



UFZ-Bericht

UFZ-Bericht • UFZ-Bericht • UFZ-Bericht • UFZ-Bericht

UFZ-UMWELTFORSCHUNGSZENTRUM LEIPZIG-HALLE GMBH

Nr. 11/2000

Dissertation

**Dreidimensionale Grundwasser-
strömungs- und Schadstofftransport-
modellierung im Umkreis des
phenolverseuchten Tagebaurestloches
Vollert-Süd, Sachsen-Anhalt**

Bernd Eccarius

ISSN 0948-9452

**DREIDIMENSIONALE GRUNDWASSERSTRÖMUNGS- UND
SCHADSTOFFTRANSPORTMODELLIERUNG IM UMKREIS DES
PHENOLVERSEUCHTEN TAGEBAURESTLOCHES VOLLERT-SÜD, SACHSEN-
ANHALT**

Vom Fachbereich Geowissenschaften
der Technischen Universität Darmstadt
genehmigte

Dissertation

zur Erlangung des akademischen Grades

doctor rerum naturalium (Dr. rer. nat.)

vorgelegt von

Bernd Eccarius
Diplom-Geologe
geboren am 17.2.69 in Düsseldorf

Gutachter:

Prof. Dr. G. Ebhardt, Technische Universität Darmstadt
Prof. Dr. W. Gläßer, Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Prof. Dr. H. Molek, Technische Universität Darmstadt

Darmstadt, den 2.2.2000
D 17

Archiv

UFZ-Umweltforschungszentrum
Leipzig-Halle GmbH
Zentralbibliothek
Permoserstraße 15
04318 Leipzig

00-0938

INHALTSVERZEICHNIS

1	Einleitung	1
1.1	Problemstellung	2
1.2	Zielsetzung	2
2	Grundlagen	3
2.1	Untersuchungsgebiet	3
2.1.1	Lage	3
2.1.2	Geologie	4
2.1.2.1	Prätertiär	4
2.1.2.2	Tertiär	6
2.1.2.3	Quartär	7
2.1.3	Hydrogeologie	9
2.1.3.1	Grundwasserstockwerk 1 (Quartär)	10
2.1.3.2	Grundwasserstockwerk 2 (Tertiär)	10
2.1.3.3	Grundwasserstockwerk 4 (Mariner Zechstein)	11
2.1.4	Grundwassernutzung/Wasserversorgung	11
2.1.5	Hydrologie	12
2.1.6	Klima	13
2.1.7	Grundwasserneubildung	14
2.1.8	Historie des Standortes Deuben	14
2.1.8.1	Altbergbau	14
2.1.8.2	Oberflächenentsorgung von Schwelwasser	16
2.1.8.3	Tiefenversenkung von Schwelwasser	17
2.1.9	Recherche	18
2.2	Phenol	19
2.2.1	Physikochemische Eigenschaften	19
2.2.2	Vorkommen	19
2.2.3	Umweltgefährdung	20
2.2.4	Richt- und Grenzwerte	20
2.2.5	Abbauverhalten	21
3	Material und Methodik	22
3.1	Meßstellen	22
3.1.1	Grundwasser	22
3.1.1.1	Ausbau eigener Meßstellen	22
3.1.1.2	Vermessung	22
3.1.1.3	Tiefensondierung	24
3.1.2	Seewasser	24
3.1.2.1	Meßlatten	24
3.1.2.2	Kerngewinnung im Vollert-Nord	24
3.2	Sediment	25
3.2.1	Korngrößen und Durchlässigkeit	25
3.2.1.1	Korngrößenanalyse	25
3.2.1.2	Durchflußmeßzellenversuch	26
3.2.2	Kohlenstoff-, Schwefel- und Stickstoffgehalte	27
3.2.3	Sorption	27
3.2.3.1	Proben	27
3.2.3.2	Analytik	28
3.2.3.3	Versuchsdurchführung	28
3.2.3.4	Sorptionsisothermen	29

3.2.3.5 K _{OC} -Konzept	29
3.3 Hydraulik	30
3.3.1 Wasserstandsmessung	30
3.3.2 Pumpversuch	30
3.3.3 Slug Test	31
3.3.4 Seepage Meter	31
3.4 Hydrochemie	32
3.4.1 Probenahme	33
3.4.2 Chemische Analytik	33
3.4.2.1 Feldparameter	33
3.4.2.2 Anorganik	33
3.4.2.3 Organik	33
3.4.2.4 Isotope	34
3.4.2.5 Gelöste Gase	35
3.5 Hydroakustik	35
3.5.1 Echolot	35
3.5.2 Boomer	35
3.6 Geographisches Informationssystem (GIS)	36
3.6.1 Luftbilder	36
3.6.2 Karten	37
3.7 Grundlagen der Grundwassermodellierung	38
3.7.1 Modellwahl	38
3.7.2 Grundgleichungen	38
3.7.2.1 Grundwasserströmung	39
3.7.2.2 Stofftransport	40
3.7.3 Anfangs- und Randbedingungen	41
3.7.4 Stabilitätskriterien	42
3.7.5 Regionalisierungsverfahren	44
4 Ergebnisse	45
4.1 Sediment	45
4.1.1 Durchlässigkeiten aus Korngrößenanalysen	45
4.1.2 Durchlässigkeiten aus Durchflußmeßzellenversuchen	46
4.1.3 Kohlenstoff-, Schwefel- und Stickstoffgehalte	47
4.1.4 Sorptionseigenschaften	48
4.1.5 Zusammenfassung	51
4.2 Hydraulik	52
4.2.1 Grundwasser	52
4.2.1.1 Grundwasserdynamik	54
4.2.1.2 Pumpversuch	58
4.2.1.3 Slug Test	59
4.2.2 Seewasser	60
4.2.2.1 Seepage Meter	60
4.2.2.2 Seewasserdynamik	61
4.2.3 Zusammenfassung	61
4.3 Hydrochemie	62
4.3.1 Sanierungskonzept für den Restsee Vollert-Süd	62
4.3.2 Physikochemische Parameter	63
4.3.3 Anorganik	65
4.3.4 Organik	69
4.3.5 Isotope	71

4.3.5.1	Stabile Isotope des Wassers	71
4.3.5.2	Stickstoffisotope	72
4.3.5.3	Radioaktive Isotope	75
4.3.6	Gelöste Gase	78
4.3.7	Zusammenfassung	80
4.4	Hydroakustik	82
4.4.1	Bathymetrie	82
4.4.2	Sedimentverteilung im Restsee Vollert-Süd	83
4.5	Digitales Geländemodell	84
5	Modellierung der Grundwasserströmung mit Stofftransport	85
5.1	Modellgeometrie	85
5.2	Grundwasserströmungsmodell	88
5.2.1	Anfangsbedingungen	88
5.2.2	Randbedingungen	89
5.2.3	Materialparameter	89
5.2.4	Kalibrierung des Strömungsmodells	92
5.2.5	Wasserbilanz	94
5.3	Schadstofftransportmodell	96
5.3.1	Anfangsbedingungen	96
5.3.2	Randbedingungen	96
5.3.3	Transportparameter	96
5.3.4	Kalibrierung des Transportmodells	97
5.3.5	Modelldurchläufe mit Phenol	100
5.3.5.1	Fall 1 (Verdünnung durch Dispersion)	100
5.3.5.2	Fall 2 (Verdünnung + Sorption)	101
5.3.5.3	Fall 3 (Verdünnung + Abbau)	103
5.3.5.4	Fall 4 (Verdünnung + Sorption + Abbau)	105
5.4	Prognosemodell	105
5.5	Zusammenfassung und Diskussion	107
6	Gesamtzusammenfassung	109
7	Literatur	111
7.1	Veröffentlichungen	111
7.2	Unveröffentlichte Unterlagen	126

ANHANG

- A Bohrprofile
- B Grundwasserstände
- C Beschaffenheit des Grundwassers (Feldparameter)
- D Beschaffenheit des Grundwassers (Anorganik)
- E Isotope im Grundwasser

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

2-1: Geographische Lage des Arbeitsgebietes	3
2-2: Normalprofil im Untersuchungsgebiet	5
2-3: Schematischer hydrogeologischer Schnitt	9
2-4: Gewässernetz im weiteren Untersuchungsraum	12
2-5: Jahresgang von Niederschlag und Temperatur der Station Weißenfels	13
2-6: Pfeilerbruchbaugebiet vor der Einebnung	15
2-7: Seewasser des Vollert-Süd	16
2-8: Strukturformel von Phenol	19
3-1: Leitfähigkeitsprofil in intakter und defekter Meßstelle	24
3-2: Schematischer Versuchsaufbau eines Durchflußmeßzellenversuches	26
3-3: Sorptionsisothermen von Henry und Freundlich	29
3-4: Schematische Skizze des Pumpversuches	30
3-5: Aufbau des Seepage Meter	32
3-6: Luftbildsatz von 1994	36
3-7: Luftbild von 1953	37
4-1: Durchflußmeßzellenversuch mit Braunkohle	46
4-2: Sorptionskinetik verschiedener Konzentrationen der flüssigen Phase	48
4-3: Darstellung der Freundlich-Isothermen	49
4-4: Doppelt logarithmische Darstellung der Freundlich-Isothermen	49
4-5: Vergleich des K_d der Batch-Versuche mit empirischen Daten	50
4-6: Hydroisohypsenplan des quartären Grundwasserleiters 1.8	52
4-7: Hydroisohypsenplan des tertiären Grundwasserleiters 5.2	53
4-8: Vergleich zwischen Niederschlag und GWL 1.8 für die hydrologischen Jahre 1997 und 1998	54
4-9: Vergleich der See- und Grundwasserganglinien	55
4-10: Vergleich der Grundwasserstände verschiedener Grundwasserleiter	56
4-11: Wasserstandsganglinie im GWL 5.2 gegen den Luftdruck und Darstellung der barometrischen Effizienz	57
4-12: Langfristige Beziehung zwischen Luftdruck und Grundwasserstand im GWL 1.8	57
4-13: Pumpversuch mit Wiederanstieg im GWL 5.2	58
4-14: Zeitlich nicht konstanter Füllvorgang in Meßstelle UFZ 5a/97	60
4-15: Entwicklung des Seewasserspiegels im Vollert-Süd	61
4-16: Tiefenprofil der Feldparameter des Vollert-Süd nach der Sanierung	63
4-17: Tiefenprofil der Feldparameter des Vollert-Nord	64
4-18: Verlauf der Chlorid-Konzentrationen in Meßstellen des GWL 5.2	67
4-19: Piper-Diagramm der Grund- und Seewässer	68
4-20: Vergleich der Wasserstoff- und Sauerstoffisotope im Seewasser	71
4-21: $\delta^2\text{H}/\delta^{18}\text{O}$ -Vergleich zwischen See- und Grundwasser	72
4-22: Vergleich der Ammonium- und $\delta^{15}\text{N}$ -Werte im Seewasser	73
4-23: Konzentrationsverteilung des Ammoniums und mittlerer $\delta^{15}\text{N}$ -Werte	74
4-24: Konzentrationsverteilung des Nitrates und mittlerer $\delta^{15}\text{N}$ -Werte	75
4-25: Verteilung des Tritiums im GWL 5.2	76
4-26: Problem der zeitlichen Zuordnung eines Tritiumwertes	77
4-27: Phenol/Methan-Plot (Mittelwerte) der Grundwässer	79
4-28: Bathymetrische Karten der Restseen Vollert-Nord und Vollert-Süd	82
4-29: Reflexionsseismischer Schnitt durch den Vollert-Süd	83
4-30: Grau geschummertes, digitales Geländemodell	84

5-1: Aufbau des 2D-Modells in Einzelschritten	86
5-2: 3D-Blockbild des Modellgebietes	87
5-3: Anfangsverteilung der hydraulischen Höhen im GWL 5.2	88
5-4: Verteilung der regionalisierten k_r -Werte im GWL 5.2	91
5-5: Vergleich zwischen gemessenen und simulierten Grundwasserständen vor und nach Kalibrierung	93
5-6: Wasserbilanz der Grundwasserleiter, der Seen und des Modellgebietes	95
5-7: Durchbruchskurven im UFZ 2/96 in Abhängigkeit der Dispersivität	98
5-8: Vergleich zwischen gemessenen und simulierten Chloridkonzentrationen für verschiedene longitudinale Dispersivitäten	98
5-9: 3D-Isosurface für 100 mg/l Chlorid nach 30 Jahren	99
5-10: Modellierte Phenolfahne im GWL 5.2 nach 47 Jahren	100
5-11: Vergleich der Henry- und Freundlich-Isothermen und Auswirkungen auf den Retardationskoeffizienten	101
5-12: Modellierte Phenolfahnen im GWL 5.2 bei verschiedenen Henry-Koeffizienten	102
5-13: Phenolverteilung im GWL 5.2 bei mikrobiologischem Abbau	104
5-14: Einzugsgebiet des Wasserwerkes Deuben, Stromlinien aus dem Vollert-Süd und hinterlegte Hydroisohypsen im GWL 5.2	106

TABELLENVERZEICHNIS

2-1: Zusammensetzung des Schwelwassers aus Deuben	17
2-2: Richt- und Grenzwert für Phenol in $\mu\text{g/l}$	20
3-1: Position und Ausbau der Meßstellen	23
3-2: Übersicht der Beutelproben für die Korngrößenanalyse	25
3-3: Übersicht der Linerproben für die Durchflußmeßzellenversuche	26
3-4: Übersicht der Sedimentproben für die Sorptionsversuche	27
3-5: Übersicht der Meßstellen mit durchgeführten Slug Tests	31
4-1: Vergleich der k_r -Werte nach HAZEN und BEYER	45
4-2: Gesamtmittelwerte der k_r -Werte für die Grundwassergeringleiter	46
4-3: Ergebnisse der CNS-Analyse	47
4-4: Sorptionsparameter der Vergleichsproben	50
4-5: Sorptionsparameter der Materialproben aus Deuben	51
4-6: Durchlässigkeitsbeiwerte aus Pumpversuch und Wiederanstieg	59
4-7: Anorganische Meßwerte des Vollert-Süd vor der Sanierung [mg/l]	65
4-8: Anorganische Meßwerte des Vollert-Süd nach der Sanierung [mg/l]	65
4-9: Anorganische Meßwerte des Vollert-Nord [mg/l]	66
4-10: Organische Parameter des Vollert-Süd vor der Sanierung [mg/l]	69
4-11: Übersicht der organischen Meßwerte im Grundwasser	70
4-12: Zusammenstellung der Gasanalysen aus dem Grundwasser	80
5-1: Hydraulische Parameter des GWL 1.8	90
5-2: Hydraulische Parameter des GWL 5.2	91

ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

a	[-]	empirische Konstante
AOX		adsorbierbare organische Halogenide
b	[-]	empirische Konstante
B	[%]	barometrische Effizienz
C _{org}	[%]	Gehalt an organischem Kohlenstoff
C _s	[mg/kg]	Konzentration sorbiert an der festen Phase
C _w	[mg/l]	Konzentration im Wasser
Cr	[-]	Courant-Zahl
d	[‰]	Deuterium-Exzeß
D	[m]	Dispersivität
D _{Diff}	[m ² /s]	Diffusionskoeffizient
DOC	[mg/l]	gelöster organischer Kohlenstoff
Eh	[mV]	Redoxpotential
EL		evaporation line
FDL		Feld-Data-Logger
Fo	[-]	Neumann-Zahl
FOK	[m]	Filteroberkante
FUK	[m]	Filterunterkante
g	[m/s ²]	Erdbeschleunigung
GMWL		global meteoric water line
GWL		Grundwasserleiter
h	[m]	hydraulische Höhe
HüNN	[m]	Höhe über Normalnull
HW	[m]	Hochwert
i, j		Indizes für Ausrichtung der Raumkoordinaten x, y und z
IC	[%]	anorganischer Kohlenstoff
k	[m ²]	Permeabilität
K	[m/s]	hydraulische Durchlässigkeit
K _d	[-]	Verteilungskoeffizient (lineare Sorption)
k _f	[m/s]	Durchlässigkeitsbeiwert
K _F	[-]	Freundlich-Koeffizient
K _{oc}	[-]	Verteilungskoeffizient bezogen auf organischen Kohlenstoff
K _{ow}	[-]	Verteilungskoeffizient (Oktanol – Wasser)
k.A.		keine Angabe
Lf	[mS/cm]	Leitfähigkeit
müNN		Meter über Normalnull
n _e	[-]	speichernutzbare Porosität
n _F	[-]	Freundlich-Exponent
n.b.		nicht bestimmt
n.n.		nicht nachweisbar
NPOC	[%]	nicht ausblasbarer organischer Kohlenstoff
p	[kg/m*s ²]	Druck
P _g	[-]	Gitter-Peclet-Zahl
PT		Prätertiär
q	[m/s]	spezifischer Durchfluß
Q	[s ⁻¹]	Quellen-/Senkenterm

Quart.		Quartär
R	[-]	Retardationskoeffizient
ROK	[m]	Rohroberkante
RüNN	[m]	Rohr über Normalnull
RW	[m]	Rechtswert
S	[-]	Steigung einer Geraden
S ₀	[m ⁻¹]	spezifischer Speicherkoeffizient
T	[°C]	Temperatur
TC	[%]	Gesamtkohlenstoff
TU		Tritium Unit
v	[m/s]	Geschwindigkeit
VOL		Volumenstromaufnehmer

Γ		Rand eines Gebietes
Δl	[m]	charakteristischen Elementlänge
Δt	[s]	Zeitschritt
ε	[-]	Porosität
ϑ	[s ⁻¹]	Zerfallskonstante
μ	[kg/m*s ²]	Viskosität
ρ	[kg/m ³]	Dichte des Wassers
Φ	[m/s]	Transferkoeffizient
τ _½	[s ⁻¹]	Halbwertszeit
Ω		dreidimensionales Gebiet

Die vorliegende Arbeit entstand zwischen August 1996 und August 1999 an der Technischen Universität Darmstadt, Fachbereich Geowissenschaften und Geographie, AG Hydrogeologie, unter Betreuung von Herrn Prof. Dr. G. Ehardt in Zusammenarbeit mit dem Leiter der Sektion Hydrogeologie, Prof. Dr. W. Gläßer, vom Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Halle.

Sie wurde im Rahmen des Fremd F&E-Programmes "Hydrogeologische Untersuchung der Ausbreitung von Schwelerei-Abwässern im Umfeld des Tagebau-Restlochs Vollert-Süd, Landkreis Hohenmölsen" vom Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH gefördert (Förderkennz. UFZ-14/96).

DANKSAGUNG

Mein besonderer Dank gilt Herrn Prof. Dr. G. Ehardt und Herrn Dr. P. Vrbka vom Fachbereich Geowissenschaften der Technischen Universität Darmstadt sowie Herrn Prof. Dr. W. Gläßer von der Sektion Hydrogeologie des Umweltforschungszentrums Leipzig-Halle GmbH für die Initiierung des Projektes, die Unterstützung sowie die fachliche Betreuung und Begutachtung dieser Arbeit.

Außerdem bedanke ich mich bei Herrn Dr. habil. G. Christoph von der Sektion Hydrogeologie, UFZ Halle, für die Einführung in die Modellierung und die außerordentlich aufschlußreichen Diskussionen.

Für die Unterstützung in Fragen der Isotopenhydrologie möchte ich mich bei den Herren Dr. G. Strauch, Dr. R. Trettin und Herrn Dipl.-Chem. P. Kowski von der Sektion Hydrogeologie, UFZ Halle bedanken.

Ein tieferes Verständnis für Sorptionsprozesse gewann ich dank der informativen Hinweise von Herrn Dr. T. Schiedek von der TU Darmstadt.

Weiterer Dank gebührt Herrn C. Bergmann und seinen Mitarbeitern von der Mitteldeutschen Braunkohle AG für die unkomplizierte Bereitstellung von zahlreichen wertvollen Informationen über mein Untersuchungsgebiet.

Die Echolotmessungen auf dem Vollert-Nord konnte ich nur dank der Unterstützung von Herrn Dipl.-Bio.-Ing. B. Kuehn und Herrn K. Rahn von der Sektion Gewässerforschung, UFZ Magdeburg durchführen.

Herrn Dr. R. Russow von der Sektion Bodenforschung, UFZ Halle, danke ich für die Gasanalysen an meinen Wässern und Herrn Prof. Dr. H. Loosli von der Universität Bern für die Messung der Krypton-Isotope.

Für die gute Zusammenarbeit mit der Sektion Sanierungsforschung, UFZ Leipzig, bedanke ich mich bei Herrn Prof. Dr. U. Stottmeister und Frau Dipl.-Ing. E. Weißbrodt.

Ebenfalls bedanke ich mich bei meinen beiden Diplomandinnen Frau Dipl.-Geol. A. Helbling und Frau Dipl.-Geol. S. Bluhm-Janßen von der TU Darmstadt für ihre hilfreiche Zuarbeit zu meiner Dissertation.

Viele Impulse und tatkräftige Unterstützung erhielt ich durch Prof. Dr. C. Kennedy von der University of Toronto.

Dank auch allen ungenannten Helfern.

Mein ganz besonderer Dank gilt meiner Verlobten Agnes Mißfelder, der ich diese Arbeit widme.

1 Einleitung

Im Weißelsterbecken als Teil des Mitteldeutschen Raumes südlich von Leipzig wird seit Mitte des 17. Jahrhunderts Braunkohle gefördert (GLÄßER 1995). Dieser Rohstoff hat für die industrielle Entwicklung eine große Rolle gespielt und ist auch heute noch ein wichtiger Energieträger. Anfänglich wurde die Braunkohle zur Alaungewinnung genutzt und im Tiefbau gefördert. Seit Mitte der 20er Jahre des 20. Jahrhunderts ermöglichte die Förderung in Tagebauen eine erheblich größere Ausbeute. Es entwickelte sich eine florierende Braunkohlenindustrie (Brikettfabriken, karbochemische Produktionsanlagen, Kraftwerke) mit allen damit zusammenhängenden Problemen für Umwelt und Bevölkerung. Die leistungsfähige Landwirtschaft auf hochwertigen Böden verlor große Flächen, Menschen wurden umgesiedelt, Luft, Boden und Wasser großräumig verschmutzt.

Im Gefolge der Devastierung der Landschaft bestehen auch heute noch schwerwiegende Probleme. In Zukunft werden in dem ca. 700 km² großen Weißelsterbecken mehr als 230 km² von Bergbauflächen in Anspruch genommen (UFZ 1996). Außerdem werden Seeflächen von insgesamt 70 km² entstehen (HILDMANN 1993). Das auskohlungsbedingte Massendefizit umfaßt etwa 3 km³. Die natürliche Stratigraphie wurde nachhaltig verändert, teilweise zerstört und durch anthropogene Kippenlandschaften bzw. Wasserkörper ersetzt.

Die technologiebedingte Wasserhaltung in Brunnenriegeln schuf großräumige Absenkungstrichter, die sich teilweise überschneiden. Das regionale Fließverhalten wurde verändert, die Grundwasserneubildung beeinflußt und tieferliegende Grundwasserleiter im Abflußverhalten gestört, zudem mit Oberflächenwässern kontaminiert (GLÄßER 1995a). Nach LMBV (1997) besteht für das gesamte Mitteldeutschland ein Wasserdefizit von 5,7 Mrd. m³.

Im Zuge der Wiedervereinigung nach 1989 wurden viele unrentable Tagebaue geschlossen. In Zukunft werden nur noch die beiden Großtagebaue Profen und Vereinigtes Schleenhain bis ca. 2040 betrieben (BERKNER 1997). Die Landschaft soll unter Beachtung wasserwirtschaftlich-ökologischer Forderungen wieder nutzbar gemacht, die Restlöcher sollen geflutet werden und als Erholungsgebiet dienen (DVWK 1999).

Die teilweise Einstellung des Bergbaus und der Wasserhaltung birgt jedoch auch Gefahren in sich. Die vereinzelt übersteil zurückgebliebenen Böschungen müssen abgesichert werden. Der Mangel an Kippmassen führt durch die notwendige Abflachung zu größeren Restlöchern als vorgesehen. Die Versauerung der Kippengrundwässer infolge von Belüftung und der damit zusammenhängenden Oxidation des Pyrits kann zu schwefelsauren Tagebaurestseen führen (LMBV 1995), die mit pH-Werten von unter drei nicht zu nutzen sind. Auch der Zustrom von tieferliegenden salinaren Grundwässern aus dem Zechstein (Restloch Merseburg-Ost) mit einer Versalzung des Restsees ist zu beachten (HEIDENREICH et al. 1999).

Ein weiteres Problem ist die nachträgliche Nutzung der Restlöcher als Mülldeponie (Deponie Halle-Lochau, ROSENKRANZ 1999), Spüldeponie (Restloch Großkayna, BMBF 1997), Abwasserbecken der Insektizidproduktion (Restloch Antonie, LAMPE et al. 1995) oder Absetzbecken für Schwelereiabwässer (Vollert-Süd). Diese Altlasten sind eine große Gefahr für die Umwelt und insbesondere für das Grundwasser. Die Sanierung derartig großer und hochgradig verseuchter Areale stellt die Wissenschaft vor besondere Herausforderungen. Mit der vorliegenden Arbeit soll hierzu ein Beitrag geleistet werden.

1.1 Problemstellung

Seit über 100 Jahren wurde die Landschaft im Mitteldeutschen Braunkohlenrevier durch bergbauliche Tätigkeit nachhaltig verändert. Schadstoffe aus Bergbau und Industrie wurden behandelt oder unbehandelt in stillgelegten Tagebauen deponiert oder in Flüsse bzw. in den tieferen Untergrund eingeleitet. Eine wichtige Komponente des Schadstoffspektrums sind hochgradig mit Phenolen und Ammonium belastete Abwässer der Braunkohleverschwelung.

Im Untersuchungsgebiet im südlichen Teil des Weißelsterbeckens wurde seit Ende des letzten Jahrhunderts Braunkohle im Pfeilerbruchbau unter Tage abgebaut. Danach wurde bis 1944 Braunkohle aus einzelnen Tagebauen gefördert, die teils mit Abraum verfüllt wurden, teils heute als Restseen bestehen. In den Restsee Vollert-Süd wurden von 1952 bis 1968 Pyrolysewässer aus einer nahegelegenen Schwelerei unkontrolliert eingeleitet. Im Grundwasserabstrom des Sees wurden in mehreren quartären und tertiären Grundwasserleitern Phenole in stark erhöhter Konzentration nachgewiesen. In einem für die Trinkwassergewinnung genutzten Grundwasserleiter konnten Phenolkonzentrationen bis 1 mg/l und Ammoniumgehalte bis 15 mg/l detektiert werden, die in Größenordnungen über den Trinkwasser-Grenzwerten liegen. Es besteht die Gefahr, daß die naheliegende Trinkwasserhebung kontaminiert wird. Desweiteren wird die Hydrochemie möglicherweise durch den Aufstieg von im Zechstein in großen Mengen verpressten, hochkontaminierten Schwelereiabwässern negativ beeinflusst.

1.2 Zielsetzung

Im Rahmen einer Kooperation zwischen dem Fachbereich Geowissenschaften und Geographie der Technischen Universität Darmstadt und dem Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle (UFZ) wurden im hydrogeologischen Umfeld des Vollert-Süd potentielle Transportwege der organischen Schadstoffe aus dem See in die Grundwasserleiter beispielhaft untersucht.

Anhand von Bohrprofilen, Bergbaurissen und -karten sowie durch die Auswertung von Luftbildern und hydroakustischen Profilen wurde ein digitales Geländemodell mit einem Geographischen Informationssystem erstellt. Hieraus wurde mit dem Programm FEFLOW ein dreidimensionales Grundwasserströmungsmodell mit Schadstofftransport aufgebaut. Die für das Modell notwendigen Parameter wurden aus im Projektzeitraum durchgeführten Feldversuchen (Slug-Test, Pumpversuch, Seepage-Meter, Wasserstandsmessung) und Labormethoden (Korngrößenanalyse, Durchflußmeßzellen- und Sorptionsversuch) sowie Literaturdaten gewonnen. Außerdem wurden die hydrochemischen und isotopischen Eigenschaften des Grund- und Seewassers beschrieben.

Mit Hilfe des 3D-Modells soll der aktuelle hydrogeologische Kenntnisstand umgesetzt und erläutert werden. Prognosen über den Verbleib, Transport oder Abbau der Phenole können erstellt werden. Zudem kann die zukünftige Entwicklung der Grundwasserqualität simuliert werden, um eine Gefährdung von Trinkwasserbrunnen abzuschätzen.

Damit sollen Grundlagen für die Beurteilung der Notwendigkeit und die Möglichkeit einer Grundwassersanierung gelegt werden. Das Projekt soll Modellcharakter für das methodische Vorgehen in analogen Schadensfällen haben.

2 Grundlagen

2.1 Untersuchungsgebiet

2.1.1 Lage

Das Untersuchungsgebiet liegt in Sachsen-Anhalt am SW-Rand des Weiße Elsterbeckens im südwestlichen Teil der Leipziger Tieflandsbucht und lässt sich der pleistozänen Hochfläche von Hohenmölsen zuordnen. Das ca. 4 km² große Gebiet erstreckt sich von der B 91 bzw. der DB-Strecke zwischen Weißenfels und Zeitz im Landkreis Hohenmölsen nach Süden bis zur Verbindungsstraße zwischen Trebnitz und Trebnitz-Siedlung (Abbildung 2-1). Am Rande des Arbeitsgebietes liegen die Ortschaften Deuben im Nordosten, Trebnitz im Süden und Trebnitz-Siedlung im Südwesten. Morphologisch handelt es sich um ein flachwelliges Gelände mit maximalen natürlichen Höhenunterschieden von 25 m zwischen 205 m und 180 m üNN.

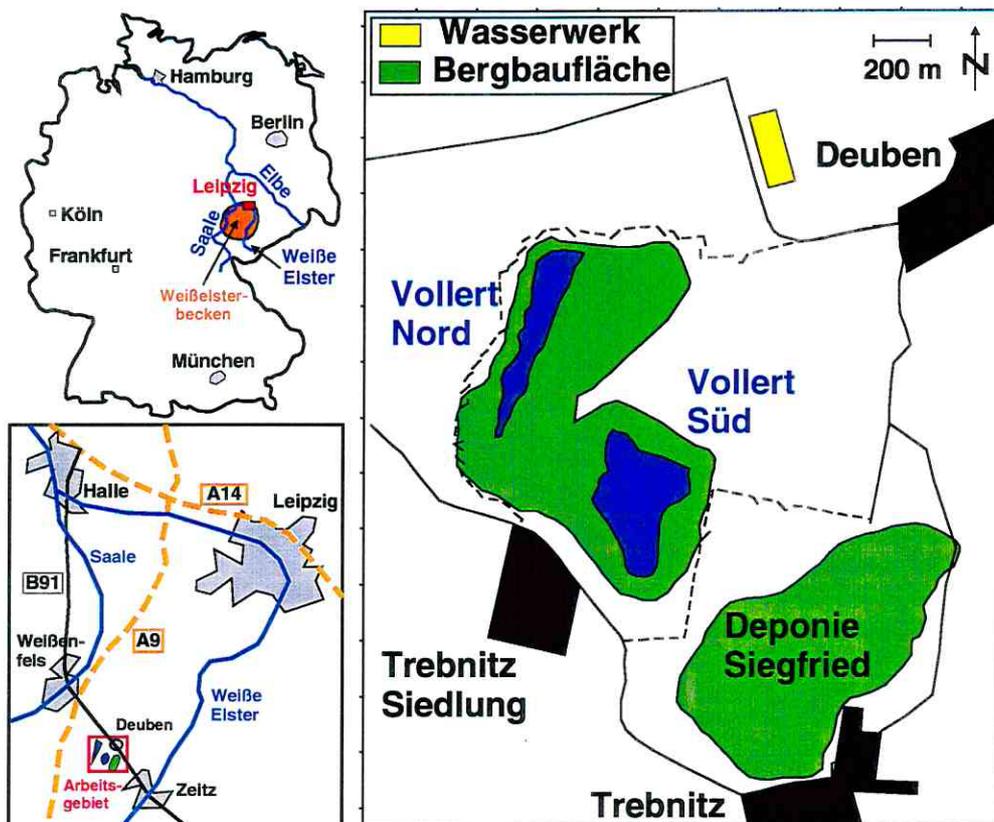


Abbildung 2-1: Geographische Lage des Arbeitsgebietes

Innerhalb der von intensiver Landwirtschaft genutzten Flächen befinden sich die dem ehemaligen Braunkohleabbau Vollert zugehörigen Tagebaurestseen Vollert-Nord und Vollert-Süd, sowie das zur Zeit von der Mitteldeutschen Umwelt- und Entsorgung GmbH als Deponie genutzte Tagebaurestloch Siegfried.

Das Wasser des Vollert-Nord setzt sich aus Niederschlag und aufsteigendem Grundwasser nach Einstellung des Bergbaus zusammen. Der Vollert-Süd wurde zusätzlich mit stark kontaminiertem Schwelereiabwasser aus den vormaligen Brikettfabriken von Deuben gefüllt.

Beide Seen sind mit einem etwa 100 m breiten Saum aus Mischwald umgeben, der die teilweise mit bis zu 90° Neigung steil zu den Seen hin abfallenden Hänge des Abbaurandes sichert. An der östlichen Flanke des Vollert-Nord geht der See in ein bewaldetes, mit Abraum aufgefülltes, flaches Areal über. Eine Halde zwischen den beiden Seen ist ebenfalls bewaldet. Südlich der Halde verläuft eine Überlaufrinne des Vollert-Nord zum Vollert-Süd, die jedoch schon seit einigen Jahren überwuchert und trockengefallen ist. Die natürliche Vegetation setzt sich aus Eichen – Linden - Hainbuchenwald zusammen (Hydrographisches Kartenwerk 1966).

Im östlichen Bereich des Arbeitsgebietes befindet sich das frühere Tagebaurestloch Siegfried mit einer Fläche von ca. 40 ha. Es ist in NE-SW-Richtung mit 1100 m mehr als doppelt so lang wie breit. Der bis Ende der 80er Jahre vorhandene flache Tagebaurestsee aus aufgehendem Grundwasser wurde zunächst als Badesee genutzt, dann durch die Einleitung von Briketttrübe und Kraftwerksasche der Deubener Industrieanlagen zu einer Spülkippe umfunktioniert. Zur Zeit werden Hausmüll, Bauschutt, Filterasche und Verpackungsmaterial deponiert.

2.1.2 Geologie

Die Stratigraphie des Arbeitsgebietes ist dem Normalprofil in Abbildung 2-2 zu entnehmen.

2.1.2.1 Prätertiär

Die Ablagerungen des marinen Zechsteins werden in die drei Folgen Werra, Staßfurt und Leine unterteilt (WAGENBRETH 1958). Die mittlere Gesamtmächtigkeit beträgt 86 m.

Die Werrafolge Z1 beginnt im Liegenden mit einem Transgressionskonglomerat. In ihm finden sich karbonische Grauwacken sowie Ton- und Sandsteine. Auf dem Konglomerat liegen Schiefertone des Kupferschiefers auf, der teilweise auch als dunkelgrauer Kalkstein ausgebildet ist. Daran anschließend folgen Kalksteine des Werrakarbonates, die im Zuge einer progressiven Evaporation in Dolomite übergehen (MÜHLMANN 1981), die massig bis dickbankig sowie porös bis kavernös ausgebildet sind. Im Hangenden folgt der fein- bis mittelkörnige Werraanhydrit, der eine porphyrische, z.T. dolomitisch gebänderte Struktur aufweist und subrosiv mächtigkeitsreduziert ist (DREIZLER 1962). Die Absenkungsbeträge tertiärer Sedimente in Kesselbereichen geben einen Hinweis auf seine Primärmächtigkeit von bis zu 70 m. Vorkommen von linsenförmigen Werrasteinsalzen, die an Spezialbecken des Zechsteinmeeres gebunden sind, fehlen (RICHTER 1942).

Die Staßfurtfolge Z2 beginnt mit einem grauen Basalton. Die folgenden Anhydrite und -dolomite sind stark subrodiert, wodurch sich in Folge der Absenkung eine Auslaugungsbrekzie mit Residualbildungen entwickelte. Größere Mächtigkeiten, wie z.B. 24 m in der Bohrung Zeitz/Weißenfels bei Hohenmölsen, dürften im Untersuchungsgebiet nicht auftreten. Auflagern folgen die vereinzelt karbonatigen Unteren Letten, die als graue, grüne und rötliche Ton- und Schluffsteine von dünnblättrigem Gefüge mit gelegentlichen Einschaltungen von brekziösen Tonsteinen ausgebildet sind (GFE 1991).

SYSTEM	SERIE	STUFE	PROFIL	STRATIGRAPHIE	GWL
QUARTÄR	PLEISTOZÄN	Holozän		Auelehm	
		Weichsel-Gl.		Löß-Fließerde Komplex	
		Saale-Glazial		Nachschüttbildungen Schmelzwassersande	1.3 1.4
				Geschiebemergel (Zeitzer Phase) Hauptterrassenschotter	1.5
		Elster-Glazial		Rinnenbildungen Geschiebemergel (Markranstädter Phase) Schmelzwassersande	1.7
				Geschiebemergel (Zwickauer Phase) Dehlitz-Leipziger Bänderton Frühelsterkiese	1.8
TERTIÄR	OLIG. UNT.	Böhleiner Schichten		Brauner Deckton Böhleiner Oberflöz 4.0 Haselbacher Liegendton	?
		Bornaer Folge C		Jüngere Zeitzer Flußsande Deckton	?
	EOZÄN OBERES	Bornaer Folge B		Bornaer Hauptflöz 2.3 Luckenauer Ton Ältere Zeitzer Flußsande	5.2
		Bornaer Folge A		Liegend- und Deckton mit Flöz 1(?) Sand, Kiese	6.1
	BTSDST. UNTERER	Calvörde Folge		Kaolinitische Zersatzzone Ton-/Schluffsteine	
		Bröckelschiefer-Folge		Einsturzgebirge	
PERM	ZECHSTEIN	Leine-Folge		Obere Letten Plattendolomit Basalton	PT
		Staufurt-Folge		Untere Letten Auslaugungsbrekzie Basalton	
		Werra-Folge		Werraanhydrit	
				Werrakarbonat Kupferschiefer Zechsteinkonglomerat	PT

Abbildung 2-2: Normalprofil im Untersuchungsgebiet

Die Leinefolge Z3 beginnt mit einem flaserigen Basalton (TONNDORF 1965), über dem der graue, plattige bis bankige und dolomitische bis kalkige Plattendolomit abgelagert wurde. Die Verbreitung des stark geklüfteten und zur Ausbildung von Karstphänomenen neigenden Plattendolomits ist flächenhaft. Seine Eigenschaften als bedeutender Kluftgrundwasserleiter wurden zur Einleitung und Verpressung von Schwelwasser genutzt. Es folgen die rotbraunen kalkigen Ton- und Schluffsteine mit geringmächtigen Anhydrit- und Kalksteinlagen der Oberen Letten, die in der Mächtigkeit stark schwanken (HECHT 1980). In einigen Bohrungen in

Deuben sind bis zu 22 m erbohrt worden. Nachfolgend tritt an der Zechstein-oberkante in subrosiv bedingten Absenkungsbereichen eine Einsturzbekzie aus tonig verkitteten Feinsandsteinbrocken, Kalken und Tonscherben, vornehmlich mit Material aus dem Plattendolomit, den Oberen Letten und dem Unteren Buntsandstein, auf (GFE 1988).

Die terrestrische Bröckelschiefer-Folge befindet sich im Übergangsbereich zwischen Zechstein und Buntsandstein und ist gegen die Oberen Letten nur durch Sandsteinanreicherungen abzugrenzen. Stellenweise sind glimmerreichen Sandsteinbänkchen eingeschalteten.

Die Gesteine der Trias beschränken sich auf die Calvörde-Folge (früher Nordhausen-Folge) des Normalprofils des Unteren Buntsandsteins (RADZINSKI 1967). Zechstein und Unterer Buntsandstein bilden im Bereich der kaolinisierten prätertiären Landoberfläche einen weiß- bis hellgrauen, schluffig-tonigen Zersatz aus Verwitterungsprodukten. Auf dem Werksgelände der Schwelerei Deuben wird eine Mächtigkeit von 0,5 bis 8,4 m angegeben.

2.1.2.2 Tertiär

Dem Zechstein und Unteren Buntsandstein lagert das maximal 150 m mächtige terrestrische und limnische Tertiär aus dem Mitteleozän bis Unteroligozän diskordant auf (HUTH 1972). Sie bestehen aus den Bornaer Folgen A bis C und dem unteren Abschnitt der Böhlener Schichten (EISSMANN 1970). Im Tertiär sind mehrere wirtschaftlich bedeutende Braunkohleflöze ausgebildet.

Die Unteren Bornaer Schichten (Folge A) beginnen mit dem Subrosionskomplex (DOLL 1984), in dessen Absenkungen die im Untersuchungsgebiet nicht nachgewiesenen Grundwasserleiter 6.2 und 6.3 aus Flußsanden und -kiesen mit eingeschalteten Schluff- und Tonlagen abgelagert wurden. Der Komplex schließt zum Hangenden mit einem relativ homogenen, hell- bis blaugrauen schluffigen Ton ab. Mit einem in seiner Mächtigkeit stark schwankenden, fluviatilen Sand beginnt der obere Zyklus der Bornaer Folge A. Dieser lückenlos verbreitete Grundwasserleiter 6.1 beinhaltet graue Quarzkiese mit geringem Kieselschiefer- und Chalcedonanteil, sowie gelegentlich eingeschaltete feinkörnige Sedimente bis zur Schluffgröße (GFE 1990). Es handelt sich hierbei um Ablagerungen eines von Süden kommenden Flusses mit paläozoischen Geröllen aus dem westlichen Erzgebirge und dem Gebiet der oberen Saale (DEBRIV 1935). Zum Hangenden findet eine deutliche Kornverfeinerung statt, die kontinuierlich in den grau bis blaugrauen, teilweise schluffigen Liegendton des Sächsisch-Thüringischen Braunkohle-Unterflözes 1 übergeht. In dem nur lückenhaft verbreiteten Ton tauchen vereinzelt Lagen von Kohleton mit zahlreichen Pflanzenabdrücken auf, die zum Hangenden Flöz 1 überleiten können bzw. auf dessen randnahes Ausstreichen hinweisen. Das Flöz selber ist im Untersuchungsgebiet nicht ausgebildet (GETEC 1993). Die Bornaer Folge A schließt mit dem Deckton ab und ist dem Mitteleozän zuzuordnen. Eine Unterscheidung des Liegend- und Decktones läßt sich nicht vornehmen.

Die Mittleren Bornaer Schichten (Folge B) aus dem Obereozän setzen mit einer Sand-Kies-Abfolge, den sogenannten Älteren Zeitzer Flußsanden, ein (MEYER 1952), die den Grundwasserleiter 5.2 bilden. Als Liefergebiet wird das westliche Erzgebirge angenommen (RICHTER 1963). Er ist im gesamten Untersuchungsgebiet durchgehend verbreitet und beinhaltet in den grobklastischen Sedimenten Lagen aus Schluff und Ton. Seine Oberfläche taucht von Südwest nach Nordost ab. Er wird von dem hellgrauen, z.T. weißen, manchmal auch violetten oder braunen Luckenauer Ton, einem der wichtigsten Leithorizonte im

Weißelsterbecken überlagert. Bis auf wenige Ausnahmen, wo er durch Feinsand und Schluff ersetzt wird, ist er im gesamten Arbeitsgebiet vertreten. Seine Mächtigkeit beträgt durchschnittlich 2 m. Der Luckenauer Ton ist der Liegendton des durchgehend verbreiteten Bornaer Hauptflözes 2.3. Die Braunkohlenbildung ist auf epirogene Bewegungen und flözsyngenetische subsosive Absenkungen unter tropischem bis subtropischem Klima zurückzuführen (EISSMANN 1968, 1994). Die Kohle ist erdig und kompakt ohne Zwischenmittel ausgebildet. Durch periglazial eingesunkene Kiese im obersten Bereich ist ein hiatales Gefüge mit einer pseudokonglomeratischen Struktur entstanden. Im Tagebau Siegfried konnten Stubbenhorizonte beobachtet werden (RIEBECK 1933). Der Wechsel bitumenarmer und -reicher Bänke ist durch einen Farbwechsel von schwarzbraun über braun zu gelbbraun gekennzeichnet. Die primäre Mächtigkeit des Flözes betrug mindestens 8 m, durchschnittlich 10-14 m, und in subsosiv bedingten Absenkungsbereichen wie dem Abbau zwischen Deuben und Trebnitz maximal 22 m. Nach der Braunkohlegewinnung ist das Flöz in den Tagebauen fast vollständig ausgeräumt und im Bereich der Tiefbaufelder auf Mächtigkeiten von unter 3,5 m reduziert (GFE 1991). Südwestlich des Arbeitsgebietes keilt das Flöz am Rande des Weißelsterbeckens aus (GETEC 1993). Die deutliche Reduzierung im Süden und die direkte Auflage des Quartärs auf dem Flöz deuten auf eine tiefgreifende pleistozäne Erosion hin. Nach Nordosten taucht die Kohleschicht ab. Ein linsenförmig in das Flöz eingeschalteter, schluffiger bis kiesiger Grundwasserleiter 4.2 (Mittlere Zeitzer Flußsande) konnte nicht erbohrt werden und tritt nur weiter nördlich von Deuben auf (MIBRAG 1996). Durch den Tiefbau wurde das Deckgebirge des Flözes 2.3 zum Einsturz gebracht und die Schichtenfolge somit nachhaltig gestört.

Im Übergangsbereich zwischen Obereozän und Unteroligozän liegt der graue bis dunkelbraune, schluffige bis feinsandige Deckton, der in weiten Teilen durch die pleistozäne Abtragung ausgeräumt wurde. Gleiches gilt für den nachfolgenden, vom Deckton nicht scharf abzugrenzenden Domsener Sand, der den nur lokal ausgebildeten Grundwasserleiter 3.3 (Jüngere Zeitzer Flußsande) bildet. Er besteht aus einer geringmächtigen glimmerreichen Feinsandfolge mit nach oben hin zunehmenden Mittelsandanteilen (GFE 1991) und ist im Bereich des Restloches Vollert-Süd nicht nachzuweisen (CUI 1995).

Die nachfolgenden Oberen Bornaer Schichten (Folge C) sowie die Böhlener Schichten aus dem Mitteloligozän sind im Untersuchungsgebiet nicht mit Sicherheit nachzuweisen. Die Folge C setzt sich aus dem Böhlener Oberflöz 4.0 mit dem dazugehörigen Deck- und Liegendton zusammen. Der Liegendton, auch Haselbacher Ton genannt, ist als Kohleton bzw. -schluff und als grauer Ton mit Kohleschmitzen ausgebildet. Das Oberflöz kommt im weiteren regionalen Gebiet nur isoliert vor und wurde im Raum Deuben mit maximalen Mächtigkeiten von 3 m nicht abgebaut. Der braune Deckton und die Böhlener Schichten aus braunem Feinsand wurden vermutlich durch Exaration ausgeräumt. Sie waren bei Bohrungen nicht nachzuweisen.

2.1.2.3 Quartär

Das Quartär des untersuchten Gebietes wird im wesentlichen durch die glazialen Bildungen der Elster- und Saalevereisungen mit Grundmoränen, glazilimnischen und glazifluviatilen Ablagerungen vertreten. Dabei waren die glazifluviatilen Ablagerungen nicht nur sedimentbildend, sondern in besonderem Maße durch die Bildung von Rinnen und wannenförmigen Hohlformen erosiv wirksam (GFE 1991). Saalezeitliche Rinnen, wie die Döbriser Rinne im Osten sowie kleinere rinnenartige Hohlformen im Bereich des Werksgebietes Deuben mit SW-NO-Orientierung und flachem nordöstlichem Einfallen, treten

im Bereich der untersuchten Restlöcher nicht auf. Die Mächtigkeit der pleistozänen Ablagerungen schwankt zwischen 7 und maximal 37 m.

Die quartäre Sedimentation setzt mit bis zu 3 m mächtigen Frühelsterkiesen ein, die den Grundwasserleiter 1.8 aufbauen. Diese präglazialen Flußablagerungen bestehen aus Kiessanden, die vor dem heranrückenden Elstereis gebildet wurden und frei von nordischen Kieskomponenten sind (EISSMANN 1994). Der aus Phyllit- und Gangquarz, untergeordnet auch Kieselschiefer, Tertiärquarzit und gebleichten Rhyolithoiden zusammengesetzte Geröllbestand ist wenig gerundet bis kantengerundet. Die nach Norden gerichteten Flußtäler wurden durch das erste Vorrücken des Inlandeises abgeriegelt, so daß die fluviatile Akkumulation allmählich in eine glazilimnische Sedimentation überging.

Als Basisschicht der Elstervereisung bildete sich der Dehlitz-Leipziger Bänderthon mit in millimeterstärke rhythmisch wechselnden Lagen aus dunkel- bis schwarzgrauem Ton und hellgrauem Schluff. Es folgen zwei jeweils ca. 10 m mächtige Geschiebemergelbänke der Elstereiszeit (EISSMANN 1982). Eine Unterscheidung der ersten (Zwickauer Phase) von der zweiten Grundmoräne (Markranstädter Phase) kann anhand der Farbe getroffen werden. Während die untere Bank von dunkelbraunen bis grauen Farben dominiert wird, ist die obere, gelblich-olive bis hellgraue Bank deutlich heller. Beide Geschiebemergel bestehen aus schluffig-tonigem, teilweise sandigem Material mit regellos eingelagerten Fein- und Grobkiesen. In die Elstergrundmoräne lokal eingelagerte Schmelzwassersande bilden den Grundwasserleiter 1.7 (MIBRAG 1996).

Das Frühsaaleglazial setzt mit einer Erweiterung der Flußtäler und der damit verbundenen Akkumulation von Schottern ein. Es entstanden die grobsandigen bis mittelkiesigen Hauptterrassenschotter (Grundwasserleiter 1.5). Die Saalevereisung ist durch zwei Eisvorschubphasen gekennzeichnet, von denen jedoch nur die erste, Zeitzer Phase eine Grundmoräne im Arbeitsgebiet ablagern konnte. Sie ist im Vergleich zu den Elstergrundmoränen sandiger und geschiebereicher entwickelt (wesentlich geringmächtiger, vielfach entkalkt, RIEBECK 1933). Die Farbe ist grau bis braungrau, z. T. dunkelgrau und nach oben hin ockerbraun. Von der zweiten, Leipziger Phase sind lediglich glazilimnische und glazifluviale Vorschüttbildungen überliefert. Sie bestehen aus tonig-schluffigen Stillwassersedimenten und sandig-kiesigen Schmelzwassersanden, die den Grundwasserleiter 1.4 bilden und durch den ausgeprägten horizontalen und vertikalen Fazieswechsel sehr heterogen aufgebaut sind.

Durch Abtauen des Eises kam es zu glazifluviatilen Nachschüttbildungen, die in Form von geringmächtigen Kiesen und Sanden den Grundwasserleiter 1.3 darstellen. Die Grundwasserleiter 1.3 und 1.4 sind in ihrer Korngrößenzusammensetzung kaum voneinander zu unterscheiden, nur lokal verbreitet und im Bereich von Rinnen innerhalb der Grundmoränen miteinander kommunizierend.

Während des Hochglazials der Weichselkaltzeit wurden im Arbeitsgebiet unterschiedlich mächtige und geschlossene Decken aus teilweise geschichtetem, hochsortiertem Fluglöß mit deutlichem Grobschluffmaximum mit Lößderivaten gebildet. Oberflächennah ist er entkalkt und hat sich im Holozän durch Bodenbildung in Löß-Schwarzerden bis Löß-Braun-schwarzerden umgewandelt. In den alluvialen Niederungen der Bachläufe sind Auelehme abgelagert worden (BARTHEL 1962).

2.1.3 Hydrogeologie

Die Grundwasserleiter des Weißelsterbeckens werden grundsätzlich in 5 Grundwasserstockwerke aus Locker- und Festgestein unterteilt (GLÄBER 1995b):

Lockergestein

Grundwasserstockwerk 1 (quartäre Grundwasserleiter)
 GWL 1.3, GWL 1.4, GWL 1.5, GWL 1.7, GWL 1.8

Grundwasserstockwerk 2 (tertiäre Grundwasserleiter)
 GWL 3.3, GWL 4.2, GWL 5.2, GWL 6.1, GWL 6.2, GWL 6.3

Festgestein

Grundwasserstockwerk 3 (Grundwasserleiter des Buntsandsteins)

Grundwasserstockwerk 4 (Grundwasserleiter des marinen Zechsteins)

Grundwasserstockwerk 5 (Grundwasserleiter des terrestrischen Zechsteins und Rotliegenden)

Im Rahmen der hier untersuchten Problematik sind überwiegend die quartären und tertiären Grundwasserleiter untersucht worden (Abbildung 2-3). Aus dem Grundwasserstockwerk 4 wird zusätzlich noch der Kluftgrundwasserleiter des Plattendolomits betrachtet, da er durch die Tiefenversenkung von Schwelwasser einen besonderen Fall darstellt. Grundwasserleiter aus den Stockwerken 3 und 5 sind nicht vorhanden.

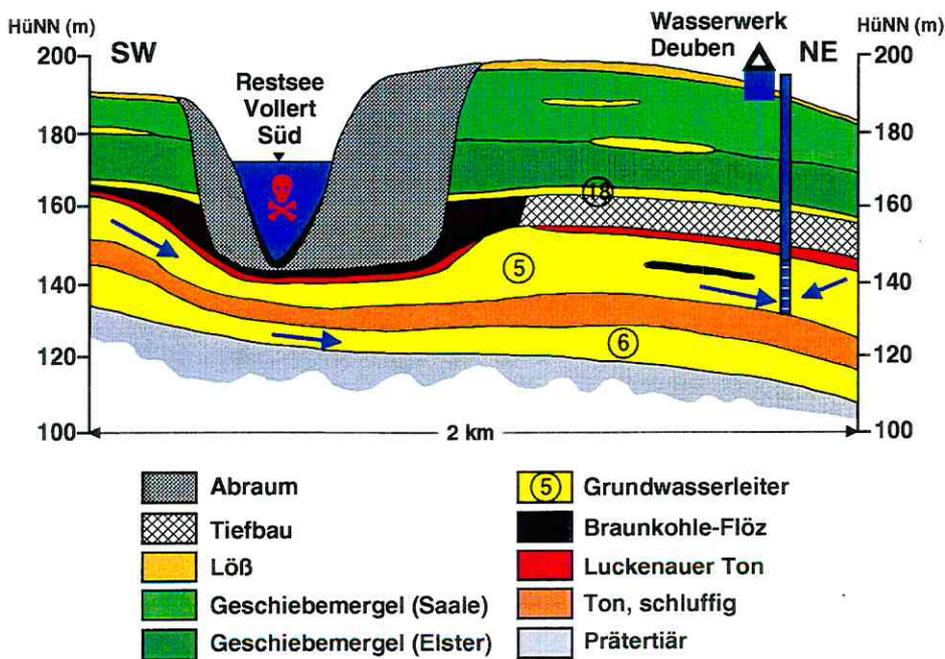


Abbildung 2-3: Schematischer hydrogeologischer Schnitt

2.1.3.1 Grundwasserstockwerk 1 (Quartär)

Die quartären Grundwasserleiter im Arbeitsbereich sind grundsätzlich anthropogenen Veränderungen durch intensiven Abbau der Braunkohle unter und über Tage unterworfen. Weiterhin sind sie regional sehr unterschiedlich ausgebildet und haben als potentieller Abraum in Beschreibung und Untersuchung bislang wenig Beachtung gefunden. Auch ist die Anzahl und Dichte der Grundwassermeßstellen sehr dürftig. Daher sind sämtlichen Aussagen gegenüber dem Grundwasserstockwerk 1 besondere Aufmerksamkeit zu schenken.

Die Schmelzwassersande innerhalb der Elstergrundmoräne bilden den GWL 1.7, die saalezeitlichen Hauptterrassenschotter den GWL 1.5, die Schmelzwassersande und die glazifluvialen Nachschüttungen der Saalegrundmoräne den GWL 1.4 und 1.3. Diese vier Grundwasserleiter sind räumlich außerordentlich heterogen verteilt und selten in Bohrungen aufgeschlossen, geschweige denn als Meßstelle ausgebaut. Teilweise kann davon ausgegangen werden, daß es sich um begrenzte linsenförmige Grundwasserleiter handelt (MIBRAG 1996). Zwischen den Aquiferen dürften durch den Bergbau zahlreiche, allerdings nicht exakt zu lokalisierende hydraulische Verbindungen bestehen. Aus diesem Grunde lassen sich auch keine gesicherten Aussagen über die hydraulischen Eigenschaften treffen. Die hydrogeologische Bedeutsamkeit ist sehr gering. Lediglich am Nordhang des Restsees Vollert-Süd reicht einer der GWL aus, um eine Quelle mit einer Schüttungsmenge kleiner 1 l/min und einige Vernässungszonen zu unterhalten (KENNEDY et al. 1997).

Direkt oberhalb des Flözes 2.3 im Liegenden der Elstergrundmoräne befindet sich der GWL 1.8 aus Frühelsterkiesen. Seine Mächtigkeit schwankt zwischen 1 und 3 m. Zwischen den Restlöchern Vollert-Süd und Siegfried ist er durchgehend erbohrt und flächenhaft verbreitet, ansonsten eher lokal vertreten. Durch einige wenige Meßstellen kann eine Fließrichtung nach NE angegeben werden. Er ist der einzige quartäre Grundwasserleiter, der für die Wasserbilanz des Restsees Vollert-Süd von Bedeutung sein kann. Da er jedoch durch Kippenmaterial vom See getrennt ist, steht er nicht im direkten hydraulischen Kontakt. Es herrschen gespannte Verhältnisse.

2.1.3.2 Grundwasserstockwerk 2 (Tertiär)

Im Untersuchungsgebiet sind von den tertiären Grundwasserleitern nur der GWL 5.2 und der GWL 6.1 ausgebildet. Beide haben durch die regionale Trinkwasserhebung in Deuben eine besondere Bedeutung.

Der GWL 5.2 (Ältere Zeitzer Flußsande) ist mit Mächtigkeiten von durchschnittlich 12-18 m flächendeckend im Gebiet vertreten. Zum Hangenden wird er durch den Luckenauer Ton (1-3 m) bzw. das Flöz 2.3 begrenzt. Bei nicht ausgebildetem Luckenauer Ton oder unterbrochener Flözbildung bzw. Abbau desselben können hydraulische Verbindungen zu den quartären Grundwasserleitern bestehen. Durch die Entwässerung des GWL 5.2 im Vorfeld des Tagebaus Profen, ca. 4 km nordöstlich, ist die generelle Fließrichtung von SW nach NE gerichtet. Nach HUG (1993) kann die Aquiferbasis auf Hochlagen trockenfallen. Im Bereich der Trennung von GWL 5.2 und den Hangendgrundwasserleitern herrschen gespannte Verhältnisse. Die Flußsande streichen in einer Entfernung von ca. 1,5 km westlich des Arbeitsgebietes an der Straße zwischen Teuchern und Trebnitz-Siedlung aus (GETEC 1993). Dort werden sie von der Firma Todte GmbH & Co KG zur Kiessandgewinnung abgebaut (GFE 1994).

Der GWL 6.1 ist im Bereich des Untersuchungsgebietes flächenhaft verbreitet und weist stark schwankende Mächtigkeiten zwischen 4 und 20 m auf. Die tonige Zersatzzone der prätertiären Landoberfläche bildet den Liegendstauer. Zum Hangenden ist durch die Basis- und Decktone des Flözes 1 eine hydraulische Barriere zum GWL 5.2 gegeben. Im Bereich der Trinkwasserbrunnen in Deuben ist diese Trennschicht jedoch nur unvollkommen vorhanden, so daß aus dem gemeinsamen tertiären GWL gefördert wird. Das Grundwasser ist gespannt, die Strömung ist durch die Entwässerung mittels Randriegelbrunnen im Tagebau Profen nach NE gerichtet.

2.1.3.3 Grundwasserstockwerk 4 (Mariner Zechstein)

Den unteren Grundwasserleiter des marinen Zechsteins bilden die Werra-Karbonate. Sie werden durch Ton- und Schluffsteine von dem wesentlich bedeutsameren oberen Grundwasserleiter des Plattendolomites hydraulisch getrennt.

Die Grundwasserführung ist an primäre und sekundäre Klüfte sowie Schichtfugen und Auslaugungshohlräume gebunden. Durch Subrosion und tektonische Beanspruchung an N-S, NW-SE und NE-SW streichenden Störungen ist der Plattendolomit nur in isolierten Schollen erhalten und nicht flächenhaft verbreitet. Die Speisung mit Grundwasser erfolgt großräumig durch die Hangendgrundwasserleiter des Unteren Buntsandsteins und Tertiärs. Die Fließrichtung ist nach den Hydroisohypsenplänen von MIBRAG (1996) im allgemeinen nach NE bis E gerichtet. Aufgrund einer Bohrung im Schwelereigebäude Deuben (GFE 1991) und von 2 Liegendwasserdurchbrüchen im Tagebaufeld Profen-Süd (11.3.92 und 18.7.95) können gespannte Druckverhältnisse angenommen werden, die durch REHBERG (1997) bestätigt wurden. Seit 1994 ist die Grundwasserdruckfläche um ca. 3 m gefallen, was ursächlich mit der Entwässerung von 20-25 m³/min Durchbruchwasser im Zusammenhang steht (REHBERG 1997). Die hydraulischen Parameter unterliegen in Folge der Verbindung zu Hangendgrundwasserleitern und der tektonischen Auflockerung starken Schwankungen (BOHNWAGNER & SCHENK 1992).

2.1.4 Grundwassernutzung/Wasserversorgung

Die Grundwasserfassungsanlage Deuben befindet sich auf dem Gelände der ehemaligen Brikettfabrik III westlich von Deuben und untersteht der Verantwortung der MIBRAG (Mitteldeutsche Braunkohlengesellschaft) in Theißen. Die Entfernung zum Vollert-Süd beträgt ca. 1,2 km.

Die Rohwasser-Förderrate beträgt nach Auskunft des STAU (Staatliches Amt für Umweltschutz) Sachsen-Anhalt in Halle ca. 155.000 m³/Jahr bzw. 424 m³/Tag. Davon werden etwa 87.000 m³/a oder 56 % in das Netz der MIDEWA (Mitteldeutsche Wasser- und Abwasser GmbH) für die örtliche Trinkwasserversorgung eingespeist.

Es wird abwechselnd aus 4 Brunnen gefördert, die sich alle in dem tertiären Grundwasserleiter 5.2 befinden. Die Mächtigkeit des GWL beträgt hier zwischen 8 und 12 m.

2.1.5 Hydrologie

Im engeren Untersuchungsgebiet sind keine Fließgewässer vorhanden. Südöstlich verläuft der Maibach in W-E-Richtung, der bei Unterschwöditz in die Weiße Elster mündet. Weitere kleine Vorfluter sind der weiter westlich von SW nach NE fließende Selkebach sowie der von Deuben ausgehende und nach Norden strebende Nödlitzgraben. Beide haben nach GFE (1994) keinen Anschluß an das Grundwasser. Sie münden in die Rippach als einzigen größeren Vorfluter. Dieser fließt entsprechend der Geländeabdachung zuerst von SW nach NE, biegt dann nach N, später nach W um und mündet bei Dehlitz in die Saale.

Zwischen Trebnitz und Trebnitz-Siedlung bzw. zwischen dem Restloch Vollert-Süd und der Deponie Siegfried verläuft eine oberirdische Wasserscheide II. Ordnung in nordöstlicher Richtung (N-A-U-KARTE 1958). Sie trennt das betrachtete Gelände in die beiden Einzugsgebiete der Saale und der Weißen Elster.

An stehenden Gewässern sind die Seeflächen der Tagebaurestlöcher Vollert-Nord und -Süd zu nennen, die in den nachfolgenden Kapiteln näher erläutert werden.

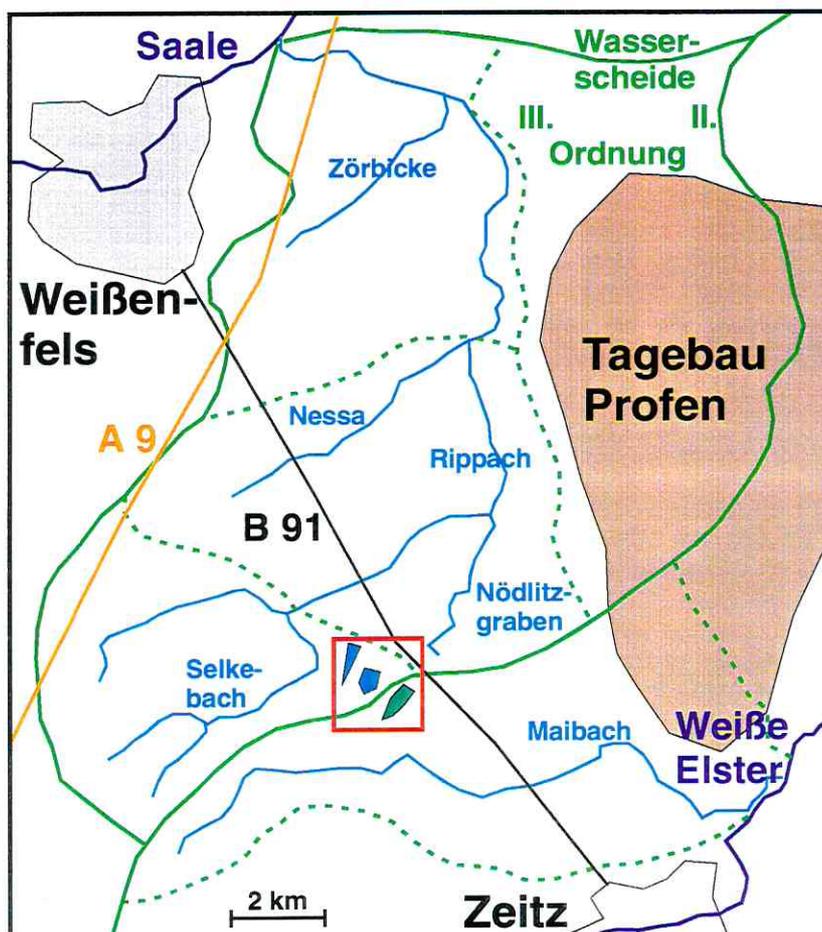


Abbildung 2-4: Gewässernetz im weiteren Untersuchungsraum

2.1.6 Klima

Nach BARTHEL (1962) herrscht zwischen Zeitz und Weißenfels ein gemäßigtes kontinentales Übergangsklima. Die Untersuchungsfläche liegt im südöstlichen Grenzbereich des mitteldeutschen Trockengebietes, in dem sich die Regenschattenwirkung des Harzes noch auswirkt.

Die mittlere Niederschlagshöhe liegt in Teuchern bei Deuben bei 570 mm/a (HPC 1996). Davon entfallen ca. 63% auf das Sommer- und ca. 37 % auf das Winterhalbjahr. In der Vegetationsperiode von Mai bis Juli fallen etwa 35 % der Jahresniederschläge. Die Verteilung der mittleren Niederschlagssummen der Station Weißenfels zeigt ein eindeutiges Maximum in den Sommermonaten (Abbildung 2-5).

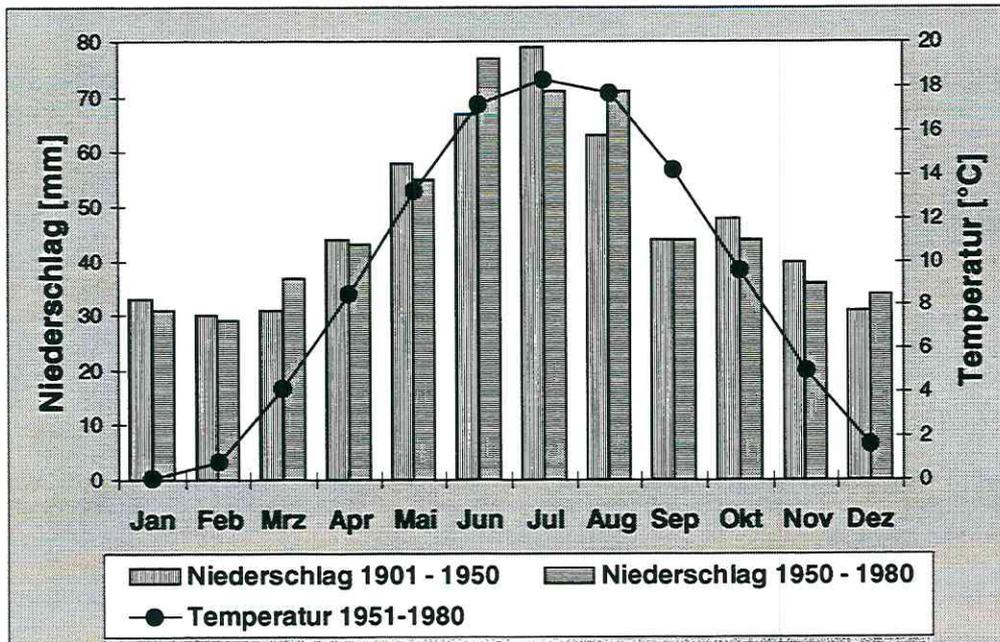


Abbildung 2-5: Jahresgang von Niederschlag und Temperatur der Station Weißenfels

Die mittlere Jahrestemperatur liegt zwischen 8,9 und 9,2 °C (SCHROETER 1991). Für die potentielle Verdunstung, also die maximale Verdunstung bei unbegrenztem Wassernachschub von der Erdoberfläche, werden Werte zwischen 600 (HPC 1996a) und 615 mm/a (GFE 1991) angegeben. Die mittlere aktuelle Verdunstung beträgt dagegen nur 472 mm/a (GFE 1991). Als mittlerer Abfluß werden durchschnittlich >50 mm/a genannt (GEOS 1991).

Die potentielle Verdunstung von der Seeoberfläche übersteigt die jährliche Niederschlags-summe, so daß ein Defizit von 30-45 mm/a auftritt.

Die vorherrschende Windrichtung ist West/Nordwest mit einer gemittelten Windgeschwindigkeit von 3,9 m/s (Hydrographisches Kartenwerk 1966).

2.1.7 Grundwasserneubildung

Die Grundwasserneubildung ist nach der DIN 4049-3 (1994) als „Zugang von infiltriertem Wasser zum Grundwasser“ definiert. Sie erfolgt überwiegend aus Niederschlag, kann aber auch von Uferfiltrat herrühren (DÖRHOFER & JOSOPAIT 1997). Der Arbeitskreis Grundwasserneubildung der FH-DGG (1977) empfiehlt, zur Berechnung Verfahren mit unterschiedlichen Eingangsgrößen nebeneinander anzuwenden.

Im Arbeitsgebiet liegt die durchschnittliche Grundwasserneubildung bei 76 mm/a (HPC 1994), die Grundwasserneubildungsrate also bei 2,4 l/s * km² (HPC 1996a). Sie wurde nach der empirischen Bagrov-Glugla - Methode für Lockergesteine berechnet (GLUGLA et al. 1976). Dieses in den mitteldeutschen Braunkohlegebieten am häufigsten angewendete Verfahren zieht neben den meteorologischen Daten noch den Aufbau der oberen Bodenhorizonte sowie den Bewuchs im Hinblick auf die Pflanzentranspiration hinzu.

Die Werte der Grundwasserneubildung wurden von FRANKO et al. (1997) mit Hilfe des Simulationssystems CANDY mit 71-100 mm pro Jahr bestätigt. Sie werden hierbei über den Niederschlag, die Feldkapazität, den permanenten Welkepunkt und den Bedeckungsgrad des Bodens mit transpirationsfähigen Pflanzen berechnet. Nach JORDAN & WEDER (1995) liegt die auf Abflußmessungen beruhende Neubildungsrate ebenso zwischen 1,5 und 2,5 l/s * km².

Nach BRECHTEL & PAVLOV (1977) findet die Grundwasserneubildung in bewaldeten Flächen fast ausschließlich während der Winterperiode statt. Gerade in dieser Zeit fallen in dieser Region jedoch die geringsten Niederschläge. Da zudem die Wälder im Untersuchungsgebiet an den Böschungen der Restlöcher angelegt sind, wird noch ein überwiegender Teil dieser Niederschläge als Direktabfluß in die Restseen strömen. Demnach ist die Grundwasserneubildung auf diesen Flächen sehr gering.

Im Rahmen dieser Arbeit wurden keine eigenen Messungen vorgenommen. Für weitere gängige Erfassungsmethoden wird auf LERNER et al. (1990) und BREDENKAMP et al. (1995) verwiesen.

2.1.8 Historie des Standortes Deuben

2.1.8.1 Altbergbau

Die bergmännische Tätigkeit im Zeitz-Weißfelfer Braunkohlenrevier hat die tertiären und quartären Sedimente seit den 70er Jahren des letzten Jahrhunderts nachhaltig verändert.

Zunächst erfolgte die Braunkohlegewinnung seit 1874 in zahlreichen Abbaufeldern im untertägigen Tiefbau mittels Pfeilerbruchbau (GETEC 1993). Hierbei erfolgt die Förderung in mehreren Scheiben im Normalfall von oben nach unten mit technologisch bedingten Maximalmächtigkeiten von 4 m. Um weitere Sohlen auffahren zu können, wurden gewonnene Pfeiler möglichst schnell zum Einsturz gebracht. Da Abbauverluste von bis zu 40% als gut galten, kann in den hangenden Schichten mit maximalen Bergsenkungen von bis zu 10 m gerechnet werden. Die einzelnen Tiefbaue waren durch N-S und W-E verlaufende Strecken auf Höhe des Flözes 2.3 miteinander verbunden.

Tiefbaugebiete, die nicht nachträglich durch Tagebau überbaggert oder mit unbekanntem Inhaltsstoffen aufgefüllt wurden, beinhalten möglicherweise noch heute offene Strecken. Nach einer Untersuchung der Bergakademie Freiberg können entsprechend der Gewölbetheorie ab einer Überdeckung von 12-15 m noch intakte Hohlräume bestehen und mit Großmaschinen überfahren werden (GFE 1991). Dies ist allerdings abhängig von der Anzahl der gewonnenen Scheiben sowie der Art und Mächtigkeit der Überdeckung. Für das Setzungsverhalten ist demnach der Anteil von bruchhemmenden bindigen Materialien bzw. bruchverstärkenden rolligen Sedimenten von besonderer Bedeutung. Die Elstergrundmoräne besitzt schwankende Sandgehalte, so daß alleine aus der Geologie keine gesicherten Aussagen zu treffen sind. Bei Mehrscheibenabbau ist das Gebirge zwar stark gestört, aber es finden sich im Gegensatz zum Abbau in einer einzigen Scheibe kaum Hohlräume (freundl. mündl. Mitt. Markscheider Bunn, Bergamt Halle). Nach BKK (1990) hat sich im Tiefbaufeld „Bunge-Nebe“ im nahegelegenen Tagebau Profen aber in keinem Fall ein durchgängiger Gefügebruch ergeben. Erfahrungen besagen, daß ein Bruch nach etwa 40 m ausläuft und die Oberfläche nicht mehr erreicht, was bei den Deckgebirgsmächtigkeiten von teilweise über 45 m für das Untersuchungsgebiet zutrifft (HPC 1996). Nichtsdestoweniger wurde bei der Bohrung UFZ 3/96 im Januar 1996 eine offene Strecke mit reliktschem Streckenholz angetroffen (freundl. mündl. Mitt. Bohrmeister Rösler, Sächsischer Brunnen- und Spezialtiefbau GmbH, Albrechtshain). Da es auch mit modernen geophysikalischen Methoden nahezu unmöglich ist, derartige Hohlräume zu lokalisieren, bleibt ein hoher Unsicherheitsfaktor bzgl. möglicher hydraulischer Verbindungen in flözüberlagernden Schichten bestehen.

Der Tiefbau wurde mit der Entwicklung neuer Technologien in Tagebauen im Jahre 1924 eingestellt. Um die Bruchfelder (Abbildung 2-6) schnell der landwirtschaftlichen Nutzung zuzuführen, wurden sie direkt nach Einstellung der Braunkohlenförderung eingeebnet.

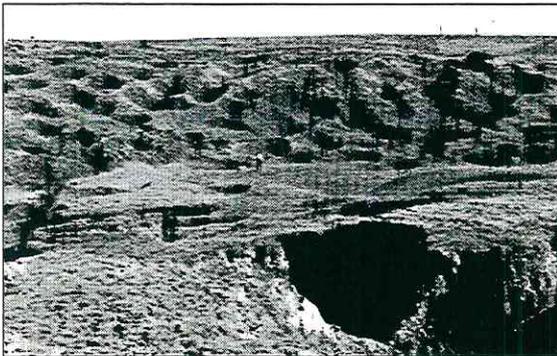


Abbildung 2-6: Pfeilerbruchbaugebiet vor der Einebnung (RIEBECK 1933)

Der von der Werschen-Weißenfelder Braunkohle AG eröffnete und nach dem Bergassessor Max Vollert benannte Tagebau der Vollert-Gruppe wurde von 1925 bis 1944 betrieben. Den aktiven Baggerschnitten folgend, wurde unmittelbar nach der Auskohlung die Verkippung in mehreren Scheiben aufgenommen und die alte Geländeoberfläche im wesentlichen wieder erreicht. Von 1945 bis 1949 gab es noch einen Notkohlebetrieb zur Hausbrandversorgung, der die Ausmaße der Restlöcher noch geringfügig veränderte, jedoch auf den Reißwerken nicht mehr verzeichnet wurde. Im Tagebau Siegfried wurde von 1920 - 1933 Braunkohle abgebaut.

Von der Beeinflussung durch den Bergbau generell ausgeschlossen blieben die Restpfeiler unter den Ortschaften Deuben und Trebnitz, der B91 sowie der Eisenbahntrasse (BKK 1970).

2.1.8.2 Oberflächenentsorgung von Schwelwasser

Das Zeitz-Weißenfelder Revier entwickelte sich durch den hohen Bitumengehalt der Kohle zum klassischen Gebiet der Braunkohleveredelung durch Verschwelung. Eine Brikettierung und Verstromung wurde ebenfalls durchgeführt.

Zunächst erfolgte die Produktion in zahlreichen Kleinbetrieben, deren Standorte nur noch selten rekonstruiert werden können. Sie wurden mit der Inbetriebnahme eines zentralen Schwelereiwerkes in Deuben im Jahre 1936 zusammengeführt. Zudem bestanden noch Mineralöl- und Brikettfabriken.

Bei der Verschwelung (Tieftemperaturverkokung) wird die Braunkohle unter Luftabschluß bei niedrigen Temperaturen (500 – 600 °C) entgast. Die Produktpalette umfaßt Leicht- und Mittelöle, Teer, Naß- und Trockenkoks sowie Phenosolvanextrakte zur Herstellung von Ammoniaklösung. Als Abprodukte entstehen Schwelwasser, Schwelgas, Braunkohlenteer und Schwelkoks (GRAEFE 1958).

Das bei der Destillation anfallende Schwelwasser ist stark mit Schadstoffen, insbesondere mit Phenolen belastet (Tabelle 2-1). Es wurde von 1933-52 in das Tagebaurestloch Siegfried, nachfolgend bis 1968 in den aufgehenden Restsee Vollert-Süd eingeleitet (Abbildung 2-7). Seit der Errichtung einer Phenosolvananlage zur Phenolrückgewinnung im Jahre 1968 wurden die Wässer mit einer Restbelastung von 3 g/l Phenol in den Nödlitzgraben eingeleitet oder in Böden versickert (HPC 1996).

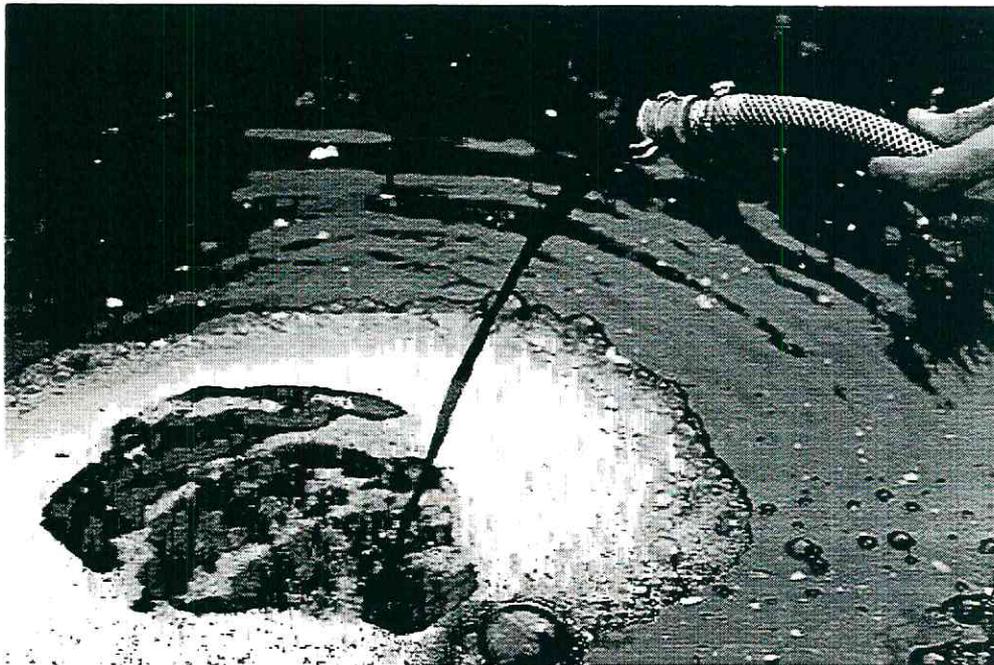


Abbildung 2-7: Seewasser des Vollert-Süd (Quelle: <http://ebiwat24.ciw.uni-karlsruhe.de/Specials/Rosig/Sv.jpg>)

Stoffe [g/l]	Schwelwasser ohne Reinigung bis 1968	Schwelwasser nach Phenosolvananlage ab 1968
Phenol	11 – 12	2 – 3
NH ₃	4 – 4,5	k.A.
H ₂ S	0,9	n.n.
CO ₂	4,5	n.n.
Fettsäure	5,8	k.A.

Tabelle 2-1: Zusammensetzung des Schwelwassers aus Deuben (HUTH 1972)

Das Schwelgas wurde ohne Reinigungsanlage abgefackelt. Der als Abfallprodukt anzusehende Schwelkoks wurde in nahegelegene Senken gekippt und mit Erdreich überdeckt oder auf Halden verbracht. Der Braunkohlenteer konnte in Teerfabriken noch zu absatzfähigen Erzeugnissen (z.B: Kraftstoffe) weiterverarbeitet werden. Weitere feste Rückstände wie Kraftwerksasche sowie Koks- und Kohletrübe wurden in Tagebaurestlöchern (z.B. Restloch Siegfried) verspült.

Weiteres Gefährdungspotential für die oberflächennahen Grundwasserleiter bietet sich durch zahlreiche Havarien, Kapazitätsüberlastungen im Betriebsprozeß, Überlaufen von Tanks und Leckagen von Leitungen. Diese diffusen Stoffausträge sind jedoch weder zeitlich noch räumlich exakt zu lokalisieren. Eine weiträumige Verschmutzung mit geringen Konzentrationen ist daher zu erwarten.

2.1.8.3 Tiefenversenkung von Schwelwasser

Zusätzlich zu der Oberflächenentsorgung des Schwelwassers wurden erhebliche Mengen in die kluft- und hohlraumreichen Festgesteinsgrundwasserleiter des Zechsteins eingeleitet. Die Versenkung erfolgte seit 1939 in 4 Brunnen bei Trebnitz, 2 bei Deuben und später auch in 5 weiteren Brunnen bei Profen. Je nach Standort und Betriebsphase wurden die Wässer ungereinigt eingeleitet oder zuvor in den Restlöchern Vollert-Süd und Siegfried mit einer sogenannten Zwischenstapelung einer Vorklärung unterzogen.

Anfänglich wurden die Abwässer im freien Gefälle, später auch unter Druck verpresst. Die gesamte Versenkungsmenge betrug im Raum Deuben/Profen ca. 5 Mio. m³ (CUI 1995). Die Tiefenversenkung wurde 1970 wegen der errichteten Phenolrückgewinnungsanlage eingestellt.

Die Grundwasserfließrichtung ist im Prätertiär nach NE bzw. NNE gerichtet (REHBERG 1997). Der hydraulische Kontakt zu tertiären Grundwasserleitern und die damit verbundene Gefährdung kann mit großer Wahrscheinlichkeit ausgeschlossen werden. Dafür spricht, daß die Grundwasserdruckfläche des Plattendolomites mindestens 40 m unter der Grundwasserleiterbasis des GWL 6.1 liegt. Weiterhin existiert durch die Ton- und Schluffsteine der Oberen Letten sowie die schluffig-tonige Zersatzzone des Unteren Buntsandsteins mit bis zu 30 m Mächtigkeit eine hydraulische Trennschicht.

Die Frage der eventuellen Umkehr der Fließrichtung im Plattendolomit durch die hohen Infiltrationsraten bei der Versenkung sollen im Projekt „Tiefenverpressung von phenolhaltigen Wässern“ von REHBERG (in Vorb.) am Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle geklärt werden. Die Reaktionen des Schwelwassers mit dem Festgestein wie Sorption, Lösung, Fällung oder Abbau werden hierbei zusätzlich bearbeitet.

2.1.9 Recherche

Die Datenakquisition und Recherche erfolgte in öffentlichen und privaten Stellen:

Recherche bei Behörden

Bergakademie Freiberg
Bergamt Halle
Bundesarchiv Berlin
Deutscher Wetterdienst Offenbach
Geologisches Landesamt Sachsen-Anhalt, Halle
Katasteramt Weißenfels
Landesamt für Landesvermessung Halle
Landesamt für Umweltschutz Halle
Landesluftbildsammlung Halle
Landratsamt Hohenmölsen
Landratsamt Burgenlandkreis, Naumburg
Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbauverwaltungsgesellschaft, Espenhain, Bitterfeld, Deuben
Martin-Luther Universität Halle-Wittenberg
Staatliches Amt für Umweltschutz Halle
Staatsarchiv Weimar
Umweltforschungszentrum Leipzig/Halle
Universität Leipzig

Recherche bei privaten Firmen

Anhaltinische Braunkohlesanierung, Halle, Deuben
Consultinggesellschaft für Umwelt und Infrastruktur mbH Halle
Dr. Vogtler & Partner Böhlitz-Ehrenberg
Geologische Forschung und Erkundung GmbH Halle
HPC-Harress-Pickel-Consult Merseburg
Ingenieurbüro G.E.O.S. Halle
HUG Geoconsult GmbH Kronberg
Kiesabbau Todte GmbH & Co KG Zweibrücken
Luftbilddatenbank Würzburg
Mitteldeutsche Braunkohlengesellschaft Theißen
Mitteldeutsche Umwelt- und Entsorgung GmbH Braunsbedra
UVE GmbH Fernerkundungszentrum Potsdam
Wismut GmbH Chemnitz

Recherche in Museen

Bergbaumuseum Deuben
Geiseltalmuseum, Martin-Luther Universität, Halle-Wittenberg

Literaturrecherche

2.2 Phenol

2.2.1 Physikochemische Eigenschaften

Phenol ist farbloser Stoff, der bei 25 °C kristallin vorliegt und eine Dichte von 1,071 g/cm³ besitzt (SITTIG 1980). Es lässt sich mit 93 g/l bei 20-25 °C sehr gut in Wasser lösen (BLAUNSTEIN & CHRISTOPHOROU 1982). Der Geruch ist durchdringend und charakteristisch medizinisch (MERCK INDEX 1976). Generell gehören Phenole zu der organischen Stoffgruppe der Aromaten, wobei ein H-Atom eines Benzolringes durch eine Hydroxylgruppe substituiert ist. Daher auch das Synonym Hydroxybenzol. Eine weitere Bezeichnung ist Karbolsäure für carbo = Kohle und oleum = Öl. Die Strukturformel ist Abbildung 2-8 zu entnehmen.

Die chemische Summenformel lautet: C_6H_5OH

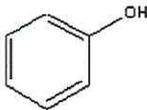


Abbildung 2-8: Strukturformel von Phenol

Die Henry-Konstante, also der Verteilungskoeffizient zwischen Gas- und Wasserphase, der die Flüchtigkeit eines Stoffes angibt, ist nach NIRMALAKHANDAN & SPEECE (1988) mit $16,2 \cdot 10^{-6}$ bei 25 °C sehr gering. Schon bei geringen Konzentrationen besteht eine intensive Geruchsbelästigung.

Ein weiterer Verteilungskoeffizient zwischen dem Phasenpaar Oktanol und Wasser, der K_{ow} , gibt die Hydrophobizität organischer Verbindungen an. Er verhält sich indirekt proportional zur Wasserlöslichkeit, ist also mit einem $\log K_{ow} = 1,46$ (VERSCHUEREN 1996) gering.

Zur Gruppe der Phenole gehören außerdem noch die Methyl-, Chlor- und Nitrophenole.

2.2.2 Vorkommen

Phenol ist ein ubiquitär auftretender Schadstoff, der in zahlreichen Industriezweigen wie u.a. zur Herstellung von Herbiziden, Insektiziden, Weichmachern, Arznei- und Desinfektionsmitteln verwendet wird. Die jährliche Produktionsmenge an Phenol betrug 1994 weltweit ca. 4 Mio. Tonnen (RIPPEN 1995), wobei geschätzt etwa 2,5 % der Produktion in die Umwelt gelangen (STEPHENSON 1977). Hauptemissionsquellen sind hierbei die unvollständige Verbrennung von Kraftstoffen und organischen Materialien (HOMMEL 1997) sowie das Cracken von Erdöl (JORDAN et al. 1979).

Phenol kann allerdings auch durch nicht-anthropogene Quellen emittiert werden. In Frage kommen Metabolite von Pflanzenfressern (JORDAN et al. 1979), Schweinejauche (YASUHARA & FUWA 1983) und menschliche Stoffwechselprodukte (BORGMANN et al. 1987) sowie freigesetzte Bestandteile des Lignins bei der Hydrolyse.

2.2.3 Umweltgefährdung

Durch die hohe Löslichkeit und die damit verbundene schnelle Ausbreitung über den Wasserpfad stellt Phenol eine große Gefährdung für die Umwelt dar. Die Bio- und Geoakkumulation ist aufgrund der hohen Mobilität gering (KOCH 1995). Als schwache Säure wird Phenol im Boden wenig sorbiert (WORLD HEALTH ORGANIZATION 1994), an Goethit nahezu gar nicht (PANCORBO & VARNEY 1986). Die Sorption an Aquifermaterial wird im weiteren Verlauf dieser Arbeit erläutert.

In der Luft reagiert Phenol schnell mit OH- und NO₃ - Radikalen zu 2- und 4-Nitrophenol (ATKINSON et al. 1992). Bereits bei Konzentration von 0,015 mg/m³ besteht für den Menschen durch Inhalation eine Gefährdung durch Reflexbeeinträchtigungen (KRUTZ & SCHMIDT 1985). Geringere Konzentrationen bewirken Übelkeit und Erbrechen, größere Konzentrationen sind stark ätzend und bergen die Gefahr der Hautresorption (DFG 1998). Die orale Aufnahme von 1 g wirken beim Menschen tödlich (KOCH 1995).

Bei der Aufbereitung von phenolhaltigem Trinkwasser entsteht durch Chlorung Chlorphenol. Dieser Stoff beeinträchtigt den Geschmack bereits ab einer Konzentration von 1 µg/l (LEITHE 1975).

Gelangt Phenol in Oberflächengewässer, kann sich in 7 Tagen durch Photooxidation zuerst 1,2-Dihydroxibenzol, dann 1,2,3-Trihydroxibenzol und schließlich Huminsäure bilden. Weitere Details bzgl. der Reaktion von Phenol mit Oberflächenwasser werden bei der Beschreibung des Vollert-Süd erläutert.

Phenol besitzt eine akute Toxizität für Pflanzen, Mikroorganismen, Wassertieren, Insekten, Vögeln, Säugetieren und Menschen, ist jedoch nicht karzinogen oder mutagen. Für einzelne Tests wird auf RIPPEN (1995) verwiesen.

2.2.4 Richt- und Grenzwerte

Die Richt- und Grenzwerte für Phenol im Grundwasser sind RIPPEN (1995) entnommen und in Tabelle 2-2 in µg/l zusammengestellt.

Eingreif-/Prüfwert [µg/l]	A	B	C	Sanierungsziel /Einleitwert
Berlin Liste (1990)	10	20	50	5
	Wasserschutzgebiet	Urstromtal	Hochflächen	
Brandenburg Liste (1990)	10	20	-	5
	Wasserschutzgebiet	Höchstwert		
Rheinland-Pfalz Liste (1992)	1	5	15	5
	multifunkt. Nutzung	sensible Nutzung	nicht-sensible Nutzung	
Baden-Württemberg Liste (1993)	10	30	100	10
	Hintergrundwert	Prüfwert	Toleranzwert	
Holland Liste (1991)	0,2	15	50	-
	Referenzwert	nähere Untersuchung	Sanierungsuntersuchung	

Tabelle 2-2: Richt- und Grenzwert für Phenol in µg/l

Die Trinkwasserverordnung in Deutschland schreibt einen Grenzwert von 0,5 µg/l vor.

2.2.5 Abbauverhalten

Zum chemischen und mikrobiologischen Abbau von Phenolen unter aeroben, anaeroben, nitrat- und sulfatreduzierenden sowie methanogenen Bedingungen gibt es mittlerweile zahlreiche Untersuchungen. Es werden hier nur neuere Veröffentlichungen und Arbeiten mit Übersichtscharakter zitiert.

Unter atmosphärischen Bedingungen erfolgt der oxidative Abbau über die Aufspaltung des Benzolringes und den anschließenden Zerfall der Karbonsäuren zu den Endprodukten H_2O , CH_4 und CO_2 .

Einen Abbau unter aeroben Bedingungen konnten ARVIN et al. (1988) und MUELLER et al. (1991) nachweisen, der von KOENIG & ANDRESEN (1992) bestätigt wurde. In Batch-Versuchen dokumentierten NIELSEN & CHRISTENSEN (1994) einen sequentiellen Abbau, der nur mit kurzen bzw. ohne Verzögerungsphasen stattfindet. Im Feld beobachtete KLECKA et al. (1990) den aeroben Phenolabbau.

Unter nitratreduzierenden Bedingungen bewies FLYVBERG et al. (1993) den Phenolabbau durch den Nitratverbrauch und die Zunahme an Nitrit. Hier zeigte sich in Abhängigkeit von der Nitratkonzentration schon eine längere Ruhephase von einigen Tagen, die darauf zurückzuführen ist, daß sich die Bakterien an die neuen Bedingungen anpassen müssen. Auch BAKKER (1977) und EHRLICH et al. (1983) konnten schon den Abbau von Phenol durch nitratreduzierende Bakterien nachweisen.

SMOLENSKI & SUFLITA konnten 1987 und RAMANAND & SUFLITA 1991 den Abbau unter sulfatreduzierenden Bedingungen aufzeigen.

Bei methanogenen Bedingungen leiteten KAMINSKI et al. (1990), ROBERTS et al. (1987, 1990) und WILLIAMS et al. (1991) einen Abbau her. Diesen konnten GODSY et al. (1992) bestätigen.

Generell muß sich die Mikrobiologie beim Abbau von organischen Stoffen an die reduzierenden und mitunter toxischen Bedingungen anpassen. Eine anfänglich hohe Konzentration wirkt inhibierend und teilweise dezimierend. Erst nach einer Adaptionszeit und der zunehmenden Verdünnung des Stoffes setzen die abbauenden Prozesse ein (IZMEROV 1984). Geschwindigkeitslimitierende Einflußgrößen beim mikrobiellen Schadstoffabbau sind nach EISMANN (1996) vor allen Dingen das Angebot an Elektronenakzeptoren, die inhibierende Wirkung von Autoxidationsprodukten sowie die Temperatur.

Je nach Redoxmilieu im Grundwasserleiter dominieren bestimmte Bakterienstämme: So konnten *Pseudomonas sp.* für nitratreduzierende (TSCHECH & FUCHS 1989), *Desulfobacterium phenolicum* für sulfatreduzierende (BAK & WIDDEL 1986) und definierte Mischkulturen für methanogene Bedingungen (KNOLL & WINTER 1989) aufgedeckt werden.

Auf die einzelnen Zwischenprodukte und die verschiedenen Abbaupfade von Phenol bei der Ringspaltung, Karboxylierung oder Enzymreaktion wird in dieser Arbeit nicht eingegangen. Hierfür wird auf WINKELMANN (1992) und EVANS (1977) verwiesen.

3 Material und Methodik

3.1 Meßstellen

3.1.1 Grundwasser

Innerhalb des Untersuchungsgebiet befinden sich 40 Meßstellen in unterschiedlichen Grundwasserleitern. Diese sind in der Ausbauart und Qualität sehr unterschiedlich, da sie aus verschiedenen Jahrzehnten stammen und mit unterschiedlicher Zielsetzung abgeteuft wurden. Eine Übersicht ist der Tabelle 3-1 zu entnehmen.

3.1.1.1 Ausbau eigener Meßstellen

Während des Projektzeitraumes wurden 8 neue Meßstellen errichtet, zwei davon wurden als Doppelpiegel ausgebaut (Anhang A). Finanziert wurde der Ausbau vom Umweltforschungszentrum durch die Sektionen Hydrogeologie in Halle und Sanierungsforschung in Leipzig.

Die ersten 4 Meßstellen (UFZ 1/96 bis UFZ 4/96) wurden im Winter 1995/96 durch die Bohrfirma Sächsischer Brunnen- und Spezialtiefbau GmbH, Albrechtshain, in Einzelbauweise abgeteuft. Sie sind sämtlich im Abstrom des Vollert-Süd positioniert.

Um die Meßstellendichte zu erhöhen, Lücken im Meßnetz zu schließen und weitere Informationen im Anstrom zu gewinnen, wurden 1997 nochmals 4 Meßstellen von der Firma Bohr und Brunnenbau GmbH, Stedten, abgeteuft. Hierbei wurde im Anstrom des Vollert-Süd ein Doppelpiegel in den tertiären Grundwasserleitern 5.2 und 6.1 verfiltert (UFZ 6/97). Das gleiche sollte im Abstrom erfolgen. Durch die Einleitung von Seewasser als Spülwasser wurde die Meßstelle (UFZ 5/97) jedoch für hydrochemische Untersuchungen unbrauchbar gemacht und nur zur Messung des Wasserstandes im GWL 1.8 und GWL 5.2 genutzt. Daraufhin wurde eine Ersatzbohrung niedergebracht (UFZ 5a/97). Da jedoch in dieser das Filterrohr des Grundwasserleiters 5.2 bohrtechnisch zerstört wurde, war eine dann erfolgreiche zweite Neubohrung (UFZ 7/97) erforderlich.

Als Art des Bohrverfahrens kamen die Bohrung mit durchgehender Gewinnung gekernter und nicht gekernter Proben bzw. mit Gewinnung unvollständiger Proben bei drehendem, rammendem und schlagendem Löseverfahren zum Einsatz. Die verwendeten Bohrwerkzeuge waren die Schnecke, Schappe, Meißel und Ventilbohrer mit Gestänge- und Seilantrieb. Als Spülhilfe wurde Wasser und Dickspülung verwendet.

3.1.1.2 Vermessung

Die topographische Vermessung sämtlicher Grundwassermeßstellen erfolgte in mehreren Kampagnen im Frühjahr 1997 unter Mithilfe von Dr. Kennedy, Sektion Sanierungsforschung, UFZ. Ältere Aufzeichnungen wiesen teilweise Abweichungen von bis zu 1 m von der realen Höhe über NN auf. Gründe hierfür könnten in einer ungenauen Vermessung, nachträglichen Veränderungen des Meßstellenausbaus oder geringfügigen Bergsenkungen liegen.

Zur Vermessung wurde ein Theodolit AT-G4 mit einer 26-fachen Vergrößerung der Firma TOPCON, Willich verwendet. Die Meßgenauigkeit betrug ± 2 mm auf 1 km.

Meßstelle	RW	HW	HüNN [m]	RüNN [m]	GWL	FOK [m]	FUK [m]	Teufe [m]	Ausbau - Ø [Zoll]
UFZ 1/96	4504349	5663171	194,2	195,14	1.8	32,0	36,0	37,0	4
UFZ 2/96	4504213	5663582	193,2	194,00	5.2	46,0	54,0	54,0	4
UFZ 3/96	4504896	5663871	199,1	199,90	5.2	68,0	74,0	74,0	4
UFZ 4/96	4504957	5663519	197,7	198,70	5.2	64,0	72,0	72,0	4
UFZ 5/97 o	4504370	5663345	197,0	197,71	1.8	32,6	33,6	35,0	4
UFZ 5/97 u	4504370	5663345	197,0	197,64	5.2	46,0	48,0	49,0	4
UFZ 5a/97	4504370	5663310	195,8	196,61	6.1	54,5	68,0	71,5	5
UFZ 6/97 o	4503930	5663140	188,7	189,37	5.2	28,0	30,0	31,0	4
UFZ 6/97 u	4503930	5663140	188,7	189,49	6.1	31,0	34,5	35,5	4
UFZ 7/97	4504370	5663300	195,8	196,71	5.2	44,0	48,5	49,5	4
GWM 1o	4503616	5663250	186,3	187,62	1.8	6,0	8,0	8,3	2
GWM 1m	4503616	5663250	186,3	187,62	5.2	21,6	26,6	26,7	2
GWM 1u	4503616	5663250	186,3	187,62	6.1	33,5	38,5	38,5	2
GWM 2o	4504290	5662910	191,8	192,74	Quart.	16,0	21,0	22,4	2
GWM 2m	4504290	5662910	191,8	192,74	Quart.	24,5	28,5	30,6	2
GWM 2u	4504290	5662910	191,8	192,74	5.2	36,0	42,0	42,0	2
GWM 3o	4504340	5663240	194,5	196,04	Quart.	5,0	7,0	7,0	2
GWM 3m	4504340	5663240	194,5	196,04	1.8	31,0	35,0	35,0	2
GWM 3u	4504340	5663240	194,5	196,04	5.2	47,5	51,5	51,5	2
GWM 5	4503880	5663530	190,9	191,78	5.2	38,0	44,0	44,0	2
Hy Db 1/95	4504636	5663524	202,4	203,60	5.2	68,0	75,0	75,0	5
Hy Db 2/95	4504664	5664189	194,4	195,40	5.2	40,0	57,0	58,0	5
Hy Db 10/95	4504870	5663217	197,1	197,88	5.2	46,0	58,0	60,0	5
P 11248 o	4504601	5663330	198,5	199,69	Quart.	10,4	12,4	14,4	2
P 11248 m	4504601	5663330	198,5	199,73	Quart.	19,1	21,1	23,1	2
P 11248 u	4504601	5663330	198,5	199,78	1.8	35,0	37,0	39,0	2
P 21143 o	4504263	5663546	194,7	195,35	Kippe	30,0	32,0	33,0	2
P 21143 u	4504263	5663546	194,7	195,35	5.2	36,0	38,0	39,0	2
P 20241	4504207	5664232	192,9	193,73	5.2	61,0	65,0	67,0	5
20245 o	4504828	5662567	188,0	188,70	Quart.	13,5	17,5	19,5	4
20245 u	4504828	5662567	188,0	188,68	5.2	54,0	60,0	62,0	4
P 8/72o	4504042	5662960	188,3	189,21	Quart.	21,0	23,0	23,0	2
P 8/72u	4504042	5662960	188,3	189,12	5.2	27,0	29,0	30,0	2
8614	4504287	5662391	200,1	201,16	Quart.	23,0	29,0	22,5	4
15515 o	4504354	5662859	190,3	190,95	1.8	25,0	33,0	34,8	2
15515 u	4504354	5662859	190,3	190,95	5.2	38,0	49,0	49,0	2
13114	4504368	5662844	189,8	190,77	1.8	21,0	25,0	25,0	2
20242	4504907	5664217	195,4	196,20	5.2	66,0	70,0	71,0	5
20256 o	4505152	5663136	189,4	190,10	Quart.	7,0	9,0	11,0	4
20256 u	4505152	5663136	189,4	190,15	5.2	43,3	47,3	48,3	4

Tabelle 3-1: Position und Ausbau der Grundwassermeßstellen

3.1.1.3 Tiefensondierung

Zur Überprüfung der älteren Grundwassermeßstellen wurden Tiefensondierungen mit einer Multiparametersonde KLL-Q (100 m), Firma SEBA, Kaufbeuren durchgeführt. Anhand eines Leitfähigkeitsprofils konnten die Filterstrecke und -wirksamkeit überprüft werden. Zwischen dem Grundwasser im Vollrohr, Filterbereich und Pegelsumpf ist im Falle einer intakten Meßstelle ein deutlicher Unterschied in der Leitfähigkeit zu erkennen (Abbildung 3-1). Defekte Brunnen zeigen dagegen meist eine stark erhöhte Leitfähigkeit ohne Variation über die Tiefe.

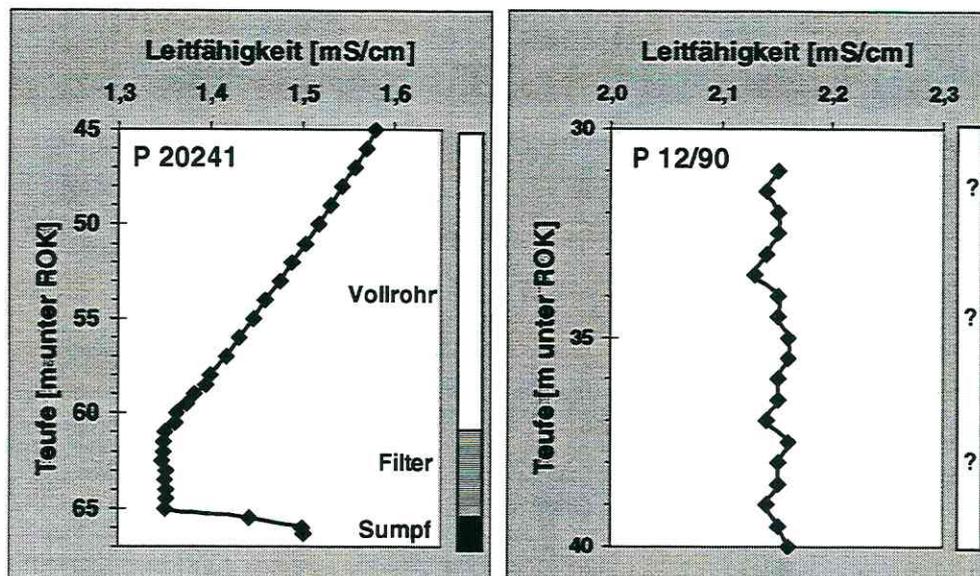


Abbildung 3-1: Leitfähigkeitsprofil in intakter (links) und defekter (rechts) Meßstelle

3.1.2 Seewasser

3.1.2.1 Meßlatten

Die Meßpunkte zur Seewasserspiegelkontrolle befinden sich am Südwestufer im Hafen des Vollert-Süd (Nullpunkt = 171,31 müNN) und am Nordufer des Vollert-Nord (182,59 müNN).

3.1.2.2 Kerngewinnung im Vollert-Nord

Am 19.11.97 wurden aus dem Vollert-Nord 6 Sedimentkerne aus verschiedenen Wassertiefen zwischen 9 und 15 m entnommen, um sie an der TU Darmstadt im Rahmen einer Diplomarbeit (BLUHM-JANßEN 1998) untersuchen zu lassen. Sie dienen als ungestörtes und unkontaminiertes Vergleichsmaterial zum Seesediment des Vollert-Süd.

Die Probenahme erfolgte von einem Schlauchboot aus mit einem Sedimentstecher der Firma Niederreiter, Mondsee, Österreich. Die durchsichtigen PVC-Liner haben einen Durchmesser von 5 cm und eine maximale Länge von 60 cm.

3.2 Sediment

Während der Bohrarbeiten wurden teufenorientierte Sedimentproben mit einem Volumen von 1-2 l entnommen und in PVC-Beutel abgefüllt. Die Beschaffenheit des in den Kernkisten abgelegten Bohrgutes wurde vor Ort aufgenommen und anhand von DIN 4022 (Benennen und Beschreiben von Boden und Fels, 1982 & 1987) detailliert beschrieben. Das Vorhandensein von Kalk wurde mit 10%-iger Salzsäure bestimmt. Zusätzlich wurden vollständige Kerne in PVC-Linern gewonnen.

3.2.1 Korngrößen und Durchlässigkeit

Die Bestimmung der Durchlässigkeitsbeiwerte erfolgte durch HELBLING (1998) für rolliges Material anhand von Korngrößenanalysen und für bindiges Sediment mittels Durchflußmeßzellenversuchen.

3.2.1.1 Korngrößenanalyse

Die Korngrößenanalyse wurde an 12 Beutelp Proben aus verschiedenen Grundwasserleitern und Teufen nach DIN 18123 (Bestimmung der Korngrößenverteilung, 1996) durchgeführt (Tabelle 3-2).

Bohrung	Teufe [m]	GWL
UFZ 5/97	33,2	1.8
UFZ 5/97	42,0 – 42,5	5.2
UFZ 5/97	43,0 – 44,0	5.2
UFZ 5/97	49,9	5.2
UFZ 5a/97	54,3	6.1
UFZ 5a/97	58,0 – 59,0	6.1
UFZ 5a/97	59,0 – 59,5	6.1
UFZ 5a/97	59,5 – 60,0	6.1
UFZ 5a/97	63,0 – 63,5	6.1
UFZ 5a/97	65,0 – 66,0	6.1
UFZ 5a/97	67,0 – 68,0	6.1
UFZ 6/97	31,5 – 32,0	6.1

Tabelle 3-2: Übersicht der Beutelp Proben für die Korngrößenanalyse

Die Proben wurden zu Beginn bei 105 °C für mindestens 24 h im Trockenofen gelagert. Nachfolgend wurden sie durch definierte Siebe geschüttet und die Korngrößenfraktionen pro Sieb gewogen. Die Maschenweiten des verwendeten Siebsatzes reichen von 63 µm bis 20 mm. Die gewonnenen Werte wurden als Sieblinien mit dem Programm Winsieb 4.0 (Firma Geosystem, Bochum) dargestellt. Die Größen d_{10} und d_{60} (Korndurchmesser bei 10% bzw. 60% Siebdurchgang der Summenkurve) sowie der Ungleichförmigkeitsgrad $U = d_{60}/d_{10}$ konnten abgelesen werden. Aus diesen Werten wurden die Durchlässigkeitsbeiwerte nach HAZEN (1893) und BEYER (1964) mit einer implementierten Überprüfung der Gültigkeitsgrenzen berechnet.

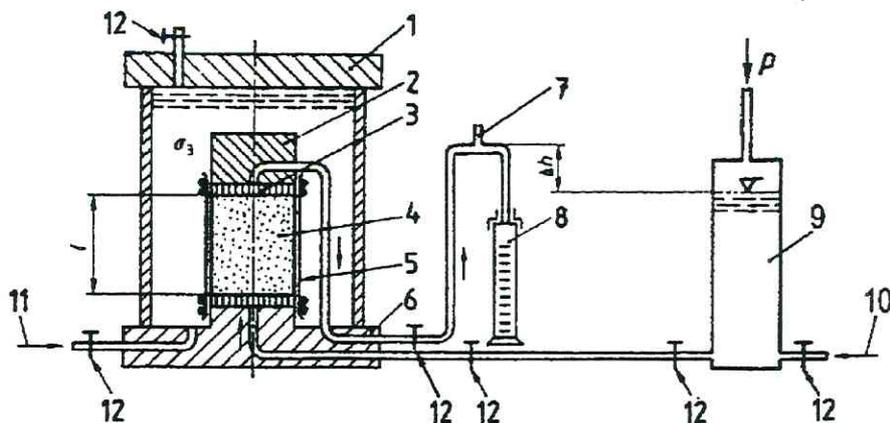
3.2.1.2 Durchflußmeßzellenversuch

Für die Durchflußmeßzellenversuche standen je ein Bohrkern aus dem Luckenauer Ton und dem Flöz 2.3 zur Verfügung (Tabelle 3-3). Aus den Kernen wurden jeweils drei gestörte Proben mit einem Durchmesser von ~50 mm gewonnen. Über den Quotienten aus Trockengewicht und Volumen wurde die Dichte der Kohle ($0,67 \text{ g/cm}^3$) und des Tones ($1,8 \text{ g/cm}^3$) bestimmt, um einen Vergleich zu den ungestörten Proben herzustellen. Nur bei den Kohleproben wurde die natürliche Dichte um 10% überschritten.

Bohrung	Teufe	Schicht
UFZ 5a/97	52,0 – 53,0	Luckenauer Ton
UFZ 6/97	26,0 – 26,6	Braunkohleflöz 2.3

Tabelle 3-3: Übersicht der Linerproben für die Durchflußmeßzellenversuche

Der Einbau der Proben erfolgte gemäß den natürlichen Druckbedingungen der Bohrkern nach DIN 18130-1 (Bestimmung des Wasserdurchlässigkeitsbeiwertes, 1989). Die Durchlässigkeitsbeiwerte wurden mit konstantem hydraulischem Gefälle und einer Fließrichtung von oben nach unten ermittelt. Der schematische Versuchsaufbau entspricht der Abbildung 3-2. Für theoretische Grundlagen wird auf REYNOLDS (1993) und HABETHA (1969) verwiesen.



- 1 Kopfplatte
- 2 Probenkopfstück mit spiralförmiger Rille über dem Filterstein
- 3 Filterstein
- 4 Probenkörper
- 5 Gummihülle mit je zwei O-Ringen
- 6 Bodenplatte
- 7 Glasrohr mit Belüftungsöffnung
- 8 Meßzylinder zur Bestimmung der abfließenden Wassermenge
- 9 Druckbehälter mit entlüftetem Wasser (Innendruck)
- 10 Zuführung von entlüftetem Wasser und Einleitung des Zellendrucks σ_3 (Außendruck)
- 11 Verschiedene Hähne
- l Sickerstrecke = Höhe H des Probenkörpers
- ρ Druck zur Erzeugung des hydraulischen Gefälles

Abbildung 3-2: Schematischer Versuchsaufbau eines Durchflußmeßzellenversuches

3.2.2 Kohlenstoff-, Schwefel- und Stickstoffgehalte

Der Gehalt an Kohlenstoff der Sedimentproben wurde im Rahmen einer Diplomarbeit von BLUHM-JANßEN (1998) ermittelt. Hierfür stand ein CNS-Analysator Vario EL der Firma Elementar Analysensysteme GmbH, Hanau, zur Verfügung. Um den Gehalt an organischem Kohlenstoff messen zu können, wurde zunächst der anorganische Kohlenstoff durch Salzsäure im Überschuß entfernt. Anschließend wurden bis zu 50 mg der Probe in ein Zinkschiffchen eingewogen und in einer Verbrennungskammer einer Elementaranalyse unterzogen. Neben dem Kohlenstoff wurden noch Stickstoff (N) und Schwefel (S) bestimmt.

3.2.3 Sorption

Unter Sorption versteht man den Prozeß der Verlagerung eines Stoffes aus der wässrigen Phase an (zweidimensionale Adsorption an Oberflächen) oder in (dreidimensionale Absorption) eine Feststoffmatrix.

3.2.3.1 Proben

Im Rahmen der Diplomarbeit von BLUHM-JANßEN (1998) wurde die Sorption von Phenol im 2-Phasen-System Wasser-Boden untersucht. Zur Verfügung standen Materialproben aus Bohrungen der neu errichteten Meßstellen, den Kernen der Probenahme auf dem Vollert-Nord und Vergleichsproben (Tabelle 3-4). Die Vergleichsproben stammten aus der Untersuchung von SCHIEDEK (1996) aus dem süddeutschen Raum und sind hinsichtlich der sedimentspezifischen Materialeigenschaften sowie der Sorption mit Phthalaten hinreichend charakterisiert.

Bohrung	Bezeichnung	Teufe [m]	Schicht
UFZ 5/97	18a	33,2	GWL 1.8
UFZ 5/97	Bra	35,0 – 36,1	Flöz 2.3
UFZ 5/97	LuTo	39,0 – 40,0	Luckenauer Ton
UFZ 5/97	5a	42,0 – 42,5	GWL 5.2
UFZ 5/97	5b	43,0 – 44,0	GWL 5.2
UFZ 5/97	5c	49,0 – 49,4	GWL 5.2
UFZ 5a/97	6a	54,3	GWL 6.1
UFZ 5a/97	6b	58,0 – 59,0	GWL 6.1
UFZ 5a/97	6c	59,0 – 59,5	GWL 6.1
UFZ 5a/97	6d	59,5 – 60,0	GWL 6.1
UFZ 5a/97	6e	63,0 – 63,5	GWL 6.1
UFZ 5a/97	6f	65,0 – 66,0	GWL 6.1
UFZ 5a/97	6g	67,0 – 68,0	GWL 6.1
SES 15 (Vollert-Nord)	15a	0,0 – 0,12	Gyttja
SES 15 (Vollert-Nord)	15b	0,12 – 0,38	Ton/Gyttja
SES 15 (Vollert-Nord)	15c	0,38 – 0,57	Ton

Tabelle 3-4: Übersicht der Sedimentproben für die Sorptionsversuche

3.2.3.2 Analytik

Die Analytik der Phenole für die Sorptionsversuche wurde mit einem GBC 918 UV-Visible Zweistrahlenspektrometer der Firma GBC Scientific Equipment Pty Ltd., Victoria, Australien, an der TU Darmstadt durchgeführt. Es wird eine Meßküvette mit der Phenollösung gegen eine Referenzküvette mit destilliertem Wasser gescannt. Der Scan erstreckt sich über den UV-Bereich von 190 – 310 nm und zeigt bei 270 nm ein für Phenol charakteristisches Absorptionsmaximum (UV-ATLAS 1966-1971).

Die Quantifizierung erfolgt anschließend bei einer Wellenlänge von 270 nm mit einer 10 mm starken und 3,5 ml fassenden Glasküvette gegenüber Eichreihen mit definierten Konzentrationsstufen.

Um die Beeinflussung des Scans durch die Eigenabsorption von gelösten Huminstoffen und Kolloiden zu vermeiden, wurde von BLUHM-JANßEN (1998) ein probenspezifischer Korrekturfaktor ermittelt und das Problem damit mathematisch gelöst.

3.2.3.3 Versuchsdurchführung

Die Sorptionsversuche wurden als Batch-Experimente durchgeführt. Hierzu wurde eine definierte Masse von 5 g Sediment in 20 ml – Rollrandgläser gefüllt und mit 10 bzw. 15 ml flüssiger Phase (deionisiertes Wasser) vermischt.

Die Flüssigphase wurde aus einer Stammlösung mit 5 g/l Phenol in 4 Konzentrationsstufen auf 25, 50, 100 und 200 mg/l verdünnt. Zusätzlich wurde Natriumazid zugegeben, um den mikrobiologischen Abbau des Phenols zu unterbinden (TUOMINEN et al. 1994). Der Einfluß von Natriumazid auf die Sorption kann nach BLUHM-JANßEN (1998) ausgeschlossen werden.

Das feste Material wurde vor der Versuchsdurchführung homogenisiert, um die Kinetik nach BALL (1989) zu beschleunigen.

Für den Versuchsansatz wurden nun jeweils 3 Proben mit Sediment und Phenollösung, mit Sediment und Wasser sowie Phenollösung ohne Sediment angesetzt. Diese insgesamt 9 Gläser pro Materialprobe und Konzentration wurden daraufhin mit einer Kunststoffkappe versehen, einmal am Tag geschüttelt und dunkel bei 4 °C aufbewahrt

Die Probenahme der flüssigen Phase erfolgte mit einer Pipette am 1., 4., 6. und 14. Tag, wobei die entnommene Menge erst zentrifugiert, dann analysiert und anschließend wieder in das Probenglas zurückgegeben wurde.

Durch den dreifachen Versuchsansatz und die Gleichbehandlung aller Proben ist eine hohe Reproduzierbarkeit gewährleistet.

3.2.3.4 Sorptionsisothermen

Die Beziehung zwischen der Konzentration einer an die Feststoffmatrix sorbierten Verbindung C_s und der Konzentration dieser Verbindung in der Wasserphase C_w lässt sich mit Sorptionsisothermen beschreiben. Ein thermodynamisches Gleichgewicht bei konstanter Temperatur wird vorausgesetzt. Aus dem Konzentrationsverhältnis dieser beiden Phasen lässt sich der Verteilungskoeffizient K_d berechnen (Abbildung 3-3). Im einfachsten Fall ist dieser Wert konzentrationsunabhängig und damit konstant. In diesem Fall spricht man von linearer oder Henry-Sorption (HENRY 1805). Bei hohen Konzentrationen bzw. weiten Konzentrationsbereichen verhält sich die Sorption nicht linear (WALTERS & LUTHY 1984, WEBER & MILLER 1988, HERBERT et al. 1992). Für diese Fälle wurden die nicht-linearen Modelle der Freundlich- (FREUNDLICH 1909), Langmuir- (LANGMUIR 1918) oder BET-Isothermen (BRUNAUER et al. 1938) entwickelt.

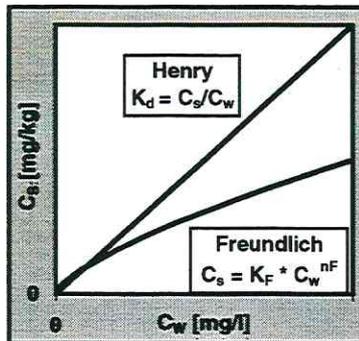


Abbildung 3-3: Sorptionsisothermen von Henry und Freundlich

Die Henry-Isotherme lässt sich mit dem Freundlich-Koeffizient K_F und dem Freundlich-Exponenten n_F erweitern. Durch Logarithmieren wird die Freundlich-Isotherme linearisiert und die Sorptionsparameter können nach Gleichung 3-1 bestimmt werden.

$$\log C_s = n_F \cdot \log C_w + \log K_F \quad \text{Gleichung 3-1}$$

3.2.3.5 K_{OC} -Konzept

Eine erste Abschätzung des Sorptionsvermögens eines Feststoffes kann mit Hilfe des K_{OC} -Konzeptes vorgenommen werden. Dieser ebenfalls lineare Verteilungskoeffizient beruht auf der Annahme, daß die Sorption primär an dem organisch gebundenen Kohlenstoff (OC oder C_{org}) stattfindet (LAMBERT 1966, BRIGGS 1969). Er ist nach Gleichung 3-2 definiert als:

$$K_d = \frac{K_{OC} \cdot C_{org} [\%]}{100} \quad \text{oder} \quad K_{OC} = \frac{K_d \cdot 100}{C_{org} [\%]} \quad \text{Gleichung 3-2}$$

Über den bekannten Verteilungskoeffizienten K_{OW} kann mit Hilfe der empirischen Konstanten a und b nach Gleichung 3-3 (COLLANDER 1951) der K_{OC} berechnet werden:

$$\log K_{OC} = a \cdot \log K_{OW} + b \quad \text{Gleichung 3-3}$$

3.3 Hydraulik

3.3.1 Wasserstandsmessung

Die Messung der Grundwasserstände erfolgte manuell mittels eines 50 m - Kabellichtlotes der Firma SEBA, Kaufbeuren, im Abstand von ca. 4 Wochen. Die Grundwasserstände der einnivellierten Meßstellen werden mit einer Genauigkeit von <1 cm in Meter über Meeresspiegelniveau (müNN) angegeben.

Die Ablesung der Seewasserstände über dem Bezugspunkt erfolgte zur gleichen Zeit an den angebrachten Pegellatten.

3.3.2 Pumpversuch

Im Rahmen der Diplomarbeit von HELBLING (1998) wurde vom 6.-7.1.98 ein Pumpversuch an der Grundwassermeßstelle HyDb 10/95 durchgeführt (Abbildung 3-4). Sie befindet sich am Rande der Deponie Siegfried und ist mit einem Durchmesser von 5 Zoll im Grundwasserleiter 5.2 ausgebaut. Der gespannte Grundwasserleiter wird im Liegenden bei 58,5 m Teufe von einem mehr als 1,5 m mächtigen Ton und im Hangenden bei 45 m Teufe von dem 1,6 m mächtigen Luckenauer Ton begrenzt. Die Gesamtmächtigkeit von 13,5 m umfaßt sandiges Material mit einer 2,3 m dicken Kiesschicht.

Die bei dem Pumpversuch eingesetzte mehrstufige Kreiselpumpe mit Elektromotor in Mantelbauweise stammt von der Firma KSB. Das Modell UPA 100B 11/17 besitzt eine maximale Förderleistung von 15,5 m³/h bei einem Durchmesser von 98 mm. Die Förderleistung der Pumpe wurde mit einem magnetisch induktiven Volumenstromaufnehmer aufgezeichnet.

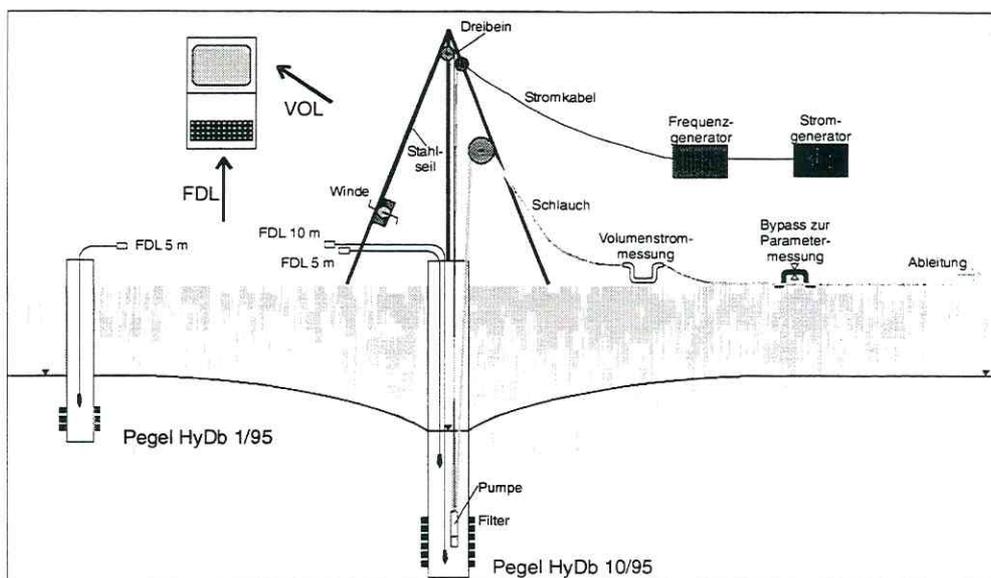


Abbildung 3-4: Schematische Skizze des Pumpversuches (verändert nach HELBLING 1998)

Während des Pumpversuches wurden zur Aufzeichnung der Ganglinie zwei verschiedene Feld-Data-Logger (FDL) der Firma Umwelt- und Ingenieurtechnik GmbH, Dresden eingesetzt. Der FDL 5 kann mit einem keramischen Sensor und einer Genauigkeit von 1 mm einen Druck von 5 m Wassersäule aufnehmen. Der FDL 10 ist hingegen mit einem piezoresistiven Sensor ausgestattet und verfügt mit einer Genauigkeit von 1 cm über eine maximale Druckaufnahme von 10 m Wassersäule. Die Daten werden mit einem speziellen Pumpversuchsprogramm mit automatischer Zeitschrittweitensteuerung von 2 bis 120 Sekunden aufgezeichnet.

In der ca. 350 m entfernten Grundwassermeßstelle HyDb 1/95 wurde zeitgleich mit einem weiteren FDL 10 die sogenannte Wetterganglinie gemessen, um den Pumpversuch um die barometrischen Einflüsse auf den Grundwasserleiters 5.2 zu korrigieren.

Um die Entwicklung des Absenkungstrichters zu verfolgen, standen keine weiteren Beobachtungsbrunnen in der näheren Umgebung zur Verfügung

3.3.3 Slug Test

An 5 Grundwassermeßstellen (Tabelle 3-5) mit einem Durchmesser von 4 Zoll wurden in verschiedenen Grundwasserleitern von HELBLING (1998) Slug Tests durchgeführt.

Bohrung	Teufe [m]	GWL
UFZ1/96	32,0 – 36,0	18
UFZ 2/96	46,0 – 54,0	52
UFZ 5a/97	54,5 – 68,0	61
UFZ 6/97o	28,0 – 30,0	52
UFZ 6/97u	31,0 – 34,5	61

Tabelle 3-5: Übersicht der Meßstellen mit durchgeführten Slug Tests

Das Wasser zur Erhöhung des Wasserspiegels wurde mit einer Druckpumpe (MP1, Firma Grundfos) aus den Meßstellen selbst gefördert, um eine hydrochemische Veränderung der Grundwasserleiter zu verhindern. Die Rückfüllung erfolgte entweder aus einem 120 l-Regenwasserfaß oder zwei 60 l – Tonnen. Die Ganglinien wurden wiederum mit einem FDL 5 aufgezeichnet.

3.3.4 Seepage Meter

Um den möglichen Zu- und Abfluß von Grundwasser in den oder aus dem Vollert-Süd qualitativ und quantitativ nachzuweisen, wurde von KENNEDY et al. (1997) im Rahmen eines Forschungsaufenthaltes an der Sektion Sanierungsforschung, UFZ Leipzig, ein experimentelles Seepage Meter (Infiltrometer) entwickelt.

Es basiert auf dem Entwurf eines Seepage Meter nach LEE (1977) und wurde mit zusammensteckbaren Hohlrohren für den Einsatz in größeren Tiefen bis 25 m modifiziert und erheblich verstärkt (Abbildung 3-5).

Die Methode besteht darin, daß ein einseitig offener Metallzylinder in den Gewässerboden gedrückt wird. Auf dem Auslaufstutzen des Zylinderdeckels wird mit Plastikschläuchen ein

komprimierbarer Folienbeutel so installiert, daß er frei auf dem Gewässer schwimmen kann. Durch die Veränderung der Wassermenge in dem Beutel läßt sich die In-/Exfiltration am Seegrund mathematisch berechnen. Nach DRIESCHER & DRIESCHER (1991/1992) ist dies die praktikabelste Methode, das System Oberflächen-/Grundwasser in Bezug auf Flußraten zu beschreiben.

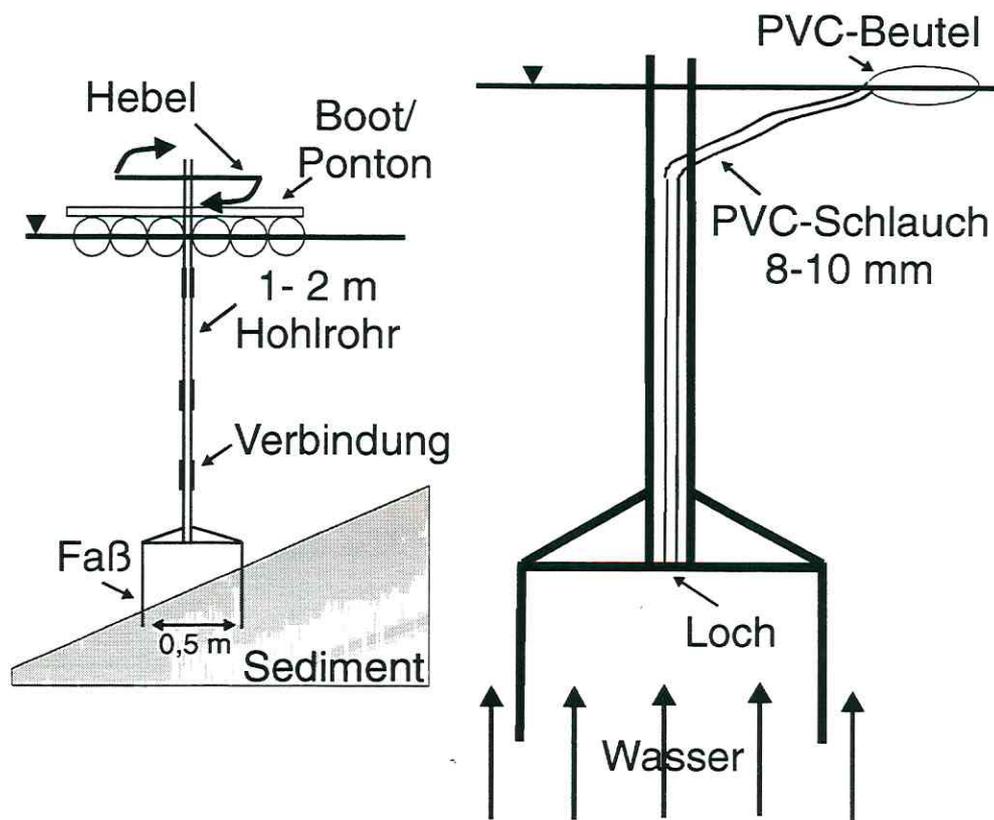


Abbildung 3-5: Aufbau des Seepage Meter (verändert nach KENNEDY et al. 1997)

3.4 Hydrochemie

Die Untersuchung der Hydrochemie des Grundwassers erfolgte in bis zu 18 Meßstellen mit einer Häufigkeit von 2 – 5 mal pro Jahr vom Herbst 1996 bis zum Frühjahr 1999. Für zeitliche Entwicklungen wurden die Datenreihen mit vorhergehenden Untersuchungen des UFZ und verschiedener Ingenieurbüros ergänzt.

Der Restsee Vollert-Süd wird im Zuge von Sanierungsmaßnahmen des Gewässers durch die Sektion Sanierungsforschung des Umweltforschungszentrums betreut und nahezu wöchentlich beprobt. Innerhalb des Projektes wurde der See lediglich einmal orientierend am 24.1.97 an der tiefsten Stelle untersucht.

Eine erstmalige hydrochemische Charakterisierung des Restsees Vollert-Nord wurde am 19.11.97 vorgenommen.

3.4.1 Probenahme

Die Probenahme des Grundwassers erfolgte mit einer Druckpumpe MP-1, Firma Grundfos, Leipzig, in einer Position ca. 2 m oberhalb des Filters bei einer Förderrate von 8-10 l/min. Das Standrohrvolumen der Meßstelle wurde mindestens 3 mal geleert, bevor eine Probenahme in Übereinstimmung mit DIN 38402-13 (Probenahme aus Grundwasserleitern, 1985) nach einer Stabilisierung der physikochemischen Parameter erfolgte.

Zusätzlich wurde ein 0,5 l-Edelstahlschöpfer benutzt, um einzelne Pegel kurzfristig und zeitsparend - auch zwischen den Meßkampagnen - zu untersuchen.

Die Beprobung des Seewassers erfolgte mit einem 2 l - Schöpfer der Firma Hydro-Bios, Kiel, von einem Schlauchboot bzw. bei der Winterbeprobung des Vollert-Süd vom Eis aus.

3.4.2 Chemische Analytik

Sämtliche Analysen erfolgten am Umweltforschungszentrum Leipzig – Halle in den Sektionen Hydrogeologie, Bodenforschung, Analytik und Sanierungsforschung. Die Proben wurden bis zur Messung lichtgeschützt bei 4 °C gelagert.

3.4.2.1 Feldparameter

Die physikochemischen Feldparameter pH, Redoxpotential, Sauerstoffgehalt, Temperatur und elektrische Leitfähigkeit wurden unmittelbar im Gelände mit einer Multiparametersonde (Multi Line P4, Firma WTW, Weilheim) gemessen. Um den Kontakt mit der Atmosphäre zu vermeiden, wurde eine geschlossene Durchflußmeßzelle verwendet. Das Redoxpotential ist nach HÖLTING (1996) temperaturkorrigiert auf das Wasserstoff-Potential umgerechnet. Die Bestimmung der Säurekapazität (m-Wert) bzw. Basekapazität (p-Wert) erfolgte ebenfalls sofort im Feld mittels Titration (automatische Bürette) mit 0,1 n HCl auf einen pH-Wert von 4,3 bzw. 0,1 n NaOH auf pH 8,2.

3.4.2.2 Anorganik

Die Proben für die Anorganik wurden mit 0,45 µm Cellulose-Acetat-Filtern filtriert und in 100 ml HDPE-Flaschen abgefüllt. Die Hauptkationen (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}) und Hauptanionen (Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^- , Br^- , F^-) wurden ionenchromatographisch (DX 100, Firma Dionex, Idstein), NH_4^+ kolorimetrisch mit einem Photometer (Lasa plus, Firma Dr. Lange, Düsseldorf) und mit der ISE (Ionenselektive Elektrode, pMX 3000, WTW, Weilheim) sowie Fe_{ges} mit der ICP-AES (Induktiv gekoppeltes Plasma-Atomemissionsspektrometer, Spectroflame, Firma Spectro Analytical Instruments, Kleve) gemessen.

3.4.2.3 Organik

Für die Messung der organischen Parameter wurden dunkle 100 ml Glasflaschen mit Schliffstopfen verwendet und bis zum Rand gefüllt.

Die Phenolproben wurden zur Messung auf Zimmertemperatur gebracht, dann 4 ml unter Argonatmosphäre entnommen und mit einer SPME (Solid phase micro extraction, Polyacrylat) für 1 Stunde bei pH 2 extrahiert und anschließend bei 280 °C desorbiert. Die Analyse erfolgte mit einem MSD (Massenselektiver Detektor, Hewlett-Packard, Palo Alto, USA) und zur weiteren Übersichtsanalyse zusätzlich noch mit einem GC-MS (Gaschromatograph-Massenspektrometer, San Jose, USA) im full scan mode.

Der Summenparameter AOX (an Aktivkohle adsorbierbare organische Halogenide) wurde mit einem AOX-Analysator (Gerät 94.1, Elektrochemie Halle) mikrokolorimetrisch detektiert. Die Trinkwasserverordnung schreibt <10 µg/l vor.

Auf die Untersuchung von BTEX (Benzol, Toluol, Ethylbenzol und Xylol) wurde verzichtet, da vorangehende Untersuchungen des UFZ von Herbst 1995 bis Herbst 1996 lediglich Konzentrationen unterhalb von 1,5 µg/l erbrachten. Der Referenzwert der Holland-Liste gibt 50 µg/l je Einzelstoff an. Auch konnte kein Zusammenhang zum Restsee Vollert-Süd erkannt werden (freundl. mündl. Mitt. Dr. Dermietzel, Sektion Hydrogeologie, UFZ Halle).

Der DOC-Wert (dissolved organic carbon = gelöster organischer Kohlenstoff) wurde aus der Differenzenmethode als TC (total carbon = Gesamtkohlenstoff) minus IC (inorganic carbon = anorganischer Kohlenstoff) mit einem TOC 5050, Firma Shimadzu, Kyoto, Japan, gewonnen. Zur Kontrolle bei niedrigen Gehalten an organischem Kohlenstoff wurde mit demselben Gerät noch der NPOC (nicht ausblasbarer organischer Kohlenstoff) gemessen.

3.4.2.4 Isotope

Die **stabilen Isotope** werden in dem Isotopenverhältnis δR (R = ratio) einer Probe relativ zu einem internationalen Standard angegeben. Dieses Verhältnis, bzw. die Abweichung vom Standard ist nach Gleichung 3-4 definiert als

$$\delta R_{\text{Probe}} [\text{‰}] = \frac{R_{\text{Probe}} - R_{\text{Standard}}}{R_{\text{Standard}}} * 1000 \quad \text{Gleichung 3-4}$$

mit $R = (^2\text{H}/^1\text{H}), (^{18}\text{O}/^{16}\text{O}), (^{15}\text{N}/^{14}\text{N})$

Zur Analyse der stabilen Isotope werden die Proben in ein Meßgas umgewandelt und mit einem Isotopenverhältnis-Massenspektrometer, Typ delta S, Firma Finnigan MAT, San Jose, USA gemessen.

Für die Deuterium-Bestimmung werden 3 µl der Wasserprobe unter Vakuum verdampft und bei 850 °C mit Chrom zu H_2 reduziert. Die Messung erfolgt gegen den internationalen Standard VSMOW (Vienna Standard Mean Ocean Water). Der Fehler beträgt nach einer Doppelbestimmung 1 ‰.

Der $\delta^{18}\text{O}$ -Wert wird über die Äquilibrierungsmethode zwischen CO_2 bekannter Isotopenzusammensetzung und 5 ml Wasserprobe (mit Puffergemisch auf pH 6-6,5 gebracht) gewonnen. Das Gleichgewicht der Sauerstoff-Isotopen ist nach ca. 6 Stunden bei konstanter Temperatur in einer Schüttelapparatur erreicht. Das CO_2 wird nach einer Trocknung bei -65 °C ebenfalls gegen VSMOW im delta S gemessen. Der Meßfehler ist < 0,1 ‰.

Das Stickstoffisotop ^{15}N im Ammonium und Nitrat wird gegen den Standard Luft gemessen. Um Stickstoffgas für die Messung zu erzeugen, werden Ammonium-haltige Proben mittels Kjeldahl-Destillation in Ammoniumsulfat überführt und getrocknet. Nitrat muß vorher mit Hilfe von 5 g Devarda-Legierung in Ammonium umgewandelt werden. Die Genauigkeit liegt bei 0,5 %.

Das **radioaktive Isotop** Tritium T wird elektrolytisch aus 250 ml Probe unter Zugabe von Natriumperoxid in Edelstahlzellen mit Weichstahlkathode um den Faktor 15-18 angereichert und mit Flüssigszintillationsspektrometrie im Quantulus 1220, EG&G Wallac, Turku, Finnland, über 1000 min detektiert. Die Konzentrationsangabe erfolgt in Tritium Units (TU) mit einer Nachweisgrenze von 0,5 TU und einer Abweichung von ± 10 % bei hohen Konzentrationen.

Die Messung des Krypton-Isotopes ^{85}Kr erfolgte am Physikalischen Institut der Universität Bern. Hierzu muß nach BALDERER (1985) mindestens 1 m³ Wasser im Feld durch Vakuum-Extraktion entgast und in einer Druckflasche aufgefangen werden. Die Messung des β -Zerfalls erfolgt im Low-Level Bereich mit einem Gaszählrohr mit der Einheit dpm/cm³ Kr STP (disintegration per minute/cm³ Krypton standard pressure). Die Meßgenauigkeit liegt bei 20 %.

3.4.2.5 Gelöste Gase

An einigen Wasserproben wurde der Gehalt an gelöstem Methan CH₄ und Stickoxid N₂O in $\mu\text{g/l}$ mit einem Shimadzu Gaschromatographen, Kyoto, Japan, mit angeschlossenem Stickstoff- bzw. Methandetektor gemessen. Die Standardabweichung beträgt ca. 2 %.

3.5 Hydroakustik

Die beiden Restseen Vollert-Süd und -Nord wurden mit zwei unterschiedlichen Methoden untersucht. Für die ausführliche Darstellung der hydroakustischen Verfahren wird auf ATZLER (1994) verwiesen.

3.5.1 Echolot

Am 27./28.8.97 wurde der See Vollert-Nord im 50 m-Raster mit einem Echolot der Sektion Gewässerforschung, Magdeburg, erstmalig vermessen. Ziel war die Gewinnung einer bathymetrischen Karte. Die geographische Zuordnung erfolgte über ein DGPS (Differential Global Positioning System) mit der Basisstation auf einem trigonometrischen Punkt und der Sendeeinheit auf dem Meßboot.

3.5.2 Boomer

Im Auftrag des UFZ, Sektion Sanierungsforschung, wurde am 21./22.8.97 von der Firma Nautik GmbH, Sasbach/Rhein, der See Vollert-Süd mit einem hochauflösenden Echographen (Boomer) reflexionsseismisch untersucht. Ziel war es, die genaue Wassertiefe sowie die Mächtigkeit und Verteilung der im See abgelagerten Sedimente zu erkunden. Die Vermessung erfolgte im 5 m Abstand mit einem Laserortungssystem in lokalen Koordinaten.

3.6 Geographisches Informationssystem (GIS)

Im Rahmen der Diplomarbeit von HELBLING (1998) entstand zum Projekt Vollert ein GIS mit Hilfe des Programmpaketes Arc/Info, ESRI, Redland, USA, Version 7.2.1 auf einer UNIX Workstation. Für die Erstellung wurden Luftbilder und Karten verschiedener Zeitabschnitte digitalisiert, georeferenziert und miteinander verschnitten.

3.6.1 Luftbilder

Für die Luftbildauswertung standen folgende Unterlagen zur Verfügung:

- 4 Luftbilder vom Landesamt für Vermessung und Datenverarbeitung Sachsen-Anhalt, Halle, von 1994 im Maßstab ~1 : 14.500 (Abbildung 3-6).

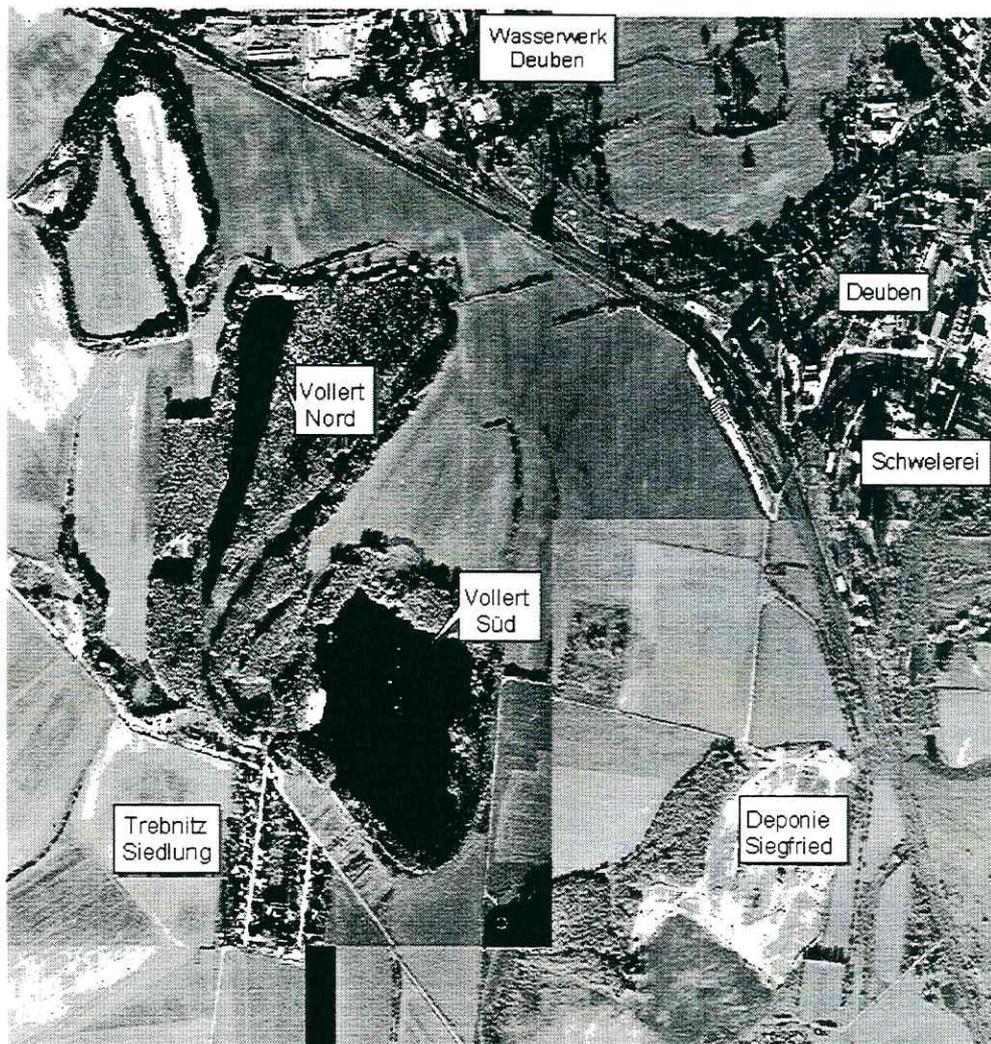


Abbildung 3-6: Luftbildsatz von 1994 (miteinander verschnitten)

- 2 Luftbilder von der UVE GmbH, Potsdam, von 1953 im Maßstab von $\sim 1 : 22.000$ (Abbildung 3-7).



Abbildung 3-7: Luftbild von 1953

3.6.2 Karten

Die das Arbeitsgebiet abgrenzenden Rechts- und Hochwerte sind im Gauß-Krüger-Bessel-System angegeben. Eine Zusammenstellung der verwendeten topographischen, geologischen, bodenkundlichen und bergbaulichen Karten ist HELBLING (1998) zu entnehmen.

3.7 Grundlagen der Grundwassermodellierung

3.7.1 Modellwahl

Bei dem untersuchten Problem handelt es sich um eine Modellierung der Grundwasserströmung mit Stofftransport in verschiedenen Porengrundwasserleitern in Kontakt mit einem Oberflächengewässer sowie einem aktivem Wasserwerk. Um die räumliche und zeitliche Komplexität zu erfassen, mußte ein dreidimensionales Modell aufgebaut werden.

Bei der Auswahl eines Modells muß darauf geachtet werden, daß Aufgaben und Ziele der Modellierung mit dem verwendeten Programmtyp physikalisch korrekt mit einem Minimum an Zeitaufwand und für Außenstehende verständlich und ansprechend dargestellt werden können. Die Möglichkeit der geostatistischen Bearbeitung zahlreicher Daten zur Rekonstruktion geologischer Strukturen oder zur räumlichen und zeitlichen Interpolation hydrogeologischer oder chemischer Daten muß gegeben sein, ebenso die Nutzung GIS-gestützter Karten. Die vorliegenden Informationen sollten ohne aufwendige Schnittstellenprogrammierung im Preprocessing in das Modell implementiert werden. Es sind leistungsfähige und zeitoptimierte Netzgeneratoren und Berechnungsalgorithmen zu verwenden, die stabil arbeiten. Die Gittergröße, Zeitschrittweite und Berechnungsgenauigkeit bzw. Fehlertoleranzen müssen variabel steuerbar sein. Veränderungen bzw. Aktualisierungen innerhalb des Modells zur Parameteridentifikation oder Sensitivitätsanalyse dürfen keine zeitaufwendigen Operationen darstellen. Die Auswahl bzw. automatische Erkennung zwischen gespannten oder ungespannten Verhältnissen und stationärer bzw. instationärer Berechnung muß vorhanden sein. Konvektiver und dispersiver Transport mit Sorption sowie chemische Reaktionen 1. Ordnung werden vorausgesetzt. Der Postprocessor muß dazu in der Lage sein, die Ergebnisse in Karten, Profilschnitten oder Blockbildern darzustellen und Bilanzen (Volumen, Masse), Bahnlinien oder Durchbruchkurven zu berechnen. Nicht zuletzt sollte die Software auf handelsüblichen Personal Computern laufen und mit detaillierter Programmdokumentation und Online-Hilfe versehen sein. Eine laufende Verbesserung und eine Unterstützung durch den Lieferanten bei Problemen sind wünschenswert.

Um diese Voraussetzungen zu erfüllen, wurde das Programm FEFLOW (Finite Element subsurface FLOW system), Version 4.6 der Firma WASY (Institute for Water Resources Planning and System Research Ltd.) in Berlin verwendet. Es handelt sich hierbei um ein interaktives, menügesteuertes und graphik-basiertes Finite Elemente Modell zur Simulation der Grundwasserströmung, des Schadstoff- und Wärmetransportes.

3.7.2 Grundgleichungen

Es wird im folgenden nur auf die wichtigsten Gleichungen für dreidimensionale Grundwasserströmung mit Stofftransport des verwendeten Modells FEFLOW nach DIERSCH (1997) eingegangen. Wärme- und Dichteprozesse brauchen in dieser Modellierung nicht berücksichtigt zu werden. Die Abkürzungen richten sich nach dem FEFLOW-Manual.

Eine vollständige Zusammenstellung der physikalischen Grundlagen ist in zahlreichen Lehrbüchern wie z.B. BEAR & BACHMAT (1990), BUSCH et al. (1993), HOLZBECHER (1996), LEGE et al. (1996), SPITZ & MORENO (1996) oder ZHENG & BENNETT (1995) dokumentiert.

3.7.2.1 Grundwasserströmung

Der Kern der mathematischen Modellierung beruht auf fundamentalen physikalischen Prinzipien. Für mikroskopische Volumenelemente gelten die Erhaltungssätze für Masse, Impuls und Energie. Mit der Masse kann flüssige und feste Phase, Schadstoff oder eine chemische Komponente gemeint sein. Unter räumlicher Mittelung, der sogenannten Makroskopisierung, werden die Erhaltungssätze auf Repräsentative Elementare Volumen (REV) verallgemeinert (DIERSCH 1985). Diese REV müssen groß genug sein, um Fluktuationen mikroskopischer Eigenschaften zu vermeiden, aber auch klein genug, um die lokale Variabilität makroskopischer Merkmale abzubilden.

Über die Kontinuitätsgleichung wird die Erhaltung der Massenströme in der gesättigten Zone beschrieben. Sie besagt, daß die über eine Berandung ein- und ausströmende Masse gleich der zeitlichen Änderung der in einem REV enthaltenen Masse sein muß:

$$S_0 \frac{\partial h}{\partial t} + \frac{\partial q_i}{\partial x_i} = Q \quad \text{Gleichung 3-5}$$

mit S_0 = spezifischer Speicherkoeffizient, h = hydraulische Höhe, q_i = spezifische Durchfluß und Q = Quellen-/Senkenterm. Der Index i steht für die Richtungsorientierung der kartesischen Raumkoordinaten x , y und z (Rechtswert, Hochwert und Höhe).

Der Grundwasserleiter kann als 2-Phasen-System mit einer festen Phase s (solid) und einer flüssigen Phase f (fluid) beschrieben werden. Die Volumenfraktionen der Phasen sind über die Porosität $\varepsilon = \varepsilon_f$ und $\varepsilon_s = 1 - \varepsilon$ definiert.

Der spezifische Durchfluß (Darcy-Geschwindigkeit) q_i der flüssigen Phase ist von der Porosität und der Abstandsgeschwindigkeit v_i der flüssigen Phase abhängig:

$$q_i = \varepsilon v_i \quad \text{Gleichung 3-6}$$

Die hydraulische Durchlässigkeit wird im dreidimensionalen, anisotropen Medium zu dem Tensor K_{ij} , der von den Ortskoordinaten x , y und z abhängig sein kann:

$$K_{ij} = \frac{k_{ij} \rho g}{\mu} \quad \text{Gleichung 3-7}$$

mit k_{ij} = Permeabilität, ρ = Dichte des Wassers, g = Erdbeschleunigung und μ = Viskosität. Der Index j steht ebenfalls für eine Richtungsorientierung im Raum.

Die Erhaltung des Impulses erscheint hier als generalisierte Form der Darcy-Gleichung:

$$q_i = -k_{ij} \frac{\partial h}{\partial x_j} \quad \text{Gleichung 3-8}$$

mit

$$h = \frac{p}{\rho^* g} + z$$

Gleichung 3-9

wobei p = Druck und z = Ortshöhe ist. Demnach sind die Schwerkraft und die damit verbundenen Druckkräfte für die Grundwasserströmung verantwortlich.

3.7.2.2 Stofftransport

Ein im Wasser gelöster Stoff wird in seinem Transport durch die Advektion, Diffusion, Dispersion, Sorption und durch chemische oder biologische Prozesse beeinflusst.

Die Advektion ist der konservative Transport eines Stoffes entsprechend der Fließrichtung und -geschwindigkeit des Wassers.

Die Diffusion D_{Diff} findet ausschließlich aufgrund der thermischen Bewegung der Moleküle (Brown'sche Molekularbewegung) statt. Hierfür wird keine Geschwindigkeit des Wassers benötigt, sondern lediglich ein Konzentrationsgradient.

Sobald die Fließgeschwindigkeit größer Null wird, spielt auch die (hydromechanische) Dispersion eine Rolle. Darunter versteht man die Durchmischung der Wasserinhaltsstoffe durch unterschiedliche Fließbahnen und Geschwindigkeitsvariationen in den verschiedenen Porenkanälen.

Mit steigender Fließgeschwindigkeit wird der Einfluß der Diffusion gegenüber der Dispersion vernachlässigbar klein. Da meistens beide Prozesse gemeinsam auftreten, spricht man auch von hydrodynamischer Dispersion D (BEAR 1972).

Die Sorption wurde bereits im Kapitel 3.2.3 erläutert. Die Konzentration eines im Wasser mitgeführten Stoffes wird in seinem Transport durch Sorptionsprozesse verringert. Diese zeitliche Verzögerung der Ausbreitung einer Schadstofffahne wird bei der Modellierung über den Retardationskoeffizienten R realisiert, abhängig von der jeweiligen Sorptionsisotherme:

$$R = \varepsilon + (1 - \varepsilon)K_d \quad \text{Henry - Isotherme} \qquad \qquad \qquad \text{Gleichung 3-10}$$

$$R = \varepsilon + (1 - \varepsilon)K_f C^{n_f - 1} \quad \text{Freundlich - Isotherme} \qquad \qquad \qquad \text{Gleichung 3-11}$$

Der mikrobiologische Abbau oder chemische Zerfall eines Stoffes wird über eine Gleichung 1. Ordnung (irreversibler Zerfall) mit der Zerfallskonstante ϑ gesteuert:

$$\vartheta = \frac{\ln 2}{\tau_{1/2}} \qquad \qquad \qquad \text{Gleichung 3-12}$$

mit $\tau_{1/2}$ = Halbwertszeit.

Bio- oder geochemische Prozesse im Sinne von Reaktionen mit Stoffumwandlung mit höherer als 1. Ordnung können mit dem Programm FEFLOW nicht behandelt werden.

Nach der Berechnung der hydraulischen Höhe in Gleichung 3-5 und der Darcy-Geschwindigkeit in Gleichung 3-8, findet die Ausbreitung eines Stoffes zusammengefaßt nach der erweiterten Advektions-Dispersions-Gleichung statt:

$$R \frac{\partial C}{\partial t} + q \frac{\partial C}{\partial x} - \frac{\partial}{\partial x} \left(D \frac{\partial C}{\partial x} \right) + R \vartheta C = Q$$

Gleichung 3-13

Sorption + Advektion + Dispersion + Abbau = Quelle/Senke

3.7.3 Anfangs- und Randbedingungen

Um die Gleichungen für Strömung und Transport in dem dreidimensionalen Gebiet Ω lösen zu können, müssen Anfangs- und Randbedingungen vorgegeben werden.

Es gelten die **Anfangsbedingungen**:

$$h(x_i, 0) = h_I(x_i) \quad \text{Strömung}$$

Gleichung 3-14

$$C(x_i, 0) = C_I(x_i) \quad \text{Transport}$$

Gleichung 3-15

wobei h_I und C_I mit I = Initial einer räumlich verteilten, ortsabhängigen Anfangsfunktion entsprechen.

Das Gebiet Ω wird von dem Rand Γ begrenzt, dessen miteinander verbundene Teilstücke definiert sind als $\Gamma = \Gamma_1 \cup \Gamma_2 \cup \Gamma_3 = \Gamma_5 \cup \Gamma_6 \cup \Gamma_7$. Folgende **Randbedingungen** können auf diesen einzelnen Teilrändern separat vorgegeben werden:

Bei der Randbedingung 1. Art (Dirichlet-Bedingung) wird ein hydraulisches Potential bzw. eine Konzentration vorgegeben:

$$h(x_i, t) = h_I^R(t) \quad \text{auf} \quad \Gamma_1 \times t(0, \infty)$$

Gleichung 3-16

$$C(x_i, t) = C_I^R(t) \quad \text{auf} \quad \Gamma_5 \times t(0, \infty)$$

Gleichung 3-17

mit R für Randwert.

Die Randbedingung 2. Art (Neumann-Bedingung) gibt einen bekannten Zu- oder Abfluß vor:

$$q_h(x_i, t) = q_h^R(t) = -K_{ij} \left(\frac{\partial h}{\partial x_j} \right) \quad \text{auf} \quad \Gamma_2 \times t(0, \infty)$$

Gleichung 3-18

$$q_c(x_i, t) = q_c^R(t) = -D_{ij} \frac{\partial C}{\partial x_j} \text{ auf } \Gamma_6 \times t(0, \infty)$$

Gleichung 3-19

Die Randbedingung 3. Art (Cauchy-Bedingung) ist eine Linearkombination der beiden vorhergehenden im Falle eines Zu-/Abflusses, der von einer Differenz der hydraulischen Höhe oder der Konzentration abhängig ist:

$$q_h(x_i, t) = -\Phi_h(h^R - h) \text{ auf } \Gamma_3 \times t(0, \infty)$$

Gleichung 3-20

$$q_c(x_i, t) = -\Phi_c(C^R - C) \text{ auf } \Gamma_7 \times t(0, \infty)$$

Gleichung 3-21

wobei die Transferkoeffizienten Φ_h und Φ_c eine duale Funktion erfüllen:

$$\Phi_h = \begin{cases} \Phi_h^{in} & \text{für } h^R > h \\ \Phi_h^{out} & \text{für } h^R < h \end{cases}$$

Gleichung 3-22

$$\Phi_c = \begin{cases} \Phi_c^{in} & \text{für } C^R > C \\ \Phi_c^{out} & \text{für } C^R < C \end{cases}$$

Gleichung 3-23

Mit den zwei verschiedenen Koeffizienten für die Infiltration (in) und die Exfiltration (out).

Die Randbedingung 4. Art (Einzelbrunnen-Bedingung) wird realisiert durch:

$$Q_h^W(x_i, t) = \sum_m Q_m^W \prod_i \{ \delta(x_i - x_i^m) \} \text{ für } \forall (x_i, x_i^m) \in \Omega$$

Gleichung 3-24

$$Q_c^W(x_i, t) = \sum_m C_m^W Q_m^W \prod_i \{ \delta(x_i - x_i^m) \} \text{ für } \forall (x_i, x_i^m) \in \Omega$$

Gleichung 3-25

mit der Brunnenfunktion Q_h^W bzw. Q_c^W , der Förderrate Q_m^W und der Konzentration C_m^W im Einzelbrunnen m . Die Dirac'sche Deltafunktion δ beschreibt die räumliche Lage der einzelnen Förderbrunnen.

3.7.4 Stabilitätskriterien

Für die praktische Durchführung von Modellrechnungen müssen verschiedene Kriterien bzgl. der maximalen Gittergröße und der Zeitschrittweiten beachtet werden. Erfolgt dies nicht, können Stabilitätsprobleme auftauchen, die bei iterativen Lösungsverfahren zu keiner Lösungskonvergenz führen. Die Folge sind Oszillationen, also das Auf- und Abschwingen von Konzentrationen an einem festen Ort und die numerische Dispersion. Unter ihr versteht man u.a. das Erscheinen von Konzentrationen stromaufwärts, obwohl die Front diese Gitterknoten physikalisch noch nicht erreichen konnte.

Für die **örtliche Diskretisierung** hat die Gitter-Peclet-Zahl P_g der charakteristischen Elementlänge Δl einen entscheidenden Einfluß auf die Stabilität der Lösungen:

$$P_g = \left| \frac{\Delta l}{D + \frac{D_{Diff}}{v}} \right| \quad \text{Gleichung 3-26}$$

Nach DIERSCH (1985) werden beim Finite-Elemente-Verfahren Oszillationen verursacht, sobald die Gitter-Peclet-Zahl > 2 wird. Gemäß Gleichung 3-26 folgt daraus als Stabilitätskriterium (Peclet-Kriterium):

$$\Delta l \leq 2 \left(D + \frac{D_{Diff}}{v} \right) \quad \text{Gleichung 3-27}$$

Für die **zeitliche Diskretisierung** gelten verschiedene Kriterien:

Das Courant-Kriterium soll garantieren, daß in einem finiten Element während eines Zeitschrittes Δt die Konzentrationsdifferenz nicht größer werden kann als durch advective Stoffströme hervorgerufen wird. Maß ist die Courant-Zahl Cr :

$$Cr = \left| \frac{v \Delta t}{\Delta l} \right| \quad \text{Gleichung 3-28}$$

Das Courant-Kriterium ist erfüllt, wenn die Courant-Zahl < 1 ist, d.h.

$$\Delta t \leq \frac{\Delta l}{v} \quad \text{Gleichung 3-29}$$

Das Neumann-Kriterium soll verhindern, daß der Konzentrationsgradient in einem finiten Element während eines Zeitschrittes Δt allein durch diffusive oder dispersive Stoffströme umgekehrt werden kann. Mit der Neumann-Zahl

$$Fo = \frac{\Delta t (Dv + D_{Diff})}{\Delta l^2} \quad \text{Gleichung 3-30}$$

lautet das Neumann-Kriterium Zahl $Fo < 1/2$, d.h.

$$\Delta t \leq \frac{\Delta l^2}{2Dv + D_{Diff}} \quad \text{Gleichung 3-31}$$

Bei den Stabilitätskriterien ist die örtliche Diskretisierung nach HOLZBECHER (1996) vorrangig zu behandeln, da die zeitliche Diskretisierung durch die Wahl genügend kleiner Zeitschritte erfüllt werden kann. Eine Verminderung der Zeitschrittweiten führt allerdings zu einer Erhöhung der Rechenzeiten. Dagegen führt eine Halbierung sämtlicher Gitterabstände

alleine im 2D-Fall zu einer Vervierfachung der Zahl der Knoten. Dies kann leicht die Möglichkeiten eines Rechners übersteigen.

Für weitere Kriterien, die sich auf die Behandlung von Quellen und Senken, sowie den Abbau beziehen, wird auf LEGE et al. (1996) verwiesen.

3.7.5 Regionalisierungsverfahren

Um punktuell vorliegende Werte räumlich auf Flächen zu interpolieren, müssen geostatistische Verfahren verwendet werden. Während beim Aufbau der Geländeoberfläche meist auf ein hochauflösendes Digitales Geländemodell zurückgegriffen werden kann, ist die Erstellung von Schichtgrenzen, die Erzeugung von k_r -Wert-Feldern oder die Interpolation hydraulischer Höhen erheblich schwieriger. FEFLOW bietet hierzu im Preprocessing eine Auswahl verschiedener leistungsfähiger Regionalisierungsverfahren an. Eine aufwendige Bearbeitung einzelner Datensätze im Vorfeld einer Modellierung kann somit umgangen werden.

Das implementierte Geostatistik-Tool unterscheidet zwischen Ordinary Kriging nach MATHERON (1971) mit sphärischem Semivariogramm sowie der AKIMA-Interpolations- und Glättungstechnik für unregelmäßig verteilte Daten nach AKIMA (1978).

Das Ordinary Kriging ist eine lokal gewichtete Schätzung eines Wertes z an der Stelle x und y . Hierbei werden näher liegende Punkte stärker gewichtet als weiter entfernte, um eine minimale Varianz zu erreichen.

Bei der AKIMA-Interpolation werden in einem x - y -Koordinatensystem die z -Werte mit einem Polynom 5. Grades in x - und y -Richtung geglättet und interpoliert. Es kann noch zwischen der eigentlichen quadratischen Interpolation und einer vereinfachten linearen Methode gewählt werden. Durch die Angabe eines Toleranzwertes in % kann auch das Über- oder Unterschreiten von berechneten Werten angegeben werden.

Bei beiden Verfahren kann die Anzahl der benachbarten Werte variiert werden. Mit der Erhöhung der Zahl der Nachbarwerte wird die Glättung der Daten verstärkt. Bei kleinräumigen Abweichungen sollten deshalb wenige Nachbarn ausgewählt werden.

Für vertiefende Informationen bzgl der Regionalisierungsverfahren wird auf AKIN & SIEMES (1988), HEINRICH (1992) und SCHRÖDER et al. (1994) verwiesen.

4 Ergebnisse

4.1 Sediment

Das bei den Bohrungen für neue Grundwassermeßstellen und mit dem Sedimentstecher gewonnene Material in Beutelp Proben, PVC-Linern und Sedimentkernen wurde auf hydraulische und sorptionsspezifische Eigenschaften hin charakterisiert.

4.1.1 Durchlässigkeiten aus Korngrößenanalysen

Um die 12 Proben nach HAZEN und BEYER auswerten zu können, mußten für den Korndurchmesser und die Ungleichförmigkeit Gültigkeitsgrenzen eingehalten werden. Da einige Proben diese Bedingung nicht erfüllten, wurden die Eingangswerte für das Programm rechnerisch korrigiert. Dies geschah durch sukzessives Entfernen groben Materialanteils und die Hochrechnung des restlichen Anteils auf 100 %, bis der Ungleichförmigkeitsgrad wie gefordert kleiner 5 war. Schließlich erfüllten 10 Proben die Bedingungen für HAZEN bzw. 11 für BEYER.

Die Tabelle 4-1 gibt die Ergebnisse der Korngrößenanalysen nach HAZEN und BEYER an. Im Vergleich zu anderen Methoden liefert BEYER Resultate mit geringerer Streubreite und größerer Annäherung an einen Mittelwert (PEKDEGER & SCHULZ 1975). Die Auswertung nach HAZEN scheint dagegen nach HÖLTING (1996) um 30 % zu hohe Ergebnisse zu liefern. Dennoch stimmen sie gut mit Bereichswerten überein. Die Abweichung der k_f -Werte beider Berechnungsmethoden ist gering. Die Unterschiede innerhalb der Grundwasserleiter sind auf die teufenspezifische Probenahme und die Heterogenität des Untergrundes zurückzuführen. Die drei untersuchten Grundwasserleiter besitzen Durchlässigkeiten von fein- bis grobkörnigem Sand und sind nach DIN 18130-1 (Bestimmung des Wasserdurchlässigkeitsbeiwertes, 1989) normal bis stark durchlässig.

Bohrung	Teufe [m]	GWL	k_f -Wert HAZEN [m/s]	k_f -Wert BEYER [m/s]
UFZ 5/97	33,2	1.8	$1,9 * 10^{-3}$	$2,7 * 10^{-3}$
UFZ 5/97	42,0 – 42,5	5.2	$4,9 * 10^{-5}$	$4,7 * 10^{-5}$
UFZ 5/97	43,0 – 44,0	5.2	$4,6 * 10^{-5}$	$4,2 * 10^{-5}$
UFZ 5/97	49,9	5.2	$7,9 * 10^{-4}$	$6,7 * 10^{-4}$
UFZ 5a/97	54,3	6.1	$2,1 * 10^{-4}$	$2,1 * 10^{-4}$
UFZ 5a/97	58,0 – 59,0	6.1	$0,6 * 10^{-4}$	$1,2 * 10^{-4}$
UFZ 5a/97	59,0 – 59,5	6.1	$2,4 * 10^{-4}$	$2,2 * 10^{-4}$
UFZ 5a/97	59,5 – 60,0	6.1	$2,3 * 10^{-4}$	$5,7 * 10^{-4}$
UFZ 5a/97	63,0 – 63,5	6.1	$1,2 * 10^{-3}$	$1,0 * 10^{-3}$
UFZ 5a/97	65,0 – 66,0	6.1	$3,7 * 10^{-4}$	$6,1 * 10^{-4}$
UFZ 5a/97	67,0 – 68,0	6.1	$(3,0 * 10^{-3})$	$2,5 * 10^{-3}$
UFZ 6/97	31,5 – 32,0	6.1	$(4,0 * 10^{-3})$	(-)

Tabelle 4-1: Vergleich der k_f -Werte nach HAZEN und BEYER (Gültigkeitsgrenzen nicht erreicht bzw. überschritten)

4.1.2 Durchlässigkeiten aus Durchflußmeßzellenversuchen

Nach der Aufsättigung der in das Meßgerät eingebauten Proben fand ein Ablesen der durchsickernden Wassermenge im Abstand von Stunden bis Tagen statt. Die Berechnung des Durchlässigkeitsbeiwertes erfolgt nach dem Gesetz von DARCY (1856).

Um die Anfangsphase des Versuches mit einer erhöhten Durchlässigkeit und die Endphase mit durch Kalkbildung und Algenwachstum erniedrigten Werten zu kompensieren, wurde über die Dauer des Versuches und über die drei parallel betriebenen Versuchskörper wie in Abbildung 4-1 ein Mittelwert gebildet.

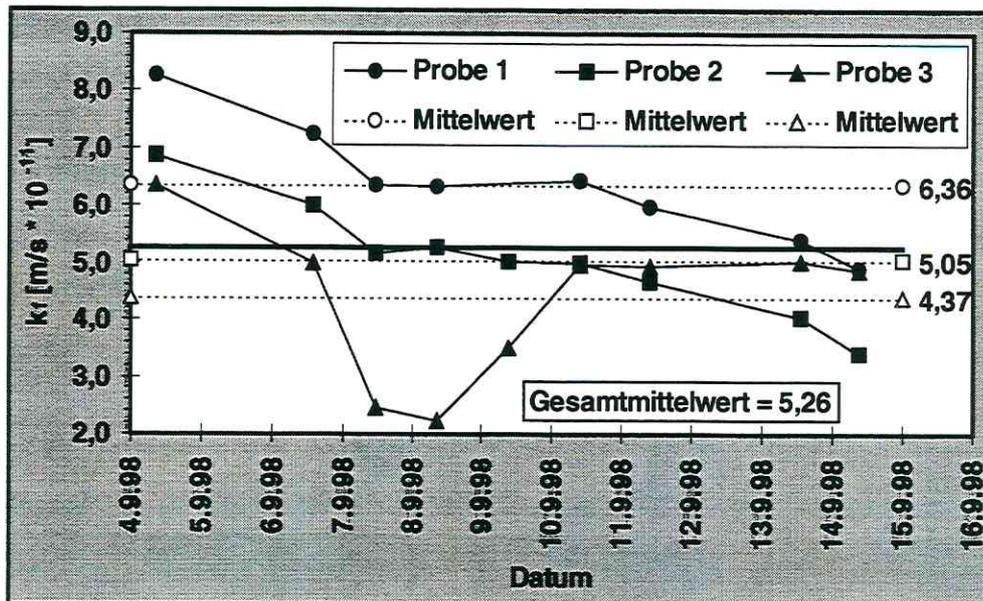


Abbildung 4-1: Durchflußmeßzellenversuch mit Braunkohle

Eine Zusammenstellung der bei den Versuchen gewonnenen Durchlässigkeitsbeiwerte ist in Tabelle 4-2 angegeben. Durch die Verwendung gestörter Proben kann es insbesondere beim Luckenauer Ton zu einer Zerstörung der schichtparallelen Einlagerung von Mineralen und somit zu einer Erhöhung der Durchlässigkeit gekommen sein. Auch die Verwendung eines Gradienten i von 30, um die Versuchsdauer zu verkürzen, führt zu einem höheren k_f -Wert. In Anbetracht dessen sind beide Grundwassergeringleiter als extrem schwer durchlässig zu bezeichnen.

Schicht	k_f -Wert \pm Standardabweichung [m/s * 10 ⁻¹¹]
Braunkohleflöz 2.3	5,26 \pm 3,77
Luckenauer Ton	8,46 \pm 1,07

Tabelle 4-2: Gesamtmittelwerte der k_f -Werte für die Grundwassergeringleiter

4.1.3 Kohlenstoff-, Schwefel- und Stickstoffgehalte

Der organische Kohlenstoffgehalt der Grundwasserleiter liegt durchschnittlich unter 0,6 %. Lediglich zwei Proben im GWL 6.1 weisen erhöhte Werte von bis zu 5,5 % auf, die auf diffus verteilte Kohleschmitzen im Sediment schließen lassen. Auch im Luckenauer Ton ist nur sehr wenig C_{org} vorhanden. Das Braunkohleflöz besteht dagegen zu mehr als 50 % aus organischem Kohlenstoff. Die rezenten Seesedimente besitzen naturgemäß durch den Eintrag von Blättern und Holz einen erhöhten Anteil, der von 8 % mit zunehmender Tiefe und Zersetzung durch Mikroorganismen auf 1,6 % zurückgeht.

Der Karbonatgehalt schwankt in allen geologisch älteren Schichten zwischen 1 und 6 %. Nur im Vollert - Nord sind durch den Eintrag pleistozänen Lösses hohe Gehalte zwischen 40-50 % zu finden.

Unter anearoben Bedingungen ist Schwefel in Sedimenten vor allem als Eisensulfid (FeS , FeS_2) vorhanden. Der Schwefelanteil in den Grundwasserleitern und im Luckenauer Ton liegt unter 1 %, im Seesediment ist er mit bis zu 1,3 % leicht erhöht. Die Braunkohle ist dagegen mit 4,8 % sehr schwefelig ausgebildet und als Rohstoff deswegen nur von minderer Qualität.

Da der Stickstoff meist zu mehr als 95 % in organischer Bindung in Form von Huminstoffen und Biomasse vorliegt, korreliert sein Gehalt mit dem des organischen Kohlenstoffes (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998). In den Proben aus den Grundwasserleitern und dem Luckenauer Ton ist er mit maximal 0,08 % generell sehr wenig vertreten. Leicht erhöhte Gehalte finden sich mit 0,5 bis 1 % lediglich im jüngsten Seesediment und in der Braunkohle.

Eine Zusammenstellung der Werte findet sich in Tabelle 4-3.

Bezeichnung / Schicht	C_{org} [%]	Karbonat [%]	S [%]	N [%]
18a / GWL 1.8	0,23	1,0	0,22	0,03
Bra / Flöz 2.3	52,09	5,7	4,79	0,98
LuTo / Luckenauer Ton	0,19	2,4	0,06	0,05
5a / GWL 5.2	0,57	1,5	0,12	0,02
5b / GWL 5.2	0,37	1,5	0,09	0,04
5c / GWL 5.2	0,16	1,3	0,07	0,03
6a / GWL 6.1	1,21	1,1	0,23	0,03
6b / GWL 6.1	5,50	6,4	0,82	0,08
6c / GWL 6.1	0,44	1,8	0,17	0,03
6d / GWL 6.1	0,55	n.b.	0,24	0,03
6e / GWL 6.1	0,17	2,6	0,17	0,03
6f / GWL 6.1	0,23	2,0	0,69	0,05
6g / GWL 6.1	0,29	3,0	0,89	0,03
Vollert-Nord / Gyttja	8,15	46,8	1,33	0,54
Vollert-Nord / Ton/Gyttja	2,89	43,1	0,77	0,04
Vollert-Nord / Ton	1,61	42,8	0,41	0,04

Tabelle 4-3: Ergebnisse der CNS-Analyse

4.1.4 Sorptionseigenschaften

Um eine Vorbelastung der Sedimente mit Phenol auszuschließen, wurden zunächst Desorptionsversuche durchgeführt. Es zeigte sich, daß durch das anfängliche Schütteln der Probe die Huminstoffe des Bodens eine Trübung verursachen, die weder technisch noch chemisch beseitigt werden konnte. Durch die hohe Eigenabsorption der gelösten Huminstoffe und Kolloide konnten mit dem Spektrometer an den Proben aus dem Arbeitsgebiet keine Nachweise von Phenol ausgeführt werden. Aus diesem Grunde wurden die Sorptionsversuche an den Vergleichsproben von SCHIEDEK (1996) aus dem Mesozoikum von Süddeutschland verwirklicht.

Weiterhin konnte in den Vorversuchen gezeigt werden, daß eine Unterbindung der mikrobiologischen Aktivität durch Natriumazid zwingend notwendig war. So wurde innerhalb von 14 Tagen bei stetigem Anstieg des Verteilungskoeffizienten K_d und somit kontinuierlichem Verlust von Phenol aus der Wasserphase keine Gleichgewichtseinstellung erreicht.

Bei den Sorptionsversuchen mit den Vergleichsproben stellte sich nach einer anfänglich raschen Sorption in den ersten 24 h innerhalb von 6 Tagen ein Gleichgewicht ein. Dieser Zeitrahmen wurde auch von ARTIOLA-FORTUNY & FULLER (1982) und THOMAS et al. (1994) bestätigt. Bis zum 14. Tag konnte dann nahezu keine weitere Sorption verzeichnet werden.

Solange noch kein Gleichgewicht zwischen Phenol in flüssiger und fester Phase erreicht ist, wird der scheinbare Verteilungskoeffizient berechnet. In Abbildung 4-2 ist zu erkennen, daß dieser bei hohen Konzentrationen geringer ist als bei niedrigen Konzentrationen. Da alle Proben ein derartiges nichtlineares Sorptionsverhalten aufweisen, sind keine linearen Isothermen zu erwarten.

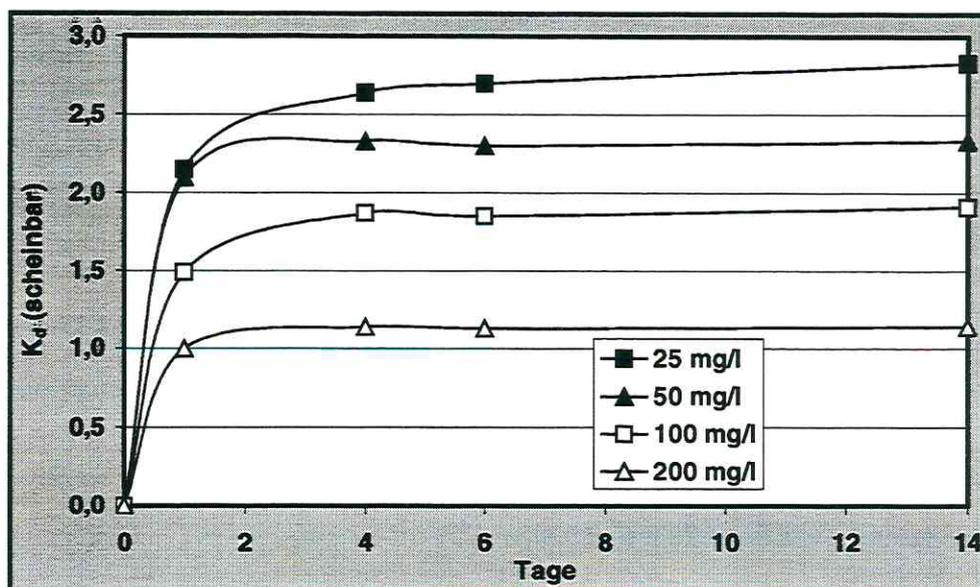


Abbildung 4-2: Sorptionskinetik verschiedener Konzentrationen der flüssigen Phase

Trägt man nun die Konzentration in der festen C_s gegenüber der flüssigen Phase C_w als Freundlich-Isotherme auf, so ist in Abbildung 4-3 die nichtlineare Sorption deutlich zu erkennen.

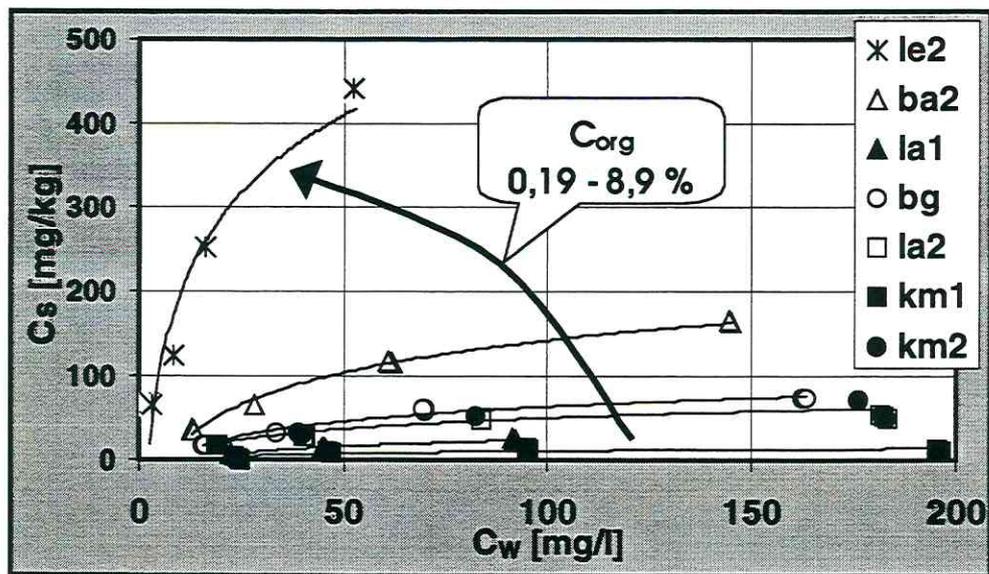


Abbildung 4-3: Darstellung der Freundlich-Isothermen

Durch die Logarithmierung der Freundlich-Isothermen (Abbildung 4-4), kann der Freundlich-Koeffizient K_F am Schnittpunkt mit der y-Achse bei $\log C_w = 0$ abgelesen werden. Der Freundlich-Exponent n_F wird aus der Steigung der Geraden berechnet.

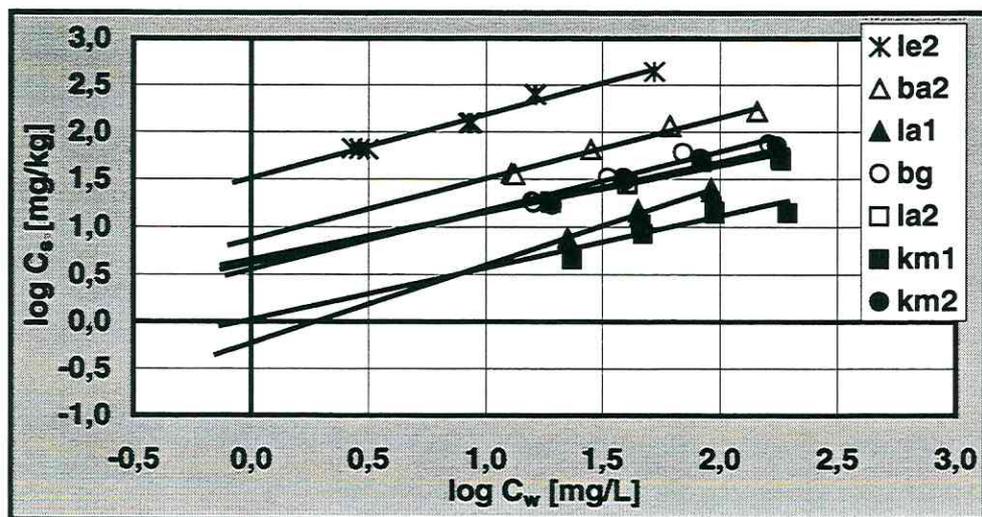


Abbildung 4-4: Doppelt logarithmische Darstellung der Freundlich-Isothermen

Weiterhin ist aus den Abbildung 4-3 und Abbildung 4-4 die positiv korrelierte Abhängigkeit der Sorption vom Gehalt an organischem Kohlenstoff festzustellen. Dennoch zeigen Proben mit ähnlichem C_{org} -Gehalt ein unterschiedliches Sorptionsvermögen. Nach BLUHM-JANßEN (1998) liegt die Erklärung in der Zusammensetzung und Struktur des organischen Materials. Nach GRATHWOHL (1989) nimmt die Sorption bei stärkerer Diagenese bzw. Inkohlung zu. Durch Verwitterungsprozesse nimmt der K_d jedoch ab, was BLUHM-JANßEN (1998) auch bestätigen konnte. Im Vergleich zwischen den K_d aus den Batch-Versuchen mit den nach Gleichung 3-3 berechneten Werten aus empirischen Daten von SONTHEIMER et al. (1983) und GIGER et al. (1983) fallen la1 und la2 auf (Abbildung 4-5). Beide besitzen einen Gehalt an organischer Substanz von ~0,5 %, doch ist der K_d um den Faktor 7,5 unterschiedlich. So läßt sich die Probe la1 nach EINSELE et al. (1985) in die Verwitterungsstufe W4 (vollständig verwittert) und la2 in die Klasse W0 (unverwittert) einordnen. Die empirischen Daten sind aus Versuchen mit geologisch jungem Material hervorgegangen.

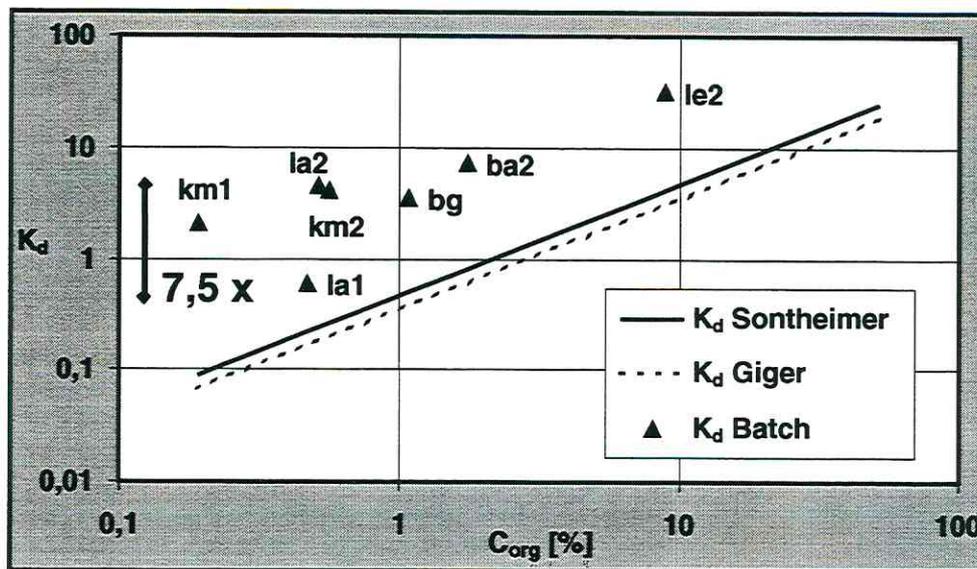


Abbildung 4-5: Vergleich des K_d der Batch-Versuche mit empirischen Daten

Generell ist das Sorptionsvermögen der Proben mit einem $\log K_F$ von weniger als 1 gegenüber Phenol sehr gering (Tabelle 4-4). Einzige Ausnahme ist die Probe le2 mit einem C_{org} -Gehalt von fast 9 %. Auch der n_F liegt durchschnittlich bei niedrigen Werten um 0,5. Die Schadstoffaufnahme-fähigkeit der Sedimente ist also schon bei geringer Kontamination erschöpft.

Vergleichsprobe	C_{org} [%]	$\log K_F$	K_F	n_F
bg / mittl. Jura	1,08	0,55	3,55	0,62
ba2 / mittl. Jura	1,73	0,86	7,24	0,64
le2 / unt. Jura	8,89	1,51	32,36	0,67
la2 / unt. Jura	0,51	0,65	4,47	0,49
la1 / unt. Jura	0,47	-0,23	0,59	0,83
km1 / mittl. Keuper	0,19	0,02	1,05	0,54
km2 / mittl. Keuper	0,56	0,61	4,07	0,54

Tabelle 4-4: Sorptionsparameter der Vergleichsproben

Eine Sorption unpolarer organischer Verbindungen wie Phenol an der Mineralphase bei C_{org} -Gehalten $< 0,1 \%$ ist nach KARICKHOFF et al. (1979) und SCHWARZENBACH & WESTALL (1981) zu vernachlässigen. Dies konnte an geblühtem Quarzsand mit Phthalaten (SCHIEDEK 1996), Phenanthren (SCHÜTH 1994) und Phenol (BLUHM-JANBEN 1998) nachgewiesen werden.

Um die Erkenntnisse über die Sorption von Phenol auf die Sedimente des Arbeitsgebietes zu übertragen, kann man den K_d mit Hilfe des K_{oc} -Konzeptes ebenfalls aus den empirischen Daten berechnen (Tabelle 4-5). Da es sich um geologisch junges Material aus dem Tertiär und Quartär handelt, ist dieser Ansatz gerechtfertigt. Für die Braunkohle ist eine hohe Sorption zu erwarten, da sie diagenetisch geprägt ist und zudem sehr viel organischen Kohlenstoff enthält.

Bezeichnung / Schicht	C_{org} [%]	K_d (SONTHEIMER)	K_d (GIGER)
18a / GWL 1.8	0,23	0,108	0,082
Bra / Flöz 2.3	52,09	24,351	18,533
LuTo / Luckenauer Ton	0,19	0,089	0,068
5a / GWL 5.2	0,57	0,266	0,203
5b / GWL 5.2	0,37	0,173	0,132
5c / GWL 5.2	0,16	0,075	0,057
6a / GWL 6.1	1,21	0,566	0,431
6b / GWL 6.1	5,50	2,571	1,957
6c / GWL 6.1	0,44	0,206	0,157
6d / GWL 6.1	0,55	0,257	0,196
6e / GWL 6.1	0,17	0,079	0,060
6f / GWL 6.1	0,23	0,108	0,082
6g / GWL 6.1	0,29	0,136	0,103
Vollert-Nord / Gytja	8,15	3,810	2,900
Vollert-Nord / Ton/Gytja	2,89	1,351	1,028
Vollert-Nord / Ton	1,61	0,753	0,573

Tabelle 4-5: Sorptionsparameter der Materialproben aus Deuben

4.1.5 Zusammenfassung

Die Sedimentproben der Grundwasserleiter bestehen aus fein- bis grobkörnigem Sand mit einem C_{org} -Gehalt von durchschnittlich unter $0,6 \%$ und sind normal bis stark durchlässig. Die Grundwassergeringleiter Luckenauer Ton mit einem sehr geringen Anteil an organischem Kohlenstoff und die Braunkohle mit ca. 52% C_{org} sind hingegen extrem schwer durchlässig.

Die Sorptionsisothermen folgen dem nichtlinearen Freundlich-Modell und zeigen eine zunehmende Sorption von Phenol mit ansteigendem C_{org} -Gehalt. Eine Abweichung der Sorptionskoeffizienten aus den Batch-Versuchen von den Berechnungen aus empirischen Daten sind auf den Reife- und Verwitterungsgrad der organischen Substanz zurückzuführen.

Aus den Untersuchungen geht hervor, daß Phenol grundsätzlich wenig sorbiert wird. Für das Untersuchungsgebiet bedeutet dies, daß die Grundwasserleiter und –nichtleiter insbesondere wegen des geringen Kohlenstoffgehaltes die Phenole nahezu nicht zu sorbieren vermögen. Ausnahmen bilden das Braunkohleflöz und im Sediment diffus verteilte Braunkohlebröckchen, die jedoch für die Ausbreitung des Schadstoffes nur eine untergeordnete Rolle spielen dürften.

4.2 Hydraulik

4.2.1 Grundwasser

Die Erstellung der Hydroisohypsenpläne erfolgte mit dem Programm SURFER, Golden Software Inc., Golden, USA, Version 6.04 mit anschließender grafischer Nachbearbeitung, um Kriging-Artefakte durch die geringe Anzahl und räumliche Konzentration der Meßstellen zu vermeiden. Die lokale Verbreitung der quartären Grundwasserleiter ist überwiegend unbekannt (siehe auch Abbildung 2-3). Es kommt erschwerend hinzu, daß sie durch den untertägigen Pfeilerbruchbau und die nachhaltige Störung der Lagerungsverhältnisse miteinander im hydraulischen Kontakt stehen. Für das Quartär des Untersuchungsgebietes läßt sich nur für den GWL 1.8 eine Karte erstellen (Abbildung 4-6). Die Ausdehnung entstammt der Hydrogeologischen Grundkarte (1984).

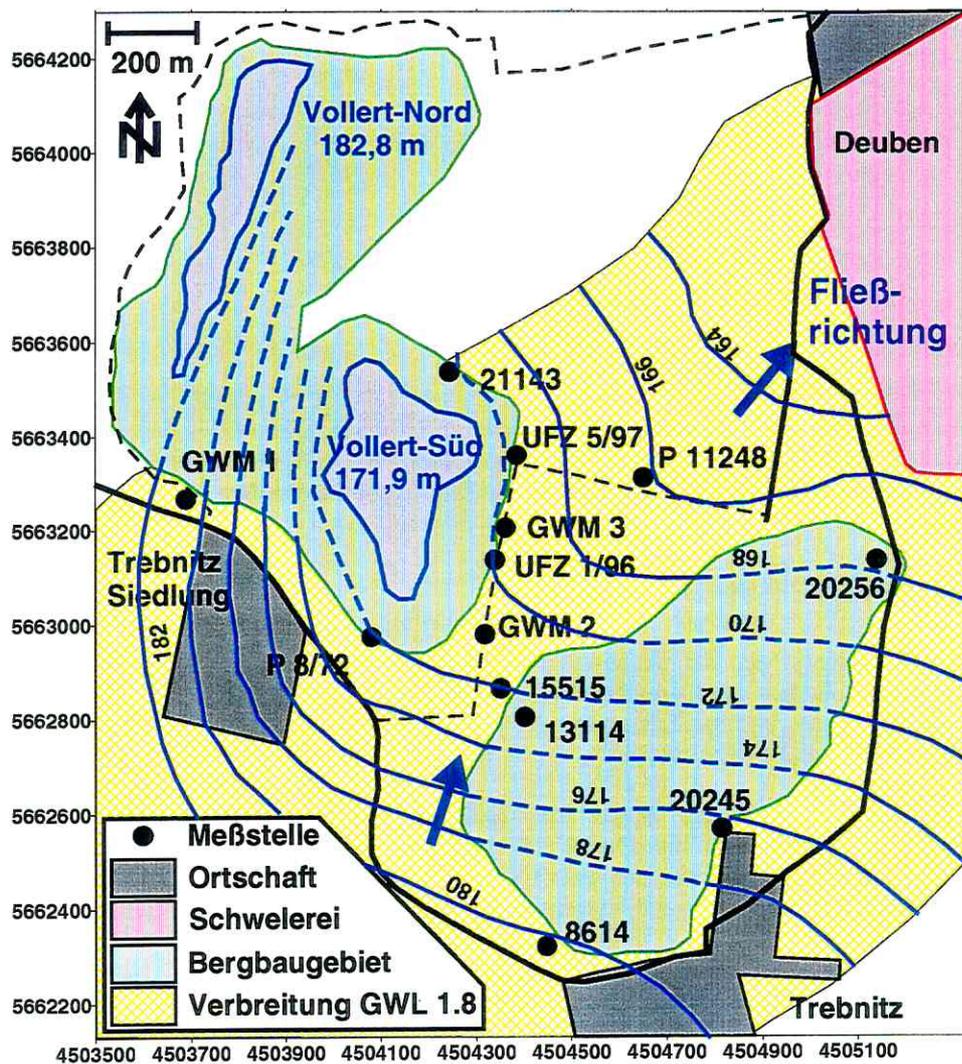


Abbildung 4-6: Hydroisohypsenplan des quartären Grundwasserleiters 1.8

Im Bereich des Bergbaugesbietes wird vermutet, daß sich durch hydraulischen Kontakt zum GWL 1.8 ein Kippengrundwasserspiegel einstellt. Somit müßte Grundwasser am Südwestufer in den Vollert-Süd eindringen und nach Nordosten wieder austreten. Weder Vollert-Nord noch Vollert-Süd sind jedoch durch die teilweise Rückverfüllung mit Abraummateriale direkt an quartäre Grundwasserleiter angebonden. Der Unterschied im Seewasserspiegel von ca. 11 m zwischen beiden Restseen deutet daraufhin, daß die Kippen eine sehr geringe Durchlässigkeit besitzen. Es wird deswegen davon ausgegangen, daß sie vom Grundwasser umströmt werden.

Die generelle Fließrichtung des tertiären Grundwasserleiters 5.2 ist von SW nach NE zum Absenkungstrichter des aktiven Tagebaues Profen-Nord gerichtet (Abbildung 4-7).

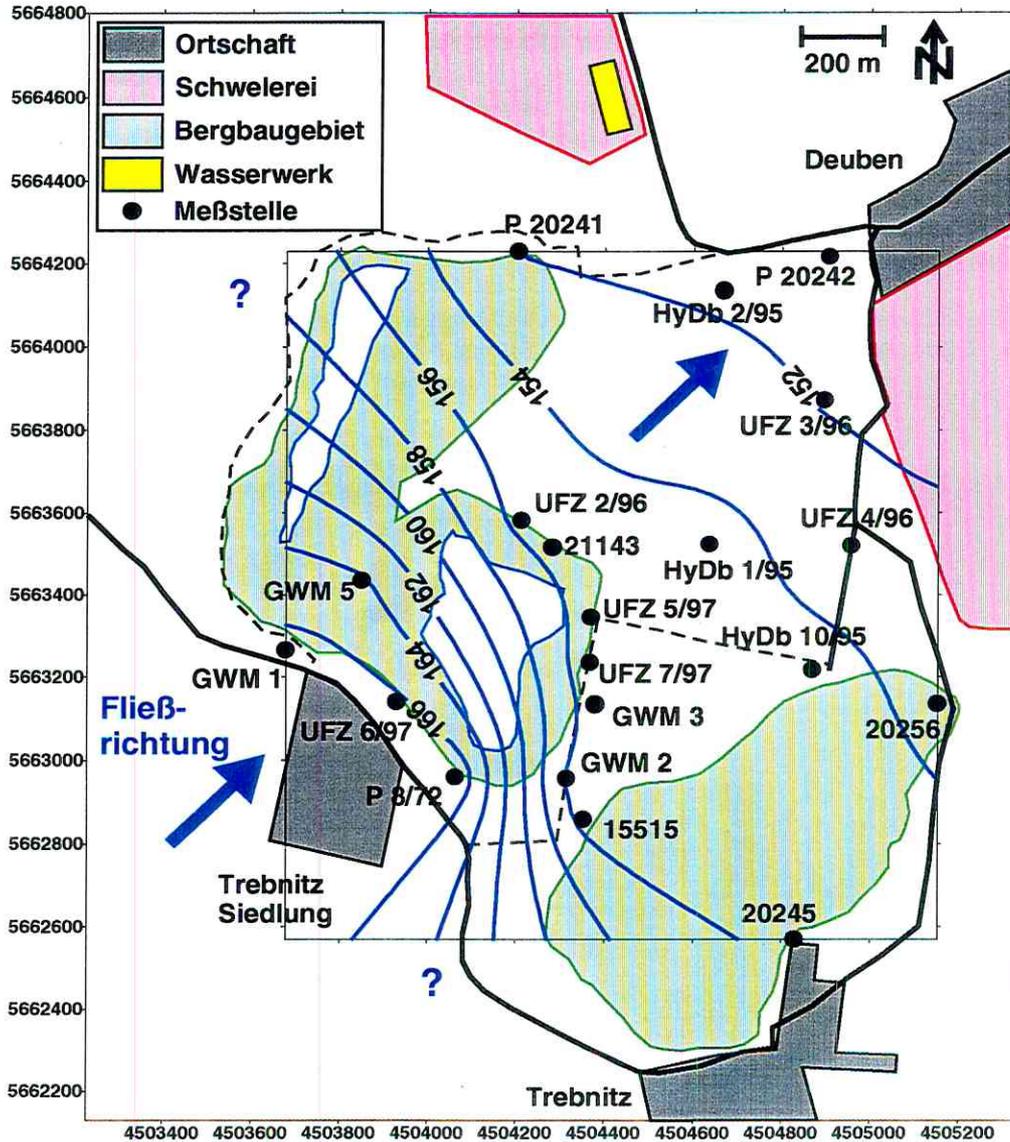


Abbildung 4-7: Hydroisohypsenplan des tertiären Grundwasserleiters 5.2

Durch die Lage unterhalb des Liegendtons der Kohle (Luckenauer Ton) verlaufen die Isohypsen auch unterhalb der Restlöcher. Auffällig ist die enge Scharung der Hydroisohypsen im südwestlichen Teil des Arbeitsgebietes und die Aufweitung in Richtung Deuben. Gründe sind in der unregelmäßigen Geometrie und dem Auftauchen des GWL 5.2 im Randbereich des Weißelsterbeckens und der damit verbundenen Verteilung des Gradienten zu sehen. Der hydraulische Gradient liegt zwischen 0,005 und 0,02. Südwestlich der Verbindungsstraße zwischen Trebnitz und Teuchern sowie westlich des Vollert-Nord sind keine weiteren Stützstellen für die Grundwassergleichenkarte vorhanden.

4.2.1.1 Grundwasserdynamik

Unter der Grundwasserdynamik versteht man zeitliche Veränderungen innerhalb eines Grundwasserkörpers, wie z.B. Bewegungen des Grundwasserspiegels, Wechselwirkungen mit Vorflutern oder Änderungen des Grundwasserhaushaltes. Schwankungen in den Grundwasserganglinien setzen sich normalerweise aus langfristigen und kurzfristigen Ereignissen zusammen. Jahreszeitlich bedingte oder durch großräumige Absenkungen sowie durch wechselnde Förderraten anthropogen herbeigeführte Wasserstandsänderungen sind von längerer Dauer. Zu den kurzzeitigen Fluktuationen zählen die sich meist nur undeutlich abzeichnenden täglichen Erdgezeiten, Änderungen durch die Meeresgezeiten und durch wechselnden Luftdruck.

Im Untersuchungsgebiet sind über den Beobachtungszeitraum Einflüsse durch Niederschläge auf die untersuchten Grundwasserleiter 1.8, 5.2 und 6.1 im Sinne von jahreszeitlichen Gängen nicht zu erkennen (Abbildung 4-8). Diese sind wegen der großen Flurabstände von einigen Dekametern allerdings auch nicht zu erwarten.

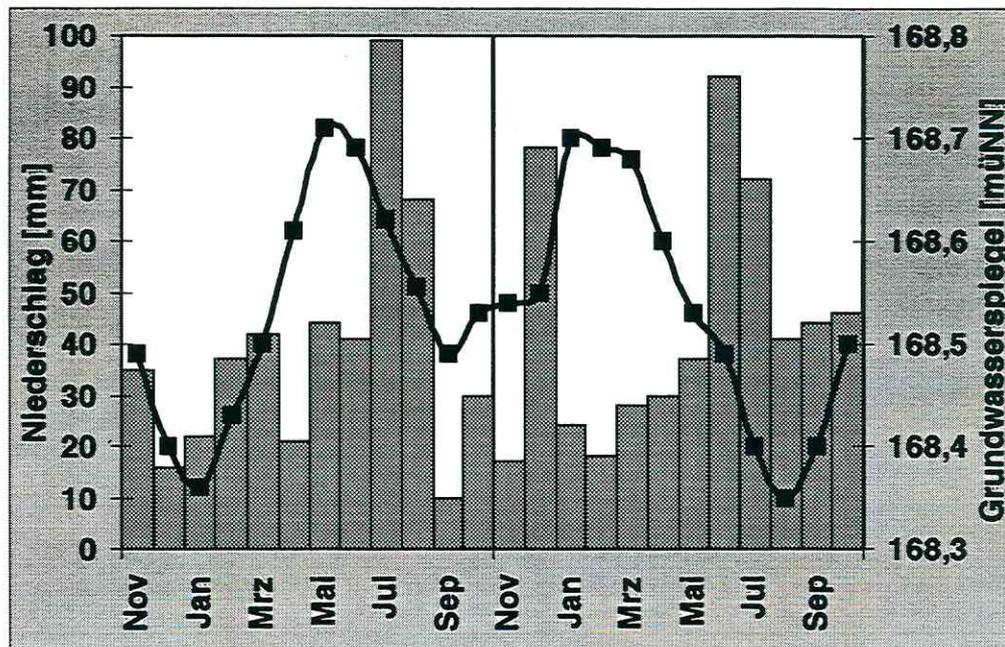


Abbildung 4-8: Vergleich zwischen Niederschlag (Balken) und GWL 1.8 (UFZ 1/96, Punkte) für die hydrologischen Jahre 1997 und 1998

Auch konnte kein Zusammenhang zwischen der Bewegung der Grund- und Seewasserspiegel hergestellt werden (Abbildung 4-9). Eine anthropogen verursachte Grundwasserdynamik ist ebenfalls auszuschließen, da die Trinkwasserhebung bei Deuben in der ehemaligen Brikettfabrik III kontinuierlich verläuft und die großräumige Grundwasserabsenkung im Zusammenhang mit dem Tagebau Profen stabil ist (MIBRAG 1996). Eine Fortsetzung der Absenkung der Wasserstände im GWL 5.2 und 6.1 durch den aktiven Bergbau im weiteren Umland, wie sie in HPC (1996) um bis zu 2 m dokumentiert ist, konnte nicht festgestellt werden.

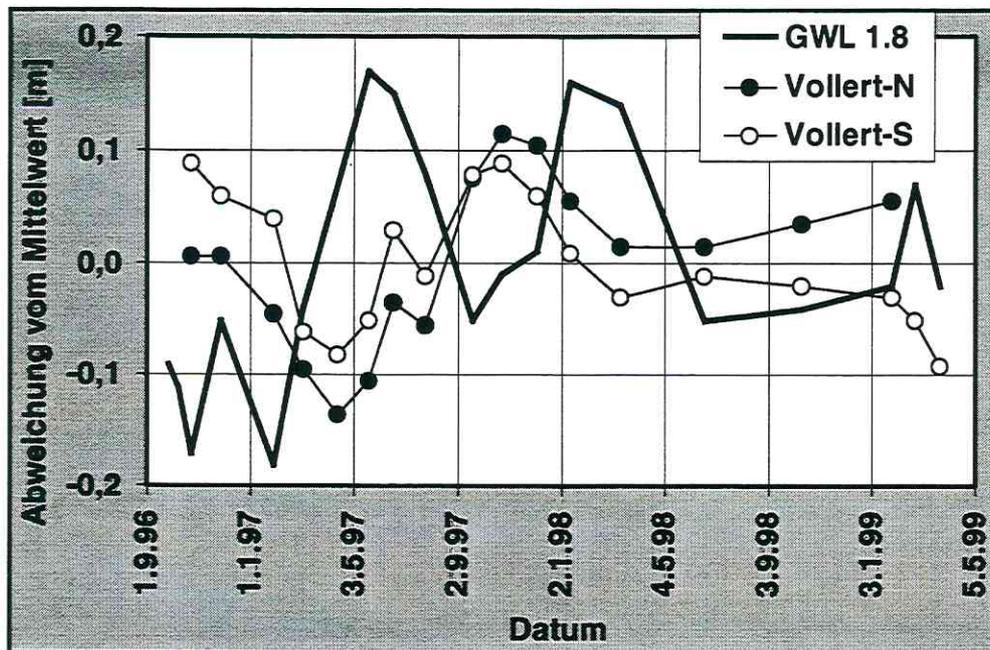


Abbildung 4-9: Vergleich der See- und Grundwasserganglinien (UFZ 1/96)

Der Verlauf der Grundwasserganglinien in den meisten Meßstellen ist vermutlich auf barometrische Effekte zurückzuführen. Ein Indiz hierfür ist die symmetrische Entwicklung der Wasserstände in den drei betrachteten GWL 1.8, GWL 5.2 und GWL 6.1 (Abbildung 4-10), die räumlich voneinander getrennt sind. Es konnten keine signifikanten Jahresgänge festgestellt werden. Die Werte der weiteren Grundwassermeßstellen sind in Anhang B aufgeführt.

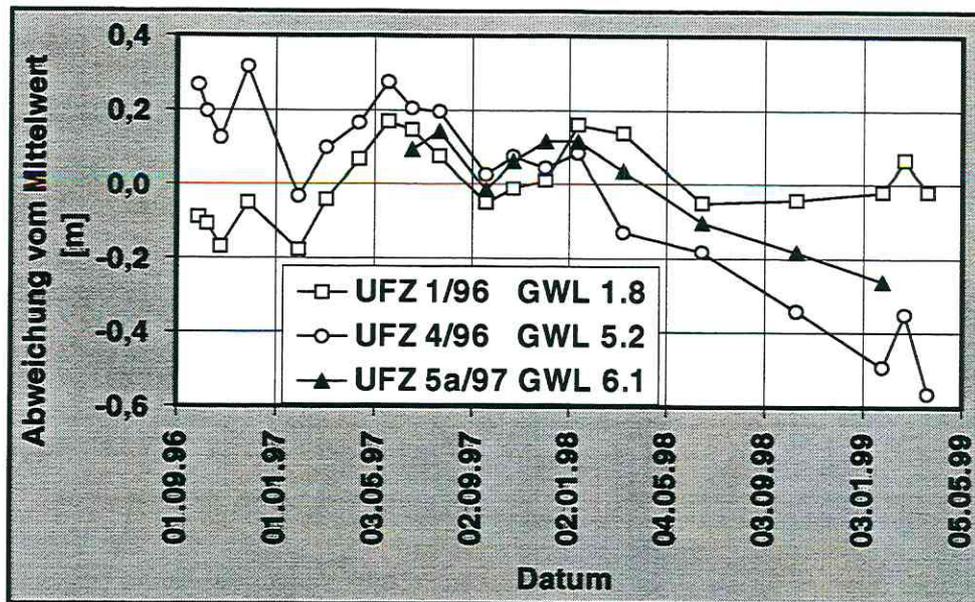


Abbildung 4-10: Vergleich der Grundwasserstände verschiedener Grundwasserleiter

Nach JACOB (1940) führen Variationen des Luftdruckes in gespannten, seltener auch in ungespannten Grundwasserleitern (PECK 1990) zu einer Änderung der Druckhöhe und damit des Wasserspiegels einer Grundwassermeßstelle. Die Beziehung ist hierbei indirekt proportional; bei steigendem Luftdruck sinkt der Wasserspiegel (Abbildung 4-11 links).

Wenn man nun die Summe der Schwankungszuwächse des Wasserspiegels Σdh kumulativ gegen die Summe der einzelnen Luftdruckänderungen Σdp aufträgt, so müßte sich im Idealfall eine Gerade ergeben. Das Verhältnis bzw. die Steigung dieser beiden Änderungen wird nach Gleichung 4-1 barometrische Effizienz B eines Grundwasserleiters genannt.

$$B = \frac{dh}{dp} * 100 \quad [\%]$$

Gleichung 4-1

Die barometrische Effizienz gilt nach FREEZE & CHERRY (1979) als ein Maß für die Fähigkeit des darüberliegenden Grundwassergeringleiters, Luftdruckänderungen zu widerstehen. Demnach sind hohe barometrische Effizienzen auf undurchlässige Schichten zurückzuführen, hingegen liefern durchlässige Grundwasserleiter nach MATTHEß & UBELL (1992) niedrige Werte.

Die Überprüfung des Grundwasserleiters 5.2, beispielhaft dargestellt an der Meßstelle HyDb 1/95 vom 6.-10.1.98 (Abbildung 4-11 rechts) deutet darauf hin, daß der hangende Luckenauer Ton mit einer Effizienz von fast 96 % sehr gut abdichtet.

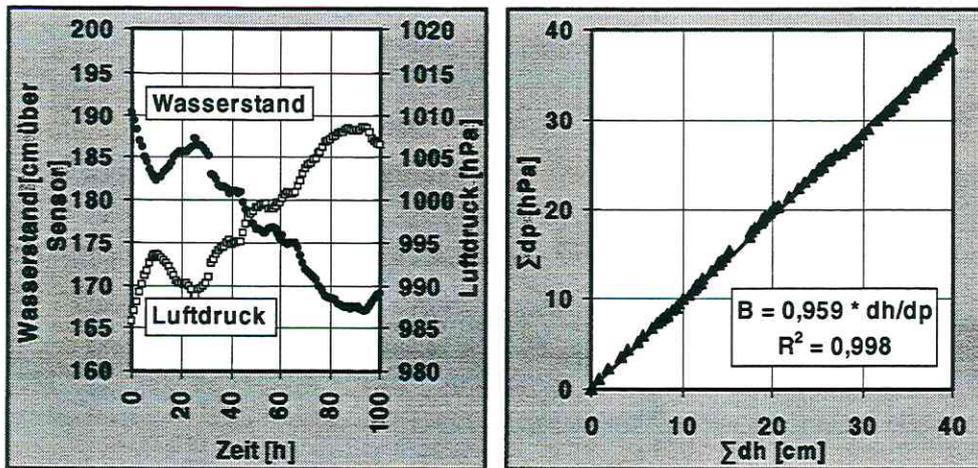


Abbildung 4-11: Wasserstandsganglinie im GWL 5.2 (HyDb 1/95) gegen den Luftdruck (links) und Darstellung der barometrischen Effizienz (rechts)

Im Falle von großräumigen Betrachtungen der Grundwasserdynamik und bei dem Nachweis hydraulischer Reaktionen auf Niederschläge oder Pumpversuche sollten barometrische Effekte nach RASMUSSEN & CRAWFORD (1997) stets berücksichtigt werden. Auch bei langfristigen Zeitreihenanalysen des Wasserhaushaltes muß man diese nach CLARK (1967) durch statistische Auswertung eliminieren. In Abbildung 4-12 ist zu erkennen, daß der Grundwasserstand auch über einen Zeitraum von mehr als einem Jahr primär von den Luftdruckschwankungen dominiert wird.

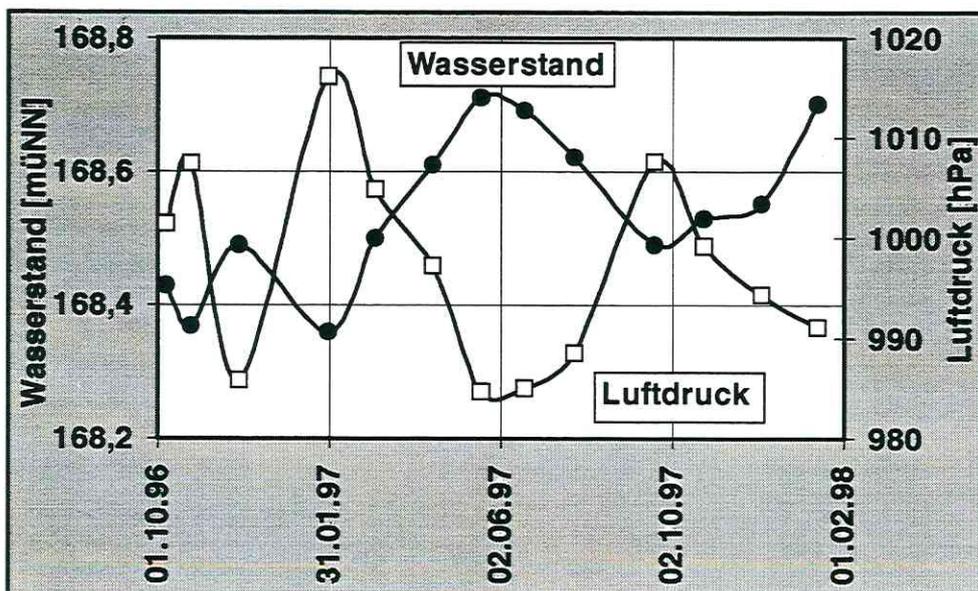


Abbildung 4-12: Langfristige Beziehung zwischen Luftdruck und Grundwasserstand im GWL 1.8 (UFZ 1/96)

4.2.1.2 Pumpversuch

Durch den Pumpversuch sollten mittlere hydrogeologische Kennwerte des GWL 5.2, speziell der Durchlässigkeitsbeiwert, ermittelt werden. Mit der Pumpe konnte während des Versuches keine konstante Förderrate erreicht werden, sie stieg kontinuierlich von 68 auf 87 l/min an. Aus diesem Grunde erfolgte die Auswertung für den Pumpversuch und den Wiederanstieg für instationäre Verhältnisse nach der Methode von COOPER & JAKOB (1946). Für die ausführliche Darstellung der Verfahren zur Auswertung des Versuches wird auf KRUSEMANN & DE RIDDER (1990) und HELBLING (1998) verwiesen.

Der Wasserspiegel wurde über 9,5 h abgesenkt, bis ein quasi-stationärer Zustand bei einer maximalen Absenkung von 0,52 m erreicht wurde (Abbildung 4-13). Die Zunahme der Förderrate muß in Veränderungen des Grundwasserleiters oder Filterkieses begründet sein, da technische Mängel an der Ausrüstung ausgeschlossen werden konnten. Nach HELBLING (1998) kommen hierfür Suffosion oder innere Erosion nach BUSCH et al. (1993) durch die erhöhte Fließgeschwindigkeit bei dem Pumpversuch in Frage. Um der steigenden Förderrate gerecht zu werden, erfolgte die Auswertung der Absenkung in Zeitintervallen mit einer gemittelten Pumpenleistung.

Der anschließende Wiederanstieg nach der Pumpenabschaltung dauerte bis zur Einstellung des Ruhezustand nochmals 10 h. Zu berücksichtigen war hierbei noch, daß das Rückschlagventil der Pumpe versagte und den Beginn der Wiederanstiegsphase verfälschte. Somit konnten die ersten 70 Sekunden durch das rückströmende Wasser nicht ausgewertet werden.

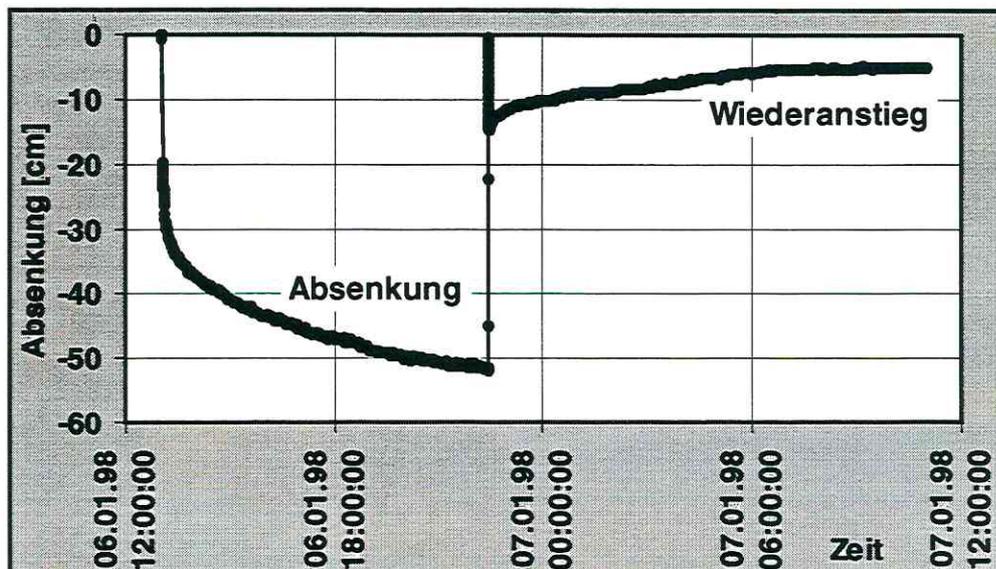


Abbildung 4-13: Pumpversuch mit Wiederanstieg im GWL 5.2 (HyDb 10/95)

Die Wetterganglinie der Vergleichsmeßstelle wies während des Versuches eine fallende Tendenz des Wasserspiegels auf. Deswegen konnte auch in dem Versuchsbrunnen der ursprüngliche Wasserspiegel nur bis auf -0,05 m erreicht werden.

Trotz der schwierigen Umstände bei der Versuchsdurchführung konnten für die Absenkung realistische Werte des Durchlässigkeitsbeiwertes (Tabelle 4-6) errechnet werden. Die geringen Schwankungen deuteten darauf hin, daß die ansteigende Pumpenleistung nur einen geringen Einfluß hat. Der k_f -Wert des Wiederanstieges war dagegen zwar fast um das 4-fache erhöht, liegt allerdings durchaus im realistischen Bereich. Das Versagen des Rückschlagventils scheint somit einen deutlichen Effekt zu haben.

Methode	Förderrate in l/min	k_f – Wert in m/s
Pumpversuch Abschnitt I	76,4	$1,91 * 10^{-4}$
Pumpversuch Abschnitt II	84,3	$2,13 * 10^{-4}$
Pumpversuch Abschnitt III	86,0	$1,29 * 10^{-4}$
Wiederanstieg	-	$6,55 * 10^{-4}$

Tabelle 4-6: Durchlässigkeitsbeiwerte aus Pumpversuch und Wiederanstieg

4.2.1.3 Slug Test

Ziel des Slug-Testes war ebenfalls die Gewinnung hydraulischer Kennwerte. Mit Hilfe der Auswertung nach COOPER et al. (1967) und PAPADOPULOS et al. (1973), der sogenannten Cooper-Bredehoeft-Papadopulos-Methode, sollten auch hier k_f -Werte gewonnen werden. Die Voraussetzungen von vollkommenen Brunnen mit gespannten Verhältnissen für dieses Verfahren sind erfüllt. Es handelte sich um ein Typkurven-Verfahren mit einem subjektiven Vergleich der Übereinstimmung der Messungen mit einer aus Wertetabellen erstellten Kurvenschar. Da die Kurven eng beieinander liegen, gibt der Autor einen Fehler von bis zu 30 % zu.

Bei der Auswertung der im Arbeitsgebiet durchgeführten Slug-Tests konnte nach HELBLING (1998) nahezu keine graphische Übereinstimmung gefunden werden. Da die beiden Meßstellen UFZ 6/97 oben und unten hydraulisch miteinander korrespondieren, konnte keine Bearbeitung vorgenommen werden. Lediglich im GWL 1.8 konnte ein k_f -Wert von $1,67 * 10^{-5}$ m/s berechnet werden.

Ein Grund für die Nichtanwendbarkeit des Verfahrens könnte in einer zu hohen Durchlässigkeit der tieferen Grundwasserleiter liegen. So fällt der Wasserspiegel im GWL 1.8 erst nach mehr als 1,5 h auf den Ruhezustand zurück, in den anderen Fällen dagegen schon nach einigen Minuten. Zusätzlich scheinen physikalische Probleme bei der Durchführung des Testes eine Rolle zu spielen, da lediglich die Meßstelle UFZ 1/96 mit dem geringsten Flurabstand von ca. 25 m ausgewertet werden konnte. Der Füllvorgang zur Erhöhung des Grundwasserspiegels in den Meßstellen UFZ 2/96 und UFZ 5a/97 mit Flurabständen zwischen 38 und 42 m konnte nicht schnell genug durchgeführt werden (Abbildung 4-14).

Wegen der o.a. Probleme wurde zusätzlich ein Vergleich mit der gleichnamigen Methode nach BOUWER & RICE (1976) vorgenommen. Sie basiert auf rein mathematischen Grundlagen und verzichtet auf graphische Vergleiche. Es wird von ungespannten Verhältnissen ausgegangen; die Anwendung in gespannten Grundwasserleitern ist jedoch gestattet, wenn die Filterstrecke etwas unterhalb der hangenden begrenzenden Schicht liegt. Es wird allerdings weder eine Begründung dieser Einschränkung noch eine Verifizierung des entsprechenden Abstandes gegeben. Die mit diesem Verfahren gewonnenen Ergebnisse liegen mit einem k_f -Wert von $5,8 * 10^{-7}$ bis $5,1 * 10^{-9}$ zweifellos in einem nicht realistischen Bereich und im Widerspruch zu den mit anderen Methoden erzielten Werten.

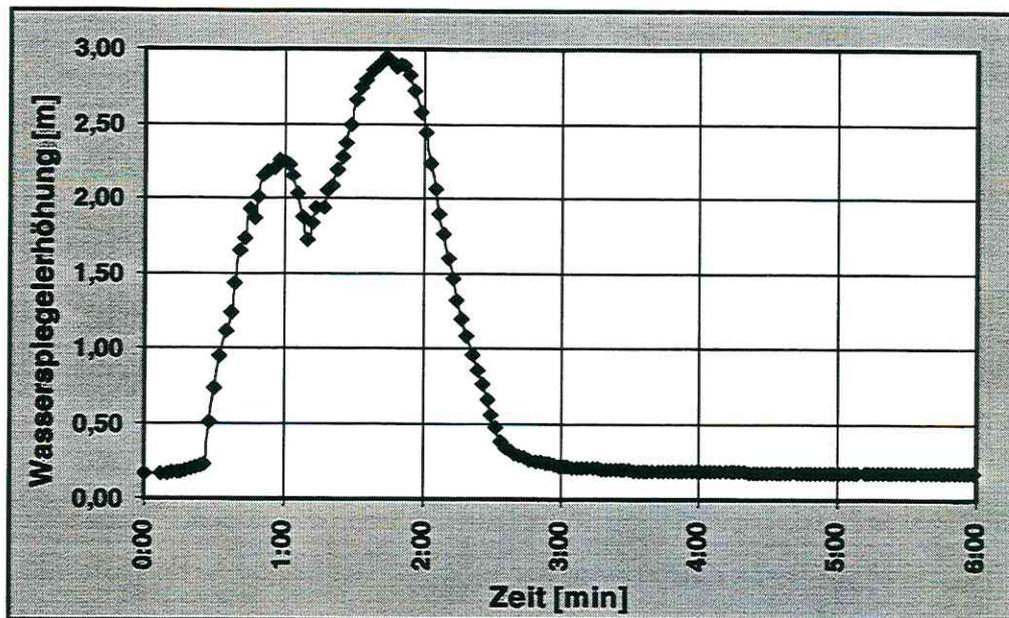


Abbildung 4-14: Zeitlich nicht konstanter Füllvorgang in Meßstelle UFZ 5a/97

Somit erbrachten die Slug-Tests für die hydraulische Kennwertermittlung nahezu keine brauchbaren Ergebnisse. Da die Auswertung nach HVORSLEV (1951) nur für unvollkommene Brunnen gilt, konnte dieses Verfahren nicht herangezogen werden. Für eine Übersicht der verwendeten Methoden wird auf HELBLING (1998) verwiesen.

4.2.2 Seewasser

4.2.2.1 Seepage Meter

Der Einsatz des experimentellen Seepage Meter wurde zunächst am Hufeisensee in Halle getestet, an dem die Strömungsbedingungen bekannt sind. Hier konnte an einem Damm in den See infiltrierendes Wasser eindeutig nachgewiesen werden, das aus einer angrenzenden Deponie stammt (CHRISTOPH 1995). Durch die mehrmaligen Wiederholungen mit reproduzierbaren Ergebnissen konnte die Tauglichkeit des Gerätes bewiesen werden.

Im Einsatz am Vollert-Süd konnten dagegen keine Ergebnisse erzielt werden. Ein qualitativer Zustrom von Grundwasser wurde zwar an der östlichen, westlichen und südlichen Böschung des Seegrundes nachgewiesen, doch konnten die Ergebnisse nicht reproduziert werden. Mögliche Gründe für das Scheitern des Seepage Meter - Einsatzes könnten an der Böschungsteilheit von 7-8 °, dem fehlenden Kontakt des Gerätes mit dem Untergrund durch Schutt-ablagerungen und Holzreste, der Gasentwicklung im Seesediment oder an der Bewegung des Pontons liegen. Da die Stellen am Gewässerboden mit Austauschvorgängen nicht bekannt sind, und der Einsatz in dem völlig undurchsichtigen Wasser des Vollert-Süd mit unbekanntem Grund extrem schwierig ist, erscheint das Verfahren hier nicht praktikabel. Für orientierende Messungen in Tiefen größer als 2 m ist der Aufwand zu unökonomisch und zeitraubend. Aus diesem Grunde wurden keine weiteren Versuche durchgeführt.

4.2.2.2 Seewasserdynamik

Eine Veränderung der Seewasserspiegel durch Zu- und Abflüsse von Vorflutern oder durch anthropogene Einflüsse kann ausgeschlossen werden. Es kommen also nur klimatische Faktoren wie Niederschlag und Verdunstung in Frage. Abbildung 4-15 zeigt deutlich für den Zeitraum von Januar 1994 bis April 1999 eine Erhöhung des Wasserspiegels vom Vollert-Süd um ca. 9 cm pro Jahr. Das Aufgehen des Tagebaurestsees ist nach Einstellung des Bergbaus noch nicht abgeschlossen. Im Winterhalbjahr dominiert bislang der Niederschlag gegenüber der Verdunstung, und es kommt zu einem Anstieg des Seespiegels. Dieser Prozeß wird sich so lange fortsetzen, bis durch die verstärkte Verdunstung der zunehmenden Seefläche ein klimatischer Ausgleich mit dem Niederschlag herbeigeführt wird.

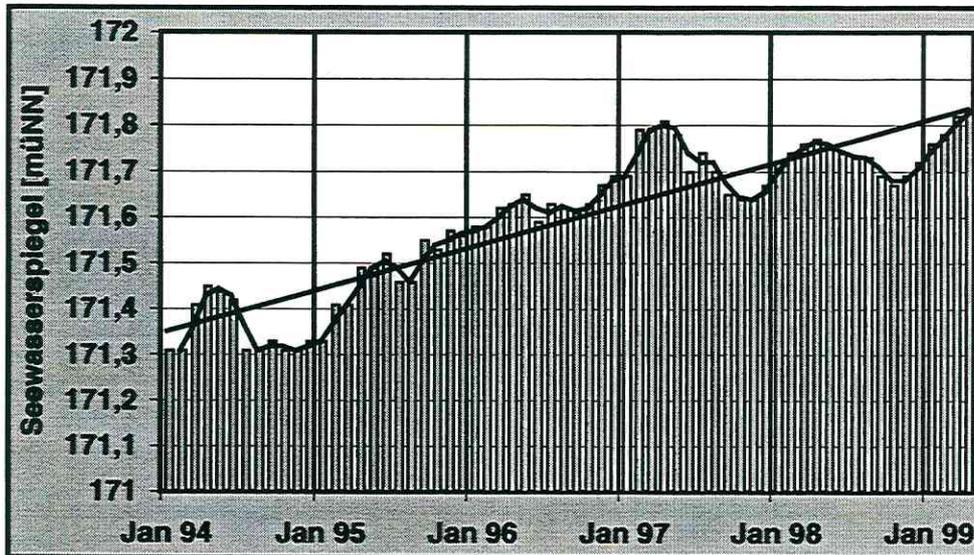


Abbildung 4-15: Entwicklung des Seewasserspiegels im Vollert-Süd

4.2.3 Zusammenfassung

Im Arbeitsgebiet ist keine großräumige Grundwasserdynamik zu verzeichnen. Schwankungen des Grundwasserspiegels sind ausschließlich auf barometrische Effekte zurückzuführen. Die barometrische Effizienz weist auf einen gut abdichtenden Luckenauer Ton hin.

Die Seewasserdynamik ist mit einem Anstieg von rund 9 cm/Jahr klimatisch bedingt; der Füllvorgang des Sees mit Niederschlag somit noch nicht abgeschlossen.

Der ermittelte Durchlässigkeitsbeiwert von $1-2 \cdot 10^{-4}$ m/s aus dem Pumpversuch ist mit den k_f -Werten aus der Korngrößenanalyse von $0,5-8 \cdot 10^{-4}$ m/s durchaus vergleichbar.

Die Slug-Tests waren aufgrund zu hoher Flurabstände und Durchlässigkeiten der Meßstellen nicht erfolgreich. Auch die Anwendung des experimentellen Seepage Meter erwies sich in dem undurchsichtigen Wasser des Vollert-Süd als nicht praktikabel.

4.3 Hydrochemie

Im Untersuchungsgebiet wurden die beiden Restseen Vollert-Süd und –Nord untersucht sowie 18 Grundwassermeßstellen in unterschiedlichen Grundwasserleitern bis zu 9 mal in variablen Zeitabständen beprobt. Eine Charakterisierung erfolgt mit Hilfe der physikochemischen Feldparameter, der Anorganik, der Organik und der Isotope. Eine Zusammenstellung aller Werte ist Anhang C, D und E zu entnehmen.

Es wurden sowohl örtliche als auch zeitliche Veränderungen dargestellt. Bei der Ortsabhängigkeit handelt es sich um die tiefenspezifische Beschreibung des Seewassers und um Variationen innerhalb bzw. zwischen den Grundwasserleitern. Die zeitabhängigen Parameter beinhalten Veränderungen des Vollert-Süd durch die Sanierung und damit zusammenhängende oder eigenständige Trends in der Entwicklung der Grundwasserbeschaffenheit.

4.3.1 Sanierungskonzept für den Restsee Vollert-Süd

Seit der Einleitung der Schwelwässer in den Vollert-Süd hat sich die Qualität des Seewassers über Jahrzehnte hinweg nicht verändert (WIEßNER et al. 1993). Die Farbe des Wassers ist dunkelbraun, die Sichttiefe beträgt weniger als 3 cm. Die Parameter Phenol und Ammonium überschreiten alle gegebenen Richtwerte um einige Zehnerpotenzen. Neben Phenol sind noch toxischere Alkylderivate, n-Alkane und polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) nachzuweisen. Die Phenole reagieren unter Einfluß von Luftsauerstoff über Zwischenstufen und Radikalreaktionen zu künstlichen huminartigen Verbindungen, die zu Makromolekülen verknüpft sind (ZIECHMANN 1980). Diese Autoxidationsreaktionen verursachen die Dunkelfärbung des Wassers (RINGPFEIL et al. 1988) und verhindern eine Zirkulation des Seewassers sowie die Vermischung von Oberflächen- und Tiefenwasser. Weiterhin wird dadurch der Sauerstoff im See komplett verbraucht, der Wasserkörper ist vollständig anoxisch und stark reduzierend. Aufgrund des toxischen Schadstoffinventars verlaufen mikrobiologische Abbauprozesse sehr langsam (WIEßNER et al. 1994) bzw. erst nach zusätzlicher Vorbehandlung des Wassers (MARTIUS et al. 1996).

Um die anthropogenen Huminstoffe (AHS) zu floccen und gravitativ zu fällen, wurden im Herbst 1996 unter der Leitung der Sektion Sanierungsforschung, UFZ Leipzig, 2 Millionen Liter Fe(III)Cl₃-Lösung in den See gespült. Ziel dieser Sanierungsmaßnahme ist die Initiierung eines Selbstreinigungsprozesses durch die Entfernung der dunkelfärbenden Makromoleküle. Eine dadurch bedingte erstmalige Zirkulation des Seewassers soll Sauerstoff auch in tiefere Schichten bringen und den mikrobiologischen Abbau der Schadstoffe ermöglichen. Da die AHS mit den eingebrachten Metallionen unter sauren Bedingungen von pH 4-5 zu metallischen Salzen mit geringer Löslichkeit reagieren (STOTTMEISTER et al. 1999), wurde eine Neutralisationsphase durch die Einspülung von Ca(OH)₂ (Kalkmilch) nachgeschaltet. Um anschließend die mikrobiellen Prozesse zu intensivieren, wurde im Frühjahr und Herbst 1998 gezielt Phosphat in die biologisch aktive Zone von 0 – 5 m Tiefe eingetragen. Aufgrund des hohen Eisengehaltes im See wird nicht verwertbarer Phosphor gebunden und festgelegt, eine Eutrophierung damit vermieden.

Im Zusammenhang mit der Sanierung wird nur auf Veränderungen des Sees eingegangen, die auch für das Grundwasser von Bedeutung sind. Für Informationen bezüglich der eigentlichen Sanierung wird auf Veröffentlichungen der Sektion Sanierungsforschung, UFZ Leipzig, verwiesen (<http://www.ufz.de/spb/san/>).

4.3.2 Physikochemische Parameter

Die Feldparameter des **Vollert-Süd vor der Sanierung** zeigen keine Auffälligkeiten. Die Temperaturschwankungen im Oberflächenwasser bewegen sich zwischen 0 und 26 °C und verharren ab 7 m Tiefe konstant bei 6 °C. Die elektrische Leitfähigkeit nimmt mit der Tiefe leicht von 1,5 auf 1,6 mS/cm zu, während der pH-Wert von 7,7 auf 7,3 abnimmt. Das Redoxpotential liegt bei völliger Abwesenheit von Sauerstoff mit bis zu -268 mV im reduzierenden Milieu.

Die Beprobung des **Vollert-Süd nach Beginn der Sanierung** wurde am 24.1.97 durchgeführt. In einem Profil an der tiefsten Stelle des Sees (24,4 m) wurden ca. alle 20 cm die Parameter Temperatur, Leitfähigkeit, pH-Wert, Redoxpotential und Sauerstoffgehalt gemessen (Abbildung 4-16).

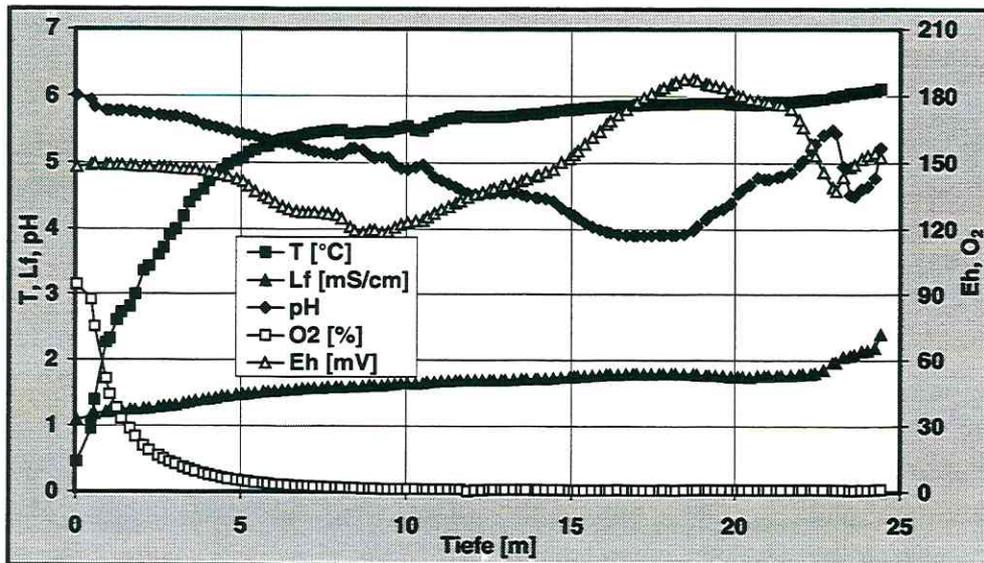


Abbildung 4-16: Tiefenprofil der Feldparameter des Vollert-Süd nach der Sanierung

Es zeigt sich, daß bereits in den oberen 6 m des Sees Sauerstoff vorhanden ist. In tieferen Schichten können durch das hohe Sauerstoffzehrungspotential des Sees nur noch Spuren nachgewiesen werden. Die Temperatur ist wegen der Eisbedeckung an der Oberfläche nahe 0 °C und steigt zur Tiefe hin auf ca. 6 °C an. Die Leitfähigkeit ist nach der Sanierung angestiegen und nimmt kontinuierlich mit der Tiefe von 1 auf 2,4 mS/cm zu. Durch die Neutralisation hat sie sich nochmals auf maximal 5 mS/cm erhöht. Der pH-Wert und das Redoxpotential unterliegen durch die Sanierungsmaßnahmen starken Schwankungen und verändern sich fast täglich. Hier müssen erst wieder stabile Verhältnisse abgewartet werden. Generell hat sich jedoch der pH-Wert in der sauren Phase auf bis zu 3 erniedrigt und wurde durch die Neutralisation wieder auf pH 6,5 – 7,5 erhöht. Das Redoxpotential weist nun positive Werte von maximal +350 mV auf.

Die Sichttiefe wurde ebenfalls deutlich erhöht, obwohl sich durch den Kontakt mit Luft teilweise erneut abiotische Autoxidationsprozesse abspielen (STOTTMEISTER et al. 1997).

Eine **Erstbeprobung des Tagebaurestsees Vollert-Nord** wurde am 26.8.97 durchgeführt. Die Aufnahme des Tiefenprofils erfolgte wie beim Vollert-Süd (Abbildung 4-17).

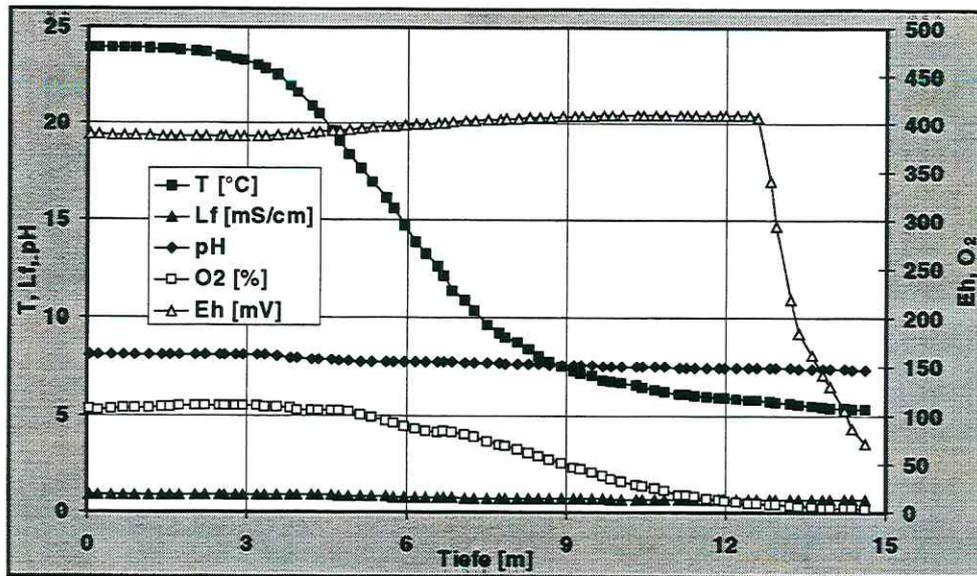


Abbildung 4-17: Tiefenprofil der Feldparameter des Vollert-Nord

Der See weist in der sommerlichen Stagnationsphase einen ausgeprägten Temperaturgradienten von 24 auf 6 °C mit zunehmender Tiefe auf. Die Sauerstoffdurchmischung reicht bis in 12 m Tiefe. Die geringe Leitfähigkeit von unter 1 mS/cm, der pH-Wert von 7-8 und das bis fast zum Sediment reichende hohe Redoxpotential von +400 mV weisen auf einen natürlichen, unbelasteten See hin. Die Sichttiefe liegt zwischen 6 und 8 m.

Der Temperaturbereich des **Grundwassers** variiert zwischen 9,1 und 12,7 °C um ein normales Mittel von 10,9 °C. Mit durchschnittlich mehr als 12 °C fallen nur die Meßstellen UFZ 3/96 und HyDb 1/95 auf.

Die elektrische Leitfähigkeit spiegelt den Lösungsgehalt der Grundwässer wieder. Der quartäre Grundwasserleiter 1.8 ist generell durch einen hohen Lösungsgehalt mit einer erhöhten elektrischen Leitfähigkeit von bis zu 3 mS/cm gekennzeichnet. Ansonsten schwankt sie im Tertiär zwischen 1 und 2 mS/cm und ist nur an den Meßstellen UFZ 3/96 und HyDb 1/95 mit 0,8 mS/cm erniedrigt.

Der pH-Wert liegt mit Werten von 5,6 - 7,9 im natürlichen Schwankungsbereich der meisten Süßwässer (SIGG & STUMM 1994). Eine räumliche Abhängigkeit läßt sich nicht erkennen.

Das Redoxpotential korrespondiert mit dem Anteil an gelöstem Sauerstoff und unterliegt stärkeren Schwankungen. Die meisten Meßstellen im Anstrom der Restseen weisen mit Sauerstoffgehalten von 2 - 10,3 mg/l und Redoxwerten > +250 mV deutlich oxidierende Verhältnisse auf. Die übrigen Meßstellen haben ein Redoxpotential zwischen 0 und +250 mV und sind mit < 1 mg/l gelöstem Sauerstoff sauerstoffarm. Nur im GWL 5.2 an der UFZ 2/96

tritt ein deutlich reduzierendes Milieu mit durchschnittlich -100 mV auf. Sauerstoff konnte hier nicht festgestellt werden.

Anhand der physikochemischen Parameter konnten weder Einflüsse des Seewassers auf das Grundwasser noch signifikante zeitliche Variationen nachgewiesen werden.

4.3.3 Anorganik

Vom **Vollert-Süd vor der Sanierung** liegt eine Vollanalyse lediglich aus 20 m Tiefe vom 30.9.96 vor (Tabelle 4-7).

Tiefe	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	NH ₄ ⁺	Fe _{ges}	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻	NO ₃ ⁻
20 m	14,3	5,2	146,3	46,1	184,8	1,99	35,5	4,5	1083	< 0,05

Tabelle 4-7: Anorganische Meßwerte des Vollert-Süd vor der Sanierung [mg/l]

Es handelt sich wegen des außergewöhnlich hohen Ammonium-Gehaltes um ein Calcium-Ammonium-Hydrogenkarbonat-Wasser. Sulfat konnte nur im obersten Seebereich, in dem durch Wellenschlag Luftsauerstoff eingebracht wird, nachgewiesen werden. Die übrigen Parameter bewegen sich in einem für Seen üblichen Bereich.

Die Untersuchung der Anorganik des **Vollert-Süd nach der Sanierung** am 24.1.97 ist in Tabelle 4-8 zusammengestellt.

Tiefe [m]	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	NH ₄ ⁺	Fe _{ges}	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻	NO ₃ ⁻
2	13,8	3,5	135,7	44,1	71,1	44,7	539,3	31,7	n.b.	<0,05
4	13,5	3,4	143,9	43,7	80,5	66	611,8	25,9	n.b.	<0,05
6	13,2	3,3	149,4	43,2	94,6	78,8	667,4	23,9	n.b.	<0,05
8	13,0	3,2	153,4	44,7	94,6	88,4	729,9	22,4	n.b.	<0,05
10	13,2	3,1	152,6	45,6	74,3	96,7	791,2	26,5	n.b.	<0,05
12	13,7	3,1	150,8	43,8	80,9	102,6	858,2	29,9	n.b.	<0,05
14	13,9	3,1	156,3	45,0	65,8	104,9	858,1	29,2	n.b.	<0,05
16	13,7	3,1	151,8	45,3	96,8	112,7	982,5	42,5	n.b.	<0,05
18	13,4	3,0	152,5	45,8	60,5	117,5	1000,1	45,0	n.b.	<0,05
20	13,4	3,0	155,9	46,5	81,5	120,7	909,8	38,5	n.b.	<0,05
22	13,5	3,0	160,9	41,3	103,4	140,7	806,2	31,0	n.b.	<0,05
24	12,9	2,9	147,5	39,2	65,5	244,5	901,1	52,5	n.b.	<0,05

Tabelle 4-8: Anorganische Meßwerte des Vollert-Süd nach der Sanierung [mg/l]

Durch die Sanierung hat sich der Wasserkörper durchmischt, so daß eine Abnahme der Ammoniumwerte nur vorgetäuscht wird. Die Elimination des Ammoniums soll mittels Pflanzenkläranlagen erfolgen. Es wurden jedoch große Mengen an Eisen und Chlorid zugeführt. Dadurch hat sich der Chloridgehalt mehr als verzwanzigfacht und die Eisenkonzentration mit zunehmender Tiefe von 45 auf 245 mg/l erhöht. Weiterhin wurden Sulfide und gelöster Schwefelwasserstoff zu Sulfat oxidiert. Eine Quantifizierung des Hydrogenkarbonates konnte nicht vorgenommen werden, da sich das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht infolge täglicher pH-Schwankungen und vermehrter Kohlendioxidgasung sehr instabil verhält. Durch die nachgeschaltete Neutralisationsphase wurde der Calciumgehalt

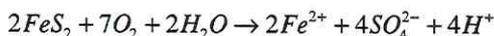
auf ca. 350 mg/l verdoppelt. Es handelt sich nun um ein Calcium-Ammonium-Eisen-Chlorid-Wasser.

Der **Vollert-Nord** wurde in Tiefenstufen von 4 m untersucht (Tabelle 4-9).

Tiefe	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	NH ₄ ⁺	Fe _{ges}	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻	NO ₃ ⁻
0	9,5	5,5	170,8	35,8	0,03	0,02	20,2	397,5	128,23	<0,05
4	10,0	5,5	169,2	35,5	0,04	0,11	20,2	425,0	123,34	<0,05
8	9,5	5,5	170,4	35,7	0,03	0,02	20,5	425,8	128,23	<0,05
12	9,4	5,6	187,5	37,1	0,43	0,08	22,5	434,3	164,86	<0,05
15	9,7	5,8	195,6	38,2	2,10	0,12	23,4	418,6	238,13	<0,05

Tabelle 4-9: Anorganische Meßwerte des Vollert-Nord [mg/l]

Das Seewasser wird von Calcium und Sulfat dominiert. Der relativ hohe Sulfatgehalt resultiert nach TORAN (1987) aus der Oxidation von im Sediment gebundenen Eisensulfiden:



Gleichung 4-2

Das freigesetzte Eisen wird als Eisenhydrogenkarbonat Fe(OH)₃ gefällt. Die bei der Sulfidverwitterung entstehende Säure wird durch die karbonathaltigen Sedimente, insbesondere den Löß, abgepuffert (WISOTZKY 1994).

Durch die Ammonifikation von organischem Stickstoff im Sediment treten nur am Seegrund geringe Mengen an Ammonium auf.

Der Natriumgehalt des **Grundwassers** liegt durchschnittlich zwischen 10 und 20 mg/l. Leicht erhöht ist er im GWL 1.8 mit bis zu 50 mg/l. Im Anstrom der Seen in der Meßstelle GWM 1 oben treten dagegen maximale Werte von 116 mg/l Natrium auf. Möglicherweise ist hier ein Effekt durch Streusalze von der naheliegenden Straße zu erkennen.

Der Kaliumgehalt liegt zwischen 1 und 7 mg/l, wobei ein Anstieg vom GWL 1.8 zum GWL 6.1 mit zunehmender Tiefe der Grundwasserleiter zu verzeichnen ist. Mit Werten um 9 mg/l ragt die Meßstelle P 8/72 heraus. Gründe könnten in der landwirtschaftlichen Nutzung oder der Schafbeweidung liegen.

Die Erdalkalien Calcium und Magnesium verhalten sich ähnlich. Der Gehalt an Calcium liegt durchschnittlich zwischen 200 und 400 mg/l, an Magnesium zwischen 20 und 50 mg/l. Höhere Werte zwischen 500 und 700 mg/l Calcium bzw. 80 bis 100 mg/l Magnesium treten in dem vom See abstromigen, quartären Grundwasserleiter auf. Durch besonders niedrige Gehalte zwischen 100 und 150 mg/l (Calcium) bzw. 10 - 20 mg/l (Magnesium) fallen wiederum die Meßstellen UFZ 3/96 und HyDB 1/95 im GWL 5.2 auf.

Anhand der Alkalien und Erdalkalien läßt sich kein Zusammenhang mit dem Seewasser erkennen, da die abstromigen Meßstellen generell einen höheren Lösungsinhalt besitzen als das Seewasser selbst. Ein zeitlicher Trend wurde nicht verzeichnet.

Gelöstes Eisen tritt in sauerstoffhaltigen Wässern nur in sehr geringen Mengen unterhalb 1 mg/l auf. Räumliche Verteilungsmuster zwischen oder innerhalb der Grundwasserleiter sind

bei durchschnittlichen Meßwerten von < 5 mg/l nicht zu erkennen. Leicht erhöhte Werte treten in einigen Pegeln auf, die mit Eisenrohren ausgebaut sind. Hohe Gehalte wurden allerdings in den Meßstellen HyDb 10/95 mit 11 mg/l und insbesondere GWM 1 unten mit bis zu 22,5 mg/l gemessen. Nach MATTHEß (1994) sind starke örtliche und zeitliche Änderungen des Eisengehaltes in reduzierten Grundwässern allerdings sehr häufig.

Außer am Ammonium läßt sich ein Einfluß von Seewasser nachweisen. So tauchen nur im Abstrom des Vollert-Süd im GWL 5.2 in der Meßstelle UFZ 2/96 stark erhöhte Gehalte von bis zu 15,6 mg/l auf. An wenigen anderen Orten wurden noch bis zu 4 mg/l gemessen. Die restlichen Meßstellen sind mit weniger als 1 mg/l nahezu ammoniumfrei und liegen im Bereich des durch Niederschlag zugeführten Ammoniums (JUNGE 1963).

Der Chloridgehalt variiert in den Grundwasserleitern zwischen 20 und 60 mg/l. Leicht erhöht ist er im GWL 6.1 und in der Meßstelle UFZ 1/96 mit bis zu 69 mg/l. Vergleichsweise hohe Chloridgehalte wurden in der Meßstelle GWM 1 mitte gemessen, allerdings mit abnehmender Tendenz. Wiederum treten die UFZ 3/96 und HyDb 1/95 mit geringen Mengen von 9–17 mg/l hervor. Einzig die Meßstelle UFZ 2/96 im GWL 5.2 zeigt anhand eines langsamen Chloridanstieges einen Seewassereinfluß durch die Sanierung des Vollert-Süd (Abbildung 4-18).

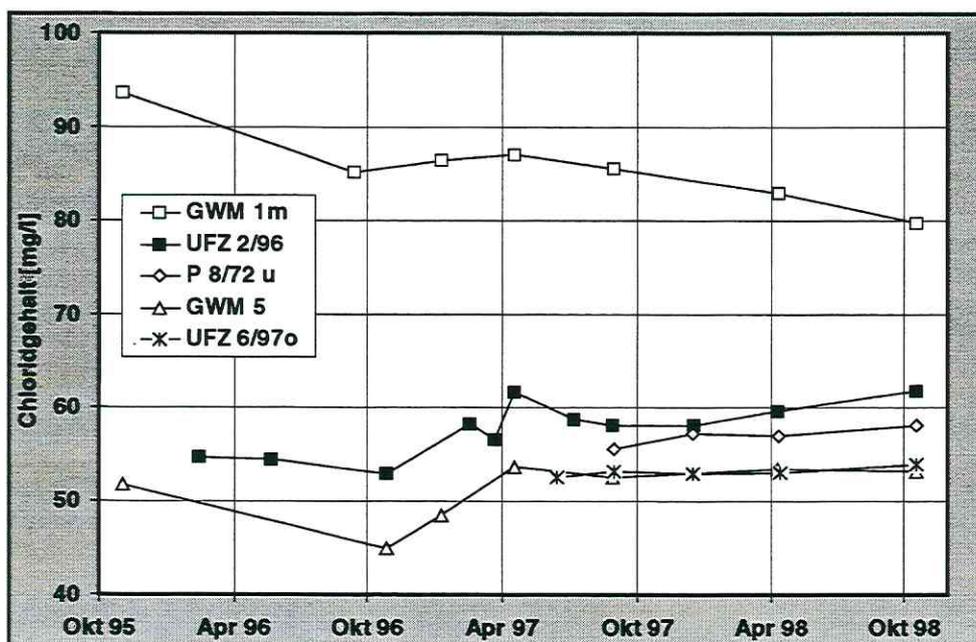


Abbildung 4-18: Verlauf der Chlorid-Konzentrationen in Meßstellen des GWL 5.2

Sulfat schwankt durchschnittlich zwischen 200 und 600 mg/l und ist insbesondere in den quartären Grundwasserleitern durch die Pyritoxidation mit Werten bis zu 1180 mg/l sehr hoch. Unter 100 mg/l weisen die Meßstellen UFZ 3/96 und HyDb 1/95 auf.

Hydrogenkarbonat unterliegt sehr starken Schwankungen innerhalb und zwischen den Grundwasserleitern. Ein räumliches Muster oder ein zeitlicher Trend lassen sich nicht erkennen. Die Werte pendeln zwischen 120 und 1080 mg/l.

Ein deutlicher Zusammenhang besteht jedoch beim Nitrat und den landwirtschaftlichen Flächen im Süden des Arbeitsgebietes. So konnte lediglich in der Meßstellenreihe im Anstrom der Seen Nitrat nachgewiesen werden. Die Konzentration nimmt hier von dem GWL 1.8 mit bis zu 310 mg/l über den GWL 5.2 mit 6 - 70 mg/l auf unter 1 mg/l im GWL 6.1 ab. Mit zunehmendem Fließweg und Abtauchen der Grundwasserleiter nach Nordosten und Osten wird Nitrat reduziert und ist nur noch im GWL 1.8 in der UFZ 1/96 mit maximal 6 mg/l nachzuweisen. Die übrigen Meßstellen besitzen Nitrat nahe oder unter der Nachweisgrenze.

Bei der Darstellung der prozentualen Ionengehalte in %meq/l im Piper-Diagramm (PIPER 1944) lassen sich die Grundwässer aufgrund der Variabilität der Anionen in hydrochemisch ähnliche Gruppen einteilen (Abbildung 4-19). Das Grundwasser ist grundsätzlich von Calcium/Magnesium und Sulfat/Hydrogenkarbonat dominiert. Der quartäre Grundwasserleiter 1.8 sowie der tertiäre GWL 6.1 sind sulfatisch ausgebildet. Der tertiäre GWL 5.2 deckt dagegen einen weiten Bereich ab. Während einige Meßstellen sulfatisches Milieu aufweisen, sind die überwiegenden Meßstellen im intermediären Bereich zwischen sulfatisch und hydrogenkarbonatisch angesiedelt. Eindeutig hydrogenkarbonatisch sind dagegen UFZ 3/96 und HyDb 1/95. Sie liegen hydrogeologisch durch den Bergbau relativ unbeeinflusst zwischen den Restlöchern Vollert-Süd und Siegfried. Bei den Kationen ist nur die Meßstelle GWM 1 oben durch den erhöhten Natriumgehalt von den übrigen Werten zu unterscheiden. Während der Vollert-Süd durch die Sanierung von stark hydrogenkarbonatisch zu extrem chloridisch wechselt, ist hingegen der Vollert-Nord stark sulfatisch einzuordnen.

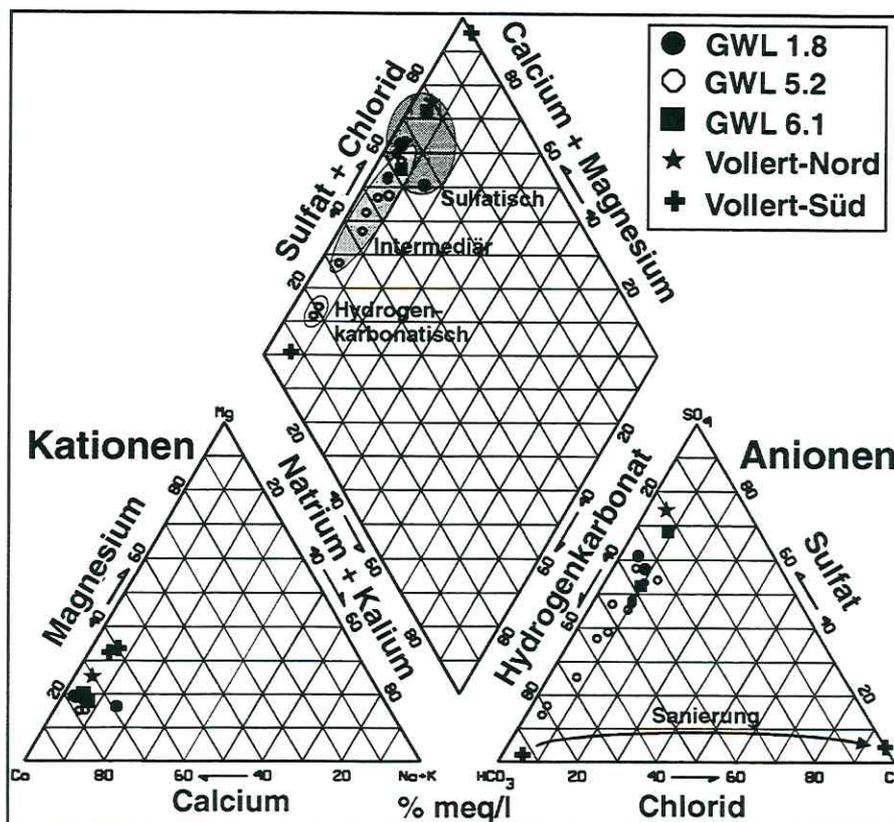


Abbildung 4-19: Piper-Diagramm der Grund- und Seewässer

4.3.4 Organik

Bei der organischen Belastung des **Vollert-Süd** handelt es sich vornehmlich um die Stoffgruppe der Phenole. Es konnten nach WIEßNER et al. (1993) bis zu 228 mg/l nachgewiesen werden (Tabelle 4-10). Durch die Makromoleküle der AHS ist der DOC ebenfalls mit bis zu 690 mg/l extrem hoch. Der chemische Sauerstoffbedarf (CSB) beträgt maximal 2290 mg/l.

Tiefe [m]	Phenol [mg/l]	CSB [mg/l]	DOC [mg/l]
0	7	954	263
5	23	980	274
10	86	350	405
15	202	2220	627
20	228	2290	689
24	219	2245	690

Tabelle 4-10: Organische Parameter des Vollert-Süd vor der Sanierung [mg/l]

Bei einer Vollanalyse mit einem GC-MS wurden 90 weitere organische Inhaltsstoffe nachgewiesen (STOTTMEISTER et al. 1999), darunter Alkane, Tetralole, Indanole und das PAK Naphthalin bis 210 µg/l.

Im **Vollert-Süd nach der Sanierung** konnte durch den Eintrag des Flockungsmittels die ursprüngliche Schichtung des Sees in hochkontaminiertes Tiefen- und weniger kontaminiertes Oberflächenwasser nicht erhalten werden. Dieser Umstand ist auf technische Probleme bei der tiefenorientierten Einbringung des Fe(III)Cl₃ zurückzuführen.

Ein vermeintlicher Abfall in der Belastung mit Phenolen beruht daher auf der Durchmischung des Wasserkörpers. Nach STOTTMEISTER et al. (1999) konnten allerdings ca. 50 % des DOC in das assoziierte Sediment verlagert werden. Die DOC-Werte lagen im Januar 1997 zwischen 116 und 267 mg/l. Ebenso sank der CSB um etwa 40 %.

Durch den erfolgten Eintrag von Sauerstoff, das verminderte Sauerstoffzehrungspotential und die erhöhte Sichttiefe können die Phenole nun einem erstmalig einsetzenden Selbstreinigungsprozeß durch Mikroorganismen unterliegen. Ein Ausdruck dieses mikrobiologischen Abbaues ist die weitere langsame Verminderung des DOC (BECKER et al. 1997). Durch die Einbringung von Phosphat hat der DOC im Oberflächenwasser nochmals um ca. 40 % abgenommen. Erstmals wurde nun auch das Ammonium, allerdings nur in den oberen 2 m, um bis zu 35 % reduziert.

Der Erfolg der Sanierungsmaßnahme spiegelt sich letztendlich auch in dem einsetzenden Abbau der Phenole wieder. Die durch den Phosphateintrag explodierende Mikrobiologie konnte in den obersten 2 m 100 % und bis in 12 m Tiefe immerhin noch 10 % der Phenole abbauen (STOTTMEISTER et al. 1998).

Im **Vollert-Nord** konnten keine organischen Schadstoffe nachgewiesen werden. Der Gehalt an gelöstem organischem Kohlenstoff ist mit 6,4 bis 9,1 mg/l durch starke Algenproduktion relativ hoch und entspricht einem eutrophen See (SCHWOERBEL 1999).

Im Vergleich zum Vollert-Süd wurden Phenole im **Grundwasser** nur in sehr niedrigen Gehalten im $\mu\text{g/l}$ -Bereich gefunden (Tabelle 4-11), die zudem eine hohe zeitliche Variabilität aufweisen. Für Grundwässer, die in engem Kontakt zu Braunkohle führenden Schichten stehen, ist ein geogener Hintergrundwert von einigen $\mu\text{g/l}$ Phenol anzunehmen, der durch REHBERG (1997) bestätigt werden konnte. Deutlich sticht die Meßstelle UFZ 2/96 mit maximalen Phenolgehalten von nahe $80 \mu\text{g/l}$ hervor. Diese Werte liegen deutlich über den höchsten Eingreif- und Prüfwerten für Grundwasser. Als Quelle für diese Kontamination kann nur der Vollert-Süd in Frage kommen.

Meßstelle	GWL	Phenol _{MAX} [$\mu\text{g/l}$]	DOC/NPOC [mg/l]	AOX _{MAX} [$\mu\text{g/l}$]
GWM 1 oben	1.8	n.n.	2,1 – 4,3	15
GWM 1 mitte	5.2	n.n.	1,1 – 2,1	14
GWM 1 unten	6.1	n.n.	0,2 – 2,1	3
GWM 5	5.2	4,8	2,2 – 10	73
HyDb 1/95	5.2	4,9	2,7 – 12	4
HyDb 2/95	5.2	n.n.	4,5 – 13	36
HyDb 10/95	5.2	5,8	11 – 14	11
P 20241	5.2	n.n.	0,8 – 2,3	54
P 8/72	5.2	3,0	n.b.	n.b.
UFZ 1/96	1.8	5,3	1,3 – 22	8
UFZ 2/96	5.2	77,5	8,3 – 19	56
UFZ 3/96	5.2	0,7	1,6 – 14,2	9
UFZ 4/96	5.2	6,0	0,3 – 13,2	69
UFZ 5a/97	6.1	2,6	7,5 – 7,7	n.b.
UFZ 6/97 oben	5.2	2,4	0,5 – 2,4	n.b.
UFZ 6/97 unten	6.1	2,6	0,8 – 2,4	n.b.

Tabelle 4-11: Übersicht der organischen Meßwerte im Grundwasser

Die Mengen an gelöstem organischem Kohlenstoff sind sehr uneinheitlich, aber abstromig der Seen generell höher. Ein räumlicher Zusammenhang innerhalb der Grundwasserleiter oder mit dem Vollert-Süd geht daraus nicht hervor. Allerdings könnten hohe DOC-Werte ein Indikator für fortgeschrittenen Abbau organischer Substanzen sein.

Das Verteilungsmuster des Summenparameters AOX deutet nicht auf den Vollert-Süd als Quelle hin. Dennoch sind die Werte für Grundwasser bedenklich hoch. Ein diffuser Eintrag über Insektizide aus der Landwirtschaft scheint möglich.

Bei einem full scan nach weiteren organischen Inhaltsstoffen im Grundwasser wurden noch Naphthole, Tetralole, Indanole, Ethyl- und Dimethylphenole knapp über der Nachweisgrenze gefunden. Es konnte jedoch kein eindeutiger Zusammenhang mit dem kontaminierten Vollert-Süd hergestellt werden (freundl. mündl. Mitt. Dr. Möder, Analytik, UFZ Leipzig).

4.3.5 Isotope

4.3.5.1 Stabile Isotope des Wassers

In diesem Projekt werden Isotopenuntersuchungen für die Unterscheidung von Grund- und Seewasser und zur Abschätzung von Mischungsanteilen genutzt. Die stabilen Isotope des Wasserstoffs (^1H , ^2H) und des Sauerstoffs (^{16}O , ^{18}O) sind infolge ihrer verschiedenen Isotopenmassen unterschiedlich schwer und haben differierende Dampfdrücke. Bei einem Phasenübergang (Verdunstung, Kondensation, Sublimation) kommt es zu einer Anreicherung der isotopisch leichteren Moleküle in der stärker flüchtigen Phase. Bei der Verdunstung aus Oberflächengewässern werden demnach die schweren Isotope im Seewasser angereichert. Diese Isotopenfraktionierung ist temperaturabhängig und bei beiden Isotopen gleichermaßen wirksam.

Im **Vollert-Süd vor der Sanierung** sind die $\delta^2\text{H}$ - und $\delta^{18}\text{O}$ -Werte im Oberflächenwasser im Vergleich zum Tiefenwasser angereichert, was auf intensive Verdunstungsprozesse hinweist (Abbildung 4-20). **Nach der Sanierung** ist die Durchmischung des Sees auch anhand der Isotopensignaturen gut zu erkennen. Der mit 15 m Tiefe relativ flache **Vollert-Nord** unterliegt einer stärkeren Verdunstung. Die Isotopenwerte sind aus diesem Grunde deutlich positiver.

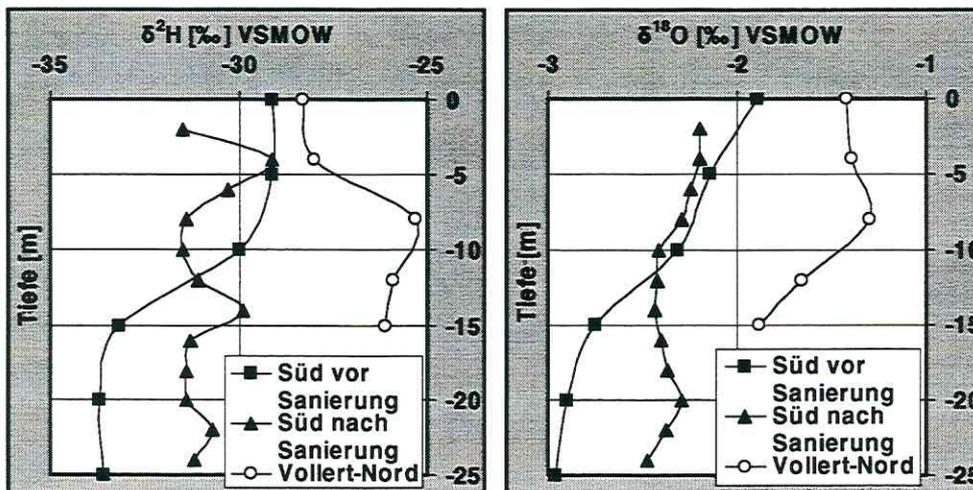


Abbildung 4-20: Vergleich der Wasserstoff- und Sauerstoffisotope im Seewasser

Für meteorische Wässer besteht nach Gleichung 4-3 weltweit eine lineare Beziehung zwischen dem $\delta^{18}\text{O}$ und dem $\delta^2\text{H}$ (CRAIG 1961):

$$\delta^2\text{H} = 8 \cdot \delta^{18}\text{O} + 10\text{‰}$$

Gleichung 4-3

Die Steigung s dieser Niederschlagsgeraden (global meteoric water line = GMWL) hat für kontinentale Niederschläge einen Wert um 8. Der Deuterium-Exzeß d von $+10\text{‰}$ gibt nach DANSGAARD (1964) den Schnittpunkt der GMWL mit der x-Achse bei einer durchschnittlichen Luftfeuchtigkeit von 85 % an.

Die Werte der stabilen Isotope der **Grundwässer** entsprechen im wesentlichen den Jahresmittelwerten der Niederschläge. Wie in Abbildung 4-21 zu sehen ist, plotten die Meßwerte des Grundwassers auf der GMWL. Eine aussagekräftige Unterscheidung der einzelnen Punkte nach Grundwasserleiter bzw. An- oder Abstrom ist nicht möglich. Die positiven Werte des Seewassers weichen dagegen von dieser Linie ab und bilden eine abgeflachte Gerade. Sie wird Verdunstungsgerade (evaporation line = EL) genannt und hat in unseren Breiten eine Steigung von 4-5 je nach klimatischen Bedingungen.

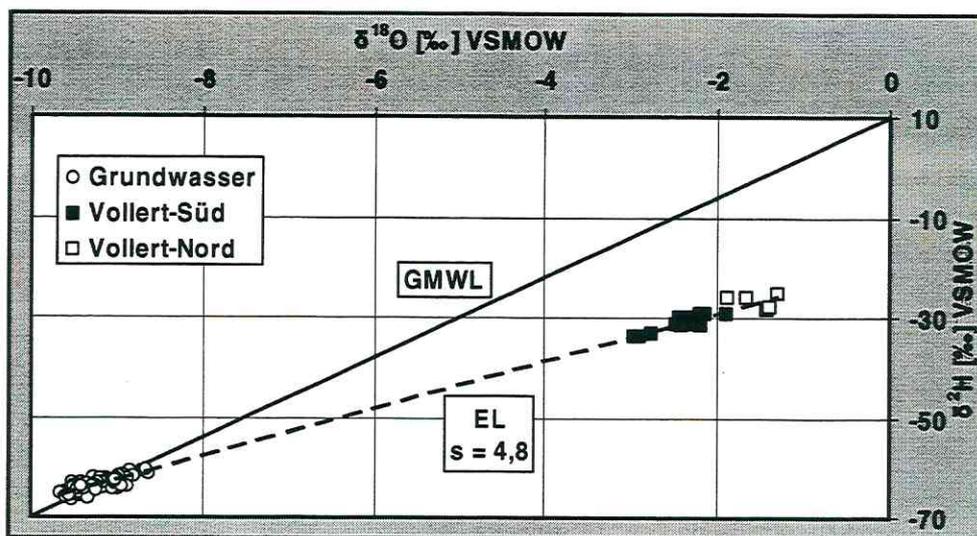


Abbildung 4-21: $\delta^2\text{H}/\delta^{18}\text{O}$ -Vergleich zwischen See- und Grundwasser

Aus der Darstellung läßt sich kein eindeutiger Zusammenhang zwischen See- und Grundwasser erkennen. Bei signifikantem Austrag von Seewasser in das Grundwasser sollte das Mischwasser auf der evaporation line zwischen Grund- und Seewasser plotten. Aus der Genauigkeit der Meßmethode läßt sich lediglich ableiten, daß die mögliche Beimischung nicht mehr als 2 % betragen kann.

4.3.5.2 Stickstoffisotope

Weiterhin wurden die Stickstoffumsetzungsprozesse über das Isotopenverhältnis $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ am Ammonium betrachtet. Das Tiefenprofil des **Vollert-Süd vor der Sanierung** vom 18.6.96 zeigt einen deutlichen Anstieg des Ammoniumgehaltes von ca. 60 mg/l in den oberen 12 m auf 170 mg/l im Tiefenwasser (Abbildung 4-22). Im schlammigen Sediment wurden extreme Werte bis annähernd 470 mg/l gemessen. Der $\delta^{15}\text{N}$ -Wert verhält sich dazu gegenläufig: mit steigendem Ammonium-Gehalt sinkt der Isotopenwert von +63,4 ‰ an der Oberfläche auf +23,3 ‰ im Sediment (ECCARIUS 1998). Dieser Kurvenverlauf ist durch mikrobielle Stickstoffumsetzung begründet. Zunächst unterliegt das Ammonium nach SICH (1997) einer "anaeroben Nitritation", d.h. einer Nitrifikation unter Denitrifikationsbedingungen. Dieser Prozeß findet unter sehr niedrigem Sauerstoffpartialdruck innerhalb weniger Stunden statt (DENDOOVEN & ANDERSON 1994). Die dazu notwendige Energie wird durch den Abbau organischer Kohlenstoffverbindungen gewonnen. Über das Zwischenprodukt NO wird N_2O

gebildet (BETLACH & TIEDJE 1981), das anschließend zu molekularem Stickstoff N_2 reduziert wird (REMDE & CONRAD 1991). Dieser entweicht in die Atmosphäre und ist an leichtem ^{14}N angereichert, während das schwere ^{15}N im See zurückbleibt. Die generell sehr positiven ^{15}N -Werte sind das Resultat des ehemaligen Pyrolyseprozesses.

Nach der Sanierung am 24.1.97 sind die Gehalte mit durchschnittlich 80 mg/l Ammonium bzw. +50 ‰ ^{15}N ausgeglichen. Eine erneut einsetzende Stickstoffentgasung und ^{15}N -Anreicherung in der oberen Sezone ist zu erkennen.

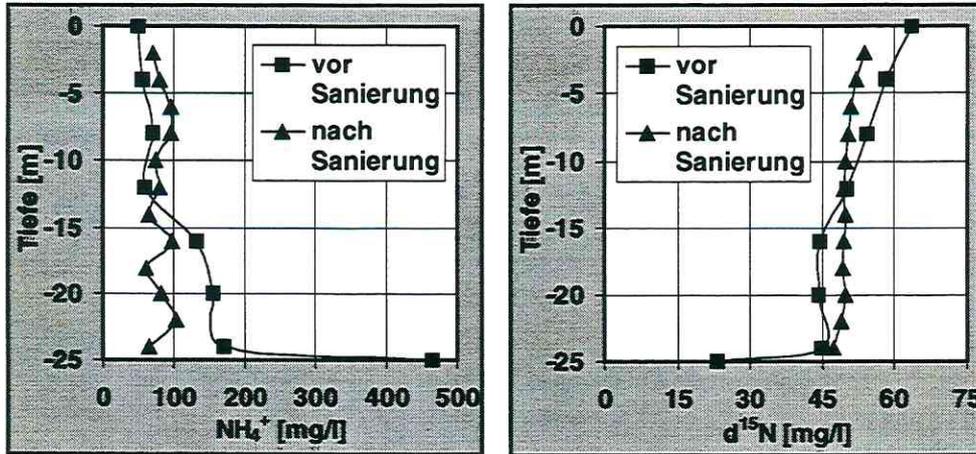


Abbildung 4-22: Vergleich der Ammonium- und $\delta^{15}N$ -Werte im Seewasser

Im Vollert-Nord wurde nur im Seetiefsten Ammonium bis 2,1 mg/l gefunden. Der ^{15}N -Wert liegt mit +1,88 ‰ im Bereich natürlicher organischer Substanz (LÉTOLLE 1980).

Der hohe Ammoniumgehalt im Seewasser kann ebenfalls als Indikator für eine Verschmutzung des Grundwassers genutzt werden. Wie schon in Kapitel 4.3.3 erläutert, treten stark erhöhte Ammoniumgehalte von bis zu 15,6 mg/l nur im Abstrom des Vollert-Süd im GWL 5.2 in der Meßstelle UFZ 2/96 auf. Die anderen Meßstellen liegen durchschnittlich unter 1 mg/l. Desweiteren ist in Abbildung 4-23 zu erkennen, daß die Ammoniumgehalte mit zunehmendem Abstand vom Vollert-Süd abnehmen. Dies liegt neben der Verdünnung mit sauberem Grundwasser auch an der starken Sorption von Ammonium im Untergrund, z.B. an Tonmineralen (EBHARDT et al. 1998).

Die $\delta^{15}N$ -Werte im Grundwasser zeigen im UFZ 2/96 ebenfalls sehr positive Werte von +18 ‰, während die übrigen Messungen zwischen -3 und +16 ‰ liegen (Abbildung 4-23). Diese Messungen indizieren einen direkten Einfluß des Seewassers auf den tertiären GWL 5.2. ECCARIUS et al. (1997) konnten mit Hilfe einfacher Mischungsberechnungen einen Anteil von 2 ‰ Seewasser im Grundwasser abschätzen. Durch die Verbesserung der Meßmethoden konnten am UFZ seit Herbst 1997 auch Wässer mit Ammoniumgehalten < 2 mg/l für die $\delta^{15}N$ -Messungen umgearbeitet werden. Hierdurch war es möglich, auch von der Meßstelle GWM 5 Werte zu erhalten. Diese zeigten, auch nach mehrmaligen voneinander unabhängigen Probenahmen, erstaunlicherweise eine ^{15}N -Isotopensignatur von +45 ‰, also einen höheren Wert als im Tiefenwasser des Sees. Es wurden allerdings keine erhöhten Phenolmengen gefunden. Der Zusammenhang zwischen See- und Grundwasser muß demnach komplexer

betrachtet werden. Die bisherige Annahme, daß nur der Vollert-Süd als Quelle für die Ammoniumbelastung und die positiven ^{15}N -Werte eine Rolle spielt, kann nicht aufrecht erhalten werden.

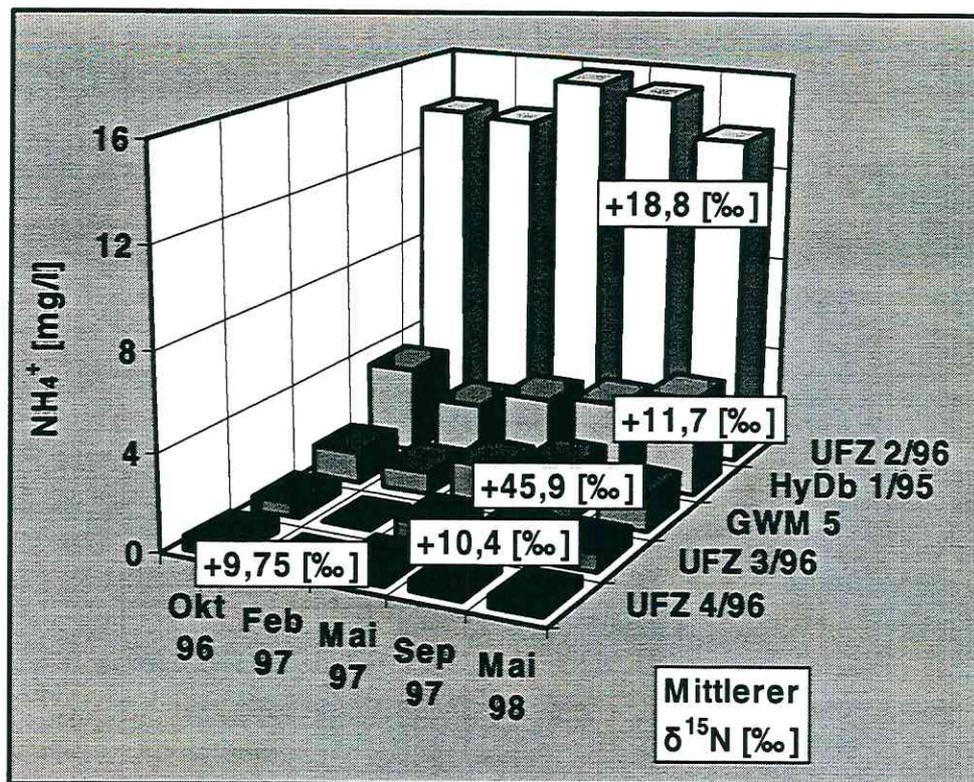


Abbildung 4-23: Konzentrationsverteilung des Ammoniums und mittlerer $\delta^{15}\text{N}$ -Werte

Es ist davon auszugehen, daß das Stickstoffsystem unter Einbeziehung der Denitrifikationsprozesse im Anstrom des Arbeitsgebietes betrachtet werden muß. Die Meßstellen im Anstrom sind stark mit Nitrat belastet, wobei der Gehalt von West nach Ost und mit zunehmender Tiefe der GWL abnimmt (Abbildung 4-24). Quelle dieser relativ konstant hohen Belastung ist mit größter Wahrscheinlichkeit die Landwirtschaft durch die Einbringung von organischem Dünger oder Gülle.

Bei Betrachtung der $\delta^{15}\text{N}$ -Wertes aus dem Nitrat fällt die Inhomogenität der Daten auf (Abbildung 4-24). Natürliche organische Materie besitzt eine N-Isotopensignatur von +1-5 ‰, dagegen hat das beim Abbau tierischer Exkremente entstehende Nitrat nach ARAVENA et al. (1993) einen positiven Wert von +10 bis +20 ‰, der in einigen Meßstellen angetroffen wird. Ammonium- und Nitratdünger besitzen dagegen ^{15}N -Werte um null Promille. Wenn dieser jedoch auf dem Fließwege letztendlich zu molekularem Stickstoff denitrifiziert wird, reichert er sich nach CLARK & FRITZ (1997) stark mit ^{15}N an und kann nach BÖTTCHER et al. (1990) durchaus Werte über +70 ‰ erreichen.

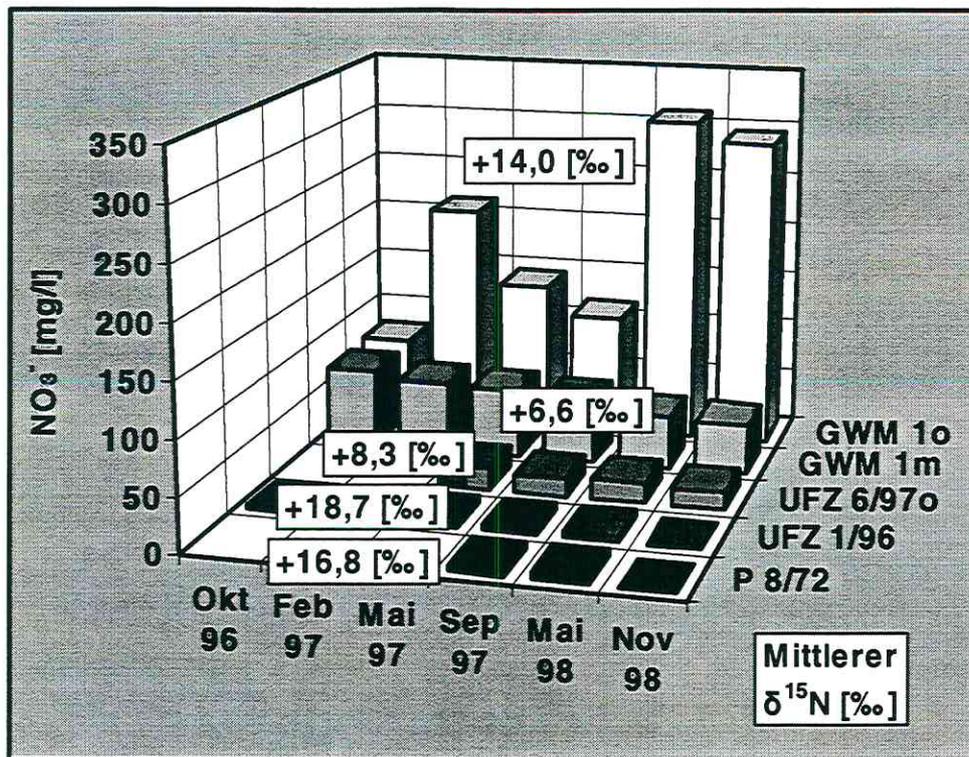


Abbildung 4-24: Konzentrationsverteilung des Nitrates und mittlerer $\delta^{15}\text{N}$ -Werte

Nach GÖPPEL et al. (1998) muß daher für die Unterscheidung zwischen der Denitrifikation von Düngemitteln und dem Abbau von Gülle auch der $\delta^{15}\text{N}$ -Wert des Nitrates gemessen werden. Die Klärung dieser Problematik erfordert allerdings erheblich umfangreichere Stickstoffspezies- und -isotopenmessungen sowohl im Grundwasser als auch an der Mineral- und Gasphase. Dieser Aufwand war im Rahmen der Dissertation nicht zu vertreten.

4.3.5.3 Radioaktive Isotope

Das radioaktive Isotop Tritium zerfällt mit einer Halbwertszeit von 12,43 Jahren unter β -Strahlung zu ^3He . Die Konzentrationsangabe erfolgt in Tritium Units, wobei 1 TU einem Tritiumatom pro 10^{18} Wasserstoffatomen entspricht. Mit Beginn der oberirdischen Versuche mit Wasserstoffbomben im Jahre 1952 wurden erhebliche Mengen künstlich erzeugten Tritiums in die Atmosphäre eingebracht. Das Maximum des Tritiuminputs erreichte in den Jahren 1962/63 mit mehr als 2000 TU ein Vielfaches der natürlichen Konzentration von bis zu 6 TU (BROWN 1961). Da natürliches Tritium von vor 1952 schon zum überwiegenden Teil zerfallen ist, läßt sich das "Bombentritium" sehr gut zur qualitativen Altersbestimmung verschiedener Wässer nutzen (KAUFMAN & LIBBY 1954). Eine genaue Altersangabe ist allerdings nur in seltenen Fällen möglich, da Tritium weder zeitlich noch räumlich konstant durch den Niederschlag eingetragen wird. Bei einer Probe kann man zudem nicht davon ausgehen, daß es sich um Wasser eines einzelnen Niederschlagsereignisses, sondern um die Mischung verschiedener Niederschlagsjahrgänge handelt.

Im **Vollert-Süd** wurde Tritium am 13.6.95 gemessen. Der See zeigt eine tiefenabhängige Zunahme von 20 auf 26 TU. Aktuelle Niederschläge besitzen dagegen in kontinentalen Regionen einen Tritiumgehalt von 5-15 TU (CLARK & FRITZ 1997), je nachdem ob es sich um Sommer- oder Winterniederschläge handelt. Demnach stammt ein großer Anteil des Seewassers aus der Zeit des höheren Tritiuminputs. In diesen Jahren (1952-68) wurde der See mit Schwelwasser gefüllt und seitdem nur noch oberflächennah durch Niederschlag mit geringerem Tritiumgehalt verdünnt.

Da in dem **Vollert-Nord** keine Schichtung vorhanden war, wurde Tritium nur in 4 und 15 m Tiefe untersucht. Die Werte liegen bei 13 TU und entsprechen dem aktuellen Ganzjahres-Tritiuminput über Niederschläge aus der Atmosphäre.

Die Verteilung des Tritiums im **Grundwasser** des GWL 5.2 ist in Abbildung 4-25 dargestellt. Gesicherte Aussagen lassen sich zunächst nur über die Meßstellen im Nordosten des Untersuchungsgebiets machen. Die Werte liegen durchschnittlich unter 2 TU und entsprechen somit zum überwiegenden Anteil einem Wasser von vor 1952 mit einem geringen Anteil < 20% von jüngerem Wasser. Nimmt man an, daß die Werte von 10-16,5 TU in den Meßstellen im Südwesten zum überwiegenden Anteil aus Jungwasser mit einem Alter bis zu 20 Jahren besteht, dann existiert zwischen An- und Abstrom eine zeitliche Differenz von einigen Jahrzehnten. Innerhalb dieses Zeitabschnittes müßte sich dann ebenfalls Wasser aus den 60er Jahren mit stark erhöhtem Tritiuminput befinden. Es konnte jedoch keine Meßstelle mit Tritiumwerten aus der Zeit des Bombenpeaks nachgewiesen werden. Sollte sich das Eintreffen des Peaks ankündigen, müßte im Nordosten ein Anstieg der TUs zu verzeichnen sein. Alle Meßreihen zeigen dagegen eine leicht fallende Tendenz oder verhalten sich stabil.

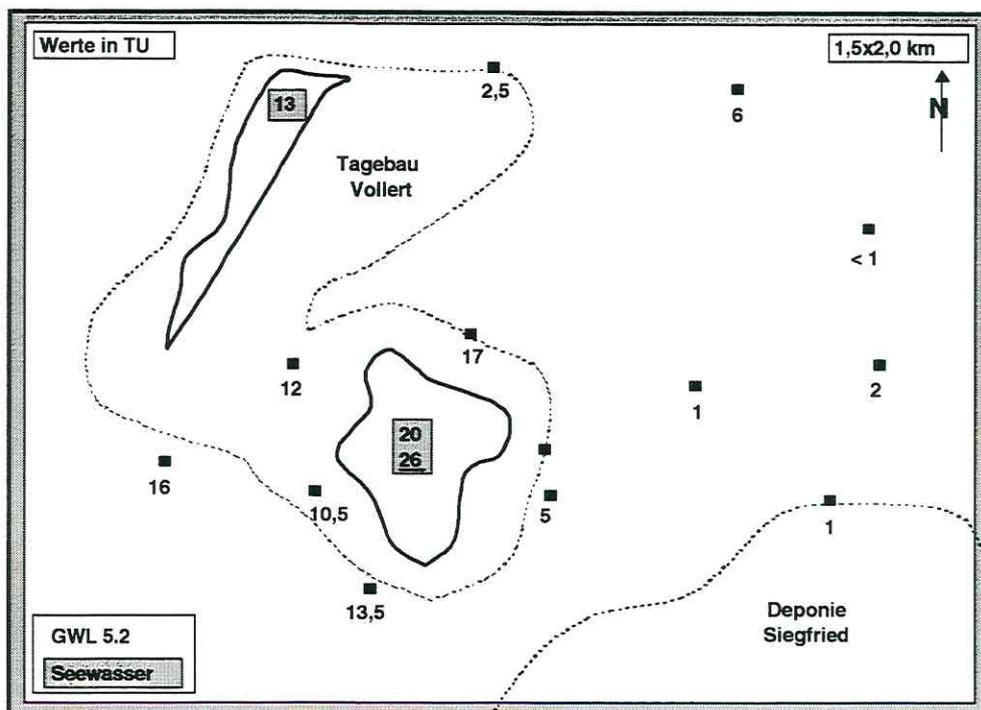


Abbildung 4-25: Verteilung des Tritiums im GWL 5.2

Die wenigen Meßwerte aus dem GWL 6.1 mit 10 bis 14,5 TU und dem quartären GWL 1.8 mit 11 bis 13,5 TU geben ebenfalls nur eine unsichere Spannbreite des Grundwasseralters an.

Ein weiteres Problem ist, daß den Tritiumwerten im Anstrom prinzipiell zwei Alter zugewiesen werden können. Zum einen kann es sich um jüngeres Wasser von maximal 20 Jahren aus der Zeit nach dem Inputmaximum handeln. Zum anderen jedoch könnte es sich auch um Wasser handeln, die vor dem Bombenpeak eingetragen wurden. In diesem Fall würden die aktuellen niedrigeren Werte aus dem jahrzehntelangen radioaktiven Zerfall hoher Eintragswerte stammen (Abbildung 4-26).

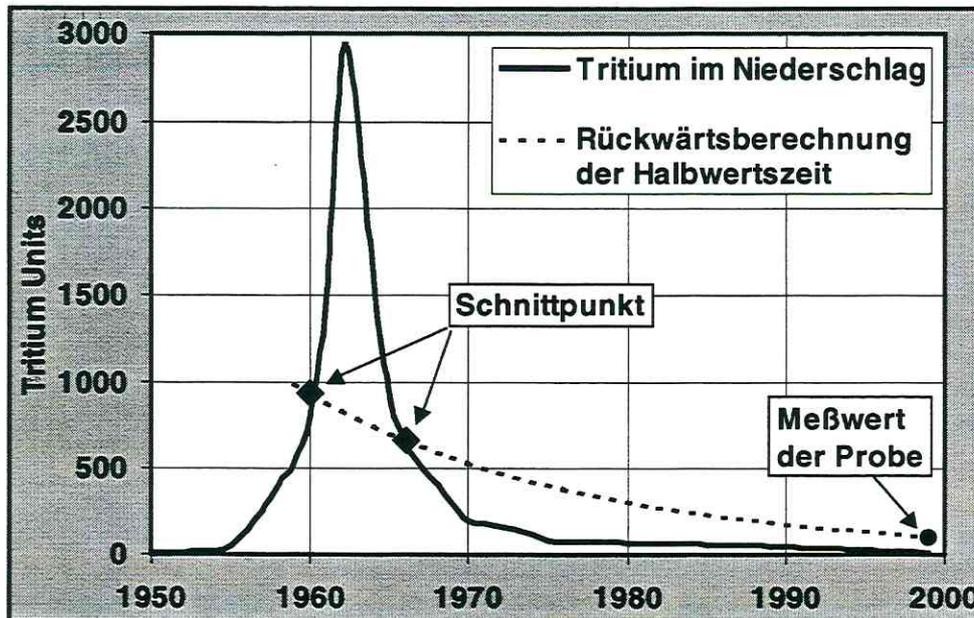


Abbildung 4-26: Problem der zeitlichen Zuordnung eines Tritiumwertes

Zur Kontrolle der Tritiummessungen wurde zusätzlich das Krypton-Isotop ^{85}Kr untersucht. Es hat eine Halbwertszeit von 10,46 Jahren und wird durch nukleare Aufbereitungsanlagen in die Atmosphäre eingebracht. 1945 lag die Konzentration noch bei null und steigt seitdem relativ kontinuierlich auf heutzutage mehr als 60 dpm/cm^3 an (LOOSLI et al. 1991).

Die Kryptonprobenahme wurde am 7.5.98 an der Meßstelle UFZ 6/97 oben im GWL 5.2 im Anstrom und im UFZ 5a/97 im GWL 6.1 im Abstrom des Vollert-Süd durchgeführt. Im Anstrom wurde, den Tritiumwerten entsprechend, Jungwasser erwartet. Dieses hätte dann einen Krypton-Wert $>30 \text{ dpm/cm}^3$. Es wurden allerdings nur $6,3 \pm 0,6 \text{ dpm/cm}^3$ gemessen. Der Meßwert im Abstrom betrug $6,9 \pm 0,9 \text{ dpm/cm}^3$. Bei reinem radioaktiven Zerfall könnte man dieses Wasser einem Eintrag um 1975 zuordnen. Dieses Alter steht jedoch im Widerspruch zu den Tritiumwerten. Zu dieser Zeit besaß der Niederschlag mehr als 100 TU. Die Meßwerte von 10-15 TU im Anstrom sind für reinen Zerfall demnach zu gering.

Es muß sich bei den Grundwässern im Untersuchungsgebiet also um Mischwässer verschiedener Herkunft und unterschiedlichen Alters handeln. Für die Berechnung dieser Mischungsverhältnisse aus Isotopendaten läßt sich das Programm MULTIS (RICHTER &

SZYMCZAK 1991) verwenden. Hierbei muß auch stets der hydrogeologische Aufbau der Grundwasserleiter berücksichtigt werden. Da die Geometrie der Einzugsgebiete der untersuchten Grundwasserleiter nicht bekannt ist, müssen verschiedene Modelle für den Mischungsansatz untersucht werden.

Es werden folgende hydrodynamische Modelle unterschieden:

1. **Piston-Flow-Modell** (KAUFMAN & LIBBY 1954): Der Grundwasserleiter befindet sich homogen zwischen zwei Grundwasserstauern. Das Niederschlagswasser wird auf dem Fließweg nicht vermischt.
2. **Exponentialmodell** (ERIKSSON 1958): Das gesamte Einzugsgebiet besteht aus einem homogenen Grundwasserleiter. Die Anteile des Jungwassers nehmen auf dem Fließweg exponentiell zu.
3. **Dispersionsmodell** (NIR 1964): Der Grundwasserleiter ist inhomogen. Es findet eine dispersive Vermischung von Wässern unterschiedlichen Alters statt.

Für weiterführende Informationen über die Theorie und Anwendung von Speicher-Durchfluß-Modellen wird auf DVWK (1995) verwiesen.

Mit den Meßwerten wurde nun versucht, den Anteil von Jung- und Altwasser abzuschätzen. Um die Resultate der Tritium- und Kryptonuntersuchungen in Einklang zu bringen, wurde ein Piston-Flow-Modell mit einem 2-Komponenten-Ansatz (T und Kr parallel) gewählt. Für den Anstrom im GWL 5.2 wurden übereinstimmende Ergebnisse erzielt, wenn der Anteil an jungem Wasser (< 20 Jahre) mit ca. 35 % und der Anteil an altem Wasser (> 45 Jahre) mit ca. 65 % angesetzt wurde. Die Berechnung für den GWL 6.1 im Abstrom ergab jeweils ca. 50 % an jungem und altem Wasser.

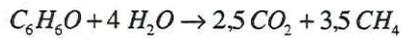
Über die Herkunft und den Fließweg beider Komponenten läßt sich nun spekulieren: Die ältere Komponente entstammt dem im Südwesten gelegenen Einzugsgebiet der Grundwasserleiter, während die jüngere Komponente den Grundwasserleitern über den Eintrag von Niederschlag bzw. Sickerwasser zugeführt wird. Die Fließzeit der jüngeren Komponente ist dabei mindestens doppelt so hoch wie die der älteren Komponente. Zudem kann auch das jüngere Wasser nicht in direkter Nähe der Meßstellen infiltriert sein, weil es ansonsten ein noch geringeres Alter aufweisen würde. Da sich die Grundwasserleiter 5.2 und 6.1 in den Meßwerten der radioaktiven Isotope nur wenig unterscheiden, ist davon auszugehen, daß die Trennung der beiden im entfernteren Anstrom fehlt und erst nahe des Arbeitsgebietes auftritt.

Zusammenfassend läßt sich mit Hilfe der radioaktiven Isotope kein Einfluß des Vollert-Süd auf die Grundwasserleiter nachweisen. Zwar ist der Tritiumwert im eindeutig kontaminierten UFZ 2/96 mit ~17 TU im Vergleich zum Umfeld sehr hoch, doch würde sich über Mischungsberechnungen ein Anteil von über 30 % Seewasser ergeben. Dies steht in klarem Widerspruch zu den Ergebnissen der stabilen Isotope.

4.3.6 Gelöste Gase

Die Herkunft des Methans im Grundwasser kann verschiedene Ursachen haben. Wie in Abbildung 4-27 zu erkennen ist, werden bis 5 µg/l Phenol und 25 µg/l Methan dem geogenen Hintergrundwert zugeordnet. In diesem Bereich liegen die meisten Meßstellen. Deutlich setzt sich davon die UFZ 2/96 mit jeweils sehr hohen Werten ab. Die hohen Methangehalte sind

nach HEALY & YOUNG (1978, 1979) auf den mikrobiologischen Abbau von Phenol unter anaeroben Bedingungen nach Gleichung 4-4 zurückzuführen:



Gleichung 4-4

Die leicht erhöhten Methangehalte im P 8/72 bei fehlendem Phenol stammen aus der Zersetzung organischen Materials (SIMPKINS & PARKIN 1993), insbesondere der Braunkohle unter anaeroben Bedingungen. Im Vergleich dazu haben die Meßstellen HyDb 1/95 und 10/95 bei ebenfalls geringen Phenolmengen stark erhöhte Methanwerte bis zu 392 µg/l. Möglicherweise ist an dieser Stelle noch der Einfluß der Deponie Siegfried, die auch als Schwelwasserbecken diente, zu erkennen. Da keine konstante Schadstoffquelle wie beim Vollert-Süd mehr vorhanden ist, wurde das Phenol mittlerweile nahezu vollständig mikrobiologisch abgebaut, während das Methan noch nicht durch den Luckenauer Ton entweichen konnte. Da Methan in den meisten Fällen in der Nähe von Deponien auftritt (BAEDECKER & BACK 1979), ist es möglicherweise hier aber auch das Produkt noch anhaltender mikrobiologischer Zersetzung weiterer, noch unbekannter organischer Verbindungen aus der Deponie.

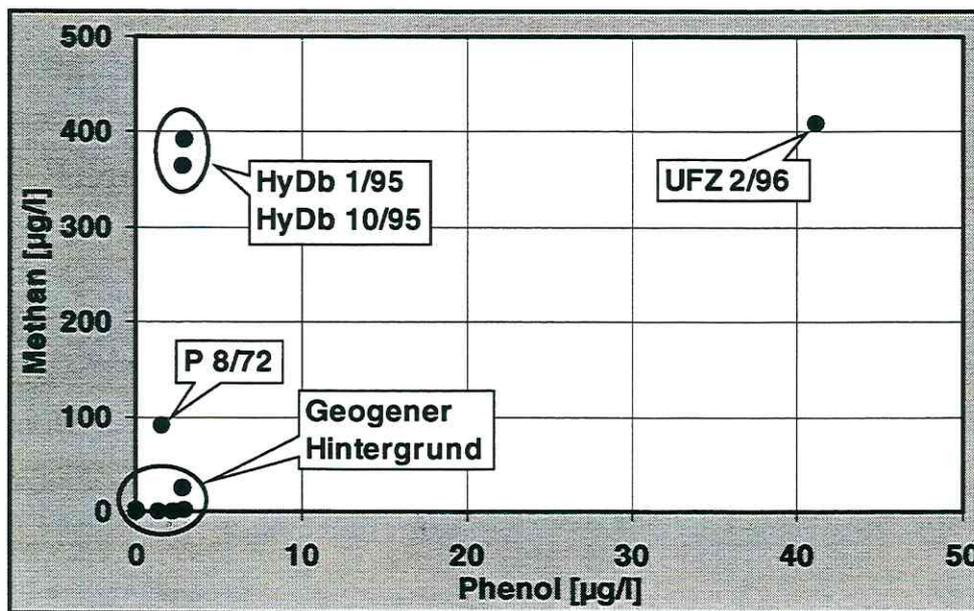


Abbildung 4-27: Phenol/Methan-Plot (Mittelwerte) der Grundwässer

Trotz der in EISMANN et al. (1997) aufgeführten Inhibierung des Phenolabbaus bei niedrigen, für Grundwasserleiter typischen Temperaturen von unter 12 °C, findet also offensichtlich dennoch eine signifikante Stoffumsetzung statt.

Um freilich zwischen den einzelnen Methanquellen unterscheiden zu können, müßten nach HACKLEY et al. (1996) sowohl am Methan als auch am Kohlendioxid die Isotopenverhältnisse vom Wasserstoff, Sauerstoff und Kohlenstoff bestimmt werden.

Die Gehalte an Distickstoffoxid sind einheitlicher verteilt (Tabelle 4-12). Geringe Mengen von <2 µg/l N-N₂O wurden im überwiegenden Teil der Meßstellen gemessen. Höhere Gehalte von 20 bis zu 378 µg/l im GWM 1 oben treten nur im Anstrom der Seen auf. Sie sind direkt mit dem Nitratgehalt korrelierbar und ein eindeutiger Hinweis auf starke Denitrifikationsprozesse.

Meßstelle	GWL	N-N ₂ O [µg/l]	CH ₄ [µg/l]
UFZ 1/96	1.8	1,83	1,73
UFZ 2/96	5.2	0,04	409,33
UFZ 5a/97	6.1	1,62	0,58
UFZ 6/97 unten	6.1	27,09	0,27
GWM 1 oben	1.8	377,939	0,16
GWM 1 mitte	5.2	21,28	0,12
GWM 1 unten	6.1	0,15	0,93
GWM 5	5.2	0,63	25,38
HyDb 1/95	5.2	0,33	364,83
HyDb 10/95	5.2	n.n.	391,66
P 8/72	5.2	0,52	91,62

Tabelle 4-12: Zusammenstellung der Gasanalysen aus dem Grundwasser

4.3.7 Zusammenfassung

Es konnten nur geringe örtliche und nahezu keine zeitlichen Variationen in der Hydrochemie der Hauptanionen und -kationen des Grundwassers beobachtet werden. Auch die physikochemischen Parameter differieren nicht signifikant voneinander. Die untersuchten Parameter lassen keinen direkten Bezug zu dem Vollert-Stüd erkennen und verzeichnen keine Veränderungen vor und nach der Sanierung.

Der einzige geeignete Parameter für einen Hinweis auf Seewassereinfluß ist der Chloridgehalt. Dieser ist als konservativer Tracer für Interaktionen zwischen See- und Grundwasser von besonderer Bedeutung, da durch die Sanierungsmaßnahme der Chlorid-Gehalt des Sees drastisch erhöht wurde. Im Grundwasser variiert er räumlich stark zwischen 9 und 106 mg/l. Bislang wurde nur im UFZ 2/96 im nordöstlichen Abstrom des Sees in einer Entfernung von ungefähr 140 m vom Ufer ein leichter Anstieg verzeichnet. Die übrigen Meßstellen zeigen keine derartig ausgeprägte Tendenz. Hieraus würde sich bislang eine Beimischung von maximal 0,5-1% Seewasser im Grundwasser ergeben, die durch die Strömungs- und Transportmodellierung verifiziert werden soll.

Die Meßstellen der quartären Grundwasserleiter, also im vom Bergbau nachhaltig beeinflussten Bereich, haben allerdings eine generell höhere Leitfähigkeit. Dies ist auf die Belüftung der Grundwasserleiter durch die bergbaulich bedingte Grundwasserabsenkung zurückzuführen. Die damit verbundenen Veränderungen des Redoxmilieus haben zu einer erhöhten Mobilisierung löslicher Stoffe geführt. Der in der Braunkohle und den umgebenden Schichten dispers verteilte Pyrit hat durch die Oxidation eine sehr starke Erhöhung der Sulfatkonzentration hervorgerufen. Wegen der geringen Meßstellendichte und der nur lokalen Verbreitung der quartären Grundwasserleiter, die zusätzlich noch durch den Tief- und Tagebau nachhaltig gestört sind, lassen sich keine sicheren Angaben über Veränderungen zwischen An- und Abstrom der Seen machen.

Der GWL 5.2 wurde wegen der Bedeutung für die Trinkwasserhebung am intensivsten untersucht. Hier lassen sich einige räumliche Unterschiede erkennen. So ist der Bereich zwischen den Restlöchern Vollert-Süd und Siegfried am wenigsten durch den Bergbau beeinflusst, was sich in dem geringen Lösungsgehalt und der niedrigen elektrischen Leitfähigkeit widerspiegelt. Zwar unterscheidet sich die UFZ 2/96 in Bezug auf die Anorganik nicht von den anderen Meßstellen, doch tritt hier neben der höchsten Belastung mit Phenolen auch das negativste Redoxpotential auf.

Die Isotopenuntersuchungen können eine Zumischung von Seewasser im Grundwasser weder definitiv ausschließen noch bestätigen. Aus den stabilen Isotopen läßt sich nur ein minimaler Einfluß erkennen. Durch die bislang nicht quantifizierbare Stickstoffumsetzung von Nitrat im Anstrom des Arbeitsgebietes und Zufuhr von Ammonium aus dem See sind die Daten der Stickstoffisotope nur mit Vorsicht zu verwenden. Dennoch sind die im UFZ 2/96 zu verzeichnenden hohen Ammoniumgehalte und positiven ¹⁵N-Werte neben dem Phenol das deutlichste Indiz auf Seewasseraustrag. Die vergleichenden Messungen der radioaktiven Isotope Tritium und Krypton konnten ebenfalls keinen Zusammenhang zwischen Grundwasserkontamination und Vollert-Süd belegen. Aus ihnen geht allerdings hervor, daß ein bislang vermutetes homogenes Fließfeld innerhalb der Grundwasserleiter keinesfalls gegeben ist. Vielmehr spielen Mischungsprozesse zwischen älterem Wasser aus dem südwestlichen Einzugsgebiet und jüngerem Wasser aus der Grundwasserneubildung oder aus hydraulischen Verbindungen mit anderen Grundwasserleitern eine erhebliche Rolle. Diese Altersunterscheidung war nur durch die Kombination verschiedener Isotopenmessungen möglich. Desweiteren ist der Einfluß der Grundwasserabsenkung durch den Bergbau bis 1945 nicht zu vernachlässigen. Hierdurch können sich Mischwässer gebildet haben, die sich zwar erheblich in der Herkunft und somit auch im Alter, nicht jedoch in der Anorganik und Physikochemie unterscheiden.

Letztendlich zeigt sich eine deutliche Verschmutzung des Grundwassers mit Phenol nur in der Meßstelle UFZ 2/96. Hohe Methangehalte weisen hier auf starke mikrobiologische Abbauprozesse hin. Ein Einfluß des Seewassers tritt deswegen nur räumlich eng begrenzt auf. Die drastischen Veränderungen des Seewassers durch die Sanierung sind im Grundwasser zeitlich sehr stark verzögert und nur gedämpft nachzuweisen. Innerhalb des Projektzeitraumes ist es somit nicht möglich, über den Durchbruch des Chlorides eine Mengenabschätzung des Seewasseranteils im Grundwasser vorzunehmen. Diesen Zweck kann nur eine Modellierung der Grundwasserströmung mit Schadstofftransport erfüllen. Dennoch liefern die hydrochemischen Untersuchungen wertvolle Rand- und Nebenbedingungen für die Modellierung. So ist die mögliche Beimischung des Seewassers im Grundwasser mit maximal 2 % nach oben hin begrenzt.

4.4 Hydroakustik

4.4.1 Bathymetrie

Der längliche See Vollert-Nord (Abbildung 4-28 links) ist 700 m lang und von Süd nach Nord in der Breite auf maximal 120 m zunehmend. Das Volumen umfaßt ca. 250.000 m³ Wasser bei einer Fläche von 5,15 ha und einem Umfang von 1,54 km. Die Unterwasserform ist rinnenartig mit einer Zunahme der Tiefe auf maximal 17 m im nördlichen Bereich. Die Unterwasserböschungen sind in diesem Gebiet extrem steil.

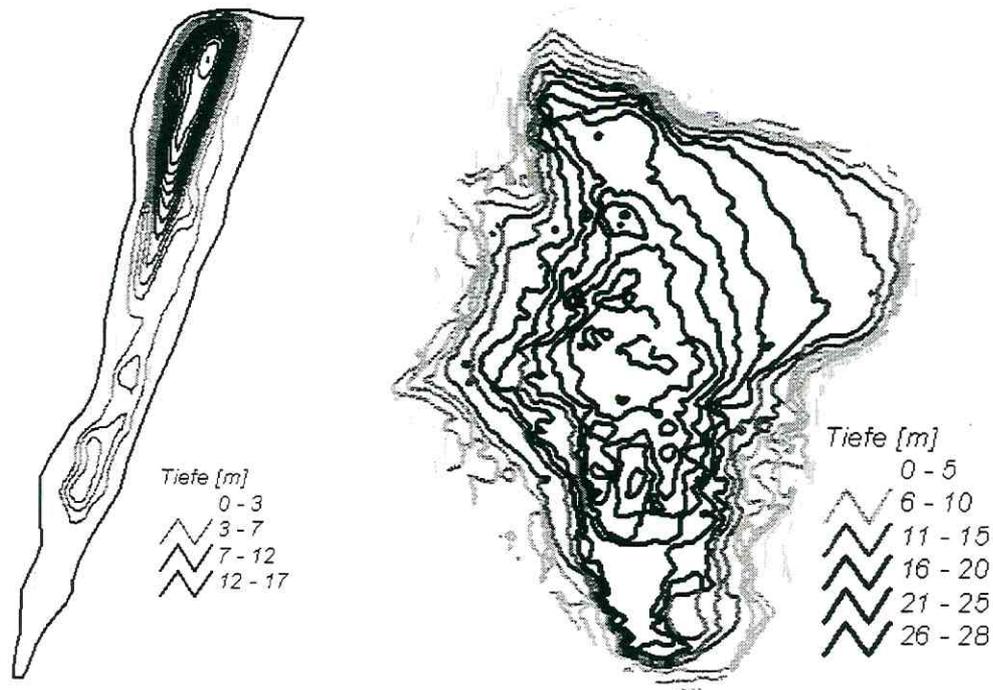


Abbildung 4-28: Bathymetrische Karten der Restseen Vollert-Nord (links) und Vollert-Süd (rechts)

Der trichterförmige See Vollert-Süd (Abbildung 4-28 rechts) ist mit einer Fläche von 15,6 ha sowie einem Wasservolumen von 2 Mio. m³ deutlich größer als der Vollert-Nord und maximal 28 m tief. Die Nord-Süd-Erstreckung ist mit ca. 600 m größer als die nur 350 m messende Ost-West-Ausdehnung. Mehrere Rutschungen haben die ursprüngliche flache Form des Seebodens zu einem eher trichterförmigen See werden lassen. Die abgerutschten Gesteinsmassen liegen als hügelartige Rutschkörper im See. Als Gleitflächenbildner diente der Luckenauer Ton (GFE 1990). Nach einem aktuellen Standsicherheitsgutachten (CUI 1997) sind einige Teile der Böschung auch jetzt noch durch fast saiger stehende Flächen stark gefährdet. Die Unterwasserböschungen sind ebenfalls sehr steil.

4.4.2 Sedimentverteilung im Restsee Vollert-Süd

Die seismischen Messungen zeigen die Verbreitung einer Sedimentschicht mit akustischen Eigenschaften, die nahezu denen des darüberliegenden, akustisch transparenten Wasserkörpers entsprechen. Auf den Seismogrammen (Abbildung 4-29) zeichnen sie sich als dünne Linie ab. Mit großer Wahrscheinlichkeit handelt es sich um bei der Sanierung ausgeflockte chemische Sedimente. Im südlichen Seeabschnitt tritt das chemische Sediment vor allem in Vertiefungen des Seebodens, im nördlichen Bereich dagegen deckenartig auf. Die größten Mächtigkeiten finden sich mit ca. 3 m im Seetiefsten. Insgesamt befinden sich im Restsee Vollert-Süd ca. 47.000 m³ anthropogenen Sedimentes (ATZLER 1997).

In das Sediment im Liegenden konnten die Meßsignale nahezu nirgendwo tiefer eindringen. Dieser sogenannte Beckeneffekt tritt auf, wenn in einem Sediment Lufteinschlüsse oder Faulgase gelöst und nicht als Bläschen vorliegen. Sie wirken wie eine akustische Sperre, die nicht vorhersehbar ist. Da der Beckeneffekt jedoch nur in Weichsedimenten auftreten kann, deutet dies darauf hin, daß der gesamte Seeboden von schlickartigen Sedimenten bedeckt ist, die zur Abdichtung des Sees beitragen. Nur im Nordosten wurde eine Zone ohne Beckeneffekt gefunden. Hier wurden Schlammdecken von ca. 2 m gemessen. Die akustischen Eigenschaften weisen auf eine deutlich höhere Dichte als bei Wasser hin, jedoch immer noch wesentlich geringer als bei Sand oder Ton. Erfahrungsgemäß handelt es sich um natürliche Sedimente aus in den See gefallenem organischem Material (Blätter, Holz, usw.).

Darunter folgt Material mit einer Dichte, die verfestigtem Sediment entspricht. Möglicherweise handelt es sich um Ton oder Sand.

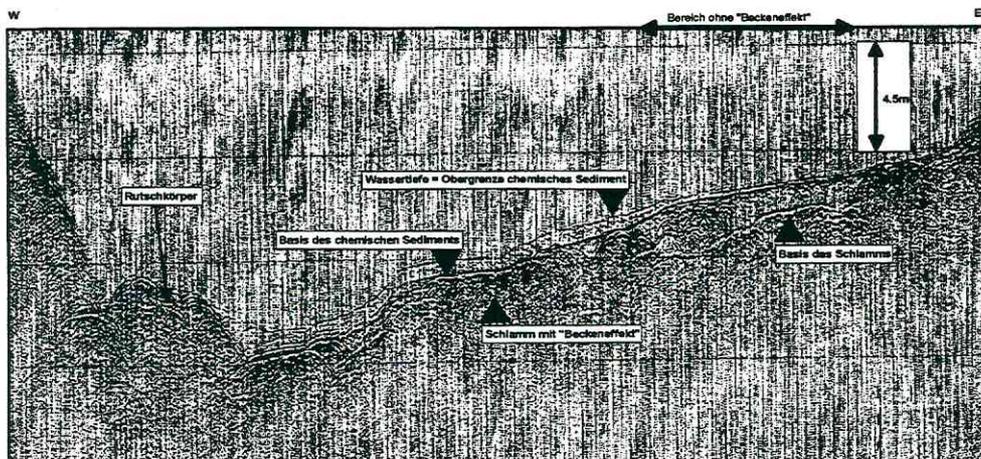


Abbildung 4-29: Reflexionsseismischer Schnitt durch den Vollert-Süd

4.5 Digitales Geländemodell

Durch die Verschneidung von digitalisierten und georeferenzierten, topographischen Karten mit Luftbildern von 1994 und den hydroakustischen Seevermessungen konnte innerhalb des GIS ein digitales Gelände- bzw. Höhenmodell erstellt werden (Abbildung 4-30). Im Nordwesten ist die Hochhalde Burghügel deutlich zu erkennen, auf der das erste Abraummaterial der Tagebaugruppe Vollert abgelagert wurde. Für die Darstellung der Seen sind verschiedene Möglichkeiten gewählt worden: Der Vollert-Nord ist als Hohlform und der Vollert-Süd mit Böschungen und Seewasserspiegel in das Modell inkorporiert worden. Die Deponie Siegfried im Südosten zeigt den Verfüllungszustand von 1994. Östlich des Vollert-Nord ist die teilweise Rückverfüllung des Restloches auf nahezu ursprüngliche Geländehöhe anhand der harten Böschungen gut zu erkennen.

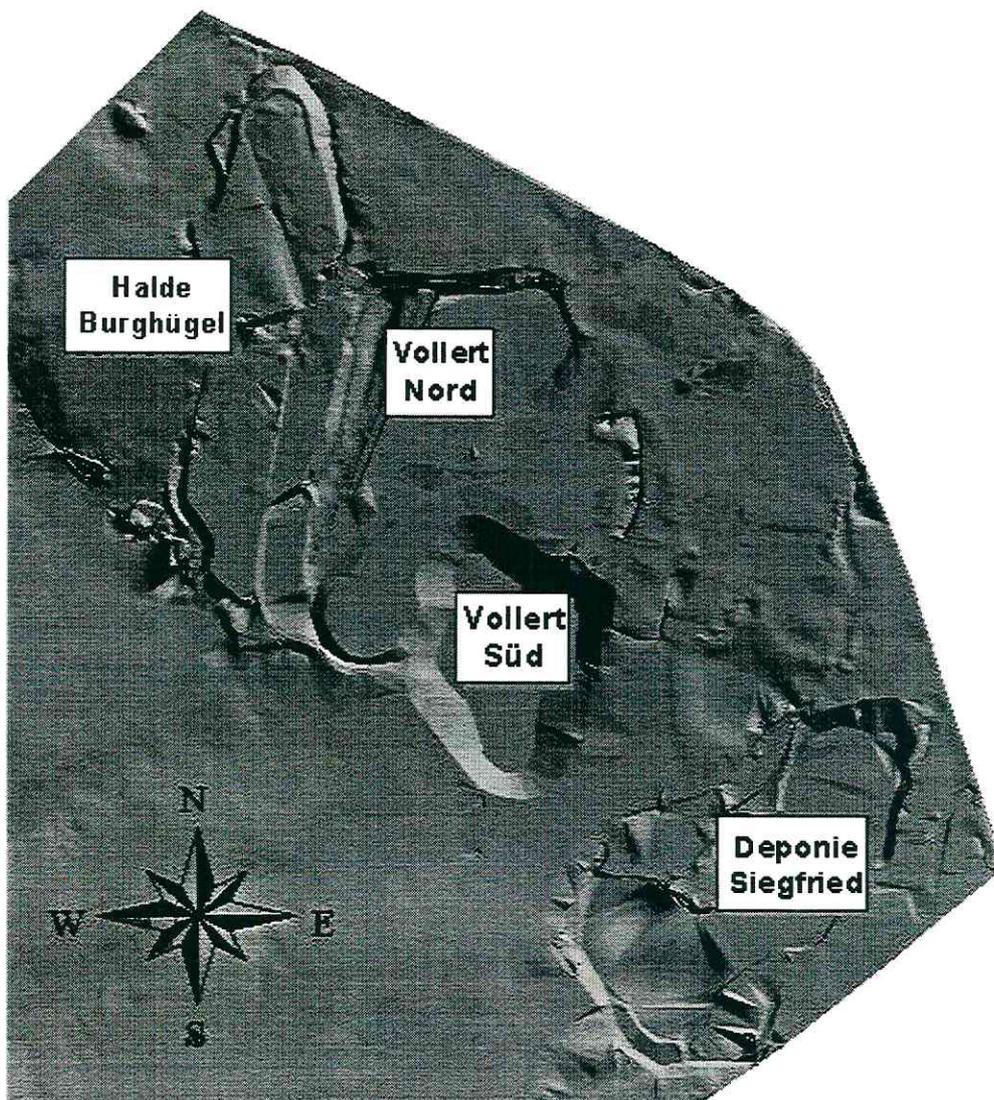


Abbildung 4-30: Grau geschummertes, digitales Geländemodell

5 Modellierung der Grundwasserströmung mit Stofftransport

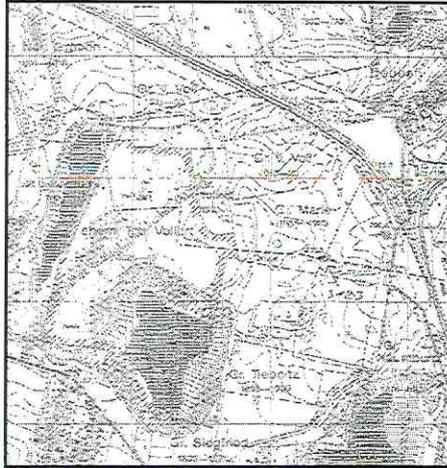
Der Tagebaurestsee Vollert-Süd als Schadstoffquelle und die ihn umgebenden Grundwasserleiter mit der Trinkwasserhebung in Deuben als potentiell gefährdete Flächen stehen im Mittelpunkt dieser Modellierung. Ziel ist es, den aktuellen hydrogeologischen Zustand des Untersuchungsgebietes zu simulieren und Prognosen über die mögliche weitere Ausbreitung der Kontamination zu erstellen. Zunächst wird ein dreidimensionales Finite-Elemente-Modell aufgebaut, mit dem erst die Grundwasserströmung und anschließend der Stofftransport nachvollzogen werden soll.

5.1 Modellgeometrie

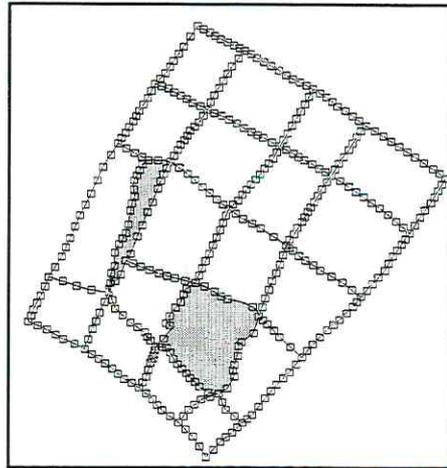
Das Modellgebiet umfaßt die beiden Seen Vollert-Süd und -Nord sowie das Wasserwerk Deuben und besitzt eine Größe von ca. 2,233 km².

Zuerst wird ein 2D-Modell aufgebaut, um die Geometrie und Netzdiskretisierung vorzugeben. Der Aufbau erfolgt anhand einer gescannten und hinterlegten topographischen Karte, die mit Hilfe des Programmes FEMAP, WASY, Berlin, georeferenziert wurde (Abbildung 5-1 A). Das Finite-Elemente-Modell besteht anfänglich aus einem im *Mesh Editor* erzeugten sogenannten Supermesh. Mit dem Netzgenerator (*Mesh Generator*) kann nun eine Diskretisierung in einem Drei- oder Vierecksgitter vorgenommen werden. Hierdurch wird das Netz vom Rand zur Mitte hin verfeinert. Um aber ein homogenes Gitter zu bekommen, wird das Supermesh zuvor in 20 annähernd gleichgroße Teilgebiete untergliedert. Spezielle Bereiche wie die Seen werden mittels im GIS generierter Polygone in ihrer Form exakt nachgezeichnet (Abbildung 5-1 B). Dieses Supermesh wird nun wegen der komplexen Geometrie des Netzes automatisch dreiecksvermascht, um Kantenlängen von ca. 15-50 m Länge zu erhalten. Es besteht aus 5758 Elementen mit 2974 Knoten (Abbildung 5-1 C). Die farbigen Gebiete mit den zu erwartenden hohen Gradienten (die Randbereiche der Seen und die Flächen rund um das Wasserwerk mit seinem Absenkungstrichter) werden im *Mesh Refinement* in einer ersten Stufe verfeinert (Abbildung 5-1 D). Nachträglich wird noch das Areal des höchsten Schadstoffaustrages im Abstrom des Sees am Nordostufer in einer 2. Stufe verfeinert (Abbildung 5-1 E). Somit erhält man ein Netz von 15528 Elementen mit 7861 Knoten. Die Elemente nordöstlich des Vollert-Süd besitzen nun einen Flächeninhalt von ca. 5 – 35 m². In dieses Netz werden anschließend Datensätze, bestehend aus Rechtswert, Hochwert und einer Funktion, eingefügt. Die Funktion besteht in diesem Fall aus der Geländehöhe. Über das Regionalisierungstool werden die Punktdaten auf die Flächen interpoliert (Abbildung 5-1 F).

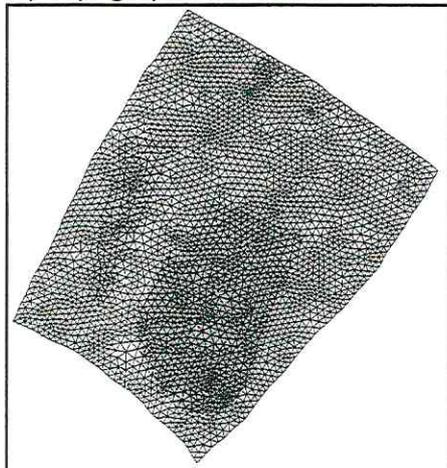
Um aus dem zweidimensionalen ein dreidimensionales Modell zu generieren, muß im *Layer Configurator Menu* die Anzahl der Layer und Slices vorgegeben werden. Ein Layer ist eine Schicht, die von einer Ober- und Unterfläche, genannt Slice, begrenzt wird. Für die Modellierung wird die Stratigraphie aus Kapitel 2.1.2 zu folgenden 5 Schichten vereinfacht: Geschiebemergel, quartärer GWL 1.8, Braunkohleflöz 2.3, Luckenauer Ton und tertiärer GWL 5.2. Aus numerischen Gründen werden die undurchlässigen Schichten (GM, BK, LT) noch in 3 Layer unterteilt. Diese Pufferschichten sind wegen der großen Unterschiede in den Durchlässigkeiten zwischen Grundwasserleitern und –nichtleitern notwendig. Der tertiäre Grundwasserleiter 5.2 wird wegen seiner im Vergleich zu den anderen Schichten großen Mächtigkeit in 2 Layer untergliedert.



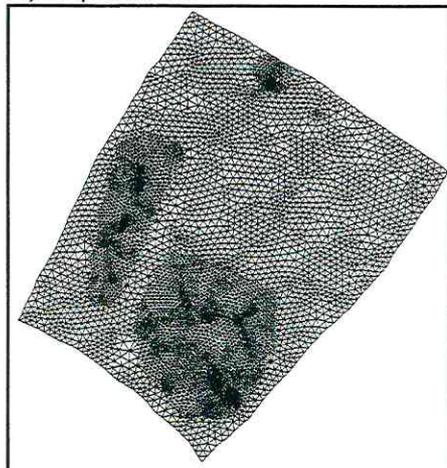
A) Topographische Karte



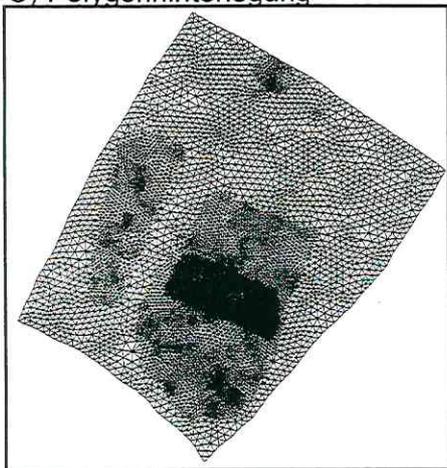
B) Supermesh



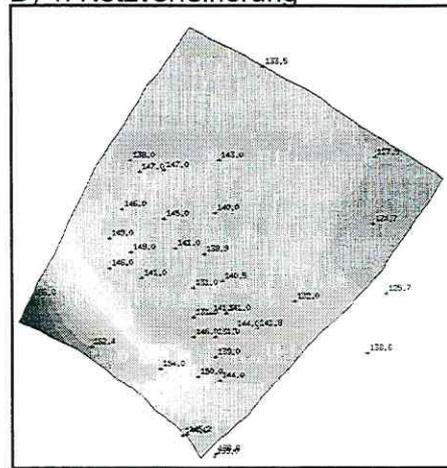
C) Polygonhinterlegung



D) 1. Netzverfeinerung



E) 2. Netzverfeinerung



F) Regionalisierung

Abbildung 5-1: Aufbau des 2D-Modells in Einzelschritten

Das Modell besteht somit aus 12 Layern mit 13 Slices: Die oberen 3 Layer repräsentieren die drei Geschiebemergel des Elster- und Saaleglazials, gefolgt von dem quartären GWL 1.8 und dem in drei Layer unterteilten Braunkohleflöz 2.3. Darunter liegen die drei Layer des Luckenauer Tons und die 2 Layer des tertiären GWL 5.2 (Abbildung 5-2).

Die z-Koordinate (geographische Höhe) der Schichten wurde aus Bohr- und Schichtverzeichnissen erstellt. Die Datendichte variiert pro Schicht zwischen 21 und 80 Punkten. Nur die oberste Schicht, entnommen aus dem Digitalen Höhenmodell, ist aus 7580 Punkten zwischen den Hochwerten ⁵⁶62650 und ⁵⁶64900 und den Rechtswerten ⁴⁵03250 und ⁴⁵05250 generiert. Die Regionalisierung erfolgte mittels Kriging oder linearer Akima-Interpolation. Aufgrund der geringen Mächtigkeit des Luckenauer Tons und der damit verbundenen Schwierigkeit einer Regionalisierung wegen der Überschneidung mit den hangenden Schichten wurde eine einheitliche Mächtigkeit von 2 m angenommen. Diese Annahme ist durch die Daten der Bohrverzeichnisse gerechtfertigt.

Die Elemente bestehen aus 6-knotigen triangularen Prismenkörpern. Insgesamt umfaßt das Modell 102.193 Knoten mit 186.336 Elementen. Der obere und untere Modellrand sind durch das Digitale Geländemodell bzw. die Basis des GWL 5.2 vorgegeben. Die seitlichen Ränder sind entsprechend der Aufschlußdichte gewählt und haben einen Mindestabstand von 50 m zu den äußersten Grundwassermeßstellen und mehr als 100 m zu den Seen und dem Wasserwerk.

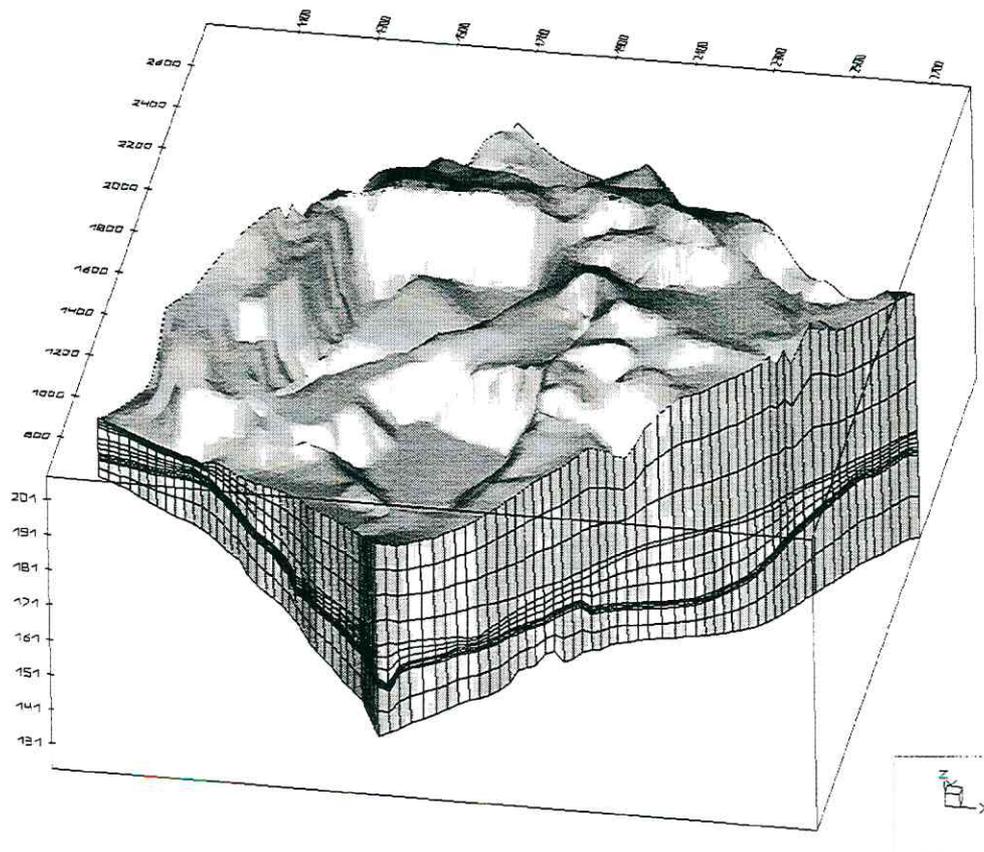


Abbildung 5-2: 3D-Blockbild des Modellgebietes

5.2.2 Randbedingungen

Da außerhalb des Untersuchungsgebietes keine Berandungen wie Flüsse, weitere Seen oder undurchlässige Schichten vorhanden sind, werden die Randbedingungen wie folgt gewählt: Für die Grundwasserleiter werden die regionalisierten Wasserstände als zeitlich konstante hydraulische Höhe auf den Rand interpoliert und im *Flow Boundary Menu* mit einer Dirichlet-Bedingung (1. Art) versehen.

Nach LEAKE et al. (1998) ist es möglich, die hydraulischen Höhen oder Strömungsmengen aus großräumigen Modellen mittels Interpolationsverfahren auf kleinräumige Modelle zu übertragen. Für den Südraum Leipzig existiert ein Großraummodell im Finite-Differenzen-Verfahren mit einer Gitterweite von 500 * 500 m und einer Modelllupe (Verfeinerung eines Teilgebietes) im zukünftigen Tagebaufeld Schwerzau mit 125 * 125 m ca. 5 km östlich des Arbeitsgebietes (HAFERKORN et al. 1995). Allerdings befindet sich das Untersuchungsgebiet rund um den Vollert-Süd knapp außerhalb dieses Großraummodells, so daß leider nicht auf gesicherte Daten zurückgegriffen werden konnte. Die hydraulischen Höhen der FEFLOW-Modellierung decken sich allerdings gut mit den Hydroisohypsenplänen in MIBRAG (1996) und HPC (1996) und können demnach als zuverlässig gelten.

Die Tagebaurestseen im Untersuchungsgebiet sind als innere Randbedingung 1. Art mit einer hydraulischen Höhe von 182,73 m für den Vollert-Nord und von 171,76 m für den Vollert-Süd vorgegeben.

Desweiteren ist der Förderbrunnen des Wasserwerkes Deuben im GWL 5.2 mit einer Randbedingung 4. Art belegt. Die Förderrate beträgt nach Auskunft des STAU (Staatliches Amt für Umweltschutz) Sachsen-Anhalt in Halle ca. 155.000 m³/Jahr bzw. 424 m³/Tag.

5.2.3 Materialparameter

Im *Flow Material Menu* wird für die Grundwasserströmung im drei-dimensionalen Raum der Materialparameter Durchlässigkeitsbeiwert in x-, y- und z-Richtung angegeben. Auch die Grundwasserneubildung wird hier als *Inflow on Top* implementiert. Die Eingabe erfolgt schichtweise pro Element, Linie, Polygon, als zu interpolierender Datensatz oder global für den gesamten Layer.

Da nicht jeder Layer aus nur einer stratigraphischen Schicht aufgebaut ist, werden die Materialparameter im folgenden auf die Schichten im geologischen Sinne bezogen. Zum Beispiel treten im Layer 4 nebeneinander Geschiebemergel, GWL 1.8, Kippenmaterial und Seekörper auf.

Die Geschiebemergelpakete der Saale- und Elstereiszeit sind mit Ausnahme der Flächen von Tagebau und Kippe durchgehend verbreitet. Sie besitzen eine durchschnittliche Mächtigkeit von 20 m. Die Sohle variiert zwischen 166,4 und 188,7 müNN. Geschiebemergel werden allgemein als Grundwassergeringleiter eingestuft, können aber auch durch einen erhöhten Sandanteil semipermeable Eigenschaften erlangen. Nach GFE (1988) gibt es für das südliche Weißelsterbecken nur summarische Werte für alle Grundmoränen. Der Pelitgehalt wird mit 25 bis 50 % angegeben. Daraus resultieren schwankende Durchlässigkeitsbeiwerte zwischen 10⁻⁷ und 10⁻⁹ m/s, die im Modell verifiziert werden. Der oberflächlich anstehende Löß besitzt nach WÜNSCHE (1976) einen durchschnittlichen k_F-Werte von 2,6 * 10⁻⁵ m/s.

Den Geschiebemergeln werden folgende k_f -Werte zugeordnet:

Geschiebemergel Saale I + Löß:	$6 \cdot 10^{-6}$ m/s
Geschiebemergel Elster II:	$6 \cdot 10^{-7}$ m/s
Geschiebemergel Elster I:	$6 \cdot 10^{-8}$ m/s

Die gestaffelte Verteilung wird durch die oberflächennahe Auflockerung und die mit der Tiefe zunehmende Verdichtung, die sich auch im Bohrfortschritt widerspiegelte, gerechtfertigt. Zudem werden die Grundmoränen mit der Tiefe toniger.

Die Kippe umgibt die beiden Seen Vollert-Nord und -Süd vollständig. Sie wird als Grundwassergeringleiter angesehen. Durch unterschiedliche Verkippungstechniken kann sie einen äußerst heterogenen Aufbau besitzen, der zu Rippenstrukturen mit ausgeprägter Morphologie führen kann. Innerhalb der Arbeit ist es modelltechnisch nicht möglich, dieser Struktur Rechnung zu tragen. Nach DOHRMANN et al. (1997) können zudem ungesättigte Zonen innerhalb der Kippe verbleiben, die mit dem verwendeten Strömungsmodell nicht umgesetzt werden können. Die k_f -Werte schwanken nach LACH (1996) im Mitteldeutschen Braunkohlerevier zwischen $6 \cdot 10^{-5}$ und $3 \cdot 10^{-9}$ m/s. Im Modellgebiet wird aufgrund des zum Verstoß gekommenen hauptsächlich bindigen Deckgebirgsmaterials ein einheitlicher k_f -Wert von $1 \cdot 10^{-8}$ m/s verwendet. Am Grund des Vollert-Süd wird der k_f -Wert der Kippe auf $1 \cdot 10^{-9}$ m/s verringert, da restliche Kohle, eingespülte Rutschmassen und der bei den hydroakustischen Messungen nachgewiesene Schlamm eine Kolmationsschicht bilden.

Die beiden Restseen werden als offene Wasserkörper mit einem extrem hohen k_f -Wert von $1 \cdot 10^{+2}$ m/s modelliert, um numerische Instabilitäten wie die Aufdomung der Seeoberfläche durch den Niederschlag zu vermeiden.

Für den quartären GWL 1.8 liegen Meßgrößen aus vorhergehenden Untersuchungen vor. Als Startwert wurde ein Durchlässigkeitsbeiwertes von $1 \cdot 10^{-4}$ m/s verwendet und im Laufe der Modelleichung im Rahmen der gemessenen Bandbreiten in Tabelle 5-1 räumlich variiert.

Quelle	k_f -Wert (m/s)	Methode
GFE (1988)	$2,09 \cdot 10^{-3}$	Siebung
GFE (1991)	$1,3 \cdot 10^{-4}$ bis $1,3 \cdot 10^{-6}$	Siebung
GETEC (1993)	$(1,85 \cdot 10^{-6})$ $(6,56 \cdot 10^{-6})$	Kurz-Pumpversuch Versickerungsversuch
HPC (1996a)	$1,3 \cdot 10^{-4}$	Siebung
HELBLING (1998)	$1,67 \cdot 10^{-5}$ $1,9-2,7 \cdot 10^{-3}$	Slug-Test Siebung

Tabelle 5-1: Hydraulische Parameter des GWL 1.8

Bei den o.a. Ergebnissen zeigt sich, daß für die gut durchlässigen Grundwasserleiter die Untersuchungsmethoden mit Slug-Tests, Versickerungs- und Kurz-Pumpversuchen unrealistisch niedrige Durchlässigkeiten liefern.

Für das Braunkohleflöz 2.3 liegen aus den Durchflußmeßzellenversuchen von HELBLING (1998) k_f -Werte von $5 \cdot 10^{-11}$ m/s vor. In der gleichen Untersuchung wurde auch der k_f -Wert des Luckenauer Tones zu $9 \cdot 10^{-11}$ m/s berechnet. Diese Ergebnisse wurden für die beiden extrem schwer durchlässigen Schichten als globale Durchlässigkeiten im Modell verwendet.

Im Rahmen der gemessenen Schwankungsbereiche in Tabelle 5-2 wurde der k_r -Wert des tertiären GWL 5.2 im Modell räumlich interpoliert (Abbildung 5-4).

Quelle	k_r -Wert (m/s)	Methode
GFE (1988)	$2,8 * 10^{-3}$ bis $2,1 * 10^{-4}$	Siebung
GFE (1991)	$3 * 10^{-3}$ bis $8,4 * 10^{-4}$	Siebung
GETEC (1993)	$9,8 * 10^{-4}$ bis $8,6 * 10^{-5}$ ($9,7 * 10^{-6}$ bis $6,6 * 10^{-7}$)	Kurz-Pumpversuch Versickerungsversuch
BKK (1975)	$4 * 10^{-4}$	Siebung
HPC (1994)	$4,5 * 10^{-4}$	
HPC (1996)	$1 - 5 * 10^{-4}$	Pumpversuch
HELBLING (1998)	$7,9 * 10^{-4}$ bis $4,2 * 10^{-5}$ $1,3 - 6,6 * 10^{-4}$ ($5,8 * 10^{-7}$ bis $5,1 * 10^{-9}$)	Siebung Pumpversuch Slug-Test

Tabelle 5-2: Hydraulische Parameter des GWL 5.2

Die übliche Annahme einer Anisotropie mit 1/10 der horizontalen Durchlässigkeit in vertikaler Richtung wird nur in den vom Bergbau unbeeinflussten Schichten getroffen, also im Luckenauer Ton und im GWL 5.2.

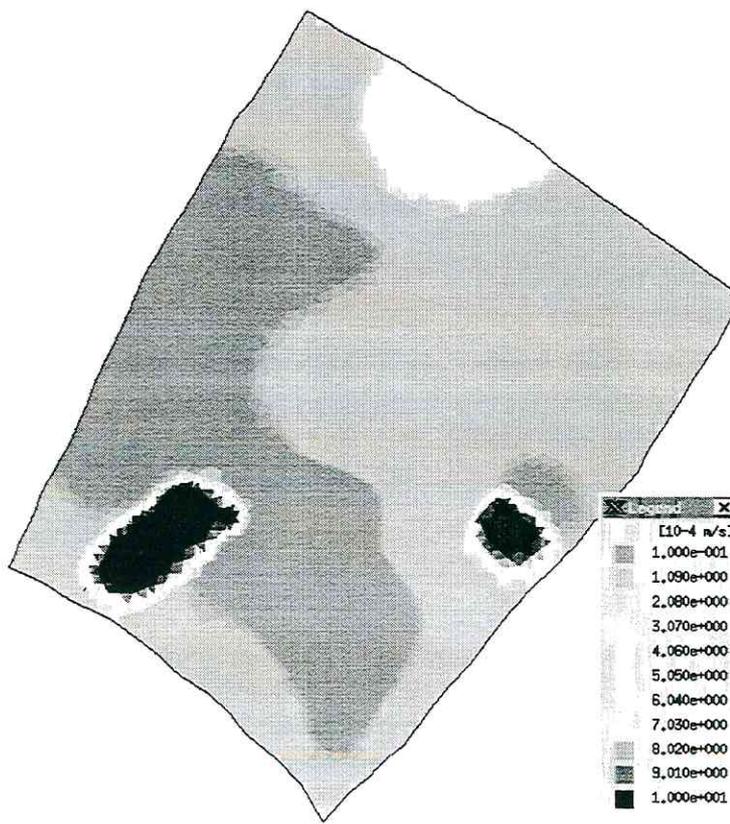


Abbildung 5-4: Verteilung der regionalisierten k_r -Werte (horizontal) im GWL 5.2

In dem Modell kommt eine flächendifferenzierte Grundwasserneubildung zum Einsatz, da Gebietswerte nicht vorliegen und eine Differenzierung auch nicht möglich wäre. Für den überwiegenden Teil des Modellgebietes wird nach HPC (1994, 1996a) eine Neubildung von 76 mm/a angesetzt. Die Grundwasserneubildung ist selbst auf unbewachsenen Kippen generell sehr gering (freundl. mündl. Mitt. Prof. Gläßer, Sektion Hydrogeologie, UFZ Halle). Da die Kippenareale im Raum Deuben zudem noch bewaldet sind, wurde die Neubildung hier vernachlässigt und auf Null gesetzt. Auf den offenen Wasserflächen ist die potentielle Verdunstung höher als der Niederschlag. Die Tagebaurestseen sind jedoch von steilen Böschungen umgeben, deren Flächen annähernd so groß (Vollert-Süd) bzw. ausgedehnter als die Seen selbst (Vollert-Nord) sind. Es wird angenommen, daß der Niederschlag minus der aktuellen Verdunstung den Seen als oberirdischer Abfluß zukommt. Aus diesem Grunde erfahren die Seen trotz der klimatischen Zehrung einen Zustrom, der gleichermaßen als *Inflow on Top* eingegeben wird. Dieser Zustrom beträgt für den Vollert-Süd 26,5 mm/a und für den Vollert-Nord wegen der größeren Böschungs- und kleineren Seefläche 66 mm/a.

5.2.4 Kalibrierung des Strömungsmodells

Unter der Kalibrierung oder auch Eichung eines Modelles versteht man die sukzessive Veränderung der Input-Parameter, bis das Modellergebnis die im Feld beobachteten Bedingungen zufriedenstellend widerspiegelt. Dies kann manuell mit dem trial-and-error-Verfahren oder auch automatisch erfolgen.

Ziel der stationären Grundwasserströmungssimulation war es, das Modell hinsichtlich der hydraulischen Durchlässigkeit zu eichen. Die Anfangs- und Randbedingungen sowie die Grundwasserneubildung wurden als repräsentativ angesehen. Die zu vergleichenden Werte stellten dabei die im Arbeitsgebiet gemessenen und simulierten Grundwasserstände der Meßstellen dar. Die gebräuchlichste Definition für den "Abstand" zwischen gemessenen und berechneten Werten ist nach KINZELBACH & RAUSCH (1995) die mittlere quadratische Abweichung (MQA):

$$MQA = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (h_i^g - h_i^b)^2$$

Gleichung 5-1

mit h^g = gemessene und h^b = berechnete hydraulische Höhe der Meßwertanzahl n .

Ob ein erreichbarer mittlerer Fehler groß oder klein ist, muß anhand der über das Gebiet vorhandenen maximalen Piezometerhöhendifferenz und der Fragestellung entschieden werden. Es existieren keine pauschalen Vorgaben.

In den ersten Simulationsläufen wurde für die GWL 1.8 und 5.2 ein durchschnittlicher k_f -Wert von $1 * 10^{-4}$ m/s gewählt. Die Durchlässigkeiten der übrigen Schichten wurden entsprechend der Materialparameter in Kapitel 5.2.3 beibehalten. Im Zuge der Kalibrierung wurde der k_f -Wert dann manuell im Bereich der gemessenen Variationsbreite gebietsweise nach KEIDSER et al. (1990) verändert.

Die Ergebnisse sind in Abbildung 5-5 in Form einer Gegenüberstellung der gemessenen und simulierten Wasserstände dargestellt. Es zeigt sich, daß die hydraulische Durchlässigkeit bei der Modelleichung ein sehr sensibler Parameter ist. Werden die k_f -Werte zu niedrig angesetzt,

liegen die simulierten Wasserstände deutlich über den gemessenen, bei zu hohen Durchlässigkeiten in der Regel unter den beobachteten Piezometerhöhen.

Die hydraulische Situation des Untersuchungsgebietes läßt sich mit den im Modell kalibrierten k_f -Werten gut nachvollziehen. Die mittlere quadratische Abweichung lag vor der Kalibrierung noch bei $3,362 \text{ m}^2$, während sie nach der Eichung auf $0,196 \text{ m}^2$ gedrückt wurde. Die anfängliche Abweichung von $\pm 3 \%$ verringert sich auf $\pm 0,5 \%$ mit einer maximalen Differenz von 77 cm . Die mittlere Abweichung liegt mit 15 cm unterhalb der durch den Luftdruck hervorgerufenen Schwankungen im Grundwasserspiegel. Es besteht somit eine hinreichend gute Übereinstimmung zwischen Modell und Feldbeobachtungen.

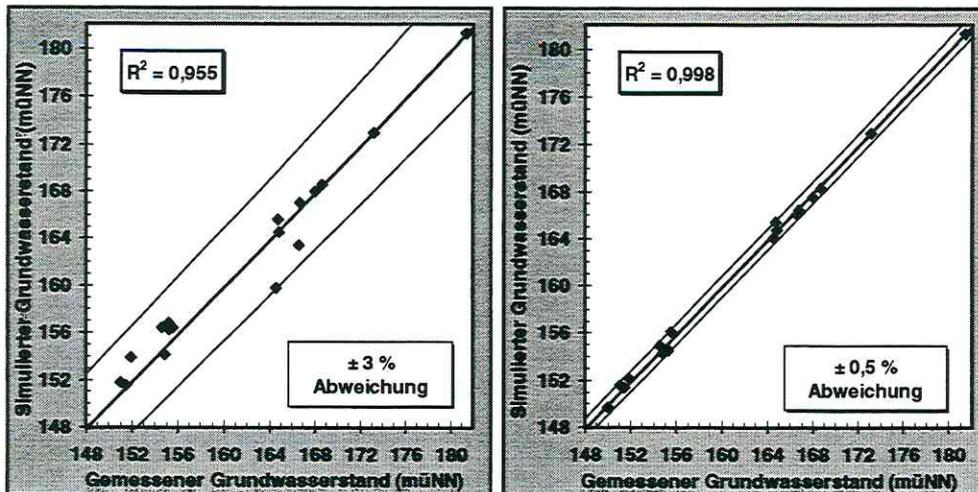


Abbildung 5-5: Vergleich zwischen gemessenen und simulierten Grundwasserständen vor (links) und nach (rechts) Kalibrierung

In einer zweiten Stufe wurde der Einfluß der Netzdiskretisierung auf die Piezometerhöhen untersucht. Der Grund hierfür ist die Tatsache, daß bezüglich einer numerischen Lösung Konvergenzkriterien eingehalten werden müssen. Nach LUCKNER & SCHESTAKOW (1986) gelten diese Kriterien erst dann als erreicht, wenn bei feiner werdender Diskretisierung keine Verbesserung der numerischen Lösung auftritt. Bei Nichtbeachtung sind speziell bei Transportprozessen numerische Dispersionen und Oszillationen zu erwarten.

Folglich wurde sowohl eine vertikale Verfeinerung in Form einer Verdoppelung der Schichten als auch eine horizontale Netzverfeinerung vorgenommen. Die Kombination beider Gitterverfeinerungen mit 718.727 Knoten und 1.366.464 Elementen brachte allerdings keine nennenswerte Verbesserung der Resultate. Die mittlere quadratische Abweichung nahm geringfügig auf $0,189 \text{ m}^2$ ab. Dagegen stieg die Rechenzeit bei der stationären Modellierung auf einer SUN Workstation Ultra Enterprise 450 mit 1 GB Arbeitsspeicher und 2 Parallelprozessoren von einer Minute auf nahezu eine halbe Stunde an. Im Hinblick auf die noch folgende instationäre Schadstofftransportmodellierung wurde dieses verfeinerte Modell wieder verworfen. Hinsichtlich der Ortsdiskretisierung werden die Konvergenzkriterien bereits mit dem "einfachen Modell" als erfüllt betrachtet.

Als letzte Stufe der Modellkalibrierung wurde noch die Grundwasserneubildung verändert. Da außer den oben aufgeführten Werten keine weiteren Untersuchungen vorliegen, wurde lediglich die Sensitivität des Parameters Grundwasserneubildung in Bezug auf die Wasserstände getestet. Hierfür wurde sie flächenhaft auf Null gesetzt bzw. verdoppelt. In beiden Fällen zeigt sich nur eine geringfügige Veränderung der Grundwasserdruckfläche. Dies verdeutlicht, daß die Grundwasserneubildung im Vergleich zu der Variation der Durchlässigkeitsbeiwerte nur eine untergeordnete Rolle spielt. Ähnliches konnte auch CHRISTOPH (1999) für ein Bergbauggebiet südlich von Leipzig nachweisen.

5.2.5 Wasserbilanz

Durch die Randbedingung 1. Art für die Grundwasserleiter fließt in das Modell ebensoviel Wasser ein wie aus, um die festgelegte hydraulische Höhe beizubehalten. Um eine Überprüfung der Mengen vorzunehmen, wurde ein Abgleich mit der potentiell in das Modellgebiet einströmenden Wassermenge vorgenommen. Zustrom erfolgt über die Grundwasserneubildung in die Grundwasserleiter 1.8, 5.2 und 6.1 im Bereich südwestlich des Modellgebietes. Da die unterirdischen Einzugsgebiete nicht bekannt sind, wurde auf das in Verlängerung des Untersuchungsgebietes sich befindliche oberirdische Einzugsgebiet zurückgegriffen. Es reicht vom Modellgebiet maximal ca. 8 km weit nach Südwesten bis zum Ausstreichen von Buntsandstein (Lithofazieskarten Quartär 1976, 1985).

Geht man davon aus, daß die gesamte Grundwasserneubildung von ebenfalls 76 mm/a auf dieser Fläche von ca. 8 km² dem südwestlichen Modellrand zufließt, ist dies der zulässige Höchstwert der in das Modell einströmenden Wassermenge. Sie darf ein Volumen von ca. 1650 m³/Tag nicht überschreiten. Tatsächlich berechnet das Modell einen Zufluß von ~1.307 m³/Tag am südwestlichen Modellrand (Abbildung 5-6 oben). Hiervon gewinnt der GWL 5.2 wegen seiner größeren Ausdehnung und Mächtigkeit eine fast fünffach höhere Wassermenge als der GWL 1.8. Dieser jedoch profitiert naturgemäß am meisten von der Grundwasserneubildung innerhalb des Modells. Ein Anteil von 94 m³/Tag wird jedoch an den hydraulisch tiefer liegenden GWL 5.2 abgegeben.

Bei der stationären Modellierung weist der GWL 1.8 mit -52 m³/Tag eine negative, der GWL 5.2 mit +64 m³/Tag eine positive Bilanz auf. Ein Grund hierfür könnte die Ungenauigkeit bei der Interpolation der Randbedingungen, insbesondere im GWL 1.8, sein. Allerdings beträgt die Differenz der Gesamtwasserbilanz mit +12 m³/Tag nur ca. 0,44 % und wird als hinreichend genau betrachtet. Zudem bewirkt eine Vorratsänderung von ±60 m³/Tag eine Grundwasserspiegeländerung von nur 4 cm pro Jahr. Diese Variationen sind während des Projektzeitraumes nicht zu erarbeiten.

Aus Abbildung 5-6 mitte geht hervor, daß die beiden Restseen Vollert-Süd und -Nord durch die sie umgebenden abdichtenden Schichten aus Kippenmaterial, restlicher Kohle, Ton und Kolmationshorizont kaum an die Grundwasserleiter angekoppelt sind. Der Abstrom in den GWL 1.8 ist wegen des geringfügig höheren hydraulischen Potentials stärker als der Zustrom. Der Zufluß in den GWL 5.2 summiert sich aus beiden Seen zu 17,3 m³/Tag, macht aber nur 0,9 % der Gesamtmenge des GWL 5.2 aus. Das Modell berechnet einen minimalen Anteil von 0,55 % bzw. 10,7 m³/Tag phenolverseuchten Wassers des Vollert-Süd im GWL 5.2.

Insgesamt wird der Zustrom in das Modellgebiet von ca. 2.700 m³/Tag von den Modellrändern dominiert. Die Neubildung beträgt lediglich 12,5 %, die Wasserhebung ca. 15,7 %.

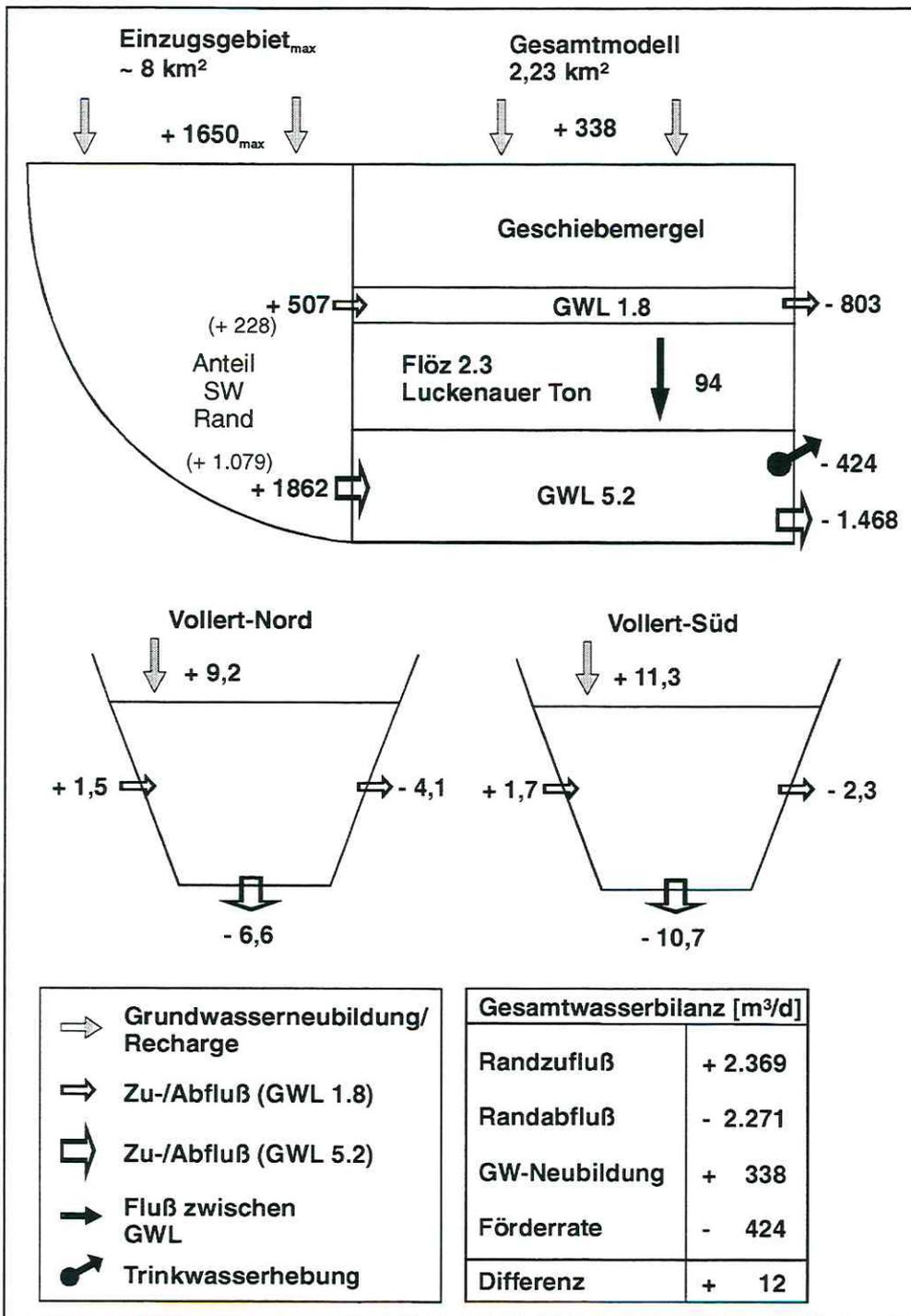


Abbildung 5-6: Wasserbilanz der Grundwasserleiter, der Seen und des Modellgebietes

5.3 Schadstofftransportmodell

Für die Schadstofftransportmodellierung wird das in Kapitel 5.2 beschriebene stationäre Grundwasserströmungsmodell verwendet. Aus diesem Grunde wird im weiteren nur auf die Transportparameter eingegangen. Da die Ausbreitung eines Schadstoffes sowohl räumlich als auch zeitlich variiert, erfolgt der Stofftransport instationär.

Die Quelle der Kontamination ist der Tagebaurestsee Vollert-Süd mit seinem phenolhaltigen Inhalt. Wie in Kapitel 2.1.8.2 erläutert, wurde der See von 1952 bis 1968 mit Schwelereiabwässern gefüllt und ist noch heute, nach fast 50 Jahren, verseucht. Es wird im folgenden versucht, die jetzige Situation des hydrogeologischen Umfeldes nachzuvollziehen und prognostische Simulationen für weitere 30 Jahre zu erstellen.

Die Prognose erfolgt sowohl mit als auch ohne das Sanierungskonzept für den Vollert-Süd (siehe Kapitel 4.3.1). Der Chloridgehalt im See wurde durch die Sanierung drastisch erhöht. Da Chlorid ein konservativer Tracer ist, soll das Transportmodell anhand der Durchbruchkurven in den Grundwassermeßstellen kalibriert werden.

5.3.1 Anfangsbedingungen

Als Anfangsbedingung für den Vollert-Süd wird eine Kontamination von 250 mg/l Phenol angenommen. Dies ist der Gehalt des Tiefenwassers und zugleich auch die im See enthaltene Maximalkonzentration. Da der Wassertransport aus dem See vornehmlich vertikal in den GWL 5.2 stattfindet, erscheint diese Annahme als gerechtfertigt. Für die Grundwasserleiter wird ein geogener Hintergrundwert von 1 µg/l flächenhaft als anfängliche Konzentration eingegeben.

5.3.2 Randbedingungen

Zunächst wird davon ausgegangen, daß sich die Schadstoffkonzentration im See konstant auf 250 mg/l hält, so daß dieser Wert auch eine Randbedingung 1. Art darstellt. Für die Randbereiche der Grundwasserleiter wird ebenfalls eine Dirichlet-Bedingung mit 1 µg/l Phenol als sogenannte Frischwasserfunktion vorgegeben, da ansonsten bei einer Randbedingung von Null µg/l starke numerische Instabilitäten auftreten.

5.3.3 Transportparameter

Für den Stofftransport müssen im *Mass Material Menu* die Parameter Porosität, molekulare Diffusion, longitudinale und transversale Dispersivität und gegebenenfalls Sorption und Abbau eingegeben werden.

Für die nutzbare Porosität wird in GFE (1991) für den GWL 1.8 eine Bandbreite von 10,6 bis 20,5 % und für den GWL 5.2 von 19,6-24,7 % angegeben. Da keine Gebietswerte oder lokale Messungen vorliegen, wird für den quartären GWL der Mittelwert von 15 % und für den tertiären GWL von 22 % verwendet. Den Grundwassergeringleitern Geschiebemergel, Braunkohle, Kippenmaterial und Luckenauer Ton wird nach HÖLTING (1996) eine Porosität von 5 % zugewiesen. Die Kolmationsschicht an der Seebasis besitzt durch die eingespülten Huminstoffmoleküle des chemischen Sedimentes einen geringeren k_f -Wert. Nach KLOTZ

(1998) wird hierbei auch die Porosität herabgesetzt. Es wird deswegen für den Kolmationshorizont ein Wert von $n_c = 2 \%$ eingegeben. Der See besitzt eine Porosität von 100% .

Diffusionsprozesse wurden nicht weiter betrachtet und deswegen der in FEFLOW für die molekulare Diffusion verwendete Standardwert von $1 \cdot 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ genutzt.

Die Werte für die Dispersivität sind generell mit der Größe des Beobachtungsraumes bzw. der Modellgröße korreliert (ANDERSON 1979, GELHAR 1985), so daß mit zunehmender Fließlänge auch die Dispersivität zunimmt. Nach GELHAR et al. (1992) wird die longitudinale Dispersivität als ein Zehntel der Modellgröße angegeben. Dieses Verhältnis schlägt auch FETTER (1994) vor. Die praktische Anwendung würde in dieser Untersuchung jedoch einen Wert von 170 m verlangen, was sehr hoch erscheint. Die minimale longitudinale Dispersivität beträgt 25 m, um das Peclet-Kriterium einzuhalten. Die longitudinale Dispersivität ist Gegenstand der Kalibrierung des Modells anhand der Chloriddurchbruchskurven einzelner Grundwassermeßstellen. Für die transversale Dispersivität wird nach LEGE et al. (1996) $1/4$ bis $1/10$ der longitudinalen Dispersivität verwendet. KOBUS et al. (1992) schlägt $1/20$ vor und KINZELBACH (1987) nennt ein Verhältnis von $1/100$ extrem. Als Modellwert wird $1/10$ verwendet.

Da Chlorid weder der Sorption noch dem Abbau unterliegt, werden diese Prozesse in den jeweiligen Anwendungsfällen beim Schadstofftransport mit Phenol untersucht und näher erläutert.

5.3.4 Kalibrierung des Transportmodells

Wie schon oben erwähnt, soll das Transportmodell mit Hilfe des Tracers Chlorid kalibriert werden. Vergleicht man den Anstieg des Chlorides in den Meßstellen unterstromig des Vollert-Süd, so fällt auf, das bislang lediglich die Grundwassermeßstelle UFZ 2/96 im GWL 5.2 einen Zuwachs an Chlorid aufweist (Kapitel 4.3.3). Es soll nun versucht werden, die im Modell simulierten Durchbruchskurven an die Kurve des Chloridgehaltes im UFZ 2/96 anzupassen. Die Anfangs- und Randbedingungen der Grundwasserleiter werden auf 55 mg/l und des Vollert-Süd auf 800 mg/l entsprechend der mittleren Chloridkonzentration gesetzt.

Für die Kalibrierung wird die longitudinale Dispersivität zwischen 5 und 200 m variiert. In Abbildung 5-7 ist zu erkennen, daß die vermeintlich beste Anpassung mit einem Wert von 150 m zu erreichen ist. Es fällt aber erstens auf, daß die Meßkurve starken Schwankungen unterliegt und somit nicht als ideale Durchbruchkurve gelten kann. Zweitens verläuft der Anstieg des Chlorides zu langsam, als daß eine echte Kalibrierung vorgenommen werden könnte. Der Beobachtungszeitraum von nunmehr drei Jahren ist demnach für die Aufzeichnung und Anpassung der Kurve erheblich zu kurz. Auch kann die Tatsache der räumlichen und zeitlichen Schwankungen des Chloridgehaltes in den Rand- und Anfangsbedingungen nicht berücksichtigt werden. Insgesamt aber erscheint dieses Vorgehen gerechtfertigt, um den Transport des Phenoles im Sinne einer worst-case-Analyse abzuschätzen.

Da sich ein lokales hydraulisches Fenster unterhalb des Vollert-Süd in der Wasserbilanz kaum niederschlägt, wurde diese Frage ebenfalls anhand der Tracerkurven überprüft. Von der Dispersivität nahezu unabhängig würde die hohe Chloridkonzentration im See unrealistisch stark auf den GWL 5.2 durchschlagen, so daß der Fall einer Fehlstelle im Luckenauer Ton an der Seebasis eindeutig ausgeschlossen werden kann.

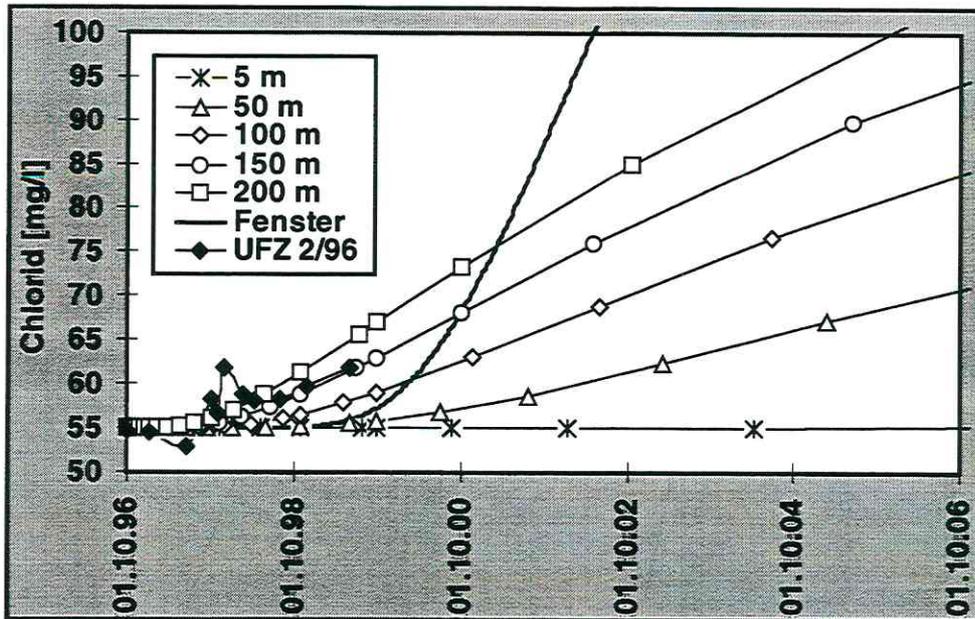


Abbildung 5-7: Durchbruchkurven im UFZ 2/96 in Abhängigkeit der Dispersivität

Die Dispersivität von 150 m zeigt in dem Scatter-Plot in Abbildung 5-8 eine vernünftige Anpassung und mit 1,12 die geringste mittlere quadratische Abweichung (Maximum ist 12). Generell wird der Stofftransport durch eine Vergrößerung der longitudinalen Dispersivität beschleunigt. Die Erhöhung der transversalen Dispersivität führt dagegen durch den lateralen Transport zu einer Verdünnung und damit Verminderung der Konzentration.

Die Abhängigkeit von der Fließlänge des Schadstoffes bzw. eine schichtweise Untergliederung der Dispersivität nach Grundwasserleiter und -geringerleiter konnte nicht berücksichtigt werden.

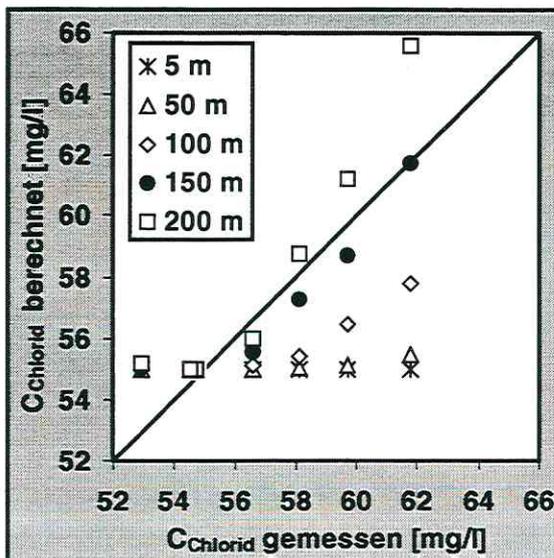


Abbildung 5-8: Vergleich zwischen gemessenen und simulierten Chloridkonzentrationen für verschiedene longitudinale Dispersivitäten

Die Porosität war nicht Gegenstand der Modellkalibrierung. Zum einen sind der Porosität engere Grenzen gesetzt als der Dispersivität, zum anderen ist sie räumlich sowohl zwischen den Schichten als auch innerhalb einer Schicht variabel. Hierfür liegen keine Meßwerte vor und die Anzahl der Freiheitsgrade für eine Kalibrierung ist zu hoch.

Bei dem geringen Wasserverlust, den der Vollert-Süd durch Exfiltration in die Grundwasserleiter zu erleiden hat ($13 \text{ m}^3/\text{Tag}$ bzw. ca. $4700 \text{ m}^3/\text{Jahr}$), würde es theoretisch über 400 Jahre brauchen, bis das Seevolumen von 2 Mio. m^3 ausgetauscht ist. Deswegen ist davon auszugehen, daß der Chloridgehalt im See über einige Jahrzehnte relativ konstant bleibt. Nach ca. 30 Jahren bleibt die Chloridkonzentration in der Meßstelle UFZ 2/96 mit etwa 100 mg/l stabil.

In Abbildung 5-9 ist die Chloridfahne mit der 100 mg/l - Iso-Oberfläche zu erkennen. Es fällt auf, daß der Schadstoff nur im tieferen Grundwasserleiter 5.2 auftaucht und nicht im GWL 1.8. Da der Vollert-Süd rundherum von Kippenmaterial umgeben ist, stellt der hydraulische Gradient zwischen Seeoberfläche und tertiärer Grundwasserdruckfläche den entscheidenden Faktor für den Stofftransport dar. Er ist mit 1,7 bis 2,5 so hoch, daß selbst der extrem schwer durchlässige Luckenauer Ton durchströmt wird, wenn auch in geringem Maße. Da die Grundwasserleiter nach Nordosten abtauchen, tritt auch an der nordöstlichen Ecke des Sees die größte Kontamination auf. Nach 30 Jahren hat die Chloridfahne etwa eine Länge von 800 m erreicht und driftet weiter in Richtung Nordosten.

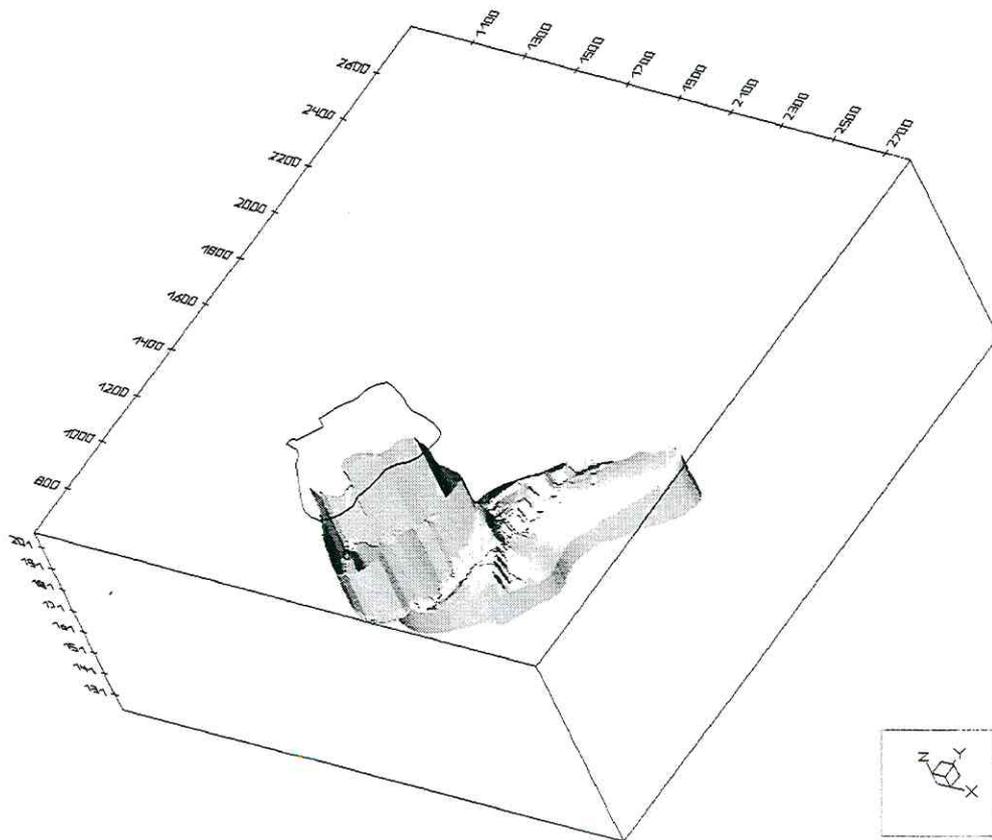


Abbildung 5-9: 3D-Isosurface für 100 mg/l Chlorid nach 30 Jahren

5.3.5 Modelldurchläufe mit Phenol

In diesem Kapitel wird das oben erläuterte Transportmodell in verschiedenartigen Anwendungsfällen mit Phenol getestet. Da der Vollert-Süd schon seit Jahrzehnten mit Phenol belastet ist, hingegen im Grundwasser nur vergleichsweise geringe Mengen detektiert wurden, soll ergründet werden, welcher Prozeß diese Abnahme maßgeblich hervorruft. Konkret werden vier Fälle durchexerziert:

1. Das Modell läuft mit Phenol bei konservativem Transport über 47 Jahre (1952 – 1999). Da der Anteil von Seewasser im Grundwasser nur sehr gering ist, wird getestet, ob allein die dispersive Verdünnung für die im Feld gemessenen Werte ausreicht.
2. In das Modell wird zusätzlich zu Fall 1 die Sorption integriert. Es stehen Sorptionsdaten aus Batch-Versuchen (Kapitel 4.1.4) zur Verfügung.
3. Es wird der Einfluß des mikrobiologischen Abbaus untersucht. Der Fall 1 wird mit Abbauraten für Phenol aus Literaturdaten kombiniert.
4. Im letzten Anwendungsbeispiel wird sowohl die Verdünnung, als auch die Sorption und der Abbau in dem Modell angewendet.

5.3.5.1 Fall 1 (Verdünnung durch Dispersion)

In Abbildung 5-10 ist die Ausbreitung des Phenols im GWL 5.2 zu erkennen. Trotz der geringen Wassermenge, die aus dem Vollert-Süd in den Grundwasserleiter fließt, hätte sich eine große Schadstofffahne entwickelt. Sie müßte nach 47 Jahren, also heutzutage, auch die äußeren Meßstellen erreicht haben. In dem UFZ 2/96 wäre die Phenolkonzentration mittlerweile auf etwa 29 mg/l angestiegen.

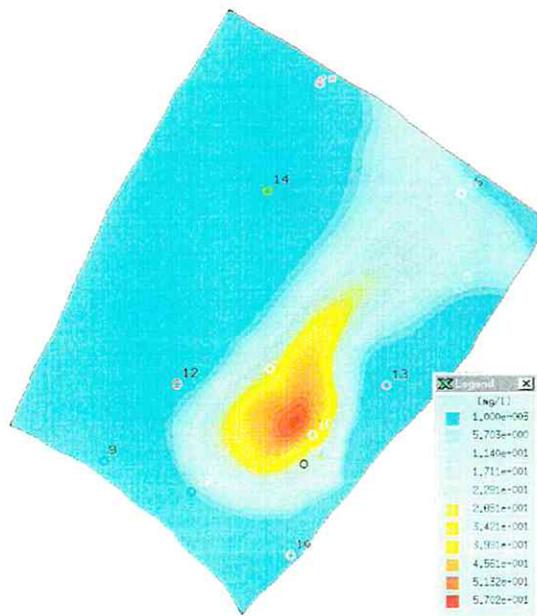


Abbildung 5-10: Modellierter Phenolfahne im GWL 5.2 nach 47 Jahren

Derart hohe Konzentrationen sind in den Meßstellen nie gemessen worden, obwohl im September 1996 bis zu 3 mg/l Phenol nachgewiesen wurden. Dieser Wert scheint jedoch an der ungenauen Nachweismethode mit einem Photometer zu liegen. Nach REHBERG (1997) liefert der photometrisch bestimmte Phenolindex generell um den Faktor 10 - 100 zu hohe Angaben, da auch phenolartige Substanzen und Huminstoffe mitbestimmt werden.

Es ist also davon auszugehen, daß die Verdünnung durch Dispersionsprozesse allein den jetzigen Zustand auf keinen Fall erklären kann.

5.3.5.2 Fall 2 (Verdünnung + Sorption)

Die Sorption des Phenols findet mit der nichtlinearen Freundlich-Isotherme statt. An den Proben aus dem Untersuchungsgebiet konnten keine direkten Freundlich-Koeffizienten K_F und Exponenten n_F bestimmt werden. Eine Abschätzung würde jedoch für die Sedimente des Arbeitsgebietes einen K_F von 0,3 bis 0,5 und einen n_F von 0,7 liefern (freundl. mündl. Mitt. Dr. Schiedeck, Hydrogeologie, TU Darmstadt). Für die Braunkohle läge der K_F wegen des hohen C_{org} -Anteils von 52 % bei >15 und der n_F ebenfalls bei 0,7.

Es wurde versucht, diese Werte in das Modell zu implementieren. Mit Hilfe des Freundlich-Modells lassen sich weite Konzentrationsbereiche abdecken, ohne die Sorption in niedrigen Konzentrationen unter- und in hohen überzubewerten (Abbildung 5-11 links). Problematisch ist dagegen die Umsetzung bei der Modellierung, da die Sorption über den Retardationskoeffizienten realisiert wird. Zwischen der geogenen Hintergrundkonzentration von 1-5 µg/l und der Konzentration von 250 mg/l im See liegen mehr als 5 Größenordnungen. In Abbildung 5-11 rechts ist zu erkennen, daß der Retardationskoeffizient bei den sehr geringen Phenolmengen gegen unendlich tendiert und die retardierte Geschwindigkeit des Stofftransportes damit gegen Null geht. In diesem Fall versagt das Modell. Zwar läßt sich das Problem mit extrem kurzen Zeitschrittweiten von ca. $1 \cdot 10^{-5}$ Tagen entsprechend einer Sekunde vermeiden, doch ist der Rechenaufwand jenseits des Möglichen.

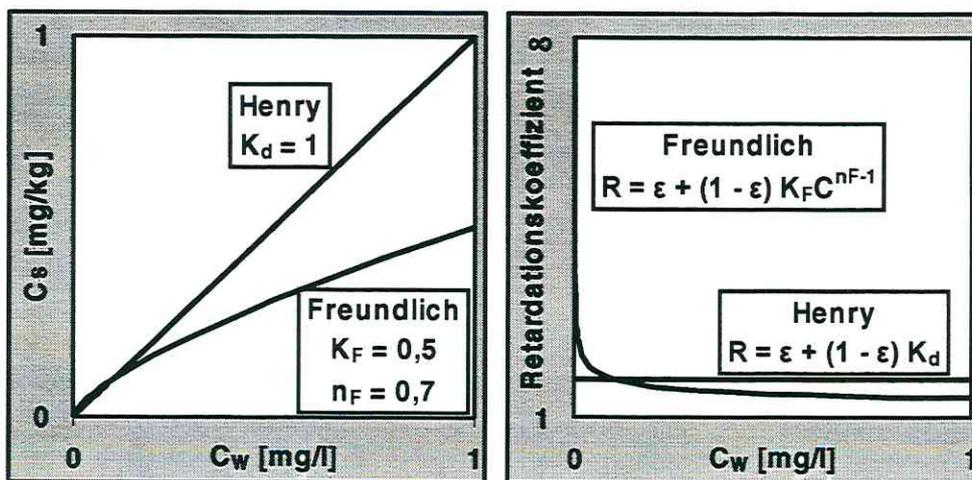


Abbildung 5-11: Vergleich der Henry- und Freundlich-Isothermen (links) und Auswirkungen auf den Retardationskoeffizienten (rechts)

Deswegen mußte auf die mit dem K_{OC} -Konzept berechneten K_d -Werte zurückgegriffen werden (Kapitel 4.1.4). Um das Problem der Über- bzw. Unterschätzung der Sorption zu berücksichtigen, wurden im Rahmen der durchschnittlichen Meßwerte des K_d von 0,06 bis 2,6 verschiedene Szenarios durchgerechnet (Abbildung 5-12).

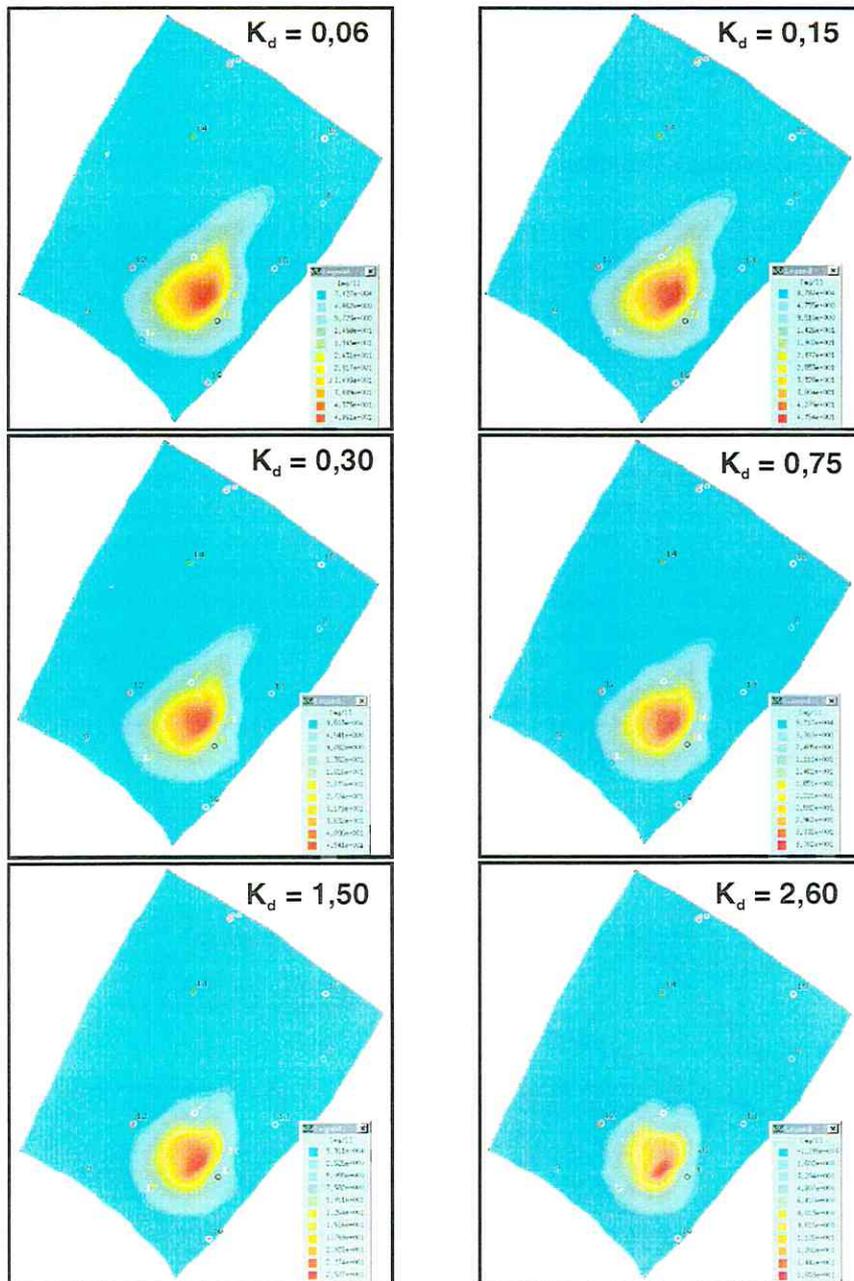


Abbildung 5-12: Modellierte Phenolfahnen im GWL 5.2 bei verschiedenen Henry-Koeffizienten

Betrachtet man die Ausbreitung des Phenols im GWL 5.2, so fällt auf, daß durch die Sorptionsprozesse eine merkliche Verringerung der Schadstofffracht und eine Verkürzung der Fahne auftritt. Aber selbst bei einem K_d -Wert von 2,6 würde in der UFZ 2/96 noch immer ein Phenolgehalt von 2,5 mg/l bei einer Gesamtlänge der Fahne von maximal 200 m vorliegen. Zudem müßte der Gehalt an organischem Kohlenstoff dann bei generell 5 - 7 % liegen, was als sehr unrealistisch gelten kann.

Bei der mittleren Konzentration an organischem Kohlenstoff von 0,6 % träfe das Sorptions-szenario mit einem K_d -Wert von 0,3 zu. Im UFZ 2/96 müßten dann heutzutage 18,3 mg/l Phenol nachzuweisen sein. Dies wäre eine Verminderung gegenüber der reinen Verdünnung um nur 10,7 mg/l bzw. 37 %.

Zusammenfassend kann über die Sorption ausgesagt werden, daß sie für den Rückhalt des Phenols nur eine minimale Rolle spielt. Zu einem ähnlichen Ergebnis kamen KLECKA et al. (1990) in einer Modellierung der Sorption mit einem linearen Sorptionskoeffizienten von 0,096 bei einem C_{org} -Gehalt des Grundwasserleiters von 0,18 %.

5.3.5.3 Fall 3 (Verdünnung + Abbau)

In dieser Modellsimulation wurde die Auswirkung des mikrobiologischen Abbaus der Phenole untersucht. Die Abbaurrate wird in Form einer Halbwertszeit ähnlich dem radioaktivem Zerfall implementiert. Es ist dabei nicht möglich, eine zeitliche Verzögerung der Biodegradation, die durch die Adaption der Mikrobiologie an die veränderten Umweltbedingungen hervorgerufen wird, einzugeben. Nach KUHLMANN et al. (1995) beträgt die Adaptionphase an Phenol 15 bis weniger als einen Tag, abhängig von der Anfangskonzentration, der Vorbelastung und den Redoxbedingungen. Im Hinblick auf den Simulationszeitraum von einigen Jahrzehnten können diese Faktoren jedoch problemlos vernachlässigt werden. Auch eine mögliche Inhibierung der Umsetzungsprozesse durch anfänglich toxische Konzentrationen bis zu einem verträglichen Schwellenwert kann nicht berücksichtigt werden. Der toxische Grenzwert für Bakterien liegt nach THIELEMANN (1982) allerdings mit > 1005 mg/l Phenol sogar mehr als vierfach höher als die Konzentration des Vollert-Süd.

Nach VAISHNAV & BABEU (1987) beträgt die Abbaurrate 1. Ordnung für Phenol etwa $0,035 \text{ d}^{-1}$, was einer Halbwertszeit von etwa 20 Tagen entspricht. Auch GIBSON & SUFLITA (1986) geben eine maximale Rate von 20 Tagen an, sogar in methanogenen Grundwasserleitern. In einer aeroben Umgebung kann die Halbwertszeit drastisch auf 16 bis 0,5 Tage abnehmen (SWINDOLL et al. 1988).

In Abbildung 5-13 ist das Ergebnis eines Simulationszeitraumes von 47 Jahren mit mikrobiologischem Abbau und einer zwanzigtägigen Halbwertszeit dargestellt. Es ist keine direkte Schadstofffahne mehr zu erkennen, vielmehr tritt Phenol nur noch diffus im GWL 5.2 auf. Die Konzentrationen liegen nun im Bereich von < 150 $\mu\text{g/l}$. Die Bandbreite der gemessenen Werte ist zum Vergleich aufgetragen. Es zeigt sich, daß mit Hilfe einer Abbaurrate der aktuelle Zustand des hydrogeologischen Umfeldes gut nachvollzogen werden kann. Somit kann der mikrobiologische Abbau der Phenole als der maßgebliche Faktor für den natürlichen Rückhalt gewertet werden. Dafür sprechen nicht zuletzt die hohen Gehalte an gelöstem Methan im UFZ 2/96 im Abstrom des Vollert-Süd.

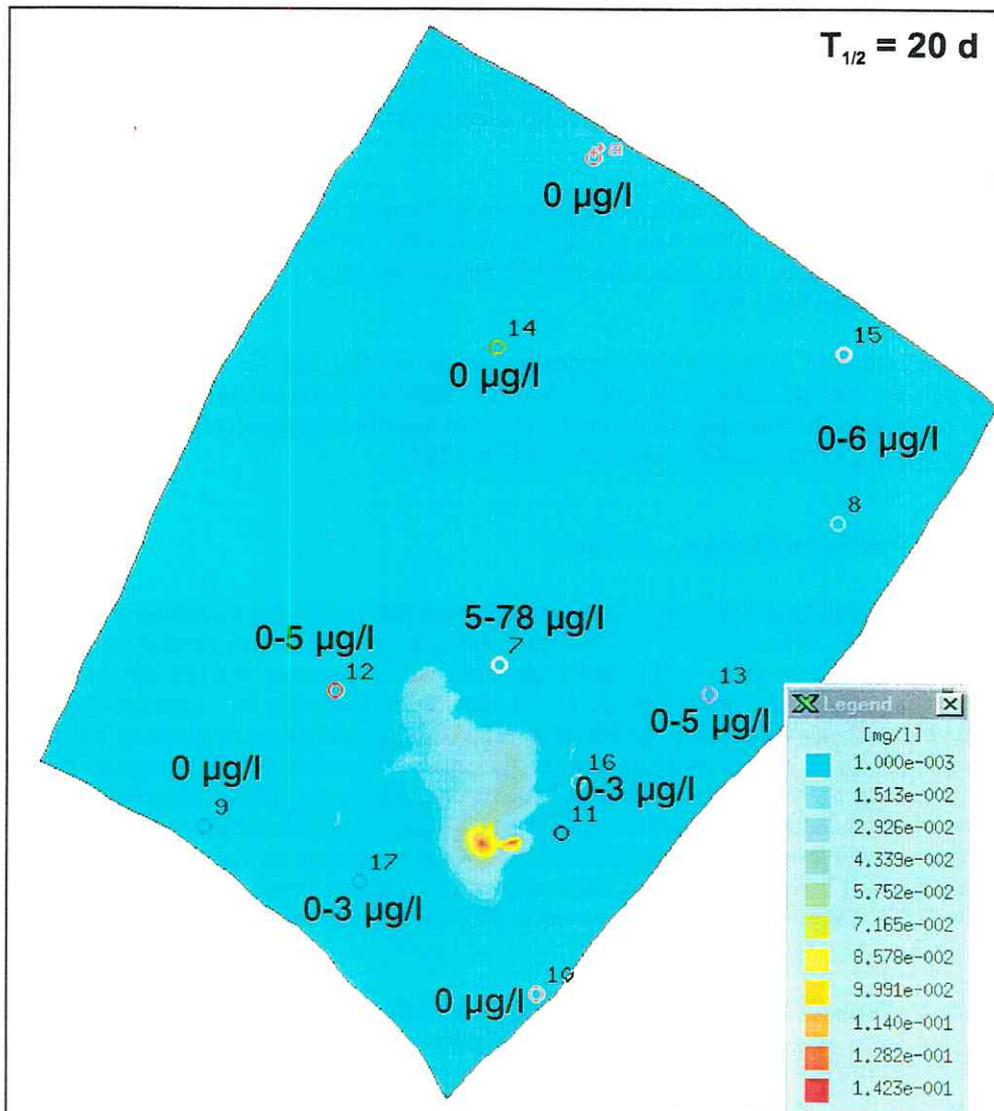


Abbildung 5-13: Phenolverteilung im GWL 5.2 bei mikrobiologischem Abbau

Eine Änderung der Abbaurrate in 10 bzw. 40 Tage bewirkt nur eine lokale Veränderung des Schadstoffmusters. Selbst bei der Verdoppelung der Halbwertszeit ist die maximale Konzentration von etwa 500 µg/l direkt unter dem See durchaus im realistischen Bereich.

Somit erscheint die *decay rate* zwar in diesem Fall als entscheidender, nicht jedoch als sehr sensibler Parameter. Eine ungefähre Abschätzung mit einer Fehlertoleranz von bis zu 100 % erbringt immer noch aussagekräftige Modellergebnisse.

5.3.5.4 Fall 4 (Verdünnung + Sorption + Abbau)

Im letzten Fall wurden nun alle drei Möglichkeiten des natürlichen Rückhaltes gleichzeitig angewendet. Die Grundwasserströmung bewirkt eine Verdünnung und Dispersion, die Sorption wird mit einem linearen Henry-Koeffizienten von 0,3 und die mikrobiologische Abbaurrate mit 20 Tagen angenommen.

Es kann nun nahezu kein Phenol mehr aus dem Vollert-Süd ausdringen. Ein direkter Vergleich mit den aktuellen Meßwerten sowie eine grafische Darstellung sind nicht mehr möglich, da die Konzentration im GWL 5.2 auf unter 10 µg/l abgesunken sind. In der Meßstelle UFZ 2/96 in einem Abstand von 140 m vom See käme ebenfalls kein Phenol mehr an. Die Meßstellen verblieben generell auf dem Hintergrundwert von ca. 1 µg/l. Daß im GWL 5.2 aber dennoch an einigen Punkten Phenole nachgewiesen werden können, ist möglicherweise auch auf bevorzugte Fließbahnen (preferential flow) zurückzuführen. Hierfür kämen natürliche Schwankungen in der Mächtigkeit des Luckenauer Tones und damit eine lokale Erhöhung des hydraulischen Gradienten, oder aber teilweise noch offene Strecken des Pfeilerbruchbaues in Frage.

Innerhalb dieser großräumigen Modellierung ist eine Untersuchung derart kleinräumiger Inhomogenitäten jedoch nicht möglich. Für die Sensitivität von höher permeablen Schichten bzw. Bereichen auf die Fließgeschwindigkeit und damit den Schadstofftransport in schlecht durchlässigem Kippenmaterial wird auf CHRISTOPH (1999) verwiesen.

Weitere Modelldurchläufe für den Fall 4 wurden nicht gemacht, da die Anzahl der Variationsmöglichkeiten für die Sorption und den mikrobiologischen Abbau gleichzeitig zu groß wäre. Eine qualitative Änderung der Ergebnisse im Konzentrationsbereich von einigen µg/l ist auch nicht zu erwarten. Aufgrund des enormen Gradienten im Schadstoffinventar von 250 mg/l auf 1 µg/l verbleibt als Resultat ein unregelmäßiges Schadstoffmuster ohne erkennbare Phenolfahne wie in Abbildung 5-13. Zudem braucht eine Simulation bei automatischer Zeitschrittweitensteuerung mit voller CPU-Auslastung etwa 4-8 Stunden. Dieser Aufwand stand nicht im Verhältnis zu den zu erwartenden Ergebnissen.

5.4 Prognosemodell

Als Prognose für die nächsten Jahrzehnte bis ins Jahr 2030 wurde folgende Variante als worst-case-Analyse durchgerechnet: Die Schadstoffkonzentration im See bleibt ungeachtet der schon erfolgreichen Sanierungsmaßnahmen konstant auf 250 mg/l. Es findet keine weitere Kolmation der Seebasis statt. Der leichte Anstieg des Seewasserspiegels von 9 cm pro Jahr setzt sich bis 2030 auf einen Wert von dann ca. 175 müNN fort und erhöht damit den hydraulischen Gradienten zwischen Vollert-Süd und GWL 5.2. Da der primäre Faktor für den natürlichen Rückhalt der Bioabbau ist, wird die Sorption vernachlässigt. Wegen der im Grundwasser ansteigenden Chloridkonzentration verändern sich möglicherweise die Mikrobiozönosen, so daß eine Halbwertszeit von 40 Tagen angenommen wird. Die Förderrate der Trinkwasserhebung wird auf 848 m³/d verdoppelt.

Die Anfangs- und Randbedingungen sowie die übrigen unveränderten Parameter werden aus dem Ergebnis der Modellierung in Kapitel 5.3.5.3 Fall 3 (Verdünnung + Abbau) übernommen. Strömung und Transport werden instationär berechnet. Ein Durchlauf dauert mindestens 20 Stunden.

Als Ergebnis dieser Prognosesimulation läßt sich festhalten, daß zwar aus dem See vermehrt Phenole ausdringen und unter dem See im GWL 5.2 ein lokales Maximum von bis zu 1,12 mg/l auftritt, aber selbst die nächsten Meßstellen unterhalb von 10 µg/l verharren.

Betrachtet man zusätzlich noch das Einzugsgebiet des Trinkwasserbrunnens in Deuben (Abbildung 5-14), wird deutlich, daß von dem Vollert-Süd keine direkte Gefahr für das Wasserwerk ausgeht. Aus der Bahnlinienberechnung geht hervor, daß die Fließwege westlich des Tagebaurestsees verlaufen und kein Seewasser aus dem Vollert-Süd enthalten. Zudem braucht ein Wasserteilchen vom Brunnen zum äußersten SW-Rand des Modellgebietes je nach Laufbahn bzw. k_T -Wert zwischen 20 und 30 Jahren.

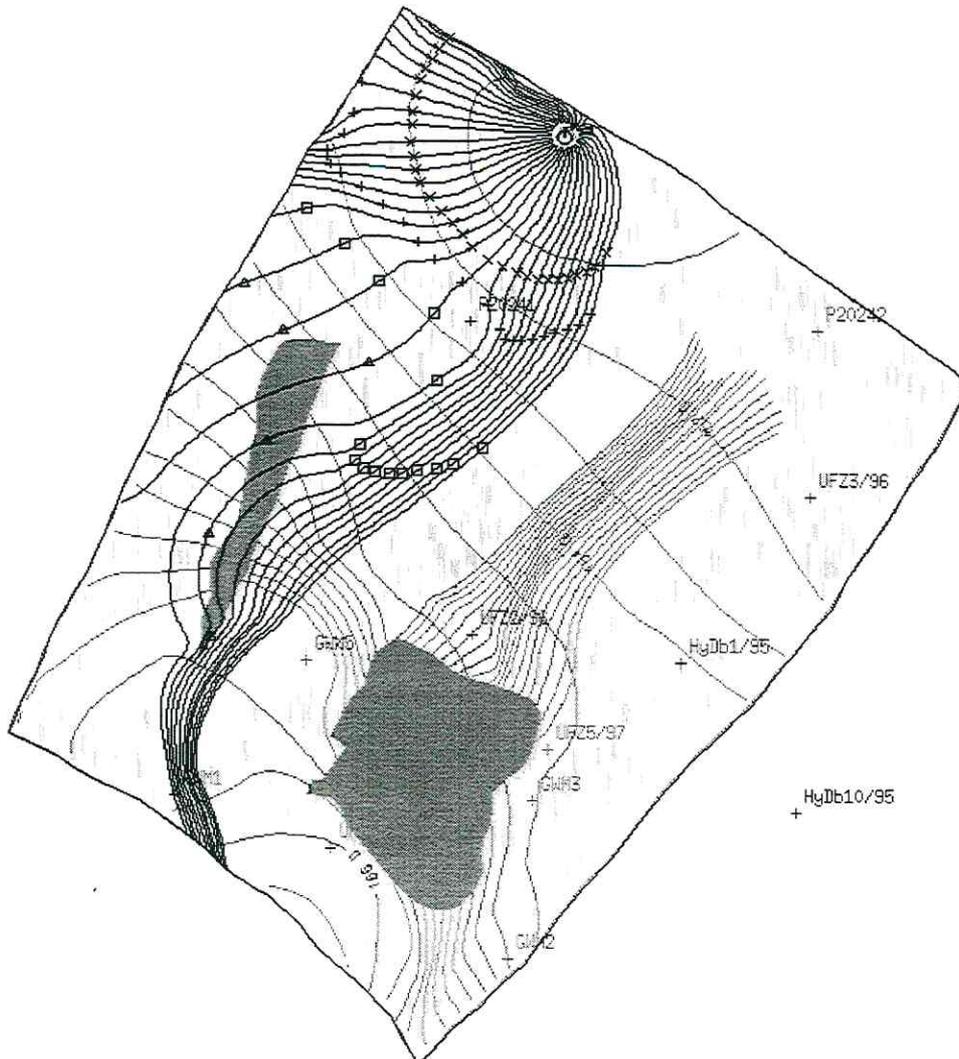


Abbildung 5-14: Einzugsgebiet des Wasserwerkes Deuben (Zeitmarker: x=2 a, +=4 a, □=10 a, Δ=25 a), Stromlinien aus dem Vollert-Süd (Reichweite nach 20 a) und hinterlegte Hydroisohypsen im GWL 5.2

5.5 Zusammenfassung und Diskussion

Das mit dem Programmpaket FEFLOW erstellte Grundwasserströmungs- und Schadstofftransportmodell kann die im Feld beobachteten und im Labor gemessenen Werte gut simulieren. Die mittlere Abweichung der Grundwasserstände beträgt nach der Strömungskalibrierung lediglich ± 15 cm bzw. $\pm 0,5$ %. Auch die Wasserbilanz besitzt mit 0,44 % eine sehr geringe Deviation. Für eine echte Kalibrierung des Schadstofftransportes anhand der Durchbruchkurven des Chlorides war der Beobachtungszeitraum seit Flutung des Sees mit FeCl_3 allerdings eindeutig zu kurz.

In Bezug auf die Sensitivität reagiert das Strömungsmodell am stärksten auf Änderungen der Randbedingungen und des k_f -Wertes, das Transportmodell mit Chlorid auf Variationen der Dispersivität und der Porosität.

Die Überprüfung der unterschiedlichen Möglichkeiten des natürlichen Rückhaltes der Phenole hat ergeben, daß neben der Verdünnung durch die hydrodynamische Dispersion der mikrobiologische Abbau die maßgebliche Rolle spielt. Sorptionsprozesse sind wegen des niedrigen Gehaltes an organischer Substanz und der generell schlechten Sorbierbarkeit und somit geringen Retardation nur untergeordnet vertreten.

In der Prognoserechnung bis ins Jahr 2030 unter der Annahme eines worst-case-Szenarios hat sich gezeigt, daß von dem Vollert-Süd trotz des hohen Schadstoffpotentials des Restsees selbst keine unmittelbare Gefahr für das Grundwasser im weiteren Umkreis ausgeht. Insbesondere für die Trinkwasserhebung in Deuben bedeutet dies, daß der Standort keiner aktuellen Gefährdung unterliegt und auch in Zukunft nicht bedroht ist.

Die Modellierung hat ergeben, daß die Kontaminationsfahne unter den jetzigen Bedingungen eine Länge von mehr als 250 m nicht erreichen könnte. Dieser Wert ist in guter Übereinstimmung mit einer Literaturstudie von TEUTSCH et al. (1997) über den natürlichen Rückhalt und Abbau von Schadstoffen im Grundwasser. Sie konnten anhand von 18 Schadensfällen mit Phenol eine mittlere Transportweite von 190 bis 416 m ermitteln.

Die Sanierung des Sees weist erste Erfolge auf, und die Phenolkonzentration nimmt im Oberflächenwasser schon deutlich ab. Der erhoffte Selbstreinigungsprozeß ist somit angeschoben und wird sich weiterhin fortsetzen. Hierdurch wird das Kontaminationsrisiko für die Grundwasserleiter abgemildert. Auch die Ausflockung der anthropogenen Huminstoffe und die daraus folgende Bildung eines künstlichen chemischen Sedimentes verringert durch die zunehmende Kolmation der Seebasis ein weiteres Ausdringen der Schadstoffe. Sollte der See in einigen Jahren oder Jahrzehnten einmal komplett saniert und frei von Phenolen sein, ist davon auszugehen, daß die Konzentration im Grundwasser weiträumig auf den geogenen Hintergrund von weniger als $5 \mu\text{g/l}$ zurückgeht. Voraussetzung ist allerdings, daß die im Sediment gebundenen Schadstoffe keiner Rücklösung unterliegen und erneut in den Wasserkreislauf eintreten.

Eine aktive Sanierung des Grundwassers erscheint aufgrund dieser Untersuchung nicht zwingend notwendig, doch wird ein weiteres Monitoring dringend empfohlen, auch im Hinblick auf die Überwachung und Dokumentation der Sanierungserfolge. Als Meßstelle vorgeschlagen werden die UFZ 1/96 im GWL 1.8 bzw. die UFZ 2/96 im GWL 5.2 mit einer jährlichen Messung der Hauptanionen und -kationen sowie der Phenole. Mit Hilfe weiterer Daten könnte sich in Zukunft auch das Modell überprüfen und verbessern lassen.

Bei der Grundwasserströmung kommt es in extremer Weise auf die richtige Wahl der Randbedingungen und Durchlässigkeitsbeiwerte an. Auch die Grundwasserneubildung, wenn auch nicht in diesem Fall, trägt entscheidend zu der Korrektheit bei. Zudem kann eine fehlerhaft dem Modell zugrunde gelegte Geometrie der einzelnen Schichten durch die mit der Tiefe abnehmende Aufschlußdichte die Ergebnisse verfälschen. Kritisch ist, daß sich in den meisten Simulationsprogrammen die nicht linearen Sorptionskoeffizienten kaum umsetzen lassen und die Retardation eines Schadstoffes unter- bzw. überbewerten. Die Implementierung von konzentrations- und zeitabhängigen Abbauraten ist in der verwendeten Version ebenfalls nicht vorgesehen.

Eine Lösung dieses Problems läßt sich nur auf iterativem Wege finden. So sind harte Daten (Meßwerte, Bohrverzeichnisse, Laborexperimente) mit geeigneten geostatistischen Verfahren wie Interpolation und Regionalisierung in Verbindung mit weichen Daten aus dem sogenannten Expertenwissen zu kombinieren. Hieraus läßt sich ein Modell entwickeln, daß der Realität sehr nahe kommen sollte. Mit Hilfe der Kalibrierung im trial-and-error-Verfahren und Sensitivitätsanalysen ist nach ANDERSON & WOESSNER (1992) eine Verbesserung in den meisten Fällen möglich. Eine eindeutige Lösung ist nach YEH (1986) und FREYBERG (1988) jedoch nicht zu erwarten, weil sich von einer großen Anzahl von Parameterkombinationen, die sich signifikant voneinander unterscheiden können, ähnlich glaubwürdige Ergebnisse ableiten lassen. Auch die Berechnung eines Fehlers in Form einer Funktion (Abweichung, Variation oder Vergleich zwischen Messung und Simulation) kann nach HILL (1992) statt eines absoluten nur eines lokales Minimum erbringen.

Lokale Inhomogenitäten bei den Material- und Transportparametern sind im allgemeinen nicht zu erfassen. Sie sollten aber mit Blick auf die Zielsetzung einer großräumigen Simulation auch nur untergeordnet betrachtet werden und keinerlei Auswirkungen auf die Ergebnisse haben. Die Ausbildung partiell ungesättigter Bereiche innerhalb der Kippe und deren rippenartiger Geometrie, das Fließen in potentiell noch offenen Strecken des Pfeilerbruchbaues oder Diffusionsprozesse in den Grundwassergeringleitern müssen bei der Gesamtbetrachtung gleichermaßen unberücksichtigt bleiben.

Die in dieser Arbeit vorgestellte Modellierung geht von stationären Strömungsverhältnissen aus, die in der Natur nur in den seltensten Fällen vorkommen. Diese Annahme konnte in Bezug auf die variable Grundwasserneubildung und zeitlich veränderliche Förderraten getroffen werden, da beide Parameter für die Zielsetzung nicht entscheidend sind. Kritischer ist dagegen der zeitliche Wiederanstieg des See- und Grundwasserspiegels nach Einstellung des Bergbaus im Jahre 1949 zu sehen. Auch betrug die anfängliche Phenolkonzentration im See nicht die im Jahre 1993 gemessenen 250 mg/l sondern 9 g/l. Es standen jedoch für die zeitliche Entwicklung der o.g. Prozesse keinerlei Daten zur Verfügung. Die Überlegung ging dahin, daß sich der hydraulische Gradient und damit auch die Schadstofffracht zwischen See und Grundwasserleiter mit zunehmendem Seespiegel nur langsam vergrößert. Gleichzeitig jedoch werden die Phenole im See teilweise abgebaut, in die anthropogenen Huminstoffe inkorporiert und durch den Zustrom von Niederschlag und Grundwasser verdünnt. Diese beiden Vorgänge sollten sich miteinander ausgleichen und in erster Näherung ein quasistationäres System ergeben.

6 Gesamtzusammenfassung

Im Rahmen eines Gemeinschaftsprojektes zwischen der TU Darmstadt und dem Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle wurde beispielhaft das hydrogeologische Umfeld eines phenolverseuchten Tagebaurestloches erforscht. Anhand der anorganischen und organischen Hydrochemie, der Isotopenverteilung und letztendlich mit einem Grundwassermodell wurden potentielle Fließwege der organischen Schadstoffe aus dem See in das Grundwasser untersucht. In das Strömungs- und Stofftransportmodell gingen die Ergebnisse aus zahlreiche Geländeversuchen (Pumpversuch, Slug-Test, Seepage Meter, Hydroakustik) und Laborexperimenten (Korngrößenanalyse, Durchflußmeßzellen- und Sorptionsversuche) ein. Mit dem Modell konnten wesentliche Aussagen über den Verbleib, Transport und Abbau der Phenole gemacht und Prognosen über die zukünftige Entwicklung der Wasserqualität erstellt werden.

Untersuchungsobjekt war der Tagebaurestsee Vollert-Süd im südlichen Randbereich des Weißelsterbeckens ca. 40 km südlich von Leipzig. Von 1952 bis 1968 wurde phenolhaltiges Abwasser aus nahegelegenen Braunkohle-Schwelereien eingeleitet, so daß Konzentrationen von bis zu 230 mg/l Phenol auftraten. Daneben enthielt der See in hoher Konzentration Ammonium aus dem Pyrolyseprozeß. Im Grundwasserabstrom wurden ca. 15 mg/l Ammonium sowie bis zu 1 mg/l Phenol nachgewiesen. Die Phenolfahne erreichte aber trotz des langjährigen Eintrages aus dem See nur geringe Ausmaße. In einem Wasserwerk unterstromig des Sees konnte bisher kein Phenol nachgewiesen werden.

Die Sedimentuntersuchungen erlauben folgende Feststellungen:

- Die Grundwasserleiter bestehen aus fein- bis grobkörnigem Sand und sind mit k_f -Werten zwischen $3 \cdot 10^{-3}$ und $4 \cdot 10^{-5}$ m/s normal bis stark durchlässig. Die Grundwassergeringleiter Luckenauer Ton und die Braunkohle sind hingegen mit einem k_f -Werte von $5 \cdot 9 \cdot 10^{-11}$ m/s extrem schwer durchlässig.
- Phenol wird grundsätzlich nur wenig sorbiert. Die Sorptionsisothermen folgen dem nicht linearen Freundlich-Modell und sind von dem Gehalt an organischem Kohlenstoff abhängig. Die Grundwasserleiter und der Luckenauer Ton mit einem durchschnittlichen C_{org} -Gehalt von unter 0,6 % sorbieren Phenol nur in sehr geringem Maße, die Braunkohle mit ca. 52 % C_{org} sorbiert demgegenüber sehr stark.

Aus den hydraulischen Untersuchungen geht hervor, daß:

- die generelle Fließrichtung von SW nach NE mit einem mittleren hydraulischen Gradienten von 0,01 zum Tagebau Profen-Nord gerichtet ist,
- bis auf barometrische Effekte keine Dynamik in Bezug auf Jahresgänge oder anthropogene Einflüsse innerhalb der Grundwasserleiter zu verzeichnen ist,
- der k_f -Wert von $1 \cdot 2 \cdot 10^{-4}$ m/s aus dem Pumpversuch mit den Korngrößenanalysen übereinstimmt
- und die Auffüllung des Tagebaurestsees Vollert-Süd mit einem Anstieg von 9 cm/Jahr noch nicht beendet ist.

Aus den hydrochemischen Messungen folgt:

- Die Grundwässer sind hydrogenkarbonatisch bis sulfatisch ausgebildet.
- Mit Hilfe der physikochemischen Parameter und der Konzentrationen der Hauptkationen und -anionen im See- und Grundwasser lassen sich keine Aussagen über einen möglichen Seewassereinfluß treffen.

- Durch die Sanierung des Sees mit FeCl_3 wurde der Chloridgehalt im See drastisch erhöht. Das Milieu wechselte von stark hydrogenkarbonatisch zu extrem chloridisch.
- Der leichte Anstieg des Chlorides in einer Grundwassermeßstelle in 140 m Entfernung vom Seeufer als Folge der Sanierung erlaubt die Aussage einer maximalen Beimischung von 0,5-1 % Seewasser. In dieser Meßstelle ist auch der höchste Gehalt an Phenol und Methan sowie das negativste Redoxpotential nachzuweisen.
- Die Isotopenuntersuchungen erlauben keine gesicherten Aussagen über den Seewasser-einfluß. Die stabilen Isotope lassen einen minimalen Zufluß vermuten, ebenso die Isotope des Stickstoffes. Die Umsetzung von Nitrat im Anstrom des Arbeitsgebietes beeinflusst jedoch die ^{15}N -Werte.
- Aus den vergleichenden Messungen von Tritium und Krypton geht hervor, daß es sich bei den Grundwässern um Mischwässer einer älteren und jüngeren Komponente mit unterschiedlichen Einzugsgebieten handelt. Das großräumige Fließfeld ist demnach inhomogen, steht aber mit der grundsätzlichen Strömungsrichtung nach NE in Übereinstimmung.

Ein dreidimensionales Grundwasserströmungsmodell mit Schadstofftransport wurde mit dem Programm FEFLOW entwickelt. Die Ergebnisse der Feldversuche zur Hydraulik und der Sorptionsexperimente zur Berechnung des reaktiven Transportes wurden mit in das Modell einbezogen.

Die Aussagen des Modells sind:

- Das Strömungsmodell reagiert am stärksten auf Änderungen der Randbedingungen und des k_f -Wertes, das Transportmodell auf Variationen der Dispersivität und der Porosität.
- Nach der Kalibrierung des stationären Strömungsmodells beträgt die mittlere Abweichung der Grundwasserstände und der Wasserbilanz weniger als 0,5 %. Die im Feld beobachteten Befunde lassen sich mit dem Modell gut nachvollziehen.
- Neben der Verdünnung durch die hydrodynamische Dispersion spielt der mikrobiologische Abbau der Phenole die maßgebliche Rolle.
- Die Sorption ist nur von untergeordneter Bedeutung.

Ausblick

- Ein instationäres Prognosemodell bis in das Jahr 2030 unter der Annahme eines worst-case-Szenarios zeigt, daß von dem Vollert-Süd trotz des hohen Schadstoffpotentials keine unmittelbare Gefahr für das Grundwasser im weiteren Umkreis ausgeht. Die Phenolfahne kann eine maximale Länge von ca. 250 m nicht überschreiten.
- Durch den sich aktuell schon abzeichnenden Erfolg der Sanierungsmaßnahmen ist davon auszugehen, daß die Konzentration an Phenolen im Grundwasser abnimmt und auf ein geogenes Niveau von wenigen $\mu\text{g/l}$ zurückgeht.
- Aufgrund dieser Ergebnisse und in Anbetracht des offensichtlich starken biologischen Phenolabbaues erscheint eine aktive Sanierung des Grundwassers im Abstrom des Vollert-Süd als nicht zwingend notwendig.
- Es wird empfohlen, eine geeignete Monitoring-Strategie für die Phenolfahne zu entwickeln, um den Sanierungserfolg weiterhin zu überwachen und zu dokumentieren, sowie das Modell gegebenenfalls anzupassen und zu verbessern.

7 Literatur

7.1 Veröffentlichungen

AKIMA, H.A. (1978): A method of bivariate interpolation and smooth surface fitting for irregularly distributed data points.- *Transact. Math. Softw.*, 4, 2: 148-159.

AKIN, H. & SIEMES, H. (1988): *Praktische Geostatistik*.- 304 S., Springer-Verlag, Berlin.

ANDERSON, M.P. (1979): Using models to simulate the movement of contaminants through ground water flow systems.- *Crit. Rev. Environm. Control*, 9, 2: 97-156.

ANDERSON, M.P. & WOESSNER, W.W. (1992): *Applied groundwater modeling: Simulation of flow and advective transport*.- 381 S., Academic Press, San Diego, USA.

ARAVENA, R., EVANS, M.L., CHERRY, J.A. (1993): Stable isotopes of oxygen and nitrogen in source identification of nitrate from septic tanks.- *Ground Water*, 31, 2: 180-186.

ARTIOLA-FORTUNY, J. & FULLER, W.H. (1982): Adsorption of some monohydroxybenzene derivates by soils.- *Soil Sci.*, 133, 1: 18-26.

ARVIN, E., JENSEN, B., GODSY, E.M., GRBIC-GALIC, D. (1988): Microbial degradation of oil and creosote related aromatic compounds under aerobic and anearobic conditions.- In: WU, Y.C. (Hrsg.): *International conference on physicochemical and biological Detoxification of hazardous wastes, 3.-5.5.88, Atlantic City, N.J., 11, Technomic, Lancaster, PA, USA.*

ATKINSON, R., ASCHMANN, S.M., AREY, J. (1992): Reactions of OH and NO₃ radicals with Phenol, Cresol and 2-Nitrophenol at 296 ± 2K.- *Environ. Sci. Technol.*, 26: 1397-1403.

ATZLER, R. (1994): *Der pleistozäne Untergrund der Kieler Bucht und angrenzender Gebiete nach reflexionsseismischen Messungen*.- 116 S., *Berichte-Reports*, 77, Geol.-Paläontol. Inst., Univ. Kiel.

BAEDECKER, M.J. & BACK, W. (1979): Hydrogeological processes and chemical reactions at a landfill.- *Ground Water*, 17: 429-437.

BAK, F. & WIDDEL, F. (1986): Anaerobic degradation of phenol and phenol derivatives by *Desulfobacterium phenolicum sp. nov.*- *Arch. Microbiol.*, 146: 177-180.

BAKKER, G. (1977): Anaerobic degradation of aromatic compounds in the presence of nitrate.- *Fed. Eur. Micobiol. Soc. Lett.*, 1: 103-108.

BALDERER, W. (1985): *Sondierbohrung Böttstein: Ergebnisse der Isotopenuntersuchungen zur hydrogeologischen Charakterisierung der Tiefengrundwasser*.- 260 S., NAGRA Nationale Genossenschaft für die Lagerung radioaktiver Abfälle, Technischer Bericht, 85-06, Baden, Schweiz.

- BALL, W.P. (1989): Equilibrium sorption and diffusion rate studies with halogenated organic chemicals and sandy aquifer material.- 356 S., Diss., Department of Civil Engineering, Stanford University, GB.
- BARTHEL, H. (1962): Braunkohlebergbau und Landschaftsdynamik - Ein Beitrag zum Problem der Beeinflussung der Kulturlandschaft in den Braunkohlenrevieren, dargestellt am Beispiel des Zeitz-Weißfelfer Reviers.- 300 S., Hermann Haak-Verlag, Gotha.
- BEAR, J. (1972): Dynamics of fluids in porous media.- 764 S, Environm. Sci. Ser., American Elsevier, New York, USA.
- BEAR, J. & BACHMAT, Y. (1990): Introduction to modeling of transport phenomena.- 553 S., Kluwer, Dordrecht, NL.
- BECKER, P.M., WAND, H., WEIßBRODT, E., KUSCHK, P., STOTTMEISTER, U. (1997): Distribution of contaminants and the self-purifying potential for aromatic compounds in a carbonization wastewater deposit.- Chemosphere, 34: 731-748.
- BERKNER, A. (1997): Der Südraum Leipzig – Strukturwandel und Landschaftsveränderungen.- Argos, Sonderausgabe Braunkohle, November 1997: 44-47.
- BETLACH, M.R. & TIEDJE, J.M. (1981): Kinetic explanation for accumulation of nitrite, nitric oxide and nitrous oxide during bacterial denitrification.- Appl. Environ. Microbiol., 42: 1074-1084.
- BEYER, W. (1964): Zur Bestimmung der Wasserdurchlässigkeit von Kiesen und Sanden aus der Kornverteilungskurve.- Wasserwirtsch. – Wassert. (WWT), 14: 165-168.
- BLAUNSTEIN, R.P. & CHRISTOPHOROU, L.G. (1982): On molecular parameters of physical, chemical and biological interest.- Rad. Res. Rev. 3: 69.
- BMBF (1997): Landschaften nach dem Tagebau.- 64 S., Berichte aus der ökologischen Forschung, Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie, Druck+Verlagshaus Hermann Daniel, Balingen.
- BÖTTCHER, J., STREBEL, O., VOERKELIUS, S., SCHMIDT, H.L. (1990): Using isotope fractionation of nitrate-nitrogen and nitrate-oxygen for evaluation of microbial denitrification in a sandy aquifer.- J. Hydrol., 114, 3/4: 413-424.
- BORGMANN, A., GERDTS, D., HAHN, R. (1987): Altlasttypische Schadstoffe. Ein Leitfaden für Bürgerinitiativen und Kommunalpolitik.- 52 S., BUND Umwelt Forschungsinstitut, Eigenverlag, Ratingen.
- BOUWER, H. & RICE, R.C. (1976): A slug test for determining hydraulic conductivity of unconfined aquifers with completely or partially penetrating wells.- Wat. Res. Res., 12, 3: 423-428.
- BRECHTEL, H.M. & PAVLOV, M.B. (1977): Niederschlagsbilanz von Waldbeständen verschiedener Baumarten und Altersklassen in der Rhein-Main-Ebene.- 80 S., Arbeitspapier, Kuratorium für Wasser- und Kulturbau, Bonn.

- BREDENKAMP, D.B., BOTHA, L.J., VAN TONDER, G.J., JANSE VAN RENSBURG, H. (1995): Manual on quantitative estimation of groundwater recharge and aquifer storativity.- 424 S., Water Res. Comm. Rep. South Africa; Pretoria, Südafrika.
- BRIGGS, G.G. (1969): Molecular structure of herbicides and their sorption by soils.- *Nature*, 223: 1288.
- BROWN, R.M. (1961): Hydrology of tritium in the Ottawa valley.- *Geochim. Cosmochim. Acta*, 21: 199-216.
- BRUNAUER, S., EMMET, P.H., TELLER, E. (1938): Adsorption of gases in multimolecular layers.- *J. Am. Chem. Soc.*, 60: 309-319.
- BUSCH, K.-F., LUCKNER, L., TIEMER, K. (1993): *Geohydraulik*.- 3. Aufl., 497 S., Lehrbuch der Hydrogeologie, Band 3, Gebrüder Bornträger-Verlag, Berlin.
- CHRISTOPH, G. (1995): Modellrechnungen zur Entwicklung des Hufeisensees in der Nähe der subhydrischen Deponie Halle-Kanena.- In: SEKTION HYDROGEOLOGIE (Hrsg.): Braunkohlebergbaurestseen, UFZ-Bericht, 4/1995: 81-93, Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Bad Lauchstädt.
- CHRISTOPH, G. (1999): Modellstudien zum Aufsättigungsprozeß der Kippe Zwenkau/Cospuden.- In: SEKTION HYDROGEOLOGIE (Hrsg.): Prozesse und Stoffströme in Kippensedimenten, UFZ-Bericht, 25/1999: 52-59, Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Halle.
- CLARK, W.E. (1967): Computing the barometric efficiency of a well.- *Proc. Am. Soc. Civ. Eng.*, HY 4: 93-98.
- CLARK, I.D. & FRITZ, P. (1997): *Environmental isotopes in hydrogeology*.- 328 S., CRC press, Boca Raton, USA.
- COLLANDER, R. (1951): The partition of organic compounds between higher alcohols and water.- *Acta chem. Scand.*, 5: 774-780.
- COOPER, H.H., BREDEHOEFT, J.D., PAPADOPULOS, S.S. (1967): Response of a finite-diameter well to an instantaneous charge of water.- *Wat. Res. Res.*, 3, 1: 263-269.
- COOPER, H.H. & JAKOB, C.E. (1946): A general graphical method for evaluating formation constants and summarizing well field history.- *Am. Geophys. Union Trans.*, 27: 526-534.
- CRAIG, H. (1961): Isotopic variations in meteoric waters.- *Science*, 133: 1702-1703.
- DANSGAARD, W. (1964): Stable isotopes in precipitation.- *Tellus*, 16: 436-468.
- DARCY, H. (1856): *Les fontaines publiques de la ville de Dijon*.- 674 S., Dalmont-Verlag, Paris, Frankreich.
- DEBRIV (1935): *Festschrift zum 50jährigen Bestehen des Deutschen Braunkohlen-Industrie-Vereins e.V. Halle (Saale)*.- 339 S., Knapp-Verlag, Halle.

DENDOOVEN, L. & ANDERSON, J.M. (1994): Dynamics of reduction enzymes involved in the denitrification process in pasture soils.- *Soil Biol. Biochem.*, 26, 11: 1501-1506.

DFG (1998): MAK- und BAT-Werte - Liste: Maximale Arbeitsplatzkonzentrationen und biologische Arbeitsstofftoleranzwerte.- 201 S., Deutsche Forschungsgemeinschaft, Senatskommission zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe, Mitt. 34, VCH Verlagsges., Weinheim.

DIERSCH, H.-J. (1985): Modellierung und numerische Simulation geohydrodynamischer Transportprozesse.- 267 S., Habilitation, Akademie der Wissenschaften der DDR, Berlin.

DIERSCH, H.-J. (1997): Interactive, graphic-based finite-element simulation system FEFLOW for modeling groundwater flow, contaminant mass and heat transport processes.- User's manual release 4.6, WASY Ltd., Berlin.

DIN 4022-1 (1987): Benennen und Beschreiben von Boden und Fels, Teil 1, Schichtenverzeichnisse ohne durchgehende Gewinnung von gekernten Proben im Boden und Fels.- Normenausschuß Bauwesen im DIN Deutsches Institut für Normung, Beuth-Verlag, Berlin.

DIN 4022-3 (1982): Benennen und Beschreiben von Boden und Fels, Teil 3, Schichtenverzeichnisse mit durchgehender Gewinnung von gekernten Proben im Boden Lockergestein.- Normenausschuß Bauwesen im DIN Deutsches Institut für Normung, Beuth-Verlag, Berlin.

DIN 4049-3 (1994): Hydrologie, Teil 3: Begriffe zur quantitativen Hydrologie.- Normenausschuß Wasserwesen im DIN Deutsches Institut für Normung, Beuth Verlag, Berlin.

DIN 18123 (1996): Untersuchung von Bodenproben; Bestimmung von Korngrößenverteilung.- Normenausschuß Bauwesen im DIN Deutsches Institut für Normung, Beuth-Verlag, Berlin.

DIN 18130-1 (1989): Bestimmung des Wasserdurchlässigkeitsbeiwertes, Teil 1.- Normenausschuß Bauwesen im DIN Deutsches Institut für Normung, Beuth-Verlag, Berlin.

DIN 38402-13 (1985): Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, Allgemeine Angaben (Gruppe A), Teil 13: Probenahme aus Grundwasserleitern.- DIN Deutsches Institut für Normung, Beuth-Verlag, Berlin.

DÖRHOFER, G. & JOSOPAIT, V. (1997): Grundwasserneubildung und ihre Ermittlung.- *Grundwasser*, 2, 2: 77-80.

DOHRMANN, H., GLÄSER, H.-R., KNAPPE, S., LAZIK, D., MEISSNER, R., WIESER, T. (1997): Approaches in complex modelling of hydrogeochemical developments of lignite dump piles.- *Geophys. Res. Abstr.*, 62, 3, Cambrian Printers, Aberystwyth, UK: 125.

DOLL, G. (1984): Zur zyklischen Ausbildung des Tertiärs im Zentrum des Weißelsterbeckens.- *Z. geol. Wiss.*, 12, 5: 575-583.

- DREIZLER, I. (1962): Mineralogische Untersuchungen an zwei Gipsvorkommen der Werraserie (Zechstein).- Beitr. Mineral. Petrogr., 8: 323-338.
- DRIESCHER, E. & DRIESCHER, H. (1991/1992): Verfahren zur Feststellung von Sickerbewegungen in der Grenzfläche von Oberflächen- und Grundwasser (Seepage-Meßgerät).- Acta hydrophys., 35, 3: 281-287.
- DVWK (1995): Speicher-Durchfluß-Modelle zur Bewertung des Stoffein- und Stoffaustrags in unterschiedlichen Grundwasser-Zirkulationssystemen.- 95 S., Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., DVWK-Schriften, 109, Wirtschafts- und Verlagsges. Gas und Wasser, Bonn.
- DVWK (1999): Wasserwirtschaftlich-ökologische Forderungen für den Braunkohlenabbau.- 46 S., DVWK-Materialien, 2/1999, Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., Bonn.
- EBHARDT, G., ECCARIUS, B., SCHIEDECK, T., VRBKA, P. (1998): Grundwasserkontamination durch Schwelereiabwässer in einem Tagebaurestsee im Mitteldeutschen Braunkohlerevier.- Thema Forschung - Wasser und Boden, TU Darmstadt, 2: 110-116.
- ECCARIUS, B. (1998): Groundwater monitoring and isotope investigation of contaminated waste water from an open pit mining lake.- Environmental geosciences, 5, 4: 156-161.
- ECCARIUS, B., STRAUCH, G., KOWSKI, P., TRETTIN, R., MARTIUS, G. (1997): Assessment of groundwater pollution by contaminated waste water from an open pit mining lake.- In: BEDDOW, J.K. (Hrsg.): International Symposium On Geology and Environment, Proceedings, Istanbul, 1.-5.9.97: 186, Istanbul, Türkei.
- EHRlich, G.G., GODSY, E.M., GOERLITZ, D.F., HULT, M.F. (1983): Microbial ecology of a creosote-contaminated aquifer at St. Louis Park, Minnesota.- Dev. Ind. Microbiol., 24: 235-245.
- EINSELE, G. HEITFELD, K.-H., LEMPP, C., SCHETELIG, K. (1985): Auflockerung und Verwitterung in der Ingenieurgeologie: Übersicht, Feldansprache, Klassifikation, (Verwitterungsprofile).- In: HEITFELD, K.-H. (Hrsg.): Ingenieurgeologische Probleme im Grenzbereich zwischen Fest- und Lockergesteinen, 2-23, Springer-Verlag, Berlin.
- EISMANN, F. (1996): Geschwindigkeitslimitierende Einflußgrößen beim mikrobiellen Schadstoffabbau in phenolischen Deponiewässern.- 171 S., UFZ-Bericht, 24/1996, Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Leipzig.
- EISMANN, F., KUSCHK, P., STOTTMEISTER, U. (1997): Microbial phenol degradation of organic compounds in natural systems: Temperature-inhibition relationships.- Environ. Sci. & Pollut. Res., 4, 4: 203-207.
- EISSMANN, L. (1968): Überblick über die Entwicklung des Tertiärs in der Leipziger Tieflandsbucht.- Sächs. Heimatbl., 14, 1: 25-37.
- EISSMANN, L. (1970): Geologie des Bezirkes Leipzig - Eine Übersicht.- Natura regionis Lipsiensis, 1/2: 1-174.

- EISSMANN, L. (1982): Zum Ablauf der Elstereiszeit in der Leipziger Tieflandsbucht unter besonderer Berücksichtigung geschiebeanalytischer Befunde.- *Z. geol. Wiss.*, 10: 771-781.
- EISSMANN, L. (1994): Leitfaden der Geologie des Präquartärs im Saale-Elbe-Gebiet.- *Altenbg. Wiss. Forsch.*, 7: 11-53.
- ERIKSSON, E. (1958): The possible use of tritium for estimating groundwater storage.- *Tellus*, 10: 472-478.
- EVANS, C.W. (1977): Biochemistry of the bacterial catabolism of aromatic compounds in anaerobic environments.- *Nature*, 270: 17-22.
- FETTER, C.W. (1994): *Applied hydrogeology*.- 3. Aufl., 691 S., Macmillan, NY, USA.
- FH-DGG (1977): Methoden zur Bestimmung der Grundwasserneubildungsrate.- Fachsektion Hydrogeologie – Deutsche Geologische Gesellschaft, *Geol. Jb.*, C19: 3-98.
- FLYVBERG, J., ARVIN, E., JENSEN, B.K., OLSEN, S.K. (1993): Microbial degradation of phenols and aromatic hydrocarbons in creosote-contaminated groundwater under nitrate-reducing conditions.- *J. Contaminant Hydrol.*, 12: 133-150.
- FRANKO, U., SCHENK, S., DEBEVC, D., PETERSOHN, P., SCHRAMM, G. (1997): Einfluß von Standort und Bewirtschaftung auf den N-Austrag aus Agrarökosystemen.- 63 S., *UFZ-Bericht*, 10/1997, Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Halle.
- FREEZE, R.A. & CHERRY, J.A. (1979): *Groundwater*.- 604 S., Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ., USA.
- FREUNDLICH, H. (1909): *Kapillarchemie*.- 591 S., Akadem. Verlagsges. mbH, Leipzig.
- FREYBERG, D.L. (1988): An exercise in ground-water model calibration and prediction.- *Ground Water*, 26, 3: 350-360.
- GELHAR, L.W., MANTAGLOU, A., WELTY, C., REHFELDT, K.R. (1985): A review of field-scale physical solute transport processes in saturated and unsaturated porous media.- 116 S., EPRI Report EA-4190, Electric Power Research Institute, Palo Alto, USA.
- GELHAR, L.W., WELTY, C., REHFELDT, K.R. (1992): A critical review of data on field-scale dispersion in aquifers.- *Wat. Res. Res.*, 28, 7: 1955-1974.
- GIBSON, S.A. & SUFLITA, J.M. (1986): Extrapolation of biodegradation results to groundwater aquifers: Reductive Dehalogenation of aromatic compounds.- *Appl. Environ. Microbiol.*, 52, 4: 681-688.
- GIGER, W., SCHWARZENBACH, R.P., HOEHN, E., SCHELLENBERG, J.K., SCHNEIDER, J.K., WASMER, H.R., WESTALL, J., ZOBRIST, J. (1983): Das Verhalten organischer Wasserinhaltsstoffe bei der Grundwasserbildung und im Grundwasser.- *Gas-Wasser-Abwasser*, 63, 9: 517-531.

- GLÄBER, W. (1995): Erläuterungen zur Geologischen Karte 1:25.000 von Thüringen, Blatt Altenburg.- 2. Aufl., 288 S., Thüringer Landesanstalt für Geologie, Weimar.
- GLÄBER, W. (1995a): Das gestörte Grundwasserregime im Südraum Leipzig.- In: STEINBOCK, K. (Hrsg.): Zukunft im Südraum Leipzig.- HTWK Beiträge zu Lehre und Forschung, Sonderheft: 6-8, Hochschule für Technik, Wirtschaft und Kultur, Leipzig.
- GLÄBER, W. (1995b): Der Einfluß des Braunkohlenbergbaus auf Grund- und Oberflächenwasser - Hydrogeologische Untersuchungen in Mitteldeutschland.- Geowissenschaften 13, 8-9: 291-296.
- GLUGLA, G., ENDERLEIN, R., EYRICH, A. (1976): Das Programm RASTER – Ein effektives Verfahren zur Berechnung der Grundwasserneubildung im Lockergestein.- Wasserwirtschaft – Wassertechnik, 26, 11:377-382.
- GODSY, E.M., GOERLITZ, D.F., GRBIC-GALIC, D. (1992): Methanogenic biodegradation of creosote contaminants in natural and simulated ground-water ecosystems.- Ground Water, 30: 232-242.
- GÖPPEL, M., EICHINGER, L., TRAUB, R., LOOSLI, H. (1998): Tracing the source of NO₃ by means of ¹⁵N-¹⁸O isotopic fingerprints.- In: IAEA International Atomic Energy Agency (Hrsg.): Isotope techniques in the study of environmental change, Proceedings series, Wien, 14.-18.4.97: 788-794, IAEA, Wien, Österreich.
- GRAEFE, E. (1958): Laboratoriumsbuch für die Braunkohlenteer-Industrie.- 3. Aufl., 340 S., Knapp-Verlag, Halle.
- GRATHWOHL, P. (1989): Verteilung unpolarer organischer Verbindungen in der wasserungesättigten Bodenzone am Beispiel leichtflüchtiger aliphatischer Chlorkohlenwasserstoffe (Modellversuche).- 102 S., Tübinger Geowissenschaftliche Arbeiten (TGA), Reihe C, 1, Tübingen.
- HABETHA, E. (1969): Ingenieurgeologie.- In: BENTZ, A. & MARTINI, H.J. (Hrsg.): Lehrbuch der angewandten Geologie, 2, 2: 1547-1758, Enke-Verlag, Stuttgart.
- HACKLEY, K.C., LIU, C.L., COLEMAN, D.D. (1996): Environmental isotope characteristics of landfill leachates and gases.- Ground Water, 34, 5: 827-836.
- HAFERKORN, B., MANSEL, H., SAMES, D. (1995): Hydrogeologische Großraummodelle Leipzig-Nord und -Süd (Hydrogeologische und wasserwirtschaftliche Aufgaben bei der Renaturierung der Bergbaufolgelandschaft im mitteldeutschen Braunkohlerevier).- In: Arbeitsgruppe des GBL-Gemeinschaftsvorhabens (Hrsg.): GBL – Grundwassergüteentwicklung in den Braunkohlegebieten der neuen Länder, Vortragsband des 1. GBL-Kolloquiums vom 9. und 10. März 1995: 199-212, Leipzig, Schweizerbart-Verlag, Stuttgart.
- HAZEN, A. (1893): Some physical properties of sands and gravels with special references to their use in filtration.- Ann. Rep. Mass. State Bd. Health, 24: 541-556.
- HEALY, J.B.jr. & YOUNG, L.Y. (1978): Catechol and phenol degradation by a methanogenic population of bacteria.- Appl. Environ. Microbiol., 35: 216-218.

- HEALY, J.B.jr. & YOUNG, L.Y. (1979): Anaerobic biodegradation of eleven compounds to Methane.- *Appl. Environ. Microbiol.*, 38: 84-89.
- HECHT, G. (1980): Höherer Zechstein und unterer Buntsandstein in der Zeitz-Schmöllner Mulde.- *Z. geol. Wiss.*, 8, 6: 645-667.
- HEIDENREICH, H., BOEHRER, B., KATER, R., HENNIG, G. (1999): Gekoppelte Modellierung geophysikalischer und limnophysikalischer Vorgänge in Tagebaurestseen und ihrer Umgebung.- *Grundwasser*, 2, 4:49-54.
- HEINRICH, U. (1992): Zur Methodik der räumliche Interpolation mit geostatistischen Verfahren: Untersuchungen zur Validität flächenhafter Schätzungen diskreter Messungen kontinuierlicher raumzeitlicher Prozesse.- 124 S., Dt. Univ.-Verlag, Wiesbaden.
- HENRY, W. (1805): Experiments on the quantity of gases absorbed by water at different temperatures and under different pressures.- *Ann. Phys.*, 20: 147-167.
- HERBERT, M., SCHÜTH, C., PYKA, W. (1992): Sorption polycyclischer aromatischer Kohlenwasserstoffe (PAK) bei der Filtration von Wasserproben.- *Wasser & Boden*, 8: 504-507.
- HILDMANN, E. (1993): Braunkohlenbergbau und Landschaftseingriffe – neue Orientierung für die Folgelandschaft.- *Ber. Z. Dt. Landeskunde*, 1: 55-66.
- HILL, M.C. (1992): A computer program (MODFLOWP) for estimating parameters of a transient, three-dimensional, ground-water flow model using nonlinear regression.- 358 S., U.S. Geol. Surv. Open-File Report, 91-484, Washington D.C., USA.
- HÖLTING, B. (1996): *Hydrogeologie*.- 5. Aufl., 441 S., Enke-Verlag, Stuttgart.
- HOLZBECHER, E. (1996): *Modellierung dynamischer Prozesse in der Hydrologie: Grundwasser und ungesättigte Zone*.- 211 S., Springer-Verlag, Berlin.
- HOMMEL, G. (1997): *Handbuch der gefährlichen Güter*.- Loseblattsammlung, lfd. Erg., Springer-Verlag, Berlin.
- HVORSLEV, M.J. (1951): Time lag and soil permeabilty in groundwater observations.- 50 S., U.S. Army Corps of Engineers, Waterways Experimentation Station, Bulletin No. 36.
- Hydrogeologische Grundkarte (1984): Blatt Zeitz 1206, 3/4, 1:50.000.- Geologische Forschung und Erkundung GmbH, Halle.
- Hydrographisches Kartenwerk (1966): Hydrographisches Kartenwerk der DDR, Reihe 1901-1950, Band I + II.- Meteorologischer Dienst der DDR, Berlin.
- IZMEROV, N.F. (1984): Phenol.- 530 S., Series: Scientific Reviews of soviet literature on toxicity and hazards of chemicals, Centre of International Projects, Moskau, GUS.
- JACOB, C.E. (1940): On the flow of water in an elastic artesian aquifer.- *Trans. Am. Geophys. Union*, 21: 574-586.

JORDAN, H., WEDER, H.-J. (1995): Hydrogeologie.- 2. Aufl., 603 S., Enke Verlag, Stuttgart.

JORDAN, W., van BARNEFELD, H., GERLICH, O., ULLRICH, J. (1979): Phenol.- In: ULLMANN'S (Hrsg.): Enzyklopädie der technischen Chemie, 4. Aufl., Bd. 18: 177-190, Verlag Chemie, Weinheim.

JUNGE, E. (1963): Air chemistry and radioactivity.- 382 S., Academic Press, New York, USA.

KAMINSKI, U., KUSCHK, P., JANKE, D. (1990): Degradation of different aromatic compounds from Saale river sediment to either o-,m- or p-cresol.- J. Basic Microbiol., 30: 259-265.

KARICKHOFF, S.W., BROWN, D.S., SCOTT, T.A. (1979): Sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments.- Wat. Res., 13: 241-248.

KAUFMAN, S. & LIBBY, W.F. (1954): The natural distribution of tritium.- Phys. Rev., 93: 1337-1344.

KEIDSER, A., ROSBJERG, D., JENSEN, K.H., BITSCH, K. (1990): A joint kriging and zonation approach to inverse groundwater modeling.- IAHS Publ., 195: 171-183.

KINZELBACH, W. (1987): Numerische Methoden zur Modellierung des Transports von Schadstoffen im Grundwasser.- 317 S., Oldenbourg-Verlag, München.

KINZELBACH, W. & RAUSCH, R. (1995): Grundwassermodellierung.- 283 S., Gebr. Borntraeger, Berlin.

KLECKA, G.M., DAVIS, J.M., GRAY, D.G., MADSEN, S.S. (1990): Natural bioremediation of organic contaminants in ground water: Cliffs-Dow superfund site.- Ground Water, 28, 4: 534-543.

KLOTZ, D. (1998): Änderung der hydraulischen Eigenschaften eines Feinsandes beim Durchströmen mit huminstoffhaltigem Wasser.- In: PÖRSCHMANN, J., FREITAG, D., KOPINKE, F.-D. (Hrsg.): Huminstoffe, UFZ-Bericht, 22/1998: 35-38, Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Leipzig.

KNOLL, G. & WINTER, J. (1987): Anaerobic degradation of phenol in sewage sludge. Benzoate formation from phenol and CO₂ in the presence of hydrogen.- Appl. Microbiol. Biotechnol., 25: 384-391.

KOBUS, W., SCHÄFER, G., SPITZ, K., HERR, M. (1992): Dispersive Transportprozesse und ihre Modellierung.- In: KOBUS, W. (Hrsg.): Schadstoffe im Grundwasser (1) Wärme- und Schadstofftransport im Grundwasser, 17-80, VCH Verlagsges., Weinheim.

KOENIG, K. & ANDRESEN, J.R. (1992): Aerober und anerober Abbau von heterocyclischen, aromatischen Verbindungen durch Bakterien.- BioEngineering, 8: 78-84.

- KOCH, R. (1995): Umweltchemikalien: physikalisch-chemische Daten, Toxizitäten, Grenz- und Richtwerte, Umweltverhalten.- 3. Aufl., 421 S., VCH Verlagsges., Weinheim.
- KRUSEMANN, G.P. & de RIDDER, N.A. (1990): Analysis and evaluation of pumping test data.- 2. Aufl., 377 S., International Institute for Land Reclamation and Improvement, Publ. 47, Wageningen, NL.
- KRUTZ, M. & SCHMIDT, K. (1985): Dabawas: Datenbank für wassergefährdende Stoffe.- 95 S., Beirat für Lagerung und Transport wassergefährdender Stoffe beim Bundesminister des Innern, LTWS, 6, Umweltbundesamt, Berlin.
- KUHLMANN, B., KACZMARCZYK, B., SCHÖTTLER, U. (1995): Untersuchungen zum Verhalten von Phenol und Chlorphenolen unter wechselnden Redoxbedingungen.- Vom Wasser, 84: 69-77.
- LAMBERT, S.M. (1966): The influence of soil-moisture content on herbicidal response.- Weeds, 14: 273-275.
- LAMPE, V., NEEF, U., VILLWOCK, G. (1995): Untersuchungen zum Gefährdungspotential einer Schadstoffablagerung der chemischen Industrie in der Region Bitterfeld.- Altlastenspektrum, 3: 138-147.
- LANGMUIR, I. (1918): The adsorption of gases on plane surfaces of glass, mica and platinum.- J. Amer. Chem. Soc., 40: 1361-1403.
- LEAKE, S.A., LAWSON, P.W., LILLY, M.R., CLAAR, D.V. (1998): Assignment of boundary conditions in embedded ground water flow models.- Ground Water, 36, 4: 621-625.
- LEE, D.R. (1977): A device for measuring seepage flux in lakes and estuaries.- Limnol. Oceanogr., 22: 140-147.
- LEGE, T., KOLDITZ, O., ZIELKE, W. (1996): Strömungs- und Transportmodellierung.- In: BGR Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (Hrsg.): Handbuch zur Erkundung des Untergrundes von Deponien und Altlasten, Band 2, 418 S., Springer-Verlag, Berlin.
- LEITHE, W. (1975): Die Analyse der organischen Verbindungen in Trink-, Brauch- und Abwässern.- 2. Aufl., 175 S., Wissenschaftliche Verlagsgesellschaft, Stuttgart.
- LERNER, D.N., ISSAR, A.S., SIMMERS, I. (1990): Groundwater recharge. A guide to understanding and estimating natural recharge.- 345 S., IAH Inter. Contr., 8, Heise-Verlag, Hannover.
- LÉTOLLE, R. (1980): Nitrogen-15 in the natural environment.- In: FRITZ, P. & FONTES, C. (Eds.): Handbook of environmental isotope geochemistry, Vol. 1, The terrestrial environment, 407-433, Elsevier, Amsterdam, NL.
- Lithofazieskarten Quartär (1976): Blatt Weißenfels 2664, Maßstab 1:50.000.- ZGI Zentrales Geologisches Institut, Berlin.

- Lithofazieskarten Quartär (1985): Blatt Zeitz 2665, Maßstab 1:50.000.- ZGI Zentrales Geologisches Institut, Berlin.
- LMBV (1995): Rehabilitierung des Wasserhaushaltes im Braunkohlerevier Mitteldeutschland.- 86 S., Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH, Berlin.
- LMBV (1997): Nach der Braunkohle kommt das Wasser.- 16 S., Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH, Berlin.
- LOOSLI, H.H., LEHMANN, B.E., DÄPPEN, G. (1991): Dating by radionuclides.- In: PEARSON, F.J., BALDERER, W., LOOSLI, H.H., LEHMANN, B.E., MATTER, A., PETERS; T., SCHMASSMANN, H., GAUTSCHI, A. (Eds.): Applied Isotope Hydrology. A case study in northern Switzerland, Studies in environmental science, 43: 153-174, Elsevier, Amsterdam, NL.
- LUCKNER, L. & SCHESTAKOW, W.M. (1986): Migrationsprozesse im Boden- und Grundwasserbereich.- 371 S., Dt. Verlag f. Grundstoffindustrie, Leipzig.
- MARTIUS, G., WIEßNER, A., STOTTMEISTER, U. (1996): Degradation efficiency and molecular size alteration during the aerobic microbial treatment of lignite pyrolysis deposit water.- Appl. Microbiol. Biotechnol., 45: 692-699.
- MATHERON, G. (1971): The theorie of regionalized variables and its applications.- 211 S., Cah. Cent. Morphol. Math., 5, École Nationale Supérieure des Mines, Paris, Frankreich.
- MATTHEß, G. & UBELL, K. (1992): Allgemeine Hydrogeologie – Grundwasserhaushalt.- 438 S., Gebrüder Bornträger Verlag, Berlin.
- MATTHEß, G. (1994): Die Beschaffenheit des Grundwassers.- 3. Aufl., 498 S., Gebrüder Bornträger Verlag, Berlin.
- MERCK INDEX (1976): An encyclopedia of chemicals, drugs and biologicals.- 12. Aufl., ca. 2000 S., Merck & Co., Whitehouse Station, NJ, USA.
- MUELLER, J.G., MIDDAUGH, D.P., LANTZ, S.E., CHAPMAN, P.J. (1991): Biodegradation of creosote and pentachlorophenol in contaminated groundwater: Chemical and biological assessment.- Appl. Environ. Microbiol., 57: 1277-1285.
- N-A-U-Karte (1958): N-A-U-Karte (1921-1940) über das Gebiet der DDR, Maßstab 1:200.000 - Niederschlagshöhen und -gleichen, Abflußhöhen und -gleichen, Unterschiedswerte und -gleichen, Abflüsse und Abflußspenden.- Institut für Wasserwirtschaft, Berlin.
- NIELSEN, P.H. & CHRISTENSEN, T.H. (1994): Variability of biological degradation of phenolic hydrocarbons in an aerobic aquifer determined by laboratory batch experiments.- J. Contaminant Hydrol., 17: 55-67.
- NIR, A. (1964): On the interpretation of tritium age measurements of groundwater.- J. Geophys. Res., 69: 2589-2595.

- NIRMALAKHANDAN, N.N. & SPEECE, R.E. (1988): QSAR Model for predicting Henry's Constant.- *Environ. Sci. Techn.*, 22: 1349-1357.
- PANCORBO, O.C. & VARNEY, T.C. (1986): Fate of synthetic organic chemicals in soil-groundwater systems.- *Vet. Human Toxicol.*, 28: 127-143.
- PAPADOPULOS, S.S., BREDEHOEFT, J.D., COOPER, H.H. (1976): On the analysis of slug test data.- *Wat. Res. Res.*, 9, 4: 1087-1089.
- PECK, A.J. (1990): The water table as affected by atmospheric pressure.- *J. Geophys. Res.*, 65: 2383-2388.
- PEKDEGER, A. & SCHULZ, H.-D. (1975): Ein Methodenvergleich des k_f -Wertes von Sanden.- *Meyniana*, 27: 35-40.
- PIPER, A.M. (1944): A graphic procedure in the geochemical interpretation of water analysis.- *Trans. Amer. Geophys. Union*, 25: 914-923.
- RADZINSKI, K.M. (1967): Gliederung und Paläogeographie des Unteren und Mittleren Buntsandsteins im südöstlichen Harzvorland.- *Geologie*, 16: 637-659.
- RAMANAND, K. & SUFLITA, J.M. (1991): Anaerobic degradation of m-cresol in anoxic aquifer slurries: carboxylation reaction in a sulfate-reducing bacterial enrichment.- *Appl. Environ. Microbiol.*, 57: 1689-1695.
- RASMUSSEN, T.C. & CRAWFORD, L.A. (1997): Identifying and removing barometric pressure effects in confined and unconfined aquifers.- *Ground Water*, 35, 3: 502-511.
- REMDE, A. & CONRAD, R. (1991): Metabolism of nitric oxide in soil and denitrifying bacteria.- *FEMS Microbiology Ecology*, 85: 81-94.
- REYNOLDS, W.D. (1993): Saturated Hydraulic Conductivity: Laboratory Measurement.- In: Carter, M.R. (Hrsg.): *Soil sampling and methods of analysis*, 589-598, Lewis Publishers, Boca Raton, FL, USA.
- RICHTER, G. (1942): Zur vergleichenden Stratigraphie des Zechsteins in Mitteldeutschland.- *Kali*, 35: 4-12.
- RICHTER, H. (1963): Das Vorland des Erzgebirges: Die Landformung während des Tertiärs.- 53 S., Dt. Inst. F. Länderkunde, 19/20, Leipzig.
- RICHTER, J. & SZYMCZAK, P. (1991): MULTIS – Ein Computerprogramm zur Auswertung isotopehydrogeologischer Daten auf der Grundlage gekoppelter konzeptioneller Boxmodelle.- 46 S., TU Bergakademie, Lehrstuhl für Hydrogeologie, Freiberg.
- RIEBECK, A. (1933): A. Riebeck - Die Geschichte einer mitteldeutschen Bergwerksgesellschaft.- 435 S., Bruckmann-Verlag, München.

- RINGPFEIL, M., STOTTMEISTER, U., BEHRENS, U., MARTIUS, G., BÜRGER, G., WENIGE, L. (1988): Aerobic treatment of sewage from lignite (brown coal) processing.- In: WISE, D.L. (Hrsg.): Biotreatment systems, Vol. I: 1-61., CRC press, Boca Raton, USA.
- RIPPEN, G. (1995): Handbuch Umweltchemikalien: Stoffdaten, Prüfverfahren, Vorschriften.- Loseblattsammlung, 28. Erg. Lfg., ecomed-Verlag, Landsberg/Lech.
- ROBERTS, D.J., FEDORAK, P.M., HRUDEY, S.E. (1987): Comparison of the fates of the methyl-carbons of m-cresol and p-cresol in methanogenic consortia.- *Can. J. Microbiol.*, 33: 335-338.
- ROSENKRANZ, G. (1999): Undichte Senke.- *Der Spiegel*, 27: 52-53.
- SCHEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P. (1998): Lehrbuch der Bodenkunde.- 14. Aufl., 494 S., Enke Verlag, Stuttgart.
- SCHIEDEK, T. (1996): Vorkommen und Verhalten von ausgewählten Phthalaten in Wasser und Boden.- 112 S., Tübinger Geowissenschaftliche Arbeiten (TGA), Reihe C, 33, Tübingen.
- SCHRÖDER, W., VETTER, L. FRÄNZLE, O. (1994): Neuere statistische Verfahren und Modellbildung in der Geoökologie.- 346 S., Vieweg-Verlag, Braunschweig.
- SCHROETER, A. (1991): Hydrogeologische Untersuchung im Braunkohlenbergbauegebiet Geiseltal und seinen Randbereichen.- 130 S., Diss., Universität Halle.
- SCHÜTH, C. (1994): Sorptionskinetik und Transportverhalten von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) im Grundwasser - Laborversuche.- 80 S., Tübinger Geowissenschaftliche Arbeiten (TGA), Reihe C, 19, Tübingen.
- SCHWARZENBACH, R.P. & WESTALL, J. (1981): Transport of nonpolar organic compounds from surface water to groundwater. Laboratory sorption studies.- *Environ. Sci. Technol.*, 15, 11: 1360-1367.
- SCHWOERBEL, J. (1999): Einführung in die Limnologie.- 8. Aufl., 465 S., Fischer Verlag, Stuttgart.
- SICH, I. (1997): ¹⁵N-Traceruntersuchungen zur Nitrifikation/Denitrifikation insbesondere zur Bildung von Stickstoffoxiden in Böden und wäßrigen Medien.- 110 S., UFZ-Bericht, 17/97, Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Halle.
- SIGG, L. & STUMM, W. (1994): Aquatische Chemie.- 3. Aufl., 498 S., Teubner-Verlag, Stuttgart.
- SIMPKINS, W.W. & PARKIN, T.B. (1993): Hydrogeology and redox geochemistry of CH₄ in a late Wisconsinan till and loess sequence in central Iowa.- *Wat. Res. Res.*, 29: 3643-3657.
- SITTIG, M. (1980): Priority toxic pollutants – Health impacts and allowable limits.- 370 S., Environmental Health series, 1, Noyes Data Corp. Park Ridge, N.J., USA.

SMOLENSKI, W.J. & SUFLITA, J.M. (1987): Biodegradation of cresol isomers in anoxic aquifers.- Appl. Environ. Microbiol., 53: 710-716.

SONTHEIMER, H., CORNEL, P., SEYM, M. (1983): Untersuchung zur Sorption von aliphatischen Chlorkohlenwasserstoffen durch Böden aus Grundwasserleitern.- 46 S., Veröffentl. des Ber. und Lehrstuhls für Wasserchemie und DVGW-Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut, 21.

SPITZ, K. & MORENO, J. (1996): A practical guide to groundwater and solute transport modeling.- 461 S., Wiley & Sons, New York, USA.

STEPHENSON, M.E. (1977): An approach to the identification of organic compounds hazardous to the environment and human health.- Ecotox. Environ. Safety, 1: 30.

STOTTMEISTER, U., GLÄßER, W., KLAPPER, H., WEIBBRODT, E., ECCARIUS, B., KENNEDY, C., SCHULTZE, M., WENDT-POTTHOFF, K., SCHRECK, P., STRAUCH, G. (1999): Strategies for Remediation of Former Opencast Mining Areas in Eastern Germany.- In: AZCUE, J.M. (Hrsg.): Environmental Impacts of Mining Activities - Emphasis on Mitigation and Remedial Measures, Ch. 16: 263-296, Springer-Verlag, Berlin.

SWINDOLL, C.M., AELION, C.M., DOBBINS, D.C., JIANG, O., LONG, S.C., PFAENDER, F.K. (1988): Aerobic biodegradation of natural and xenobiotic organic compounds by subsurface microbial communities.- Environ. Toxicol. Chem., 7: 291-299.

TEUTSCH, G., GRATHWOHL, P., SCHIEDEK, T. (1997): Literaturstudie zum natürlichen Rückhalt/Abbau von Schadstoffen im Grundwasser.- 52 S., Texte und Berichte zur Altlastenbearbeitung, 35/97, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.

THIELEMANN, H. (1982): Untersuchungen über den biologischen Abbau von einwertigen und mehrwertigen Phenolverbindungen in Wässern.- Z. ges. Hyg., 28, 2: 73-78.

THOMAS, R., SHUBA, K.P., AMIRUDHAN, T.S. (1994): Sorption of phenol by lake sediments.- Poll. Res., 13, 2: 181-189.

TONNDORF, H. (1965): Beiträge zur Geochemie des randnahen Zechsteins in den Mulden von Zeitz-Schmölln und Borna unter besonderer Berücksichtigung der Stratigraphie, Fazies und Paläogeographie.- 96 S., Freiburger Forsch.-H., C 187, Leipzig.

TORAN, L. (1987): Sulfate contamination in groundwater from a carbonate-hosted mine.- J. Contaminant Hydrol., 2: 1-29.

TSCHECH, A. & FUCHS, G. (1987): Anaerobic degradation of phenol by pure cultures of newly isolated denitrifying *Pseudomonas*.- Arch. Microbiol., 148: 213-217.

TUOMINEN, L., KAIRESALO, T., HARTIKAINEN, H. (1994): Comparison of methods for inhibiting bacterial activity in sediment.- Appl. Environ. Microbiol., 60, 9: 3454-3457.

UFZ (1996): Jahresbericht 1992-1995.- 156 S., Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Leipzig.

- UV-ATLAS (1966-1971): UV-Atlas organischer Verbindungen.- Institut für Spektrochemie und Angewandte Spektroskopie, Dortmund, Loseblattsammlung, Vol. 1-5, Verlag Chemie; Weinheim.
- VAISHNAV, D.D. & BABEU, L. (1987): Comparison of occurrence and rates of chemical biodegradation in natural waters.- *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 39: 237-244.
- VERSCHUEREN, K. (1996): Handbook of environmental data on organic chemicals.- 3. Aufl., 2064 S., van Nostrand Reinhold-Verlag, New York, USA.
- WAGENBRETH, O. (1958): Beziehungen zwischen dem Tertiär und dem prätertiären Untergrund im Weißelsterbecken.- 131 S., Freiburger Forschungshefte, C 53, Berlin.
- WALTERS, R.W. & LUTHY, R.G. (1984): Equilibrium adsorption of polycyclic aromatic hydrocarbons from water onto activated carbon.- *Environ. Sci. Technol.*, 18, 6: 395-403.
- WEBER, W.J.jr. & MILLER, C.T. (1988): Modeling the sorption of hydrophobic contaminants by aquifer materials, 1. Rates and equilibria.- *Water Res.*, 22, 4: 457-464.
- WIEßNER, A., KUSCHK, P., WEIßBRODT, E., STOTTMEISTER, U., PÖRSCHMANN, J., KOPINKE, F.D. (1993): Charakterisierung des Wassers und des Sedimentes einer Braunkohle-Schwelewasserdeponie.- *Wasser Abwasser Praxis*, 6/93: 375-379.
- WIEßNER, A., KUSCHK, P., MARTIUS, G., EISMANN, G., ZEHNSDORF, F., WEIßBRODT, E., STOTTMEISTER, U. (1994): Abbaubarkeit von Schadstoffen im Braunkohlepyrolyse-Altwasser.- *Wasser Abwasser Praxis*, 4/94: 44 – 47.
- WILLIAMS, G.M., SMITH, B., ROSS, C.A.M. (1991): The migration and degradation of waste organic compounds in groundwater.- *Org. Geochem.*, 19: 531-543.
- WINKELMANN, G. (1992): Microbial degradation of natural products .- 420 S., VCH Verlagsges., Weinheim.
- WISOTZKY, F. (1994): Untersuchungen zur Pyritoxidation in Sedimenten des Rheinischen Braunkohlereviere und deren Auswirkungen auf die Chemie des Grundwassers.- 153 S., Bes. Mitt. z. Deutschen Gewässerkundl. Jahrbuch, 58, Landesumweltamt NRW, Essen.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION (1994): Phenol: Health and safety guide.- 32 S., *Environ. Health Crit.*, 161, World Health Organization for the International Programme on Chemical Safety, Genf, Schweiz.
- WÜNSCHE, M. (1976): Die Bewertung der Abraumsubstrate für die Wiederurbarmachung im Braunkohlenrevier südlich von Leipzig.- *Neue Bergbautechnik*, 6, 5: 382-387.
- YASUHARA, A. & FUWA, K. (1983): Isolation and analysis of odorous components in swine manure.- *J. Chromatogr.*, 281: 225.
- YEH, W.W.-G. (1986): Review of parameter identification procedures in groundwater hydrology: the inverse problem.- *Wat. Res. Res.*, 22, 2: 95-108.

ZIECHMANN, W. (1980): Huminstoffe – Probleme, Methoden, Ergebnisse.- 353 S., VCH Verlagsges., Weinheim.

ZHENG, C. & BENNETT, G.D. (1995): Applied contaminant transport modeling.- 440 S., Van Nostrand Reinhold, New York, USA.

7.2 Unveröffentlichte Unterlagen

ATZLER, R. (1997): Hydrographische Vermessung – Reflexionsseismische Untersuchung auf dem See Vollert-Süd, Deuben.- Nautik GmbH, Schönhorst, August 1997.

BKK (1970): Groberfassung bergmännischer Hohlräume.- Karte 1:10.000, Braunkohlenkombinat Erich Weinert, Markscheiderei, Bergamt Halle.

BKK (1975): Regionale hydrogeologische Bearbeitung im Raum Deuben/Theißen.- 2. Teillieferung, Braunkohlenkombinat Erich Weinert, Deuben, Februar 1975.

BKK (1990): Aufgabenstellung zur Bearbeitung einer Standsicherheitsuntersuchung zum Tagebaurestloch Vollert.- Braunkohlenkombinat Erich Weinert, Deuben, März 1990.

BLUHM-JANßEN, S. (1998): Sorption und Desorption von Phenol an Sedimenten aus dem Raum Deuben/Leipzig.- 69 S., Diplomarbeit, Technische Universität Darmstadt.

BOHNWAGNER & SCHENK (1992): Hydrogeologisches Projekt VE Plattendolomit Zeitz.- DFA GmbH Chemnitz.

CUI (1995): Grobstudie, Hydrogeologische Situation im Raum Profen, Zeitz, Deuben, Hohenmölsen unter besonderer Berücksichtigung der Standorte ehemaliger Braunkohleveredelungsanlagen und deren anthropogenen Einflüssen auf die Schutzgüter.- Consultinggesellschaft für Umwelt und Infrastruktur mbH, Halle, Juni 1995.

CUI (1997): Standsicherheitseinschätzung Tagebaurestloch Vollert-Süd.- Consultinggesellschaft für Umwelt und Infrastruktur mbH, Halle, August 1997.

GEOS (1991): Ergebnisbericht Werben-Sittel.- G.E.O.S. Ingenieurgesellschaft mbH, Freiberg.

GETEC (1993): Ergebnisbericht zu chemischen und hydrogeologischen Untersuchungen im Bereich des verfüllten Tagebaurestloches Vollert-Süd in der Nähe der Ortschaft Trebnitz im Landkreis Hohenmölsen/Land Sachsen-Anhalt.- Gesellschaft für Geologie - Technologie, Dransfeld, Januar 1993.

GFE (1988): Lagerstättenerkundung Braunkohle-Schwerzau (Detailerkundung).- Geologische Forschung und Erkundung GmbH, Betriebsteil Jena.

GFE (1990): Gefährdungsabschätzung und Gutachten zur Sanierung des Tagebaurestloches Vollert-Süd.- Geologische Forschung und Erkundung GmbH, Halle, November 1990.

- GFE (1991): Erkundungen des Schadensumfanges und Erarbeitung von Vorschlägen für die Sanierung des kontaminierten Untergrundes im Schwelereigelände Deuben.- Geologische Forschung und Erkundung GmbH, Halle, März 1991.
- GFE (1994): Geologische Dokumentation zum Vorhaben Kiessandgewinnung Teuchern-Gröben - Hydrogeologisches Gutachten Kiessandgewinnung Teuchern-Gröben.- Geologische Forschung und Erkundung GmbH, Halle, Oktober 1994.
- HELBLING, A. H. (1998): Geologische Kartierung und hydrogeologische Untersuchungen im Altbergbaugebiet Deuben in der Umgebung des Schwelwasserteiches Vollert-Süd (Sachsen-Anhalt).- 79 S., Diplomarbeit, Technische Universität Darmstadt.
- HPC (1994): Gefährdungsabschätzung Grundwasser Schwelerei Deuben und numerisches Grundwassermodell Raum Deuben (Zwischenbericht).- Harress-Pickel-Consult, Merseburg, August 1994.
- HPC (1996): Zusammenfassende Gefährdungsabschätzung Schwelerei Deuben.- Harress-Pickel-Consult, Merseburg, April 1996.
- HPC (1996a): Sanierungskonzeption Schwelerei Deuben - Angaben zur geohydraulischen und Stofftransportmodellierung.- Harress-Pickel-Consult, Merseburg, Juni 1996.
- HUG (1993): Untersuchungen zur Herkunft der Sulfationen in den Grundwasserleitern des westlichen Weißelsterbeckens.- HUG Geoconsult GmbH, Kronberg, Mai 1993.
- HUTH, W. (1972): Ergebnisbericht Hydrogeologische Untersuchungen über Phenolwasser- versenkung im Raum Deuben - Profen.- Hydrogeologie Nordhausen GmbH, März 1972.
- KENNEDY, C, ECCARIUS, B., WEIßBRODT, E. (1997): Groundwater / Surfacewater Interaction at the Schwelvollert Lake.- 22 S., Internal report, UFZ Centre for Environmental Research, Leipzig/Halle.
- KOCH, T. (1988): Hydrogeologischer Bericht mit Grundwasservorratsberechnung Maßnitz.- Geologische Forschung und Erkundung GmbH Halle/Hydrogeologie Nordhausen GmbH.
- LACH, D. (1996): Untersuchungen zur hydraulischen Heterogenität von Braunkohlekippen- material.- 79 S., Diplomarbeit, Ludwig-Maximilians-Universität, München.
- MEYER, G. (1952): Die bergbauliche Verwertung der Braunkohlenvorkommen im Westteil des Meuselwitzer Reviers.- Geol. Archiv Leipzig.
- MIBRAG (1996): Sonderbetriebsplan Entwässerung/Wasserwirtschaft Tagebau Profen, Ab- baufelder Profen-Süd/D1 und Schwerzau.- Mitteldeutsche Braunkohlengesellschaft, Theißen.
- MÜHLMANN, R. (1981): Zu Problemen der paläogeographischen Entwicklung des Prätertiärs und Tertiärs im südwestlichen Weißelsterbecken und zu Beziehungen zwischen Prätertiär und Tertiär.- 128 S., Diss., Universität Leipzig.

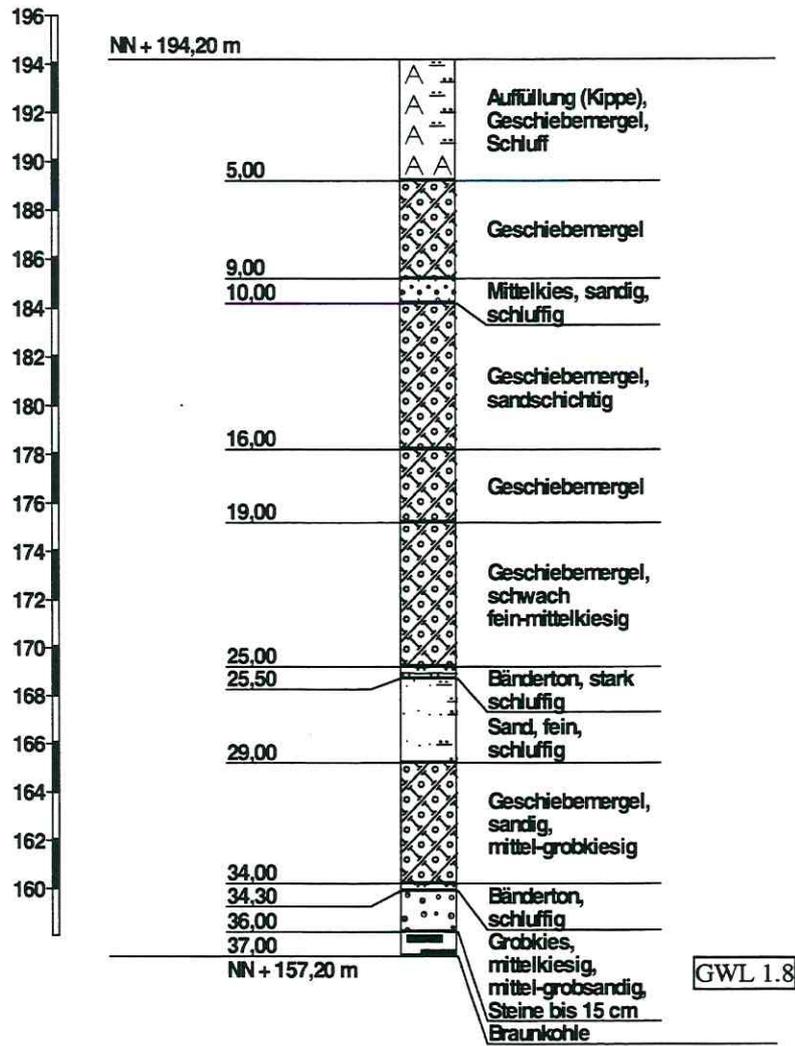
REHBERG, K. (1997): Geologische und hydrogeologische Untersuchungen zur Phenolwasserversenkung im Raum Zeitz-Profen unter Einbeziehung des GIS ARC/INFO.- 72 S., Diplomarbeit, Martin-Luther-Universität, Halle.

STOTTMEISTER, U., BECKER, P.M., MARTIUS, G., SCHIMMELE, M., STRAUCH, G., TITTEL, J., WEIßBRODT, E., WIEßNER, A. (1997): Untersuchungen zur Sanierung des Tagebaurestloches Vollert-Süd (Schwelvollert).- 72 S., 2. Zwischenbericht, UFZ, Leipzig.

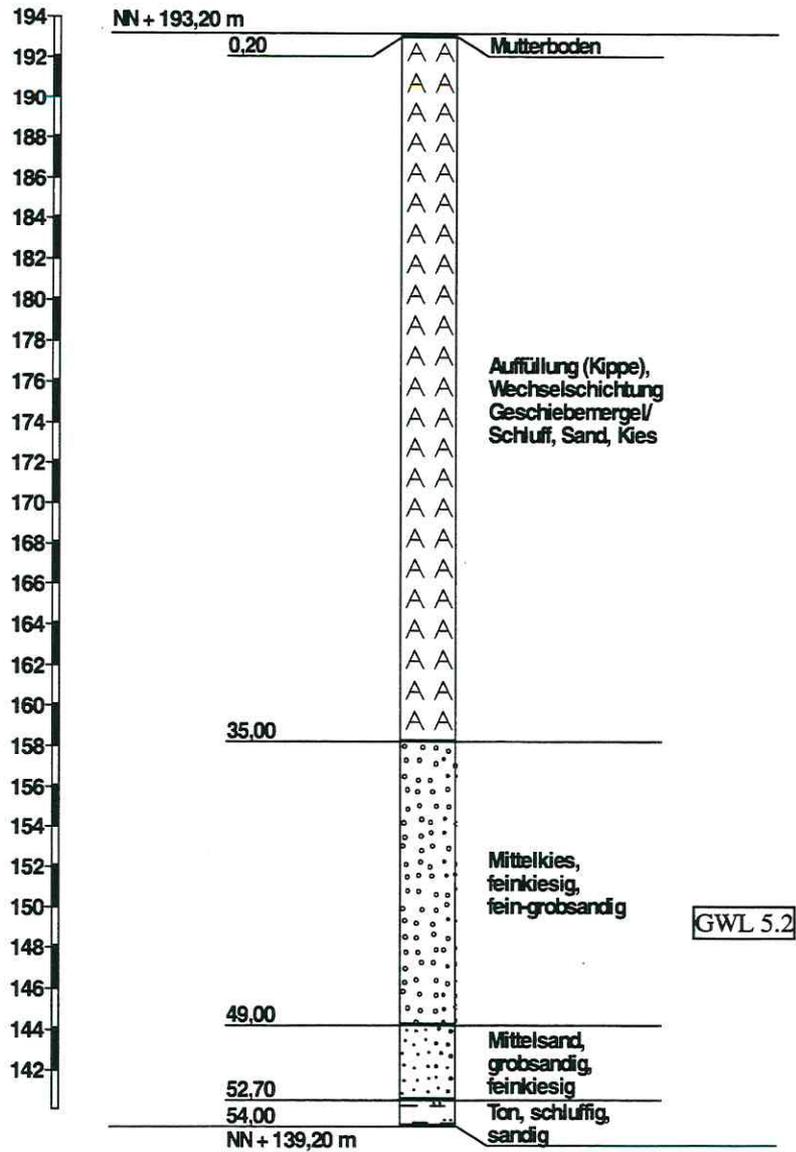
STOTTMEISTER, U., STRAUCH, G., ECCARIUS, B., KOWSKI, P., TITTEL, J., WEIßBRODT, E., WIEßNER, A. (1998): Untersuchungen zur Sanierung des Tagebaurestloches Vollert-Süd (Schwelvollert).- 72 S., Bericht, UFZ, Leipzig.

Anhang A: Bohrprofile (Lage siehe Abbildung 4-6 und 4-7)

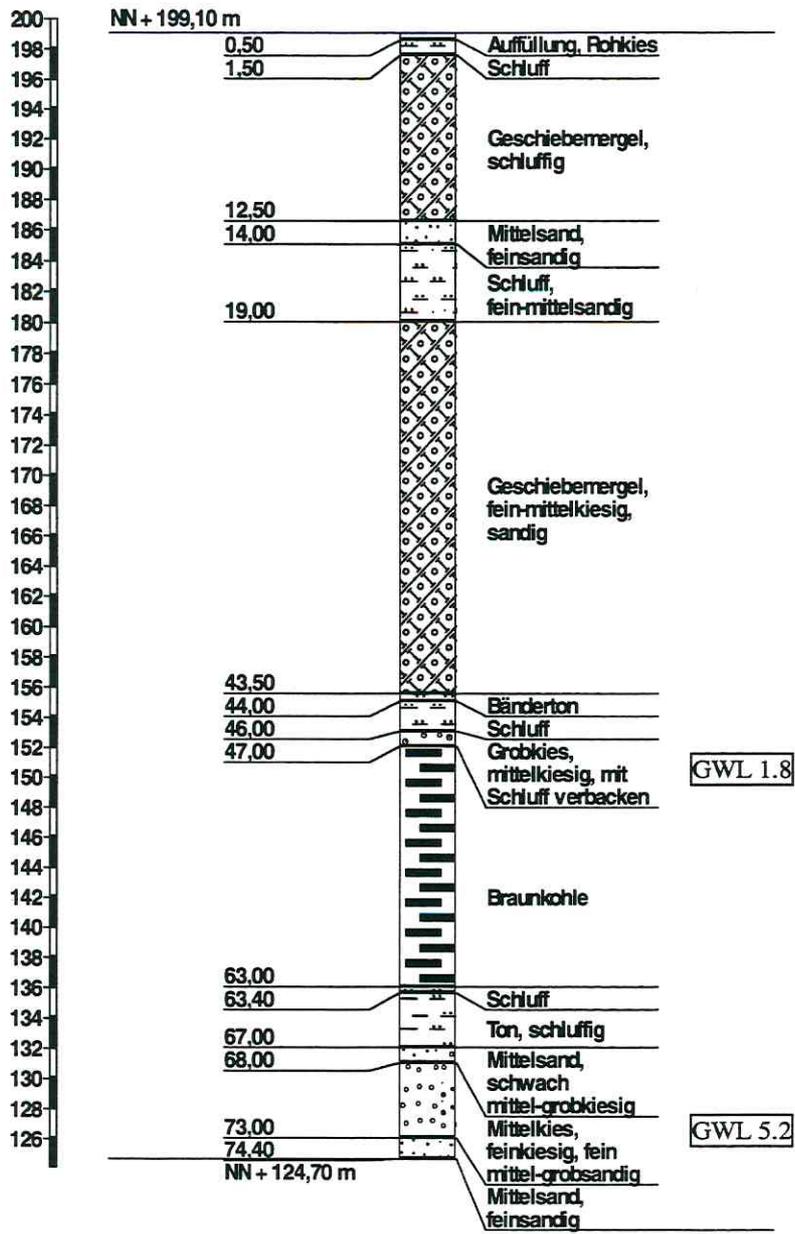
A 1: Grundwassermeßstelle UFZ 1/96



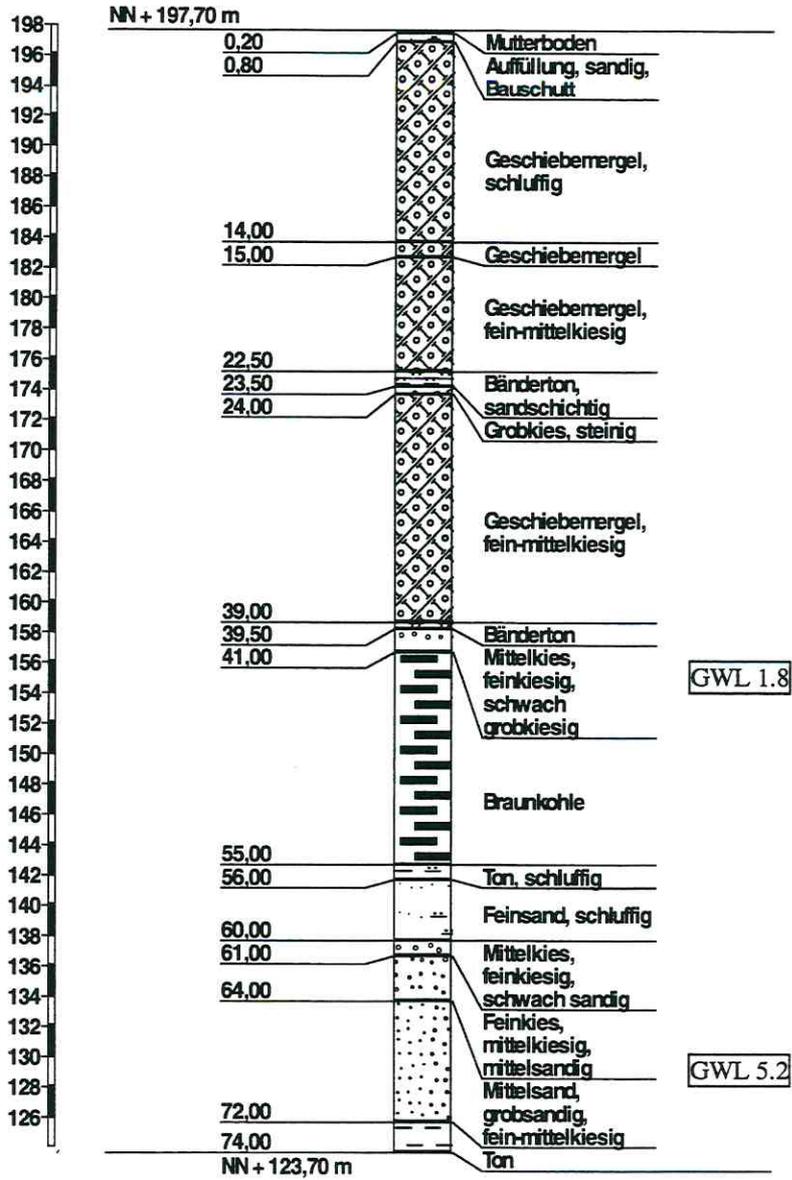
A 2: Grundwassermeßstelle UFZ 2/96



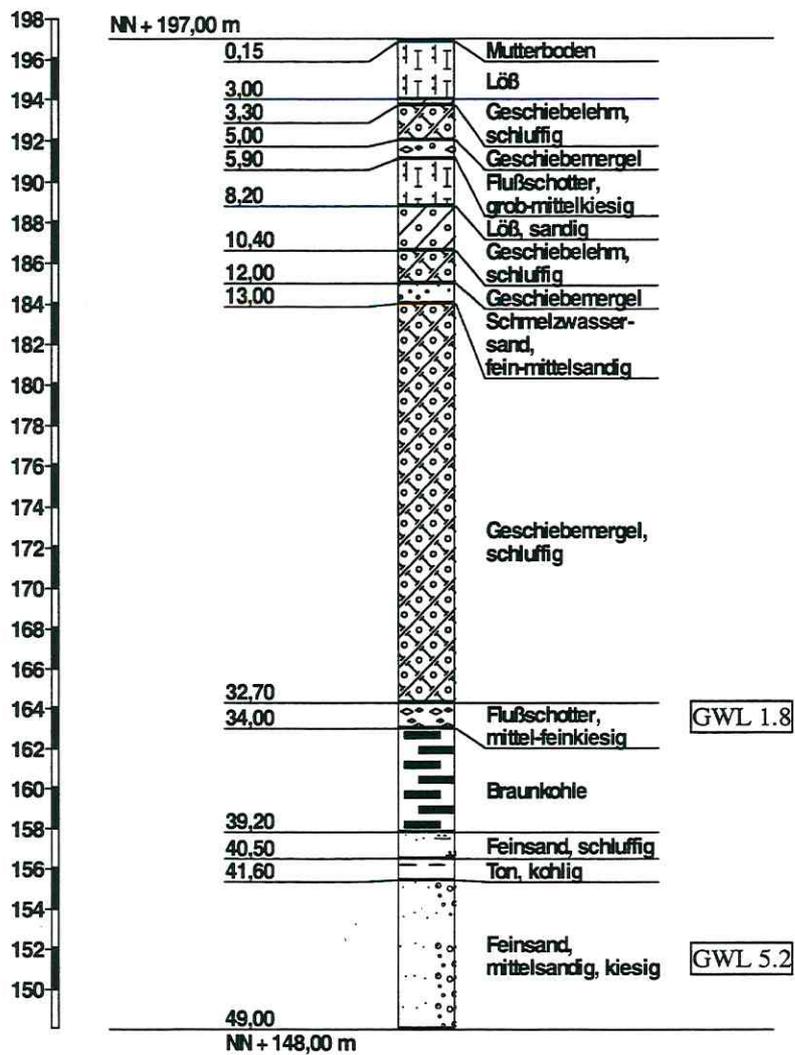
A 3: Grundwassermeßstelle UFZ 3/96



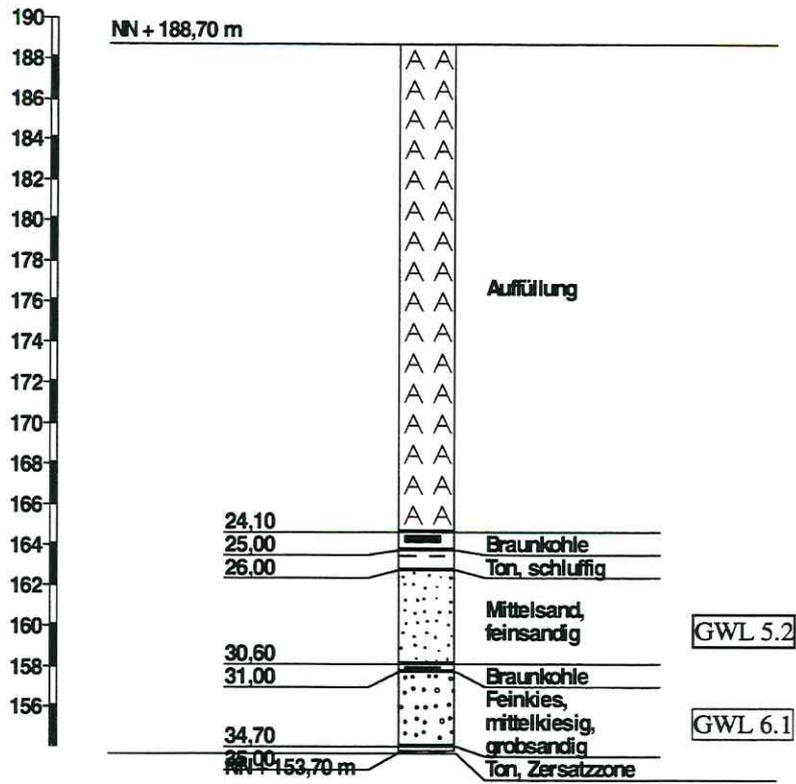
A 4: Grundwassermeßstelle UFZ 4/96



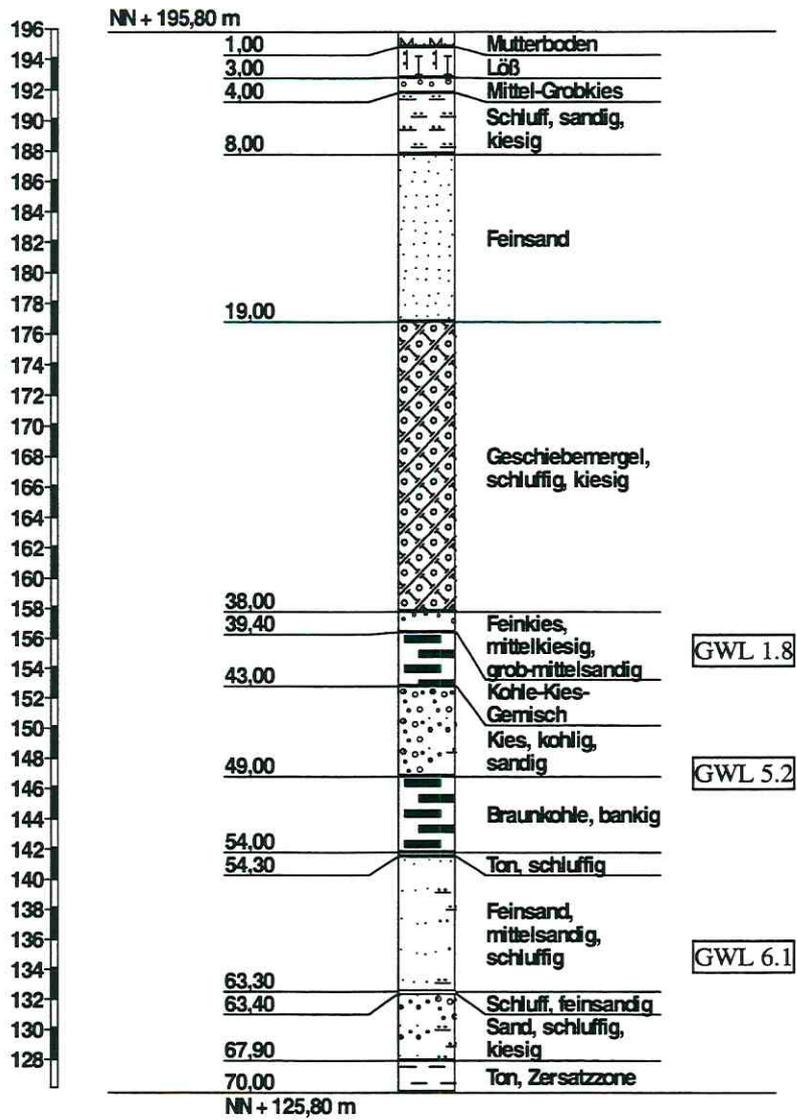
A 5: Grundwassermeßstelle UFZ 5/97



A 6: Grundwassermeßstelle UFZ 6/97



A 7: Grundwassermeßstelle UFZ 5a/97



Bohrprofil entspricht auch Grundwassermeßstelle UFZ 7/97

Fortsetzung Anhang B

04.12.97	13.01.98	11.03.98	18.06.98	12.10.98	26.01.99	23.02.99	24.03.99	20.04.99	25.05.99	24.06.99
168,55	168,70	168,68	168,49	168,50	168,52	168,61	168,52	168,49	168,49	168,43
155,30	155,33	155,25	155,12	155,03	154,95	155,09	154,86	154,80	154,75	154,61
151,68	151,72	151,42	151,43	151,26	151,10	151,45	151,03	150,95	150,88	150,82
152,44	152,48	152,26	152,21	152,05	151,90	152,04	151,83	151,75	151,72	151,62
181,29	181,39	181,41	181,48	181,53	181,58	181,57	181,72	181,77	181,72	181,63
164,79	164,83	164,84	164,81	164,74	164,68	164,66	164,62	164,61	164,57	164,58
152,90	152,96	152,91	152,76	152,78	152,80	153,37	152,70	152,62	152,64	152,63
173,14	173,17	173,16	173,00	172,99	172,99	172,89	172,89	172,88	172,89	172,83
173,06	173,11	173,09	172,92	172,90	172,89	172,87	172,83	172,83	172,84	172,77
155,63	155,64	155,57	155,44	155,36	155,29	155,38	155,28	155,17	155,29	155,36
189,54	189,77	189,74	189,77							
167,99	168,04	168,01	167,94							
154,85	154,87	154,59	154,64							
164,42	164,50	164,53	164,56	164,51	164,46			164,33		
154,88	154,94	154,81	154,74	154,66	154,59	154,65	154,43	154,37	154,34	154,22
154,63	154,67	154,59	154,46	154,37	154,28			154,08		
191,69	191,73	191,63	191,46							
185,48	185,50	185,43	185,29							
164,72	164,78	164,75	164,63							
170,09	169,98	170,02	169,94							
156,63	156,60	156,56	156,45							
151,73	151,87	151,88	151,63	151,49	151,35			151,00		
176,53	176,61	176,50	176,27							
156,70	156,78	156,70	156,57							
172,35	172,38	172,34	172,32							
167,81	167,83	167,97	167,91	167,88	167,86					
180,02	180,08	180,00	179,82							
184,29	184,79	184,62	185,03							
152,62	152,69	152,47	152,43							
182,64	182,69	182,73	182,73	182,71	182,69			182,78		
171,67	171,72	171,76	171,74	171,75	171,76	171,78	171,82	171,83	171,79	171,77
172,70	172,76	172,74	172,55							
155,37	155,37	155,28	155,15							
172,19	172,24	172,21	172,01							
151,52	151,55	151,47	151,25							
166,70	166,76	166,73	166,65	166,73	166,81	166,96	166,83	166,80	166,84	166,77
155,31	155,32	155,25	155,11	155,02	154,94	155,08	154,86	154,79	154,76	154,67
154,89	154,89	154,81	154,67	154,59	154,51			154,30		
166,43	166,55	166,56	166,50	166,46	166,43	166,40	166,35	166,37	166,37	166,32
166,45	166,57	166,58	166,53	166,49	166,45	166,42	166,37	166,39	166,39	166,35
155,98		155,32	155,19	155,10	155,01			154,86		

Anhang C: Beschaffenheit des Grundwassers (Feldparameter)

Pegel	Datum	T [°C]	LF [mS/cm]	PH [-]	Eh [mV]	O ₂ [mg/l]	m-Wert [mmol(eq)/l]	p-Wert [mmol(eq)/l]
GWM 1m	08.10.96	10,3	1,715	5,68	349	9,10	5,77	
GWM 1m	03.02.97	10,1	1,710	7,12	335	7,60	5,95	0,34
GWM 1m	13.05.97	10,4	1,673	7,06	340	9,67	5,30	0,42
GWM 1m	23.09.97	10,2	1,641	7,11	370	10,3	5,47	0,96
GWM 1m	06.05.98	10,2	1,649	7,00	345	9,21	5,40	
GWM 1m	09.11.98	9,4	1,618	7,76	163			2,64
GWM 1o	08.10.96	10,7	1,570	6,12	414	5,00	6,40	
GWM 1o	04.02.97	10,4	2,21	7,09	354	2,70	6,03	0,31
GWM 1o	13.05.97	9,1	1,500	7,05	358	6,63	6,35	0,30
GWM 1o	23.09.97	11,2	1,634	7,12	314	4,16	6,29	1,02
GWM 1o	06.05.98	9,6	2,350	6,92	319	2,82	6,20	
GWM 1o	09.11.98	10,5	2,270	6,29	399			6,09
GWM 1u	08.10.96	10,6	1,496	5,63	104	1,70	4,20	
GWM 1u	04.02.97	10,6	1,520	6,48	168	0,10	4,14	1,93
GWM 1u	13.05.97	10,8	1,502	6,43	130	1,30	4,15	2,94
GWM 1u	23.09.97	10,7	1,467	6,49	-14	0,00	3,96	3,56
GWM 1u	06.05.98	10,7	1,498	6,36	84	0,40	3,70	
GWM 1u	09.11.98	9,6	1,498	7,91	265			7,91
GWM 2o	08.10.96	10,9	2,810	5,56	267	3,40	12,44	
GWM 2o	03.02.97	10,6	2,860	6,83	270	2,30	12,69	1,06
GWM 2o	12.05.97	11	2,830	6,75	241	0,24	13,01	2,06
GWM 5	21.11.96	10,2	2,010	6,48	93		8,74	2,88
GWM 5	03.02.97	10,1	1,940	6,59	108	0,50	8,84	1,72
GWM 5	12.05.97	10,4	1,940	6,51	148	1,01	9,02	3,73
GWM 5	22.09.97	10,2	1,853	6,59		0,01	8,60	3,50
GWM 5	04.05.98	10,2	1,896	6,54	102	0,07	8,70	
GWM 5	09.11.98	10,1	1,997	7,45	148			5,38
HyDb 1/95	09.10.96	12,1	0,805	5,77	192	1,60	7,20	
HyDb 1/95	05.02.97	11,8	0,785	7,07	14	0,20	7,12	0,50
HyDb 1/95	13.05.97	12,3	0,741	7,00	61	1,08	7,10	0,45
HyDb 1/95	22.09.97	12,5	0,771	6,97		0,00	7,35	1,10
HyDb 1/95	04.05.98	12,1	0,807	6,92	-67	0,65	7,10	
HyDb 1/95	09.11.98	10,7	0,658	7,90	246			0,54
HyDb 10/95	08.10.96	11,8	1,617	5,93	85	1,20	11,71	
HyDb 10/95	04.02.97	11,7	1,672	6,49	151	0,20	11,65	9,74
HyDb 10/95	13.05.97	11,8	1,683	6,42	94	0,19	11,50	3,00
HyDb 10/95	23.09.97	12,2	1,525	6,48	-33	0,02	10,88	4,24
HyDb 10/95	04.05.98	11,6	1,833	6,41	-6	1,01	10,06	
HyDb 10/95	09.11.98	10,7	1,588	7,34	252			10,23
HyDb 2/95	08.10.96	11,9	1,065	5,97	282	1,00	8,04	
HyDb 2/95	04.02.97	11,9	1,074	6,80	133	0,10	8,02	0,85
P 20241	22.11.96	11,2	1,312	6,71	167		5,15	0,48
P 20241	05.02.97	10,9	1,346	6,80	205	0,30	5,20	0,76
P 20241	14.05.97	11,3	1,349	6,77	199	0,52	5,30	0,70
P 20241	24.09.97	11,4	1,260	6,78	50	0,07	5,20	0,60
P 20241	04.05.98	11,1	1,312	6,66	120	0,14	5,20	
P 8/72u	23.09.97	11,7	1,366	6,86	75	0,00	5,91	1,35

Fortsetzung Anhang C

Pegel	Datum	T	LF	PH	Eh	O ₂	m-Wert	p-Wert
		[°C]	[mS/cm]	[-]	[mV]	[mg/l]	[mmol(eq)/l]	[mmol(eq)/l]
P 8/72u	23.09.97	11,7	1,366	6,86	75	0,00	5,91	1,35
P 8/72u	09.01.98	10,6	1,378	6,63	43	0,04	5,70	
P 8/72u	05.05.98	10,4	1,409	6,74	80	0,63	5,60	
P 8/72u	09.11.98	9,8	1,362	7,82	126			1,54
UFZ 1/96	07.10.96	10,9	2,850	6,47	237	1,40	13,47	
UFZ 1/96	03.02.97	10,5	2,920	6,73	162	0,20	13,30	1,53
UFZ 1/96	12.05.97	10,9	2,880	6,67	197	0,19	13,93	3,29
UFZ 1/96	22.09.97	10,7	2,860	6,70		0,03	13,36	3,00
UFZ 1/96	05.05.98	10,7	3,000	6,64	261	1,90	13,40	
UFZ 1/96	09.11.98	9,7	2,330	7,40	247			5,08
UFZ 2/96	12.03.96	9,4	1,659	6,90	-298		9,80	
UFZ 2/96	21.11.96	9,9	1,711	6,81	-118		10,39	1,68
UFZ 2/96	03.02.97	9,7	1,652	6,93	-116	1,80	10,03	1,18
UFZ 2/96	13.05.97	10,1	1,624	6,86	-114	0,10	10,70	1,69
UFZ 2/96	22.09.97	10	1,610	6,87		0,01	10,35	2,09
UFZ 2/96	10.01.98	9,9	1,627	6,71	-109	0,00	10,40	
UFZ 2/96	04.05.98	10	1,662	6,83	-119	0,00	10,63	
UFZ 2/96	09.11.98	9,4	1,630	7,37	-61			5,97
UFZ 3/96	07.10.96	12,3	0,809	6,93	86	1,10	7,25	
UFZ 3/96	05.02.97	12	0,795	7,07	140	0,40	7,22	0,70
UFZ 3/96	14.05.97	12,4	0,810	6,98	119	1,71	7,10	0,65
UFZ 3/96	24.09.97	12,7	0,802	7,02	40	0,00	7,20	1,18
UFZ 3/96	05.05.98	12,1	0,840	6,86	95	0,97	7,40	
UFZ 4/96	07.10.96	12	1,414	6,71	73	1,30	8,56	
UFZ 4/96	05.02.97	11,6	1,415	6,77	175	0,50	7,94	1,06
UFZ 4/96	13.05.97	12	1,414	6,72	136	1,66	8,00	1,68
UFZ 4/96	24.09.97	12,5	1,384	6,77	54	0,02	8,20	1,70
UFZ 4/96	05.05.98	11,8	1,440	6,63	90	1,97	8,19	
UFZ 5a/97u	10.07.97	11,3	2,720	7,06	202	0,1	5,85	0,70
UFZ 5a/97u	24.09.97	11	1,460	7,06	-3	0,00	5,90	0,74
UFZ 5a/97u	10.01.98	10,9	1,396	6,86	36	0,03	6,10	
UFZ 5a/97u	05.05.98	10,7	1,416	6,87	21	0,70	6,10	
UFZ 5a/97u	07.05.98	10,6	1,385	6,86	104	0,40		
UFZ 5a/97u	09.11.98	9,5	1,402	7,81	291			1,35
UFZ 6/97o	09.07.97	10,5	2,290	6,99	274	5,60	6,70	0,37
UFZ 6/97o	23.09.97	10,5	1,361	7,02	424	3,60	6,62	1,51
UFZ 6/97o	08.01.98	10,4	1,360	6,81	388	3,92	6,80	
UFZ 6/97o	07.05.98	10,4	1,335	6,88	384	4,00	6,20	
UFZ 6/97o	09.11.98	9,2	1,360	7,30	441			3,85
UFZ 6/97u	09.07.97	10,5	2,450	7,15	284	3,60	7,40	0,38
UFZ 6/97u	23.09.97	10,5	1,448	6,99	414	3,20	7,04	1,63
UFZ 6/97u	09.01.98	10,4	1,435	6,75	376	3,58	7,05	
UFZ 6/97u	06.05.98	10,3	1,456	6,87	367	3,82	6,65	
UFZ 6/97u	09.11.98	9,7	1,407	7,76	409			1,84
UFZ 7/97	11.03.98	9,2	1,600	7,20	149	1,70	12,83	

Anhang D: Beschaffenheit des Grundwassers (Anorganik)

Pegel	Datum	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻	NO ₃ ⁻	BR ⁻	F ⁻	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	NH ₄ ⁺	Fe _{ges}
		[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
GWM 1o	08.10.96	36,5	425,3	390,8	75,1	0,06		44,1	1,9	246,7	35,5	0,05	
GWM 1o	04.02.97	65,2	565,8	368,2	211,5	0,07		89,9	2,0	304,6	48,9	1,39	0,08
GWM 1o	13.05.97	43,2	485,9	387,7	139,9	0,05		63,2	1,9	282,7	40,4	0,09	0,05
GWM 1o	23.09.97	39,7	422,1	384,1	112,5	0,05	0,36	55,8	1,6	311,3	40,1	0,05	0,02
GWM 1o	06.05.98	84,4	593,6	378,6	309,5	0,05	0,22	116,2	2,5	364,9	51,5	0,01	
GWM 1o	09.11.98	82,3	554,8		292,2	0,07	0,39	102,5	2,9	345,3	51,4	0,12	
GWM 1m	08.10.96	85,1	494,5	352,3	72,7	0,12		17,7	3,1	302,0	45,6	0,07	
GWM 1m	03.02.97	86,4	476,0	363,3	65,1	0,12		18,2	2,8	295,2	48,9	0,05	0,06
GWM 1m	13.05.97	87,1	468,5	433,5	63,8	0,07		15,9	2,9	294,4	45,8	0,05	0,13
GWM 1m	23.09.97	85,5	455,8	334,0	59,8	0,05	0,28	14,5	2,2	338,8	48,0	0,05	0,02
GWM 1m	06.05.98	82,9	470,2	329,7	49,7	0,09	0,24	14,4	1,6	306,9	47,2	0,01	
GWM 1m	09.11.98	79,7	481,1		47,5	0,10	0,33	13,0	1,5	296,5	48,4	0,04	
GWM 1u	08.10.96	51,4	579,5	256,5	0,82			14,9	6,3	252,0	41,3	0,19	
GWM 1u	04.02.97	53,4	594,7	252,8	0,81	0,10		15,0	6,3	231,1	43,4	0,05	22,13
GWM 1u	13.05.97	56,1	565,6	253,4	0,46	0,05		14,7	6,3	243,2	41,6	0,31	22,46
GWM 1u	23.09.97	56,5	573,4	241,8	0,12	0,05	0,21	14,1	6,3	287,5	42,6	0,23	21,08
GWM 1u	06.05.98	56,7	556,7	225,9	0,05	0,06	0,14	15,0	6,3	267,9	40,9	0,15	
GWM 1u	09.11.98	63,6	579,0		0,09	0,09	0,23	16,2	7,1	245,4	38,7	0,37	
GWM 2o	08.10.96	106,4	1058,2	759,6	1,20	0,69		49,1	1,8	554,1	81,4	0,40	
GWM 2o	03.02.97	89,5	1050,5	774,9	0,18	0,70		46,2	1,5	535,3	84,1	0,05	0,36
GWM 2o	12.05.97	82,0	1067,6	794,4	0,19	0,71		42,9	1,7	568,5	88,5	0,24	0,29
GWM 5	21.11.96	44,9	740,2	533,7	0,05	0,11		15,9	6,3	377,5	55,3	1,30	
GWM 5	03.02.97	48,5	697,2	539,8	0,05	0,08		16,1	6,6	360,6	55,9	0,92	6,98
GWM 5	12.05.97	53,7	686,3	550,8	0,22	0,07		16,4	6,6	369,4	55,6	1,60	6,83
GWM 5	22.09.97	52,5	594,8	525,1	0,26	0,05	0,24	16,1	7,3	393,9	53,7	2,09	6,34
GWM 5	04.05.98	53,5	607,4	531,2	0,19	0,08	0,24	16,7	7,5	380,3	53,5	1,50	
GWM 5	09.11.98	53,2	691,8		0,30	0,10	0,32	17,8	7,3	406,8	57,4	1,20	
HyDb 1/95	09.10.96	13,7	68,6	439,6	0,05			14,1	2,8	124,5	21,3	3,55	
HyDb 1/95	05.02.97	11,6	55,4	434,8	0,07	0,06		8,70	2,2	123,8	20,3	2,39	0,98
HyDb 1/95	13.05.97	11,2	49,2	433,5	0,22	0,05		10,5	2,4	118,2	20,2	3,10	1,22
HyDb 1/95	22.09.97	14,0	56,8	448,8	0,05	0,05	0,27	11,6	2,6	145,1	21,5	3,35	1,39
HyDb 1/95	04.05.98	13,7	67,9	433,5	0,05	0,05	0,26	10,3	2,7	139,2	21,2	4,03	
HyDb 1/95	09.11.98	8,60	40,7		0,05	0,05	0,44	10,7	1,5	104,3	19,5	0,12	
HyDb 2/95	08.10.96	32,2	144,5	490,9	0,05			11,5	4,3	177,8	28,4	0,97	
HyDb 2/95	04.02.97	33,2	147,9	489,7	0,05	0,05		12,3	4,1	176,9	30,9	0,65	3,02
HyDb 10/95	08.10.96	43,4	302,9	715,0	0,05			25,3	4,1	303,9	34,1	0,74	11,5
HyDb 10/95	04.02.97	41,3	305,6	711,4	0,13	0,11		23,5	3,6	272,0	35,1	0,48	12,81
HyDb 10/95	13.05.97	44,4	340,2	702,2	0,20	0,05		26,5	3,9	289,6	35,9	0,73	11,03
HyDb 10/95	23.09.97	36,2	296,3	664,3	0,05	0,05	0,09	23,0	3,8	339,8	33,7	0,67	11,17
HyDb 10/95	04.05.98	62,9	498,2	614,3	0,09	0,08	0,14	34,6	3,7	353,4	42,1	0,60	
HyDb 10/95	09.11.98	35,4	342,9		0,05	0,08	0,18	23,3	3,7	284,3	32,7	0,43	
P 20241	22.11.96	43,7	424,4	314,5	0,10	0,06		11,9	3,7	223,3	38,6	0,05	
P 20241	05.02.97	45,6	447,3	317,5	0,29	0,05		12,1	3,6	232,2	41,5	0,05	0,40
P 20241	14.05.97	43,8	428,9	323,6	0,17	0,05		12,2	3,9	227,0	41,2	0,05	0,32
P 20241	24.09.97	42,0	397,5	317,5	0,05	0,05	0,20	11,9	3,9	260,8	39,0	0,06	0,35
P 20241	04.05.98	45,6	402,9	317,5	0,05	0,05	0,21	11,7	3,7	247,0	39,3	0,01	
P 8/72 u	23.09.97	55,6	403,7	360,9	5,50	0,05	0,19	18,5	9,5	276,3	39,6	0,13	5,07
P 8/72u	09.01.98	57,2	399,2	348,0	5,90	0,05	0,19	17,7	9,0	257,0	37,9	0,05	
P 8/72u	05.05.98	57,0	404,3	341,9	6,10	0,06	0,19	17,7	9,0	265,7	36,4	0,08	
P 8/72u	09.11.98	58,1	292,2		0,05	0,07	0,11	19,0	9,3	154,2	38,2	0,37	
UFZ 1/96	07.10.96	67,1	1120,5	822,5	3,40	0,28		27,4	3,6	580,8	93,2	0,23	
UFZ 1/96	03.02.97	65,6	1131,3	812,1	4,60	0,25		26,8	2,5	569,8	91,6	0,05	1,03
UFZ 1/96	12.05.97	69,4	1156,1	850,6	6,30	0,25		26,3	4,4	593,6	97,7	0,14	2,00
UFZ 1/96	22.09.97	64,6	1155,4	815,8	5,60	0,18	0,05	26,3	2,3	688,9	96,6	0,05	0,06
UFZ 1/96	10.01.98	64,0	1134,2	842,6	5,30	0,23	0,13	25,7	2,5	637,0	99,6		
UFZ 1/96	05.05.98	64,8	1177,6	818,2	5,60	0,18	0,13	24,4	2,4	664,2	102,8	0,02	
UFZ 1/96	09.11.98	56,1	832,4		0,05	0,19	0,19	20,8	1,8	453,4	106,4	0,05	

Fortsetzung Anhang D

Pegel	Datum	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻	NO ₃ ⁻	BR ⁻	F ⁻	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	NH ₄ ⁺	Fe _{ges}
		[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
UFZ 2/96	21.11.96	52,9	431,8	634,4	0,05	0,09		17,5	5,8	290,1	46,4	13,9	0,14
UFZ 2/96	13.03.97	58,3	320,6		0,04	0,04	0,25	18,7	6,4	269,4	47,0		
UFZ 2/96	15.04.97	56,6	310,4		0,05	0,07	0,17	20,0	5,9	276,8	42,5		
UFZ 2/96	13.05.97	61,7	318,9	653,3	0,05	0,05		17,6	7,9	264,8	41,9	15,67	0,06
UFZ 2/96	01.08.97	58,8	329,6		0,05	0,05		16,9	6,4	274,4	42,7		
UFZ 2/96	22.09.97	58,1	320,9	632,0	0,06	0,05	0,17	16,5	6,2	327,9	45,0	15,32	0,01
UFZ 2/96	10.01.98	58,2	309,5	635,0	0,05	0,05	0,19	16,5	6,4	295,3	43,8	15,66	
UFZ 2/96	04.05.98	59,7	318,1	649,1	0,05	0,07	0,21	17,5	6,6	299,9	43,6	13,75	
UFZ 2/96	09.11.98	61,8	305,6		0,05	0,05	0,28	17,7	7,5	296,8	47,0	9,80	
UFZ 3/96	07.10.96	12,8	71,3	442,7	0,05			12,7	3,4	127,9	21,4	0,58	
UFZ 3/96	05.02.97	11,3	67,0	440,9	0,04	0,04		12,0	2,3	131,4	20,3	0,05	4,81
UFZ 3/96	14.05.97	12,3	71,3	433,5	0,22	0,05		13,0	2,6	128,6	21,2	0,71	4,08
UFZ 3/96	24.09.97	12,2	76,1	439,6	0,05	0,05	0,26	11,9	2,8	150,4	21,8	0,73	4,59
UFZ 3/96	05.05.98	14,5	83,0	451,8	0,05	0,05	0,24	11,9	3,2	147,9	22,1	0,75	
UFZ 4/96	07.10.96	33,3	387,9	522,7	0,13			20,4	5,2	245,2	39,7	0,54	
UFZ 4/96	05.02.97	29,6	390,2	484,8	0,47	0,09		16,9	4,2	262,0	42,6	0,06	4,83
UFZ 4/96	13.05.97	30,9	381,4	488,5	0,18	0,05		18,3	4,6	250,5	40,1	0,58	4,17
UFZ 4/96	24.09.97	29,1	368,7	500,7	0,10	0,05	0,16	17,0	4,3	287,6	40,4	0,50	4,81
UFZ 4/96	05.05.98	32,5	388,8	500,1	0,05	0,09	0,18	18,9	4,5	276,7	40,9	0,44	
UFZ 5a/97u	09.07.97	98,6	442,8	357,2	0,10	0,11		81,1	5,9	239,7	37,6	0,25	2,95
UFZ 5a/97u	24.09.97	68,8	402,8	360,3	0,05	0,05	0,25	43,6	5,1	280,4	37,6	0,06	1,26
UFZ 5a/97u	10.01.98	56,9	398,0	372,5	0,05	0,05	0,23	27,0	4,9	257,3	38,4	0,05	
UFZ 5a/97u	05.05.98	54,9	409,2	372,5	0,05	0,07	0,22	23,1	4,9	267,0	37,6	0,01	
UFZ 5a/97u	09.11.98	55,8	393,4		0,05	0,05	0,30	25,6	5,4	264,7	35,9	0,01	
UFZ 6/97o	09.07.97	52,6	360,2	409,1	20,5	0,05		15,3	6,2	244,1	40,0	0,11	0,09
UFZ 6/97o	23.09.97	53,2	359,4	404,2	17,3	0,05	0,21	16,1	6,1	286,5	40,4	0,05	0,19
UFZ 6/97o	08.01.98	53,0	359,2	415,2	18,0	0,05	0,22	14,8	5,9	258,5	39,2	0,05	
UFZ 6/97o	07.05.98	53,1	365,6	378,6	18,6	0,06	0,21	14,8	5,9	267,0	38,5	0,01	
UFZ 6/97o	09.11.98	54,0	345,0		16,4	0,08	0,25	16,0	6,4	250,0	42,5	0,04	
UFZ 6/97u	09.07.97	59,7	379,1	451,8	20,1	0,05		17,9	6,0	254,9	41,9	0,09	0,05
UFZ 6/97u	23.09.97	57,3	371,1	429,9	18,2	0,05	0,20	17,6	6,0	303,2	43,2	0,04	0,01
UFZ 6/97u	09.01.98	58,8	372,2	430,5	17,8	0,06	0,21	17,1	5,9	268,9	42,1	0,05	
UFZ 6/97u	06.05.98	57,9	373,0	406,1	17,3	0,08	0,20	17,1	5,9	275,2	40,7	0,01	
UFZ 6/97u	09.11.98	58,0	357,3		16,0	0,08	0,24	16,9	6,2	258,2	37,4	0,06	
UFZ 7/97	11.03.98	101,7	626,0	783,4	0,05	0,35	0,22	52,3	6,3	485,5	57,7		

Anhang E: Isotope im Grundwasser

Pegel	Datum	$\delta^{15}\text{N}(\text{NH}_4^+)$ [‰]	$\delta^{15}\text{N}(\text{NO}_3^-)$ [‰]	$\delta^2\text{H}$ [‰]	$\delta^{18}\text{O}$ [‰]	TRITIUM [TU]
GWM 1o	08.10.96			-63,5	-9,33	12,5
GWM 1o	04.02.97		15,64	-62,4	-9,23	13,3
GWM 1o	13.05.97		13,28	-62,5	-9,19	
GWM 1o	23.09.97		13,37			
GWM 1o	06.05.98		13,62	-62,3	-8,89	11,9
GWM 1m	08.10.96			-65,1	-9,66	16,8
GWM 1m	03.02.97		6,65	-66	-9,60	16,0
GWM 1m	13.05.97		7,02	-64,5	-9,53	
GWM 1m	23.09.97		7,00			
GWM 1m	06.05.98		5,81	-66,6	-9,52	12,4
GWM 1u	08.10.96	5,56		-63,8	-9,47	14,7
GWM 1u	04.02.97			-64	-9,32	14,6
GWM 1u	13.05.97			-63	-9,40	
GWM 1u	23.09.97					
GWM 1u	06.05.98			-64,7	-9,26	13,9
GWM 5	21.11.96			-60,6	-8,68	11,6
GWM 5	03.02.97			-61,3	-8,62	12,4
GWM 5	12.05.97			-60,4	-8,65	
GWM 5	22.09.97	45,49				
GWM 5	04.05.98	46,35				11,7
HyDb 1/95	09.10.96	-2,92		-65,2	-9,48	1,2
HyDb 1/95	05.02.97	14,21		-63,2	-9,52	1,0
HyDb 1/95	13.05.97	15,38		-64,9	-9,40	
HyDb 1/95	22.09.97	16,11				
HyDb 1/95	04.05.98	15,79		-66,3	-9,33	0,6
HyDb 2/95	08.10.96	10,31		-63,7	-9,33	5,8
HyDb 2/95	04.02.97	13,09		-63,6	-9,38	
HyDb 10/95	08.10.96	6,54		-61,5	-8,92	1,15
HyDb 10/95	04.02.97	8,18		-61,9	-8,80	0,7
HyDb 10/95	13.05.97	9,01		-62,4	-8,87	
HyDb 10/95	23.09.97	9,96				
HyDb 10/95	04.05.98	7,29				3,3
P 20241	22.11.96			-64,7	-9,44	2,8
P 20241	05.02.97			-65,2	-9,48	2,4
P 20241	14.05.97			-64	-9,50	
P 20241	04.05.98			-65,9	-9,32	2,6
P 8/72 u	23.09.97		16,96	-64	-9,44	13,1
P 8/72 u	09.01.98		16,02	-64,3	-9,50	13,3
P 8/72 u	05.05.98		17,47	-65,1	-9,29	13,6
UFZ 1/96	07.10.96	8,17		-61,9	-8,97	10,5
UFZ 1/96	03.02.97		22,10	-63,2	-8,97	12,5
UFZ 1/96	12.05.97		14,90	-62,4	-9,12	
UFZ 1/96	22.09.97		15,34			
UFZ 1/96	05.05.98		19,93	-62,7	-9,16	11,5

Fortsetzung Anhang E

Pegel	Datum	$\delta^{15}\text{N}(\text{NH}_4^+)$ [‰]	$\delta^{15}\text{N}(\text{NO}_3^-)$ [‰]	$\delta^2\text{H}$ [‰]	$\delta^{18}\text{O}$ [‰]	TRITIUM [TU]
UFZ 2/96	21.11.96	17,11		-63,2	-9,13	17,6
UFZ 2/96	03.02.97	18,92		-63,4	-9,09	17,5
UFZ 2/96	13.05.97	18,67		-63,3	-9,20	
UFZ 2/96	22.09.97	19,34		-62,1	-9,27	16,9
UFZ 2/96	10.01.98	19,29		-62,8	-9,13	17,8
UFZ 2/96	04.05.98	19,71		-64,5	-8,99	16,3
UFZ 3/96	07.10.96	7,77		-62,4	-9,19	0,5
UFZ 3/96	05.02.97	8,87		-63	-9,16	0,2
UFZ 3/96	14.05.97			-63,1	-9,21	
UFZ 3/96	24.09.97	13,16				
UFZ 3/96	05.05.98	11,80		-63,8	-9,23	0,4
UFZ 4/96	07.10.96	7,77		-62,2	-9,00	2,3
UFZ 4/96	05.02.97		-3,34	-62,5	-9,05	2,2
UFZ 4/96	13.05.97			-62,9	-9,01	
UFZ 4/96	24.09.97	12,23		-65,3	-9,42	
UFZ 4/96	05.05.98	9,24		-62,7	-9,02	2,0
UFZ 5a/97u	10.07.97			-63,7	-9,27	11,9
UFZ 5a/97u	24.09.97			-63,8	-9,38	12,1
UFZ 5a/97u	10.01.98			-63,4	-9,35	11,5
UFZ 5a/97u	05.05.98			-64	-9,28	11,1
UFZ 6/97o	09.07.97		7,16	-64,5	-9,46	10,4
UFZ 6/97o	23.09.97		9,74	-65,8	-9,54	11,3
UFZ 6/97o	08.01.98		8,23	-64,8	-9,34	10,9
UFZ 6/97o	07.05.98		8,20	-66,3	-9,33	10,1
UFZ 6/97u	09.07.97		6,85	-64,5	-9,37	9,8
UFZ 6/97u	23.09.97		7,23			10,3
UFZ 6/97u	09.01.98		7,92	-63,80	-9,41	10,5
UFZ 6/97u	06.05.98		7,64	-64,7	-9,24	9,6

Eidesstattliche Erklärung

Hiermit erkläre ich an Eides statt, daß die vorliegende Arbeit von mir selbstständig und nur unter Verwendung der angegebenen Hilfsmittel und Literatur angefertigt wurde. Aus fremden Quellen direkt oder indirekt übernommene Inhalte in der Arbeit sind als solche kenntlich gemacht.

Die Arbeit wurde keiner anderen wissenschaftlichen Institution vorgelegt.

Darmstadt, den 20.10.99

Bernd Eccarius