragssituation unter Berücksichtigung der Retention in der Saale (Tab. 10-5). Allerdings ist auch zu berücksichtigen, dass wahrscheinlich ein Großteil der von KOCH et al. (2005) berechneten Phosphateinträge im halleschen Stadtgebiet durch Remobilisierung aus den stark phosphathaltigen Saaleschlammern (HECKNER 2003) stammen. Nach Untersuchungen von VEST (1999) kann bei höheren Abflüssen eine immense Phosphatremobilisierung erfolgen. Eine weitere P-Quelle sind die Regenüberläufe der Mischwasserkanalisation. Es wird von einem jährlichem Mischwassereintrag von 936000m<sup>3</sup> ausgegangen (MZ 2005).

Alles in allem ist der Einfluss der urbanen Böden auf die Stofffracht der Saale selbst unter den beschriebenen Annahmen gering. Das ist natürlich in der Höhe des Saaleabflusses im Mitteldeutschen Trockengebiet begründet. Bei kleineren Fließgewässern ist die Relevanz anders einzuschätzen. KOCH et al. (2005) zeigen am Beispiel des Hechtgrabens, dass hier verschiedene Gewässerabschnitte mit erhöhter Stoffzufuhr bestehen. In anthropogen weniger überbauten Bereichen und infolge der hohen Biomassenproduktion in diesen abflussarmen innerstädtischen Fließgewässern erreichen die im Längsprofil erfassten maximalen Stoffkonzentrationen dieser Bäche und Gräben die Saale nicht (KOCH et al. 2005).

## 11 Ausblick und Handlungsempfehlungen

Die größten Gefährdungen für aquatische Systeme sind im **Verlagerungs- und Bewirtschaftungsrisiko** (Abb. 1-1) der Böden zu sehen. Ein erhöhter Stoffaustrag droht vor allem in den sandigen, skelettreichen und lockeren Böden im UG1 und UG2. Diese Standorte zeichnen sich darüber hinaus durch allgemein hohe Stoffgehalte aus. Auswirkungen klimatischer Unterschiede innerhalb der Stadt auf den Stofftransport sind durch die eigenen Messungen als vernachlässigbar einzustufen. Die geringen Niederschläge im langjährigen Durchschnitt am Rande des Mitteldeutschen Trockengebietes sorgen für einen mäßigen Sickerwasseranfall. In niederschlagsreicheren Gegenden kann bei ähnlicher Bodengenese eine wesentlich höhere Belastung der aquatischen Systeme durch urbane Böden unterstellt werden. Das belegen z.B. Sickerwasseruntersuchungen von DÄUMLING (1997) unter Gehölzbeständen in Hamburg.

Das **Bewirtschaftungsrisiko** schlägt sich in Form der Stadtstrukturtypen nieder. Die Nutzungsintensität kommt zum einen in der Anzahl und Dauer der anthropogenen Bodenüberprägung zum Ausdruck. Zum anderen führt die aktuelle Nutzung, wie z.B. die intensive Nutzung als Erholungsgebiet (UG6), zu deutlichen Unterschieden der Gewässerbelastung. An allen untersuchten Standorten müssen die ausgetragenen Frachten des einen oder anderen Stoffes als hoch eingestuft werden. In Hinblick auf die Leitbilder der Stadtentwicklung würden bei einer größeren Flächenausdehnung der Stadt zwar mehr Bereiche anthropogen überprägt, aber maximale Belastungen, die z.B. durch die Erholungsnutzung entstehen können, würden sich besser verteilen. Die resultierenden geringeren Belastungsschübe könnten besser abgepuffert werden. Bei der kompakten Stadt droht eine stärkere Eutrophierung, Übernutzung und ökologische Verödung einzelner Gewässer. Letztendlich müssen Vor- und Nachteile anhand der lokalen Verhältnisse abgewogen werden. Stadtböden können z.B. bezüglich des Stoffaustrages gegenüber natürlichen Böden Vorteile aufweisen. So besitzen die urbanen Böden Oberhausens gegenüber den natürlichen, sandig-kiesigen Böden ein hohes Wasser- und Stoffretentionspotenzial (SCHRAPS et al. 2000). Auch KAHLE (2001) geht bei langjährig genutzten Garten- und Wohnstandorten infolge der Akkumulation organischer Bodensubstanz von einer hohen Retardation kationischer Nähr- und Schadstoffe aus. Die untersuchten hallesischen Böden zeigen ungünstigere Stoffretentionseigenschaften als den ehemals verbreiteten natürlichen Schwarzerdegesellschaften zuzuschreiben ist. Damit ist auch das **Befruchtungsrisiko** mit Xenobiotika höherer Matrixaffinität erhöht. Die Belastung der aquatischen Systeme ist allerdings auch bei höheren Schwermetallgehalten im Boden infolge der im langjährigen Mittel niedrigen Sickerwasserrate (SCHRÖTER 1991, MÜLLER et al. 2001) kein akutes Problem. Außerdem ist unklar, inwieweit die prä-urbanen Böden ohne gravierende Veränderungen „nur“ überdeckt sind (KRUG 2002, SAUERWEIN 2004).

Als vordergründige Problemstoffe haben sich bei den eigenen Untersuchungen die Nährstoffe herauskristallisiert. Sie tragen vor allem auf ehemaligen Ackerstandorten sowie bei Harnstoff- oder Müllanhäufung zur Belastung bei. Das Befruchtungsrisiko ist hinsichtlich Nitrat am größten. Es werden bis zu 100kgN/ha\*a ausgetragen. Aber auch stärker adsorbierbare Nährstoffe wie z.B. Phosphat (bis 3kg/ha\*a) oder Kalium (50kg/ha\*a) führen durch die (ehemalige) Nutzungsintensität zur Beeinträchtigung der aquatischen Systeme. Neben grundsätzlichen Anforderungen an die Nutzung der Kulturlandschaft wie eine angepasste Düngung oder der ordnungsgemäßen Müllentsorgung kann eine geringere Nutzungsintensität (z.B. durch erhöhte Grünflächenanzahl) Chancen für eine schonendere Nutzung bieten.

Bei bestehenden Nährstoffüberangeboten oder Schadstoffanreicherungen bestehen nur zwei Möglichkeiten Abhilfe zu schaffen. Es kann der Boden ausgetauscht werden, was aufgrund der Flächengrößen unrealistisch ist. Außerdem werden nicht zwangsläufig entsprechende Grenzwerte überschritten. Vor allem bei kleineren (Stand-)Gewässern und/oder bei klimatisch bedingt geringer Speisung der Gewässer müssen jedoch nicht erst (momentan bestehende) Schadstoff-Grenzwerte überschritten werden, um eine

nachhaltige Beeinträchtigung hervorzurufen. Deshalb erscheint es effektiver an der Minimierung des Stofftransportes aus den urbanen Böden anzusetzen.

Gemäß der eingangs (Kap.1.2) gestellten Frage - Wie kann der sickerwassergetragene Stofftransport ggf. minimiert werden? – ist zunächst festzuhalten, dass eine Minderung des Stofftransportes möglich ist und angestrebt werden sollte. Der Stofftransport kann durch die Abfuhr anfallender Biomasse (Mähgut, Streu) gelenkt werden. Hierbei wird jedoch mittelfristig die Sorptions- und Retentionsfähigkeit der Böden durch den Mangel an Humus verringert. Ein weiterer Ansatz besteht in der Minderung des Sickerwasseranfalls durch die Steigerung der Evapotranspiration. Insbesondere an Hängen sollten monotone Grünlandflächen ohne tiefer wurzelnde Gehölze vermieden werden. So kann der Bodenwasservorrat besser ausgeschöpft, der Hangzugwasserstrom gegebenenfalls abgeschwächt und die erosive Hanglänge verkürzt werden. Eine „Bewaldung“ beschleunigt wiederum die Versauerung und damit die potenzielle Schadstoffmobilisierung, so dass die Stoffgehalte des Bodens auf jeden Fall Grundlage der Stadtplanung sein sollten. Die Ergebnisse aus UG3b machen jedoch ganz klar deutlich, dass ein Sickerwasseraustrag unter Wald in Halle quasi ausgeschlossen werden kann. MEIßNER et al. (1997) zeigen darüber hinaus einen deutlichen Rückgang der Stickstofffrachten nach wenigen Jahren der Aufforstung. Unter diesem Gesichtspunkt ist der geplante Stadtwald zum 1200 jährigen Jubiläum der Stadt Halle in der Silberhöhe sehr zu begrüßen.

Eine geringere Grundwasserneubildung ist in Bezug auf die Stoffverlagerung außerdem als günstig zu bewerten (WERNER & WODSAK 1994), da infolge der gebremsten Verlagerungsgeschwindigkeit Abbauprozesse im Boden länger und intensiver wirken. So zeigt der Vergleich von UG3a (Mähwiese) und UG4 (unbewirtschaftet, Gras mit Hochstauden) bei ähnlicher Bodengenese einen um ca. 2/3 geringeren Sickerwasseranfall und einen niedrigeren Stoffaustrag im UG4. Lediglich der Phosphataustrag ist infolge der Ablagerung nährstoffreicher Substrate in tieferen Bereichen im UG4 höher. Wie dieses Beispiel zeigt, kann schon eine Verringerung der Mahd-Häufigkeit infolge der gesteigerten Wuchshöhe die Evapotranspiration steigern und Erfolge bei der Reduktion des Stoffaustrages herbeiführen. Tiefer wurzelnde Arten können darüber hinaus Stoffe in den Kreislauf der gesamten Vegetation zurückführen. Vielfach existieren große Rasenflächen ohne intensive Nutzung durch Erholungssuchende, so dass eine ständige Limitierung der Wuchshöhe unnötig ist.

Ein Großteil der Bevölkerung entflieht der Stadt, um Erholung in naturnäherer Umgebung zu genießen. Die Naturlandschaft unterliegt keinen anthropogenen Gesetzmäßigkeiten, die z.B. schon mit der meist geometrischen Anordnung im städtischen Bereich beginnen. Warum sollte sich das Schönheitsideal der Naturlandschaft nicht im Kleinen auf städtische Grünflächen übertragen lassen? Warum müssen diese Flächen strikten Bewirtschaftungsplänen unterworfen sein? Der urbane Raum muss als „genutzte Kulturlandschaft mit vielfältigen Funktionen“ (BREUSTE 2000, S. 48) verstanden werden. Mit einer veränderten Artenzusammensetzung bisheriger monotoner urbaner Rasenflächen könnte der ästhetische Wert gesteigert werden, der urbane Raum eine noch größere Rolle beim Schutz verdrängter Arten sowie der Erhöhung der Flächen- und Biodiversität übernehmen und „nebenbei“ mit der Limitierung des Stoffaustrages und –ferntransportes die Belastung von Ökosystemen außerhalb des urbanen Raumes reduzieren. Ein weiterer Ansatz ist ein Umschwenken von Raritätenschutz in Richtung des bedürfnisorientierten Naturschutzes im urbanen Raum (BREUSTE 2000).

Neben den Grünflächen sind die Oberflächengewässer Anziehungspunkt der erholungssuchenden Bevölkerung. Urbane Standgewässer werden oftmals von der Spitze der Nahrungspyramide gesteuert, so dass die Stoffkreisläufe beschleunigt werden und dichte „Wasserblüten“ die Folge sind (SCHMIDT 1991). Die starke Nutzung und meist uneingeschränkte Zugänglichkeit des Uferbereichs führt zur Einschränkung der Litoralvegetation und zur direkten Nährstoffzufuhr über die Entenfütterung und Hundeexkremente (VEST 1999). Das ist vor allem am Kirchteich zu beobachten. Eine Förderung der Litoralvegetation kann den Stoffeintrag signifikant mindern. SCHMIDT (1991) empfiehlt beispielsweise den Igelkolben (*Sparganium L.*)

wegen seiner mechanischen Belastungsresistenz. Außerdem findet ein Großteil der von einem Gewässer ausgehenden Grundwasserneubildung vorrangig im Litoralbereich statt, so dass hier einer intakten Vegetation als Filter hohe Bedeutung zukommt. Die ökologische Vielfalt in und an urbanen Gewässern steigert die Besucherfrequenz sowie die Zahl der möglichen Nutzungen (SCHNEIDER 1999).

Der Stoffvorrat im Kreislauf Pflanze-Boden kann nicht durch die Evapotranspirationserhöhung reduziert werden, so dass Biomassenabfuhr und Evapotranspirationssteigerung je nach lokalen Randbedingungen zur Frachtminimierung zu kombinieren sind. Vor allem bei kleineren Standgewässern muss berücksichtigt werden, dass die Minderung der Sickerwassermenge zu erhöhten Stoffkonzentrationen des Sickerwassers führt und das Gewässer unter Umständen intensiven Belastungsspitzen ausgesetzt ist. Bestehen keine gravierenden Probleme hinsichtlich der Nährstoffgehalte im Boden oder hoher Schadstoff-Immissionswerte (NORRA 2001), sollte die Entnahme von Biomasse weitestgehend unterbleiben, um den Aufbau eines humosen Oberbodens zu fördern (SAUERWEIN 2004). Selbst hierbei ist bei den oftmals sandigen Substratverhältnissen eine Steigerung des Wasserretentionsvermögens und der Verlagerungsgeschwindigkeit zu erwarten. Zahlreiche Schadstoffe werden außerdem zumindest temporär durch die organische Substanz immobilisiert. WANG (1995) stellte fest, dass die organische Substanz durch deren leichten Abbau und die Funktion als Träger und Aktivator für Schwermetallkomplexe keine wirksame Schwermetallimmobilisierung herbeiführt. Ein optimiertes Wirkungsgefüge von organischen Bestandteilen im Oberboden, den bestehenden hohen pH-Werten und teilweise hohen Carbonatgehalten im Unterboden sowie geringen mittleren Sickerwasserraten kann dennoch den Schadstoffaustrag aus den halleischen Böden weiter minimieren.

Weiterhin könnte die Geschwindigkeit der Stoffverlagerung in die Gewässer und die Beeinträchtigung der aquatischen Systeme durch die konsequentere Anwendung bestehender Gesetze gemindert werden. So würde die Einhaltung der festgeschriebenen Gewässerschonstreifen die ökologische Qualität urbaner Oberflächengewässer erhöhen und die weitere Reduzierung der Einleitung ungeklärter Abwässer die Gewässergüte verbessern (ATV 2001). Hier besteht mit Sicherheit Potenzial bei entsprechenden Neuplanungen,



Abb. 11-1: Revitalisierter Bereich des Beesener Bachs

Umnutzungen und anderweitigen Verfahren. Das Beispiel der Revitalisierungsmaßnahme am Beesener Bach (Abb. 11-1) verdeutlicht, dass naturnähere Bereiche durch die erholungssuchende Bevölkerung sehr gut angenommen werden und damit andere Bereiche entlastet werden können. Außerdem kann hier durch die Freilegung des Gewässers und die Integration eines Teiches relativ unbelastetes Niederschlagswasser von versiegelten Flächen langsamer abgeführt werden und einer qualitativen Verbesserung (KOCH et al. 2005) unterzogen werden.

Vielfach wird über die Eignung von Böden in Nachbarschaft zu bebauten Flächen zur Niederschlagsversickerung oder über die Flächenentsiegelung diskutiert (FRÜHAUF et al. 1990, PAULEIT 1998, BBODSCHG 1998, BVB 1999, HEINRICH et al. 1999, Warnars et al. 1999, ATV-DVWK 2001, GUNREBEN 2001, WERHEIT 2002, PINNEKAMP & KÖLLING 2005, KOLB 2005a,b). Neben der Minimierung des direkten Abflusses soll dadurch unter anderem einerseits der Grundwasserabsenkung entgegengewirkt und andererseits die Qualität der Grundwässer erhöht werden, um ggf. die lokale Trinkwassergewinnung zu verbessern oder die Nutzbarkeit von Notwasserbrunnen zu sichern. Sind keine Belastungen des Niederschlagswassers zu be-

fürchten, ist beispielsweise laut Wassergesetz des Landes Sachsen-Anhalt die Versickerung gegenüber einer Einleitung in Oberflächengewässer zu befürworten. An den eigenen Untersuchungsstandorten ist eine gezielte Oberflächenwasserversickerung infolge der Hanglage selbstverständlich auszuschließen. Ebenso sind die Infiltrationsleistungen nach ATV-DVWK (2002) nicht für eine zusätzliche Wasserinfiltration geeignet. Selbst bei besserer Durchlässigkeit besteht das Problemfeld der Untergrunddestabilisierung (HEINRICH et al. 1999) sowie allgemein der Veränderung der Bodeneigenschaften und Bodenfunktionen (MOHS 1997). Darüber hinaus würden auch die Stoffgehalte gegen derartige Maßnahmen sprechen. An allen untersuchten Standorten sind allgemein hohe Stoffgehalte oder zumindest hohe Nährstoffgehalte im Boden vorhanden. Eine Erhöhung der Sickerwassermenge würde zu einer Anreicherung der entsprechenden Stoffe im Grundwasser führen. Langfristig wäre mit der Basenauswaschung eine erhöhte Mobilität festgelegter Xenobiotika zu befürchten. In diesem Zusammenhang sind Entsiegelungsmaßnahmen im urbanen Bereich vor allem bei lang zurückreichender oder unklarer anthropogener Genese sehr kritisch zu beurteilen und bedürfen intensiver Vorplanungen. Außerdem ist auch bei ausreichenden Wasserleitfähigkeiten der Böden die Kapillarsperrenwirkungen infolge vermehrter Schichtwechsel in urbanen Böden zu beachten. Dadurch kann es trotz hoher Wasserleitfähigkeit zum Wasserstau kommen. In Hinblick auf den zumeist hohen Trinkwasserimport und den Abwasserexport sowie den Platzmangel für Versickerungsvorhaben im urbanen Raum wäre die Nutzung von Dachabflüssen und ähnlich wenig verschmutzten Oberflächenabflüssen als Brauchwasser sowie Dachbegrünungen ein Schritt in die richtige Richtung (PAULEIT 1998, HEINRICH et al. 1999, WERHEIT 2002).

Nach MEUSER (1996) wird die Versauerung bzw. Entcarbonatisierung urbaner Böden mit der Zeit auch ohne zusätzliche Versickerung ein Problem. Kennzeichen der nicht abgeschlossenen Pedogenese sind Sprünge der Bodeneigenschaften in der Vertikalen (vgl. Anhang 5). Besonders prädestiniert für die Versauerung sind die Standorte mit Buntsandsteineinmischungen (UG2, UG3). Hier fehlen zum einen die mächtigen kalkreichen Aufschüttungen, zum anderen sind Böden im Buntsandsteinbereich versauerungsanfällig (SCHLICHTING et al. 1995). Insgesamt sind die untersuchten Böden im Mittel zwar nur schwach carbonathaltig, die teilweise zur Verfügung stehende Skelettkomponente und die im langjährigen Durchschnitt niedrige Sickerwasserrate sprechen jedoch für eine sehr langsame Entcarbonatisierung. Tab. 8-14 verdeutlicht außerdem, dass selbst ausgehend vom sickerwasserreichen Jahr 2003 z.B. die erreichten Calciumfrachten theoretisch weit über 100 Jahre für eine vollständige Calciumfreiheit notwendig wären. Nur an den oberflächenwasserbeeinflussten Hangbereichen kann die Entkalkung schneller erfolgen. HOLLAND (1996) geht am Beispiel Stuttgarts davon aus, dass vor der Entkalkung und damit vor der Änderung des physikochemischen Milieus eine erneute anthropogene Bodenumbildung im Zusammenhang mit einer Carbonatzufuhr zu erwarten ist. Ein Problem mit der Entcarbonatisierung kann in den halleschen Böden nicht diagnostiziert werden. Das belegt das stabile Niveau der Hauptinhaltsstoffe der Bodenlösung nach 3 Versuchsjahren sowie die vorherrschende Bodenreaktion im UG2 trotz einiger Jahrzehnte ohne erneute Bodenüberprägung und der Buntsandsteineinmischungen.

Müssen Böden anthropogen verändert werden, ist der Stoffeintrag so gering wie möglich zu halten und auf geringe Dichteunterschiede beim Entstehen verschiedener Horizonte zu achten. Nur so können einer übermäßigen Eutrophierung und Schadstoffanreicherung des Bodens sowie der aquatischen Systeme entgegengewirkt, laterale Flüsse gemindert und der Transportpfad nachvollziehbar gemacht werden. In der Stadtplanung sollten die Gradienten der Nutzungsintensität um sensible Bereiche wie z.B. Oberflächengewässer möglichst gering gehalten werden. Daraus können positive Auswirkungen auf deren chemische, biologische Gewässergüte sowie deren Strukturgüte erwachsen. Selbst bei der Umsetzung der wenigen vorgestellten und der in den Gesetzeswerken festgeschriebenen Maßnahmen zur Verbesserung der Boden- und Wasserqualität (Wasserhaushaltsgesetz, Bodenschutzgesetz, Immissionsschutzgesetz, Naturschutzgesetz, Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz...) ist in den stark eutrophierten halleschen Standgewässern

eine qualitative Verbesserung nur durch gezielte Eingriffe in den Stoffhaushalt (Stoffausfällung, Schlammberäumung) zu erreichen. Die Entstehung weiterer anthropogen veränderter, bauschutt- oder baumaterialhaltiger Böden könnte durch Maßnahmen des Gesetzgebers wie z.B. dem Abbau der Subventionen für den Eigenheimbau reduziert oder durch eine gezielte Subventionierung gelenkt werden. Bestehende schad- und/oder nährstoffreiche Flächen könnten durch eine engere Zusammenarbeit von Grünflächenämtern und Umweltämtern auf der kommunalen Ebene naturverträglicher bewirtschaftet werden.

Um die von der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT 2000) geforderte gute Gewässergüte zu erreichen, sind über die bisher diskutierten Möglichkeiten hinaus vor allem unter Berücksichtigung des fortschreitenden Flächenverbrauchs weitere Forschungsvorhaben zum diffusen Stoffaustrag in urbanen Räumen bzw. in urbanen Böden notwendig. Die eigenen Untersuchungen zeigen, dass beim Bestreben der anhaltenden Gewässereutrophierung entgegen zu wirken, nicht nur den Einträgen im landwirtschaftlich genutzten Bereich, den urbanen Oberflächenabflüssen und Abwassereinleitungen (PREPAS & CHARETTE 2004) oberste Priorität gilt.

Ein weiteres aktuelles Problem- und Forschungsfeld sind die Bevölkerungsbewegungen. Halle bietet vor allem in den Großsiedlungen durch Wohnungsleerstand sowie in gewerblichen Brachflächen (WERHEIT 2002) hohe Potenziale, um entweder zu einer Nachverdichtung oder der Entwicklung von Grün- und Erholungsflächen zu kommen. In die diesbezügliche Planung müssen vielfältige Aspekte wie Energieeffizienz, Stadtklima, städtische Attraktivität sowie die Nutzungspotenziale im Stadtumland einbezogen werden. Unter dem Gesichtspunkt der Stoffverlagerung aus den urbanen Böden ist den Ergebnissen dieser Arbeit folgend eine Nachverdichtung vor allem in alten Stadtstrukturtypen vorteilhaft. In den Bereichen der Großsiedlungen könnte die Grundwasserneubildung z.B. durch Regenwasserversickerungen bei einer besseren Ausnutzung des Nährstoffangebotes durchaus forciert werden. Unklar sind die Auswirkungen des fortschreitenden Abrisses der Plattenbauten infolge des Wohnungsleerstandes (Abb. 11-2). Teilweise bestehen in den Böden noch hohe Nährstoffvorräte aus der ehemaligen Ackernutzung. Nun kommen in den nächsten Jahren erhebliche Flächen mit Bauschuttbelastung und einer gravierenden Substratveränderung hinzu. Mangelnde Vegetationsentwicklung sorgt für erhöhte Sickerwasserraten mit einem anzunehmenden hohen Stoffaustrag.

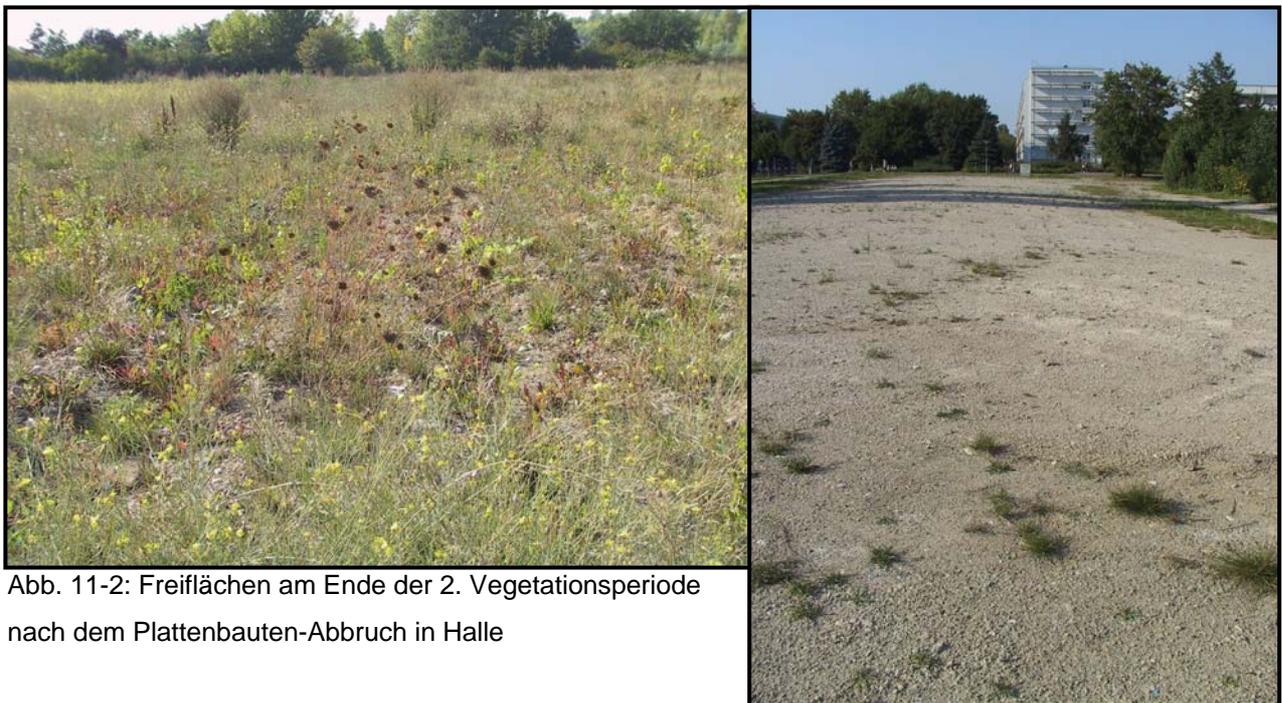


Abb. 11-2: Freiflächen am Ende der 2. Vegetationsperiode nach dem Plattenbauten-Abbruch in Halle

## 12 Zusammenfassung

Urbane Böden sind seit den 1970er Jahren verstärkt in den Focus des wissenschaftlichen Interesses gerückt. Zunächst wurden vorrangig die anthropogenen Veränderungen der physikochemischen Bodeneigenschaften sowie des Boden-Stoffbestandes untersucht. Die vorliegende Arbeit widmete sich dem sickerwassergetragenen Stoffaustrag aus den anthropogen überprägten Böden. Die Datenbasis für die Darstellung des Stofftransportes bzw. des Stoffaustrages wurde mittels Saugkerzen und mechanischen Tensiometern in acht Untersuchungsgebieten im Stadtgebiet von Halle über einen Zeitraum von ca. 3 Jahren erfasst und ausgewertet. Die Bodenmessfelder befanden sich zumeist an Hängen von verschiedenen Oberflächengewässern in unterschiedlichen Stadtstrukturtypen. Saugkerzen und Tensiometer waren über mehrere Tiefenstufen und Hangpositionen an den Messfeldern verteilt.

Mit Hilfe von Pedotransferfunktionen sowie einer Parameteranpassung wurde der Sickerwasserfluss anhand der Darcy-Gleichung bzw. der Kontinuitätsgleichung berechnet. Die Multiplikation täglicher Sickerwasserraten mit den Stoffkonzentrationen der Bodenlösung ergab die Stofffracht und somit den sickerwassergetragenen Stoffaustrag. Schwierigkeiten ergaben sich hierbei vor allem durch stark wechselnde Wasserspiegelhöhen der innerstädtischen Oberflächengewässer. Ansonsten bewiesen Tracerversuche, dass der Stofftransport trotz der Heterogenität der untersuchten Böden mit dem gewählten Ansatz gut dargestellt werden kann.

Die pedologischen Eigenschaften der Böden variieren zwischen den einzelnen Untersuchungsgebieten, zeigen jedoch auch deutliche Gemeinsamkeiten. Insgesamt sind anthropogen bedingt sehr sandige Substratverhältnisse festzustellen. Die untersuchten Böden zeichnen sich allgemein durch einen hohen pH-Wert um 7,3 aus. Verantwortlich sind hohe Kalkgehalte geogenen Ursprungs sowie eingemischter Bauschutt. Der Gehalt der organischen Substanz nimmt ähnlich vieler natürlicher Bodenformen mit zunehmender Bodentiefe ab. Eine hohe Variabilität besteht hinsichtlich des Skelettgehaltes, der nahezu vollständig auf anthropogenes Material zurückgeht und mit einer hohen stofflichen Belastung der Böden verknüpft ist. So zeigen vor allem die Schwermetalle hohe Gehalte in diesen Böden. Übermäßige Nährstoffbelastungen sind nicht zwangsläufig im Zusammenhang mit hohen Schwermetallgehalten zu sehen. Sie können nutzungsbedingt in verschiedenen Stadtbereichen angetroffen werden. Hinsichtlich des Stoffaustrages erreichen die Nährstoffe eine besondere Brisanz. Wie sich schon aus der Artenzusammensetzung der Flora (Kap. 5) ableiten lässt, ist die Nährstoffverfügbarkeit für die Vegetation wie in anderen urbanen Böden (DÄUMLING 1997) mehr als ausreichend. Die Nährstoffbelastung der Sickerwässer ist sehr hoch und mit Werten von Ackerstandorten (SCHLINKERT 1992) vergleichbar, was auch der gewählte Standort außerhalb der Stadt (UG5) belegt. Erhöhte Nährstoffkonzentrationen in der Bodenlösung können primärer Natur sein, d.h. sie sind auf die (Über)düngung der ehemals landwirtschaftlich genutzten Böden (UG3a, UG4, UG7) zurückzuführen. Sie können aber auch durch sekundäre oder tertiäre Prozesse (TRAUTH 1998) entstehen. So werden durch die Kleintier-Fäkalienbelastung und -befruchtung (UG6) Stoffumsetzungsprozesse erhöht und Redoxprozesse hervorgerufen.

Hinsichtlich des Schwermetallaustrages bestehen durch die oftmals geringen Konzentrationen im Bereich der Nachweisgrenze und die sinkenden Konzentrationen mit zunehmender Standzeit in den Sammelflaschen die größten Unsicherheiten. Unter Berücksichtigung der allgemein geringen Sickerwasserraten im Mitteldeutschen Trockengebiet müssen die Schwermetallfrachten als hoch angesehen werden, obwohl Grenzwerte der Bodenschutzverordnung (BBODSCHV 1999) nicht überschritten werden. Beurteilungen von Stoffmengen im Boden und dem sickerwassergetragenen Stoffaustrag sollten mindestens Hintergrundwerte leichter löslicher Feinbodenfraktionen (WELP 2000) sowie die klimatischen Verhältnisse berücksichtigen.

Die eingangs aufgeworfenen und in Kap.11 noch nicht diskutierten Fragestellungen können zusammenfassend wie folgt beantwortet werden:

- Welche Rolle spielen die mobilitätssteuernden Faktoren natürlicher Böden? Kommen andere Steuergrößen hinzu?

Die mobilitätssteuernden Faktoren natürlicher Böden spielen in urbanen Böden eine bedeutende, jedoch modifizierte Rolle. Dazu kommen anthropogene Steuergrößen. Die bedeutendste anthropogene Steuergröße ist die Pflege und hier insbesondere die Mahd der Grünflächen. Im Vergleich mit dem UG4 konnte gezeigt werden, dass die mehrmalige Mahd zu einer deutlich erhöhten Sickerwasserrate führt. Damit steigt der Stoffaustrag und die Gleichgewichtsreaktionen im Boden werden verändert. Dazu kommt der intensive Abbau organischer Substanz zu unterschiedlichsten Zeiten. Die organische Substanz kann Schadstoffe festlegen. Gelöste Bestandteile können aber auch löslichkeitsfördernd wirken (SCHÄFER 1997, WEIGAND 2000). Hierzu können konkrete Aussagen durch die unzureichende Wasserförderung der Saugkerzen im Sommer nicht getroffen werden. Hier besteht weiterer Forschungsbedarf. Der atmogene Stoffeintrag beeinflusst mit Sicherheit die Gleichgewichtsreaktionen im Oberboden. In Kap.9 wurde gezeigt, dass sein Einfluss auf den sickerwassergetragenen Stoffaustrag momentan nur von untergeordneter Bedeutung ist.

Hinsichtlich der mobilitätssteuernden Faktoren, die auch in natürlichen Böden wirken, ist festzustellen, dass der massive Stoffeintrag mit der Entstehung der urbanen Böden oder durch die Nutzung (Bsp. UG6) die Milieubedingungen komplett verändern und über große Zeiträume bspw. durch die Ionenkonkurrenz die Mobilität einzelner Stoffe erhöhen kann. Der nutzungsbedingte Stoffeintrag (historisch und aktuell) dominiert die Höhe des Stoffaustrages. Für eine exakte Quantifizierung dessen müssten Stoffhaushaltsuntersuchungen unter gegebenen Standortbedingungen vor und nach einer anthropogenen Bodenüberprägung erfolgen. Unstrittig ist jedoch, dass infolge der Substrataufbringung und Durchmischung bzw. der Entstehung sandiger Substrate mit hohen Skelettgehalten der Einfluss des Feinbodens auf die Stoffretention in urbanen Böden stark zurückgeht. Ebenso verschlechtern sich die Lebensbedingungen für Pflanzen, so dass teilweise keine vollständige Bodenbedeckung erreicht wird (UG1). Da viele UG zumindest hinsichtlich bestimmter Stoffgruppen stark angereichert sind, kommt dem Wassergehalt bzw. der Sickerwasserrate eine anthropogen erhöhte Bedeutung für die Stoffmobilität zu. Neben der Veränderung der Korngrößenverteilung ist bei hohen anthropogen zugeführten Kalkanteilen infolge der Bildung größerer Aggregate von einer Beeinflussung der Wasserleitfähigkeit auszugehen. Diesbezüglich wurden jedoch keine eigenen Untersuchungen angestellt.

In Verbindung mit anthropogen erhöhten Kalkgehalten spielt der pH-Wert eine entscheidende Rolle bei der Stoffmobilität. Viele Schadstoffe sind bei den entsprechend hohen pH-Werten weniger mobil. Im Zusammenhang mit der meist guten Verteilung der organischen Substanz im Bodenprofil deuten sich bei den vorliegenden pH-Werten allerdings mobilitätssteigernde Einflüsse vor allem bei Kupfer an. Bei der Differenzierung des Untersuchungsraumes sowie im zeitlichen Verlauf ist der Einfluss des pH-Wertes und des Redoxpotenzials durch die geringe Schwankungsbreite für den Stoffaustrag gering. Die meisten untersuchten Böden zeigen eine gute Durchlüftung mit hohen, relativ stabilen Redoxpotenzialen. Dass insbesondere der Schwermetallaustrag trotz dieser Milieueigenschaften relativ hoch ist, verdeutlicht die anthropogene Überlagerung der natürlichen mobilitätssteuernden Faktoren.

Der mobilitätssteuernde Faktor Klima ist differenziert zu bewerten. Durch die Lage des Untersuchungsraumes am Rand des Mitteldeutschen Trockengebietes ist die Grundwasserneubildung im langjährigen Mittel gering. Eigene Niederschlagsmessungen zeigen nur leichte Abweichungen der Niederschlagsintensitäten und –summen im Raum Halle auf. Der Einfluss dieser Variabilität auf die Stoffverlagerung ist zu vernachlässigen. Unklar bleiben Auswirkungen der städtischen Temperaturerhöhung. Hierzu fehlen detaillierte Messungen im Stadtumland. Der Gang der Temperaturen in den Wintern des Untersuchungszeitraumes deutet jedoch einen erhöhten (Nährstoff-) Transport bei geringen Temperaturerhöhungen an.

- Inwieweit besitzen urbane Böden eine Filterfunktion gegenüber verschiedenen Stoffen?

Die Filterfunktion der untersuchten Böden wird durch die Modifizierung der mobilitätssteuernden Faktoren eingeschränkt. Teilweise können Stoffe durch die sandigen Substrate und geringe Lagerungsdichten schnell transportiert werden. Insbesondere die ohnehin leicht mobilisierbaren Nährstoffe werden rasch ausgetragen. Der aktuelle Schwermetall- und PAK-Austrag wird neben den klimatischen Bedingungen durch die erhöhten pH-Werte, die relativ hohen Gehalte an organischer Substanz bis in größere Bodentiefen sowie die Bodenmächtigkeit infolge der Aufschüttungen unter bestehenden Grenzwerten gehalten.

- Gibt es Stadtstrukturtypen mit einem markanten Belastungspotenzial oder sogar Tracerstoffe in der Bodenlösung?

Tracerstoffe, die ausschließlich auf bestimmte Stadtstrukturtypen zurückzuführen sind, existieren im analysierten Stoffspektrum nicht. Allerdings deutet eine Bodenlösung mit hohen Calcium-, Sulfat- und Zinkkonzentrationen bzw. -Frachten sowie hohe PAK-Gehalte vor allem auf alte Strukturtypen (UG1, UG2) hin. Geringere Konzentrationen dieser Bauschutt-Parameter treten in Großsiedlungen bzw. jüngeren Stadtstrukturtypen auf. Ursächlich ist hier jedoch nicht zwangsläufig der Stoffgehalt im Feinboden, sondern die geringere Bodenüberprägung und damit vor allem der (noch) höhere Schluffanteil zu nennen. Die Nährstoffe Nitrat und Phosphat können in allen Strukturtypen in hohen Dosen auftreten. Dies begründet sich darin, dass die jüngeren Teile der Stadt auf ehemaligen landwirtschaftlichen Nutzflächen gegründet wurden und die Nährstoffvorräte noch nicht vollständig ausgetragen wurden. Darüber hinaus kann die Nutzung wie z.B. in UG6 als Park zu hohen Nährstoffkonzentrationen in der Bodenlösung führen. Denkbar ist auch eine Anreicherung von organischen Abfällen in den Böden. Dies spielt innerhalb der untersuchten Flächen jedoch nur eine untergeordnete Rolle.

- Welche Wichtung besteht zwischen (anthropogener) Entstehung, Nutzung, Lage innerhalb der Stadt bzw. Nähe zu Emittenten und atmosphärischen Eintragungspfaden hinsichtlich der Stoffverlagerung aus den urbanen Böden? Gibt es überhaupt relevante Unterschiede innerhalb der Stadt?

Anhand der gewählten UG ist der Einfluss der Lage innerhalb der Stadt bzw. die Nähe zu Emittenten wie z.B. Verkehrsstraßen höchstens bei lateralen Flüssen bedeutsam für den Stoffaustrag. Ebenso sind die klimatischen Unterschiede an den Standorten zu gering, als dass sie sich im Stofftransport niederschlagen. Dennoch existiert eine deutliche Differenzierung der Bodenbelastung als auch des Stoffaustrages im Stadtgebiet. Prioritär ist die Art und Weise der Bodenentstehung. Mit der Bodenüberprägung werden die Bodeneigenschaften entscheidend verändert. Meist erfolgt ein massiver Stoffeintrag, der sich über die Skelettverwitterung langfristig auswirkt. In Übereinstimmung mit CHEN et al. (2005) ist das Alter der erstmaligen urbanen Bodenüberprägung entscheidend für die Schwermetallanreicherung und den Bodenskelettgehalt. In Halle zeigen jüngere urbane Böden eher eine hohe Nährstoffbelastung an. Die aktuelle Nutzung (Mahn) der untersuchten Standorte wirkt sich auf die Höhe der Sickerwasserrate aus und ist damit bei vorhandenen hohen Stoffgehalten für die Stoffverlagerung bedeutsam. Eine Ausnahme bildet die Nutzung als Freizeit- und Erholungsgebiet mit einhergehender verstärkter Fäkalien- und Harnstoffemission.

- Wie hoch ist der Stoffeintrag in die aquatischen Systeme sowohl zeit- als auch raumdifferenziert?

Der Sickerwasser- und Stoffeintrag in die aquatischen Systeme erfolgt erwartungsgemäß vorrangig im Winterhalbjahr. Dies wurde auch anhand der Stofffrachten der Saale nachgewiesen. Bis zu 20% (Sulfat) der Saale-Stofffracht können dem Sickerwassertransport angelastet werden. Im Grundwasser werden stadtstrukturtypencharakteristische Stoffe angereichert. In den Seen erfolgt eine Aufkonzentration bis zum hypertrophen Zustand. Belastungsspitzen mit Konzentrationen von bis zu  $2,5\text{gSO}_4/\text{l}$ ,  $1\text{gCl}/\text{l}$  und  $0,1\text{gK}/\text{l}$  entstehen mit dem herbstlichen Einsetzen der verstärkten Sickerwasserbewegung durch „first-flush“-Effekte. In Abhängigkeit von den Witterungsbedingungen im Jahresverlauf treten diese zwischen Oktober und Dezember auf. Extrem niederschlagsreiche Phasen im Sommer führen ebenso zu Belastungsspitzen. Entscheidend für den zeitlichen Verlauf des Stoffeintrages ist der Gang der Witterung. So war der Stoff-

austrag 2003 trotz ähnlicher Jahresmittelwerte der Klimaparameter meist wesentlich höher als 2002.

Ohne Berücksichtigung der Versiegelung steigt der Stoffeintrag vom Stadtrand zum -zentrum. In stark überbauten Bereichen erreichen die meisten untersuchten Stoffe sehr hohe Konzentrationen. In den Großsiedlungen bzw. den Randbereichen sind die höchsten Stickstoff- und Phosphor-Einträge zu erwarten.

- Welche unterschiedlichen Auswirkungen ergeben sich durch Akkumulation und Ferntransport bei Stand- und Fließgewässern?

In den Standgewässern werden die Stoffe bis zum hypertrophen Zustand akkumuliert. Entsprechende Stoffkonzentrationen im Seewasser und eine hohe Biomassenproduktion sind die Folge. Die Stoffkonzentrationen der Seen liegen oft über denen des Bodensickerwassers. Die fehlende Verdünnung im Sommer sorgt für Stresssituationen der aquatischen Lebensgemeinschaften infolge starker Sauerstoffzehrung. Dagegen kann die anthropogene Wasserzufuhr im Kirchteich als günstig angesehen werden. Der sickerwassergetragene Nährstoffeintrag in die Fließgewässer ist weniger kritisch zu beurteilen, da die meist winterlich erhöhte Wasserführung die Stoffeinträge verdünnt und die Biomassenproduktion im Winter eingeschränkt ist. Die Stoffkonzentrationen der Saale ändern sich im Stadtgebiet nur unwesentlich. Die qualitative Verbesserung der Saale wird jedoch verzögert. Kleinere Fließgewässer zeigen deutlich Bereiche hoher Stoffeinträge sowie mit besseren Bedingungen für die Selbstreinigung an (KOCH et al. 2005). Stoffe mit höherer Affinität zu den Sedimentpartikeln werden allerdings auch in der Saale gespeichert und bei wechselnden physikochemischen Milieubedingungen remobilisiert (KOCH et al. 2005), so dass eine Belastung der von der Wasserphase abhängigen Organismen auftreten kann.

- Wie verändert sich die „Stoffquelle“ urbaner Boden kurz- und mittelfristig?

Gravierende Veränderungen des Stoffaustrages an den Untersuchungsgebieten sind nicht zu erwarten. Aufgrund der Stoffmengen im Boden, den physikochemischen und pedologischen Eigenschaften der Böden und der Bodenlösung sowie der Höhe des Sickerwasseranfalls ist wie auch in anderen urbanen Räumen (HOWARD & LIVINGSTONE 2000) von einem langanhaltenden Belastungspotenzial im Bereich des Status Quo auszugehen. Signifikant abnehmende Stoffkonzentrationen nach dreijähriger Untersuchungsdauer konnten nur an einer Saugkerze festgestellt werden. Das tatsächliche Belastungsniveau kann nur durch eine gezielte Steuerung der Flächennutzung schneller gemindert werden.

Resümierend ist weiterhin festzuhalten, dass die Beurteilung des sickerwassergetragenen Stofftransportes aus heterogenen urbanen Böden mit der gewählten Methodik grundsätzlich möglich ist und das Gefährdungspotenzial für aquatische Systeme eingeschätzt werden kann. Eine Übertragung der Ergebnisse auf benachbarte Flächen ist jedoch schon bei naturnäheren Böden schwierig (LEHMANN 1996). Allein die Abhängigkeit von der Niederschlagsverteilung und der Mahdhäufigkeit im Jahresverlauf demonstriert, dass es nahezu unmöglich ist, den Stoffaustrag selbst an mehrjährig untersuchten Standorten über den Zeitraum der Messungen hinaus exakt zu quantifizieren. Weiterführende Arbeiten sollten deshalb unterschiedliche Randbedingungen abdecken, um die Bandbreite des sickerwassergetragenen Stoffaustrages qualitativ und quantitativ eingrenzen zu können und in Zukunft den Stoffaustrag aus urbanen Böden mit größerer Sicherheit mit Modellen, die unter den oftmals vorherrschenden finanziellen Zwängen und bestehendem Zeitdruck ständig an Attraktivität in Forschung und der Praxisanwendung gewinnen, vornehmen zu können. Die Möglichkeit der Beprobung des Stoffaustrages mittels Saugkerzen bietet gegenüber der alleinigen Feinbodenbeprobung deutliche Vorteile. Die Kenntnis des integralen Stoffaustrages aus einem Bodenkompartment erleichtert die Einschätzung der Notwendigkeit von Schutzmaßnahmen erheblich. Darüber hinaus konnte gezeigt werden, dass der differenzierte Stoffaustrag aus den halleischen Böden in Zusammenhang mit den Stoffkonzentrationen des Grundwassers zu bringen ist. Damit ist eine Grundlage gegeben, um bspw. ein Grundwassermonitoringsystem ähnlich dem Beispiel der Stadt Hannover (WEITZEL 2005) mit den vorhandenen Grundwasserpegeln aufzubauen und durch den gezielten Ausbau des Messnetzes Beeinträchtigungen besser entgegen wirken zu können.

**Literaturverzeichnis**

- ABBASI, F., J. FEYE & M.T. VAN GENUCHTEN (2004): Two-dimensional Simulation of Water Flow and Solute Transport below Furrows: Model Calibration and Validation. In: *Journal of Hydrology*, 290/1, S. 63-79.
- ABDANK, H., M. STEININGER, B. ZIMMERLING & R. MEIßNER (2003): Tracerversuche zum Nachweis von Wasser- und Stofftransportpfaden in mehrlagigen Böden. In: *Landnutzung u. Landentwicklung*, 44, S. 70-76.
- AD-HOC-AG BODEN – AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN DER GEOLOGISCHEN LANDESÄMTER UND DER BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND [Hrsg.] (1996): *Bodenkundliche Kartieranleitung*. 4. Aufl., Stuttgart.
- AD-HOC-AG BODEN – AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN DER GEOLOGISCHEN LANDESÄMTER UND DER BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND [Hrsg.] (2005): *Bodenkundliche Kartieranleitung*. 5. Aufl., Stuttgart.
- ADRIAENS, P., C. GRUDEN & M.L. McCORMICK (2004): Biogeochemistry of Halogenated Hydrocarbons. In: HOLLAND, H. D. & K. K. TUREKIAN [Hrsg.]: *Treatise on Geochemistry – Environmental Geochemistry*. Vol. 9, S. 511-539.
- ALBRECHT, K., K. GRUNEWALD & S. HALBFAß (2002): Untersuchung von Phosphoreinträgen aus Siedlungsgebieten in Oberflächengewässer. In: *Geoöko*, Bd. XXIII, S. 269-277.
- ALLOWAY, B.J. & D.C. AYRES (1996): *Schadstoffe in der Umwelt*.
- ALTERMANN, M. & G. MACHULLA (1996): *Konzeptbodenkarte der Stadt Halle*. (unveröff.)
- AMMON, I. (1982): *Beiträge zu stadtoökologischen Fragen von Halle / Halle-Neustadt*. Diss., Fak. f. Naturwiss. d. Univ. Halle.
- ANDERSON, M.G. & T.P. BURT (1990): Subsurface runoff. In: ANDERSON, M.G. & T.P. BURT [Hrsg.] (1990): *Process Studies in Hillslope Hydrology*.
- APPLEYARD, S.J., W.A. DAVIDSON & D.P. COMMANDER (1999): The Effects of urban Development on the Utilisation of Groundwater Resources in Perth, Western Australia. In: CHILTON, J. [Hrsg.]: *Groundwater in the Urban Environment – Selected City Profiles*. Balkema, Rotterdam, Brookfield.
- ARGE-ELBE - ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE (2001): *Analyse der Nährstoffkonzentrationen, -frachten und -einträge im Elbeinzugsgebiet*. - <http://www.arge-elbe.de> (31.7.2004).
- AK STADTBÖDEN – ARBEITSKREIS STADTBÖDEN DER DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN GESELLSCHAFT [Hrsg.] (1997): *Empfehlungen des Arbeitskreises Stadtböden der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft für die bodenkundliche Kartierung urban, gewerblich, industriell und montan überformter Flächen (Stadtböden)*.
- ATV-DVWK – DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR WASSERWIRTSCHAFT, ABWASSER UND ABFALL E.V. [Hrsg.] (2001): *Gestaltung und Pflege von Wasserläufen in urbanen Gebieten*. Merkblätter 252.
- ATV-DVWK DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR WASSERWIRTSCHAFT, ABWASSER UND ABFALL E.V. [Hrsg.] (2002): *Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser*. Arbeitsblatt 138.
- BACHMANN, J. (1996): Benetzbarkeit im Zusammenhang mit dem Humifizierungsgrad der organischen Substanz und ihr Einfluß auf Infiltration und Wasserretentionskurven. In: *Z. f. Kulturtechnik u. Landentwicklung*, 37, S. 190-196.
- 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*, Bd. 14.
- BECCALONI, E., A.M. COCCIA, L. MUSMECI, E. STACUL & G. ZIEMACKI (2004): Chemical and microbial Characterization of indigenous Topsoil and Mosses in green urban Areas of Rome. In: *Microchemical Journal*, 79, S. 271-289.

- BECHER, H.H. (1998): Variabilität ausgewählter bodenphysikalischer Parameter und ihre Bedeutung für die Modellierung von Stoffflüssen. In: Mitteilungen d. Deutschen Bodenkundl. Gesell., 87, S. 401-404.
- BEHRENS, D. & J. WIESNER [Hrsg.] (1989): Beurteilung von Schwermetallkontaminationen im Boden.
- BEISECKER, R. (1994): Einfluß langjährig unterschiedlicher Bodenbearbeitungssysteme auf das Bodengefüge, die Wasserinfiltration und die Stoffverlagerung eines Löß- und eines Sandbodens. Diss., Univ. Gießen.
- BERG, W., B. ČENČUR CURK, J. FANK, F. FEICHTINGER, G. NÜTZMANN, W. PAPESCH, V. RAJNER, D. RANK, S. SCHNEIDER, K.-P. SEILER, K.-H. STEINER, E. STENITZER, W. STICHLER, B. TRČEK, Z. VARGAY, M. VESELIČ, H. ZOJER (2001): Tracer in the unsaturated Zone. In: Beiträge zur Hydrogeologie, 52, S. 7-103. Graz.
- BERGER, W., J. ECKARDT, U. KALBE & G. CHRISTOPH (2003): Untersuchungen zur Elution eines stark anthropogen belasteten Bodens. In: Mitteilungen d. Deutschen Bodenkundl. Gesell., 102, S. 51-52.
- BERGFELDT, B. (1994): Lösungs- und Transportprozesse in der ungesättigten Bodenwasserzone und Auswirkungen auf das Grundwasser. In: Karlsruher Geochemische Hefte, 4, 1-258.
- BERGMANN, W. (1993): Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen.
- BEVEN, K. & P.F. GERMANN (1982): Macropores and Water Flow in Soils. In: Water Resources Research, 18, S. 1311-1325.
- BIASIOLI, M., R. BARBERIS & F. AJMONE-MARSAN (2005): The Influence of a large City on some Soil Properties and Metals Content. In: Science of the total Environment, in press.
- BIERING, K. & M. FRÜHAUF (1999): Untersuchung zu den natürlichen Schwermetallgehalten von Lössen im mitteldeutschen Raum. In: Hallesches Jahrb. Geowiss., R. A, S. 83-95.
- BILLWITZ, K. & J. BREUSTE (1980): Anthropogene Bodenveränderungen im Stadtgebiet von Halle / Saale. In: Wiss. Z. Univ. Halle XXIX/1980, Math.-nat. R., 4, S. 25-43.
- BJERG, P.L., H.-J. ALBRECHTSEN, P. KJELDSSEN, T.H. CHRISTENSEN & I. COZZARELLI (2004): The Groundwater Geochemistry of Waste Disposal Facilities. In: HOLLAND, H.D. & K.K. TUREKIAN [Hrsg.]: Treatise on Geochemistry – Environmental Geochemistry. Vol. 9, S. 579-612.
- BLETGEN, M. & W. BURGHARDT (1997): Untersuchungen zur Regenwasserversickerung in bestehenden Wohngebieten. In: Mitteilungen d. Deutschen Bodenkundl. Gesell., 85, S. 1291-1294.
- BLODAU, C., S. HEISE & N. LITZ (2003): Simple Soil Properties as Predictors of PAH Concentrations in Soil Water. In: Wasser & Boden, 6/2003, S. 33-37.
- BLUME, H.-P. & U. SCHLEUß [Hrsg.] (1997): Bewertung anthropogener Stadtböden. Abschlußbericht des BMBF-Verbundvorhabens.
- BLUME, H.-P. (1998): Böden. In: SUKOPP, H. & R. WITTIG [Hrsg.]: Stadtökologie. S. 168-185.
- BLUME, H.-P. (2001): 75 Jahre Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft. In: Mitteilungen d. Deutschen Bodenkundl. Gesell., 97, S. 1-367.
- BOHNE, K., R. HORN & T. BAUMGARTL (1993): Bereitstellung von van-Genuchten-Parametern zur Charakterisierung der hydraulischen Bodeneigenschaften. In: Z. f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde, 156, 229-233.
- BOHNE, K., S. ZACHARIAS & G. WESSOLEK (2000): Prüfung von 3 Verfahren zur Vorhersage der hydraulischen Leitfähigkeit ungesättigter Böden aus Wasserretentionsdaten oder aus der Bodenart. In: Z. f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde, 163, S. 7-12.
- 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.]: Heavy Metals.
- BREUSTE, J. (1979): Anthropogene Bodenveränderungen im Stadtgebiet von Halle und Halle-Neustadt. Dipl.-Arb., Sektion Geographie d. Univ. Halle.
- BREUSTE, J. (1987): Methodische Ansätze und Problemlösungen bei der Erfassung der urbanen Landschaftsstruktur und ihrer ökologischen und landeskulturellen Bewertung unter Berücksichtigung von Untersuchungen in Halle / Saale. Diss. B, Fak. f. Naturwiss. d. Univ. Halle.

- BREUSTE, J. (2000): Neue urbane Landschaft – die kulturlandschaftliche Perspektive der Suburbanisierung. In: UFZ-Bericht 14/2000, S. 44-55.
- BREUSTE, J., M. WÄCHTER & B. BAUER [Hrsg.] (2001): Beiträge zur umwelt- und sozialverträglichen Entwicklung von Stadtregionen. CD-ROM.
- BROOKS, E.S., J. BOLL & P.A. MCDANIEL (2004): A Hillslope-scale Experiment to measure lateral saturated hydraulic Conductivity. In: Water Resources Research, 40/4.
- BRÜCKMANN, W., P. CEBULLA, M. SYDOW-WEIDEMÜLLER & P. WESTPHAL (1994): Schwermetallprogramm Berlin – Ergebnisse, Bewertungsmethoden, Ursachen der Belastung und verwaltungsmäßige Konsequenzen. In: Umwelt- und Naturschutz für Berliner Gewässer, 14., S. 1-159.
- BRÜMMER, G.W., J. GERTH & U. HERMS (1986): Heavy metal Species, Mobility and Availability in Soils. In: Z. f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde, 149, 17 S.
- BRUNONE, B., M. FERRANTE, N. ROMANO & A. SANTINI (2003): Numerical Simulations of one-dimensional Infiltration into layered Soils with the Richards Equation using different Estimates of the Interlayer Conductivity. In: Vadose Zone Journal, 2, S. 193-200.
- BUCHTER, B., C. HINZ, M. FLURY & H. FLÜHLER (1995): Heterogeneous Flow and Solute Transport in an unsaturated stony Soil Monolith. In: Soil Science Society of America Journal, 59, S. 14-21.
- BUCZKO, U., H.H. GERKE & R.F. HÜTTL (2003): Ein- und zweidimensionale Modellierung der Wasserflüsse in heterogenen, forstlich rekultivierten Kippenböden der Braunkohletagebaues. In: Mitteilungen d. Deutschen Bodenkundl. Gesell., 102, S. 53-54.
- BÜHL, A. & P. ZÖFEL (2000): SPSS Version 10 – Einführung in die moderne Datenanalyse unter Windows.
- BUKOWSKI, F. (2003): Einfluss urbaner Nutzungstypen auf die Grundwasserbeschaffenheit – dargestellt am Beispiel der Stadt Halle (Saale). Dipl. Arb., Inst. f. Geogr. d. Univ. Halle.
- BULLOCK, P. & P.J. GREGORY [Hrsg.] (1991): Soils in the urban Environment.
- BBR-BUNDESAMT FÜR BAUWESEN UND RAUMORDNUNG (2004)  
<<http://www.bbr.bund.de/bauwesen/umweltschutz/sickerwasser.htm>> 19.08.2004
- BGR-BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE [HRSG.] (2000): Labormethoden-Dokumentation. In: Geologisches Jahrbuch R.G, 8, Hannover.
- BGR- BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE (2004)  
<[http://www.bgr.de/index.html?/saf\\_boden/AdhocAG/methoden.html](http://www.bgr.de/index.html?/saf_boden/AdhocAG/methoden.html)> 18.11.2004
- BBODSCHG - BUNDES-BODENSCHUTZGESETZ vom 17. März 1998.
- BBODSCHV - BUNDES-BODENSCHUTZ- UND ALTLASTENVERORDNUNG (1999): Beschluss der Bundesregierung vom 16.6.1999.
- BVB-BUNDESVERBAND BODEN [Hrsg.] (1999): Regenwasserversickerung und Bodenschutz. BVB Materialien, H. 2.
- BURGHARDT, H. (1992): Stabilität von Schwermetall-Humatkomplexen und die Pflanzenverfügbarkeit der darin enthaltenen Schwermetalle. Diss., Univ. Göttingen.
- BURGHARDT, W. (1996a): Boden und Böden in der Stadt. In: ARBEITSKREIS STADTBÖDEN [Hrsg.]: Urbaner Bodenschutz. S. 7-21.
- BURGHARDT, W. (1996b): Substrate der Bodenbildung urban, gewerblich und industriell überformter Flächen. In: ARBEITSKREIS STADTBÖDEN [Hrsg.]: Urbaner Bodenschutz. S. 25-44.
- BURGHARDT, W. (1997a): Kennzeichnung von Böden durch Grobbodengehalte hinsichtlich potentieller Schadstoffgehalte aus Immissionen. In: Mitteilungen d. Deutschen Bodenkundl. Gesell., 84, S. 127-130.
- BURGHARDT, W. (1997b): Skelettgehalte von Böden aus technogenen Substraten. In: Mitteilungen d. Deutschen Bodenkundl. Gesell., 85, S. 1115-1118.

- BURGHARDT, W., B. BÖHM, C. DORNAUF & R. RABEARIOSA (1998): Verteilung von Stoffen aus Einträgen in Stadtböden. In: Bodenschutz, 3/98, S. 92-98.
- BURGHARDT, W. (2001): Humusgehalte in Stadtböden. In: Mitteilungen d. Deutschen Bodenkundl. Gesell., 96, S. 477-478.
- BURGHARDT, W. (2002): Diskussionspapier bisher bekannte Stadtböden. In: Mitteilungen d. Deutschen Bodenkundl. Gesell., 99, S. 3-4.
- CABRAL, A.R. & G. LEFEBVRE (1998): Use of sequential Extraction in the Study of heavy Metal Retention by silty Soils. In: Water, Air and Soil Pollution, 102, S. 329-344.
- CALLENDER, E. (2004): Heavy Metals in the Environment – historical Trends. In: HOLLAND, H.D. & K.K. TUREKIAN [Hrsg.]: Treatise on Geochemistry – Environmental Geochemistry. Vol. 9, S. 67-105.
- CARON, J., S.B. JEMIA, J. GALLICHAND & L. TRÉPANIER (1999): Field Bromide Transport under transient-state: Monitoring with Time Domain Reflectometry and porous Cup. In: In: Soil Science Society of America Journal, 63, S. 1544-1553.
- CHEN, T.-B., Y.-M. ZHENG, M. LEI, Z.-C. HUANG, H.-T. WU, H. CHEN, K.-K. FAN, K. YU, X. WU & Q.-Z. TIAN (2005): Assessment of heavy Metal Pollution in Surface Soils of urban Parks in Beijing, China. In: Chemosphere, 60, S. 542-551.
- CHILTON, J. [Hrsg.] (1997): Groundwater in the urban Environment – Problems, Processes and Management. Balkema, Rotterdam, Brookfield.
- CHILTON, J. [Hrsg.] (1999): Groundwater in the urban Environment – Selected City Profiles. Balkema, Rotterdam, Brookfield.
- 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.
- CULLEN, S.J., J.H. KRAMER & L.G. EVERETT (1995): Is our Ground-Water Monitoring Strategy illogical? In: WILSON, L.G., L.G. EVERETT & S.J. CULLEN [Hrsg.]: Handbook of vadoze Zone Characterisation & Monitoring. S. 1-8.
- Cullen, S.J. & L.G. Everett (1995): Estimating the Storage Capacity of the vadose Zone. In: WILSON, L.G., L.G. EVERETT & S.J. CULLEN [Hrsg.]: Handbook of vadoze Zone Characterisation & Monitoring. S. 159-176.
- DALTON, F. N. (1992): Development of Time-Domain Reflectometry for measuring Soil Water Content and Bulk Soil electrical Conductivity. In: TOPP, G. C., W. D. REYNOLDS & R. E. GREEN [Hrsg.]: Advances in Measurement of Soil physical Properties: Bringing Theory into Practise. S. 143-167.
- DÄUMLING, T. (1997): Melioration von Standorten im urbanen „Öffentlichen Grün“ – Auswertung von Kalkungs- und Düngungsmaßnahmen auf den Nährstoffhaushalt. Diss., Univ. Hamburg.
- DEGRYSE, F., K. BROOS, E. SMOLDERS & R. MERCKX (2003): Soil Solution Concentration of Cd and Zn can be predicted with a CaCl<sub>2</sub> Soil Extract. In: European Journal of Soil Science, 54, S. 149-157.
- DEHNER, U. (1999): Ermittlung geogener Hintergrundwerte umweltrelevanter Spurenelemente im Flußgebiet der unteren Saale auf der Basis stratigraphisch bodenkundlich orientierter Untersuchungen. Diss., Univ. Mainz.
- DBG-DEUTSCHE BODENKUNDLICHE GESELLSCHAFT [Hrsg.] (1992): Strategien zur Reduzierung standort- und nutzungsbedingter Belastungen des Grundwassers mit Nitrat.
- DVWK-DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU [Hrsg.] (1981): Nährstoffaustrag aus landbaulich genutzten Böden. Regeln zur Wasserwirtschaft, 110.
- DVWK-DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU [Hrsg.] (1988): Beurteilung der Fähigkeit von Böden, zugeführte Schwermetalle zu immobilisieren. DVWK Merkblätter 212/1988.
- DVWK-DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU [Hrsg.] (1990): Gewinnung von Bodenwasserproben mit Hilfe der Saugkerzen-Methode. Merkblätter zur Wasserwirtschaft 217.

- DVWK-DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU [Hrsg.] (1993): Aussagekraft von Gewässergüteparametern in Fließgewässern. DVWK Merkblätter 227/1993.
- DVWK-DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU [Hrsg.] (1996): Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen. DVWK Merkblätter 238/1996.
- DWD-DEUTSCHER WETTERDIENST (2004)  
<[http://www.dwd.de/de/FundE/Klima/KLIS/prod/spezial/temp/Rekordsommer\\_2003.pdf](http://www.dwd.de/de/FundE/Klima/KLIS/prod/spezial/temp/Rekordsommer_2003.pdf)> 19.08.2004
- DIN-DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG [Hrsg.] (1990): DIN-Taschenbuch – Partikelmeßtechnik.
- DIN-DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG [Hrsg.] (1991): DIN-Taschenbuch – Abwasser-Analysenverfahren.
- DIN-DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG [Hrsg.] (1994): DIN 4049-3 Hydrologie - Teil 3: Begriffe zur quantitativen Hydrologie.
- DIN-DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG [Hrsg.] (1999): Boden 1 – Bodenkundliche Standortbeurteilung, Bewässerung, Entwässerung, Deponietechnik. DIN-Taschenbuch. Berlin, Wien Zürich.
- DIABY, K. (1996): Untersuchungen zum Schwermetall- und Nährstoffhaushalt in Halleschen Kleingartenanlagen.-Ein Beitrag zur geoökologischen Charakteristik der Stadtregion Halle. Diss., Inst. f. Geogr. d. Univ. Halle.
- DIEDERIK, J., J. SIMUNEK, A. TIMMERMANN & J. FEYEN (2002): Calibration of Richards' and Convection-Dispersion Equations to Field-Scale Water Flow and Solute Transport under Rainfall Conditions. In: Journal of Hydrology, 259/1, S. 15-31.
- DÖRING, J., J. MÜLLER, M. JÖRN, S. NEUBERT, I. PANNICKE, G. WEDEKIND & J. SCHURIGT (1995): Klimatische Kennzeichnung des Mitteldeutschen Schwarzerdegebietes. In: KÖRSCHENS, M. & E.-G. MAHN [Hrsg.]: Strategien zur Regeneration belasteter Agrarökosysteme des mitteldeutschen Schwarzerdegebietes. S. 533-568.
- DÜES, G. (1987): Untersuchungen zu den Bindungsformen und ökologisch wirksamen Fraktionen ausgewählter toxischer Schwermetalle in ihrer Tiefenverteilung in Hamburger Böden. In: Hamburger Bodenkundliche Arbeiten, 9, S. 1-265.
- DUIJNISVELD, W.H.M., J. BÖTTCHER & W. SCHNEIDER (1998): Räumliche Variabilität der Verlagerung nichtreaktiver Stoffe in Sandböden auf der Feldskala: Wieviele Saugsonden sind zur Bestimmung der Auswaschungsmenge erforderlich? In: Mitteilungen d. Deutschen Bodenkundl. Gesell., 87, S. 409-412.
- DURNER, W. (1994): Hydraulic Conductivity Estimation for Soils with heterogeneous Pore Structure. In: Water Resources Research, 30, S. 211-223.
- DUTOVA, E.M., N.G. NALIVAIKO, K.I. KUZEVANOV & J.G. KOPYLOVA (1999): The chemical and microbiological Composition of urban Groundwater, Tomsk, Russia. In: CHILTON, J. [Hrsg.]: Groundwater in the urban Environment – Selected City Profiles. Balkema, Rotterdam, Brookfield.
- ECKELT, T. & W. DURNER (2001): Räumliche Variabilität hydraulischer Bodeneigenschaften – Vergleich von Labor- und Feldexperimenten. In: Mitteilungen d. Deutschen Bodenkundl. Gesell., 96, S. 67-68.
- ECOTECH [Hrsg.] (o.J.): Bedienungsanleitung für die Reinigung, den Einbau und den Betrieb von Saugkerzen.
- ELLENBERG, H., H.E. WEBER, R. DÜLL, V. WIRTH & W. WERNER (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Scripta Geobotanica XVIII, S. 1-262.
- ELRICK, D.E. & W.D. REYNOLDS (1992): Infiltration from Constant-Head Well Permeameters and Infiltrimeters. In: TOPP, G.C., W.D. REYNOLDS & R.E. GREEN [Hrsg.]: Advances in Measurement of Soil Physical Properties: Bringing Theory into Practise. S. 1-24.
- EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT (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. – Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, Bd. 43.
- EUSTERBROCK, L. (1999): Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) und polychlorierte Biphenyle (PCB) in urbanen Böden Bayreuths. Bayreuther Bodenkundl. Berichte, 66.

- FABIG, I. (2005): Zeitliche und räumliche Variabilität der Starkregenhäufigkeit im Mitteldeutschen Trockengebiet und ihre Bedeutung für den Gebietswasserhaushalt. Diss.-Manuskript, Inst. f. Geogr. d. Univ. Halle.
- FERNANDEZ, P., G. CARRERA & J.O. GRIMALT (2003): Factors governing the atmospheric Deposition of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons to remote Areas. In: *Environmental Science & Technology*, 37, S. 3261-3267.
- FETZER, K.D., K. DRESCHER-LARRES & J. WEYRICH (2003): Stadtböden im saarländischen Bodeninformationssystem SAARBIS. In: *Mitteilungen d. Deutschen Bodenkundl. Gesell.*, 102, S. 463-464.
- FEZER, F. (1995): *Das Klima der Städte*.
- FIENEMANN, K. (1994): Schwermetallbelastungen von Böden in der Saaleaue bei Halle. Dipl. Arb., Inst. f. Geogr. d. Univ. Köln.
- FINSTER, M.E., K.A. GRAY & H.J. BINNS (2004): Lead Levels of Edibles grown in contaminated residential Soil: a Field Survey. In: *Science of the Total Environment*, 320, S. 245-257.
- FLURY, M., H. FLÜHLER, W.A. JURY & J. LEUENBERGER (1994): Susceptibility of Soils to preferential Flow of Water: A Field Study. In: *Water Resources Research*, 30, S. 1945-1954.
- FOSTER, S., B. MORRIS, A. LAWRENCE & J. CHILTON (1999): Groundwater Impacts and Issues in developing Cities – an introductory Review. In: Chilton, J. [Hrsg.]: *Groundwater in the urban Environment – selected City Profiles*. Balkema, Rotterdam, Brookfield.
- FOWLER, D., U. SKIBA, E. NEMITZ, F. CHOUBEDAR, D. BRANFORD, R. DONOVAN & P. ROWLAND (2004): Measuring Aerosol and heavy Metal Deposition on urban Woodland and Grass using Inventories of <sup>210</sup>Pb and Metal Concentrations in Soil. In: *Water, Air and Soil Pollution*, 4, S. 483-499.
- FREDE, H.-G. & S. DABBERT [Hrsg.] (1998): *Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft*. Landsberg: 1-451.
- FRÜHAUF, M., M. HERRMANN & B. REUTER (1990): Probleme der Bewertung von Bodennutzung und Bodenschutz in Stadtregionen. In: *Nachrichten Mensch-Umwelt*, 2/1990, S. 27-38.
- FRÜHAUF, M. (1992): Zur Problematik und Methodik der Getrenntfassung geogener und anthropogener Schwermetallgehalte in Böden. In: *Geoökodynamik*, XIII, S. 97-120.
- FRÜHAUF, M. & M. ZIERDT (1993): Geoökologische Untersuchungen zur Luft- und Bodenbelastung in Halle. In: *Scientia halensis*, 1/93, S. 13-16.
- FRÜHAUF, M., K. DIABY, M. SAUERWEIN & M. ZIERDT (1996): Geoökologische Charakterisierung Hallescher Kleingärten. In: UFZ LEIPZIG-HALLE [Hrsg.] (1996): *Hallesche Kleingärten*. UFZ-Bericht 8/1996.
- FRÜHAUF, M. & F. WINDE (1998): Untersuchungen zu den Ursachen und zum Ausmaß der Schwermetallbelastungen von Böden und Sedimenten in der Saaleaue bei Halle. In: *Petermanns Geogr. Mitt.*, 142, S. 393-412.
- FRÜHAUF, M. (2002): Natürliche Gunstfaktoren für die (An-)Lage und Entwicklung von Halle im Spiegelbild erdgeschichtlicher Zeugen. In: FRIEDRICH, K. & M. FRÜHAUF [Hrsg.]: *Halle und sein Umland*. S. 18-33.
- FUCHS, S. & U. SCHERER (2004): Bilanzierung der Einträge von Kupfer, Zink und Blei, Teil 1. [www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/stoffhaushalt/schwermetalle.htm](http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/stoffhaushalt/schwermetalle.htm), 8.8.2005.
- GARBE, M., R. GIERSE & P. REINIRKENS (2003): Digitale Bodenbelastungskarte Wuppertal Fortführung Siedlungsbereich. In: *Mitteilungen d. Deutschen Bodenkundl. Gesell.*, 102, S. 471-472.
- GEOHRING, L.D., O.V. MCHUGH, M.T. WALTER, T.S. STEENHUIS, M.S. AKHTAR & M.F. WALTER (2001): Phosphorus Transport into Subsurface Drains by Macropores after Manure Applications: Implications for best Manure Management Practices. In: *Soil Science*, 166, S. 896-909.
- GERMANN, P.F. (1990): Macropores and hydrologic Hillslope Processes. In: ANDERSON, M.G. & T.P. BURT [Hrsg.]: *Process Studies in Hillslope Hydrology*.
- GLÄBER, C., M. PREHN, B. HERRMANN, D. WYSS, J. BIRGER, D. THÜRKOW & F. SCHÖPE (1994): Altlasteninformationssystem GISA für den Raum Halle/Saale. Abschlußbericht BMFT-Forschungsprojekt 14506960.

- GODLINSKI, F., P. LEINWEBER, R. MEISSNER & B. LENNARTZ (2003): Abschätzung der Phosphorausträge anhand von Lysimeterversuchen. In: BAL-Berichte 10. Lysimetertagung, S. 101-104.
- GROSSMANN, J., K.-E. QUENTIN & P. UDLUFT (1987): Sickerwassergewinnung mittels Saugkerzen – eine Literaturstudie. In: Z. f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde, 150, S. 258-261.
- GROSSMANN, J. (1988): Physikalische und chemische Prozesse bei der Probenahme von Sickerwasser mittels Saugsonden. Diss., TU München.
- GRULER, T., R. HORN & R. HANTSCHHEL (1989): Die Bedeutung des Entwässerungsgrades sowie der Struktur von Böden für die chemische Zusammensetzung der mobilen Bodenlösung. In: Mitteilungen d. Deutschen Bodenkundl. Gesell., 59, 163-166.
- GRUPE, M. & H. KUNTZE (1988): Zur Ermittlung der Schwermetallverfügbarkeit lithogen und anthropogen belasteter Standorte. In: Z. f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde, 151, S. 319-324.
- GUNREBEN, M. (2001): Entsiegelung von Böden. In: Mitteilungen d. Deutschen Bodenkundl. Gesell., 95, S. 137-140.
- HAASE, D. (1996): Untersuchungen zur Schwermetallbelastung des Oberbodens und der bodennahen Luftschicht in Leipzig auf dem Hintergrund einer Stadtstrukturtypengliederung. In: Hallesches Jahrb. Geowiss., R. A, 18, S. 51-63.
- HAASE, D. & H. NEUMEISTER (1998): Die Leipziger Flußauen als ein hochsensibles Ökosystem inmitten einer urban geprägten Landschaft – Untersuchungen zum Säurestatus von Auwaldböden in Abhängigkeit von der Immissionssituation. In: FRÜHAUF, M. & U. HARDENBICKER [Hrsg.]: Geowissenschaftliche Umweltforschung im mitteldeutschen Raum. S. 115-127.
- HAFERKORN, U. (2000): Größen des Wasserhaushaltes verschiedener Böden unter landwirtschaftlicher Nutzung im klimatischen Grenzraum des Mitteldeutschen Trockengebietes – Ergebnisse der Lysimeterstation Brandis. Diss, Fak. f. Agrarwiss. d. Univ. Göttingen.
- HALM, D., T. GAISER & K. STAHR (1997): Meßwertkorrektur und Kalibrierung von TDR-Sonden in Abhängigkeit von der Bodenart und der Lagerungsdichte. In: Mitteilungen d. Deutschen Bodenkundl. Gesell., 85, S. 93-96.
- HAMMEL, K., J. GROSS, G. WESSOLEK & K. ROTH (1999): Two-dimensional Simulation of Bromide Transport in a heterogeneous Field Soil with transient unsaturated Flow. In: European Journal of Soil Science, 50, S. 633-647.
- HANTSCHHEL, R., M. KAUPENJOHANN, R. HORN & W. ZECH (1986): Kationenkonzentrationen in der Gleichgewichts- und Perkolationsbodenlösung (GBL und PBL) – ein Methodenvergleich. In: Z. f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde, 149, 4 S.
- HARRES, H.-P. (1990): Schwermetalle in Böden. In: SEUFFERT, O. [Hrsg.]: Darmstädter Kleingartenanlagen – Entwicklung, Nutzung und Belastung aus soziologischer und geoökologischer Sicht. Geoöko Test, 1, S. 67-79.
- HARTER, R.D. & R. NAIDU (2001): An Assessment of Environmental and Solution Parameter Impact on Trace-Metal Sorption by Soils. In: Soil Science Society of America Journal, 65, S. 597-612.
- HARTGE, K.H. (1984): Vergleich der Verteilungen der Wasserleitfähigkeit und des Porenvolumens von waagrecht und senkrecht entnommenen Stechzylinderproben. In: Z. f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde, 147, S. 316-323.
- HARTUNG, J., B. ELPELT & K.-H. KLÖSENER (2002): Statistik: Lehr- und Handbuch der angewandten Statistik.
- HASSELBACH, G. (1991): Über den Einfluß des Probenahmetermins auf die Schwermetallgehalte in Bodenextrakten (CaCl<sub>2</sub>, NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>, EDTA, DTPA). In: Mitteilungen d. Deutschen Bodenkundl. Gesell., 66, S. 637-640.
- HECKNER, M. (2003): Vergleichende Untersuchungen zum Einfluss der Stadt Halle auf die stoffliche Belastung in den Sedimenten der Oberflächengewässer. Dipl.-Arb., Inst. f. Geogr. d. Univ. Halle.
- HEILAND, S. (2005): Urbane Räume im Wandel. In: Naturschutz u. Landschaftsplanung, 37, S. 21-28.

- HEINEBERG, H. (2000): Grundriß Allgemeine Geographie: Stadtgeographie.
- HEINRICH, J., C. KLAWITTER & T. SKORUPINSKI (1999): Geomorphologisch-quartärgeologische Beiträge zu geoökologisch orientierten kommunalen Fachplanungen – Beispiele aus Frankfurt am Main. In: Frankfurter Geogr. Hefte, 63, S. 59-83.
- HELBIG, A., J. BAUMÜLLER & M.J. KERSCHGENS [Hrsg.] (1999): Stadtklima und Luftreinhaltung.
- HELD, T. (1996): Stoffhaushaltliche Untersuchungen in Kleingärten der Stadt Witten/Ruhr mit besonderer Berücksichtigung der Schwermetalle. In: Bochumer Geogr. Arbeiten, 61.
- HENDRICKX, J.M.H. (1990): Determination of hydraulic Soil Properties. In: ANDERSON, M.G. & T.P. BURT [Hrsg.]: Process Studies in Hillslope Hydrology.
- HENDRICKX, J.M.H., J.L. NIEBER & P.D. SICCAMA (1994): Effect of Tensiometer Cup Size on Field Soil Water Tension Variability. In: Soil Science Society of America Journal, 58, S. 309-315.
- HENNING, S. (2003): Vergleichende Untersuchungen zu Vegetationsstrukturen im Stadtgebiet von Halle / Saale. Dipl. Arb., Inst. f. Geogr. d. Univ. Halle.
- HENNINGS, V. & U. MÜLLER (1997): Bewertung von Pedotransferfunktionen zur Schätzung der ungesättigten Wasserleitfähigkeit. In: Mitteilungen d. Deutschen Bodenkundl. Gesell., 85, S. 103-106.
- HERMS, U. & G. BRÜMMER (1984): Einflußgrößen der Schwermetalllöslichkeit und –bindung in Böden. In: Z. f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde, 147, S. 400-424.
- HEYMANN, H. (1994): Schwermetalle und Arsen in Hamburger Kleingärten - Bodenbelastung und Pflanzenverfügbarkeit. Diss., FB Geowiss. d. Univ. Hamburg.
- HILLER, D.A. (1995): Allgemeine Merkmale sowie Blei- und Zinkmobilität in urban-industriell überformten Böden des Brücktorviertels in Oberhausen (Ruhrgebiet). In: Z. f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde, 158, S. 269-277.
- HILLER, D.A. & H. MEUSER (1998): Urbane Böden.
- HINDEL, R. & H. FLEIGE (1989): Verfahren zur Unterscheidung lithogener und anthropogener Schwermetallanreicherungen in Böden. In: Mitteilungen d. Deutschen Bodenkundl. Gesell., 59, 389-394.
- HOFFMANN, C. (2002): Schwermetallmobilität und Risikopotentiale der Rieselfeldböden Berlin Buch. Diss., TU Berlin.
- HOFFMANN, K. (1988): Der Rossgaben. Belegarbeit, Inst. f. Geogr. d. Univ. Halle. (unveröffentlicht)
- HÖKE, S. (2003): Identifizierung, Herkunft, Mengen und Zusammensetzung von Exstäuben in Böden und Substraten des Ruhrgebietes. Essener Ökologische Schriften.
- HOLLAND, K. (1996): Stadtböden im Keuperland am Beispiel Stuttgarts. Diss., Univ. Hohenheim.
- HOLZBECHER, E. (1996): Modellierung dynamischer Prozesse in der Hydrologie.
- HOPF, H. (2000): Classics in Hydrocarbon Chemistry.
- HÖPFNER, U., K. WEIß & H. ZEPP (2003): Zur Vorhersage der  $\theta(\psi)$ -Beziehung von künstlichen Rohböden mittels Pedotransferfunktionen. In: Mitteilungen d. Deutschen Bodenkundl. Gesell., 102, S. 83-84.
- HORN, R. (1987): Die Bedeutung der Aggregation für die Nährstoffsorption in Böden. In: Z. f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde, 150, S. 13-16.
- HORN, R. (1992): Belastung mit Salzen. In: BLUME, H.-P. [Hrsg.]: Handbuch des Bodenschutzes. S. 318-325.
- HORN, R. & H. TAUBNER (1996): Bewertung anthropogener Stadtböden. – Teilvorhaben 2: Quantifizierung des Wasser- und Lufthaushaltes in anthropogen und technogen geprägten Böden. Schlussbericht zum BMBF-Verbundvorhaben.
- HORN, R. & H. TAUBNER (1997): Wasser- und Lufthaushalt. In: BLUME, H.-P. & U. SCHLEUß [Hrsg.]: Bewertung anthropogener Stadtböden. Abschlußbericht des BMBF-Verbundvorhabens, S. 32-65.
- HORNBURG, V. & G.W. BRÜMMER (1989): Untersuchungen zur Mobilität und Verfügbarkeit von Schwermetallen in Böden. In: Mitteilungen d. Deutschen Bodenkundl. Gesell., 59, 727-732.

- HORNBERG, V. (1991): Untersuchungen zur Mobilität und Verfügbarkeit von Cadmium, Zink, Mangan, Blei und Kupfer in Böden. Diss., Landwirtschaftl. Fak. d. Univ. Bonn.
- HORNBERG, V. & B. LÜER (1999): Vergleich zwischen Total- und königswasserextrahierbaren Elementgehalten in natürlichen Böden und Sedimenten. In: Z. f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde, 162, S. 131-137.
- HOWARD, K.W.F. & S. LIVINGSTONE (2000): Transport of urban Contaminants into Lake Ontario via sub-surface Flow. In: Urban Water, Vol. 2/3, S. 183-195.
- HUBBEL, J.M. & J.B. SISSON (1998): Advanced Tensiometer for shallow or deep Soil Water Potential Measurements. In: Soil Science, 163, S. 271-277.
- HUSSEN, A.A. & A.W. WARRICK (1995): Tension Infiltrimeters for the Measurement of vadose Zone hydraulic Properties. In: WILSON, L.G., L.G. EVERETT & S.J. CULLEN [Hrsg.]: Handbook of vadoze Zone Charakterisation & Monitoring. S. 189-201.
- JACOB, H. & P. LÖFFELHARDT (1991): Vergleich von  $^3\text{H}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Br}^-$  und  $\text{Li}^+$  als Tracer für die Wasserbewegung und den Stofftransport in der ungesättigten Bodenzone. In: Steir. Beitr. z. Hydrogeologie, 42, S. 151-164.
- JAYNES, D.B. (1990): Soil Water Hysteresis: Models and Implications. In: ANDERSON, M.G. & T.P. BURT [Hrsg.]: Process Studies in Hillslope Hydrology.
- JOHANNEUM RESEARCH & ÖSTERREICHISCHE VEREINIGUNG FÜR HYDROGEOLOGIE [Hrsg.] (2001): Tracer Studies in the unsaturated Zone and Groundwater (Investigations 1996-2001). Beiträge zur Hydrogeologie.
- KAHLE, P. & E. COBURGER (1996): Eigenschaften von Böden unterschiedlicher Nutzung im Stadtgebiet von Rostock. In: Z. f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde, 159, S. 637-642.
- KAHLE, P. & M. SOKOLL (1997): Sorptionseigenschaften ausgewählter Skelettbestandteile von Stadtböden. In: Mitteilungen d. Deutschen Bodenkundl. Gesell., 84, S. 151-154.
- KAHLE, P. (2001): Kationenhaushalt als Indikator von Bodenveränderungen im urbanen Raum, dargestellt an Böden des Rostocker Stadtgebietes. In: Mitteilungen d. Deutschen Bodenkundl. Gesell., 96, S. 513-514.
- KAHLE, P. (2003): Bodenphysikalische Eigenschaften anthropogener Böden im Stadtgebiet von Rostock. In: Mitteilungen d. Deutschen Bodenkundl. Gesell., 102, S. 503-504.
- KALBE, U. & M. RENGER (1997): Verfügbarkeit von Schwermetallen in Abhängigkeit von den technogenen Komponenten in anthropogenen Stadtböden. In: Mitteilungen d. Deutschen Bodenkundl. Gesell., 85, S. 1183-1186.
- KALBE, U., J. ECKARDT, W. BERGER, G. CHRISTOPH & M. KOLEPKI (2003): Probleme bei Bodenwasseruntersuchungen mit organischen Schadstoffen. In: Mitteilungen d. Deutschen Bodenkundl. Gesell., 102, S. 91-92.
- KALTSCHMIDT, T. & J. SCHMIDT (1999): Methodenvergleich zur Abschätzung des Schwermetallaustrages aus Böden durch Sickerwasser. In: Mitteilungen d. Deutschen Bodenkundl. Gesell., 91, S. 1470-1473.
- KÄSS, W. [Hrsg.] (1992): Geohydrologische Markierungstechnik.
- KÄSTNER, M., B. MAHRO & R. WIENBERG (1993): Biologischer Schadstoffabbau in kontaminierten Böden unter besonderer Berücksichtigung der Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffe. Hamburger Berichte, 5.
- KAYSER, M. (2001): Aspekte zum Wasserhaushalt in Sandlössen im Mitteldeutschen Trockengebiet. Diss., TU Berlin.
- KLIK, A., W. JESTER & F. KASTANEK (2003): Berechnung der Wasserbewegung entlang eines Hanges. In: BAL-Berichte 10. Lysimetertagung, S. 189-192.
- KLOKE, A. (1987): Umweltstandards-Material für Raumordnung und Landesplanung.
- KLOTZ, D. (2003): Untersuchungen mit Tracern und Wasserinhaltsstoffen zu Matrix- und Bypass-Flüssen in einem Intensiv-Lysimeter. In: BAL-Berichte 10. Lysimetertagung, S. 25-27.

- KLOTZ, S. (1984): Phytoökologische Beiträge zur Charakterisierung und Gliederung urbaner Ökosysteme, dargestellt am Beispiel der Städte Halle und Halle-Neustadt. Diss., Univ. Halle.
- KNEIB, W.D. (2001): Bodenfunktionsbewertung im urbanen Bereich – Beispiele aus der Praxis. In: Mitteilungen d. Deutschen Bodenkundl. Gesell., 95, S. 199-202.
- KOCH, D. & M. GRUPE (1993): Mobilität von Schwermetallen geogener / anthropogener Herkunft. In: Mitteilungen d. Deutschen Bodenkundl. Gesell., 72, S. 385-388.
- KOCH, S., M.A. WALKER, M. SAUERWEIN, M. FRÜHAUF (2002): Untersuchungen zur Beeinflussung der Grundwasserqualität durch Kleingartennutzung im Stadtgebiet von Halle (Saale). In: Hallesches Jahrb. Geowiss. R. A, 24, 41-52.
- KOCH, S., F. BUKOWSKI, M. SAUERWEIN & M. FRÜHAUF (2004): Der Einfluss von Stadtstrukturtypen auf die Grundwasserbeschaffenheit der Stadt Halle (Saale). In: Wasser u. Abfall, 5, S. 37-43.
- KOCH, S., M. SAUERWEIN, M. FRÜHAUF (2005): Untersuchungen zum Einfluss urbaner Räume auf das Stoffinventar von Fließgewässern – dargestellt am Beispiel von Halle/Saale. In: Hercynia N.F., 38, S. 25-39.
- KÖCK, U. V. (1992): Landschaftspflegerischer Begleitplan / Grünordnungsplan Stinnes Baumarkt Halle Silberhöhe. (unveröffentlicht).
- KOLB, F.R. (2005a): Versickern von Niederschlagswasser Teil 1. In: Wasserwirtschaft Wassertechnik, 5/2005, S. 24-28.
- KOLB, F.R. (2005b): Versickern von Niederschlagswasser Teil 2. In: Wasserwirtschaft Wassertechnik, 6/2005, S. 41-43.
- KÖNIG, N., P. BACCINI & B. ULRICH (1986): Der Einfluß der natürlichen organischen Substanzen auf die Metallverteilung zwischen Boden und Bodenlösung in einem sauren Waldboden. In: Z. f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde, 149, 15 S.
- 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.
- KRUG, S. (2002): Analyse der anthropogenen Reliefveränderung der Stadt Halle / Saale. Dipl. Arb., Inst. f. Geogr. d. Univ. Halle.
- KUGLER, H. & E. MÜCKE (1979): Geomorphologische Skizze des Halleschen Raumes. In: KUGLER, H. [Hrsg.]: Relief und Naturraumkomplex. Wiss. Beiträge, 45, S. 77-98.
- LAWA-LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER [Hrsg.] (1998): Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland – Chemische Gewässergüteklassifikation. Berlin.
- LAWA-LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER [Hrsg.] (1999): Gewässerbewertung - stehende Gewässer. Berlin.
- LAU-LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ [Hrsg.] (1992): Immissionsbericht 1991 des Landes Sachsen-Anhalt. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, 1992/2.
- LAU-LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ [Hrsg.] (1995): Immissionsbericht Sachsen-Anhalt 1994. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, 1995/17.
- LAU-LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ [Hrsg.] (2002): Immissionsschutzbericht Sachsen-Anhalt 2001. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, 2002/38.
- LANDESARCHIV MERSEBURG (o.J.): Revision und Regulierung der Weißen Elster und Luppe. Rep. C48Ic Nr.41
- LHW-LANDESBETRIEB FÜR HOCHWASSERSCHUTZ UND WASSERWIRTSCHAFT SACHSEN-ANHALT [Hrsg.] (2004): Merkblatt Grundwasserprobennahme.
- LANGMUIR, D. (1997): Aqueous Environmental Geochemistry.
- LAO ARENAS, M.T., R.J. MEJIAS, F. DEL MORAL TORRES & S.J. BECKER (1998): Estimation of the Evolution in Time of the Salts of the Soil Solution by suction Cup. In: Acta horticulturae, 458, S. 147-152.

- LAUER, D.; LAUER, M.; ZIMMERMANN, G. (1998): Die Grundwasserabsenkung im Stadtgebiet Halle Neustadt- geologisch, hydrologische und technische Bedingungen. In: Hallesches Jahrb. Geowiss. R. B, 4, S. 79-97.
- LEE, J., L.S. HUNDALB, R. HORTON & M.L. THOMPSON (2002): Sorption and Transport Behavior of Naphthalene in an aggregated Soil. In: Journal of Environmental Quality, 31, S. 1716-1721.
- LEHMANN, A.E.H. (1996): Charakterisierung von Wasser- und Stofftransport in verschiedenen strukturierten Böden Südwestdeutschlands. Hohenheimer Bodenkundl. Hefte, 34.
- LENNARTZ, B. (1998): Abschätzung der feldskaligen horizontalen Variabilität von Stofftransporteigenschaften anhand von Stechzylinderproben. In: Mitteilungen d. Deutschen Bodenkundl. Gesell., 87, S. 393-396.
- LENZ, H., L. PAMPERIN & E. PLUQUET (1997): PAK in Kleingartenböden – Eingrenzung möglicher Belastungsursachen mit Hilfe von PAK-Profilen. In: Mitteilungen d. Deutschen Bodenkundl. Gesell., 85, S. 737-740.
- LERNER, D.N., D. HALLIDAY & M. HOFFMANN (1994): The Impact of Sewers on Groundwater Quality. In: WILKINSON, W.B. [Hrsg.]: Groundwater Problems in urban Areas. S. 64-75.
- LERNER, D.N. (1997): Too much or too little: Recharge in urban Areas. In: CHILTON, J. [Hrsg.]: Groundwater in the urban Environment – Problems, Processes and Management. Balkema, Rotterdam, Brookfield. S. 41-47.
- LERNER, D.N. (2002): Identifying and Quantifying urban Recharge: a Review. In: Hydrogeology Journal, 10/1, S. 143-152.
- LEWANDOWSKI, P., W. BURGHARDT & P. ILNICKI (1998): Schwermetalle in Oberböden des Warthetals unter städtischem Einfluß. In: Z. f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde, 161, S. 303-308.
- LIATOR, M.I. (1988): Review of Soil Solution Samplers. In: Water Resources Research, 24, S. 727-733.
- 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. Diss., Landwirtschaftl. Fak. d. Univ. Bonn.
- LIERMANN, R. (1998): Untersuchungen zu bevorzugten Sickerbahnen in Lößböden und Löß mit Hilfe einer Makroporenkartierung und Applikation verschiedenartiger Tracer. Dipl. Arb., Inst. f. Geogr. d. Univ. Halle.
- LINDE, M., H. BENGTSSON & I. ÖBORN (2001): Concentrations and Pools of heavy Metals in urban Soils in Stockholm, Sweden. In: Water, Air and Soil Pollution, 1, S. 83-101.
- LINK, M. (1999): Das Einring-Infiltrometer mit schwimmergeregelter Überstauhöhe – Vorteile und technische Daten eines neuen Geräts zur Messung von Infiltrationsraten in Böden. In: RIES, J. B. [Hrsg.]: EPRODESERT-Bodenwasserhaushalt und aktuelle Geomorphodynamik auf Brachflächen in Aragon / Spanien. S. 41-49.
- LITTMANN, T., E. HERING & S. KOCH (2000): What happens to Rainfall at the Desert Margin? – Water Infiltration Experiments in a sandy arid Area. In: Hallesches Jahrb. Geowiss, R. A, 22, S. 49-58.
- LITZ, N., T. STRUPPE & U. MÜLLER-WEGENER (1998): Modellhafte Abschätzung von Stoffgehalten im Sickerwasser am Ende der Sickerstrecke als Grundlage zur Prioritätensetzung hinsichtlich zu ergreifender Maßnahmen. In: Bodenschutz, 4, S. 144-148.
- MA, Y.B. & N.C. UREN (1998): Transformation of heavy Metals added to Soil - Application of a new sequential Extraction Procedure. In: Geoderma, 84, S. 157-168.
- MACHULLA, G. (2000): Mikrobielle Aktivität von Böden aus anthropogenen und natürlichen Substraten. Habil.-Schrift, Univ. Halle.
- MADRID, L., E. DIAZ-BARRIENTOS & F. MADRID (2002): Distribution of heavy Metal Contents of urban Soils in Parks of Seville. In: Chemosphere, 49/10, S. 1301-1308.
- MALECKI, J. (1997): Anthropogene Veränderungen des Grundwasserchemismus geschätzt aufgrund der Spurenelemente. In: BAL-Berichte 7. Lysimetertagung, S. 161-165.

- MANSFELDT, T. (2004): Redox Potential of Bulk Soil and Soil Solution Concentration of Nitrate, Manganese, Iron and Sulfate in two Gleysols. In: Z. f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde, 167, S. 7-16.
- MANTA, D.S., M. ANGELONE, A. BELLANCA, R. NERI & M. SPROVIERI (2002): Heavy Metals in urban Soils: a Case Study from the City of Palermo (Sicily) Italy. In: Science of the total Environment, 2, S. 229-243.
- MARSCHNER, B. (1999): Sorption von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) und polychlorierten Biphenylen (PCB) im Boden. In: Z. f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde, 162, S. 1-14.
- MCBRIDE, M., S. SAUVÉ & W. HENDERSHOT (1997): Solubility Control of Cu, Zn, Cd and Pb in contaminated Soils. In: European Journal of Soil Science, 48, S. 337-346.
- MCDOWELL, R., A. SHARPLEY & P. WITHERS (2002): Indicator to Predict the Movement of Phosphorus from Soil to Subsurface Flow. In: Environmental Science & Technology, 36, S. 1505-1509.
- MCGRODDY, S.E., J.W. FARRINGTON & P.M. GSCHWEND (1996): Comparison of the in situ and desorption Sediment-water Partitioning of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Polychlorinated Biphenyls. In: Environmental Science & Technology, 30, S. 172-177.
- MEIßNER, R., J. SEEGER, H. RUPP & P. SCHONERT (1997): Grundwasserschutz durch Aufforstung ehemals intensiv genutzter Ackerflächen. In: BAL-Berichte 7. Lysimetertagung, S. 89-93.
- MEIßNER, R. [Hrsg.] (2000): Quantifizierung von diffusen Stoffausträgen aus der landwirtschaftlichen Flächennutzung in den Einzugsgebieten von Oka und Elbe. UFZ-Bericht 13/2000.
- MEIßNER, R. (2003): Diffuse Stoffeinträge in die Gewässer. In: Wasserwirtschaft, 9/2003, S. 30-36.
- MEIWES, K.J., H. MEESENBURG, M. MINDRUP & R. SCHULTZ-STERNBERG (1994): Wirkung von Ammoniumsulfat-Eintrag und von Meliorationskalkung auf den chemischen Zustand der Bodenfestphase und die räumliche Heterogenität chemischer Parameter der Bodenlösung. Abschlußbericht EU-Projekt Nr. 92.60.DL.0070, (unveröffentlicht).
- MERIAN, E. [Hrsg.] (2004): Metals and their compounds in the environment. Weinheim, New York, Basel, Cambridge.
- MEUSER, H. (1996): Technogene Substrate als Ausgangsgestein der Böden urban-industrieller Verdichtungsräume. Habil.-Schrift, Univ. Kiel.
- MEUSER, H., U. SCHLEUß, H. TAUBNER & Q. WU (1998): Bodenmerkmale montan-industrieller Standorte in Essen. In: Z. f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde, 161, S. 197-203.
- MZ-MITTELDEUTSCHE ZEITUNG (2005) <<http://www.mz-web.de>> 03.08.2005
- MOHS, B. (1997): Regenwasserversickerung im Spannungsfeld zwischen Wasserwirtschaft und Bodenschutz. In: Bodenschutz, 2, S. 42-47.
- MOSER, P. & J. BREUSTE [Hrsg.] (2000): Ostdeutsche Stadt-Umland-Regionen unter Suburbanisierungsdruck. UFZ-Bericht 14/2000.
- MOUTONNET, P. & J.C. FARDEAU (1997): Inorganic Nitrogen in Soil Solution collected with tensionic Samplers. In: Soil Science Society of America Journal, 61, S. 822-825.
- MUALEM, Y. (1976): A Catalogue of the hydraulic Properties of unsaturated Soils.
- MUALEM, Y. & G. DOGAN (1976): Methods of predicting the hydraulic Conductivity of unsaturated Soils.
- MUALEM, Y. (1986): Hydraulic Conductivity of unsaturated Soils: Prediction and Formulas. In: KLUTE, A. [Hrsg.]: Soil Analysis Part I. S. 799-823.
- MÜLLER, J., P. JÖRN, A. SCHUMANN & H. SCHELLIN (2001): Evapotranspirations- und Versickerungsverhalten sowie Häufigkeit von Bodendürren im Mitteldeutschen Trockengebiet unter Berücksichtigung von Substrat und Bewuchs. In: DEUTSCHER WETTERDIENST [Hrsg.]: Klimastatusbericht 2001. S.258-267.
- MÜLLER, L., F. EULENSTEIN, U. SCHINDLER, A. BEHRENDT, J. SEEGER & R. MEISSNER (2003): Verlagerung von Chlorid und Stickstoff in Böden des Nordostdeutschen Tieflandes. In: BAL-Berichte 10. Lysimetertagung, S. 121-124.
- NAUMANN, T. (1990): Der Morler Bach und der Brachwitzer Bach. Belegarbeit, Inst. f. Geogr. d. Univ. Halle. (unveröffentlicht)

- NAVA, S., P. PRATI, F. LUCARELLI, P.A. MANDO & A. ZUCCHIATTI (2002): Source Apportionment in the Town of La Spezia (Italy) by continuous Aerosol Sampling and PIXE Analysis. In: *Water, Air and Soil Pollution*, 2, S. 247-260.
- NEHLS, T., H. STOFFREGEN & G. WESSOLEK (2003): Wasser- und Stoffhaushalt teilversiegelter urbaner Böden Berlins. In: *Mitteilungen d. Deutschen Bodenkundl. Gesell.*, 102, S. 111-112.
- NEMES, A., M.G. SCHAAP & J.H.M. WÖSTEN (2003): Functional Evaluation of Pedotransfer Functions derived from different Scales of Data Collection. In: *Soil Science Society of America Journal*, 67, S. 1093-1102.
- NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG [Hrsg.] (1999): Geochemische Grundwasser-Kartierung in einem urbanen Raum am Beispiel der Stadt Bremen. *Arbeitshefte Wasser*, H. 1999/1. Hannover. S. 1-25.
- NORRA, S. (2001): Umweltgeochemische Signale urbaner Systeme – am Beispiel von Böden, Pflanzen und Stäuben in Karlsruhe. Diss., Univ. Karlsruhe.
- NOVOTNY, V. (1995): Diffuse Sources of Pollution Effects, Some Principles and Examples. In: SALOMONS, W., U. FÖRSTNER & P. MADER [Hrsg.]: *Heavy Metals*.
- ÖBORN, I & M. LINDE (2001): Solubility and potential Mobility of heavy Metals in two contaminated urban Soils from Stockholm, Sweden. In: *Water, Air and Soil Pollution*, 1, S. 255-265.
- OERTEL, T. (2003): Untersuchung und Bewertung geogener und anthropogener Bodenschwermetallanreicherungen als Basis einer geoökologischen Umweltanalyse im Raum Eisleben-Hettstedt. Diss., Inst. f. Geogr. d. Univ. Halle.
- OHURA, T., A. KITAZAWA, T. AMAGAI & M. MAKINO (2005): Occurrence, Profiles and Photostabilities of Chlorinated Polycyclic Aromatic Hydrocarbons associated with Particulates in urban Air. In: *Environmental Science & Technology*, 39, S. 85-91.
- OLZEM, R. (1999): Methoden zur Ermittlung von Durchlässigkeitsbeiwerten im Rahmen der Regenwasserversickerung. In: *BVB-Materialien*, 2, S. 44-49.
- OTHMER, H., V. RINGE & H.-R. BORK (1989): Die Bestimmung der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit im Gelände unter Gleichgewichtsbedingungen. In: *Mitteilungen d. Deutschen Bodenkundl. Gesell.*, 59, S. 211-216.
- PACHEPSKY, Y.A., W.J. RAWLS & D. GIMÉNES (2001): Comparison of Soil Water Retention at Field and Laboratory Scales. In: *Soil Science Society of America Journal*, 65, S. 460-462.
- PACHEPSKY, Y.A. & W.J. RAWLS (2003): Soil Structure and Pedotransfer Functions. In: *European Journal of Soil Science*, 54, S. 443-451.
- PÄTZOLD, S. (1998): Herbizidanwendung im Obstbau – Messung und Simulation des Abbau-, Sorptions- und Verlagerungsverhaltens von Simazin und Diuron in Lößböden. Diss., Univ. Bonn.
- PAULEIT, S. (1998): Das Umweltwirkgefüge städtischer Siedlungsstrukturen. Diss., Univ. München.
- PETERS, C. & H. THIEMEYER (1999): Untersuchung zum preferential Flow in steinreichen Böden des Buntsandstein-Odenwaldes. In: *Mitteilungen d. Deutschen Bodenkundl. Gesell.*, 91, S. 226-229.
- PEULA-LOPEZ, F.J. (1995): Bindungsformen von Schwermetallen in anoxischen Fluß-Sedimenten: Ein Vergleich verschiedener Extraktionsverfahren. Diss., Univ. Heidelberg.
- PIETSCH, J. & H. KAMIETH (1991): Stadtböden – Entwicklungen, Belastungen, Bewertung und Planung.
- PINNEKAMP, J. & V. KÖLLING [Hrsg.] (2005): 38. Essener Tagung für Wasser- und Abwasserwirtschaft. Tagungsband.
- PFAHLS, C., M. SEEGER & T. SAUER (1999): Infiltrationsmessungen, Niederschlagssimulationen, TDR- und Einstichtensometermessungen sowie konventionelle gravimetrische Bodenwassererhebungen – ein Methodenvergleich. In: RIES, J. B. [Hrsg.]: *EPRODESERT-Bodenwasserhaushalt und aktuelle Geomorphodynamik auf Brachflächen in Aragon / Spanien*. S. 51-77.

- PLAGGE, R. (1991): Bestimmung der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit im Boden. Diss., Techn. Univ. Berlin.
- PLUQUET, E. & H. LENZ (1997): Erfassung und Dokumentation des Stoffbestandes der Böden im Land Bremen. In: Mitteilungen d. Deutschen Bodenkundl. Gesell., 84, S. 175-178.
- POTSCHIN, M. (1999): Bodenwassergewinnung mittels Saugkerzen an extremen Standorten - Möglichkeiten und Grenzen. In: Z. f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde, 162, S. 193-199.
- PRASAD, L.R. & B. NAZARETH (2000): Contamination of Allotment Soil with Lead: Managing potential Risks to Health. In: Journal of Public Health Medicine, 22, S. 525-530.
- PREPAS, E.E. & T. CHARETTE (2004): Worldwide Eutrophication of Water Bodies: Causes, Concerns, Controls. In: HOLLAND, H.D. & K.K. TUREKIAN [Hrsg.]: Treatise on Geochemistry – Environmental Geochemistry. Vol. 9, S. 311-331.
- PRIETZEL, J., S. BAUR & K.-H. FEGER (1989): Al-Speziierung im Sickerwasser von Schwarzwaldböden – Berechnung von Löslichkeitsgleichgewichten. In: Mitteilungen d. Deutschen Bodenkundl. Gesell., 59, 453-458.
- PUDENZ, S. (1998): Modellierung der regionalen Phosphatverlagerung im Boden und Grundwasser. Diss., Techn. Univ. Berlin.
- PULFORD, I.D. (1991): Nutrient Provision and Cycling in Soils in urban Areas. In: BULLOCK, P. & P. J. GREGORY [Hrsg.]: Soils in the urban Environment.
- QUIRIN, M., K. ISERMANN & D. SCHRÖDER (1999): Die Stickstoff (N)- und Phosphor (P)-Bilanzen der Landwirtschaft von Rheinland-Pfalz und der Bundesrepublik Deutschland im Vergleich. In: VDLUFA-Schriftenreihe, 52/1999, S. 155-158.
- REISEN, F. & J. AREY (2005): Atmospheric Reaction influence seasonal PAH and Nitro-PAH Concentrations in the Los Angeles Basin. In: Environmental Science & Technology, 39, S. 64-73.
- RENGER, M., C. FAHRENHORST & G. WESSOLEK (1991): Simulation der Schwermetallverlagerung in Böden unter verschiedenen Standortbedingungen. In: Mitteilungen d. Deutschen Bodenkundl. Gesell., 66, S. 389-392.
- RENGER, M. & B. MEKIFFER (1997): Schadstoffbelastung und –belastbarkeit – Belastung durch Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK). In: BLUME, H. P. & U. SCHLEUß [Hrsg.]: Bewertung anthropogener Stadtböden. Abschlußbericht des BMBF-Verbundvorhabens.
- RENGER, M. & B. MEKIFFER (1998): Belastungen und Gefährdungspotentiale urbaner Böden. In: Bodenökologie u. Bodengeneese, 26, S. 3-22.
- RICHTER, D. (1995): Ergebnisse methodischer Untersuchungen zur Korrektur des systematischen Meßfehlers des Hellmann-Niederschlagsmessers. Berichte des Deutschen Wetterdienstes, 194.
- RINGE, H. (1989): Untersuchungen und Vorstellungen zum Interflow. In: Mitteilungen d. Deutschen Bodenkundl. Gesell., 59, 231-232.
- RINGE, H. (1990): Erfassung des Interflow bei vorgegebenen Randbedingungen. Diss., Univ. Hannover.
- ROSENKRANZ, D., G. EINSELE & H.-M. HARREß [Hrsg.] (1988): Bodenschutz: ergänzbares Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser.
- ROTH, K. (1989): Stofftransport im wassergesättigten Untergrund natürlicher, heterogener Böden unter Feldbedingungen. Diss., Techn. Hochschule Zürich.
- RUDOLPH, F. (2005): Geoökologische Untersuchungen zum lateralen, bodensickerwassergetragenen Stoffaustausch aus unterschiedlich überdeckten und rekultivierten Bereichen verschiedener Kalirückstandshalden in Thüringen als Ursache für Fließgewässerbelastungen. Diss.-Manusk. (unveröff.)
- RUNGE, M. (1975): Westberliner Böden anthropogener Litho- oder Pedogenese. Diss, TU Berlin.
- RUNGE, M. (1978): Untersuchungen zur Wasserdynamik skelettreicher Ruderal-Standorte. In: Z. f. Kulturtechnik u. Flurbereinigung, 19, S. 157-168.
- SALOMONS, W. & W.M. STIGLIANI [Hrsg.] (1995): Biogeodynamics of Pollutants in Soils and Sediments.

- SAUER, T.J. & S.D. LOGSDON (2002): Hydraulic and physical Properties of stony Soils in a small Watershed. In: Soil Science Society of America Journal, 66, S. 1947-1956.
- SAUERWEIN, M., K. DIABY, M. ZIERDT & M. FRÜHAUF (1995): Geoökologische Untersuchungen zur Schwermetallbelastung städtischer Kleingärten in Halle / Saale. In: Hercynia N. F., 29, S. 291-314.
- SAUERWEIN, M. (1998a): Tiefenverteilung und Muster von Schwermetallen und polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen als Indikatoren der Bodenentwicklung urbaner Böden am Beispiel von Halle-Neustadt. In: FRÜHAUF, M. & U. HARDENBICKER [Hrsg.]: Geowissenschaftliche Umweltforschung im mitteldeutschen Raum. UZU-Schriftenreihe, N.F., 2, S. 155-167.
- SAUERWEIN, M. (1998b): Geoökologische Bewertung urbaner Böden am Beispiel von Großwohnsiedlungen in Halle und Leipzig – Kriterien zur Ableitung von Boden-Umweltstandards für Schwermetalle und Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe. Diss., Inst. f. Geogr. d. Univ. Halle.
- SAUERWEIN, M. & C. FORNAÇON (2002): Geoökologische Kartierung und Verwendung von Stadtstrukturtypen in Halle (Saale). In: Hallesches Jahrb. Geowiss., R. A, 24, S. 29-39.
- SAUERWEIN, M. (2004): Urbane Bodenlandschaften – Eigenschaften, Funktionen und Stoffhaushalt der siedlungsbeeinflussten Pedosphäre im Geoökosystem. Habil.-Schrift, Inst. f. Geogr. d. Univ. Halle.
- SCHACHTSCHABEL, P., H.-P. BLUME, G. BRÜMMER, K.H. HARTGE & U. SCHWERTMANN (1998): Lehrbuch der Bodenkunde. Stuttgart.
- SCHÄFER, K. (1997): Untersuchungen zum Eintrag von Polycyclischen Aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) über den Luftpfad in ländlichen Gebieten des Raumes Halle / Saale. UFZ-Bericht 14/1997.
- SCHÄFER, M. (1999): Regionalisierte Stoffstrombilanzen in städtischen Einzugsgebieten – Möglichkeiten, Probleme und Schlussfolgerungen. Diss., Inst. f. Siedlungswasserwirt. d. Univ. Karlsruhe.
- SCHAUER, C., R. NIESSNER & U. PÖSCHL (2003): Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in urban Air particulate Matter: decadal and seasonal Trends, chemical Degradation and sampling Artifacts. In: Environmental Science & Technology, 37, S. 2861-2868.
- SCHEINOST, A. (1995): Pedotransfer-Funktionen zum Wasser- und Stoffhaushalt einer Bodenlandschaft. Diss., TU München.
- SHELLER, E. (1997): Bilanzierung der Kaliumnachlieferung aus den Bodenmineralien zur Reduzierung der K-Düngung sowie zur Verringerung der Chlorid-, Calcium- und Magnesiumauswaschung aus den Böden. In: UMWELTBUNDESAMT ÖSTERREICH [Hrsg.]: Stoffbilanzierung in der Landwirtschaft.
- SCHLAUTMAN, M. A. & J.J. MORGAN (1993): Effects of aqueous Chemistry on the binding of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons by dissolved humic Materials. In: Environmental Science & Technology, 27, S. 961-969.
- SCHLICHTING, E., H.-P. BLUME & K. STAHR (1995): Bodenkundliches Praktikum. 2. Aufl..
- SCHLINKERT, A. (1992): Jahreszeitliche Dynamik der Inhaltsstoffe von Bodenlösungen aus A-Horizonten unterschiedlicher Böden in Abhängigkeit von Bewirtschaftungsweise und Standorteigenschaften. Diss., Univ. Bonn.
- SCHLÜTER, W., A. HENNIG & G. W. BRÜMMER (1996): Verlagerung und Dispersion von Chlorid-, Bromid-, Nitrat- und Sulfat-Tracern in zwei typischen Auenböden. In: Z. f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde, 159, S. 591-598.
- SCHMIDT, E.G. (1991): Der Stadtparkteich – ein urbanes Ökosystem Modell einer ganzheitlich-funktionalen Ökosystemanalyse. In: SCHUHMACHER, H. & B. THIESMEIER [Hrsg.]: Urbane Gewässer.
- SCHMIDT, A. & H. MEUSER (1997): Stadtbodenkartierung Essen: Nutzungsbedingte Heterogenität urbaner Böden in einer Bergbauregion. In: Mitteilungen d. Deutschen Bodenkundl. Gesell., 84, S. 53-56.
- SCHNEIDER, C. (1999): Urbane Stillgewässer – Potential oder Konfliktflächen für Ökologie und Naherholung? In: UFZ-Bericht, 10/1999, S. 140-143.
- SCHRAPS, W.G, A. KERSTING, P. PINGEL, S. SCHNEIDER, H. BAUMGARTEN, W. BURGHARDT, D.A. HILLER, T. KÖPPNER, S. OHLEMANN & F. METZGER (2000): Stoffbestand, Eigenschaften und räumliche Verbreitung

- urban-industrieller Böden – Ergebnisse aus dem Projekt Stadtbodenkartierung Oberhausen-Brücktorviertel.
- SCHRÖDTER, H. (1985): Verdunstung – Anwendungsorientierte Meßverfahren und Bestimmungsmethoden.
- SCHRÖTER, A. (1991): Hydrogeologische Untersuchungen im Braunkohlenbergbaugesamt Geiseltal und seinen Randbereichen. Diss., Fak. f. Naturwiss. d. Univ. Halle.
- SCHUBERT, R., W. HILBIG & S. KLOTZ (2001): Bestimmungsbuch der Pflanzengesellschaften Deutschlands.
- SCHUG, B. (2000): Entwicklung von Pedotransferfunktionen zur Regionalisierung des Retentionspotenzials von Böden für Cadmium, Blei und Zink. Diss., Univ. Gießen.
- SCHUHMACHER, H. & B. THIESMEIER [Hrsg.] (1991): Urbane Gewässer.
- SCHUHMACHER, H. (1991): Limnologische Vorgaben und Bewertungskriterien zur ökologischen Verbesserung urbaner Fließgewässer. In: SCHUHMACHER, H. & B. THIESMEIER [Hrsg.]: Urbane Gewässer.
- SCHUHMAN, R. (2002): Kontrolle von Barrieren: Bestimmung der hydraulischen Leitfähigkeit an Hand des Bodenwassergehaltes. Diss., Univ. Karlsruhe.
- SCHUMANN, H. & W. RAUH (1990): Territoriale und zeitliche Varianz von Luftstaubschwermetallgehalten. In: ANKE, M. et al. [Hrsg.]: Mengen- und Spurenelemente. Tagungsband 1, S. 208-215.
- SCHULIN, R., H.M. SELIM & H. FLÜHLER (1985): Bedeutung des Bodenskeletts für die Verlagerung und Verteilung von gelösten Stoffen in einer Rendzina. In: Z. dt. geol. Ges., 136, S. 397-405.
- SCHULZ, N., KARP, C., P. KREBS (2005): Einfluss undichter Kanäle auf die Gewässerbelastung. In: PINNEKAMP, J. & V. KÖLLING [Hrsg.]: Tagungsband 38. Essener Tagung für Wasser- und Abwasserwirtschaft. S. 26/1-26/15.
- SCHWARTZ, R.C. & S.R. EVETT (2002): Estimating hydraulic Properties of a fine-textured Soil using a Disc Infiltrimeter. In: Soil Science Society of America Journal, 66, S. 1409-1423.
- SCHWEIGERT, P., N. PINTER & R. R. VAN DER PLOEG (2004): Regression Analyses of Weather Effects on the annual Concentrations of Nitrate in Soil and Groundwater. In: Journal of Plant Nutrition & Soil Science, 167, S. 309-318.
- SCHWOERBEL, J. (1999): Einführung in die Limnologie. 8. Auflage.
- SEUFFERT, O. [Hrsg.] (1990): Darmstädter Kleingartenanlagen – Entwicklung, Nutzung und Belastung aus soziologischer und geoökologischer Sicht. Geoöko Test, 1.
- SILILO, O.T.N. (1997): Migration and Attenuation of organic Contaminants in the unsaturated Zone: Field Experiments in the Western Cape, South Africa. In: CHILTON, J. [Hrsg.]: Groundwater in the urban Environment – Problems, Processes and Management. Balkema, Rotterdam, Brookfield. S. 181-186.
- SMETTAN, U. & C. EHRIG (1995): Transfer von Schwermetallen und PAK von urbanen Schuttböden in anstehende Sedimente? In: Mitteilungen der Dt. Bodenkundlichen Gesellschaft, 76, S. 453-456.
- SONNEVELD, M.P.W., M.A.H.M. BACKX & J. BOUMA (2003): Simulation of Soil Water Regimes including Pedotransfer Functions and Land-use related preferential Flow. In: Geoderma, 112, S. 97-110.
- SPANGENBERG, A. (1998): Heterogenität und Dynamik der Bodenlösungsschemie am Beispiel verschiedener Nährelemente im Freiland und Tracer-Transport an Bodensäulen. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, R. A, 149.
- SPOHRER, K., J. INGWERSEN, L. HERRMANN, T. KLODPENG & K. STAHR (2003): 2D Drainageversuch zur Ermittlung lateraler Fließvorgänge in Hangböden. In: Mitteilungen d. Deutschen Bodenkundl. Gesell., 102, S. 139-140.
- SPOSITO, G. (1998): Bodenchemie. (übersetzt)
- STADT HALLE (2005) <<http://www.halle.de>> 01.06.2005
- STAHR, K., A. LEHMANN & K. HOLLAND (1997): Nährstoffhaushalt - Anionen. In: BLUME, H. P. & U. SCHLEUB [Hrsg.]: Bewertung anthropogener Stadtböden. Abschlußbericht des BMBF-Verbundvorhabens, S. 63-100.

- STASCH, D. & K. STAHR (2002): Steine und Skelettgehalte als Merkmal von Stadtböden. In: Mitteilungen d. Deutschen Bodenkundl. Gesell., 99, S. 21-22.
- STASCH, D., O. BECK & K. STAHR (2003): Empfehlungen für die Ableitung von Kennwerten des Stoff- und Wasserhaushaltes für anthropogene Böden des Stuttgarter Raumes. In: Mitteilungen d. Deutschen Bodenkundl. Gesell., 102, S. 587-588.
- 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 vadoze Zone Charakterisation & Monitoring. S. 61-77.
- STEPHENS, D.B. (1994): Hydraulic Conductivity Assessment of unsaturated Soils. In: DANIEL, D.E. & S.J. TRAUTWEIN [Hrsg.] (1994): Hydraulic Conductivity and Waste Contaminant Transport in Soil. S.169-183.
- STICKSEL, E., F.-X. MAIDL & G. FISCHBECK (1996): Eignung von Bromid als Tracer für die Wasser- und Nitratbewegung in der Evapotranspirationszone auswaschungsgefährdeter Böden. In: Agribiological Research, 49, S. 63-73.
- STRAHLER, A.H. & A.N. STRAHLER (2002): Physische Geographie. 2. Auflage.
- SUKOPP, H. & R. WITTIG [Hrsg.] (1998): Stadtökologie. 2. Auflage.
- SZEKELY, S. (1987): Kartierung ausgewählter Typen stehender Gewässer im Halleschen Raum unter besonderer Berücksichtigung des Natur- und Landschaftsschutzes. Dipl. Arb., Sektion Geographie d. Univ. Halle.
- TEBAAY, R.H., G. WELP & G.W. BRÜMMER (1993): Gehalte an Polycyclischen Aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) und deren Verteilungsmuster in unterschiedlich belasteten Böden. In: Z. f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde, 156, S. 1-10.
- TEN HULSCHER, T.E.M., H. VRIND, L.E. VAN DEN HEUVEL, P.C.M. VAN DER VELDE, J.E.M. VAN NOORT, H.A.J. BEURSKENS, H.A.J. GOVERS (1999): Triphasic Desorption of highly resistant Chlorobenzenes, Polychlorinated Biphenyls and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Field contaminated Sediment. In: Environmental Science & Technology, 33, S. 126-132.
- THIELE, S. & G.W. BRÜMMER (1998): PAK-Abnahmen in Bodenproben verschiedener Altstandorte bei Aktivierung der autochthonen Mikroflora. In: Z. f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde, 161, S. 221-227.
- THORNTON, I. (1991): Metal Contamination of Soils in urban Areas. In: BULLOCK, P. & P. J. GREGORY [Hrsg.]: Soils in the urban Environment. S. 47-75.
- TIMLIN, D. & Y.A. PACHEPSKY (1998): Measurement of unsaturated Soil hydraulic Conductivities using a ceramic Cup Tensiometer. In: Soil Science, 163/8, S. 625-635.
- TOKUNAGA, T.K., K.R. OLSON & J. WAN (2004): Conditions necessary for capillary Hysteresis in porous Media: Tests of Grain Size and Surface Tension Influences. In: Water Resources Research, 40/5.
- TOPP, G.C., W.D. REYNOLDS & R.E. GREEN [Hrsg.] (1992): Advances in Measurement of Soil physical Properties: Bringing Theory into Practise.
- TRAUTH, R. (1998): Lokalisierung von Grundwasserschadstoffquellen in urbanen Räumen. Diss., Univ. Karlsruhe.
- TRAUTWEIN, S.J. & G. BOUTWELL (1994): In-situ hydraulic Conductivity Tests for compacted Soil Liners and Caps. In: DANIEL, D.E. & S.J. TRAUTWEIN [Hrsg.]: Hydraulic Conductivity and Waste Contaminant Transport in Soil. S. 184-223.
- TRUDGILL, S.T., T.P. BURT, A.L. HEATHWAITE & B.P. ARKELL (1991): Soil Nitrate Sources and Nitrate leaching Losses. In: Soil Use Manage, 7, S. 200-206.
- TRINKWV - TRINKWASSERVERORDNUNG-Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch vom 21.05.2001
- UHLIG, C.,G. WRIEDT, T. BAUMGARTL & R. HORN (2002): Measurement of Redox Potential inside a Suction Probe. In: Z. f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde, 15, S. 35-38.
- UBA-UMWELTBUNDESAMT [Hrsg.] (1989): Kartierung von Stadtböden. Texte 18/89.

- UBA-UMWELTBUNDESAMT [Hrsg.] (1991a): Schwermetalle in Böden der Bundesrepublik Deutschland – geogene und anthropogene Anteile. Texte 13/91.
- UBA-UMWELTBUNDESAMT [Hrsg.] (1991b): Geogene und anthropogene Schwermetalle in Böden. Texte 22/91.
- UBA-UMWELTBUNDESAMT [Hrsg.] (1995a): Belastungen in Haus- und Kleingärten durch anorganische und organische Stoffe mit Schädigungspotential. Texte 11/95.
- UBA-UMWELTBUNDESAMT [Hrsg.] (1995b): Handlungsanleitung für Schadstoffuntersuchungen in Böden. Texte 26/95.
- UBA-UMWELTBUNDESAMT [Hrsg.] (1998): Branchenbezogene Inventare zu Stickstoff- und Phosphoremissionen in die Gewässer. Texte 24/98.
- UBA-UMWELTBUNDESAMT [Hrsg.] (2004): Hintergrundpapier: Flächenverbrauch, ein Umweltproblem mit wirtschaftlichen Folgen.
- UBA-UMWELTBUNDESAMT (2005)  
<<http://www.umweltbundesamt.de/altlast/web1/berichte/nachsorge/nachso27.htm>> 05.01.2005
- UNIV. HANNOVER (2004)  
<<http://www.gartenbau.uni-hannover.de/baum/forschung/substrat/physik.shtml>> 30.08.2004
- VAN GENUCHTEN, M.T. & P.J. WIERENGA (1976): Mass Transfer Studies in sorbing porous Media: 1. analytical Solutions. In: Soil Science Society of America Journal, 40, S. 473-481.
- 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.
- VAN METRE, P.C. & B.J. MAHLER (2005): Trends in hydrophobic organic Contaminants in urban and Reference Lake Sediments across the United States, 1970-2001. In: Environmental Science & Technology, online, 8 S..
- VERECKEN, H., J. FEYEN, J. MAES & P. DARIUS (1989): Estimating the Soil Moisture Retention Characteristic from Texture, Bulk Density and Carbon Content. In: Soil Science, 148, 389-403.
- VDLUFA-VERBAND DEUTSCHER LANDWIRTSCHAFTLICHER UNTERSUCHUNGS- UND FORSCHUNGSANSTALTEN [Hrsg.] (1982): Untersuchung von Klärschlamm- und Bodenproben auf den Gehalt an Schwermetallen und Nährstoffen lt. Klärschlammverordnung des Bundes vom 25.06.1982.
- VDLUFA-VERBAND DEUTSCHER LANDWIRTSCHAFTLICHER UNTERSUCHUNGS- UND FORSCHUNGSANSTALTEN [Hrsg.] (1997): Prüfung der Eignung der  $\text{CaCl}_2/\text{DTPA}$ -Methode nach ALT (CAT-Methode) zur Untersuchung von Ackerböden auf pflanzenverfügbare Nährstoffe. VDLUFA-Schriftenreihe 45/1997.
- VEST, M. (1999): Auswirkungen städtischer und ländlicher Einflußnahmen auf ein urbanes (Still-)Gewässer, dargestellt am Beispiel des Aasees in Münster (Westf.). Diss., Univ. Münster.
- WAGENBRETH, O. & W. STEINER (1990): Geologische Streifzüge.
- WAGNER, B. (1999): Beschreibung des Simulationsmodells FLOTRA zur Berechnung der Wasser- und Stoffverlagerung in der ungesättigten Zone.
- WAGNER, B., V.R. TARNAWSKI, V. HENNINGS, U. MÜLLER, G. WESSOLEK & R. PLAGGE (2001): Evaluation of pedo-transfer Functions for unsaturated Soil hydraulic Conductivity using an independent Data Set. In: Geoderma, 102, S. 275-297.
- WAKEHAM, S.G., J. FORREST, C.A. MASIELLO, Y. GELINAS, C.R. ALEXANDER & P. LEAVITT (2004): Hydrocarbons in Lake Washington – a 25-year Retrospective in an urban Lake. In: Environmental Science & Technology, 38, S. 431-439.
- WAKIDA, F.T. & D.N. LERNER (2005): Non-agricultural Sources of Groundwater Nitrate: a Review and Case Study. In: Water Research, 39/1, S. 3-16.
- WALKER, M.A. (2001): Kleingartenanlagen als Stoffquelle für das Grundwasser urbaner Gebiete – dargestellt am Beispiel der Stadt Halle an der Saale. Dipl. Arb., Geolog.-Paläontolog. Inst. d. TU Darmstadt.

- WALOSSEK, W. (1981): Probleme der Flächennutzung bei der Erarbeitung von Funktionsgebieten für die Entwicklung städtischer Siedlungen – dargestellt am Beispiel eines Industriegebietes der Stadt Halle (Saale). In: SCHOLZ, D. & E. OELKE [Hrsg.]: Ballungsgebiete der DDR. Wissenschaftliche Beiträge, 1981/16 (Q 7), S. 124-142.
- WANG, S. (1995): Verhalten von Schwermetallen in Böden unter besonderer Berücksichtigung der Mobilität in Abhängigkeit von ihren Konzentrationen. Diss., Univ. Hohenheim.
- WARNAARS, E., A. VELDT LARSEN, P. JACOBSEN & P. S. MIKKLSEN (1999): Hydrological Behaviour of Stormwater Infiltration Trenches in a central urban Area during 2 $\frac{3}{4}$  Years of Operation. In: Water Science and Technology, 39/2, S. 217-224.
- WEGEHENKEL, M. (1998): Die Validierung von Bodenwasserhaushaltsmodellen mit Hilfe von TRIME-TDR, Tensiometermessungen sowie thermogravimetrischen Bodenfeuchtebestimmungen. In: Z. f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde, 161, S. 583-590.
- WEIGAND, H. (2000): Dynamik polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe in anthropogen überprägten Böden – Steuernde Prozesse und räumliche Variabilität. Diss., Univ. Bayreuth.
- WEIHERMÜLLER, L., R. KASTEEL & H. VEREecken (2003): Räumliche Wirkung einer Saugkerze bei der Extraktion von Bodenwasser – Ergebnisse numerischer Simulationen. In: Mitteilungen d. Deutschen Bodenkundl. Gesell., 102, S. 149-150.
- WEITZEL, I. (2005): Grundwassermonitoring in Hannover. In: Wasserwirtschaft Wassertechnik, 7-8/2005, S. 24-27.
- WELP, G., F. LIEBE, H.-P. HELFRICH & G.W. BRÜMMER (1998): Anorganische Schadstoffe in Böden Nordrhein-Westfalens-I. Möglichkeiten der Auswertung mehrmodaler Häufigkeitsverteilungen. In: Z. f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde, 161, S. 205-210.
- WELP, G. (2000): Schwermetalle und organische Schadstoffe in Böden: Gehalte-Sorption und Löslichkeit-Wirkung auf Mikroorganismen. Bonner Bodenkundl. Abhandlungen, 32.
- WENDLING, U. (2001): Das Klima der Stadt Halle nach den Wetterbeobachtungen 1901-2000. In: DEUTSCHER WETTERDIENST [Hrsg.]: Klimastatusbericht 2001. S.240-249.
- WERHEIT, M. (2002): Monitoring einer nachhaltigen Stadtentwicklung. Dortmunder Beiträge zur Raumplanung, 113.
- WERNER, W. & H.-P. WODSAK (1994): Stickstoff- und Phosphateintrag in die Fließgewässer Deutschlands unter besonderer Berücksichtigung des Eintragungsgeschehens im Lockergesteinsbereich der ehemaligen DDR.
- WESSEL-BOTHE, S. (2002): Simultaner Transport von Ionen unterschiedlicher Matrixaffinität in Böden aus Löss unter Freilandbedingungen – Messung und Simulation. In: Bonner Bodenkundl. Abhandlungen, 38.
- WESSOLEK, G. & B. KOCHER (2003): Verlagerung straßenverkehrsbedingter Stoffe mit dem Sickerwasser. In: Forschung Straßenbau u. Straßenverkehrstechnik, 864.
- WIERENGA, P.J. (1995): Water and Solute Transport and Storage. In: WILSON, L.G., L.G. EVERETT & S.J. CULLEN [Hrsg.]: Handbook of vadoze Zone Charakterisation & Monitoring. S. 41-60.
- WILCKE, W., J. LILIENFEIN, S. DO CARMO LIMA & W. ZECH (1999): Contamination of highly weathered urban Soils in Uberlândia, Brazil. In: Z. f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde, 162, S. 539-548.
- WILKINSON, W.B. [Hrsg.] (1994): Groundwater problems in urban areas.
- WILPERT, K. VON, U. NELL, M. LUKES & H. SCHACK-KIRCHNER (1998): Genauigkeit von Bodenfeuchtemessungen mit „Time Domain-Reflektometrie“ und „Frequency Domain-Sensoren“ in heterogenen Waldböden. In: Z. f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde, 161, S. 179-185.
- WILSON, L.G., L.G. EVERETT & S.J. CULLEN [Hrsg.] (1995): Handbook of vadoze Zone Charakterisation & Monitoring. Boca Raton.
- 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 vadoze Zone Charakterisation & Monitoring. S. 477-521.
- WILSON, N. (1995): Soil Water and Ground Water Sampling.

- WINDE, F. (1996): Schlammablagerungen in urbanen Vorflutern – Ursachen, Schwermetallbelastung und Remobilisierbarkeit. Diss., Inst. f. Geogr. d. Univ. Halle.
- WOLFF, R. (1993): Erfassung, Beschreibung und funktionale Bewertung der Eigenschaften von Stadtböden am Beispiel Hamburgs. Diss., FB Geowiss. d. Univ. Hamburg.
- WÖSTEN, J.H.M. & M.T. VAN GENUCHTEN (1988): Using Texture and other Soil Properties to Predict the unsaturated Soil hydraulic Functions. In: Soil Science Society of America Journal, 52, S. 1762-1770.
- 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., A. LILLY, A. NEMES & C. LE BAS (1999): Development and Use of a Database of hydraulic Properties of European Soils. In: Geoderma, 90, S. 169-186.
- 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, 251/3, S. 123-150.
- WU, Q., H.-P. BLUME & U. SCHLEUB (1997): Humuskörper. In: BLUME, H. P. & U. SCHLEUB [Hrsg.]: Bewertung anthropogener Stadtböden. Abschlußbericht des BMBF-Verbundvorhabens, S. 22-31.
- WURBS, D. (2005): Vergleichende Untersuchungen zu den Folgewirkungen von Klima- und Landnutzungsänderungen auf den Wasserhaushalt in Flusseinzugsgebieten. Diss., Inst. f. Geogr. d. Univ. Halle.
- YAIR, A., H. LAVEE & N. GREITSER (1997): Spatial and temporal Variability of Water Percolation and Movement in a System of longitudinal Dunes, Western Negev, Israel. In: Hydrological Processes, 11, S. 43-58.
- YASUDA, H., R. BERNDTSSON, H. PERSSON, A. BAHRI & K. JINNO (1998): Lateral Bromide Distribution in a Vertic Clay Soil. In: Soil Science, 163/7, S. 544-555.
- ZEIEN, H. & G.W. BRÜMMER (1989): Chemische Extraktion zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Böden. In: Mitteilungen d. Deutschen Bodenkundl. Gesell., 59, 505-510.
- ZEIEN, H. (1995): Chemische Extraktionen zur Bestimmung der Bindungsformen von Schwermetallen in Böden. Diss., Landwirtschaftl. Fak. d. Univ. Bonn.
- ZELEKE, T.B. & B.C. SI (2005): Parameter Estimation using the Falling Head Infiltration Model: Simulation and Field Experiment. In: Water Resources Research, 41/2.
- ZHANG, G.-L., W. BURGHARDT, Y. LU & Z.-T. GONG (2001): Phosphorus-enriched Soils of urban and suburban Nanjing and their Effect on Groundwater Phosphorus. In: Journal of Plant Nutrition & Soil Science, 164, S. 295-301.
- ZHOU, W. & L. ZHU (2005): Distribution of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Soil-Water System containing a non-ionic Surfactant. In: Chemosphere, in press.
- ZIERDT, K., M. FRÜHAUF & H. SCHUMANN (1990): Untersuchungen zur zeitlichen und elementvariablen Schwermetallanreicherung in Böden. In: ANKE, M. et al. [Hrsg.]: Mengen- und Spurenelemente. Tagungsband 1, S. 194-199.
- ZIERDT, M. & S. DIPPMANN (1994): Aktives Flechtenmonitoring in Halle / Saale und in Leipzig. In: Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, 13, S. 39-45.
- ZINKE, G. (1995): Anthropogene Veränderungen der hydrographischen Verhältnisse der Saale im Stadtgebiet von Halle unter besonderer Berücksichtigung der Hochwasserproblematik. In: Hallesches Jahrb. Geowiss., R. A, 17, S. 21-33.
- ZINKE, G. (1998): Ökologische Probleme von Standgewässern im halleschen und mitteldeutschen Raum unter besonderer Berücksichtigung der Braunkohlenbergbau-Restseen. In: FRÜHAUF, M. & U. HARDENBICKER [Hrsg.]: Geowissenschaftliche Umweltforschung im mitteldeutschen Raum. S. 179-189.
- ZINKE, G. (2000): Die natürlichen Verhältnisse, Kulturlandschaftswandel und Renaturierungsprobleme im Reide-Einzugsgebiet (im Osten von Halle/Saale). In: Hercynia N. F., 33, S. 191-218.

# Anhang

# **Anhang 1**

Fotodokumentation der Untersuchungsgebiete

Untersuchungsgebiet 1: Holzplatz / Saale



## Untersuchungsgebiet 2: Böllberg / Saale



Untersuchungsgebiet 3a: Silberhöhe / Weiße Elster (Messfeld im Grünlandbereich)



Untersuchungsgebiet 3b: Silberhöhe / Weiße Elster (Messfeld im Auwald)



Untersuchungsgebiet 4: Halle-Süd / Beesener Bach



Untersuchungsgebiet 5: Franzigmark / Morler Bach



Untersuchungsgebiet 6: Neustadt – Passendorf / Kirchteich



Untersuchungsgebiet 7: Mötzlich / Kleiner Mötztlicher Einbruchsee



## Untersuchungsgebiet 8: Neue Residenz



# **Anhang 2**

Flächennutzung im Bereich der  
Untersuchungsgebiete

Abb. A2-1: Flächennutzung im UG1

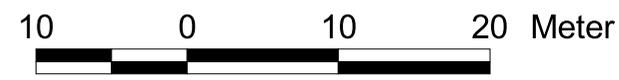
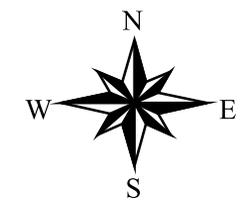
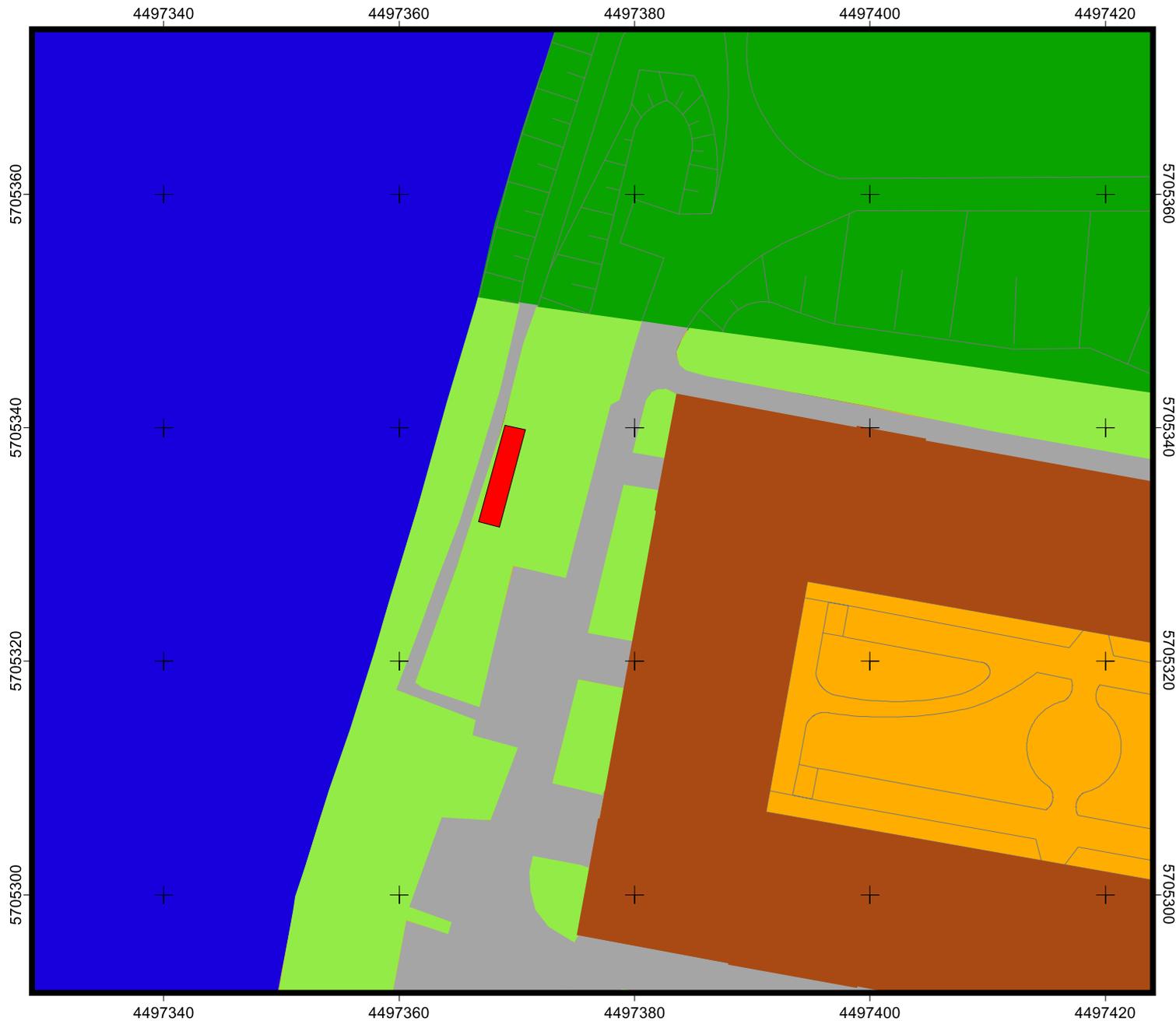
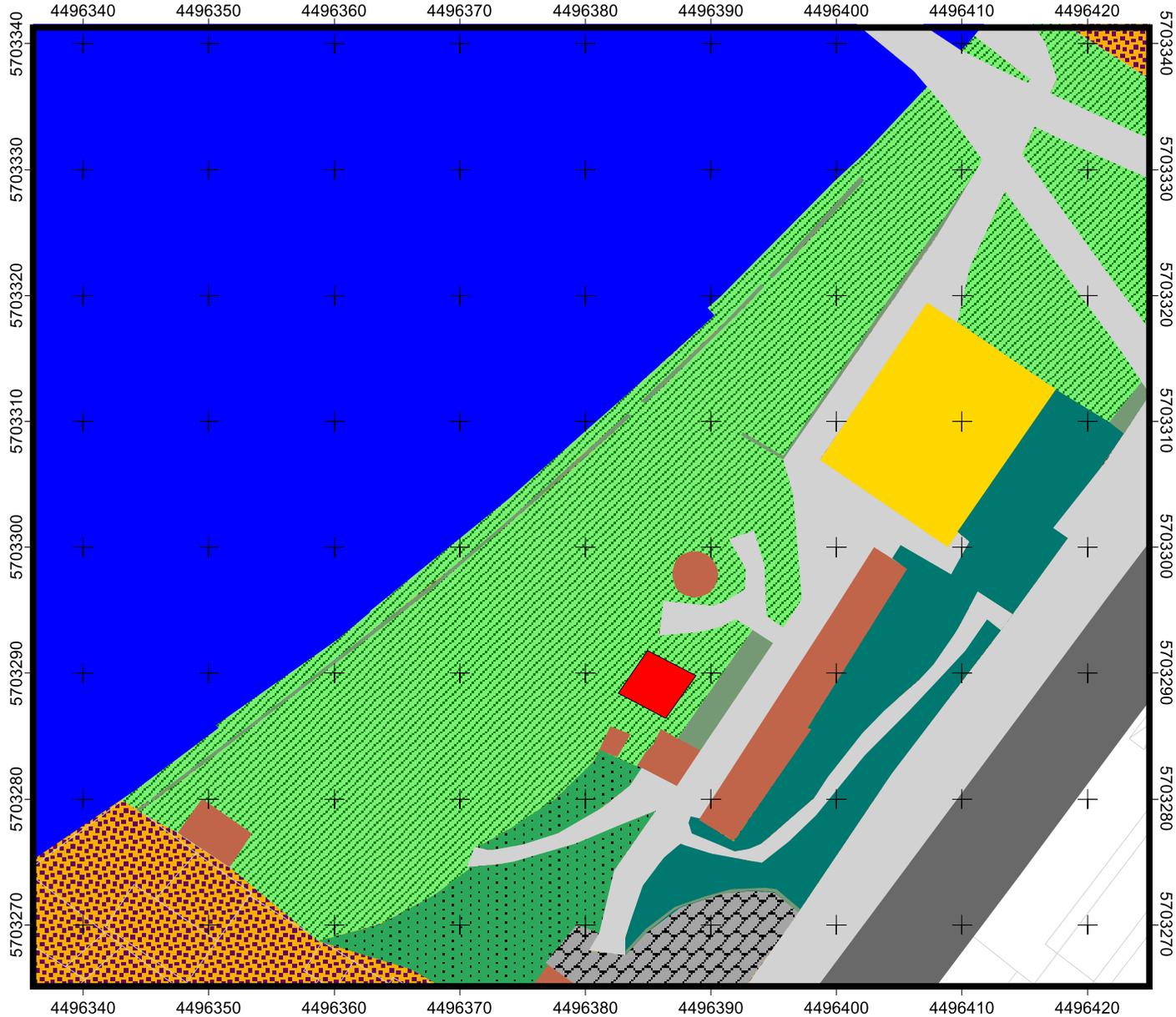


Abb. A2-2: Flächennutzung im UG2



**Legende**

- Messfeld*
- Fließgewässer / Saale*

**Vegetation**

- Baumgruppe mit Stockwerk*
- Baumgruppe ohne Stockwerk*
- Gehölz/Gebüsch/Hecke*
- Gehölze / vereinzelt Hochstauden*
- Grünland, intensiv*
- Grünland, extensiv*
- Staudenflur / Ruderalfläche, verbuscht*
- Wald*
- Trockenrasen mit einzelnen Gehölzen*

**Gebäude**

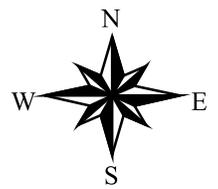
- Garagen / Schuppen*
- öffentliches Gebäude*

**Straßen & Wege**

- Kfz-Straße*
- Rad-, Fußweg*

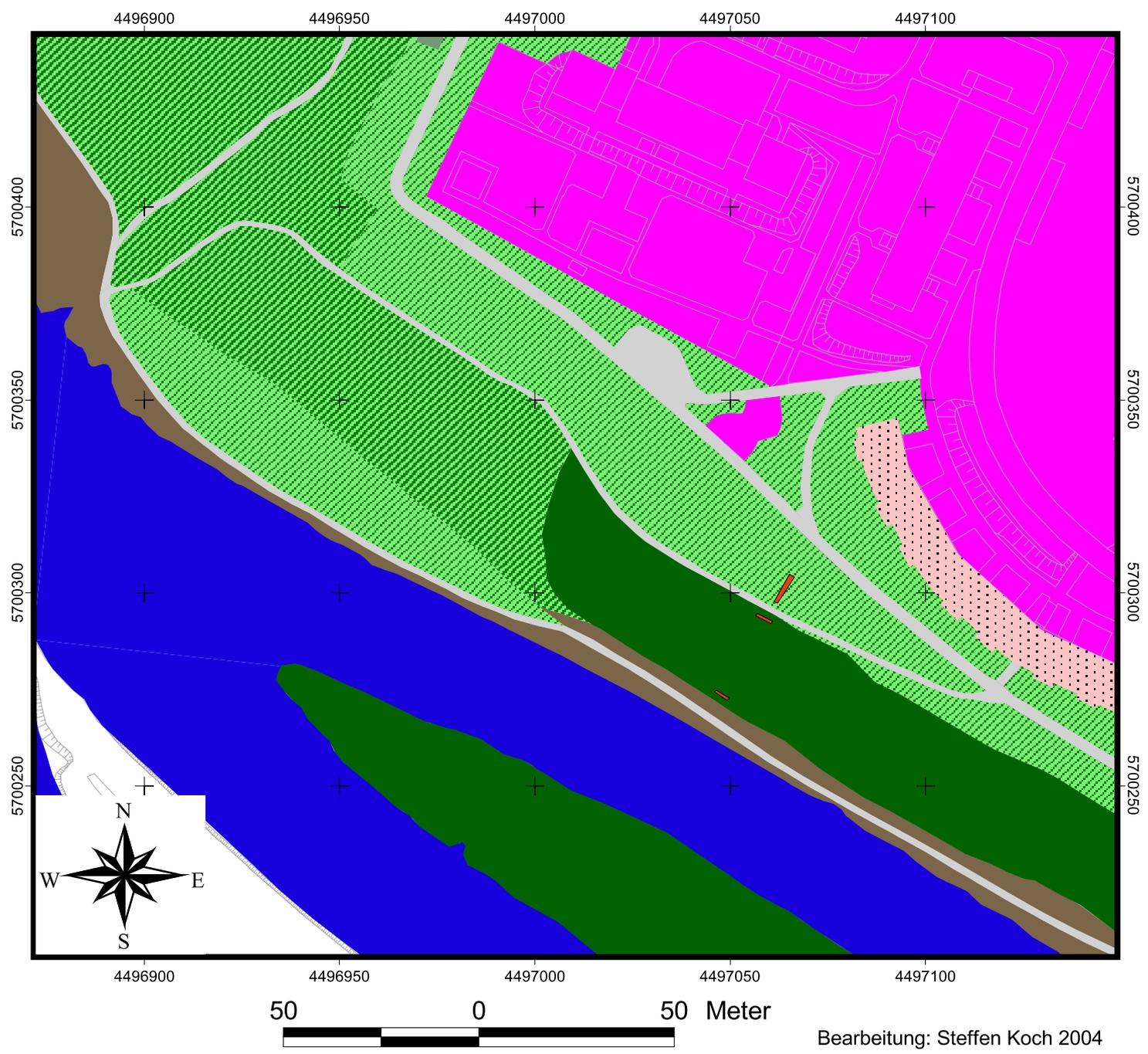
**Plätze**

- Parkplatz*
- Stadtstrukturtyp: Villen*



Bearbeitung: Steffen Koch 2005

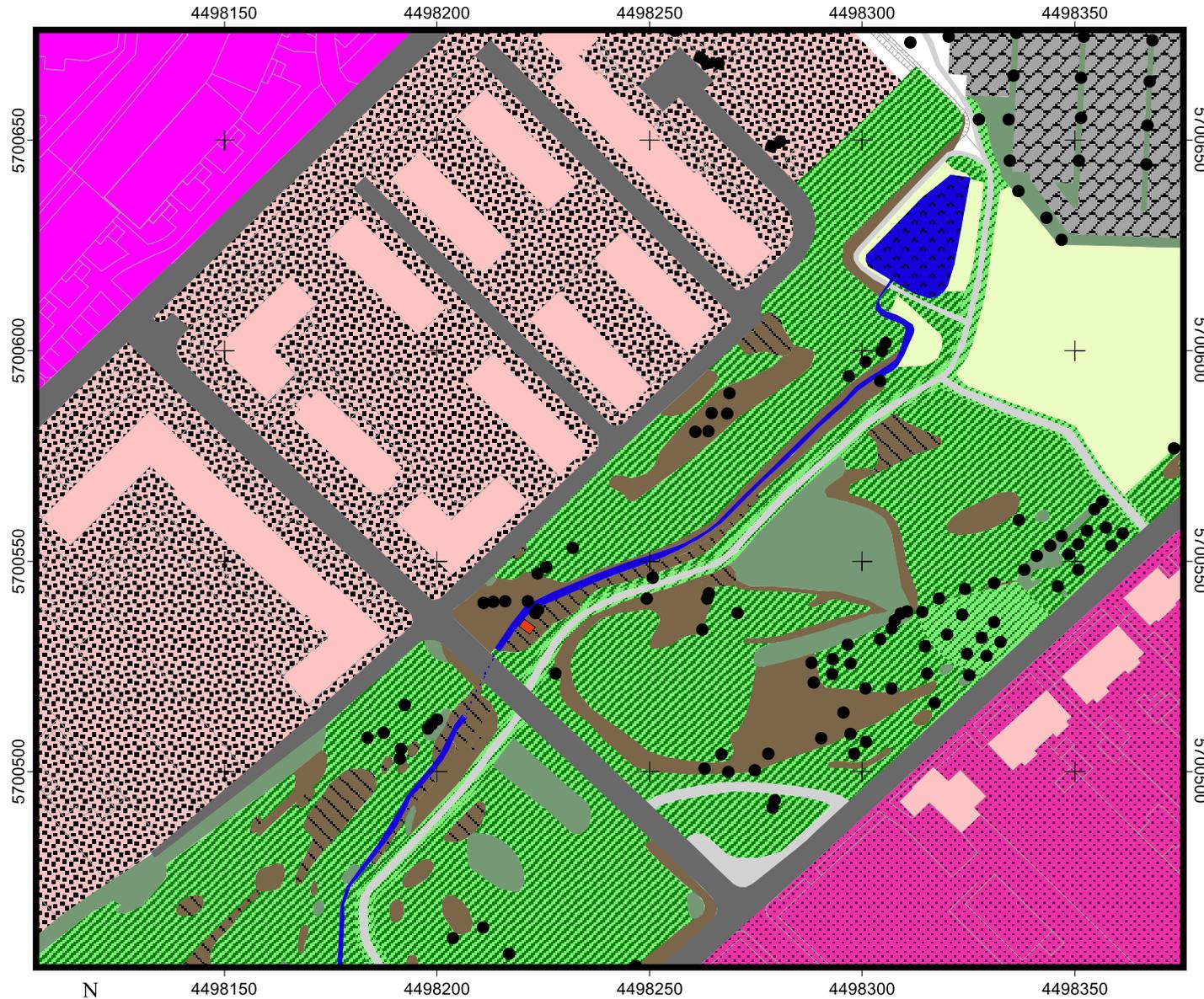
Abb. A2-3: Flächennutzung im UG3



**Legende**

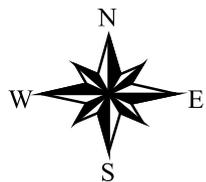
- Messfeld*
- Gewässer**
  - Standgewässer*
  - Fließgewässer*
  - Fließgewässer, verrohrt*
- Vegetation**
  - Gehölz / Gebüsch / Hecke*
  - Grünland, intensiv*
  - Grünland, extensiv*
  - Staudenflur / Ruderalfläche, verbuscht*
  - Staudenflur / Ruderalfläche*
  - Schilf*
  - Acker*
  - Auwald*
  - Brennesselflur*
- Gebäude**
  - Gewerbe / Industrie / Sonstiges*
  - Kleingartenanlage*
  - Wohngebäude*
  - Neubaublock*
- Straßen / Wege**
  - Kfz-Straße*
  - Rad-, Fußweg*
  - Sonderweg / Versorgungsweg*
  - gepflasterte Stelle*
  - Stadtstrukturtyp: Großsiedlung*

Abb. A2-4: Flächennutzung im UG4



Legende

- Messfeld
  
- Gewässer**
- Standgewässer
- Fließgewässer
- Fließgewässer, verrohrt
  
- Vegetation**
- Gehölz / Gebüsch / Hecke
- Grünland, intensiv
- Grünland, extensiv
- Staudenflur / Ruderalfläche, verbuscht
- Staudenflur / Ruderalfläche
- Schilf
- Acker
- Auwald
- Brennesselflur
- Laubbaum
  
- Gebäude**
- Gewerbe / Industrie / Sonstiges
- Kleingartenanlage
- Wohngebäude
- Neubaublock
  
- Straßen / Wege**
- Kfz-Straße
- Rad-, Fußweg
- Sonderweg / Versorgungsweg
- gepflasterte Stelle
- Stadtstrukturtyp: offene Blockrandbebauung
- Stadtstrukturtyp: Ein- und Zweifamilienhausbebauung
- Stadtstrukturtyp: Großsiedlung



Bearbeitung: Steffen Koch 2004

Abb. A2-5: Flächennutzung im UG5

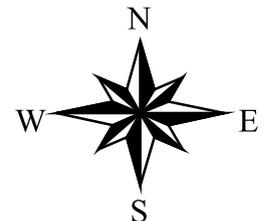
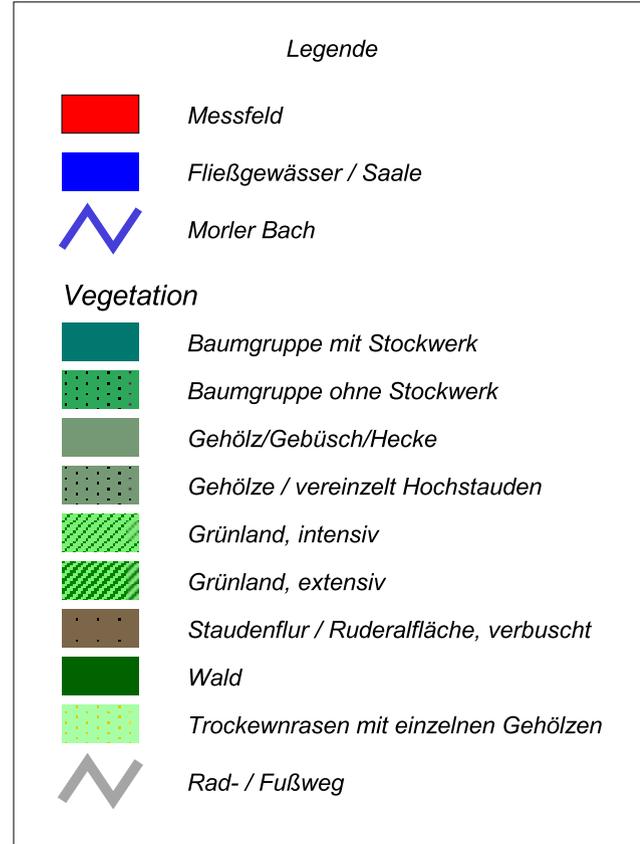
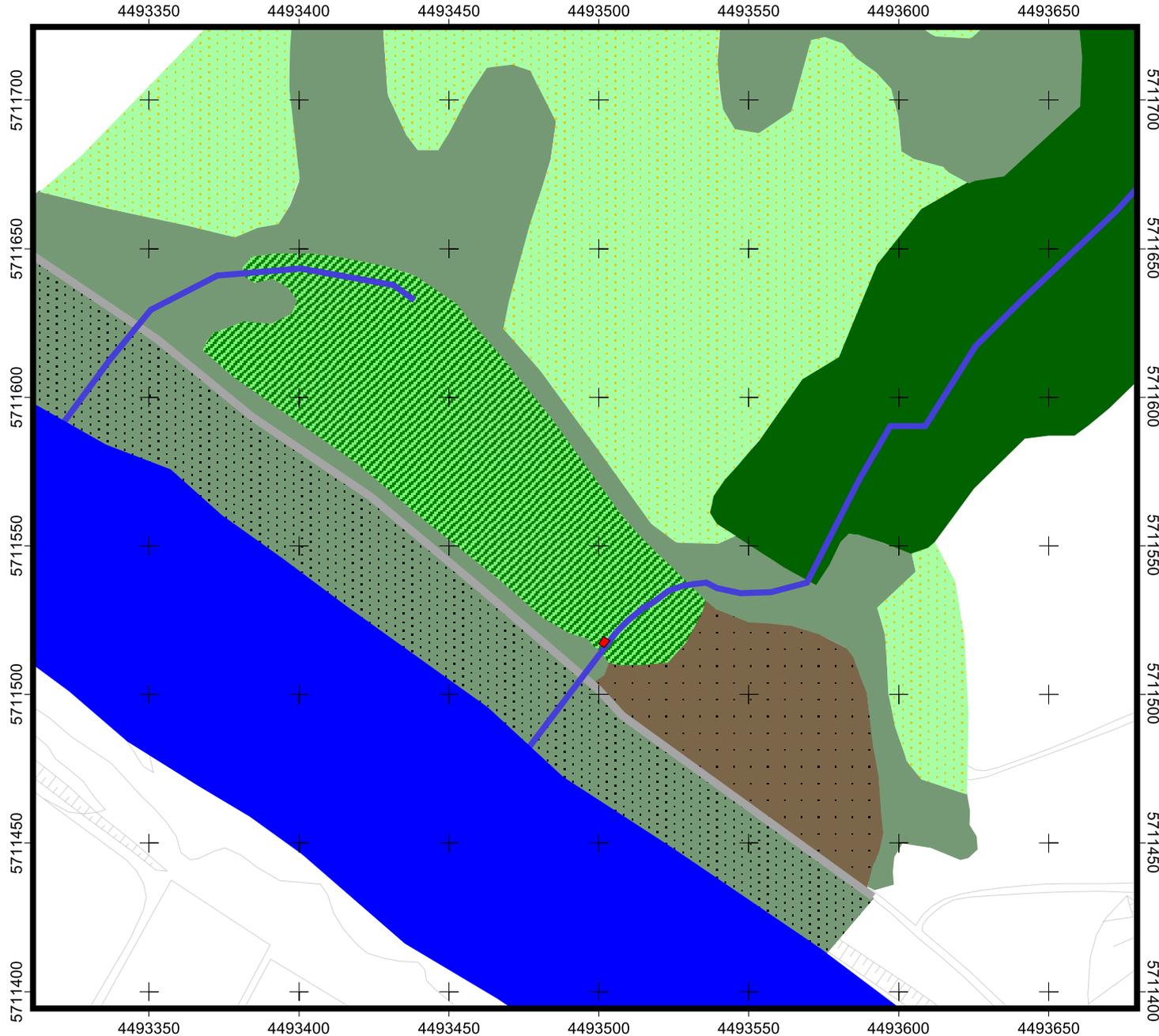


Abb. A2-6: Flächennutzung im UG6

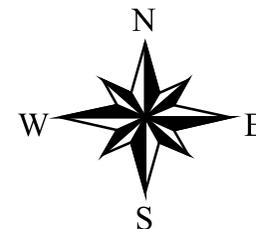
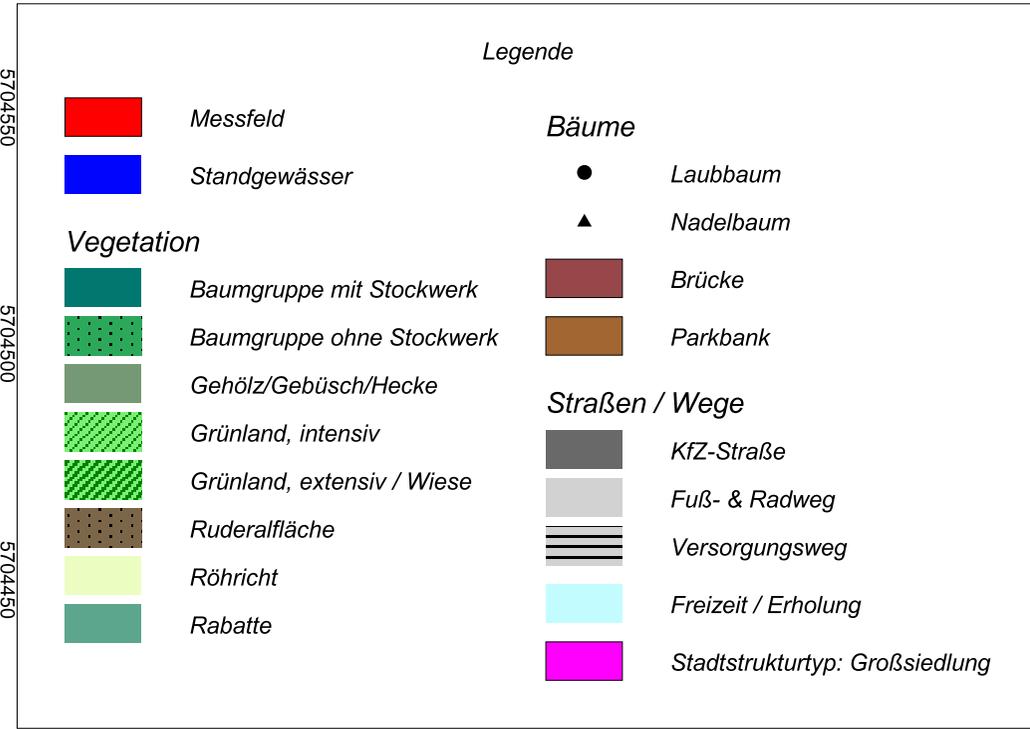
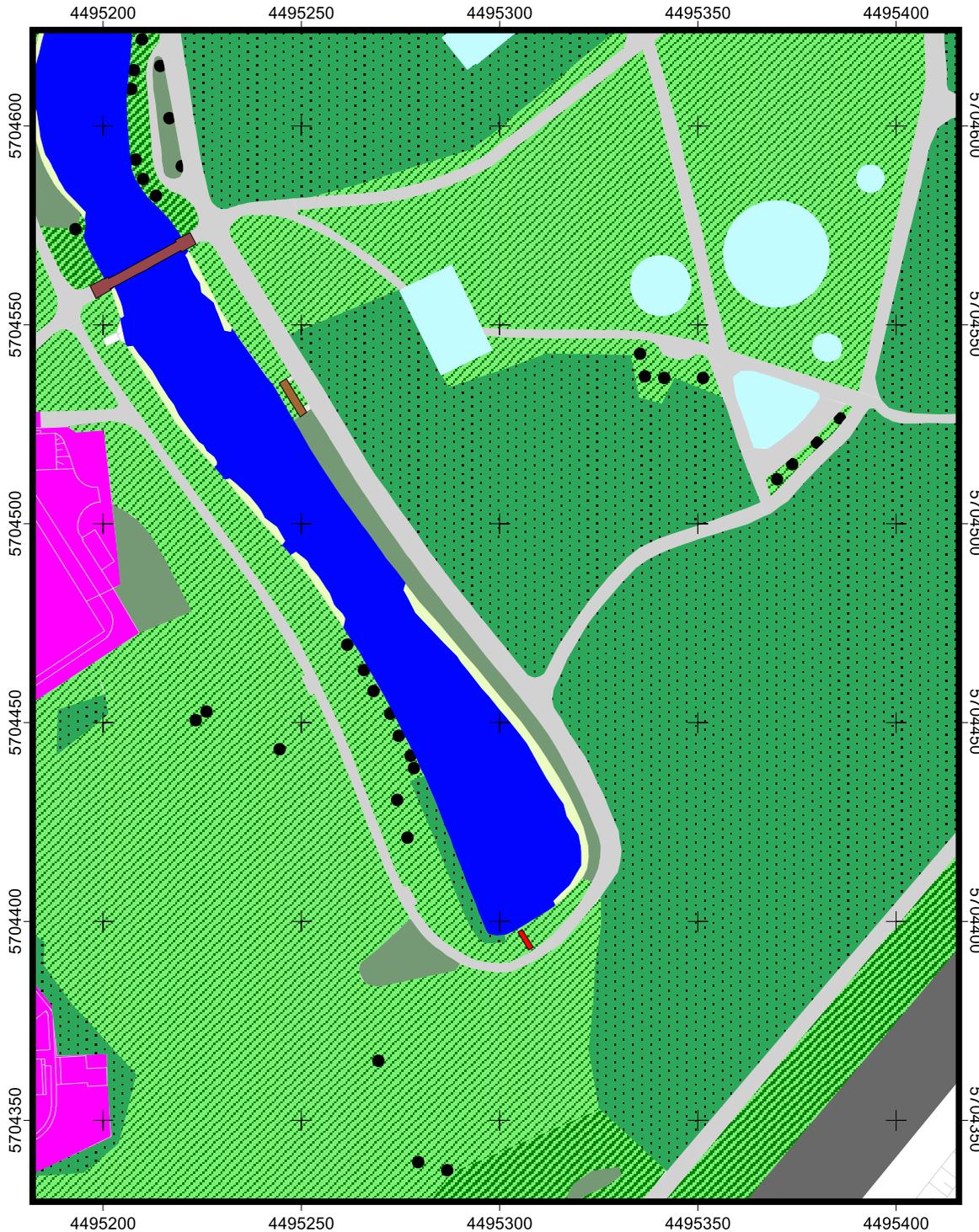


Abb. A2-7: Flächennutzung im UG7

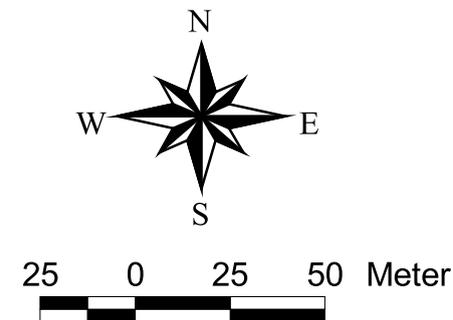
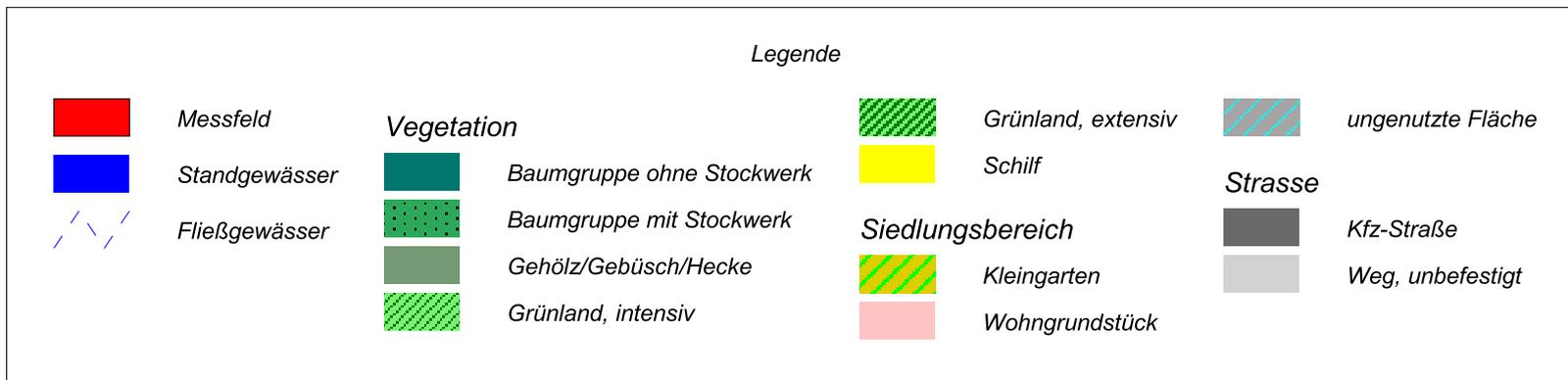
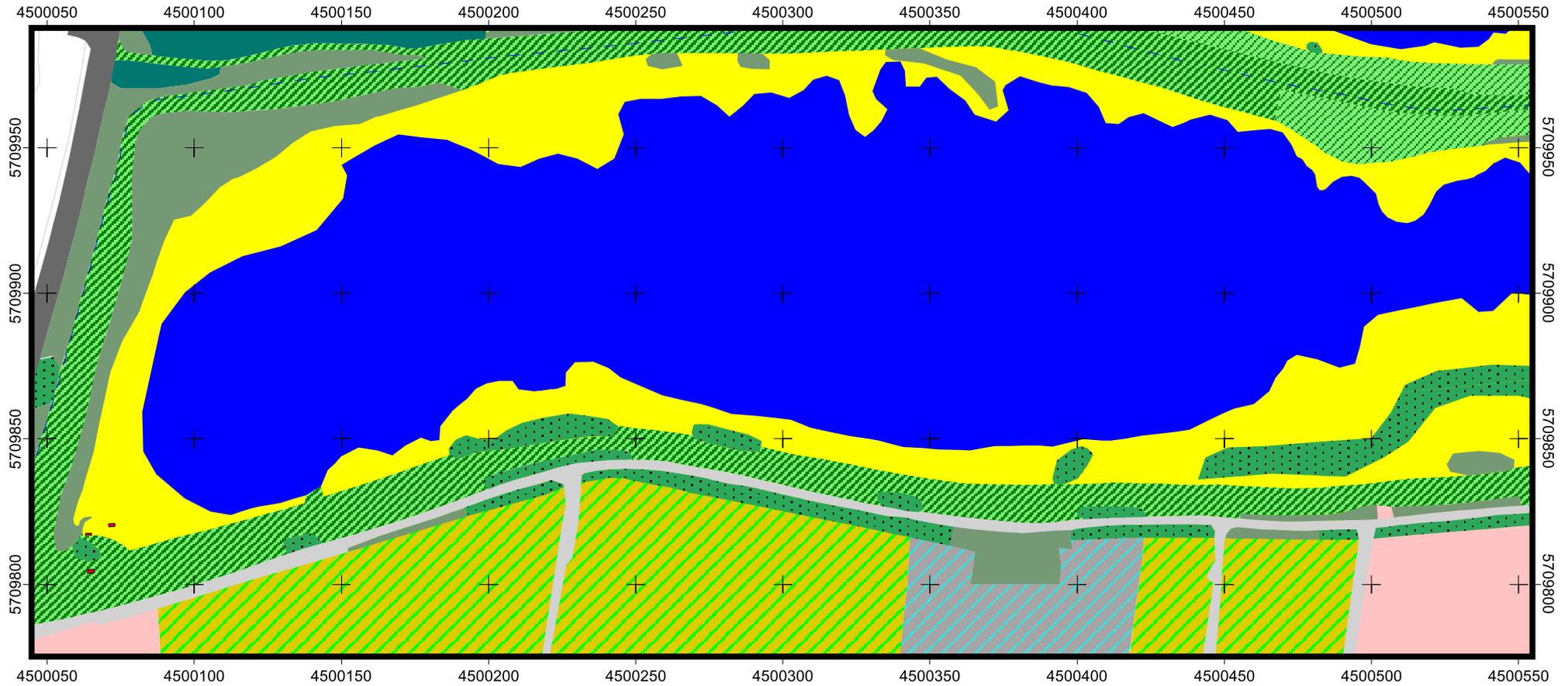
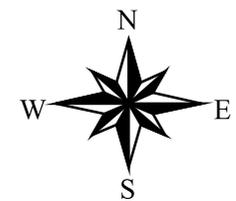
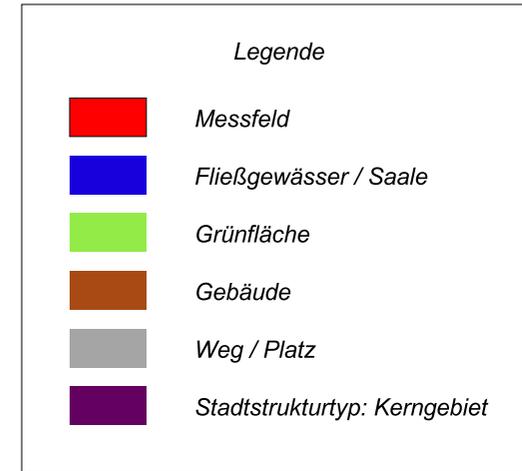


Abb. A2-8: Flächennutzung im UG8



# **Anhang 3**

Gang von Temperatur und Niederschlag (siehe CD)

# **Anhang 4**

Darstellung der Bodenprofile

Tab. A4-1: Zusammenfassung - Darstellung der Bodenprofile

		Stadtstrukturtyp	angrenzender Stadtstrukturtyp	anthropogene Reliefveränderung	Natürlichkeitsgrad	prä-urbane Bodenform nach ALTERMANN & MACHULLA (1996)	Tiefenverteilung	bodenkundliche Kartierung
UG1 Holzplatz	Oberhang	öffentliche Einrichtung	geschlossene Blockrandbebauung	Auftrag > 1m	0%	Tschernosem aus Sandlöß über Geschiebemergel oder Sand	Kulturschichten	Kipp-Pararendzina
	Unterhang	öffentliche Einrichtung	geschlossene Blockrandbebauung	Auftrag > 1m	0%	Tschernosem aus Sandlöß über Geschiebemergel oder Sand	Kulturschichten	Kipp-Pararendzina
UG2 Böllberg	Oberhang	Villen	Regionalverkehrsstrasse, alter Dorfkern	Auftrag > 1m	0%	Regosol aus grushaltigem Sandlöß über lehmig-sandigem Mittleren Buntsandstein-Verwitterungsmaterial	Kulturschichten	Kipp-Pararendzina
	Unterhang	Villen	Regionalverkehrsstrasse, alter Dorfkern	Auftrag: 0,3m	70%	Vega-Gley aus Auenschluff über Flußsand / -kies	max. jAh in 0-30cm	Kipp-Gley
UG3a Silberhöhe / Grünland	Oberhang	Großsiedlung	Großsiedlung	Auftrag > 2m	0%	Regosol aus grushaltigem Sandlöß über lehmig-sandigem Mittleren Buntsandstein-Verwitterungsmaterial	Kulturschichten	Kipp-Regosol
	Unterhang	Großsiedlung	Großsiedlung	Auftrag: 1m	20%	Regosol aus grushaltigem Sandlöß über lehmig-sandigem Mittleren Buntsandstein-Verwitterungsmaterial	jA/yjC <1m	Kipp-Regosol
UG3b Silberhöhe / Wald	Oberhang	Auwald	Großsiedlung	Auftrag ca. 1m	40%	Kolluvisol-Regosol aus grushaltigem Sandlöß über lehmig-sandigem Mittleren Buntsandstein-Verwitterungsmaterial	jA<1m	Kolluvisol
	Unterhang	Auwald	Auwald		100%	Vega-Gley aus Auenschluff über Flußsand / -kies		Vega-Gley
UG4 Halle Süd	Oberhang	Grün- & Parkanlagen	offene Blockrandbebauung	Auftrag > 1m	20%	Gley-Tschernosem aus Sandlöß und umgelagerten Sandlöß über Geschiebemergel oder Schmelzwassersand	Kulturschichten	Kipp-Regosol
	Unterhang	Grün- & Parkanlagen	offene Blockrandbebauung	Auftrag > 1m	20%	Gley-Tschernosem aus Sandlöß und umgelagerten Sandlöß über Geschiebemergel oder Schmelzwassersand	Kulturschichten	Kipp-Regosol
UG5 Franzigmarm	Oberhang	(Grün- & Parkanlagen)	(Grün- & Parkanlagen)	verstärkte Akkumulation durch anthropogen begünstigte Erosion	90%	Vega-Gley aus Auenlehmsand oder Auenschluff über Flußsand /-kies		Kolluvisol-Gley
	Unterhang	(Grün- & Parkanlagen)	(Grün- & Parkanlagen)	verstärkte Akkumulation durch anthropogen begünstigte Erosion	90%	Vega-Gley aus Auenlehmsand oder Auenschluff über Flußsand /-kies		Kolluvisol-Gley
UG6 Neustadt	Oberhang	Grün- & Parkanlagen	Hauptverkehrsstrasse / Großsiedlung	Auftrag > 1m	0%	Vega-Gley aus Auenschluff über Flußsand / -kies	Kulturschichten	Kipp-Pararendzina
	Mittelhang	Grün- & Parkanlagen	Hauptverkehrsstrasse / Großsiedlung	Auftrag > 1m	0%	Vega-Gley aus Auenschluff über Flußsand / -kies	Kulturschichten	Kipp-Pararendzina
	Unterhang	Grün- & Parkanlagen	Hauptverkehrsstrasse / Großsiedlung	Auftrag: 0,6m	30%	Vega-Gley aus Auenschluff über Flußsand / -kies	jAh/yC ca. 0,6m	Kipp-Pararendzina
UG7 Mötzlich	Oberhang	Grün- & Parkanlagen	Ein- & Zweifamilienhausbebauung	Durchmischung natürlicher Substrate bis 85cm	40%	Braunerde-Tschernosem aus Löß über Geschiebemergel	umgelagertes natürliches Substrat	Kipp-Tschernosem
	Mittelhang	Grün- & Parkanlagen	Ein- & Zweifamilienhausbebauung	Durchmischung natürlicher & künstlicher Substrate bis 55cm	60%	Braunerde-Tschernosem aus Löß über Geschiebemergel	yjA bis 55cm	Kolluvisol-Gley
	Unterhang	Grün- & Parkanlagen	Ein- & Zweifamilienhausbebauung	Durchmischung natürlicher & künstlicher Substrate bis 70cm	50%	Braunerde-Tschernosem aus Löß über Geschiebemergel	yjAh bis 70cm	Kolluvisol-Gley
UG8 Neue Residenz	Ebene	Kerngebiet	Kerngebiet	Auftrag > 1m	0%	Tschernosem aus Sandlöß über Geschiebemergel oder Sand	Kulturschichten	Kipp-Pararendzina

## Abb. A4-1: Bodenprofil UG1 - Holzplatz

<u>Aufnahmedatum:</u> 11.6.2003
<u>Reliefposition:</u> Oberhang
<u>Neigung:</u> 25,7° ohne Wölbung
<u>Aufnahmetiefe:</u> 0,8m + 0,5m Bohrstock
<u>Vegetationsbedeckung:</u> 90%
<u>Stadtstrukturtyp:</u> öffentliche Einrichtung
angrenzend: geschlossene Blockrand- bebauung
<u>anthropogene Reliefveränderung:</u>
Auftrag > 1,0m
<u>prä-urbane Bodenform (ALTERMANN &amp; MACHULLA 1996):</u>
Tschernosem aus Sandlöß über Geschiebemergel oder Sand
<u>Bodenkundliche Kartierung (SAUERWEIN 2004):</u>
Kipp-Pararendzina



jjAh	- vereinzelt Steine - 7,5Y2,5/1 - Scherwiderstand 0,4kg/cm <sup>2</sup> - stark durchwurzelt; diffuser Übergang
iyC	- Bauschutt, rostiges Material, Glas, Plaste, Glaswolle, Ziegelbruch - vereinzelt jAh-Linsen - 7,5YR5/4 - Scherwiderstand 0,5kg/cm <sup>2</sup> - stark durchwurzelt

## Abb. A4-2: Bodenprofil UG1 - Holzplatz

Aufnahmedatum: 11.6.2003

Reliefposition: Unterhang

Neigung: 25,7° ohne Wölbung

Aufnahmetiefe: 0,8m + 0,5m Bohrstock

Vegetationsbedeckung: 90%

Stadtstrukturtyp: öffentliche Einrichtung

angrenzend: geschlossene Blockrand-  
bebauung

anthropogene Reliefveränderung:

Auftrag > 1,0m

prä-urbane Bodenform (ALTERMANN & MACHULLA 1996):

Tschernosem aus Sandlöß über Geschiebemergel  
oder Sand

Bodenkundliche Kartierung (SAUERWEIN 2004):

Kipp-Pararendzina



jjAh

- vereinzelt Steine
- 7,5Y2,5/1
- Scherwiderstand 0,5kg/cm<sup>2</sup>
- stark durchwurzelt; diffuser Übergang

jyC

- Bauschutt, rostiges Material, Glas, Plaste, Ziegelbruch
- 7,5YR5/4
- Scherwiderstand 0,8kg/cm<sup>2</sup>
- stark durchwurzelt

## Abb. A4-3: Bodenprofil UG2 - Böllberg

<u>Aufnahmedatum:</u> 17.12.2003
<u>Reliefposition:</u> Oberhang
<u>Neigung:</u> 16,6° ohne Wölbung
<u>Aufnahmetiefe:</u> 1,0m
<u>Vegetationsbedeckung:</u> 100%
<u>Stadtstrukturtyp:</u> Villen
angrenzend: Regionalverkehrsstrasse, alter Dorfkern
<u>anthropogene Reliefveränderung:</u>
Auftrag > 1,0m
<u>prä-urbane Bodenform</u> (ALTERMANN & MACHULLA 1996):
Regosol aus grushaltigem Sandlöß über lehmig-sandigem Mittleren Buntsandstein-Verwitterungsmaterial
<u>Bodenkundliche Kartierung</u> (SAUERWEIN 2004):
Kipp-Pararendzina



jjAh	- vereinzelt Steine & Buntsandstein - 2,5Y2,5/1 - Scherwiderstand 2,5kg/cm <sup>2</sup> - stark durchwurzelt; diffuser Übergang
xyjC	- ca. 2/3 Buntsandstein & 1/3 Bauschutt - 2,5Y8/1; Scherwiderstand 3,5kg/cm <sup>2</sup> - schwach durchwurzelt - diffuser Übergang
jAh / yIC	- Ziegelbruch, Steine, Glas, Metalle - 10YR6/2 - Scherwiderstand 4,5kg/cm <sup>2</sup> - stark durchwurzelt

**Abb. A4-4: Bodenprofil UG2 - Böllberg**

Aufnahmedatum: 15.12.2003

Reliefposition: Unterhang

Neigung: 16,6° ohne Wölbung

Aufnahmetiefe: 1,0m

Vegetationsbedeckung: 100%

Stadtstrukturtyp: Villen

angrenzend: Regionalverkehrsstrasse,  
alter Dorfkern

anthropogene Reliefveränderung:

Auftrag ca. 0,3m

prä-urbane Bodenform (ALTERMANN & MACHULLA 1996):

Vega-Gley aus Auenschluff über Flußsand / -kies

Bodenkundliche Kartierung (SAUERWEIN 2004):

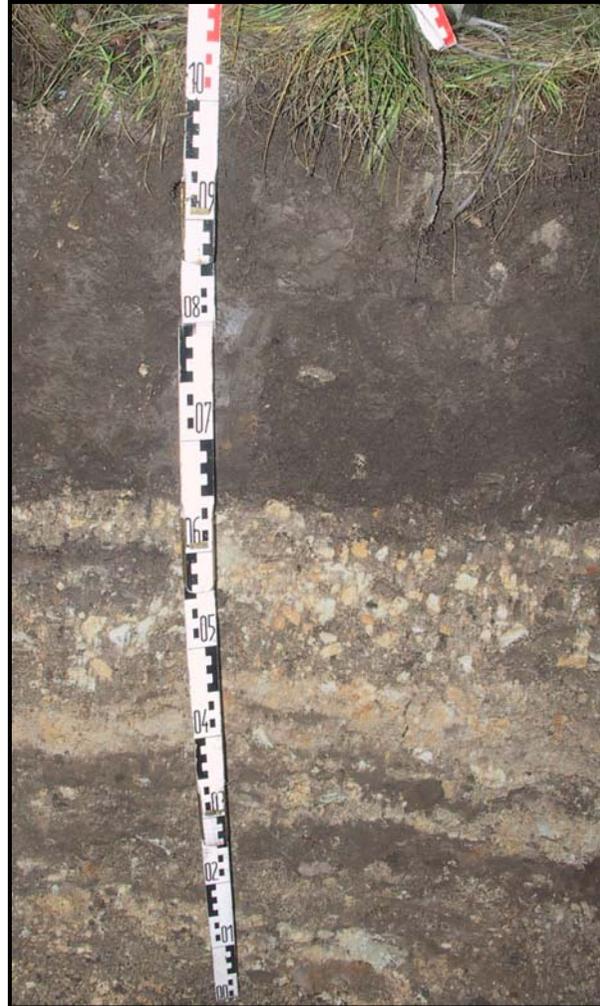
Kipp-Gley



- jjAh
  - vereinzelt Steine
  - 2,5Y2,5/1
  - Scherwiderstand 3,5kg/cm<sup>2</sup>
  - stark durchwurzelt; diffuser Übergang
- jAh / M - Übergangshorizont
- aM
  - 10YR5/3
  - Scherwiderstand 4,5kg/cm<sup>2</sup>
  - stark durchwurzelt
  - teilweise abgestorbene Baumwurzeln
  - diffuser Übergang
- Go / aM
  - leicht bräunliche & graue Flecken
  - 10YR3/1; Scherwiderstand 4,5kg/cm<sup>2</sup>
  - schwach durchwurzelt
  - diffuser Übergang
- Gr
  - Gley3/ ; Scherwiderstand 3,0kg/cm<sup>2</sup>
  - keine Wurzeln

**Abb. A4-5: Bodenprofil UG3a - Silberhöhe / Grünland**

<u>Aufnahmedatum:</u> 3.2.2004
<u>Reliefposition:</u> Oberhang
<u>Neigung:</u> 6,5° ohne Wölbung
<u>Aufnahmetiefe:</u> 1m + 0,5m Bohrstock
<u>Vegetationsbedeckung:</u> 100%
<u>Stadtstrukturtyp:</u> Großsiedlung
angrenzend: Auwald
<u>anthropogene Reliefveränderung:</u>
Auftrag > 1,5m
<u>prä-urbane Bodenform (ALTERMANN &amp; MACHULLA 1996):</u>
Regosol aus grushaltigem Sandlöß über lehmig-sandigem Mittleren Buntsandstein-Verwitterungsmaterial
<u>Bodenkundliche Kartierung (SAUERWEIN 2004):</u>
Kipp-Regosol



jjAh	<ul style="list-style-type: none"> <li>- vereinzelte Steine</li> <li>- 7,5YR2,5/1; Scherwiderstand 3,5kg/cm<sup>2</sup></li> <li>- stark durchwurzelt</li> <li>- scharfer Übergang</li> </ul>
xyjC	<ul style="list-style-type: none"> <li>- ca. 2/3 Buntsandstein &amp; 1/3 Bauschutt</li> <li>- 2,5Y7/4; Scherwiderstand 2,0kg/cm<sup>2</sup></li> <li>- keine Wurzeln</li> <li>- diffuser Übergang</li> </ul>
jC / jAh	<ul style="list-style-type: none"> <li>- ca. 1/3 Buntsandstein linsenartig</li> <li>- 7,5YR3/2; Scherwiderstand 1,5kg/cm<sup>2</sup></li> <li>- diffuser Übergang</li> </ul>
xjyC	<ul style="list-style-type: none"> <li>- ca. 1/2 Buntsandstein &amp; 1/2 Bauschutt</li> <li>- 2,5Y7/4; Scherwiderstand 2,5kg/cm<sup>2</sup></li> <li>- nach Bohrstock vereinzelte jAh-Linsen unterhalb</li> </ul>

**Abb. A4-6: Bodenprofil UG3a - Silberhöhe / Grünland**

<u>Aufnahmedatum:</u> 2.2.2004
<u>Reliefposition:</u> Unterhang
<u>Neigung:</u> 6,5° ohne Wölbung
<u>Aufnahmetiefe:</u> 1,2m + 0,5m Bohrstock
<u>Vegetationsbedeckung:</u> 100%
<u>Stadtstrukturtyp:</u> Großsiedlung
angrenzend: Auwald
<u>anthropogene Reliefveränderung:</u>
Auftrag > 1,0m
<u>prä-urbane Bodenform (ALTERMANN &amp; MACHULLA 1996):</u>
Regosol aus grushaltigem Sandlöß über lehmig-sandigem Mittleren Buntsandstein-Verwitterungsmaterial
<u>Bodenkundliche Kartierung (SAUERWEIN 2004):</u>
Kipp-Regosol



jjAh I	<ul style="list-style-type: none"> <li>- vereinzelt Steine, Ziegelbruch, Plastik</li> <li>- 5YR2,5/1; Scherwiderstand 3,0kg/cm<sup>2</sup></li> <li>- stark durchwurzelt</li> <li>- deutlicher Übergang</li> </ul>
xyjC	<ul style="list-style-type: none"> <li>- ca. 2/3 Buntsandstein &amp; 1/3 Bauschutt</li> <li>- 2,5Y6/3; Scherwiderstand 1,5kg/cm<sup>2</sup></li> <li>- schwach durchwurzelt</li> <li>- scharfer Übergang</li> </ul>
jjAh II	<ul style="list-style-type: none"> <li>- wenig Ziegelbruch</li> <li>- 2,5Y3/1; Scherwiderstand 1,5kg/cm<sup>2</sup></li> <li>- keine Wurzeln</li> <li>- scharfer Übergang</li> </ul>
jjAh III	<ul style="list-style-type: none"> <li>- wenig Ziegelbruch; 10YR4/3; Scherwiderstand 2,0kg/cm<sup>2</sup>; deutlicher Übergang</li> </ul>
M	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Verlagerung am Hang</li> <li>- 2,5Y3/1; Scherwiderstand 2,0kg/cm<sup>2</sup></li> <li>- nach Bohrstock mindestens bis in 1,7m Tiefe</li> </ul>

## Abb. A4-7: Untersuchungsgebiet 3b - Silberhöhe / Auwald

<p><u>Aufnahmedatum:</u> 16.7.2002</p> <p><u>Reliefposition:</u> Oberhang</p> <p><u>Neigung:</u> 18,1° schwach konkav gewölbt</p>		
<p><u>Aufnahmetiefe:</u> 0,9m</p> <p><u>Vegetationsbedeckung:</u> 100%</p>		
<p><u>Stadtstrukturtyp:</u> Auwald</p> <p>angrenzend: Großsiedlung</p> <p><u>anthropogene Reliefveränderung:</u></p> <p>Auftrag ca. 1m</p> <p><u>prä-urbane Bodenform</u> (ALTERMANN &amp; MACHULLA1996):</p> <p>Kolluvisol-Regosol aus grushaltigem Sandlöß über lehmig-sandigem Mittleren Buntsandstein- Verwitterungsmaterial</p> <p><u>Bodenkundliche Kartierung:</u></p> <p>Kolluvisol</p>	<p>Ah</p> <ul style="list-style-type: none"><li>- 7,5YR2/1</li><li>- Scherwiderstand 1,25kg/cm<sup>2</sup></li><li>- sehr stark durchwurzelt</li><li>- diffuser Übergang</li></ul>	
	<p>jAh / M</p> <ul style="list-style-type: none"><li>- vereinzelte Buntsandsteinbrocken unregelmäßig verteilt</li><li>- 7,5YR4/3</li><li>- Scherwiderstand 2,0kg/cm<sup>2</sup></li><li>- stark durchwurzelt</li></ul>	

**Abb. A4-8: Untersuchungsgebiet 3b - Silberhöhe / Auwald**

<u>Aufnahmedatum:</u> 16.7.2002
<u>Reliefposition:</u> Unterhang
<u>Neigung:</u> 18,1° schwach konkav gewölbt Bodenhorizonte nicht geneigt
<u>Aufnahmetiefe:</u> 0,7m + 0,5m Bohrstock
<u>Vegetationsbedeckung:</u> 100%
<u>Stadtstrukturtyp:</u> Auwald angrenzend: Großsiedlung
<u>anthropogene Reliefveränderung:</u> -
<u>prä-urbane Bodenform (ALTERMANN &amp; MACHULLA 1996):</u> Vega-Gley aus Auenschluff über Flußsand / -kies
<u>Bodenkundliche Kartierung:</u> Vega-Gley



O	- Mull; schwach differenziert
Ah	- 10YR3/3 - Scherwiderstand 1,8kg/cm <sup>2</sup> - sehr stark durchwurzelt - deutlicher Übergang
aM	- 10YR4/4 - Scherwiderstand 4,0kg/cm <sup>2</sup> - stark durchwurzelt - diffuser Übergang
Go	- (Bohrstockaufnahme) - Rostflecken

## Abb. A4-9: Bodenprofil UG4 - Halle-Süd

<u>Aufnahmedatum:</u> 13.1.2004
<u>Reliefposition:</u> Oberhang
<u>Neigung:</u> 3,3° schwach konvex gewölbt
Bodenhorizonte nicht geneigt
<u>Aufnahmetiefe:</u> 1,0m
<u>Vegetationsbedeckung:</u> 100%
<u>Stadtstrukturtyp:</u> Grün- und Parkanlagen
angrenzend: offene Blockrandbebauung
<u>anthropogene Reliefveränderung:</u>
Auftrag > 1,0m
<u>prä-urbane Bodenform</u> (ALTERMANN & MACHULLA 1996):
Gley-Tschernosem aus Sandlöß und umgelagerten Sandlöß über Geschiebemergel oder Schmelzwassersand
<u>Bodenkundliche Kartierung</u> (SAUERWEIN 2004):
Kipp-Regosol



jjAh I

- vereinzelt Steine, Ziegelbruch (vor allem im oberen Bereich)
- 7,5YR2,5/1
- Scherwiderstand von (oben) 1,0kg/cm<sup>2</sup> auf (unten) 3,2kg/cm<sup>2</sup> zunehmend
- stark durchwurzelt nach unten abnehmend
- deutlicher Übergang

jlC

- Buntsandstein; 2,5Y8/2; Scherwiderstand 5,0kg/cm<sup>2</sup>; deutlicher Übergang

jjAh II

- vereinzelte Steine
- 7,5YR2,5/1; Scherwiderstand 4,0kg/cm<sup>2</sup>

**Abb. A4-10: Bodenprofil UG4 - Halle-Süd**

Aufnahmedatum: 12.1.2004

Reliefposition: Unterhang

Neigung: 3,3° schwach konvex gewölbt

Bodenhorizonte nicht geneigt

Aufnahmetiefe: 1,0m

Vegetationsbedeckung: 100%

Stadtstrukturtyp: Grün- und Parkanlagen

angrenzend: offene Blockrandbebauung

anthropogene Reliefveränderung:

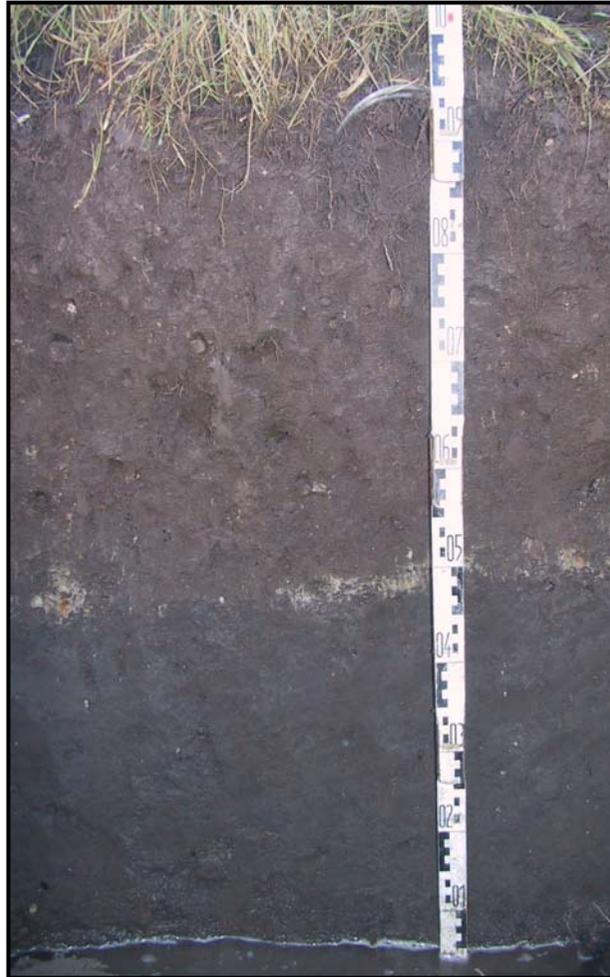
Auftrag > 1,0m

prä-urbane Bodenform (ALTERMANN & MACHULLA 1996):

Gley-Tschernosem aus Sandlöß und umgelagerten Sandlöß über Geschiebemergel oder Schmelzwassersand

Bodenkundliche Kartierung (SAUERWEIN 2004):

Kipp-Regosol



jjAh I

- vereinzelt Steine, Ziegelbruch, Plastik
- 7,5YR3/2
- Scherwiderstand von (oben) 2,2kg/cm<sup>2</sup>
- stark durchwurzelt nach unten abnehmend
- deutlicher Übergang

jjC

- Buntsandstein; 2,5Y8/2; Scherwiderstand 4,2kg/cm<sup>2</sup>; deutlicher Übergang

jjAh II

- vereinzelte Steine, Ziegelbruch
- 7,5YR1
- Scherwiderstand 3,2kg/cm<sup>2</sup> nach unten auf 2kg/cm<sup>2</sup> abnehmend
- nicht durchwurzelt

## Abb. A4-11: Bodenprofil UG5 - Franzigmark

<u>Aufnahmedatum:</u> 22.4.2004
<u>Reliefposition:</u> Oberhang
<u>Neigung:</u> 12,8° nicht gewölbt
<u>Aufnahmetiefe:</u> 1,2m
<u>Vegetationsbedeckung:</u> 100%
<u>Stadtstrukturtyp:</u> Grün- und Parkanlagen
<u>anthropogene Reliefveränderung:</u> verstärkte Akkumulation durch anthropogen begünstigte Erosion
<u>prä-urbane Bodenform (ALTERMANN &amp; MACHULLA 1996):</u> Vega-Gley aus Auenlehmsand oder Auenschluff über Flußsand /-kies
<u>Bodenkundliche Kartierung:</u> Kolluvisol-Gley



Ah	- 10YR4/3; Scherwiderstand 4,5kg/cm <sup>2</sup> - stark durchwurzelt - deutlicher Übergang
aM	- vereinzelte Ziegelbruchstücke - 10YR3/3 - Scherwiderstand 4,0kg/cm <sup>2</sup> nach unten auf 2,0kg/cm <sup>2</sup> abnehmend - schwach durchwurzelt - diffuser Übergang
Go	- schwache Rostfleckenbildung - 2,5YR3/2 - Scherwiderstand 1,5kg/cm <sup>2</sup> - keine Wurzeln

**Abb. A4-12: Bodenprofil UG5 - Franzigmark**

Aufnahmedatum: 22.4.2004  
Reliefposition: Unterhang  
Neigung: 12,8° nicht gewölbt

Aufnahmetiefe: 1,0m  
Vegetationsbedeckung: 100%

Stadtstrukturtyp: Grün- und Parkanlagen

anthropogene Reliefveränderung:  
verstärkte Akkumulation durch anthropogen  
begünstigte Erosion

prä-urbane Bodenform (ALTERMANN & MACHULLA 1996):  
Vega-Gley aus Auenlehmsand oder Auenschluff  
über Flußsand /-kies

Bodenkundliche Kartierung:  
Kolluvisol-Gley



- Ah - 10YR4/3; Scherwiderstand 1,5kg/cm<sup>2</sup>  
- sehr stark durchwurzelt; diffuser Übergang
- aM  
- vereinzelte Ziegelbruchstücke  
- 10YR3/3  
- Scherwiderstand 2,0kg/cm<sup>2</sup>  
- mittel durchwurzelt  
- diffuser Übergang
- Go  
- schwache Rostfleckenbildung  
- 2,5YR3/2  
- Scherwiderstand 2,2kg/cm<sup>2</sup>  
- keine Wurzeln

## Abb. A4-13: Bodenprofil UG6 - Neustadt

<u>Aufnahmedatum:</u> 11.11.2003
<u>Reliefposition:</u> Oberhang
<u>Neigung:</u> 4,0° nicht gewölbt
<u>Aufnahmetiefe:</u> 0,8m + 0,5m Bohrstock
<u>Vegetationsbedeckung:</u> 100%
<u>Stadtstrukturtyp:</u> Grün- und Parkanlagen
angrenzend: Hauptverkehrsstrasse / Großsiedlung
<u>anthropogene Reliefveränderung:</u> Auftrag > 1,0m
<u>prä-urbane Bodenform</u> (ALTERMANN & MACHULLA 1996): Vega-Gley aus Auenschluff über Flußsand / -kies
<u>Bodenkundliche Kartierung</u> (SAUERWEIN 2004): Kipp-Pararendzina



- |      |   |
|------|---|
| jAh  | - vereinzelt Müll, Steine<br>- 10YR2/1; Scherwiderstand 3,5kg/cm <sup>2</sup><br>- mittel durchwurzelt<br>- deutlicher Übergang   |
| yjAh | - bauschutthaltig mit jAh Linsen<br>- 10YR4/3; Linse: 7,5YR4/6<br>- Scherwiderstand 5,5kg/cm <sup>2</sup> Linse: 4,5kg/cm <sup>2</sup><br>- schwach durchwurzelt; deutlicher Übergang |
| yIC  | - Bausandgemisch, viele Steine, Glas<br>- 10YR7/4<br>- Scherwiderstand 1,0kg/cm <sup>2</sup><br>- keine Wurzeln   |

## Abb. A4-14: Bodenprofil UG6 - Neustadt

<u>Aufnahmedatum:</u> 11.11.2003
<u>Reliefposition:</u> Mittelhang
<u>Neigung:</u> 4,0° schwach konvex gewölbt
<u>Aufnahmetiefe:</u> 1,0m
<u>Vegetationsbedeckung:</u> 100%
<u>Stadtstrukturtyp:</u> Grün- und Parkanlagen
angrenzend: Hauptverkehrsstrasse / Großsiedlung
<u>anthropogene Reliefveränderung:</u> Auftrag > 1,0m
<u>prä-urbane Bodenform</u> (ALTERMANN & MACHULLA 1996): Vega-Gley aus Auenschluff über Flußsand / -kies
<u>Bodenkundliche Kartierung</u> (SAUERWEIN 2004): Kipp-Pararendzina



jAh I

- 10YR3/1; Scherwiderstand 3,0kg/cm<sup>2</sup>
- stark durchwurzelt
- diffuser Übergang

jAh II

- 10YR3/3; Scherwiderstand 5,5kg/cm<sup>2</sup>
- schwach durchwurzelt
- scharfer Übergang

yIC

- Bausandgemisch, nach unten zunehmend  
Plastik, Metall, Ziegelbruch, Glas, Holz
- 10YR7/4
- Scherwiderstand 1,0kg/cm<sup>2</sup>
- keine Wurzeln

**Abb. A4-15: Bodenprofil UG6 - Neustadt**

Aufnahmedatum: 29.4.2003

Reliefposition: Unterhang

Neigung: 20,2° schwach konvex gewölbt

Aufnahmetiefe: 0,8m

Vegetationsbedeckung: 100%

Stadtstrukturtyp: Grün- und Parkanlagen

angrenzend: Hauptverkehrsstrasse /  
Großsiedlung

anthropogene Reliefveränderung:

Auftrag mindestens 0,6m

prä-urbane Bodenform (ALTERMANN & MACHULLA 1996):

Vega-Gley aus Auenschluff über Flußsand / -kies

Bodenkundliche Kartierung (SAUERWEIN 2004):

Kipp-Pararendzina



jAh	<ul style="list-style-type: none"> <li>- 10YR3/2; Scherwiderstand 2,0kg/cm<sup>2</sup></li> <li>- stark durchwurzelt (viele Wurzeln im unteren Bereich; deutlicher Übergang)</li> </ul>
yIC	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Bausandgemisch</li> <li>- 10YR6/4</li> <li>- Scherwiderstand 0,5kg/cm<sup>2</sup></li> <li>- sehr schwach durchwurzelt</li> <li>- diffuser Übergang</li> </ul>
yC	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Gemisch aus Bausand, Müll, Plastik</li> <li>- diffuser Übergang</li> </ul>
fAh	<ul style="list-style-type: none"> <li>- 7,5YR3/1</li> <li>- Scherwiderstand 2,6kg/cm<sup>2</sup></li> <li>- keine Wurzeln</li> </ul>

**Abb. A4-16: Bodenprofil UG7 - Mötzlich**

<u>Aufnahmedatum:</u> 5.8.2003
<u>Reliefposition:</u> Oberhang
<u>Neigung:</u> 5,6° schwach konkav gewölbt
<u>Aufnahmetiefe:</u> 1,0m
<u>Vegetationsbedeckung:</u> 100%
<u>Stadtstrukturtyp:</u> Grün- und Parkanlagen angrenzend: Ein- & Zweifamilienhausbebauung
<u>anthropogene Reliefveränderung:</u> Durchmischung natürlicher Substrate bis 85cm Tiefe
<u>prä-urbane Bodenform</u> (ALTERMANN & MACHULLA 1996): Braunerde-Tschernosem aus Löß über Geschiebemergel
<u>Bodenkundliche Kartierung</u> (SAUERWEIN 2004): Kipp-Tschernosem



Ahi	- 7,5YR3/1; Scherwiderstand 0,5kg/cm <sup>2</sup> - sehr stark durchwurzelt; diffuser Übergang
jAp / jAxh	- vereinzelt Ziegelbruch, kristalline Gesteine - 7,5YR3/1 - Scherwiderstand 4,7kg/cm <sup>2</sup> - stark durchwurzelt (nach unten abnehmend) - deutlicher Übergang
Ah / ICc	- Übergang; Scherwiderstand 3,0kg/cm <sup>2</sup> - keine Wurzeln; diffuser Übergang
ICc	- 2,5Y7/4 - Scherwiderstand 3,0kg/cm <sup>2</sup> - abgestorbene Wurzeln, kristalline Gesteine

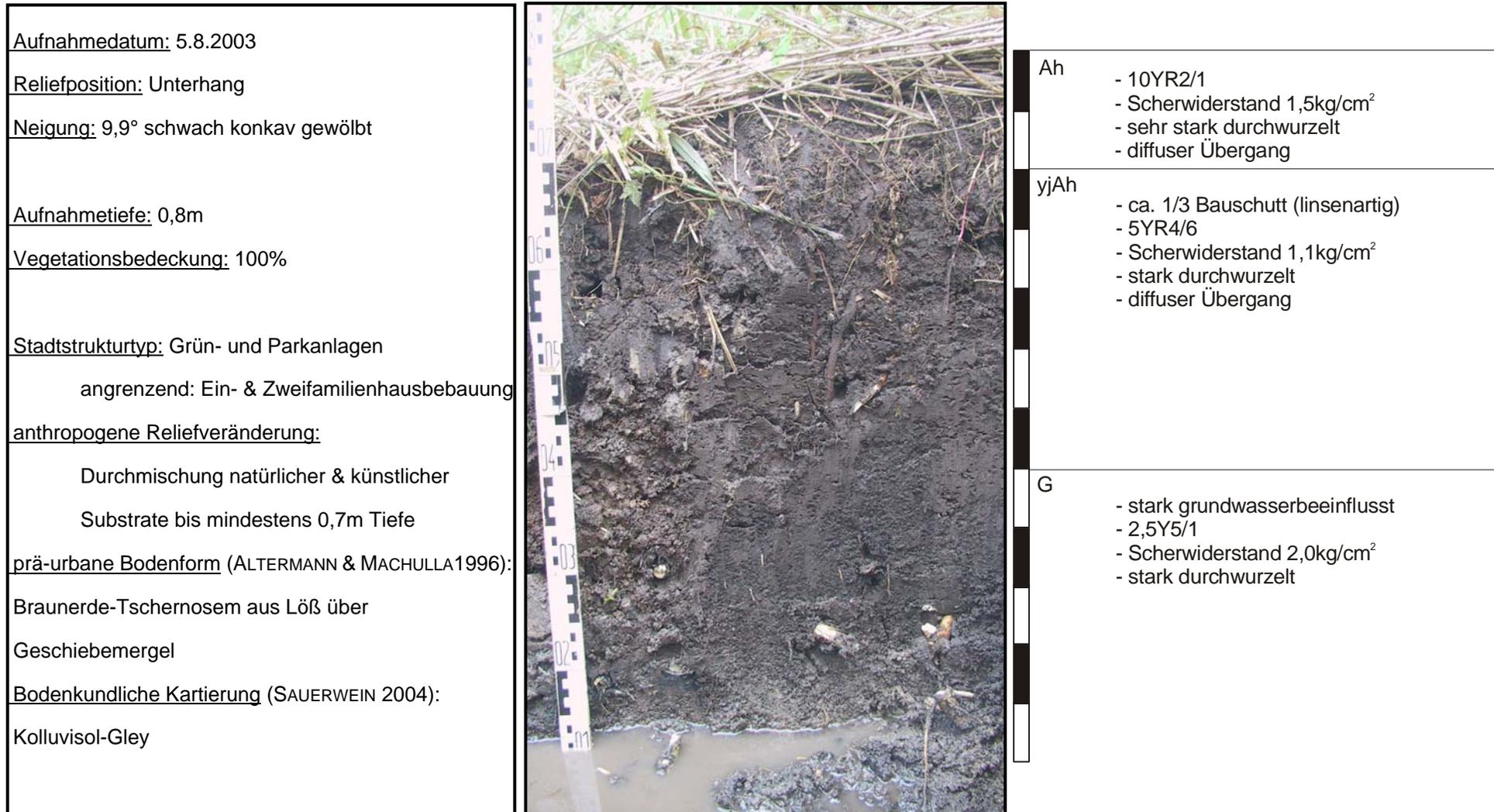
## Abb. A4-17: Bodenprofil UG7 - Mötzlich

<u>Aufnahmedatum:</u> 6.8.2003
<u>Reliefposition:</u> Mittelhang
<u>Neigung:</u> 5,6° schwach konkav gewölbt
<u>Aufnahmetiefe:</u> 1,1m
<u>Vegetationsbedeckung:</u> 100%
<u>Stadtstrukturtyp:</u> Grün- und Parkanlagen angrenzend: Ein- & Zweifamilienhausbebauung
<u>anthropogene Reliefveränderung:</u> Durchmischung natürlicher & künstlicher Substrate bis 55cm Tiefe
<u>prä-urbane Bodenform</u> (ALTERMANN & MACHULLA 1996): Braunerde-Tschernosem aus Löß über Geschiebemergel
<u>Bodenkundliche Kartierung</u> (SAUERWEIN 2004): Kolluvisol-Gley



Ah	- 10YR2/3 - Scherwiderstand 2,5kg/cm <sup>2</sup> - sehr stark durchwurzelt - diffuser Übergang
jAh / M I	- 10YR3/4; Scherwiderstand 3,75kg/cm <sup>2</sup> - stark durchwurzelt; diffuser Übergang
yjAh / M	- bauschutthaltig (Mörtel, Sand) - 10YR3/4; Scherwiderstand 4,75kg/cm <sup>2</sup> - stark durchwurzelt; diffuser Übergang
jAh / M II	- 10YR3/2; Scherwiderstand 4,4kg/cm <sup>2</sup> - stark durchwurzelt; deutlicher Übergang
fAh	- 10YR2/1 - Scherwiderstand 2,25kg/cm <sup>2</sup> - mittel durchwurzelt
G	- 2,5Y7/3 - stark grundwasserbeeinflusst

**Abb. A4-18: Bodenprofil UG7 - Mötzlich**



**Abb. A4-19: Bodenprofil UG8 - Neue Residenz**

<u>Aufnahmedatum:</u> 20.11.2003
<u>Reliefposition:</u> eben
<u>Neigung:</u> -
<u>Aufnahmetiefe:</u> 1,0m
<u>Vegetationsbedeckung:</u> 100%
<u>Stadtstrukturtyp:</u> Kerngebiet
<u>anthropogene Reliefveränderung:</u> Auftrag > 1,0m
<u>prä-urbane Bodenform</u> (ALTERMANN & MACHULLA 1996): Tschernosem aus Sandlöß über Geschiebemergel oder Sand
<u>Bodenkundliche Kartierung</u> (SAUERWEIN 2004): Kipp-Pararendzina



jAh I	- vereinzelt Steine - 2,5Y2,5/1 - Scherwiderstand 3,0kg/cm <sup>2</sup> - stark durchwurzelt; deutlicher Übergang
jAh / yIC	- Steine, Ziegel, (Bau-)Sandlinsen - 2,5Y4/1; Scherwiderstand 5,5kg/cm <sup>2</sup> - schwach durchwurzelt; diffuser Übergang
jAh II	- Ziegelbruch, einige Steine - 2,5Y3/1 - Scherwiderstand 4,0kg/cm <sup>2</sup> - sehr schwach durchwurzelt - diffuser Übergang
yIC / jAh	- Ziegelbruch, einige Steine - 2,5Y5/4; Scherwiderstand 5,0kg/cm <sup>2</sup> - keine Wurzeln - deutlicher Übergang
jAh III	- einzelne Steine - 2,5Y3/1 - Scherwiderstand 3,0kg/cm <sup>2</sup> - keine Wurzeln

# **Anhang 5**

Parameter der Bodenproben (siehe CD)

# **Anhang 6**

Ganglinien der Wasserspannung

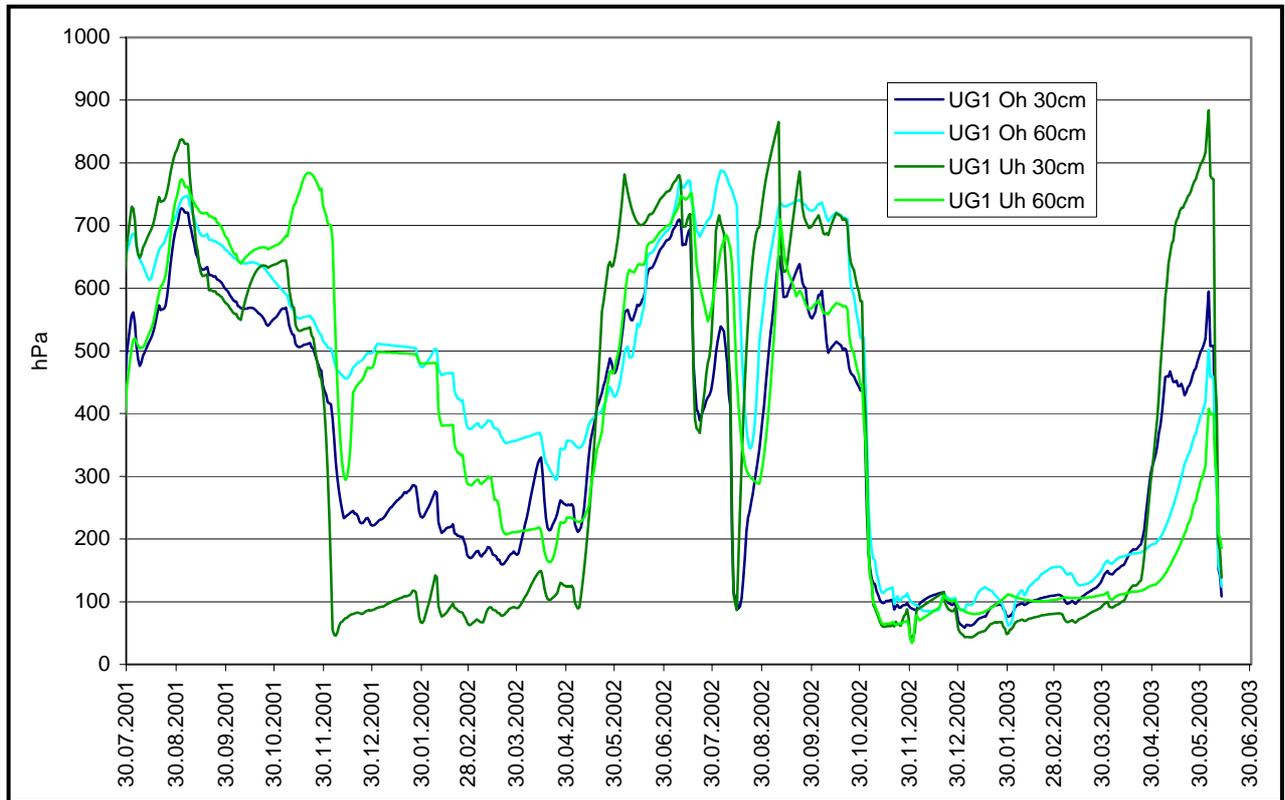


Abb. A6-1: Ganglinien der Wasserspannung im UG1

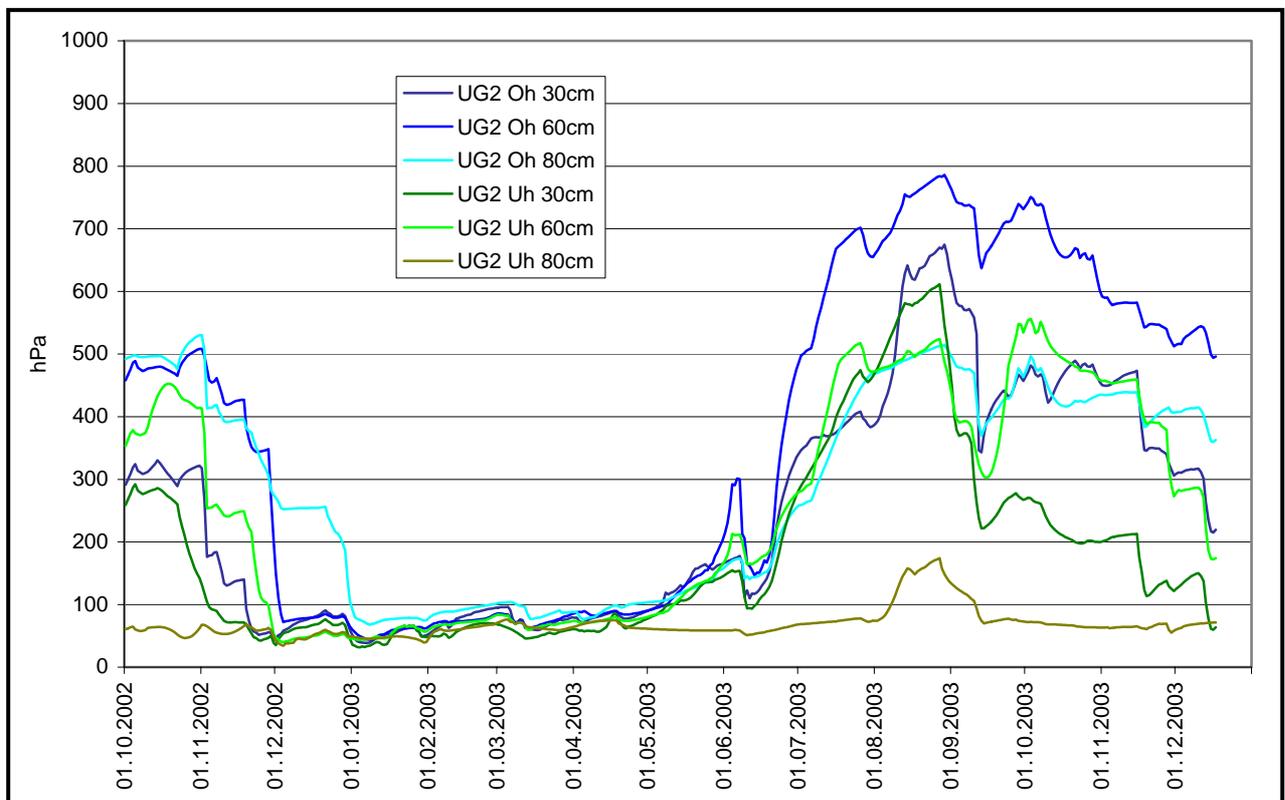


Abb. A6-2: Ganglinien der Wasserspannung im UG2

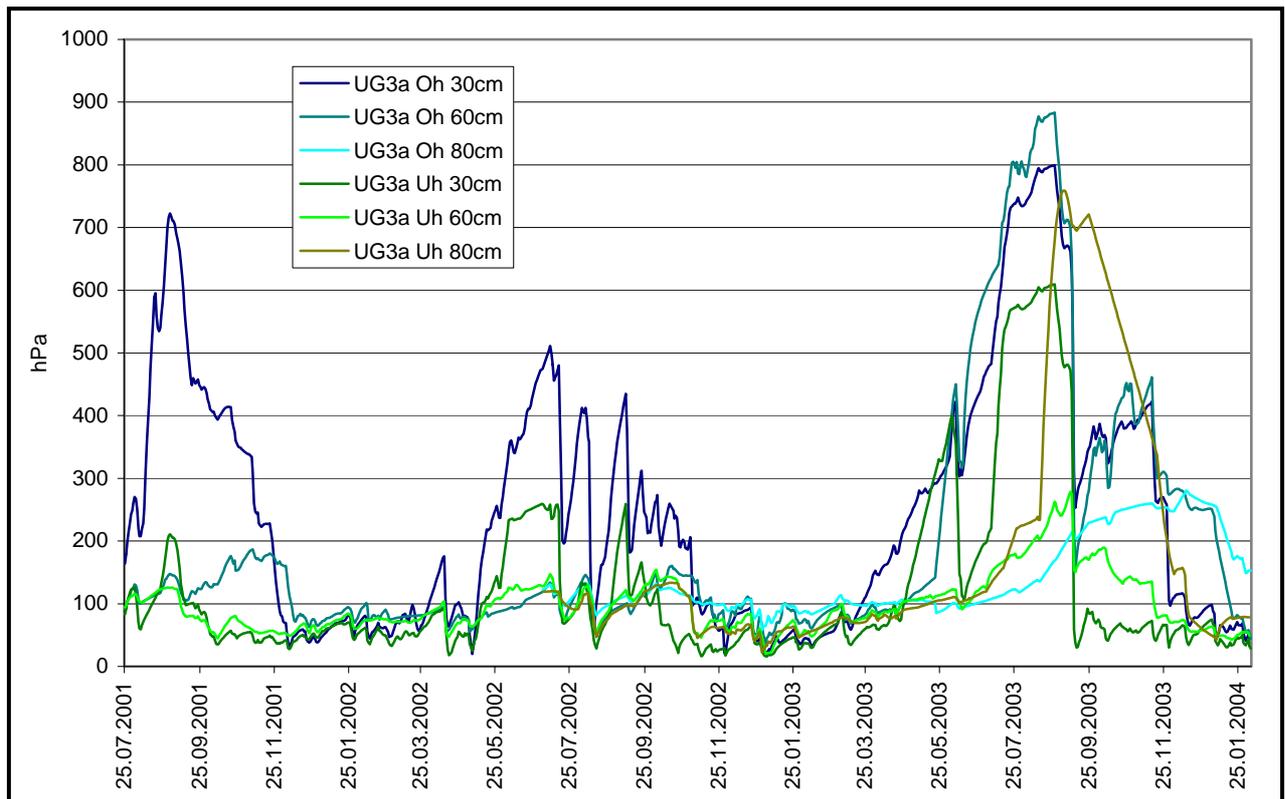


Abb. A6-3: Ganglinien der Wasserspannung im UG3a

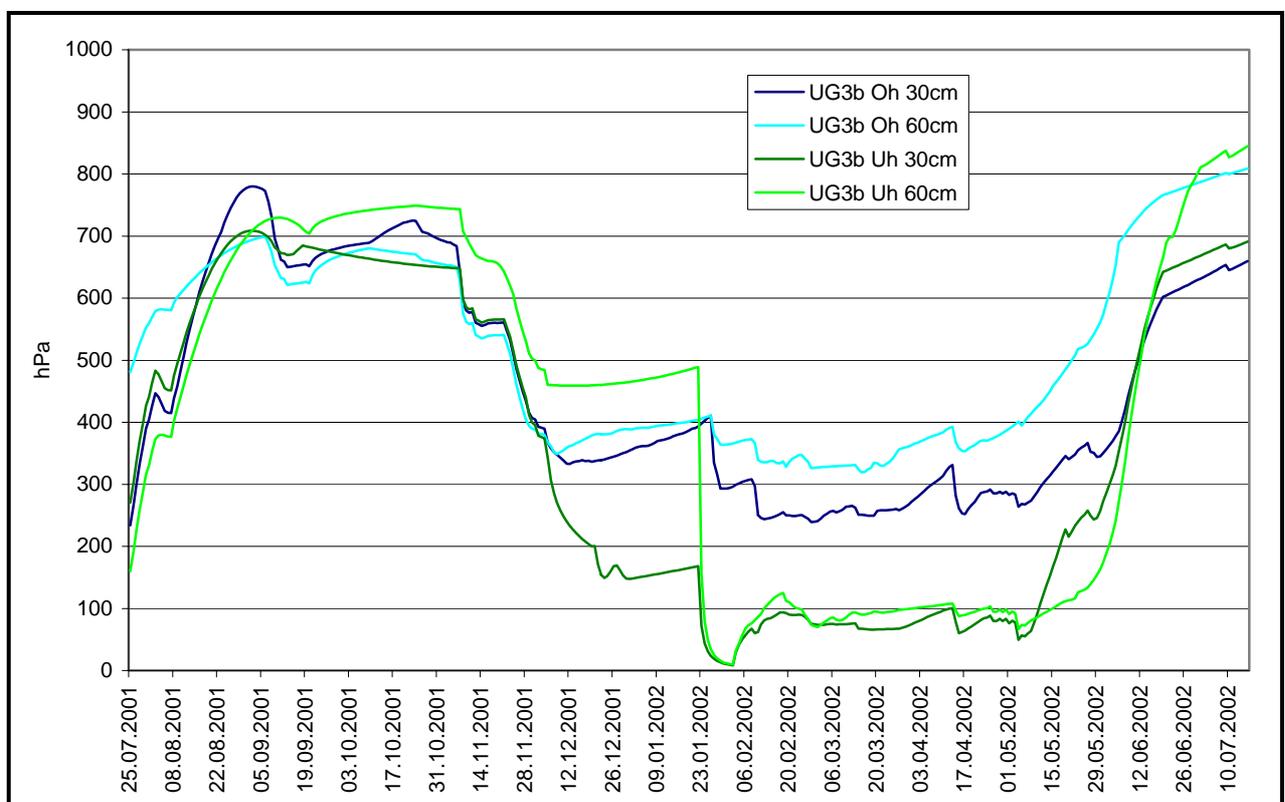


Abb. A6-4: Ganglinien der Wasserspannung im UG3b

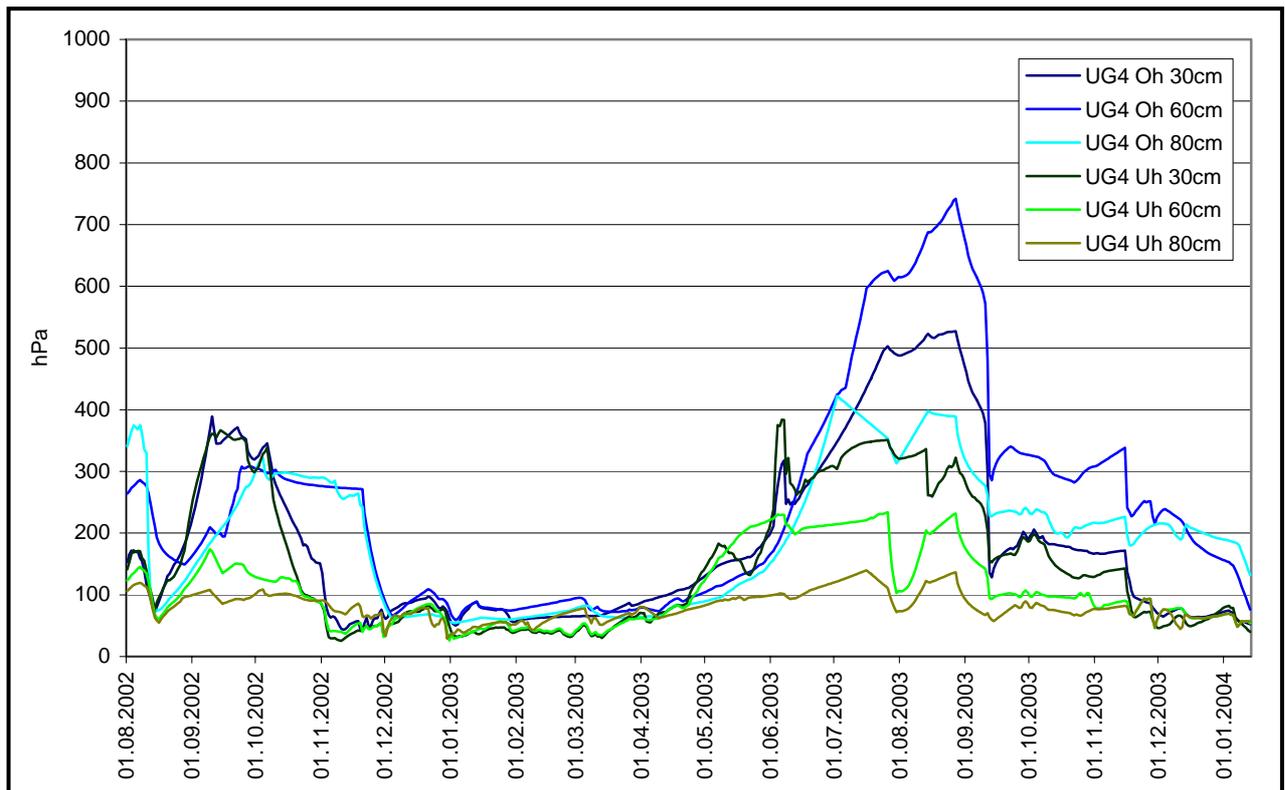


Abb. A6-5: Ganglinien der Wasserspannung im UG4

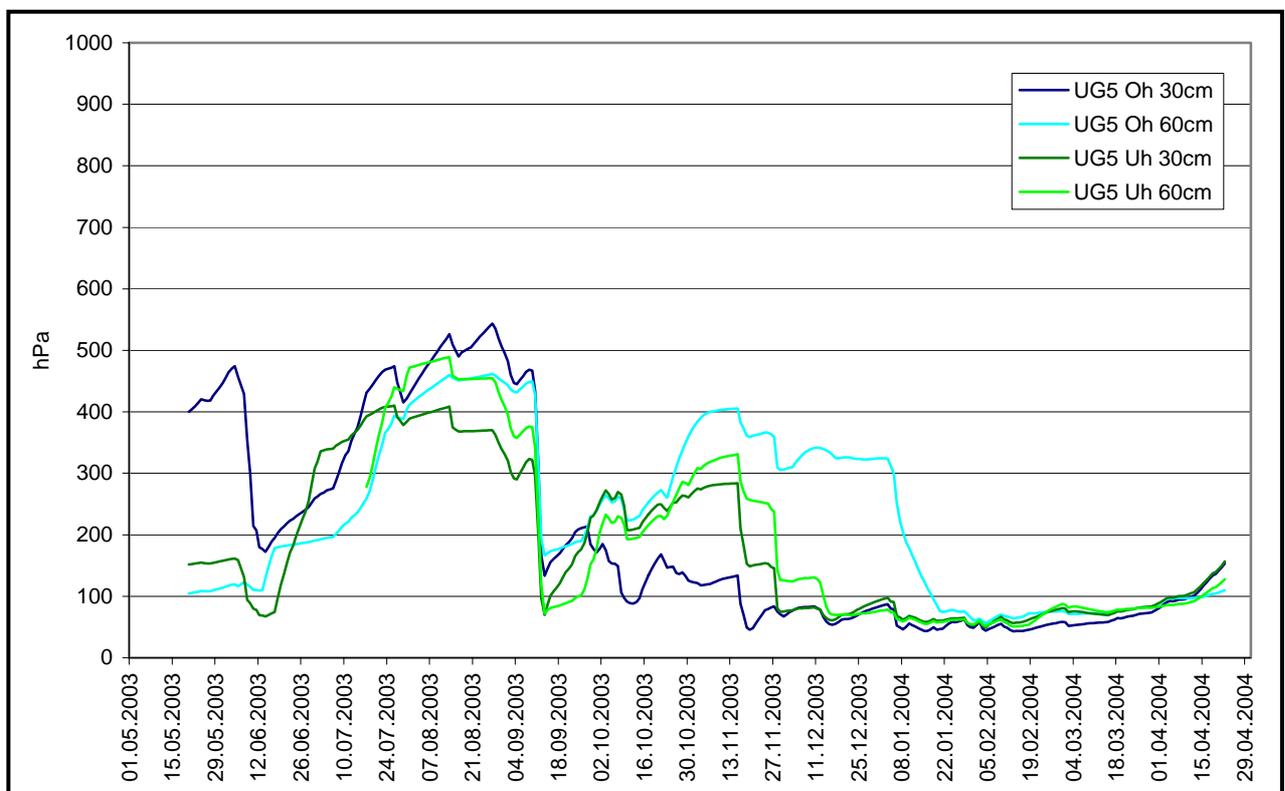


Abb. A6-6: Ganglinien der Wasserspannung im UG5

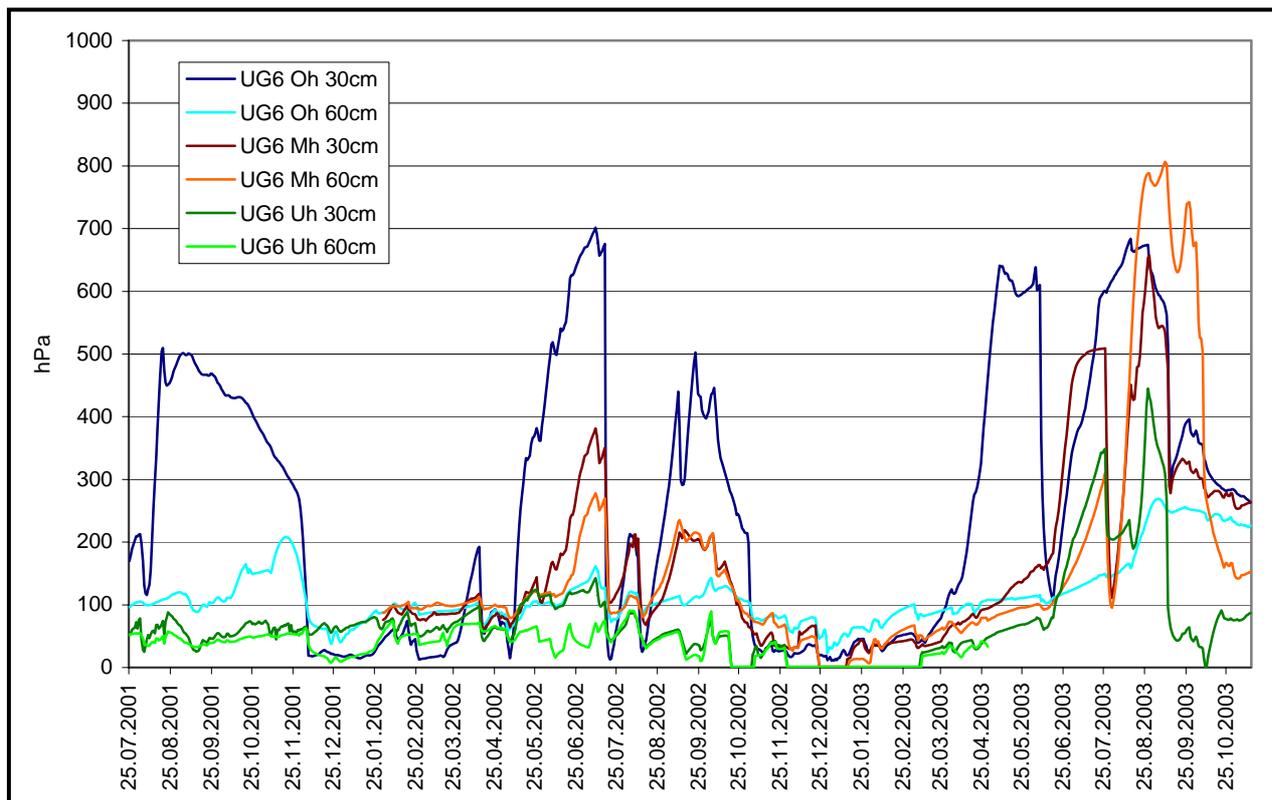


Abb. A6-7: Ganglinien der Wasserspannung im UG6

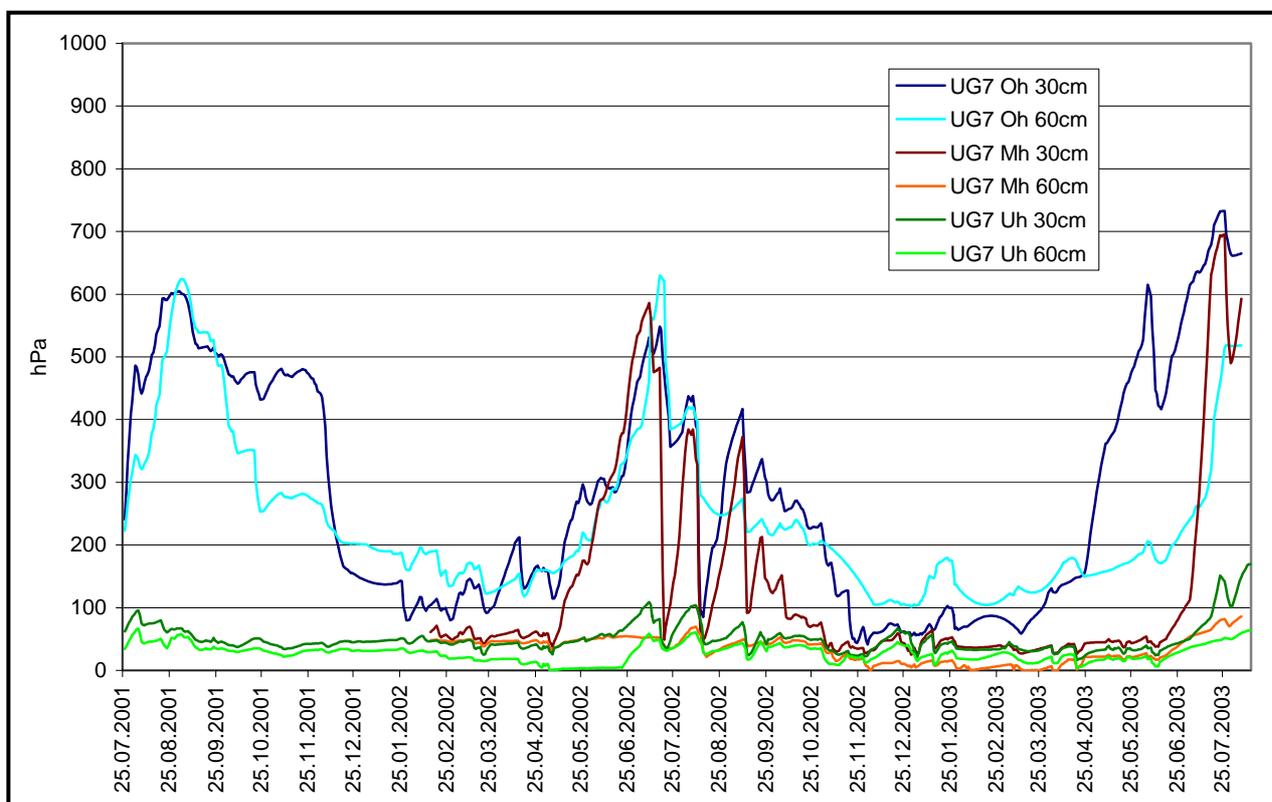


Abb. A6-8: Ganglinien der Wasserspannung im UG7

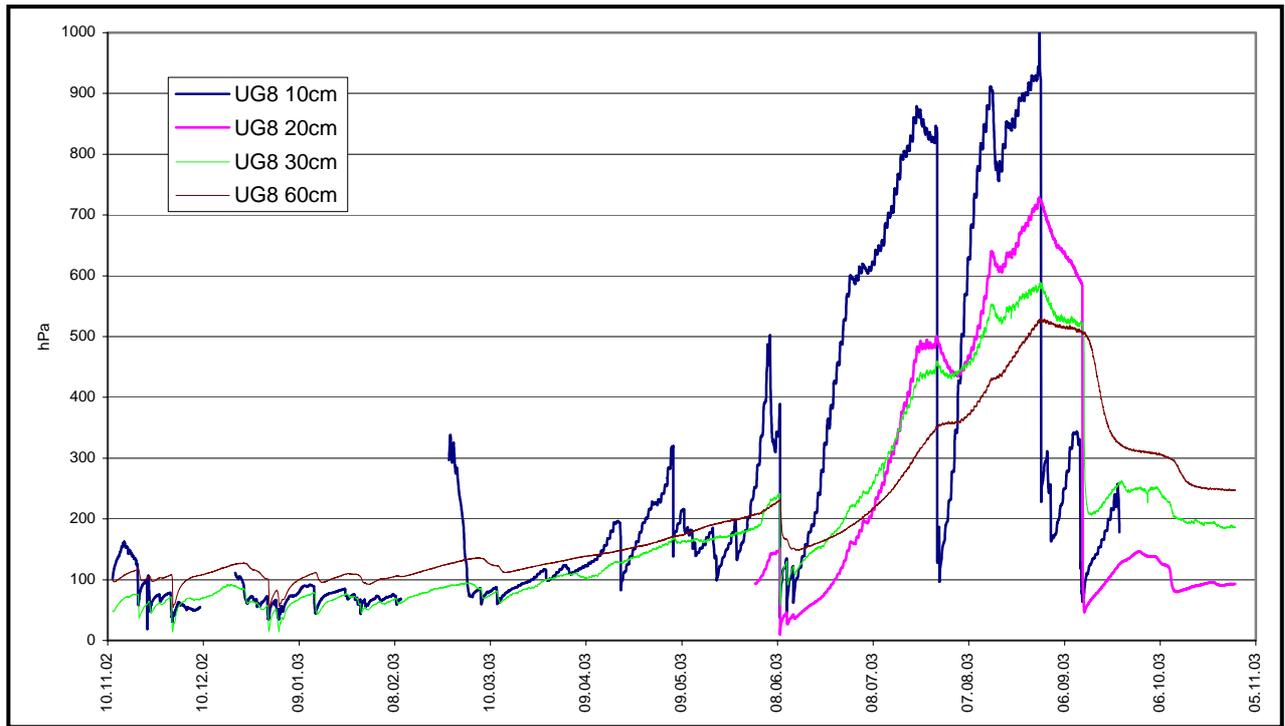
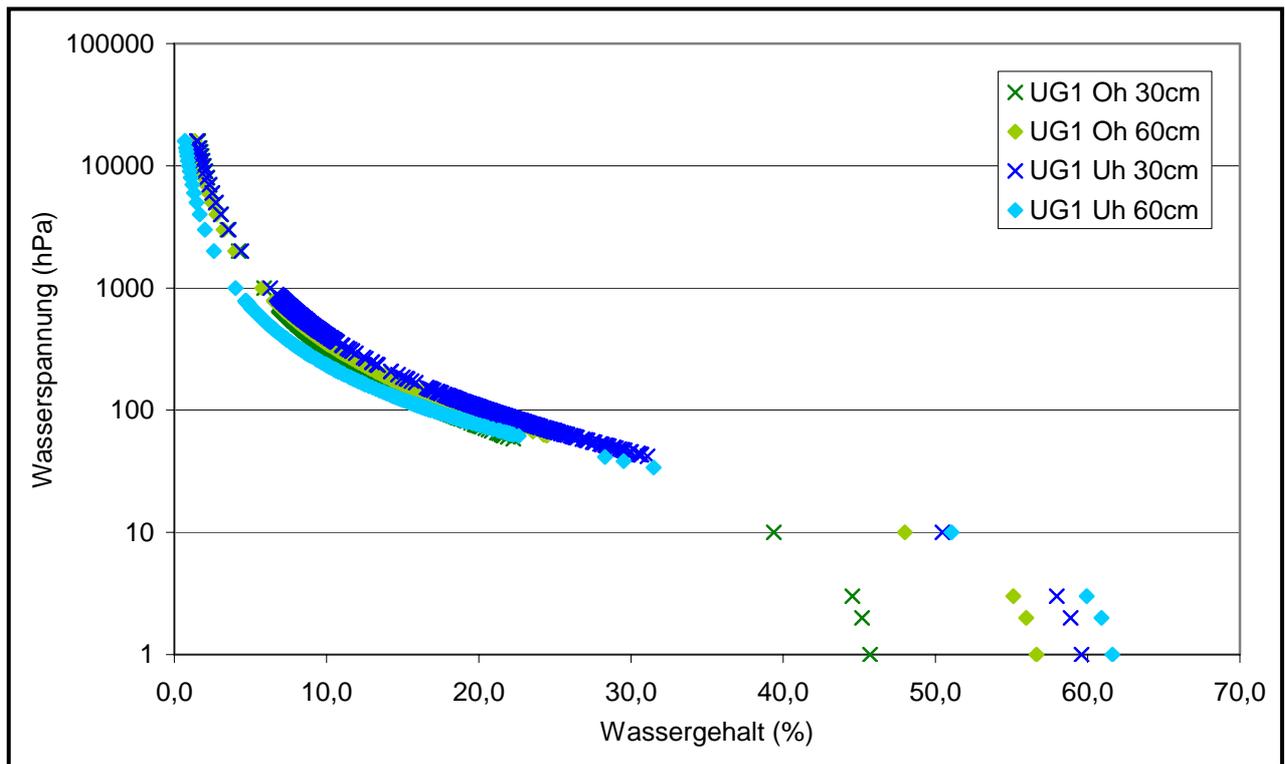


Abb. A6-9: Ganglinien der Wasserspannung im UG8

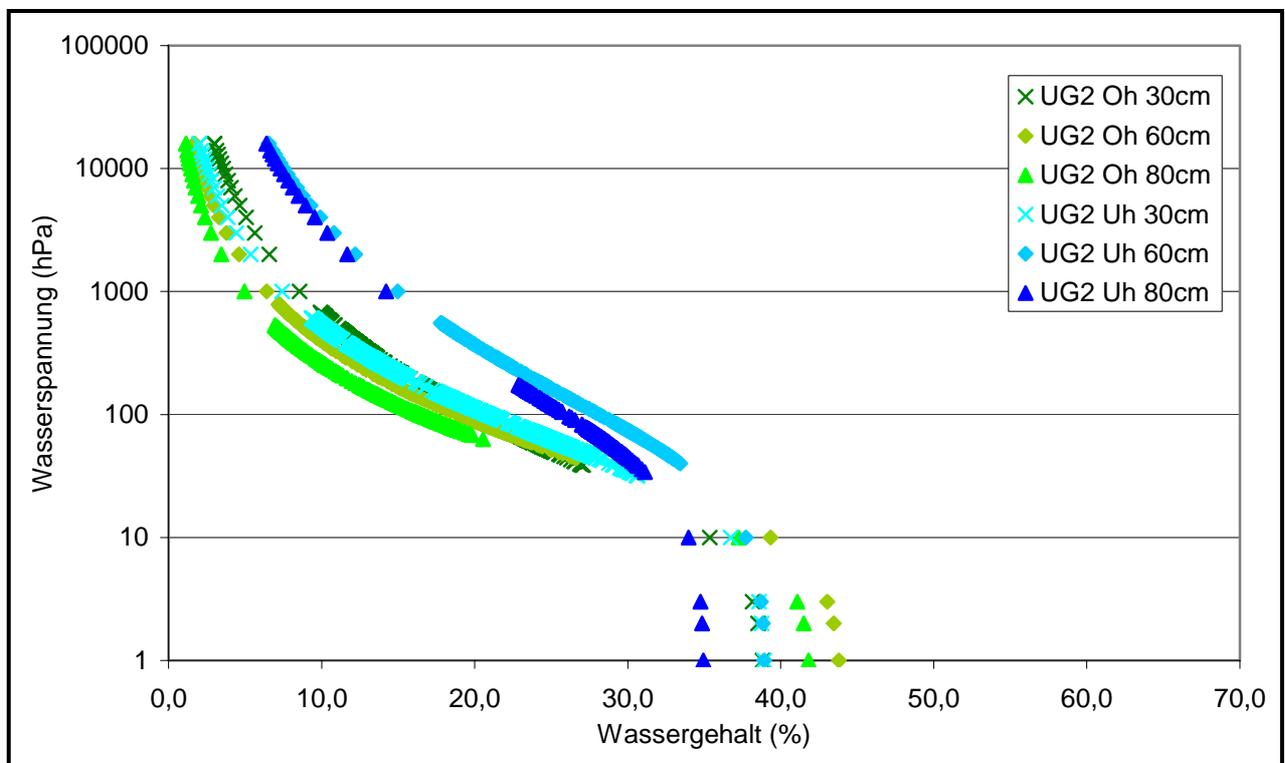
# **Anhang 7**

Wassergehalts-Wasserspannungs-Kurven



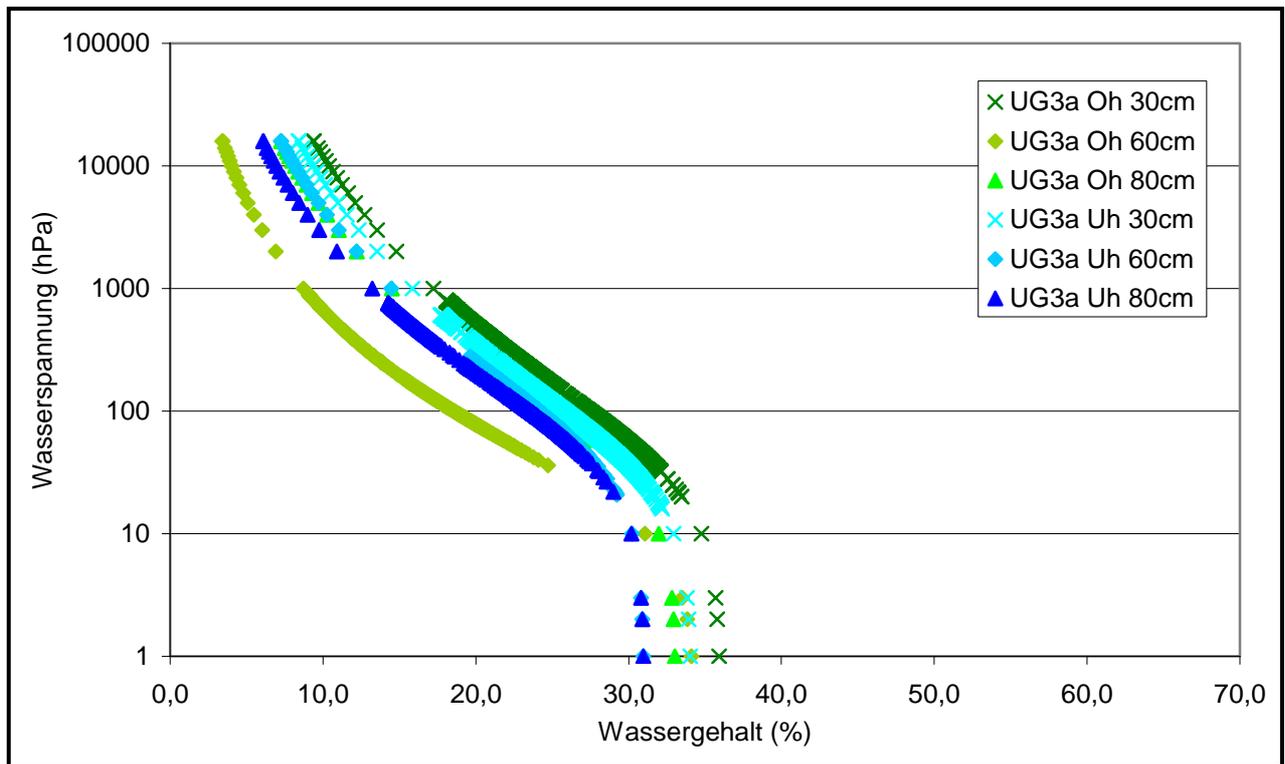
**Oh: 30cm:**  $\theta_s=0,46$ ;  $\theta_r=0$ ;  $\alpha=0,072$ ;  $n'=1,48$  ; **60cm:**  $\theta_s=0,57$ ;  $\theta_r=0$ ;  $\alpha=0,075$ ;  $n'=1,53$   
**Uh: 30cm:**  $\theta_s=0,60$ ;  $\theta_r=0$ ;  $\alpha=0,076$ ;  $n'=1,52$  ; **60cm:**  $\theta_s=0,62$ ;  $\theta_r=0$ ;  $\alpha=0,077$ ;  $n'=1,63$

Abb. A7-1: Wassergehalts-Wasserspannungs-Kurven der untersuchten Horizonte in UG1



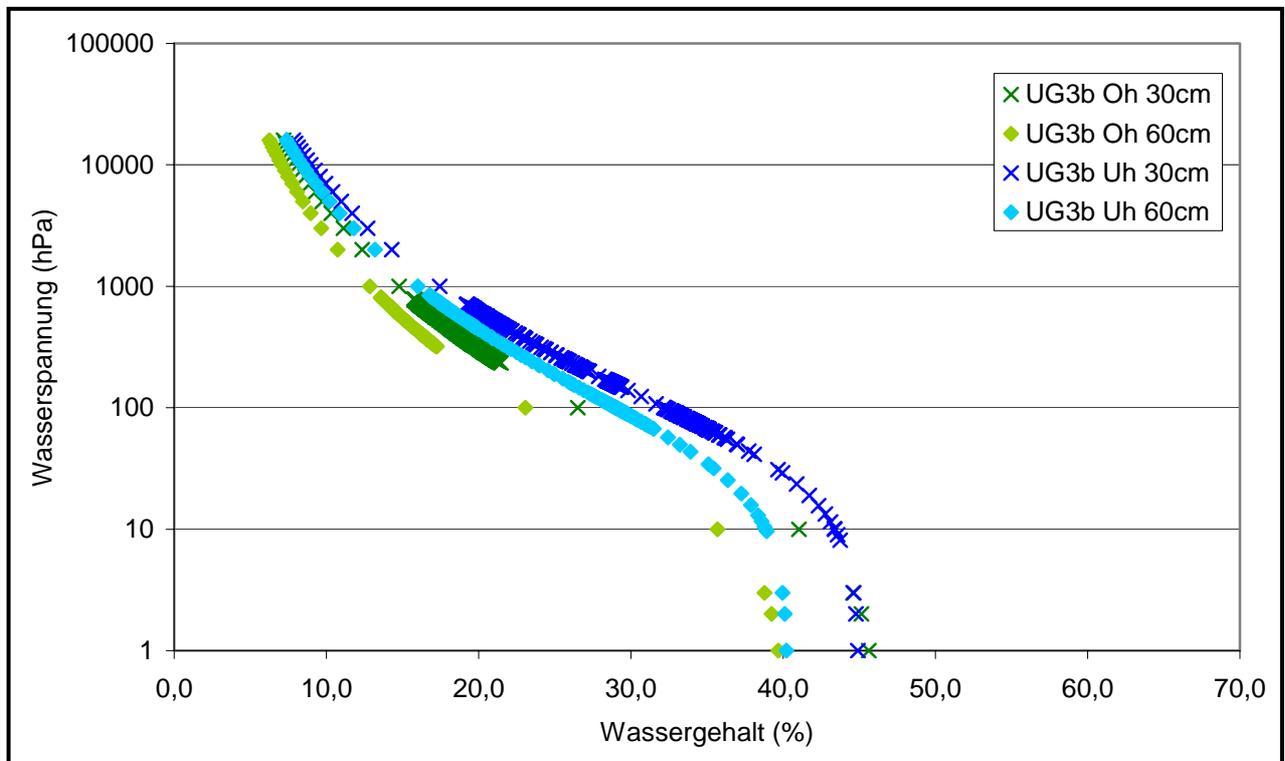
**Oh: 30cm:**  $\theta_s=0,39$ ;  $\theta_r=0$ ;  $\alpha=0,054$ ;  $n'=1,38$  ; **60cm:**  $\theta_s=0,44$ ;  $\theta_r=0$ ;  $\alpha=0,055$ ;  $n'=1,48$  ; **80cm:**  $\theta_s=0,42$ ;  $\theta_r=0$ ;  $\alpha=0,056$ ;  $n'=1,53$   
**Uh: 30cm:**  $\theta_s=0,39$ ;  $\theta_r=0$ ;  $\alpha=0,034$ ;  $n'=1,47$  ; **60cm:**  $\theta_s=0,39$ ;  $\theta_r=0$ ;  $\alpha=0,024$ ;  $n'=1,30$  ; **80cm:**  $\theta_s=0,35$ ;  $\theta_r=0$ ;  $\alpha=0,022$ ;  $n'=1,29$

Abb. A7-2: Wassergehalts-Wasserspannungs-Kurven der untersuchten Horizonte in UG2



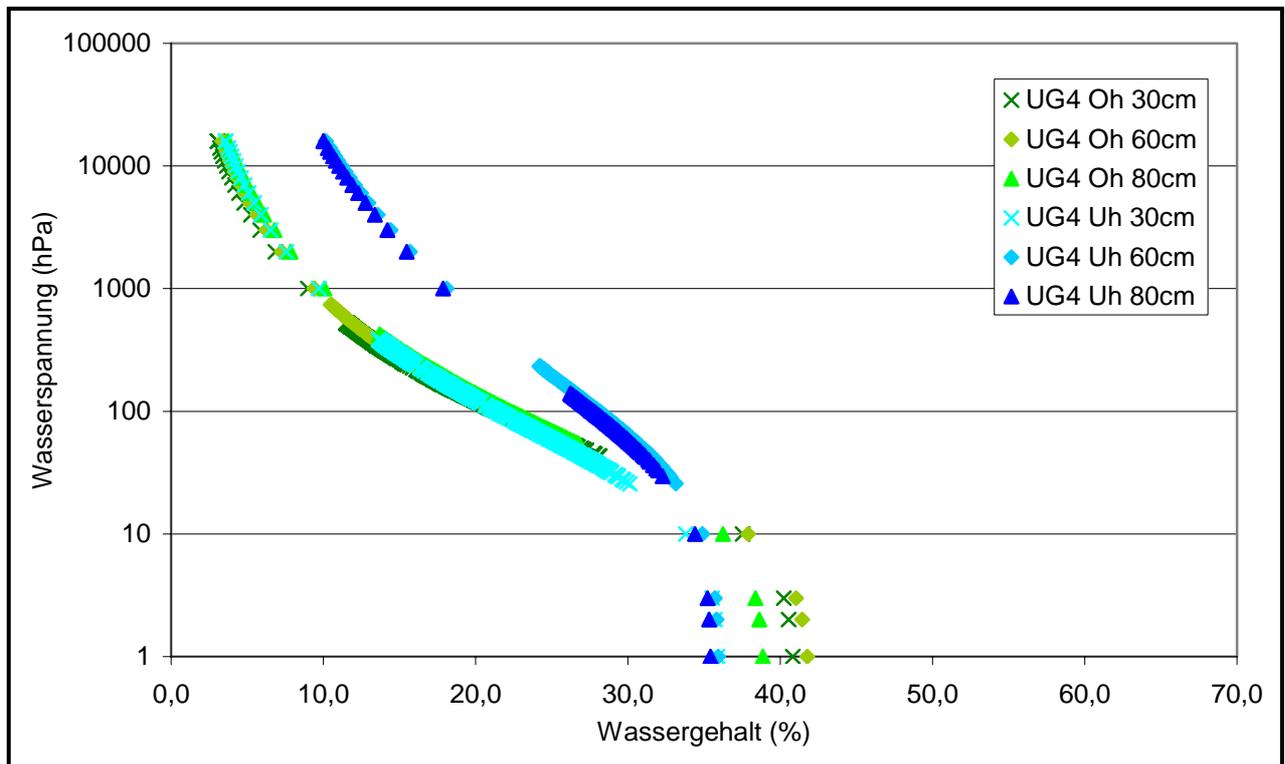
**Oh: 30cm:**  $\theta_s=0,36$ ;  $\theta_r=0$ ;  $\alpha=0,028$ ;  $n'=1,22$ ; **60cm:**  $\theta_s=0,34$ ;  $\theta_r=0$ ;  $\alpha=0,058$ ;  $n'=1,34$ ; **80cm:**  $\theta_s=0,33$ ;  $\theta_r=0$ ;  $\alpha=0,026$ ;  $n'=1,25$   
**Uh: 30cm:**  $\theta_s=0,34$ ;  $\theta_r=0$ ;  $\alpha=0,028$ ;  $n'=1,23$ ; **60cm:**  $\theta_s=0,31$ ;  $\theta_r=0$ ;  $\alpha=0,020$ ;  $n'=1,25$ ; **80cm:**  $\theta_s=0,31$ ;  $\theta_r=0$ ;  $\alpha=0,020$ ;  $n'=1,28$

Abb. A7-3: Wassergehalts-Wasserspannungs-Kurven der untersuchten Horizonte in UG3a



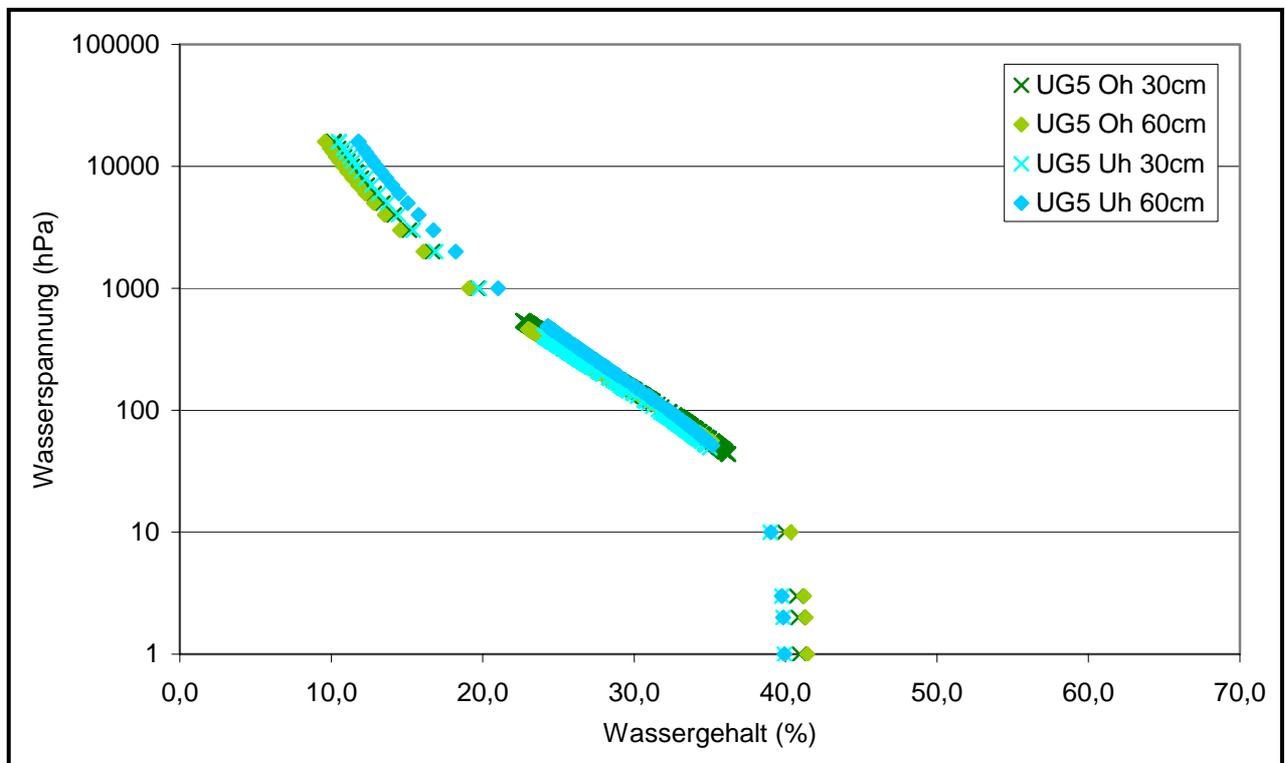
**Oh: 30cm:**  $\theta_s=0,46$ ;  $\theta_r=0$ ;  $\alpha=0,079$ ;  $n'=1,26$ ; **60cm:**  $\theta_s=0,40$ ;  $\theta_r=0$ ;  $\alpha=0,079$ ;  $n'=1,26$   
**Uh: 30cm:**  $\theta_s=0,45$ ;  $\theta_r=0$ ;  $\alpha=0,026$ ;  $n'=1,29$ ; **60cm:**  $\theta_s=0,40$ ;  $\theta_r=0$ ;  $\alpha=0,026$ ;  $n'=1,28$

Abb. A7-4: Wassergehalts-Wasserspannungs-Kurven der untersuchten Horizonte in UG3b



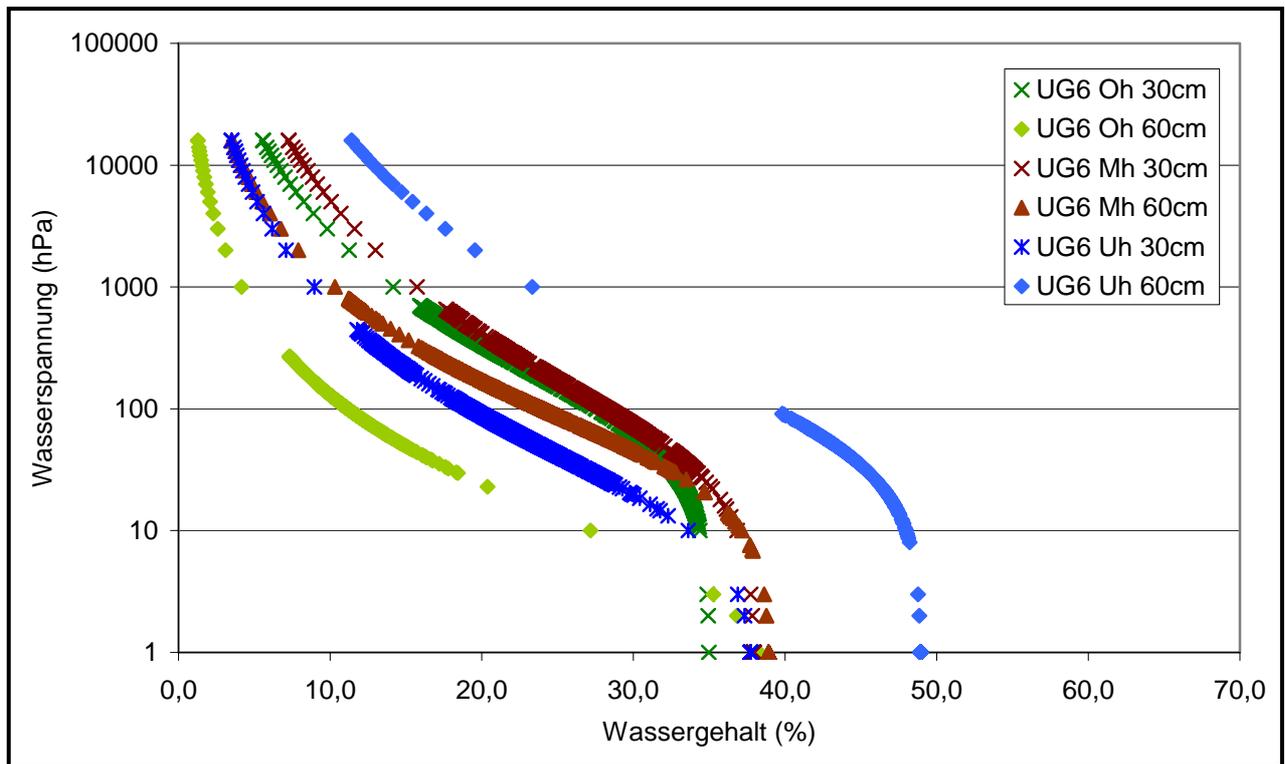
**Oh: 30cm:**  $\theta_s=0,41$ ;  $\theta_r=0$ ;  $\alpha=0,049$ ;  $n'=1,39$ ; **60cm:**  $\theta_s=0,42$ ;  $\theta_r=0$ ;  $\alpha=0,057$ ;  $n'=1,37$ ; **80cm:**  $\theta_s=0,39$ ;  $\theta_r=0$ ;  $\alpha=0,043$ ;  $n'=1,36$   
**Uh: 30cm:**  $\theta_s=0,36$ ;  $\theta_r=0$ ;  $\alpha=0,038$ ;  $n'=1,36$ ; **60cm:**  $\theta_s=0,36$ ;  $\theta_r=0$ ;  $\alpha=0,026$ ;  $n'=1,21$ ; **80cm:**  $\theta_s=0,36$ ;  $\theta_r=0$ ;  $\alpha=0,026$ ;  $n'=1,21$

Abb. A7-5: Wassergehalts-Wasserspannungs-Kurven der untersuchten Horizonte in UG4



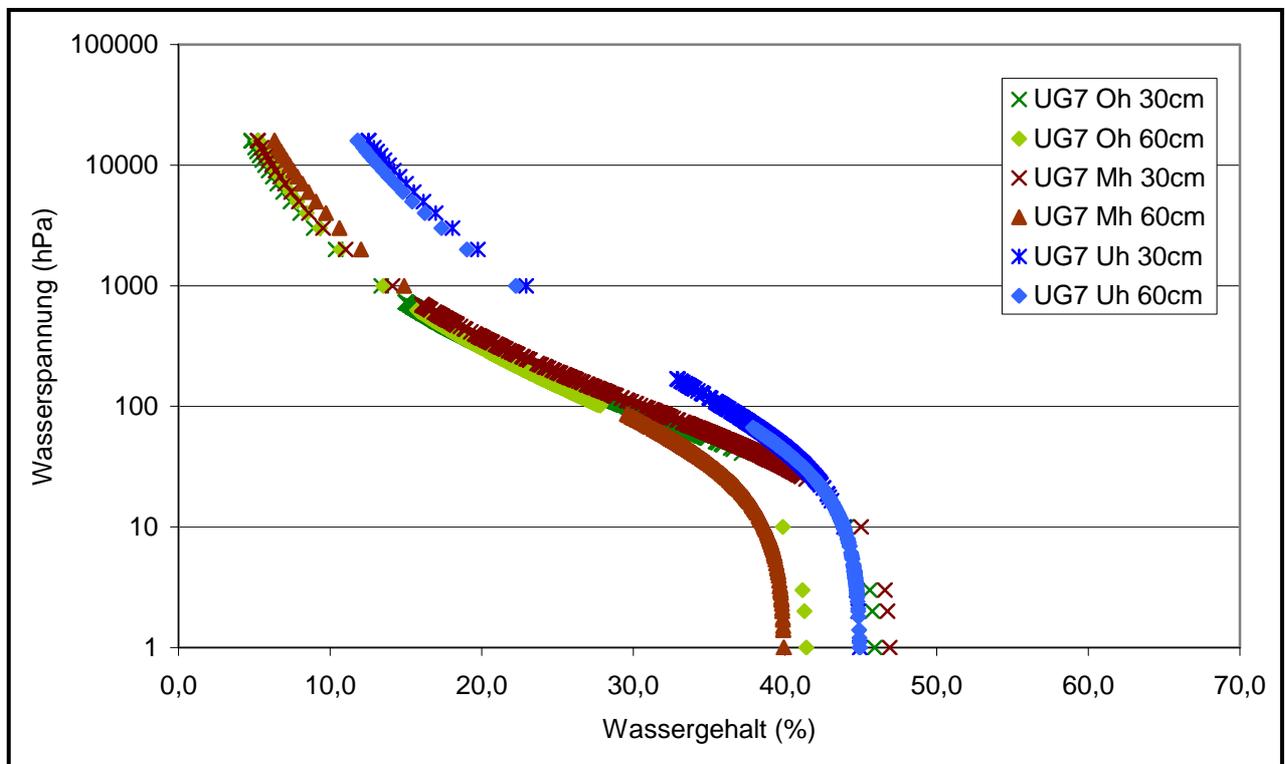
**Oh: 30cm:**  $\theta_s=0,41$ ;  $\theta_r=0$ ;  $\alpha=0,021$ ;  $n'=1,24$ ; **60cm:**  $\theta_s=0,42$ ;  $\theta_r=0$ ;  $\alpha=0,022$ ;  $n'=1,25$   
**Uh: 30cm:**  $\theta_s=0,40$ ;  $\theta_r=0$ ;  $\alpha=0,021$ ;  $n'=1,23$ ; **60cm:**  $\theta_s=0,40$ ;  $\theta_r=0$ ;  $\alpha=0,0241$ ;  $n'=1,21$

Abb. A7-6: Wassergehalts-Wasserspannungs-Kurven der untersuchten Horizonte in UG5



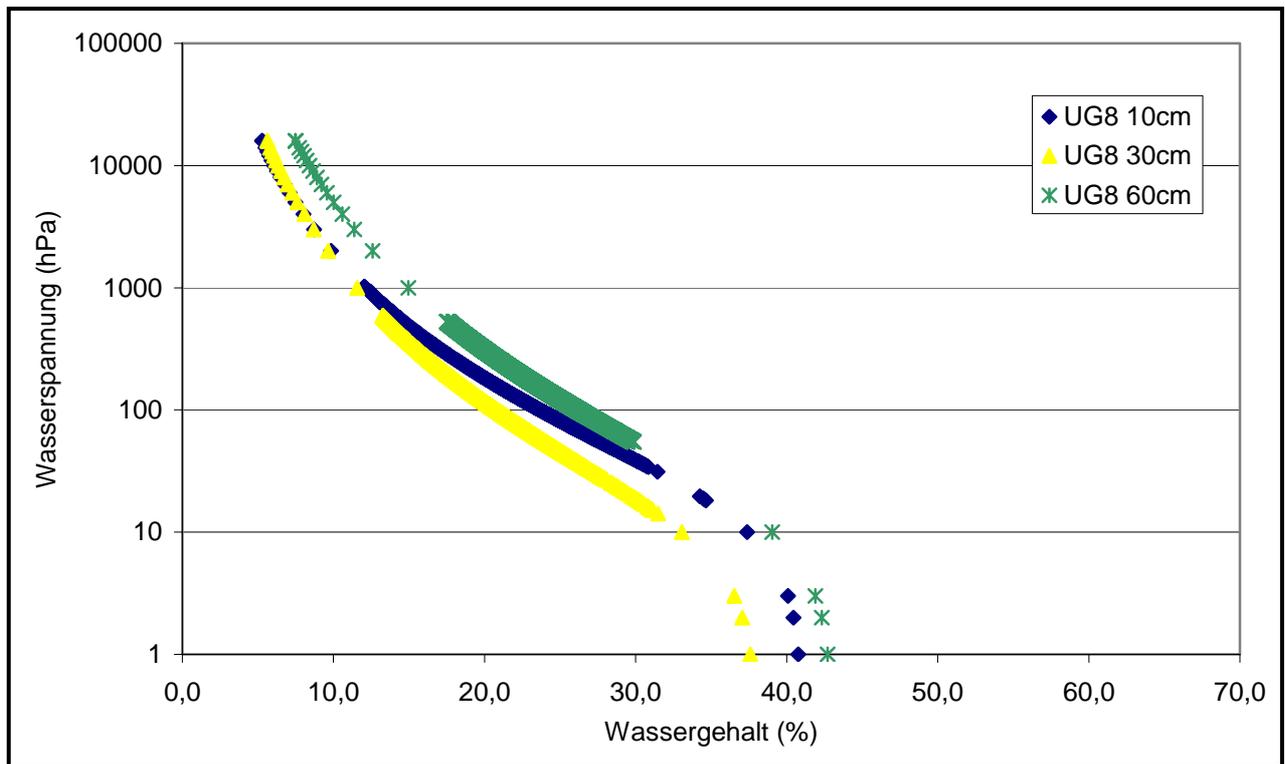
**Oh: 30cm:**  $\theta_s=0,35$ ;  $\theta_r=0$ ;  $\alpha=0,014$ ;  $n'=1,34$  ; **60cm:**  $\theta_s=0,39$ ;  $\theta_r=0$ ;  $\alpha=0,019$ ;  $n'=1,43$   
**Mh: 30cm:**  $\theta_s=0,38$ ;  $\theta_r=0$ ;  $\alpha=0,023$ ;  $n'=1,28$  ; **60cm:**  $\theta_s=0,39$ ;  $\theta_r=0$ ;  $\alpha=0,030$ ;  $n'=1,39$   
**Uh: 30cm:**  $\theta_s=0,38$ ;  $\theta_r=0$ ;  $\alpha=0,070$ ;  $n'=1,34$  ; **60cm:**  $\theta_s=0,49$ ;  $\theta_r=0$ ;  $\alpha=0,017$ ;  $n'=1,26$

Abb. A7-7: Wassergehalts-Wasserspannungs-Kurven der untersuchten Horizonte in UG6



**Oh: 30cm:**  $\theta_s=0,46$ ;  $\theta_r=0$ ;  $\alpha=0,028$ ;  $n'=1,37$  ; **60cm:**  $\theta_s=0,42$ ;  $\theta_r=0$ ;  $\alpha=0,027$ ;  $n'=1,34$   
**Mh: 30cm:**  $\theta_s=0,47$ ;  $\theta_r=0$ ;  $\alpha=0,028$ ;  $n'=1,36$  ; **60cm:**  $\theta_s=0,40$ ;  $\theta_r=0$ ;  $\alpha=0,024$ ;  $n'=1,31$   
**Uh: 30cm:**  $\theta_s=0,45$ ;  $\theta_r=0$ ;  $\alpha=0,021$ ;  $n'=1,22$  ; **60cm:**  $\theta_s=0,45$ ;  $\theta_r=0$ ;  $\alpha=0,021$ ;  $n'=1,23$

Abb. A7-8: Wassergehalts-Wasserspannungs-Kurven der untersuchten Horizonte in UG7



10cm:  $\theta_s=0,41$ ;  $\theta_r=0$ ;  $\alpha=0,058$ ;  $n'=1,30$  ; 30cm:  $\theta_s=0,38$ ;  $\theta_r=0$ ;  $\alpha=0,097$ ;  $n'=1,26$  ; 60cm:  $\theta_s=0,43$ ;  $\theta_r=0$ ;  $\alpha=0,068$ ;  $n'=1,25$

Abb. A7-9: Wassergehalts-Wasserspannungs-Kurven der untersuchten Horizonte in UG8

# **Anhang 8**

Parameter der Sickerwasserproben (siehe CD)

# **Anhang 9**

Korrelationen der Sickerwasser-Parameter

Abb. A9-1 (Teil 1): Spearman Korrelationskoeffizienten ( $p < 0,05$ ;  $n$ : vgl. Anhang 8) von Sickerwasserparametern und Wassergehalt im Feinboden zum Beprobungszeitpunkt

	Entnahmemenge	pH-Wert	E	O <sub>2</sub>	SSI	Eh	KH	Na	K	Mg	Ca	Cl	NO <sub>3</sub>	o-PO <sub>4</sub>	SO <sub>4</sub>	Zn	Cu	Pb	Al	Mn
UG1 Oh G30	0,77	-0,47	-0,64					-0,43	-0,64		-0,47		-0,93		-0,63		-0,54			-0,63
UG1 Oh K30	0,84		-0,74					-0,52	-0,49	-0,49	-0,58	-0,53		0,65				-0,52		
UG1 Uh G30	0,77	-0,49		0,52		0,82	-0,46		-0,53				0,57			-0,74	-0,42	-0,44		
UG1 Uh K30	0,80		-0,66					-0,52			-0,55				-0,60			-0,52		
UG1 Uh K60	0,85	-0,44						-0,47	-0,78		-0,59					-0,59	-0,56	-0,48		
UG2 Oh G30	0,87			0,83	0,83															
UG2 Oh K30	0,83										-0,85									
UG2 Oh K60	0,87		-0,72								-0,61				-0,61	-0,87	-0,83			
UG2 Oh K80	0,67			0,76									-0,65	-0,77	0,78	0,81	-0,92			
UG2 Uh G30	0,85														0,76					
UG2 Uh K30	0,81							-0,67	-0,67						-0,71					
UG2 Uh K60	0,83											0,67	0,60							
UG2 Uh K80	0,68						0,46								0,51					
UG3a Oh G30	0,80		-0,47	0,46				-0,51	-0,50	-0,37	-0,36				-0,44		-0,56			
UG3a Oh K30	0,81			0,50				-0,51	-0,50							-0,69				
UG3a Oh K60	0,66							-0,32	-0,43			-0,30								
UG3a Uh G30	0,68	-0,27	0,42	0,49			0,37	-0,44								-0,53	-0,28			
UG3a Uh K30	0,80			0,55										0,41		-0,77	-0,43			
UG3a Uh K60	0,57		-0,30						-0,43				-0,30			-0,61				
UG3a Uh K80	0,67						-0,80	-0,68	-0,65	-0,71	-0,67	-0,60								
UG4 Oh G30	0,84	-0,66	-0,75					-0,66	-0,50	-0,48	-0,64	-0,69	-0,51		-0,74		-0,42			
UG4 Oh K30	0,74								-0,53					0,61						
UG4 Oh K60	0,77		-0,89					-0,66	-0,53	-0,68	-0,71	-0,79	-0,86		-0,70					
UG4 Oh K80	0,75		-0,76					-0,69	-0,69	-0,78	-0,79	-0,73	-0,77		-0,82		-0,60	-0,51		
UG4 Uh G30	0,82	-0,62	-0,78					-0,74	-0,57	-0,56	-0,70	-0,59								
UG4 Uh K30		-0,85	-0,86									-0,82								
UG4 Uh K60	0,41																			
UG4 Uh K80	0,68																			
UG5 Oh G30	0,80		-0,62					-0,55	-0,71	-0,61		-0,59			-0,65	-0,81	-0,63			
UG5 Oh K30	0,82		-0,64					-0,69	-0,58		-0,70				-0,75			0,87		
UG5 Oh K60	0,88	-0,90						0,74		0,88	0,90	0,95	-0,83		0,83					
UG5 Uh G30	0,82		-0,84			0,73		-0,56	-0,67	-0,59	-0,75	-0,67			-0,89	-0,84				
UG5 Uh K30	0,89		-0,57						-0,77						-0,68	-0,74	-0,67			
UG5 Uh K60	0,78							0,56	-0,86		-0,74				-0,75					

Abb. A9-1 (Teil 2): Spearman Korrelationskoeffizienten ( $p < 0,05$ ;  $n$ : vgl. Anhang 8) von Sickerwasserparametern und Wassergehalt im Feinboden zum Beprobungszeitpunkt

	Entnahmemenge	pH-Wert	E	O <sub>2</sub>	SSI	Eh	KH	Na	K	Mg	Ca	Cl	NO <sub>3</sub>	o-PO <sub>4</sub>	SO <sub>4</sub>	Zn	Cu	Pb	Al	Mn
UG6 Oh G30	0,78	-0,73	-0,53	0,70	0,53			-0,77	-0,67	-0,68	-0,65				-0,53		-0,43			0,90
UG6 Oh K30	0,78																-0,51			
UG6 Oh K60	0,73								-0,41							-1,00				
UG6 Mh G30	0,79	-0,34		0,65	0,46	0,73											-0,41		-0,66	
UG6 Mh K60	0,66			0,53				-0,46		-0,36	-0,42									
UG6 Uh G30		-0,32	-0,33	0,44				-0,69	-0,69	-0,65	-0,59	-0,39							-0,48	
UG6 Uh K30			-0,36	0,57				-0,64	-0,67	-0,57	-0,56	-0,49		-0,40	0,34	-0,49				
UG6 Uh K60			-0,53	0,39		0,95		-0,57	-0,56	-0,55	-0,43	-0,57			0,33					
UG7 Oh G30	0,83	-0,43	-0,37					-0,81	-0,67	-0,61	-0,46	0,36	0,60	-0,46	-0,47		-0,62		-0,55	-0,49
UG7 Oh K30	0,69							-0,77	-0,70	-0,57			0,50							
UG7 Oh K60	0,82	-0,52						-0,60	-0,68	-0,60	-0,53						-0,61			
UG7 Mh G30	0,75	-0,36					-0,44	-0,66	-0,50	-0,40	-0,42						-0,43	-0,36		
UG7 Mh K60	0,68	-0,73	-0,38	0,66	0,69		-0,48	-0,51	-0,44	-0,62	-0,62									
UG7 Uh G30									-0,52											
UG7 Uh K30		-0,33	-0,37					-0,36	-0,34		-0,30	-0,49								
UG7 Uh K60			-0,44			-0,58	-0,35	-0,39		-0,44	-0,39					0,46				0,49
UG8 K20		-0,71						-0,81								0,75	0,74			
UG8 K30 (1)					-0,46			0,48		0,52		0,55	0,45				0,43			-0,43
UG8 K30 (2)													0,37		0,32					

Abb. A9-2: Spearman Korrelationskoeffizienten ( $p < 0,05$ ; n: vgl. Anhang 8) von Sickerwasserparametern

	Lufttemperatur/Entnahmemenge	Lufttemperatur/pH	Lufttemperatur/NO <sub>3</sub>	pH/Cu	pH/Pb	SO <sub>4</sub> /Zn	SO <sub>4</sub> /Cu
UG1 Oh G30	-0,35	0,53	0,71	0,55		0,50	0,44
UG1 Oh K30	-0,61						
UG1 Uh G30	-0,64	0,42	-0,48	0,65	0,60		
UG1 Uh K30	-0,73			0,52			
UG1 Uh K60	-0,62	0,47				0,62	
UG2 Oh G30			-0,65				
UG2 Oh K30	-0,49		-0,64				
UG2 Oh K60			-0,63				0,64
UG2 Oh K80			0,72				
UG2 Uh G30	-0,68	-0,66	-0,65			0,74	
UG2 Uh K30	-0,65		-0,84				
UG2 Uh K60	-0,38		-0,78				
UG2 Uh K80	-0,72						
UG3a Oh G30	-0,59			0,35			0,44
UG3a Oh K30	-0,57						
UG3a Oh K60				0,34			0,64
UG3a Uh G30	-0,46		-0,45		0,41		0,36
UG3a Uh K30	-0,56						
UG3a Uh K60							
UG3a Uh K80							
UG4 Oh G30	-0,71	0,44					0,52
UG4 Oh K30	-0,66						
UG4 Oh K60	-0,34		0,57				
UG4 Oh K80	-0,58	0,57					0,60
UG4 Uh G30	-0,58		-0,60				
UG4 Uh K30		0,94					
UG4 Uh K60	-0,39						
UG4 Uh K80	-0,54				0,68		
UG5 Oh G30	-0,60					0,75	0,59
UG5 Oh K30	-0,65						
UG5 Oh K60		0,83					
UG5 Uh G30	-0,74	0,68		0,62		0,81	
UG5 Uh K30	-0,69					0,76	0,66
UG5 Uh K60	-0,66	0,55			-0,64		
UG6 Oh G30	-0,57	0,51		0,46			
UG6 Oh K30	-0,67	0,53					
UG6 Oh K60	-0,35		0,66				
UG6 Mh G30	-0,47		-0,37			0,65	
UG6 Mh K60	-0,30					0,88	
UG6 Uh G30					0,32	0,53	
UG6 Uh K30							0,40
UG6 Uh K60			-0,34				
UG7 Oh G30	-0,71		-0,37	0,62		-0,59	
UG7 Oh K30	-0,60	0,55		0,85			
UG7 Oh K60	-0,52						
UG7 Mh G30			-0,65	0,46			0,45
UG7 Mh K60			-0,36				
UG7 Uh G30	-0,53						
UG7 Uh K30		0,40					
UG7 Uh K60							
UG8 K20							
UG8 K30 (1)		-0,41	-0,40			0,97	
UG8 K30 (2)			-0,34		0,33	-0,71	

Abb. A9-3: Spearman Korrelationskoeffizienten ( $p < 0,05$ ; n: vgl. Anhang 8) von Sickerwasserparametern und elektrischer Leitfähigkeit der Bodenlösung zum Beprobungszeitpunkt

	pH	Na	K	Mg	Ca	Cl	NO <sub>3</sub>	o-PO <sub>4</sub>	SO <sub>4</sub>	Zn	Cu	Pb
UG1 Oh G30		0,63	0,70	0,65	0,84	0,54	0,70		0,93	0,48		0,36
UG1 Oh K30		0,47	0,61	0,54	0,74	0,77		-0,58	0,62	0,84		
UG1 Uh G30			0,55	0,46	0,52	0,63			0,78			
UG1 Uh K30		0,71	0,65	0,79	0,81	0,93	0,59		0,90			
UG1 Uh K60				0,74	0,55	0,55			0,94			-0,57
UG2 Oh G30									0,78			
UG2 Oh K30		0,90										
UG2 Oh K60		0,71	0,65	0,66	0,77	0,90			0,95			0,67
UG2 Oh K80									0,72			
UG2 Uh G30		0,60			0,77	0,59			0,76	0,78		
UG2 Uh K30	0,71	0,81	0,72	0,65	0,74	0,88			0,85			0,76
UG2 Uh K60				0,63					0,86			
UG2 Uh K80		0,65	0,58	0,62	0,61	0,87		-0,57	0,57			
UG3a Oh G30	-0,48	0,64		0,59	0,59		0,47		0,37			
UG3a Oh K30		0,77	0,41	0,79	0,81	0,66	0,56		0,65			
UG3a Oh K60	0,57	0,67	0,34	0,88	0,86		0,70		0,83		0,67	
UG3a Uh G30			0,32	0,80	0,77	0,35	0,66	-0,50	0,76	-0,56		0,27
UG3a Uh K30		0,33	0,55	0,79	0,71	0,57	0,94		0,88			0,29
UG3a Uh K60			0,58	0,66	0,63		0,39	-0,36	0,80			
UG3a Uh K80		0,70	0,70	0,75	0,72	0,69	0,75		0,86			
UG4 Oh G30	0,50	0,78	0,80	0,76	0,94	0,86	0,65		0,86		0,50	
UG4 Oh K30		0,66		0,61	0,84	0,84			0,94			
UG4 Oh K60		0,74	0,71	0,78	0,76	0,78	0,88		0,70			
UG4 Oh K80		0,58	0,83	0,90	0,90	0,87	0,86		0,94		0,65	0,48
UG4 Uh G30	0,70	0,93	0,76	0,78	0,86	0,89	-0,64		0,86			
UG4 Uh K30	0,95								0,79			
UG4 Uh K60												
UG4 Uh K80												
UG5 Oh G30		0,88	0,90	0,91	0,96	0,92	0,81		0,98	0,87	0,72	
UG5 Oh K30		0,93	0,76	0,87	0,98	0,85		0,77	0,96	0,63		
UG5 Oh K60				0,90	0,90				0,90			
UG5 Uh G30		0,63	0,77	0,73	0,95	0,83			0,97	0,78		
UG5 Uh K30			0,60	0,60	0,63	0,57			0,79	0,86	0,73	
UG5 Uh K60					0,60	0,63			0,58			
UG6 Oh G30	0,51	0,66	0,42	0,69	0,73	0,75	0,59	-0,47	0,85			
UG6 Oh K30			0,55	0,56	0,66	0,95	0,96	0,50		0,93		
UG6 Oh K60		0,95		0,89	0,92	0,90	0,98	-1,00	0,76			
UG6 Mh G30	-0,59					0,75			0,88			
UG6 Mh K60		0,40		0,49	0,37	0,74	-0,50		0,78			
UG6 Uh G30		0,69	0,39	0,74	0,72	0,93			0,78			
UG6 Uh K30		0,67	0,61	0,75	0,69	0,83			0,44	0,50		
UG6 Uh K60		0,87	0,75	0,87	0,78	0,91				0,70		
UG7 Oh G30		0,65	0,57	0,63	0,74			0,67	0,81			
UG7 Oh K30									0,77			
UG7 Oh K60	0,59		0,51	0,60	0,63				0,65			
UG7 Mh G30		0,44	0,63	0,66	0,83	0,47			0,79	-0,45	0,48	
UG7 Mh K60		0,82		0,68	0,53	0,90			-0,40			
UG7 Uh G30		0,86		0,84	0,81	0,94			0,91			
UG7 Uh K30		0,57		0,55	0,48	0,78			0,88	-0,45		
UG7 Uh K60		0,83	0,31	0,80	0,79	0,55			0,78			
UG8 K20	-0,93								0,71			
UG8 K30 (1)	-0,56	0,47			0,60		0,59		0,55	0,89		
UG8 K30 (2)	-0,64	0,35			0,69	0,40	0,46		0,46			-0,35

Abb. A9-4 (Teil 1): Spearman Korrelationen zwischen den PAK am Oberhang des UG1  
(nicht dargestellte Parameter bilden keine signifikanten Zusammenhänge)

		Naphthalen	Acenaphthen	Fluoren	Phenanthren	Anthracen	Fluoranthren	Pyren
Naphthalen	r				-0,53			
	p				0,034			
	n				16			
Acenaphthen	r			0,51				
	p			0,046				
	n			16				
Fluoren	r		0,51			0,71	0,50	
	p		0,046			0,002	0,047	
	n		16			16	16	
Phenanthren	r	-0,53					0,54	
	p	0,034					0,032	
	n	16					16	
Anthracen	r			0,71			0,87	0,73
	p			0,002			0,000	0,001
	n			16			16	16
Fluoranthren	r			0,50	0,54	0,87		0,77
	p			0,047	0,032	0,000		0,000
	n			16	16	16		16
Pyren	r					0,73	0,77	
	p					0,001	0,000	
	n					16	16	
Benzo(a)-anthracen	r	-0,79	-0,58		0,69			
	p	0,001	0,023		0,004			
	n	15	15		15			
Chrysen	r				0,63	0,80	0,82	0,92
	p				0,012	0,000	0,000	0,000
	n				15	15	15	15
Benzo(b)fluoranthren	r							
	p							
	n							
Benzo(k)fluoranthren	r							
	p							
	n							
Benzo(a)pyren	r							
	p							
	n							
Dibenz(a,h)-anthracen	r							
	p							
	n							
Benzo(g, h, i)-perylen	r							
	p							
	n							
Indeno(1,2,3)-pyren	r							
	p							
	n							
gesamt PAK	r				0,66	0,70	0,82	0,60
	p				0,007	0,004	0,000	0,018
	n				15	15	15	15

Abb. A9-4 (Teil 2): Spearman Korrelationen zwischen den PAK am Oberhang des UG1  
(nicht dargestellte Parameter bilden keine signifikanten Zusammenhänge)

		Benzo(a)anthracen	Chrysen	Benzo(b)fluoranthen	Benzo(k)fluoranthen	Benzo(a)pyren
Naphthalen	r	-0,79				
	p	0,001				
	n	15				
Acenaphthen	r	-0,58				
	p	0,023				
	n	15				
Fluoren	r					
	p					
	n					
Phenanthren	r	0,69	0,63			
	p	0,004	0,012			
	n	15	15			
Anthracen	r		0,80			
	p		0,000			
	n		15			
Fluoranthen	r		0,82			
	p		0,000			
	n		15			
Pyren	r		0,92			
	p		0,000			
	n		15			
Benzo(a)-anthracen	r		0,52	0,65	0,64	0,65
	p		0,046	0,008	0,010	0,008
	n		15	15	15	15
Chrysen	r	0,52	1,00	0,60	0,58	0,60
	p	0,046		0,019	0,023	0,019
	n	15	15	15	15	15
Benzo(b)fluoranthen	r	0,65	0,60		0,99	
	p	0,008	0,019		0,000	
	n	15	15		15	
Benzo(k)fluoranthen	r	0,64	0,58	0,99		0,99
	p	0,010	0,023	0,000		0,000
	n	15	15	15		15
Benzo(a)pyren	r	0,65	0,60		0,99	
	p	0,008	0,019		0,000	
	n	15	15		15	
Dibenz(a,h)-anthracen	r			0,63	0,73	0,63
	p			0,012	0,002	0,012
	n			15	15	15
Benzo(g, h, i)-perylene	r			0,63	0,73	0,63
	p			0,012	0,002	0,012
	n			15	15	15
Indeno(1,2,3)-pyren	r			0,63	0,73	0,63
	p			0,012	0,002	0,012
	n			15	15	15
gesamt PAK	r	0,70	0,78	0,55	0,54	0,55
	p	0,004	0,001	0,034	0,039	0,034
	n	15	15	15	15	15

Abb. A9-4 (Teil 3): Spearman Korrelationen zwischen den PAK am Oberhang des UG1  
(nicht dargestellte Parameter bilden keine signifikanten Zusammenhänge)

		Dibenz(a,h)anthracen	Benzo(g, h, i)perylen	Indeno(1,2,3)pyren	Globalstrahlung	Lufttemperatur
Naphthalen	r				-0,685	
	p				0,003	
	n				16	
Acenaphthen	r					
	p					
	n					
Fluoren	r					0,557
	p					0,020
	n					17
Phenanthren	r					
	p					
	n					
Anthracen	r					0,548
	p					0,023
	n					17
Fluoranthren	r					
	p					
	n					
Pyren	r				-0,491	0,521
	p				0,045	0,032
	n				17	17
Benzo(a)-anthracen	r					
	p					
	n					
Chrysen	r					
	p					
	n					
Benzo(b)fluoranthren	r	0,63	0,63	0,63		
	p	0,012	0,012	0,012		
	n	15	15	15		
Benzo(k)fluoranthren	r	0,73	0,73	0,73		
	p	0,002	0,002	0,002		
	n	15	15	15		
Benzo(a)pyren	r	0,63	0,63	0,63		
	p	0,012	0,012	0,012		
	n	15	15	15		
Dibenz(a,h)-anthracen	r					
	p					
	n					
Benzo(g, h, i)perylen	r					
	p					
	n					
Indeno(1,2,3)pyren	r					
	p					
	n					
gesamt PAK	r					
	p					
	n					

Abb. A9-4 (Teil 4): Spearman Korrelationen zwischen den PAK am Oberhang des UG1 (nicht dargestellte Parameter bilden keine signifikanten Zusammenhänge)

		elektrische Leitfähigkeit	O <sub>2</sub>	Na	K	Mg	Ca	NO <sub>3</sub>	o-PO <sub>4</sub>	SO <sub>4</sub>	Cu	Pb
Naphthalen	r	-0,57			-0,72		-0,60	-0,50		-0,59		-0,67
	p	0,021			0,002		0,014	0,046		0,015		0,005
	n	16			16		16	16		16		16
Acenaphthen	r											
	p											
	n											
Fluoren	r			0,55								
	p			0,026								
	n			16								
Phenanthren	r	0,50	-0,57		0,57	0,59	0,65					0,85
	p	0,050	0,020		0,020	0,016	0,007					0,000
	n	16	16		16	16	16					16
Anthracen	r	0,62		0,70	0,57		0,62			0,60		
	p	0,010		0,003	0,020		0,010			0,013		
	n	16		16	16		16			16		
Fluoranthren	r	0,60	-0,66	0,70	0,62	0,58	0,73			0,57		
	p	0,015	0,005	0,002	0,011	0,019	0,001			0,023		
	n	16	16	16	16	16	16			16		
Pyren	r		-0,59									
	p		0,016									
	n		16									
Benzo(a)-anthracen	r	0,57			0,58		0,65			0,58		0,68
	p	0,027			0,022		0,009			0,024		0,006
	n	15			15		15			15		15
Chrysen	r		-0,54				0,66					
	p		0,038				0,007					
	n		15				15					
Benzo(b)-fluoranthren	r											
	p											
	n											
Benzo(k)-fluoranthren	r											
	p											
	n											
Benzo(a)-pyren	r											
	p											
	n											
Dibenz(a,h)-anthracen	r											
	p											
	n											
Benzo(g, h, i)-perylen	r											
	p											
	n											
Indeno(1,2,3)-pyren	r											
	p											
	n											
gesamt PAK	r	0,84	-0,58	0,58	0,80	0,53	0,88			0,83	0,54	0,68
	p	0,000	0,024	0,025	0,000	0,041	0,000			0,000	0,038	0,006
	n	15	15	15	15	15	15			15	15	15

Abb. A9-5: Spearman Korrelationen zwischen den PAK am Unterhang des UG1 (nicht dargestellte PAK lagen meist unter der Nachweisgrenze)

		Naphthalen	Acenaphthen	Fluoren	Phenanthren	Anthracen	Fluoranthren	Pyren	Benzo(a)anthracen	Chrysen
Naphthalen	r				-0,71		-0,58			
	p				0,005		0,029			
	n				14		14			
Acenaphthen	r				-0,65		-0,60			
	p				0,009		0,018			
	n				15		15			
Fluoren	r						0,60	0,67		
	p						0,019	0,006		
	n						15	15		
Phenanthren	r	-0,71	-0,65				0,88	0,58		
	p	0,005	0,009				0,000	0,023		
	n	14	15				15	15		
Anthracen	r							0,56		
	p							0,029		
	n							15		
Fluoranthren	r	-0,58	-0,60	0,60	0,88			0,89		
	p	0,029	0,018	0,019	0,000			0,000		
	n	14	15	15	15			15		
Pyren	r			0,67	0,58	0,56	0,89			
	p			0,006	0,023	0,029	0,000			
	n			15	15	15	15			
Benzo(a)anthracen	r									
	p									
	n									
Chrysen	r									
	p									
	n									
gesamt PAK	r		-0,71	0,69	0,85		0,83	0,65		
	p		0,003	0,004	0,000		0,000	0,009		
	n		15	15	15		15	15		

Abb. A9-6: Spearman Korrelationen zwischen den PAK und weiteren Parametern der Bodenlösung am Unterhang des UG1 (nicht dargestellte PAK lagen meist unter der Nachweisgrenze)

		Wasser- spannung	Entnahme- menge	pH- Wert	elektrische Leitfähigkeit	O <sub>2</sub>	SSI	Eh	KH	Na	K	Mg	Ca	Cl	NO <sub>3</sub>	o-PO <sub>4</sub>	SO <sub>4</sub>	Al	Zn	Cu	Pb	Mn
Naphthalen	r										-0,57									-0,67	-0,91	
	p										0,044									0,012	0,000	
	n										13									13	13	
Acenaphthen	r			-0,65							-0,59					-0,60				-0,58	-0,62	
	p			0,012							0,027					0,024				0,030	0,019	
	n			14							14					14				14	14	
Fluoren	r		0,68				-0,71															-0,81
	p		0,005				0,004															0,015
	n		15				14															8
Phenanthren	r	0,67		0,79						0,54	0,76	0,60	0,75			0,67				0,75	0,92	
	p	0,007		0,001						0,045	0,002	0,025	0,002			0,009				0,002	0,000	
	n	15		14						14	14	14	14			14				14	14	
Anthracen	r		0,54										0,54									
	p		0,039										0,047									
	n		15										14									
Fluoranthren	r	0,58		0,72		-0,65	-0,68	-1,00			0,67		0,75			0,71				0,71	0,85	-0,71
	p	0,022		0,004		0,011	0,007	0,000			0,009		0,002			0,005				0,004	0,000	0,047
	n	15		14		14	14	4			14		14			14				14	14	8
Pyren	r					-0,62	-0,81	-1,00					0,58			0,57					0,59	-0,71
	p					0,019	0,000	0,000					0,030			0,034					0,027	0,047
	n					14	14	4					14			14					14	8
Benzo(a)anthracen	r																					
	p																					
	n																					
Chrysen	r																			0,55		
	p																			0,044		
	n																			14		
gesamt PAK	r	0,69		0,83		-0,60	-0,63				0,71	0,56	0,70		-0,68	0,76				0,63	0,78	
	p	0,005		0,000		0,023	0,016				0,005	0,035	0,005		0,008	0,002				0,017	0,001	
	n	15		14		14	14				14	14	14		14	14				14	14	

# Lebenslauf

## Persönliche Daten

Vor- und Zuname: Steffen Koch  
Geburtsdatum: 31. August 1975  
Geburtsort: Halle / Saale  
Wohnort: Schleiermacherstraße 16  
06114 Halle  
Staatsangehörigkeit: deutsch  
Familienstand: verheiratet

## Schulbildung

09/1982 - 08/1991 10. Polytechnische Oberschule in Halle-Neustadt  
09/1991 - 06/1994 Gymnasium im Bildungszentrum in Halle-Neustadt  
Abschluss: Abitur

## Wehrdienst

07/1994 - 06/1995 Grundwehrdienst in Sontra

## Studium

10/1995 - 08/2001 Geographie/Diplom-Studium (Nebenfächer: Geologie, Botanik)  
an der Martin-Luther-Universität in Halle  
Abschluss: Diplom-Geograph

## Berufstätigkeit / Wissenschaftlicher Werdegang

09/2001 - 06/2004 Wissenschaftlicher Mitarbeiter an der Martin-Luther-Universität in  
Halle am Institut für Geographie  
09/2001 - 03/2005 Promotionsstudent an der Martin-Luther-Universität in Halle,  
Fachgebiet Geographie  
seit 04/2005 Angestellter der Kreisverwaltung Merseburg-Querfurt /  
Umweltamt

---

Steffen Koch

Halle, den 30. September 2005

## **Eidesstattliche Erklärung über selbständige Anfertigung der Arbeit**

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.

---

Steffen Koch

Halle, den 30. September 2005