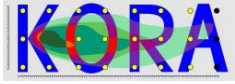




LANDESAMT FÜR
BERGBAU, ENERGIE UND GEOLOGIE



Datenmanagement und dreidimensionales, hydrogeologisches und hydrogeochemisches Untergrundmodell (Hannover-Südstadt)

BMBF-Endbericht
(Teilprojekt 2)



Niedersachsen

**Datenmanagement und dreidimensionales, hydrogeologisches
und hydrogeochemisches Untergrundmodell
(Abschlussbericht Teilprojekt 2) im KORA Themenverbund 3:**

**Raumdifferenziertes innovatives Monitoring
von LCKW–Grundwasserkontaminationen
am Beispiel von Hannover–Südstadt**

Sven Hoffmann

Robert Kringel

29.04.2008

Verbund: Raumdifferenziertes innovatives Monitoring von LHKW–Grundwasserkontaminationen am Beispiel Hannover–Südstadt
Teilprojekt 2: Datenmanagement und dreidimensionales, hydrogeologisches und hydrogeochemisches Untergrundmodell
Förderkennzeichen: 02WN0368
Aktenkennzeichen: WTNA02040601

Datenmanagement und dreidimensionales, hydrogeologisches und hydrogeochemisches Untergrundmodell (Abschlussbericht TP 2) im KORA TV3 Verbund:

Raumdifferenziertes innovatives Monitoring von LCKW–Grundwasserkontaminationen am Beispiel von Hannover–Südstadt

Sven Hoffmann¹, Robert Kringel²

Archiv–Nr.

Datum: 29. April 2008

Mit Textbeiträgen von

Annika Steuer² (Kap. 9.5.1.6)

Michael Grinat, Ulrich Polom, Thies Beilecke³ (Kap. 9.5.1)

Carsten Leven, Ulrike Werban, Peter Dietrich⁴ (Kap. 9.6.1)

Marcus D. Alter, Martin Steiof⁵ (Kap. 9.8.1)

Martin Wegner, Matthias Wieschemeyer⁶ (Kap. 9.11.5)

Rona Miethling–Graf, Kerstin Dowideit und C.C. Tebbe⁷ (Kap. 9.9.1)

Andreas Bahr² (Kap. 9.10)

Jolanta Kus² (Kap. 9.6.5.3, ??)

Unter Mitwirkung von

Kerstin Fischer¹, Angelika Vidal², Regina Kappes³, Janice Wilke, Fred Flohr², Dorothee Koch, Claire Mautalen⁸, Adrien Jobard⁸, Andreas Bahr², Hermann Wehner², Aenne Balke², Jolanta Kus² und Robert Klesper¹

1 Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie
Stilleweg 2, 30655 Hannover

2 Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe
Stilleweg 2, 30655 Hannover

3 Leibniz–Institut für Geowissenschaftliche Gemeinschaftsaufgaben
Stilleweg 2, 30655 Hannover

4 Helmholtzzentrum f. Umweltforschung UFZ
Permoserstraße 15, 04318 Leipzig

5 TU Berlin/AG Umwelthygiene
Fasanenstraße 1a, 10623 Berlin

6 Mull & Partner Ingenieurgesellschaft mbH
Joachimstraße 1, 30159 Hannover

7 Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft
Bundesallee 50, 38116 Braunschweig

8 Université Michel de Montaigne
Bordeaux

Das diesem Bericht zugrunde liegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Bildung und Forschung unter dem Förderkennzeichen 02WN0368 gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren.

Inhaltsverzeichnis

I.	Vorwort	1
II.	Einführung	4
1.	Veranlassung	5
2.	Aufgabenstellung und Voraussetzungen	6
3.	Planung und Ablauf	8
3.1.	Kooperations- und Verbundpartner	8
3.2.	Partner außerhalb des Projektverbundes	9
3.3.	Kooperationsvereinbarungen	9
3.4.	Ablauf	9
4.	Wissenschaftlich–technischer Stand	11
4.1.	Problemdarstellung	11
4.2.	Standortbeschreibung und Historie	12
4.2.1.	Geologie und Hydrogeologie	12
4.2.2.	Kontaminationssituation	12
4.2.3.	Bisher durchgeführte Sanierungsmaßnahmen am ehemaligen Betriebsstandort (Quellensanierung)	13
4.2.4.	Bisher durchgeführte Maßnahmen zur Grundwassersanierung in der Südstadt (Fahnensanierung)	14
4.2.5.	Durchgeführte Untersuchungen	14
5.	Stand der Forschung	16
5.1.	Stoffeigenschaften	16
5.2.	Abbauverhalten der LCKW	16
5.3.	Kenntnisstand am Standort vor Beginn des Vorhabens	18
III.	Berichtsteil	20
6.	Einleitung und Problemstellung	21
7.	Standorthistorie	23

8.	Standortbeschreibung	25
8.1.	Umgebung und Nutzung	25
8.2.	Geologische Situation	26
8.3.	Hydrogeologischer Überblick	28
9.	Ergebnisse	31
9.1.	Bestandsmessnetz	31
9.1.1.	Voraussetzungen	31
9.1.2.	Namenskonventionen	31
9.1.3.	Evaluierung des Altmessnetzes	34
9.2.	Ausbau des Messnetzes (Bohrkampagnen)	37
9.2.1.	Aufgabenstellung	37
9.2.2.	Standortauswahl	38
9.2.3.	Evaluierung der Standorteignung	38
9.2.3.1.	Eigentumsverhältnisse	39
9.2.3.2.	Begehung	39
9.2.3.3.	Leistungsplanrecherche	40
9.2.3.4.	Prüfung auf Kampfmittel	40
9.2.3.5.	Vorbereitung der Bohrpunkte	42
9.2.4.	Bohrgerät und Materialien	43
9.2.4.1.	Bohrgerät	43
9.2.4.2.	Arbeitssicherheitstechnische Rahmenbedingungen für das Bohrgerät	44
9.2.4.3.	Anforderungen an Grundwassermessstellen	45
9.2.4.4.	Ausbaumaterial	46
9.2.4.5.	Schlitzweiten und Ringraumfüllungen	47
9.2.5.	Aufbau einer Grundwassermessstellengruppe	47
9.2.6.	Technische Ausführung einer Messstellengruppe	49
9.2.6.1.	Sedimentprobenentnahme	51
9.2.7.	Dokumentation der Bohrungen	55
9.2.8.	Ermittlung der Messtellenkoordinaten	55
9.2.9.	Bohrkampagne 2003	56
9.2.10.	Bohrkampagne 2004	58
9.2.11.	Bohrkampagne 2005	60
9.2.12.	Bohrkampagne 2006	62
9.2.13.	Zusammenfassung	62
9.3.	Grundwasserdynamik	64
9.3.1.	Standardverfahren	64
9.3.2.	Phrealog–Messungen	66
9.3.2.1.	Verfahren	66
9.3.2.2.	Ergebnisse	67
9.3.2.3.	GWM 41069	67
9.3.2.4.	GWM 180991	68
9.4.	Grundwasserprobenentnahme	70
9.4.1.	Methodik der Grundwasserprobenentnahme	70
9.4.1.1.	Planung der repräsentativen Grundwasserprobenentnahme	70

9.4.1.2.	Material und Methodik	73
9.4.2.	Qualitätssicherung bei der Grundwasserprobenentnahme	77
9.4.2.1.	Übersicht über die hydraulischen Entnahmeparameter	77
9.4.2.2.	Sorption am Material	79
9.4.2.3.	Gütepumpversuche	81
9.4.2.4.	Wiederholungsmessungen an Messstellen	82
9.4.2.5.	Dialysesammler (PDB)	84
9.4.3.	Kampagnen der Grundwasserprobenentnahme	84
9.5.	Geophysikalische Erkundungen des Grundwasserleiters	88
9.5.1.	Geophysikalische Vorversuche	88
9.5.1.1.	Aufgabenstellung	88
9.5.1.2.	Seismische Testmesskampagne Geibelplatz (U. Polom)	89
9.5.1.2.1.	Durchführung	89
9.5.1.2.2.	Ergebnisse	91
9.5.1.2.3.	Interpretation	94
9.5.1.3.	Geoelektrische Messungen (M. Grinat)	96
9.5.1.3.1.	Ergebnisse	98
9.5.1.4.	Kombinierte geoelektrische und seismische Interpretation (M. Grinat, U. Polom)	101
9.5.1.5.	Zusammenfassung	103
9.5.1.6.	Transienten–Elektromagnetik (TEM) (A. Steuer, S. Hoffmann)	104
9.5.1.6.1.	Messprinzip	104
9.5.1.6.2.	Messkampagne	105
9.5.1.6.3.	Auswertung	106
9.5.1.6.4.	Ergebnis	107
9.5.1.7.	Zusammenfassung	108
9.5.2.	Reflexionsseismische Messungen	109
9.5.2.1.	Ziel	109
9.5.2.2.	Methodik	110
9.5.2.2.1.	Seismik	110
9.5.2.2.2.	Vertikale seismische Profile	111
9.5.2.3.	Ergebnisse	113
9.5.2.3.1.	Reflexionsseismik	113
9.5.2.3.2.	Vertikalseismische Profile	114
9.5.2.4.	Interpretation	115
9.5.2.4.1.	Gesamtinterpretation	117
9.5.2.4.2.	Zusammenfassung	118
9.6.	Beschaffenheit des Grundwasserleiters	119
9.6.1.	„Direct Push“ Untersuchungen (C. Leven, U. Werban, P. Dietrich)	119
9.6.1.1.	Veranlassung und Zielsetzung	119
9.6.1.2.	Eingesetzte Technik	120
9.6.1.2.1.	Direct-Push Technologien	120
9.6.1.2.2.	Durchgeführte Arbeiten	122
9.6.1.3.	Ergebnisse der Probesondierungen	123
9.6.1.3.1.	Ergebnisse der Profilierung der elektrischen Leitfähigkeit	123

9.6.1.3.2.	Ergebnisse der Grundwasserprobenentnahme	124
9.6.2.	Mikropaläontologie	126
9.6.2.1.	Methodik	126
9.6.2.2.	Ergebnisse	126
9.6.3.	Methodik Sedimentuntersuchungen	128
9.6.3.1.	Probenentnahme	128
9.6.3.2.	Analytik Anorganik	128
9.6.3.3.	Analytik Organik	131
9.6.3.4.	Mikroskopische Kohlenpetrographie	132
9.6.4.	Geochemie des Grundwasserleiters	133
9.6.4.1.	Sedimentansprache und Vorort–Analytik	133
9.6.4.2.	Gesamtgehalte (XRFA)	134
9.6.4.3.	Organischer Kohlenstoff (TOC)	137
9.6.4.4.	Anorganischer Kohlenstoff (TIC)	139
9.6.4.5.	Eisenbindungsformen	141
9.6.4.6.	Schwefelbindungsformen	144
9.6.4.7.	Schadstoffbelastung am Feststoff	147
9.6.4.8.	Radon als Tracer (Analytik: M. Teschner)	149
9.6.5.	Petrographie des Grundwasserleiters	151
9.6.5.1.	Sedimentpetrographie	151
9.6.5.2.	Komponentenanalyse (D. Koch, F. Viollet, D. Klosa & R. Kringel)	155
9.6.5.3.	Kohlenpetrographie (J. Kus & A. Balke)	161
9.6.5.4.	Tonmineralogie	166
9.6.5.4.1.	Methodik	166
9.6.5.4.2.	Ergebnisse	167
9.6.5.5.	Kernmagnetische Resonanzspektroskopie (NMR)	167
9.6.5.5.1.	Vorgehen	168
9.6.5.5.2.	Ergebnisse	169
9.6.6.	Tracerversuche im Labor zur Ermittlung des Retardationsverhaltens von 1,2- <i>cis</i> -Dichlorethen (F. Dethlefsen & R. Wienberg)	170
9.6.6.1.	Veranlassung	170
9.6.6.2.	Zusammenfassung	170
9.6.6.3.	Bewertung	173
9.7.	Altdaten — Beschaffenheit des Grundwassers bis 2002	175
9.7.1.	Hydraulische Ereignisse	175
9.7.2.	Grundwasserchemie	176
9.7.2.1.	LHKW als Summenparameter	176
9.7.2.2.	Metabolitenverteilungen	182
9.7.2.2.1.	Trichlorethen	182
9.7.2.2.2.	1,2- <i>cis</i> -Dichlorethen	184
9.7.2.2.3.	Vinylchlorid	186
9.7.2.2.4.	Verhältnisse der Metaboliten	186
9.8.	Beschaffenheit des Grundwassers	189
9.8.1.	H ₂ –Messungen (M.D. Alter, M. Steiof)	189
9.8.1.1.	Aufgabenstellung	189

9.8.1.1.1.	Untersuchungsziele	189
9.8.1.1.2.	Auswahlkriterien	189
9.8.1.1.3.	Messstellen	190
9.8.1.2.	Durchführung	190
9.8.1.2.1.	Probenahme von Wasserstoff	191
9.8.1.2.2.	Probenüberführung und Analyse	191
9.8.1.3.	Ergebnisse	191
9.8.1.3.1.	H ₂ -Messungen	191
9.8.1.3.2.	Weitere Analysedaten	193
9.8.1.3.3.	Mikrobiologische Untersuchungen	193
9.8.1.4.	Bewertung	193
9.8.2.	Passivsammler	196
9.8.2.1.	Vorgehensweise	196
9.8.2.1.1.	Material	196
9.8.2.1.2.	Ein- und Ausbau	197
9.8.2.1.3.	Verweildauer	199
9.8.2.1.4.	Probenentnahme	199
9.8.2.2.	Ergebnisse 2004	199
9.8.2.2.1.	Beprobte Messstellen	200
9.8.2.3.	Ergebnisse 2006	204
9.8.2.3.1.	LHKW	204
9.8.2.3.2.	Ethen, Ethan, CH ₄	204
9.8.2.3.3.	Benzol	206
9.8.2.4.	Zusammenfassung und Diskussion	207
9.8.3.	Methodik Wasseranalyse	210
9.8.3.1.	Flaschenplan	210
9.8.3.2.	Anorganische Analytik	210
9.8.3.2.1.	Volumetrie	210
9.8.3.2.2.	Anionenchromatographie	211
9.8.3.2.3.	Optische Emmissionsspektroskopie für Hauptkomponenten	211
9.8.3.2.4.	Elementmassenspektroskopie für Spurenelemente	211
9.8.3.2.5.	Infrarotabsorptionsspektrometrie für organischen und anorganischen Kohlenstoff	211
9.8.3.3.	Organische Analytik	211
9.8.3.3.1.	Dokumentation der Methodik	211
9.8.3.3.2.	Headspace-Parameter	212
9.8.3.4.	Qualitätssicherung, Repräsentativitätsuntersuchungen	213
9.8.3.4.1.	Umgebungs-Luftproben	213
9.8.3.4.2.	Wasser-Nullproben	213
9.8.3.4.3.	Präzision	213
9.8.3.5.	Gasanalytik C1 bis C5	214
9.8.3.5.1.	Mineralölkohlenwasserstoffe	214
9.8.3.6.	²²² Rn-Analytik (M. Teschner)	215
9.8.4.	Methodik der Diskussion	217
9.8.5.	Physiko-chemische Parameter	218

9.8.6.	Konservative Kationen	229
9.8.6.1.	Calcium	229
9.8.6.2.	Magnesium	231
9.8.6.3.	Kalium	232
9.8.6.4.	Natrium	233
9.8.7.	Anionen	235
9.8.7.1.	Sulfat	235
9.8.7.2.	Chlorid	240
9.8.7.3.	Fluorid	243
9.8.7.4.	Bromid	244
9.8.8.	Bor	245
9.8.9.	Karbonatsystem	248
9.8.9.1.	Alkalinität	248
9.8.9.2.	Anorganischer Gesamt-Kohlenstoff (TIC)	250
9.8.10.	Nährstoffe	254
9.8.10.1.	Nitrat	254
9.8.10.2.	Nitrit	257
9.8.10.3.	Ammonium	258
9.8.10.4.	Gelöster Phosphor	262
9.8.10.5.	Silicium	265
9.8.10.6.	Organischer Gesamt-Kohlenstoff (TOC)	266
9.8.11.	Redox-Indikatoren	269
9.8.11.1.	Eisen	269
9.8.11.2.	Mangan	273
9.8.11.3.	Arsen und Uran	275
9.8.12.	Grundwassertyp	277
9.8.13.	Methane	279
9.8.13.1.	Methan	279
9.8.13.2.	Chlormethane	281
9.8.14.	Ethene	283
9.8.14.1.	Tetrachlorethen	283
9.8.14.2.	Trichlorethen (TCE)	286
9.8.14.3.	cis-1,2-Dichlorethen	291
9.8.14.4.	trans-1,2-Dichlorethen	296
9.8.14.5.	1,1-Dichlorethen	297
9.8.14.6.	Chlorethen (VC, Vinylchlorid)	299
9.8.14.7.	Ethen	304
9.8.15.	Ethane	306
9.8.15.1.	Chlorethane	306
9.8.15.2.	Ethan	307
9.8.16.	Monozyklische Aromaten (BTEX)	310
9.8.17.	Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW)	310
9.9.	Hinweise auf mikrobiologischen Abbau	312
9.9.1.	Direkte Hinweise	312
9.9.2.	Indirekte Hinweise	314

9.9.2.1.	$\delta^{13}\text{C}$ der Chlorethene	314
9.9.2.2.	$\delta^{13}\text{C}$ von CH_4 , CO_2 , TIC und Ethen	318
9.9.3.	Sulfatreduktion in "Zufalls-Mikrokosmen"	321
9.10.	Statistische Absicherung der Abbauzonen im Grundwasser (A. Bahr)	324
9.10.1.	Geostatistische Betrachtungen	324
9.10.1.1.	Datengrundlage	324
9.10.1.2.	Besonderheiten des Datensatzes	324
9.10.1.2.1.	Normalverteilungsannahme	324
9.10.1.2.2.	Räumliche Anordnung	325
9.10.1.3.	Variogramme	325
9.10.1.4.	Bewertung	326
9.10.2.	Multivariate Statistik	326
9.10.2.1.	Veranlassung	326
9.10.2.2.	Datengrundlage	327
9.10.2.2.1.	Besonderheiten des Datensatzes	327
9.10.2.3.	Klassische Clusteranalyse	329
9.10.2.3.1.	Verfahren	329
9.10.2.3.2.	Ergebnisse	329
9.10.2.4.	Fuzzy Clusteranalyse	330
9.10.2.5.	Hauptkomponentenanalyse	331
9.10.2.6.	Bewertung	334
9.11.	Auswertung der Monitoringdaten mit 3D-Modellen	335
9.11.1.	Bohr- und Ausbaudatenbank	335
9.11.1.1.	Einführung	335
9.11.1.2.	Format SEP 3	337
9.11.1.3.	Bohrdatenbestand	338
9.11.2.	Hydrogeochemische Datenbank	338
9.11.3.	Schadstoffinventarisierung mit GRASS GIS (C. Mautalen, A. Bahr, A. Jobard & R. Kringel)	340
9.11.3.1.	Veranlassung	340
9.11.3.2.	Vorgehensweise bei der 3D Interpolation und Darstellung	342
9.11.4.	<i>openGeo</i> (J. Wilke, S. Hoffmann)	345
9.11.4.1.	Einleitung	345
9.11.4.2.	Numerische Modellierung	345
9.11.4.3.	Bearbeitungsrahmen, Modellgebiet	346
9.11.4.4.	Qualitätsansprache Bohrungen	348
9.11.4.5.	3D-Modellierung mit <i>OpenGeo4</i>	350
9.11.4.5.1.	Datenimport	351
9.11.4.5.2.	Zusätzliche Datenquellen	351
9.11.4.5.3.	Schichtgruppierung	352
9.11.4.5.4.	Triangulation	353
9.11.4.5.5.	Statistische Auswertung	354
9.11.4.5.6.	Profilkonstruktion	355
9.11.4.5.7.	Kontrolle	356
9.11.4.5.8.	Raummodellierung	357

9.11.4.6.	Modellbeschreibung	358
9.11.4.6.1.	Modell Rinnenstruktur	358
9.11.4.6.2.	Modell Südstadt	360
9.11.4.6.3.	Modell Hannover	362
9.11.4.7.	Diskussion	365
9.11.4.8.	Weiterführende Verwendung des 3D-Modells	367
9.11.5.	Regelprofil und hydrogeologisches Strukturmodell (M. Wieschemeyer, M. Wegener)	368
9.11.5.1.	Geologie und Hydrogeologie	368
9.11.5.2.	Vorgehensweise	368
9.11.5.3.	Ergebnisse	369
9.12.	Natürliche Schadstoffminderungsprozesse	373
9.12.1.	Stoffinventare und deren Abnahme im Projektzeitraum	373
9.12.2.	Hydrogeochemische Prozesse im Grundwasser	374
9.12.3.	Standortthesen	383
9.12.3.1.	These 1: Aktive Quellen, Rinnenstruktur als Quellbereich	383
9.12.3.2.	These 2: Der Grundwasserleiter besitzt gering durchströmte Bereiche	384
9.12.3.3.	These 3: Nachlieferung von LCKW durch Desorption	385
9.12.3.4.	Zusammenfassende Bewertung der Standortthesen	386
10.	Zusammenfassung	388
11.	Veröffentlichungen im Projekt	393
11.1.	Fachartikel	393
11.2.	Vorträge	393
11.3.	Conference Proceedings	395
11.4.	Poster	396
12.	Danksagung	397
13.	Literaturverzeichnis	398

Abbildungsverzeichnis

3.1.	Projektstruktur 1. Projektphase	10
3.2.	Projektstruktur 2. Projektphase	10
7.1.	Schrägluftbild auf das Firmengelände der Kertess–Chemie	23
8.1.	Übersichtskarte Projektgebiet	25
8.2.	Lage der Bahnlinien, des Schadenseintragsortes und der LHKW–Fahne (2006)	26
8.3.	Geologisches E–W–Profil durch die Südstadt	28
8.4.	Grundwasserhöhengleichenplan Dezember 2005	29
9.1.	Messnetz der Landeshauptstadt Hannover	37
9.2.	Tiefensonde zur Kampfmitteldetektion	41
9.3.	Baustelleneinrichtung des Ansatzpunktes 180959	43
9.4.	Gesamtansicht der Bohranlage	44
9.5.	Messstellenabschlußtypen	46
9.6.	Prinzipaufbau einer Meßstellengruppe	48
9.7.	Prinzipaufbau einer Meßstelle	49
9.8.	Bohrung mit Endlosschnecke	50
9.9.	Mobiles Aufzeichnungsgerät für Bohrlochmessungen/Bohrlochmessfahrzeug des GGA–Institutes	51
9.10.	Beispiel für ein γ –Log	52
9.11.	Kernschneidetisch und Probenentnahme mittels Einwegspritze	53
9.12.	Bodenwiderstands– und Redoxpotentialmessung	54
9.13.	Bohrprotokoll	56
9.14.	Schichtenverzeichnis und Probenentnahmeprotokoll für Kernstrecken	57
9.15.	Lage der Transekten	58
9.16.	Grundwassermessstellen 2003–2006	65
9.17.	Schema des GFV–Messverfahrens	67
9.18.	Beispiele der Photodokumentation des GFV–Verfahrens	67
9.19.	Graphische Darstellung der GFV–Ergebnisse an der GWM 41069	68
9.20.	Graphische Darstellung der GFV–Ergebnisse an der GWM 180991	69
9.21.	Wand eines Baugrubenaufschlusses in der Joachimstraße.	71
9.22.	PVC–Gewebeschläuche mit Kabelbinder mit einem Metermaß verbunden.	74
9.23.	Durchflußmesszelle, Messgerätekoffer für 3 gebräuchliche Handmess- geräte.	74
9.24.	Bestimmung der physikalisch–chemischen Feldparameter in der Durch- flußmesszelle.	76

9.25.	Protokoll zur Entnahme einer repräsentativen Grundwasserprobe . . .	78
9.26.	Verteilung der max. Absenkungen ≤ 1 m bei der Probenentnahme . . .	79
9.27.	Reale Entnahmeverolumina aus MID-Messungen gegen aus der Geometrie erforderliche Entnahmeverolumina in der GWM (<i>Volumenkriterium</i>)	80
9.28.	Verteilung der entnommenen Volumina vor Entnahme der Grundwasserprobe aus 357 Grundwasserbeprobungen	80
9.29.	Beprobungsreihenfolge von 530 Wasseranalysen.	81
9.30.	Gütepumpversuche mit Entnahme von je 8 GW-Proben pro Leistungsstufe	82
9.31.	Grundwasserprobenentnahmen im Projekt Hannover-Südstadt von 2003 bis 2006	85
9.32.	EW-Projektion des GWM-Messnetzes im Endausbauzustand mit Zuordnung der Teufenklassen 2 bis 7, Ende 2006.	86
9.33.	EW-Projektion der Filterlagen des GWM-Messnetzes im Ausbauzustand Ende 2006 im Vergleich zum Bestand zu Projektbeginn.	87
9.34.	Profilanlage auf dem Geibelplatz	89
9.35.	Theoretisches Beispiel für die Zuordnung der Signal-Einsatzzeit bei Impuls- und Vibroseis-Quellen	91
9.36.	Korrelierte und gestapelte SH-Transversalwellen-Anregungen 1004–1007 und 1084–1087	93
9.37.	Korrelierte und gestapelte SH-Transversalwellen-Anregungen 1126–1129	94
9.38.	Reflexionsseismische Zeitsektion mit hinterlegten RMS-Stapelgeschwindigkeiten	95
9.39.	Lithologisches Profil Geibelplatz	96
9.40.	Einblendung des vereinfachten Bohrprofils in einen vergrößerten Ausschnitt der reflexionsseismischen Tiefensektion	97
9.41.	Seismische Tiefensektion mit hinterlegten Intervallgeschwindigkeiten .	98
9.42.	Messprinzip der Multielektrodengeoelektrik in Wenner-Elektrodenanordnung	98
9.43.	Gegenüberstellung der auf dem Geibelplatz während der beiden Messungen ermittelten scheinbaren spezifischen Widerstände	99
9.44.	Pseudosektionen des scheinbaren spezifischen Widerstandes auf dem Profil Hannover– Geibelplatz	100
9.45.	Geibelplatz Kurzprofil	101
9.46.	Geibelplatz Langprofil	102
9.47.	Gemeinsame Darstellung der seismischen und geoelektrischen Resultate (Kurzprofil)	103
9.48.	Gemeinsame Darstellung der seismischen und geoelektrischen Resultate (Langprofil)	103
9.49.	Prinzip der Transienten-Elektromagnetik	105
9.50.	Transienten der drei gemessenen Zeitbereiche mit zugehörigem Rauschen	106
9.51.	ρ^*z^* -Diagramme	107
9.52.	Inversionsergebnisse für den Drei- und Vierschichtfall	107
9.53.	1D-Inversionsergebnisse für den Vierschichtfall	108
9.54.	Geophonstation und Scherwellenquelle	110
9.55.	Lage der seismischen Profile	111

9.56.	Geophonstreamer im nächtlichen Messeinsatz	112
9.57.	VSP–Messung am Bohrloch	112
9.58.	Modell der Tonsteinoberfläche vor und nach der seismischen Erkundung	117
9.59.	Lage der Sondieransatzpunkte	121
9.60.	Sondiereinheit 7730DT	122
9.61.	Vorgehen bei der Grundwasserbeprobung	123
9.62.	Direct–Push–Vertikalprofil der Sondierstelle Gr. Düwelstrasse/Lutherstrasse	125
9.63.	Standardprobenaufbereitung bei der Mikrofossilienbestimmung	126
9.64.	Schema der Probenbehandlung und Analyse teilgesättigter Sedimentproben	128
9.65.	Boxplot der extrahierbaren Elementgehalte (rock forming elements).	130
9.66.	Farbansprache des Sedimentmaterials aus den Kernen.	133
9.67.	Messungen des Redoxpotentials in Kernlinern mit der Einstichelektrode, E_H –Wert in mV projiziert auf die EW–Koordinate.	135
9.68.	Boxplot der chemischen Haupt– und Nebenelemente (rock forming elements).	136
9.69.	Korrelationsmatrix der chemischen Haupt– und Nebenelemente.	137
9.70.	Boxplot ausgewählter Spurenelemente im Grundwasserleiter.	137
9.71.	Histogramm und Summenkurve der TOC–Verteilungen aller Proben.	138
9.72.	Tiefenverteilung von TOC und TIC im Grundwasserleiter in der EW–Projektion.	138
9.73.	TOC–Gehalte aller tiefen Sedimentproben.	139
9.74.	Histogramm und Summenkurve der TIC–Verteilungen aller Proben des Grundwasserleiters.	140
9.75.	Tiefenverteilung von TIC im Grundwasserleiter in der EW–Projektion, Tiefenverteilung mit Entkalkungsbereichen mit der Differenzmethode.	140
9.76.	Tiefenverteilung der extrahierbaren Eisen–Gesamtgehalte.	141
9.77.	Boxplot der extrahierbaren Eisengehalte im Grundwasserleiter.	142
9.78.	Verteilung des Fe(II)/Fe(III)–Verhältnisses im tiefen GWL von Hannover Südstadt.	143
9.79.	Anreicherung von Fe(III)oxyhydroxiden als Krusten in den Leeblattoberflächen der Schrägschichtung.	144
9.80.	Boxplot der extrahierbaren Schwefelgehalte.	145
9.81.	Verteilung des pyritisch gebundenen Schwefels im tiefen GWL von Hannover Südstadt; Datenquelle: Dethlefsen u. a. (in V).	146
9.82.	Vertikale Verteilung von Trichlorethen am Feststoff in der EW–Projektion.	147
9.83.	Vertikale Verteilung von 1,2- <i>cis</i> -Dichlorethen am Feststoff in der EW–Projektion.	148
9.84.	^{222}Rn im tiefen Messnetz der Südstadt 2006.	150
9.85.	Boxplot der Korngrößenklassen unterteilt nach oberem und unterem glaziofluviatilem Grundwasserleiter.	151
9.86.	k_f –Wert des Grundwasserleiters nach Beyer	152
9.87.	Ermittlung der BET–Adsorptions–/Desorptions–Isotherme	153
9.88.	Tonsteinkorn als Nebenkomponente neben Quarzen	155

9.89.	Übersichtsaufnahme mit zwei Detailaufnahmen: Pore und Pyritpseudomorphose und der EDX-Bulk Zusammensetzung	156
9.90.	IR-Spektroskopie von Tonsteinkörnern	157
9.91.	Übersichtsaufnahme einer tiefen Probe aus dem sulfatreduzierenden Bereich des GWL	157
9.92.	FeS ₂ -Kristalle in einer Tonsteinmatrix.	158
9.93.	Tonsteinpartikel mit Überzügen aus Fe(III)oxyhydroxiden und Kalkstein	158
9.94.	Boxplot der extrahierbaren Spurenelementgehalte aus der Fraktion <2 mm im Grundwasserleiter.	159
9.95.	Übersichtsaufnahme eines porösen Kohlekorns mit Tonsteinresten, Detailaufnahmen.	161
9.96.	Mischung aus Pyriten, Detrovitriniten, Silt- und Tonpartikeln.	162
9.97.	Detrohuminite mit Schrumpfrissen.	163
9.98.	Zusammenschwemmung von detritischem organischem Material und mineralischer Grundmasse.	163
9.99.	Huminit unter Auflicht.	164
9.100.	Koks-ähnliche Partikel in Quarzgängen.	165
9.101.	Verteilung der transversalen Relaxationszeiten	168
9.102.	Messwerte und analytische Anpassung der Durchbruchkurven von Tritium am Säulenauslauf von vier Versuchssäulen.	171
9.103.	Messwerte und analytische Anpassung der Durchbruchkurven von ¹⁴ C-markiertem 1,2- <i>cis</i> -Dichlorethen am Säulenauslauf von vier Versuchssäulen	172
9.104.	Hydraulische Ereignisse seit 1970	175
9.105.	Grundwasserstandszeitreihen aus dem Nahbereich der Grundwasserabsenkung beim U-Bahn-Bau (1975–2006)	176
9.106.	Anzahl der LHKW-Messdaten seit 1976	177
9.107.	Grundwasserdifferenzenplan 1972	179
9.108.	Grundwasserhöhengleichenplan 1976	179
9.109.	Grundwasserdifferenzenplan 1979	180
9.110.	Grundwasserdifferenzenplan 1984	180
9.111.	Grundwasserdifferenzenplan 1987	181
9.112.	Grundwasserdifferenzenplan 1992	181
9.113.	Verteilung von Trichlorethen im Jahr 1987	182
9.114.	Verteilung von Trichlorethen im Jahr 1998	183
9.115.	Verteilung von 1,2- <i>cis</i> -Dichlorethen im Jahr 1985	184
9.116.	Verteilung von 1,2- <i>cis</i> -Dichlorethen im Jahr 1987	185
9.117.	Verteilung von Vinylchlorid im Jahr 1989	186
9.118.	Verteilung von Vinylchlorid im Jahr 1987	187
9.119.	Verteilung von Trichlorethen, 1,2- <i>cis</i> -Dichlorethen und Vinylchlorid im Jahr 1987 (Verhältnisdarstellung)	188
9.120.	Grafische Darstellung der gemessenen H ₂ S-Konzentrationen	192
9.121.	Passivsammler	197
9.122.	Ein- und Ausbauprotokoll für Passive Diffusion Bags	197
9.123.	Einbau eines Passivsammlers	198

9.124.	Lage der mit PDB bestückten Messstellen (2004)	200
9.125.	Einbautiefen der PDB (2004)	201
9.126.	Ergebnisse Trichlorethen PDB 2004	201
9.127.	Ergebnisse 1,2- <i>cis</i> -Dichlorethen PDB 2004	202
9.128.	Ergebnisse VC PDB 2004	202
9.129.	Vergleich MP1- und PDB-Probenentnahme 1,2- <i>cis</i> -Dichlorethen und Vinylchlorid 2004	203
9.130.	Vergleich MP1- und PDB-Probenentnahme Ethen und Methan 2004	203
9.131.	Lage der mit PDB bestückten Messstellen (2006)	204
9.132.	Vergleich der Ergebnisse PDB/MP1 2006 (LHKW)	205
9.133.	Vergleich der Ergebnisse PDB/MP1 2006 (Ethen/Ethan/Methan)	206
9.134.	Vergleich der Ergebnisse PDB/MP1 2006 (Benzol)	207
9.135.	Vorkommen und Stärke des H ₂ S-Geruchs aus der Ansprache im Gelände in Klassen.	219
9.136.	Summenkurven der Messzellentemperatur-Verteilungen von 2004 bis 2006	220
9.137.	Vertikale Verteilung der Temperatur in der EW-Projektion.	222
9.138.	Temperatur in der Durchflußzelle im Messnetz der Südstadt 2006.	222
9.139.	Abhängigkeit der el. Leitfähigkeit von der Summe der gelösten Inhaltstoffe	224
9.140.	Elektrische Leitfähigkeit im Messnetz	225
9.141.	Histogramm und Summenkurve des Redoxpotentials E _H -Wert 2006	225
9.142.	Summenkurven der Verteilungen des Redoxpotentials E _H -Wert von 2004 bis 2006	226
9.143.	Vertikale Verteilung des Redoxpotentials E _H -Wert der EW-Projektion.	227
9.144.	Vertikale Verteilung des Redoxpotentials E _H -Wert der SN-Projektion.	227
9.145.	Redoxpotential im Messnetz der Südstadt 2006 und oxidierte Zonen im tiefen Grundwasser	228
9.146.	Ca-Konzentration im Messnetz der Südstadt 2006	230
9.147.	Korrelation von Mg (u) und Ba (o) mit Ca	231
9.148.	Summenkurven der Kalium-Verteilungen von 2004 bis 2006	233
9.149.	K-Konzentration im Messnetz der Südstadt 2006	233
9.150.	Na-Konzentration im Messnetz der Südstadt 2006	234
9.151.	Summenkurven der bimodalen Sulfat-Verteilungen von 2004 bis 2006	236
9.152.	Vertikale Verteilung von Sulfat in der EW-Projektion	237
9.153.	Sulfat-Konzentration im Messnetz der Südstadt 2006	237
9.154.	Korrelation zwischen Sulfat, Calcium und TIC	238
9.155.	Differenz der Sulfat-Konzentrationen 2004, 2006 in Abhängigkeit von der Teufe	238
9.156.	Korrelation Alkalinität und Sulfat als Boxplot in den 6 Teufenklassen	240
9.157.	Summenkurven der Chlorid-Verteilungen von 2004 bis 2006	240
9.158.	Vertikale Verteilung von Cl in der EW-Projektion	241
9.159.	Korrelation von Chlorid mit Borat und Kalium	242
9.160.	Cl-Konzentration im Messnetz der Südstadt 2006	242
9.161.	F-Konzentration im Messnetz der Südstadt 2006	243
9.162.	Korrelation von Chlorid mit Fluorid und Bromid	244

9.163.	Summenkurven der BO_2 -Verteilungen von 2003 bis 2006	245
9.164.	Vertikale Verteilung von BO_2 in der EW-Projektion	246
9.165.	Abhängigkeit der drei Komponenten BO_2 , Kalium und Chlorid aus Abwasserverlusten	246
9.166.	Boxplotdarstellung des molaren Verhältnisses BO_2/Cl (l) und des molaren Verhältnisses BO_2/K (r) in Teufenklassen	247
9.167.	BO_2 -Konzentration im Messnetz der Südstadt 2006	247
9.168.	Summenkurven der Alkalinität-Verteilungen von 2004 bis 2006	249
9.169.	Vertikale Verteilung der Alkalinität in der EW-Projektion	249
9.170.	Verteilung des Mineralsättigungsindex (SI) von Calcit im Grundwasser; Grundwasserbeschaffenheit 2006.	250
9.171.	Summenkurven der TIC-Verteilungen von 2004 bis 2006	251
9.172.	Korrelation zwischen TIC, Alkalinität und Sulfat.	251
9.173.	Vertikale Verteilung von TIC und dem Sättigungsindex von Calcit in der EW-Projektion	252
9.174.	TIC-Konzentration im Messnetz der Südstadt 2006	252
9.175.	Differenz der TIC-Konzentrationen 2004, 2006 in Abhängigkeit von der Teufe	253
9.176.	Summenkurven der Nitrat-Verteilungen von 2004 bis 2006	255
9.177.	Vertikale Verteilung von Nitrat in der EW-Projektion	255
9.178.	Vertikale Verteilung von Nitrat in der SN-Projektion	256
9.179.	Nitrat-Konzentration im Messnetz der Südstadt 2006	257
9.180.	Nitrit-Konzentration im Messnetz der Südstadt 2006	258
9.181.	Summenkurven der Ammonium-Verteilungen von 2004 bis 2006	259
9.182.	Vertikale Verteilung von Ammonium in der EW-Projektion	260
9.183.	Vertikale Verteilung von Ammonium in der SN-Projektion	261
9.184.	Ammonium-Konzentration im Messnetz der Südstadt 2006	261
9.185.	Korrelation der Stickstoffparameter Ammonium, Nitrit und TIN	262
9.186.	Summenkurven der Phosphat-Verteilungen von 2004 bis 2006	263
9.187.	Vertikale Verteilung von Phosphor in der EW-Projektion	264
9.188.	Phosphor-Konzentration im Messnetz der Südstadt 2006	264
9.189.	Skizze der 2006er Silicium-Konzentration	265
9.190.	Vertikale Verteilung von TOC in der EW-Projektion	267
9.191.	Vertikale Verteilung von TOC in der SN-Projektion	267
9.192.	Skizze der 2006er TOC-Konzentration im Messnetz der Südstadt	268
9.193.	Summenkurven der Fe-Verteilungen von 2004 bis 2006.	270
9.194.	Vertikale Verteilung von Fe in der EW-Projektion	271
9.195.	Vertikale Verteilung von Fe in der SN-Projektion	271
9.196.	Fe-Konzentration im Messnetz der Südstadt 2006 mit oxidierten Zonen.	272
9.197.	Vertikale Sättigungsindizes (SI) der Mineralphasen Siderit und $\text{Fe}(\text{OH})_{3(a)}$ in der EW-Projektion	273
9.198.	Differenz der Fe-Konzentrationen 2004, 2006 in Abhängigkeit von der Teufe	273
9.199.	Korrelation von gelöstem Fe und Mn	275
9.200.	Mangan-Konzentration im Messnetz der Südstadt 2006	276

9.201.	Piper–Diagramm der Grundwasserproben von 2006 mit el. Leitfähigkeit.	277
9.202.	Piper–Diagramm aller Grundwasserproben von 2006 mit NO_3^- .	278
9.203.	Summenkurven der Methan–Verteilungen von 2004 bis 2006	280
9.204.	Vertikale Verteilung von Methan in der EW–Projektion	280
9.205.	Vertikale Verteilung von Methan in der SN–Projektion	281
9.206.	Methan–Konzentration im Messnetz der Südstadt 2006 in der EW– Projektion	281
9.207.	Summenkurven der Perchlorethen–Verteilungen von 2004 bis 2006	283
9.208.	Vertikale Verteilung von Perchlorethen in der EW–Projektion.	284
9.209.	Verteilung von PCE in den flachen Grundwassermessstellen	285
9.210.	Perchlorethen–Belastung im Messnetz der Südstadt 2006.	285
9.211.	Summenkurven der TCE–Verteilungen von 2003 bis 2006.	286
9.212.	Vertikale Verteilung von Trichlorethen in der EW–Projektion.	287
9.213.	Vertikale Verteilung von Trichlorethen in der SN–Projektion.	287
9.214.	Verteilung von Trichlorethen in den flachen GWM, Grundwasserkam- pagne 2006 einschließlich DP in $\mu\text{g L}^{-1}$.	288
9.215.	Skizze der 2006er Trichlorethen–Belastung im Messnetz der Südstadt	289
9.216.	Differenz der Trichlorethen–Konzentrationen 2004, 2006 in Abhängig- keit von der Teufe.	290
9.217.	Histogramm und Summenkurve der cDCE–Verteilungen von 2004.	292
9.218.	Summenkurven der 1,2- <i>cis</i> -Dichlorethen–Verteilungen von 2003/04 bis 2006.	293
9.219.	Vertikale Verteilung von 1,2- <i>cis</i> -Dichlorethen in der EW–Projektion.	293
9.220.	Vertikale Verteilung von 1,2- <i>cis</i> -Dichlorethen in der SN–Projektion.	294
9.221.	1,2- <i>cis</i> -Dichlorethen–Belastung im Messnetz der Südstadt 2006.	295
9.222.	Differenz der 1,2- <i>cis</i> -Dichlorethen–Konzentrationen 2004, 2006 in Abhängigkeit von der Teufe.	296
9.223.	Summenkurven der 1,2- <i>trans</i> -Dichlorethen–Verteilungen von 2003/04 bis 2006.	297
9.224.	Konzentrationsniveaus und Zusammenhang zwischen 1,2- <i>cis</i> -Dichlor- ethen sowie 1,2- <i>trans</i> -Dichlorethen und 1,1–Dichlorethen.	298
9.225.	Summenkurven der Vinylchlorid–Verteilungen von 2004 bis 2006.	300
9.226.	Tiefenverteilung von Vinylchlorid in der EW–Projektion.	300
9.227.	Tiefenverteilung von Vinylchlorid in der SN–Projektion.	301
9.228.	Vinylchlorid–Belastung im Messnetz der Südstadt 2006.	302
9.229.	Differenz der Vinylchlorid–Konzentrationen 2004, 2006 in Abhängigkeit von der Teufe.	303
9.230.	Summenkurven der Ethen–Verteilungen von 2004 bis 2006.	304
9.231.	Tiefenverteilung von Ethen in der EW–Projektion.	305
9.232.	Zusammenhang zwischen Vinylchlorid und Ethen und Ethan.	305
9.233.	Skizze der 2006er Ethen–Belastung im Messnetz der Südstadt.	306
9.234.	Differenz der Ethen–Konzentrationen 2004, 2006 in Abhängigkeit von der Teufe.	307
9.235.	Skizze der Dichlorethan–Belastung im Messnetz der Südstadt 2006	308
9.236.	Skizze der Ethan–Konzentration im Messnetz der Südstadt 2006.	309

9.237.	Skizze der Benzol-Belastung im Messnetz der Südstadt 2006	311
9.238.	Prinzipskizze zur Analytik gruppenspezifischer PCR von <i>Dehalococcoides sp.</i> ; Quelle: Miethling-Graf u. a..	313
9.239.	Methodik und Nachweisgrenzen zum Nachweis von <i>Dehalococcoides sp.</i> -Zellen im Grundwasser; Quelle: Miethling-Graf u. a..	313
9.240.	Ergebnisse der Messungen zur markierten <i>Dehalococcoides sp.</i> -16S rRNA auf den Agarose Elektrophorese-Platten; Quelle: Miethling-Graf u. a..	314
9.241.	Histogramme der $\delta^{13}\text{C}$ -Werte der Chlorethen-Abbaukette.	315
9.242.	Verteilung der $\delta^{13}\text{C}$ -Werte der reduktiven Chlorethen-Abbaukette in der EW-Projektion.	316
9.243.	Histogramme der $\delta^{13}\text{C}$ -Werte von CO_2 , TIC, CH_4 und Ethen.	318
9.244.	Verteilung der $\delta^{13}\text{C}$ -Werte von CO_2 , CH_4 , TIC und Ethen in der EW-Projektion.	319
9.245.	"Zufalls"-Mikrokosmen als Nachweis mikrobieller Sulfatreduktion im Rinnenbereich des Grundwasserleiters.	321
9.246.	Analyse des Feststoffes aus der Direct-Push Grundwasserprobe, in der Sulfatreduktion nachgewiesen wurde.	322
9.247.	Dichteplot, 1,2- <i>cis</i> -Dichlorethen, logarithmiert, Gesamtdatensatz.	324
9.248.	Variogramm, Ca.	326
9.249.	Variogramm, Fe.	327
9.250.	Variogramm, Ethan.	328
9.251.	Dichteplot, TIC, Gesamtdatensatz.	328
9.252.	Dendrogramm; $\lg(\text{Fe})$, $\lg(1,2\text{-cis-Dichlorethen})$, $\lg(1,1\text{-Dichlorethan})$; complete linkage.	329
9.253.	Dendrogramm; $\lg(\text{Fe})$, $\lg(1,2\text{-cis-Dichlorethen})$, $\lg(1,1\text{-Dichlorethan})$; Ward's method.	330
9.254.	Cluster, k-means, (1,2- <i>cis</i> -Dichlorethen, 1,1-Dichlorethan, Fe, HCO_3 , Vinylchlorid, NPOC, Na, Mg)	331
9.255.	Fuzzy Cluster, (1,2- <i>cis</i> -Dichlorethen, 1,1-Dichlorethan, Fe, HCO_3 , Vinylchlorid, NPOC, Na, Mg).	331
9.256.	Fuzzy Cluster, (1,2- <i>cis</i> -Dichlorethen, 1,1-Dichlorethan, Fe, HCO_3 , Vinylchlorid, NPOC, Na, Mg)	332
9.257.	Varianzen der Hauptkomponenten	332
9.258.	Ergebnisse der Hauptkomponentenanalyse, Parameter: 1,2- <i>cis</i> -Dichlorethen, 1,1-Dichlorethan, Fe, HCO_3 , Vinylchlorid, NPOC, Na, Mg.	333
9.259.	Ergebnisse der Hauptkomponentenanalyse, Parameter: 1,2- <i>cis</i> -Dichlorethen, 1,1-Dichlorethan, Fe, HCO_3 , Vinylchlorid, NPOC, Na, Mg	333
9.260.	Datenbank <i>Aqua</i> in der Browseransicht	340
9.261.	Vinylchlorid und 1,2- <i>cis</i> -Dichlorethen im Grundwasser der Südstadt als Konzentrationswolken.	344
9.262.	Selektierung der Bohrdaten	348
9.263.	Die Benutzeroberfläche von <i>AutoCAD 2002</i> und <i>OpenGEO4</i>	350
9.264.	Datenfluss im Strukturmodell	351
9.265.	Triangulationskanten im Modell Hannover	354

9.266.	3D-Körper Rinnenstruktur	359
9.267.	Schnitte durch das Modell Rinnenstruktur	361
9.268.	3D-Körper aus Modell Südstadt	362
9.269.	Schnitte durch das Modell Südstadt	363
9.270.	3D-Körper aus Modell Hannover	364
9.271.	Schnitte durch das Modell Hannover	365
9.272.	Verteilung der verwendeten Bohrungen im Modellgebiet.	369
9.273.	Hydrogeologisches Regelprofil im Modellgebiet.	370
9.274.	Darstellung der Interpolation mit Rockworks.	371
9.275.	Rinnenstruktur und Lage der Schadensquelle. Darstellung mit <i>GoCAD</i> (Association Scientifique pour la Geologie et ses Applications, 2006), Quelle: LBEG	372
9.276.	Gelöste Stoffmengen von 1,2- <i>cis</i> -Dichlorethen und Vinylchlorid aus den interpolierten 3D-Schadstoffverteilungen.	373
9.277.	Synopse der Abbausituation der Chlorethene im Grundwasser von Hannover Südstadt.	375
9.278.	Interpolierte Verteilung von 1,2- <i>cis</i> -Dichlorethen und Vinylchlorid im tiefen Grundwasser der Südstadt.	376
9.279.	Kreuz-Korrelationsplot für die Metaboliten mit Eisen und der Teufe.	381
9.280.	Korrelation der Stickstoffparameter Nitrat, NO ₃ /TIN und Ammonium mit Fe(II)	382
9.281.	These 1a: Aktive Quellen, vor allem im Bereich der Rinnenstruktur.	383
9.282.	Baugrubenaufschluß eines Eiskeiles in der Joachimstr.	384
9.283.	Desorption der LCKW von dispersen Kohlepartikeln.	385
9.284.	Desorption der LCKW von Kohlepartikeln und Eiskeile.	386

Tabellenverzeichnis

5.1.	Physikalisch–chemische Stoffeigenschaften der standorttypischen Grundwasserkontaminanten.	16
9.1.	Schlüssel der städtischen Messstellenbezeichnungen	32
9.2.	Bezeichnungen der Messstellen des Nummernkreises 4	33
9.3.	Umbenennung von Bündelmessstellen	33
9.4.	Kriterien zur Überprüfung von Messstellen zur Beschaffenheitsbeprobung	35
9.5.	Evaluierungsreihenfolge für Messstellenstandorte	39
9.6.	Leitungsträger	40
9.7.	Tiefensondierungen auf Kampfmittelfreiheit	42
9.8.	Abmessungen der Bohranlage	43
9.9.	Technische Daten der Bohranlage	44
9.10.	Kombinationen Filterschlitzweite/Filterkies	47
9.11.	Vor–Ort–Parameter Feststoff	53
9.12.	Grundwassermessstellen 2003	57
9.13.	Grundwassermessstellen 2004	60
9.14.	Bohrstatistik 2004	61
9.15.	Grundwassermessstellen 2005	61
9.16.	Bohrstatistik 2005	62
9.17.	Grundwassermessstellen 2006	62
9.18.	Bohrstatistik 2006	63
9.19.	Bohrstatistik 2003–2006	64
9.20.	Messzeitraum und Anzahl der Grundwasserstandsmessungen	64
9.21.	Akquisitionsparameter der seismischen Messlinie	92
9.22.	Lagekoordinaten der Direct-Push–Sondieransatzpunkte	120
9.23.	Spezifikationen der DP-Sondiereinheit 7730DT	120
9.24.	DP–Detailerkundung	123
9.25.	Aus EC-logs interpretierte Tiefenlage des Grundwasserstauers	125
9.26.	Mikropaläontologische Untersuchungsergebnisse	127
9.27.	Spezifische Oberfläche (BET) an Sandkörnern	154
9.28.	Exemplarische Analyse der Kornkomponenten der Grobsandfraktion an der mitteltiefen Probe 311192	160
9.29.	Spezifische Oberfläche (BET) an Tonproben	167
9.30.	Porositäten, KAK und Dichten von Tonproben	167
9.31.	Proben für NMR–Spektroskopie	168
9.32.	Anzahl der kontinuierliche Grundwasserstandszeitreihen	175
9.33.	Messstellenauswahl	190
9.34.	H ₂ -Messwerte in nM	192

9.35.	H ₂ -Standards in ppm	193
9.36.	Weitere Analysendaten	194
9.37.	Flaschenplan für Grundwasserproben im Projekt.	210
9.38.	Nachweisgrenzen und Arbeitsbereiche der untersuchten Chlorverbindungen; alle Werte in $\mu\text{g L}^{-1}$	212
9.39.	SQL-Anweisung zur tiefenbezogenen Auswertung der Beschaffenheitsdaten im Projekt Hannover Südstadt.	218
9.40.	Kennwerte für die Grundwassertemperatur in der Durchflussmesszelle	220
9.41.	Variabilität der Temperaturmessungen in ausgewählten GWM.	221
9.42.	Kennwerte für elektrische Leitfähigkeit in der Durchflussmesszelle	223
9.43.	Kennwerte für den EH-Wert in der Durchflussmesszelle in mV.	226
9.44.	Kennwerte der Calcium-Verteilungen des Grundwassermonitorings von 2003 bis 2006	229
9.45.	Kennwerte der Magnesium-Verteilungen des Grundwassermonitorings von 2003 bis 2006	231
9.46.	Kennwerte der Kalium-Verteilungen des Grundwassermonitorings von 2003 bis 2006	232
9.47.	Kennwerte der Natrium-Verteilungen des Grundwassermonitorings von 2004 bis 2006	234
9.48.	Statistische Kennwerte der Sulfat-Verteilungen des Grundwassermonitorings von 2004 bis 2006	236
9.49.	Grundwassermessstellen mit einer belegbaren Abnahme der Sulfatkonzentration; lineare Anpassung der Daten.	239
9.50.	Grundwassermessstellen mit einer belegbaren Zunahme der Sulfatkonzentration	239
9.51.	Kennwerte der Chlorid-Verteilungen des Grundwassermonitorings von 2004 bis 2006	240
9.52.	Kennwerte der Fluorid-Verteilungen des Grundwassermonitorings von 2003 bis 2006	243
9.53.	Kennwerte der Bromid-Verteilungen des Grundwassermonitorings von 2004 bis 2006	244
9.54.	Kennwerte der Borat-Verteilungen des Grundwassermonitorings von 2003 bis 2006	245
9.55.	Kennwerte der Alkalinitäts-Verteilungen des Grundwassermonitorings von 2004 bis 2006	248
9.56.	Kennwerte der pH-Wert-Verteilungen des Grundwassermonitorings von 2003 bis 2006	248
9.57.	Kennwerte der TIC-Verteilungen des Grundwassermonitorings von 2004 bis 2006	250
9.58.	Grundwassermessstellen mit einer belegbaren Abnahme der TIC-Konzentration	253
9.59.	Kennwerte der Nitrat-Verteilungen des Grundwassermonitorings von 2004 bis 2006	255
9.60.	Kennwerte der Nitrit-Verteilungen des Grundwassermonitorings von 2003 bis 2006	258

9.61.	Kennwerte der Ammonium–Verteilungen des Grundwassermonitorings von 2003 bis 2006	259
9.62.	Kennwerte der Phosphor–Verteilungen des Grundwassermonitorings von 2004 bis 2006.	263
9.63.	Kennwerte der Silicium–Verteilungen des Grundwassermonitorings von 2004 bis 2006	265
9.64.	Kennwerte der TOC–Verteilungen des Grundwassermonitorings von 2004 bis 2006	267
9.65.	Kennwerte der Eisen–Verteilungen	270
9.66.	Kennwerte der Mangan–Verteilungen von 2003 bis 2006	274
9.67.	Kennwerte für die Methan–Verteilungen des Grundwassermonitorings von 2004 bis 2006.	279
9.68.	Kennwerte der Perchlorethen–Verteilungen des Grundwassermonitorings von 2004 bis 2006	283
9.69.	Kennwerte der TCE–Verteilungen des Grundwassermonitorings von 2004 bis 2006.	286
9.70.	Kennwerte der cDCE–Verteilungen des Grundwassermonitorings von 2004 bis 2006.	292
9.71.	Kennwerte der 1,2- <i>trans</i> -Dichlorethen Verteilungen des Grundwassermonitorings von 2004 bis 2006.	297
9.72.	Kennwerte der 1,1–Dichlorethen Verteilungen des Grundwassermonitorings von 2004 bis 2006.	298
9.73.	Kennwerte der VC–Verteilungen des Grundwassermonitorings von 2004 bis 2006.	299
9.74.	Kennwerte der Ethen–Verteilungen des Grundwassermonitorings von 2003 bis 2006	304
9.75.	Kennwerte der 1,1–Dichlorethan–Verteilungen des Grundwassermonitorings.	306
9.76.	Kennwerte der 1,1,1-Trichlorethan–Verteilungen des Grundwassermonitorings.	307
9.77.	Kennwerte der Ethan–Verteilungen des Grundwassermonitorings von 2004 bis 2006	308
9.78.	Kennwerte für Benzol– und Toluol–Verteilungen des Grundwassermonitorings von 2005 bis 2006	310
9.79.	Einteilung in Leiter, Geringleiter und Nichtleiter	352
9.80.	Baueinheiten und Farbkombinationen	353
9.81.	Statistische Übersicht der Modellgebiete	354
9.82.	Verteilung der Kantenlängen in den Modellen	355
9.83.	Kontrollfunktionen bei der Modellkonstruktion	357

Teil I.

Vorwort

Ihnen liegt der wissenschaftliche Abschlußbericht des Teilprojektes 2 (TP2)

Datenmanagement und dreidimensionales, hydrogeologisches und hydrogeochemisches Untergrundmodell

vor, das vom Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG) des Landes Niedersachsen (Federführung und Hauptantragsteller) und von der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) erarbeitet wurde. Das Teilprojekt 2 gehört zum Standortprojekt „Hannover–Südstadt“, das eines von 6 Standortprojekten im BMBF–KORA Themenverbund 3 „Chemische Industrie“ war. Das Teilprojekt 1 der [Region Hannover \(2007\)](#) und das Teilprojekt 3 der Christian–Albrechts Universität Kiel ([Schlenz u. a., 2008](#)) liegen mit separaten Abschlußberichten vor. Das Standortprojekt „Hannover–Südstadt“ trägt den offiziellen Titel:

Raumdifferenziertes innovatives Monitoring von CKW-Grundwasser–Kontaminationen in einem strukturierten Lockergesteinsaquifer am Beispiel eines CKW-Schadensfalls in Hannover–Südstadt

Es wurde von 2003 bis 2007 durch das BMBF (Förderkennzeichen: 02WN0368) gefördert. Der Bericht enthält Text– und Berichtsteile von Projektbeteiligten, die zum Teil in einem Auftragnehmeverhältnis zum LBEG standen. Deren Beiträge sind namentlich gekennzeichnet.

Der Projektbericht des Teilprojektes gliedert sich in diesen *Textteil* (Abschlußbericht) und in einen *nichtöffentlichen Anlagenteil*. Letzterer enthält technische Dokumentationen, Ergebnisberichte und weitere Details, die für diesen Standort bedeutsam sind und daher dem Projektpartner Region Hannover vorbehalten bleiben.

Die Länge des Textteiles ist zum Einen der starken Ausrichtung des TP2 auf hydrogeologische Erkundung, GW–Monitoring, Analytik, Datenhaltung und 3D–Erfassung und zum Anderen den unterschiedlichen Funktionen geschuldet, die dieser Bericht erfüllen soll:

1. BMBF–Projektbericht
2. Dokumentation für die Projektpartner, insbesondere der Region Hannover als Referenz bei der weiteren Begleitung des Schadensfalles
3. Interne Dokumentation der umfangreichen Messdaten für wissenschaftliche Zwecke

Lesen Sie daher als allgemein interessierter Leser/Leserin über Fussnoten einfach hinweg. Um Ihnen die Orientierung im elektronischen Textdokument zu erleichtern, wird im strukturierten *.pdf–Format von Gliederungsfunktionen¹ und Verweisen auf Kapitel, Abbildungen, Tabellen und Gleichungen Gebrauch gemacht. Durch einen Klick auf die Verweise gelangen Sie zu den relevanten Textstellen. Für einen zusammenfassenden Überblick über die Schadstoffminderungsprozesse ist Kap. 9.12, S. 373ff. geeignet.

¹Browserleiste mit Gliederung links

Die federführenden Autoren hoffen, dass der Bericht praxisrelevante Anregungen zur sach- und problemgerechten Anwendung von „Überwachter Natürlicher Schadstoffminderung“ (LABO/ALA, 2005) als Handlungsalternative bei der Behandlung von Grundwasserschadensfällen zu geben vermag. Wir bitten Sie um Nachsicht wegen der Länge.

Allfälliger Dank an Kolleginnen, Kollegen, Projektpartner sowie Partner, Projektträger und Projektkoordinatoren im Themenverbund 3 ist auf S. 397 ausgesprochen. Die gestellte Aufgabe (Kap. 2) wäre ohne die produktive Zusammenarbeit einer Vielzahl von Partnern nicht lösbar gewesen. Der gute Austausch zwischen den Standortprojekten im Themenverbund 3 hat zum Erfolg wesentlich beigetragen.

Hannover/Auckland, April 2008

Die Autoren

Teil II.

Einführung

1. Veranlassung für das Forschungsvorhaben

Mit Bekanntmachung vom 1.2.2000 hat das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) Richtlinien für die Förderung von Forschungs- und Entwicklungsvorhaben der Altlastensanierung zum Thema „Kontrollierter natürlicher Rückhalt und Abbau von Schadstoffen bei der Sanierung kontaminierter Böden und Grundwässer“ im Rahmen des Programms der Bundesregierung „Forschung und Umwelt“ veröffentlicht.

Die Landeshauptstadt Hannover hatte mit Datum vom 27.4.2000 eine Projektskizze für ein Forschungsvorhaben mit dem Thema „Raumdifferenziertes innovatives Monitoring von CKW-Grundwasser-Kontaminationen in einem strukturierten Lockergesteinsaquifer am Beispiel eines CKW-Schadensfalls in Hannover-Südstadt“ gestellt.

Mit Schreiben vom 4. Dezember 2000 hat das Forschungszentrum Karlsruhe als Projektträger des BMBF für Wassertechnologie und Entsorgung der Landeshauptstadt Hannover mitgeteilt, dass die o.g. Projektskizze (als Nr. 2697 registriert) vom Gutachterausschuss zur weiteren Antragstellung empfohlen worden ist. Die zum 1.11.2001 neu gegründete Region Hannover, die inzwischen zuständig ist, legt in Zusammenarbeit mit dem Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (NLfB, ab 1.1.2006 Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG))/ Bundesanstalt für Geowissenschaft und Rohstoffe (BGR) und der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Institut für Geowissenschaften, Abteilung Angewandte Geologie, einen Antrag auf Förderung eines Teilverbundes mit dem Titel

Raumdifferenziertes innovatives Monitoring von CKW-
Grundwasser-Kontaminationen in einem strukturierten Locker-
gesteinsaquifer am Beispiel eines CKW-Schadensfalls in Hannover-
Südstadt

vor.

Am 20. Juli 2005 legte die Region Hannover als Federführerin zusammen mit der Christian-Albrechts-Universität Kiel, dem NLfB/BGR und dem Leibniz-Institut für Geowissenschaftliche Gemeinschaftsaufgaben (GGA) als neu hinzugekommenem Projektpartner einen Aufstockungsantrag für weiterführende Arbeiten im Projekt vor, der mit Schreiben vom 27. September 2006 vom BMBF bewilligt wurde.

2. Aufgabenstellung und Voraussetzungen

Im Rahmen des BMBF-Forschungsvorhabens sollte am Beispiel des CKW-Schadensfalls Hannover-Südstadt untersucht werden, ob „Natural Attenuation“ eine ökologisch und ökonomisch sinnvolle Alternative zu herkömmlichen Sanierungsverfahren darstellt. Wesentliche Zielsetzung des Vorhabens war es, eine Entscheidungsgrundlage über die beiden folgenden Optionen zu gewinnen:

- Tritt eine Schadstoffminderung ohne weitere Maßnahmen ein (Natural Attenuation), die weitere aktive Maßnahmen überflüssig macht?

Im Fall, dass Natural-Attenuation allein nicht ausreicht, sondern dass additive oder alternative Methoden zur Sanierung des Schadens erforderlich sind, schließt sich die Frage an:

- Können ansonsten die Schadstoffminderung unterstützende biologische *in-situ*-Techniken sinnvoll eingesetzt werden (Enhanced Natural Attenuation)?

Das Forschungsvorhaben beschäftigte sich schwerpunktmäßig mit der ersten Fragestellung und der Erarbeitung von Planungsgrundlagen für die zweite Fragestellung. Die unterstützende Maßnahmen (Enhanced Natural Attenuation) wurden nicht durchgeführt.

Über die standortbezogenen Fragen hinaus sollten im Rahmen des Forschungsvorhabens verallgemeinerbare Erkenntnisse über die Anwendung des Monitored Natural Attenuation bei CKW-Schadensfällen gewonnen und für die Aufnahme in einen projektübergreifenden Leitfaden für eine optimierte Anwendung bereitgestellt werden.

Im Vordergrund stand die Beantwortung folgender forschungsrelevanter Fragen:

- Es sollte untersucht werden, welche Vorgänge im Grundwasser der Südstadt von Hannover ablaufen und ob diese Vorgänge tatsächlich eine natürliche Schadstoffminderung innerhalb eines überschaubaren Zeitraumes bedeuten oder bedeutet haben und ob insoweit der Verzicht auf weitere Maßnahmen im Grundwasser der Südstadt auch naturwissenschaftlich begründet ist.
- Für die Beurteilung der Schadstoffminderung wurden neben der teufenorientierten Erkundung von Boden und Grundwasser mit nachfolgender Analytik folgende innovativen Methoden eingesetzt:
 - Teufenspezifische Beprobung von LCKW im Filterbereich von Messstellen mit Dialysesammlern, temporäre Verdichtung des Messnetzes durch Direct-Push Sondierungen mit Grundwasserprobenentnahme.

-
- GIS-gestützte Volumen- und Massenbilanzierung gelöster Schadstoffe in 3D aus den Monitoringergebnissen drei aufeinanderfolgender Probenentnahmekampagnen.
 - Modellierung der geologischen, hydraulischen und biochemischen Verhältnisse.
 - Betrachtung kleinräumiger Prozesse des Schadstoffabbaus am Sedimentkorn und gleichzeitig der großräumigen Abläufe im Grundwasser.

Nach Ablauf der ersten beiden Jahre des Förderzeitraumes für das Projekt ergaben sich bei der Projektdurchführung zusätzliche Fragestellungen zu den stofflichen Eigenschaften des Grundwasserleiters, ohne deren Beantwortung ein erfolgreicher Abschluß des Vorhabens und vor allem eine abschließende Beurteilung der Möglichkeiten einer natürlichen Schadstoffminderung im Grundwasserleiter nicht möglich gewesen wäre. Deshalb wurde klar, dass eine Fokussierung auf die Ursachen der Nachlieferung in das Grundwasser im Bereich der Schadstofffahne selbst erforderlich war.

3. Planung und Ablauf

3.1. Kooperations- und Verbundpartner

Unter Führung der Region Hannover hat sich in den drei Teilprojekten

- Prozessbeschreibung und Prognose der zukünftigen Schadstoffentwicklung durch Modellierung
- Datenmanagement und dreidimensionales hydrogeologisches und hydrochemisches Untergrundmodell zur Beurteilung von Prozessen der natürlichen Schadstoffminderung
- Modellierung der Abbaukinetik chlorierter Kohlenwasserstoffe

eine Gruppe von acht Einrichtungen für die Projektbearbeitung zusammengeschlossen. Folgende Partner waren beteiligt:

- Teilprojekt der Region Hannover:
 - Region Hannover, Fachbereich Umwelt (Antragstellerin)
 - Mull & Partner Ingenieurgesellschaft mbH, Garbsen/Hannover (Prognose der zukünftigen Schadstoffentwicklung durch Modellierung)
 - Umwelttechnisches Labor Dr. Reinhard Wienberg, Hamburg/BWS GmbH (Schadstofftransformationsstudien — Prozessidentifikation und –beschreibung, Laborversuche zur Sorptionskinetik (im Verlauf der zweiten Projektphase als Auftragnehmer des LBEG))
 - Prof. Burmeier Ingenieurgesellschaft mbH, Gehrden (Gesamtprojektkoordination, Koordination des Berichtswesens)
- Teilprojekt des LBEG und der BGR:
 - Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG), Hannover (Schwerpunkt: Datenakquisition, Monitoring, Geologisches Strukturmodell)
 - Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR), Hannover (Schwerpunkt: Datenakquisition und -haltung, Analytik)
 - Leibniz–Institut für Geowissenschaftliche Gemeinschaftsaufgaben (GGA), Schwerpunkt: Geophysikalische Untersuchungen des Aquifers

- Teilprojekt der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Institut für Geowissenschaften, Abteilung Angewandte Geologie:
 - Institut für Geologie der Universität Kiel (Schwerpunkt: Modellierung der Abbaukinetiken chlorierter Kohlenwasserstoffe)

3.2. Partner außerhalb des Projektverbundes

Das LBEG hat in Form von Vergaben und Aufträgen mit den folgenden Institutionen zusammengearbeitet:

Institut für Geologie und Umwelt GmbH, Sehnde (IGU) Nutzung stabiler Isotopenverhältnisse zur Quantifizierung von Abbauprozessen bei LCKW-Verunreinigungen im Boden und Grundwasser

Technische Universität Berlin, Institut für Technischen Umweltschutz (ITU) Probenentnahme und Analytik von Wasserstoff aus dem Grundwasser im Rahmen von Untersuchungen zur Einschätzung von Natural Attenuation Prozessen und Sanierungsmaßnahmen

Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung, Leipzig/Halle (UFZ) Detailerkundung mittels Direct-Push-Sondierungen

3.3. Kooperationsvereinbarungen

Die Zusammenarbeit innerhalb des Teilverbundes wurde durch Kooperationsverträge geregelt, die nach Bewilligung der Vorhaben zwischen den beteiligten Antragstellern (Region Hannover, Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie/Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Universität Kiel) abgeschlossen wurden. Die Region Hannover hat die Federführung dieses Teilverbundes übernommen.

3.4. Ablauf

Die Zusammenhänge der einzelnen Arbeitspakete und der Ablauf des Projektes sind in Abbildung 3.1 dargestellt. An den einzelnen Vorgängen waren i.d.R. meist mehrere Gruppen beteiligt.

Mit Beginn der zweiten Projektphase nach Bewilligung des Aufstockungsantrages wurden die Arbeitsschwerpunkte und Aufgabenpakete wie in Abbildung 3.2 dargestellt neu verteilt.

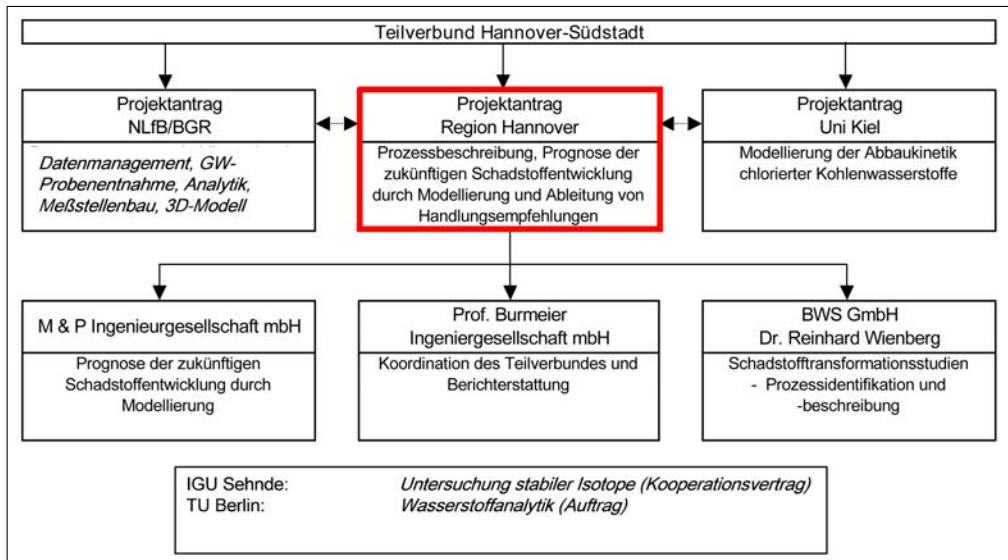


Abb. 3.1.: Projektstruktur der ersten Projektphase

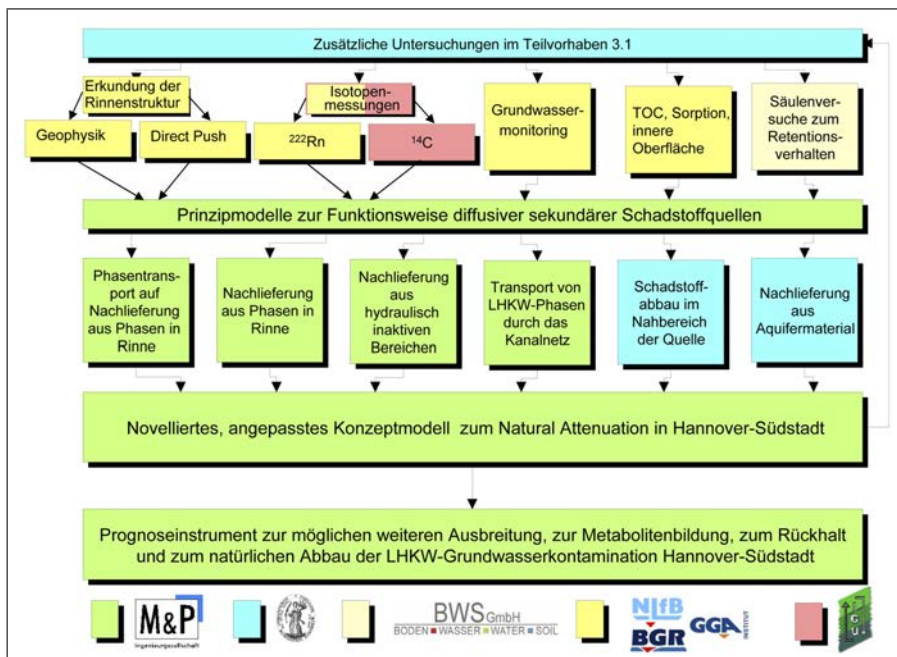


Abb. 3.2.: Projektstruktur der zweiten Projektphase (Erweiterung)

4. Wissenschaftlich–technischer Stand

4.1. Problemdarstellung

Der Schaden in der Südstadt von Hannover ist ein seit langem bekannter Schaden von Boden- und Grundwasserverunreinigungen mit Lösemitteln, vor allem aus der Gruppe der Leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffe (LCKW).

Seit 1976 ist bekannt, dass auf dem ehemaligen Betriebsgelände einer Chemikalienhandlung große Mengen verschiedener Stoffe in den Untergrund gelangt sind. Neben den LCKW waren dies aromatische und aliphatische Kohlenwasserstoffe, Säuren usw. In den Jahren bis 1990 sind trotz hydraulischer Sanierungsmaßnahmen vom Standort sehr große Schadstoffmengen mit dem Grundwasser ausgetragen worden und haben zu einer Kontaminationsfahne von zwei Kilometern Länge geführt. In den siebziger und achtziger Jahren ist durch umfangreiche Grundwasserhaltungsmaßnahmen im Rahmen städtebaulicher Aktivitäten erst in westlicher und später in nördlicher Richtung eine Beschleunigung der Schadstoffverlagerung und gleichzeitig ein Auseinanderziehen der eigentlich in nordwestlicher Richtung verlaufenden Kontaminationsfahne bewirkt worden. Die Fahne erstreckt sich inzwischen über weite Teile des südlichen Stadtgebietes von Hannover (siehe Abbildung 8.2 auf Seite 26).

Das Betriebsgelände wurde nach 1990 von der Deutschen Bahn AG im Rahmen des vom BMBF unter Projekträgerschaft des Umweltbundesamtes geförderten F+E-Vorhabens „Modellhafte Sanierung von Altlasten (MOSAL)“ gesichert und saniert.

Da nach dem Konkurs der Verursacherfirma niemand für die abgeströmte Grundwasserkontamination zuständig war, hat die Landeshauptstadt Hannover parallel in den Jahren 1990 bis 1995 eine hydraulische Sanierung der durch die hydraulischen und bautechnischen Sicherungen vom Betriebsgelände abgeschnittenen Kontaminationsfahne im Stadtgebiet begonnen. Wegen der hohen Kosten dieser Maßnahme, der geringen Erfolge der Sanierung und da eine akute Gefährdung bzw. Schädigung, außer für das Grundwasser selber, nicht bestand, entschied die Stadt Hannover, die aktiven Sanierungsmaßnahmen einzustellen und die Kontaminationsfahne mit Ausnahme einer Beobachtung sich selbst zu überlassen.

Wesentliches Problem bei der Entscheidung über den weiteren Umgang mit der Kontamination war die Erkenntnis, dass trotz langjähriger und umfangreicher Beobachtung der Schadstoffsituation ein Verständnis der Vorgänge im Untergrund nicht vorhanden war. Beobachtet wurde einerseits ein aktiver biologischer Abbau im Untergrund (in weiten Bereichen des Aquifers liegen die Schadstoffe zu weit über 90 % als Metaboliten vor), andererseits

stagnierte die Fahne hinsichtlich ihrer Lage und der Höhe der Belastung, trotz der Annahme, dass die Quelle der Kontamination saniert bzw. gesichert ist.

4.2. Standortbeschreibung und Historie

4.2.1. Geologie und Hydrogeologie

Im Bereich der Südstadt von Hannover stehen oberflächennah 15 bis 30 m mächtige weichselzeitliche, fluviatile Lockergesteine an (Geländeoberfläche in Höhen um 55 m ü.NN). Unter geringmächtiger Auffüllungen (i.d.R. <2 m) wird bis ca. 8 m unter Geländeoberkante (m u. GOK) in der Regel grobsandiger Mittelsand angetroffen. Diese Schicht hat einen k_f -Wert-Wert von durchschnittlich $4 \cdot 10^{-4}$ m/s. Gesamtporosität und durchflusswirksame Porosität werden in Kap. 9.6.5.1, S. 152 dargestellt. Darunter folgt ein Schichtglied aus sandigem oder Kies mit Steinen mit einem k_f -Wert-Wert von durchschnittlich $1 \cdot 10^{-3}$ m/s.

Der Grundwasserflurabstand beträgt ca. 4 – 6 m, das Grundwasser bewegt sich unbeeinflusst bei einem hydraulischen Gradienten von ca. 1 : 1.500 bis ca. 1 : 1.000 mit einer Geschwindigkeit von ca. 10 bis 40 cm/d im Sand und ca. 40 bis 100 cm/d im Kies in westlicher bis nordwestlicher Richtung auf den Innenstadtbereich Hannovers zu. Grundwasserstauer ist ein unterkreidezeitlicher Tonstein mit mehreren hundert Metern Mächtigkeit. Die Durchlässigkeitsbeiwerte dieser Schicht liegen in der Größenordnung von $1 \cdot 10^{-6}$ bis $4 \cdot 10^{-9}$ m/s.

4.2.2. Kontaminationssituation

Die in den Untergrund gelangten Schadstoffe setzten sich aus einer Reihe unterschiedlicher chemischer Verbindungen zusammen. Neben den chlorierten und aromatischen Kohlenwasserstoffen befanden sich andere technische Lösungsmittel wie Alkohole, Ketone, FCKW¹ und Mineralölkohlenwasserstoffe im Boden und im Grundwasser. Weiterhin sind auf dem Betriebsgelände größere Mengen Schwefel- und Salpetersäure in den Untergrund gelangt, deren Auswirkungen heute im Grundwasser aber nicht mehr nachweisbar sind, die aber möglicherweise das Millieu beeinflusst haben.

Die Belastung des Grundwassers in der Schadstofffahne betrug im Maximum etwa $2.200 \mu\text{g L}^{-1}$ LCKW; in weiten Bereichen der Fahne betragen die Belastungen zwischen 100 und $1000 \mu\text{g L}^{-1}$ LCKW. Auffällig ist, dass die Verteilung der LCKW sich extrem stark von den Ausgangsstoffen auf dem Betriebsgelände unterscheidet. Die dort vorhandene Hauptkomponente ist in der Fahne fast nicht mehr vorhanden. Demgegenüber beträgt der Anteil der Metaboliten (Trichlorethen, 1,2-cis-Dichlorethen, Vinylchlorid) zwischen 95 %

¹Fluorchlorkohlenwasserstoffe

und 99 %. Auffällig ist weiterhin, dass der Anteil an Vinylchlorid in einer Probe beispielsweise mit $770 \mu\text{g L}^{-1}$ einen Anteil von 35 % der Gesamt-CKW-Belastung dieser Probe ausmacht.

Dieser generelle Trend, der eine aktive biologische Umsetzung innerhalb der Kontaminationsfahne zeigt, die ihren Ausgangspunkt auf dem ehemaligen Betriebsgelände genommen hat, war aber in der zeitlichen und räumlichen Entwicklung nicht eindeutig und nachvollziehbar. Auf dem Betriebsgelände selber sind bei den ausführlich dokumentierten Untersuchungen eindeutige, teilweise reproduzierbare Muster des Abbaus gefunden worden. Unklar bleibt auch, ob in der Fahne ein weiterer Abbau des Vinylchlorids stattfindet und auf diesem Wege eine Dekontamination des Grundwassers eintritt.

4.2.3. Bisher durchgeführte Sanierungsmaßnahmen am ehemaligen Betriebsstandort (Quellensanierung)

Auf dem Betriebsgelände begannen bereits 1976 hydraulische Maßnahmen zur Dekontamination des Grundwassers. Diese Maßnahmen blieben bis etwa 1990 ohne durchgreifende Erfolge, da keine ausreichend genaue Kenntnis der hydrogeologischen Verhältnisse und der Schadstoffverteilung im Untergrund vorlagen und die eingesetzte Sanierungstechnik (Grundwasserförderung und Reinigung über Strippung) nicht optimal eingesetzt wurde. Bis 1989 sind zwar 1 Mio. m^3 Wasser gefördert und etwa 45 t LCKW ausgetragen worden, bei einem 1989 prognostizierten Schadstoffinventar von weiterhin mehr als 100 t LCKW hätte die Sanierung ohne weitere Optimierungen noch Jahrzehnte gedauert.

Ab 1990 hat die Deutsche Bahn AG im Rahmen des vom BMBF unter Projekträgerchaft des UBA geförderten F+E-Vorhabens „Modellhafte Sanierung von Altlasten“ (Förderkennzeichen 14606571) den Standort gesichert. Im Rahmen dieses Vorhabens wurden folgende Arbeiten durchgeführt:

- Erkundung des Standortes: durch geophysikalische Erkundungen, durch Aufschlussbohrungen zur Beprobung des Bodens sowie durch umfangreiche Grundwasser- und Bodenluftuntersuchungen wurden sowohl die planerischen Grundlagen für die Sicherung des Geländes gelegt (s.u.) als auch eine differenzierte Kenntnis der Schadstoffverteilung im Untergrund (funikulare und residuale Verteilung sowie in Bodenluft und Grundwasser gelöste Anteile) gewonnen, die dem Dekontaminationskonzept zu Grunde gelegt wurde (hierbei Mitwirkung des Labors Dr. Wienberg).
- Durch den Bau einer Dichtwand (adaptierte Einmassen-Schlitzwand) mit zusätzlicher hydraulischer Maßnahme wurde der Standort vom umgebenden Grundwasserkörper abgetrennt.
- Die bekannten Reservoirs mobiler Schwerphase (DNAPL) wurden gezielt abgepumpt (dabei wurden über 50 t Lösemittel zurückgewonnen).

- Durch Absenkung des Grundwasserspiegels innerhalb der Dichtwand wurde die ungesättigte Bodenzone um mehrere Meter erweitert und eine optimierte Bodenluftsanierung angewendet. Damit wurden bis 1999 weitere 60 t Lösemittel aus dem Untergrund entfernt.

Der Standort gilt heute als gesichert und innerhalb der Sicherung als weitgehend dekontaminiert, so dass derzeit eine Wiedernutzung des Standortes vorbereitet wird.

4.2.4. Bisher durchgeführte Maßnahmen zur Grundwassersanierung in der Südstadt (Fahnensanierung)

Die Landeshauptstadt Hannover hat in den Jahren von 1990 bis 1995 eine Sanierung der durch die hydraulischen und bautechnischen Sicherungen von der Schadensquelle abgeschnittenen Kontaminationsfahne im Stadtgebiet vorgenommen. An zwei Standorten wurden im Abstrom dazu Brunnengalerien errichtet und damit etwa 2,8 Mio. m³ Wasser gefördert, in einer zentralen Anlage aufbereitet und in den Vorfluter abgegeben. Bis 1995 wurden ca. 3,1 t CKW aus dem Grundwasser entfernt, das Restinventar wurde damals auf 5 bis 5,5 t geschätzt.

Wegen

- der hohen laufenden Kosten dieser Maßnahme,
- der erforderlichen Investitionen in eine Anlagentechnik, die nicht mehr dem Stand der Technik entsprach (ungereinigte Abluft bei Strippverfahren),
- der geringen Erfolge der Sanierung (anfängliche Gehalte von 5.000 µg/L LCKW waren nur auf etwa 2.000 bis 3.000 µg/L zurückgegangen) und
- der Tatsache, dass eine akute Gefährdung weiterer Schutzgüter — außer für das Grundwasser selbst — nicht bestand,

hatte die Landeshauptstadt Hannover entschieden, die aktiven Sanierungsmaßnahmen einzustellen und die Kontaminationsfahne sich selbst zu überlassen. Das Grundwassermonitoring wurde mit geringen Veränderungen fortgesetzt.

4.2.5. Durchgeführte Untersuchungen

Die Stadt Hannover hat seit 1986 verschiedene Aufgaben zur Grundwasseruntersuchung an Ingenieurbüros beauftragt.

Die wichtigsten Aufgaben dabei waren:

- Konzeption, Durchführung, Auswertung und Bewertung von Beprobungen des Grundwassers zur Bestimmung der Ausdehnung der Kontamination sowie
- Berechnungen mit mathematischen Grundwasserströmungs- und Transportmodellen für die Planung einer hydraulischen Sanierung.

Nach der Durchführung mehrerer Grundwasserbeprobungskampagnen erfolgte der Aufbau eines 2D–Grundwasser- und Schadstofftransportmodells als Basis für die Planung der hydraulischen Sanierung. Mit dem Modell wurden insgesamt neun verschiedene Varianten geprüft. Ab 1990 wurde mit einer dieser Varianten die hydraulische Sanierung (Kapitel 4.2.4) begonnen.

Parallel zu den Sanierungsmaßnahmen ist ein intensiviertes Grundwassermonitoring unter besonderer Berücksichtigung der verschiedenen Metabolitenbildungen durchgeführt worden. Bis zum Beginn des Forschungsprojektes im KORA–Verbund in 2003 sind diese Untersuchungen weiter betrieben und im Projekt intensiviert worden, so dass eine Dokumentation der Ausgangslage zur Schadstoffsituation während der Sanierungsaktivitäten und des heutigen Zustandes verfügbar ist.

5. Stand der Forschung

5.1. Stoffeigenschaften

Tab. 5.1.: Physikalisch-chemische Stoffeigenschaften der standorttypischen Grundwasserkontaminanten, 25°C aus [Wiedemeier u. a. \(1999\)](#).

Parameter	Acron.	Formel	MW	ρ g cm ⁻³	Dampfdruck mm Hg	C_w^{sat} mg L ⁻¹	log K_{OC} log L kg ⁻¹	K_H atm m ³ mol ⁻¹	log K_{OW} log C ₀
Tetrachlorethen	PCE	C ₂ Cl ₄	165.8	1.62	19	143	2.43	0.029	2.8
Trichlorethen	TCE	C ₂ HCl ₃	131.4	1.46	58	1000	1.26	0.010	2.4
1,2- <i>cis</i> -Dichlorethen	cDCE	C ₂ H ₂ Cl ₂	96.9	1.28	200	800	1.38	0.0037	n.a.
Chlorethen / Vinylchlorid	VC	C ₂ H ₃ Cl	62.5	0.91	2660	2540	0.39	0.086	6.1
1,1-Dichlorethan		C ₂ H ₄ Cl ₂	98.9	1.17	591	5500	1.76	0.0154	1.7
Benzol		C ₆ H ₆	78.1	0.88	95	1750	1.58	0.00529	2.1

Der Oktanol-Wasser Verteilungskoeffizient (K_{OW}) der halogenierten C₁- und C₂-Verbindungen ist niedriger als beispielsweise bei chlorierten Aromaten, PAK oder aliphatischen Kohlenwasserstoffen, d.h. die Wasserlöslichkeit ist höher ([Schwarzenbach u. a., 1993](#)).

5.2. Abbauverhalten der LCKW

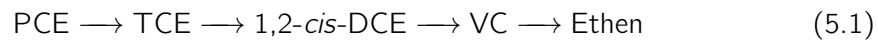
In den Grundzügen sind die Abbauege und -mechanismen für den Abbau der chlororganischen Lösemittel seit längerem bekannt:

- Der *oxidative Abbau* scheint lediglich bei niedrig chlorierten LCKW, vor allem bei Vinylchlorid eine Rolle zu spielen.
- Der *cometabolische Abbau* wurde offensichtlich weit überschätzt und soll lediglich bei Vorhandensein eines Primärsubstrates in sehr hohem Überschuss eine Rolle spielen.
- Dagegen ist die *reduktive Dechlorierung* der hochchlorierten LCKW, die sog. Halorespiration, von entscheidender Bedeutung.

Den Stand der Wissenschaft zu Vorhabensbeginn repräsentieren die Werke von [Wiedemeier u. a. \(1999\)](#) und [Rijnaarts u. a. \(1998\)](#).

Bei den hochoxydierten organischen Verbindungen, wie z.B. den hochchlorierten Lösemitteln, findet ein reduktiver Abbau statt, d.h., sie sind nicht wie z.B. die BTEX-Aromaten

Elektronendonatoren sondern –akzeptoren. Sie werden reduziert, indem sukzessive ein Chloratom nach dem anderen entfernt und durch Wasserstoff ersetzt wird. Dadurch ergibt sich z.B. für Tetrachlorethen die bekannte Abbausequenz:



Als Elektronendonatoren werden zusätzliche organische Primärsubstrate, wie sie z.B. bei einer Mischkontamination die BTEX–Aromaten darstellen können, erforderlich. Im Wesentlichen trägt offensichtlich nur der von ihnen beim fermentativen Abbau freigesetzte Wasserstoff zur reduktiven Dehalogenierung als Elektronendonator bei (Smatlak u. a. (1996), Ballapragada u. a. (1997)).

Daraus ergibt sich ein gekoppeltes System, in welchem die nachstehende Abfolge den LCKW-Abbau ermöglicht (Wiedemeier u. a., 1999):

1. Durch den oxidativen Abbau der Primärsubstrate wird zunächst Sauerstoff und Nitrat aufgezehrt. Dadurch werden die Milieubedingungen für einen fermentativen Abbau geschaffen.
2. Unter nunmehr stark reduzierten Bedingungen erfolgt die Vergärung unter Freisetzung von Wasserstoff. Dieser wird als besonders „energiereicher“ Elektronendonator sofort mikrobiell auf die noch vorhandenen Elektronenakzeptoren wie Eisen(III), Sulfat oder unter methanogenen Bedingungen Kohlendioxid übertragen.
3. Unter den stark reduzierten Bedingungen wirken die hochchlorierten LCKW ebenfalls als Elektronenakzeptoren und können erfolgreich gegen die anderen Akzeptoren um den Wasserstoff konkurrieren.

Insgesamt ergibt sich ein komplexes System aus Kontaminanten, die entweder Elektronendonatoren oder –akzeptoren sein können und den anorganischen Elektronenakzeptoren des Grundwassers. Auf Grund der Belastung stellen sich spezifische Redoxverhältnisse ein, die wiederum auf Abbauewege und –mengen zurückwirken.

Die einfachsten und grundlegenden Hinweise auf natürliche Schadstoffminderungsprozesse ergeben sich aus:

- Konzentrationsänderungen gegenüber einem internen, nicht reaktiven Standard,
- Verringerung der Konzentration von Oxidationsmitteln (Elektronenakzeptoren) in der Belastungszone,
- Erhöhung der Konzentration von Produktphasen in der Belastungszone,
- Nachweis von Zwischenabbauprodukten in der Belastungszone,
- Nachweis auf Isotopenfraktionierungseffekte in der Belastungszone.

Für die grundlegende Beschreibung der chemischen Vorgänge im Grundwasser werden folgende Parameter benötigt:

- Konzentration von gelösten Oxidationsmitteln (O_2 , NO_3^- , SO_4^{2-}),
- Konzentration der Abbau- und Umsetzungsprodukte (CO_2 -Species, Fe_2^+ , Mn_2^+ , NH_4^+ , S_2^- , HS^- , CH_4 , DOC und Metaboliten),
- Zuverlässige Messung der Geländeparameter (pH, E_H , elektrische Leitfähigkeit, Temperatur) und
- weitere Ionenkonzentrationen für die hydrogeochemischen Berechnungen (Ca_2^+ , Mg_2^+ , Na^+ , K^+ , Cl^-).

Diese Daten bilden im Wesentlichen die klassischen Parameter der Grundwassergüteuntersuchung. Ungebräuchlich, aber durchaus von kommerziellen Laboren leistbar, ist die Messung des Methans.

Der Anspruch, den Abbau bilanzierend zu verfolgen, ist hoch. Dem steht entgegen:

1. Die Umsetzungsprozesse erfolgen wie oben dargestellt nicht immer stöchiometrisch, z.T. sehr weit unterstöchiometrisch. So findet bei einer „jungen“ Kontamination zunächst ein Aufbau von Biomasse statt. Auch können Schadstoffe lediglich anoxidiert und anschließend ununterscheidbar in Huminstoffe eingebunden werden. In beiden Fällen verläuft der Schadstoffabbau scheinbar unterstöchiometrisch.
2. Der Untergrund ist oft bezüglich der geochemischen Zonierung kleinräumig außerordentlich heterogen, so dass scheinbar gleichzeitig am selben Ort z.B. nitratreduzierende bis hin zu methanbildenden Bedingungen zu finden sind und die „typische“ Zonierung überdeckt wird.
3. Hinzu kommen methodische Probleme. Außerordentlich schwierig kann die Bilanzierung werden, wenn Mischkontaminationen vorliegen, bei denen analytisch im Rahmen einer Zielanalyse auf „Schadstoffe“ nur ein Teil der oxidierbaren Stoffe erfasst wurde.
4. Ebenso problematisch ist die für Bilanzrechnungen ausreichend zuverlässige, repräsentative Beprobung, insbesondere angesichts heterogener Untergrundverhältnisse.

Neben den Grundwasser-Inhaltsstoffen soll hier auch auf den Beitrag der feststoffgebundenen reaktiven Substanzen zum Schadstoffabbau eingegangen werden.

5.3. Kenntnisstand am Standort vor Beginn des Vorhabens

Es liegen von den diversen Untersuchungen auf dem ehemaligen Betriebsgelände umfangreiche Daten zum geochemischen Milieu und zur Abhängigkeit der Zusammensetzung der Kontamination von den redoxchemischen Bedingungen auf dem Gelände vor.

Eine Besonderheit der bisherigen Untersuchungen auf dem Betriebsgelände selbst sind umfangreiche Schadstoff- und Redoxmessungen samt einer Reihe von chemischen Untersuchungen am Material von Aufschlussbohrungen in einem relativ engem Raster. Diese ergeben eine eindeutige Abhängigkeit der qualitativen Schadstoffzusammensetzung vom Redoxmilieu; vor allem zeigen sich kleinräumig variierende Zusammensetzungen. So finden sich innerhalb ein und desselben Aufschlusses unter oxidierenden Bedingungen an der Grundwasser Oberfläche die hochchlorierten Ausgangsprodukte und wenige Meter darunter bei reduzierten Verhältnissen bereits nur noch die Abbauprodukte. Auch finden sich bei wenigen Metern auseinanderliegenden Messstellen in einem Fall die typische Zusammensetzung der Phasenflüssigkeit, daneben jedoch praktisch nur noch der Metabolit 1,2-*cis*-Dichlorethen in hohen Konzentrationen. Diese Beobachtungen legen folgende Schlussfolgerungen nahe:

Methodisch Die Untersuchungen am Bohrgut — Sorgfalt und Erfahrung bei den Vor-Ort-Arbeiten vorausgesetzt — lassen im besonderen Maße ein realistisches Bild über die kleinräumig variierenden Schadstoffkonzentrationen und die Abbaubedingungen gewinnen, sie sollten Bestandteil der weiteren Untersuchungen sein.

Inhaltlich Die bisherige Hypothese der Kooperationspartner war, dass es sich bei den im Fall Hannover-Südstadt zu beobachtenden Abbauprozessen bis zum 1,2-*cis*-Dichlorethen, z. T. auch bis zum Vinylchlorid um — im Vergleich zur Grundwasserabstandsgeschwindigkeit — schnelle, sich unter günstigen Bedingungen innerhalb weniger Meter vollziehende Prozesse handelt, evtl. limitiert durch die zur Verfügung stehenden Primärsubstrate, die Elektronendonatoren. Möglicherweise bestimmen die Raten des fermentativen Abbaus der Primärsubstrate und damit die Bildungsrate des Wasserstoffes allein die Abbauraten.

Von besonderem Interesse ist daher das „Schicksal“ der niedrig chlorierten Abbauprodukte der LCKW im weiteren Abstrom. Wenn sie nicht durch Reaktion mit den feststoffgebundenen reaktiven Verbindungen vermindert werden, ist unter zwei Bedingungen mit einem weiteren Abbau zu rechnen:

1. Durch Einleitung von als Elektronendonatoren wirkenden Stoffen (z.B. aus undichten Abwasserleitungen) resultieren stark reduzierte, am besten methanogene Verhältnisse und ein reduktiver Abbau findet statt, oder
2. es findet im weiteren Abstrom ein Milieuwechsel zu oxidierenden Verhältnissen statt.

Auch hier ist für weitere Prognosen zur natürlichen Schadstoffminderung die Frage nach dem „Maßstab“ von erstrangiger Bedeutung. Findet ein weiterer Abbau nur lokal und dann rasch, evtl. an vielen Orten statt oder erstreckt er sich wegen langer Halbwertszeiten über ein großes Areal, oder ist die Verdünnung/Dispersion letztlich der einzig wirksame Schadstoffminderungsprozess?

Teil III.

Berichtsteil

6. Einleitung und Problemstellung

Im Jahr 2000 hat das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) die Förderung von F&E-Vorhaben der Altlastensanierung zum Thema „Kontrollierter natürlicher Rückhalt und Abbau von Schadstoffen bei der Sanierung kontaminierter Böden und Grundwässer (KORA)“ im Rahmen des Programms „Forschung und Umwelt“ der Bundesregierung veröffentlicht. Die im Förderschwerpunkt KORA zusammengefassten Projekte sollen zeigen, unter welchen Bedingungen in die Umwelt gelangte Schadstoffe durch natürliche Selbstreinigungsprozesse zurückgehalten bzw. abgebaut werden ([Bernhardt u. a., 2003](#)). Mit der Erarbeitung eines sowohl wissenschaftlichen als auch u.a. rechtlichen und organisatorischen Instrumentariums sollen Empfehlungen als Grundlage für die Novellierung des untergesetzlichen Regelwerkes und Branchenleitfäden zur Implementierung natürlicher Selbstreinigungsprozesse in die Praxis entstehen ([Michels u. a., 2003](#)).

Der Förderschwerpunkt ist in branchen- bzw. schadstoffspezifische Themenverbände aufgeteilt, von denen sich der Themenverbund 3 mit den Auswirkungen der chemischen Industrie und der Metallbearbeitung auseinandersetzt; die branchenspezifischen Kontaminanten sind CKW, LCKW und Heterocyclen ([Michels u. a., 2003](#)). Innerhalb des Themenverbundes 3 hat die Region Hannover einen Forschungsverbund in Zusammenarbeit mit dem Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG), bis zum 31.12.2005 Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (NLfB)), der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) und der Universität Kiel gegründet. Das Thema des Projektes ist die Untersuchung einer großflächigen Grundwasserverunreinigung mit leichtflüchtigen chlorierten Kohlenwasserstoffen in einem Stadtteil von Hannover auf natürliche Schadstoffminderungsprozesse. Es soll untersucht werden, ob „Natural Attenuation“ — die natürlichen Schadstoffminderungsprozesse in der Definition der U.S. EPA ([U.S. EPA, Office of Solid Waste and Emergency Response \(OSWER\), 1999](#)) und der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO/ALA, 2005) eine ökologisch und ökonomisch sinnvolle Alternative zu Sanierungsmaßnahmen darstellt. Falls sich zeigt, dass die Überwachung der natürlichen Schadstoffminderungsprozesse allein keine Option für die Behandlung des Grundwasserschadens darstellt, sollte die Möglichkeit einer „fall back“-Option vorhanden sein. In diesem Fall sollte geprüft werden, ob *in-situ*-Maßnahmen die natürlichen Schadstoffminderungsprozesse unterstützen können (*Enhanced Natural Attenuation*).

Über die rein standortbezogenen Fragestellungen hinaus zielen die Arbeiten des Verbundes auf verallgemeinerbare Aussagen und Erkenntnisse über die Berücksichtigung natürlicher Schadstoffminderungsprozesse ab. Dabei stehen vordringlich folgende Themen im Vordergrund:

- Entwicklung von Monitoring-Systemen in urbanen Räumen

- Bedeutung des Versiegelungsgrades
- Skalierungstechniken

Zur Erlangung der für die Beurteilung, Modellierung und Prognose der natürlichen Schadstoffminderungsprozesse benötigten Daten wurde das Projekt in mehrere Arbeitspakete gegliedert, die von den Projektbeteiligten bearbeitet wurden:

- Erfassung und Interpretation der Altdatenbestände
- Aufbau eines raumdifferenzierten Monitoringnetzes
- Erprobung innovativer Probenentnahmetechniken
- Grundwasserprobenentnahme und deren Qualitätssicherung
- Analytik der relevanten Schadstoffe und deren Abbauprodukte
- Analytik der Elektronendonatoren/-akzeptoren
- Feststoffanalytik (Eisenspezies, Korngrößenbestimmung, Kohlepetrographie, BET-Analytik)
- Bestimmung von Kohlenstoff-, Chlor- und Sauerstoffisotopenverhältnissen
- Aufbau und Betrieb von Bohr- und Chemiedatenbanken
- 3D-Untergrundmodellierung
- Strömungs- und Transportmodellierung
- Modellierung der Abbaukinetiken

Der vorliegende Bericht stellt die Arbeitsmethodiken und Ergebnisse des Teilprojektes von LBEG und BGR im Projekt „Hannover–Südstadt“ dar

7. Standorthistorie

Im Stadtteil Südstadt der niedersächsischen Landeshauptstadt Hannover wurde seit den 20er Jahren des letzten Jahrhunderts eine Chemikalienhandlung betrieben. Zweck des Geschäfts war der Umschlag und die Konfektionierung von Chemikalien, vornehmlich Reinigungsmittel für metallverarbeitende Betriebe und Wäschereien. Des Weiteren wurden Gemische aus LCKW und aromatischen Kohlenwasserstoffen hergestellt und in Kleinbinden als Reinigungslösung verkauft. Neben einer großen Bandbreite von chlorierten und aromatischen Kohlenwasserstoffen wurden auf dem Grundstück auch Schwefelsäure, Laugen und Dieselkraftstoffe gelagert und umgeschlagen.



Abb. 7.1.: Schrägluftbild auf das Firmengelände der Kertess-Chemie. Blickrichtung West, ca. 1984

Der Antransport der Chemikalien wurde sowohl über den Straßenweg als auch über Stichgleise der Bahnstrecke Hannover-Hildesheim vorgenommen — das Grundstück liegt am ehemaligen hannoverschen Südbahnhof. Im zweiten Weltkrieg wurde die Südstadt durch alliierte Luftangriffe schwer beschädigt. Auch das Firmengelände wurde von einer Fliegerbombe getroffen. Als Folge traten ca. 40 t Tetrachlorkohlenstoff (CCl_4) aus ([Bürgerinitiative Umweltschutz e.V., 1987](#)). Weitere Informationen über diesen Schadensfall liegen nicht vor.

Bis zum Jahr 1975 kam es wiederholt zu Hinweisen, dass auf dem Grundstück größere Mengen umweltgefährdende Stoffe (u.a. Testbenzin und Toluol) unsachgemäß gelagert werden. Im Jahr 1975 wurden vom Stadtentwässerungsamt der Stadt Hannover Verunreinigungen der Abwasserleitungen durch Säuren, Laugen und Lösungsmittel festgestellt, die ihren Ausgang auf dem Betriebsgelände hatten. Dies geschah zu einem Zeitpunkt,

als die schädlichen Wirkungen von LCKW noch nicht in vollem Umfang erkannt waren. In den folgenden Jahren wurden erste Untersuchungen des Betriebsgeländeuntergrundes angestellt. Hierbei wurden massive Untergrundverunreinigungen durch o.g. Produkte festgestellt, es wurde von einem Gesamteintrag von über 250 Tonnen Schadstoffen ausgegangen.

1976 wurde eine Grundwasserförderung ohne Reinigungsstufe in Betrieb genommen. Drei Jahre später wird die Grundwasserförderung durch eine Stripanlage ergänzt, die Abluft wird durch eine Aktivkohleeinheit gereinigt. Bis zum Konkurs des Unternehmens im Jahr 1984 wurden verschiedene Gefahrenabwehr- und Sanierungsmaßnahmen durch die zuständigen Behörden angeordnet. Diese wurden jedoch häufig nur unzureichend umgesetzt (z.B. der Einbau einer flüssigkeitsdichten Versiegelung der Fahrbahnoberfläche oder der erhöhte Durchsatz der Reinigungsstufen) oder durch Einsprüche verzögert.

Nach dem Konkurs des Unternehmens und dem Tod des Inhabers gab es keinen Rechtsnachfolger; die Deutsche Bahn AG als Grundstückseigentümers (die Chemikalienhandlung hatte das Gelände gepachtet, der Erbbauvertrag lief nominell noch bis 1994) übernahm trotz der rechtlich unübersichtlichen Situation die Sanierung des Grundstückes. Im Abstrom des Geländes hatte sich in der Zwischenzeit eine großflächige Schadstofffahne ausgebildet, deren weitere Bearbeitung im Hinblick auf Monitoring und Sanierung von der Landeshauptstadt Hannover übernommen wurde. Mit Gründung der Region Hannover am 1. November 2001 wurde die zukünftige Entwicklung des Grundstückes dahingehend geregelt, dass Sanierungsziele und die Restsanierungsdauer für die Deutsche Bahn AG festgeschrieben wurden und die Verantwortung für die Fahne in den Händen der Region Hannover liegt.

Im Zuge der U-Bahn-Baumaßnahmen im Innenstadtbereich sowie im Norden und Westen der Südstadt (siehe Kap. 9.7.1) wurden seit den späten siebziger Jahren bereits LHKW-Verunreinigungen im Grundwasserabstrom ca. 1500 m von der Quelle vorgefunden. Zwischen 1988 und 1993 wurde von der Landeshauptstadt Hannover zur Gefahrenabwehr eine hydraulische Sanierung der Grundwasserfahne ca. 1200 m nordwestlich vom Schadenseintragsort durchgeführt. Es wurde zwar ein erheblicher Schadstoffaustrag verzeichnet, ohne allerdings eine merkliche Verkleinerung der Fahne zu bewirken — die Sanierungsmaßnahme wurde eingestellt.

Ab 1991 war die Sanierung des ehem. Betriebsgrundstückes Teil der BMBF/BMFT-Forschungsförderung. Im Rahmen des Verbundes „MOSAL“ (Modellhafte Sanierung von Altlasten) wurde das Gelände 1993 mit einer in den Grundwasserstauer (Unterkreidetonstein) eingebundenen Dichtwand umschlossen. Ein kleinerer Teilbereich im Nordosten wurde 2002 nachträglich abgedichtet. Innerhalb der Dichtwand finden derzeit sowohl eine Bodenluftabsaugung als auch eine Schwerphasenentnahme in Verbindung mit Grundwasserabsenkung (inverser Gradient innerhalb der Dichtwand) und anschließender Abreinigung statt. Die bisherige Schadstoffrückgewinnung aus dem ehem. Betriebsgrundstück beträgt rund 200 t (mdl. Mitteilung. T. Meyer-Uhlig, GeoData, Garbsen).

8. Standortbeschreibung

8.1. Umgebung und Nutzung

Das Untersuchungsgebiet erstreckt sich über einen Großteil des Stadteils „Südstadt“ der Stadt Hannover/Niedersachsen. Das Areal ist ca. 2,5 km² groß und wird im Norden durch die Bahnlinie Hannover–Berlin, im Osten durch die Bahnlinie Hannover–Hildesheim, im Süden durch die Straße „Altenbekener Damm“ und im Westen durch den Maschsee (künstlicher See mit Ton-/Beton-Basisabdichtung) begrenzt (Abbildung 8.1).

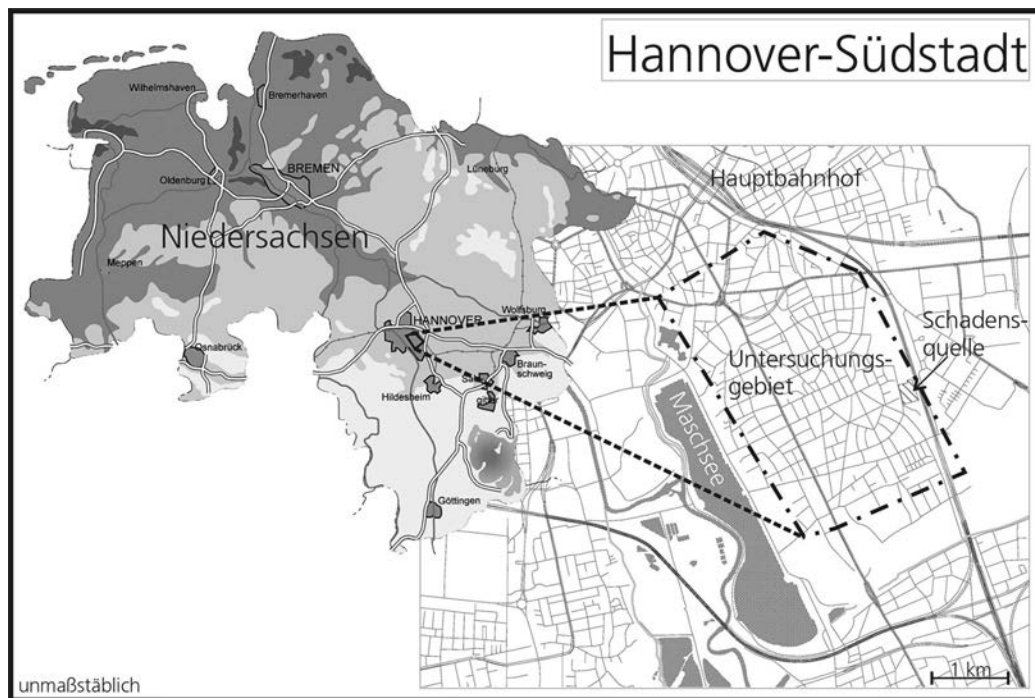


Abb. 8.1.: Übersichtskarte Projektgebiet

Die Geländeoberkante befindet sich bei ca. 54 m NN \pm 1 m. Die Südstadt wird von dichter Wohnbebauung (größtenteils Blockrandbebauung) dominiert. Ca. 75 % sind Mehrfamilienhäuser, davon sind ca. 27 % Altbauten, die vor 1949 errichtet worden sind ([Landeshauptstadt Hannover, Bereich Wahlen und Statistik, 2006](#)). Die Einwohnerzahl der Südstadt beläuft sich auf ca. 38.000 Personen (Hannover gesamt: ca. 507.000 im Januar 2006). Am östlichen Rand des Areals im Bereich des ehemaligen Südbahnhofes befinden sich

größere Gewerbebetriebe, u.a. metallverarbeitende Betriebe, Baumärkte und ein Mineralölhandel. Kleinere Betriebe sind jedoch im gesamten Südstadtgebiet vorhanden. Die Schadstoffquelle selbst befindet sich am südöstlichen Rand des Untersuchungsgebietes im Bereich des ehemaligen Südbahnhofes. Im Norden und Westen des Gebietes wurden in den 1980er Jahren zwei U-Bahn-Tunnel (E–W und NW–SE verlaufend) mit dazugehörigen Haltestellenbauwerken sowie im Nordwesten zwei U-Bahn–Knotenbahnhöfe errichtet (Abb. 8.2).

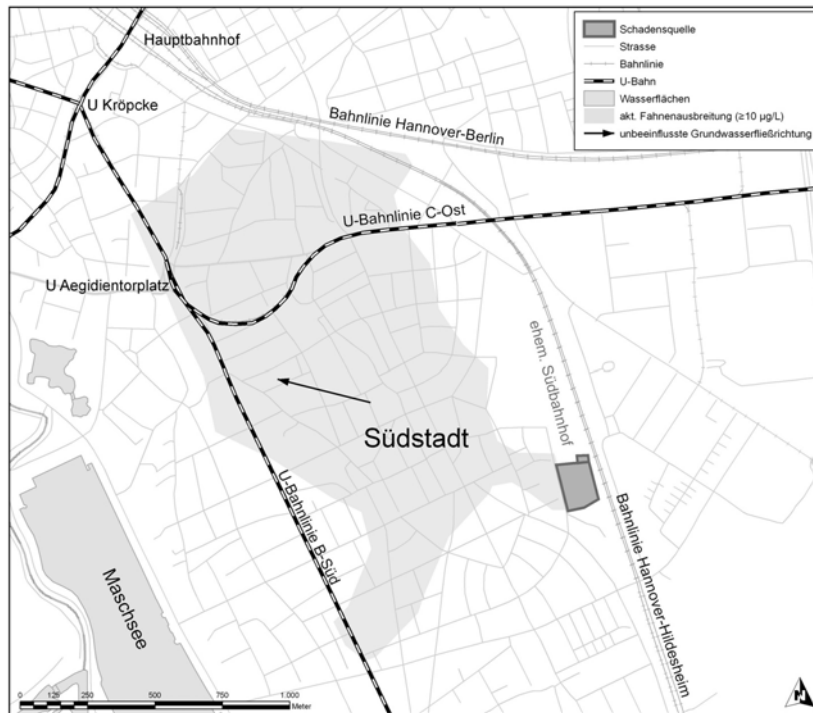


Abb. 8.2.: Lage der Bahnlinien, des Schadenseintragsortes und der LHKW–Fahne (2006).

8.2. Geologische Situation

Das Stadtgebiet von Hannover liegt regionalgeologisch im Übergangsbereich von der norddeutschen Tiefebene zum niedersächsischen Bergland. Das mesozoische Bergland taucht an der Linie Osnabrück - Hannover - Braunschweig nach Norden unter die quartärzeitlichen Lockersedimenten des Norddeutschen Tieflandes ab (Henningsen u. Katzung, 1998). Die östlichen Stadtteile Hannovers, zu denen die Südstadt zählt, liegen morphologisch im nordwestlichen Vorland des Kronsberg–Höhenrückens (größte Erhebung im Umkreis: 105,5 m ü. NN) innerhalb einer fast ebenen, sehr gering nach Westen zur Leine bzw. nach NW zur Wietze geneigten Talniederung.

Der Untergrund zwischen Leine und Kronsberg wird durch eine pleistozäne Terrassenlandschaft aufgebaut. Die Leine-Terrassenablagerungen sind von Ost nach West (Nieder–,

Mittel- und Oberterrasse, Kiese und Sande) gut beschrieben (Rohde u. a., 1998). Ganz im Westen streichen die Oberkreidetone und –tonmergel des Kronsberggebietes aus. Im Wesentlichen ist das Untersuchungsgebiet also als flaches, nach Westen hin abfallendes Becken zu betrachten.

Das Südstadtgebiet selbst befindet sich im Bereich der weichselzeitlichen Niederterrasse. Der oberflächennahe Untergrund ist im Untersuchungsgebiet im Regelfall wie folgt aufgebaut: unter einer 1–2 m mächtigen anthropogenen Auffüllung (u.a. Kriegsschutt) befindet sich eine ca. 8 m mächtige Schicht aus Fein- und Mittelsanden, die zum Liegenden hin einen zunehmenden Feinkiesanteil aufweist. Diese Schicht geht im Untersuchungsgebiet in eine 5–10 m mächtige Kieslage über, die zum Liegenden gröber bis hin zum Auftreten von Steinen an der unteren Schichtgrenze wird.

Dieser Leinekies besteht aus gerundeten Grauwacken und Kieselschiefern aus dem Harzpaläozoikum sowie aus Oberkreide–Plänerkalken des Leine- und Salzgitter–Berglandes. Vereinzelt treten in den Sand- und Kiesschichten Schluff- und Tonlinsen von bis zu 0,5 m Mächtigkeit auf, die jedoch nicht lange aushalten. Im Mittel sind mehr als 4,7 Gew.% der Kornkomponenten des Grundwasserleitermaterials poröse Kalk- und Mergelsteinklasten, Tonsteinklasten und untergeordnet Bioklasten. Die Lockersedimente im Bereich der Südstadt zeichnen sich durch recht geringe C_{org} -Gehalte aus (im Mittel um 0,075 Gew.%). Organisches Material, oft in den schluffigen Linsen vergesellschaftet, wurde in Bohrungen und Kernen häufig vorgefunden, es besitzt jedoch keine durchgehende flächenhafte Verbreitung.

Unterhalb des Kiespaketes befindet sich ein dunkelgrauer Unterkreide-Tonstein großer Mächtigkeit. Nach Ostracoden- und Foraminiferenbestimmungen an Bohrkernmaterial (Kapitel 9.6.2) sind die Tone im Untersuchungsgebiet dem Ober-Apt bis Ober-Hauterive zuzuordnen. Als Hauptkomponente des Tonsteins wurde Quarz identifiziert, Nebenkomponten sind im Wesentlichen Muskovit/Illit, Kaolinit, Chlorit und Illit/Smektit-Wechselagerungsminerale (Kapitel 9.6.5.4). Die Oberfläche des Tonsteines (Terrassenbasisfläche) befindet sich bei ca. 40 m NN und weist generell ein flachwelliges Relief auf. Im Osten des Untersuchungsgebietes wurde ein NNW–SSE gerichtetes Erosionsrinnensystem kartiert, deren Sohle ca. 5–10 m unter der Terrassenbasisfläche liegt und teilweise mit einem Sanden gefüllt ist, der sich von dem überlagernden Kiespaket deutlich abhebt. Der oberste Teil des Tonsteinpaketes ist im Regelfall verwittert. Der Tonstein weist hier einen höheren Wassergehalt und fehlende Klüfte auf, das Gestein ist daher steif bis halbfest.

Vereinzelt treten im südöstlichen Teilgebiet Reste glazialer Aufarbeitungsbereiche (Geschiebemergel) des Unterkreidetonsteines auf, die bis zu einer Mächtigkeit von 2 m nachgewiesen werden konnten.

Abbildung 8.3 zeigt ein E–W–Profil durch das Untersuchungsgebiet im Bereich der nördlichen Transekte (Abbildung 9.15 in Kapitel 9.2.10).

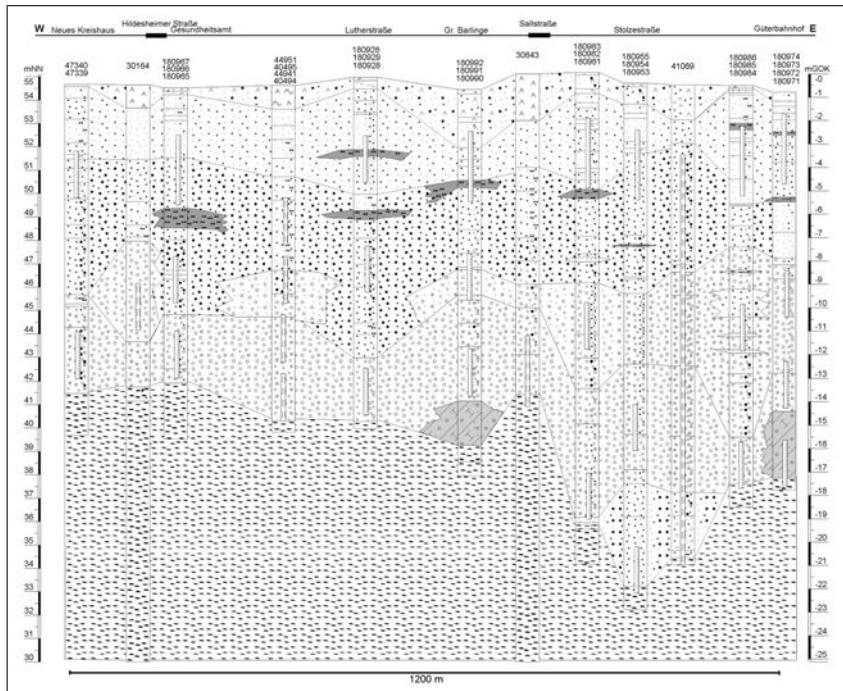


Abb. 8.3.: Geologisches E–W–Profil durch die Südstadt.

8.3. Hydrogeologischer Überblick

Die Grundwasserbewegung ist im Wesentlichen an die oben beschriebenen Lockergesteine der Mittel- und Niederterrasse gebunden. Die pleistozänen Kiese und Sande bilden den Grundwasserleiter im gesamten Gebiet der Südstadt. Das Hauptgrundwasserneubildungsgebiet für den Südstadtbereich befindet sich im Kronsberggebiet im Osten der Südstadt sowie im Bereich des hannoverschen Stadtwaldes, der Eilenriede. Als Vorfluter des Grundwasserleiters fungiert das westlich gelegene, von S nach N in die Aller entwässernde Leine-/Ihmeflussystem. Der Maschsee (gebaut 1934 bis 1936) als bekanntestes hannoversches Gewässer — direkt im westlichen Anschluß an die Südstadt gelegen — spielt hydraulisch keine Rolle, da er künstlich ist und eine Basisabdichtung besitzt. Der Grundwasserflurabstand im Untersuchungsgebiet liegt ganzjährig zwischen 1,9 und 5,3 m u. GOK, der mittlere Grundwasserspiegel befindet sich bei ca. 51,5 m NN. Die Grundwasserfließrichtung ist generell ESE-WNW (Abbildung 8.4). Die Höhendifferenz beträgt knapp 3 m, was einem hydraulischen Gradienten von ca. 1,5‰ entspricht.

Durchlässigkeitsbeiwerte der Sand- und Kieslagen wurden aus 96 Siebanalysen nach Beyer (1964) bestimmt. Der niedrigste k_f -Wert-Wert wurde in einer Feinsand-/Schlufflage im obersten Bereich des Grundwasserleiters bei $4,5 \cdot 10^{-6}$ m/s festgestellt, der höchste in einer Kieslage direkt auf dem Grundwasserstauer bei $2,45 \cdot 10^{-3}$ m/s (Abb. 9.86, S. 152).

Durchlässigkeitsbestimmungen durch Pumpversuche sind im Südstadtbereich spärlich

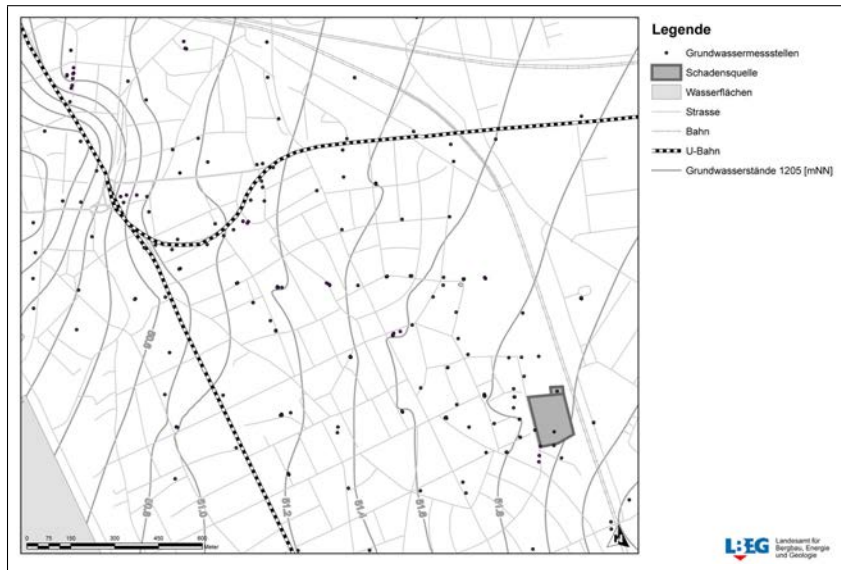


Abb. 8.4.: Grundwasserhöhengleichenplan Dezember 2005. Die generelle unbeeinflusste Grundwasserfließrichtung im Untersuchungsgebiet ist ca. ESE–WNW

vorhanden. Aus diesem Grund wurde zu Beginn des Jahres 2005 eine bauliche Absenkmaßnahme im nordwestlichen Untersuchungsbereich (Aegidientorplatz) dazu genutzt, mittels der Absenkbeträge in den Baugrubenbrunnen sowie in umliegenden Grundwassermessstellen ein lokales Grundwasserströmungsmodell und daraus Durchlässigkeitsbeiwerte zu erstellen. Der ermittelte mittlere k_f -Wert-Wert im Umfeld der Baumaßnahme beträgt im Kies 1 bis $2 \cdot 10^{-3}$ m/s, im Sand $1 \cdot 10^{-4}$ m/s und in den Schluff-/Sandpaketen 1 bis $5 \cdot 10^{-5}$ m/s. Die durch Pumpversuche ermittelten Durchlässigkeitsbeiwerte liegen also unter den Siebkurvenergebnissen.

Aufgrund des hohen Versiegelungsgrades im Südstadtgebiet beträgt der Anteil des vertikalen Zustroms zum Gesamtwasserhaushalt nur rund 5%. Den Großteil des Grundwasserhaushaltes macht der seitliche Zustrom aus dem östlich gelegenen Grundwasserneubildungsgebiet aus. Die mittlere Grundwasserneubildung im Einzugsgebiet liegt bei 85 mm/a, die des Stadtgebietes um 30 mm/a (Richmann, 2004).

Der Bereich des Südstadtgebietes wird von zwei U-Bahnlinien geschnitten (Abbildung 8.2). Die Tunnelbauwerke sind im Bereich einiger Haltestellenbauwerke in den Unterkreideton eingebunden, zum größeren Teil liegen die Bauwerke jedoch innerhalb des Sand-/Kiespaketes. Grundwasser kann hier die Bauwerke über- bzw. unterströmen. In den Bereichen, in denen U-Bahnbauwerke in den Stauer eingebunden sind, existieren Dükerstrecken (Haltestellenbauwerke Aegidientorplatz, Kröpcke, Altenbekener Damm (Linie B-Süd)). Ein signifikanter Einfluß der U-Bahnbauwerke auf den Grundwasserstrom wurde nicht festgestellt (z.B. über eine lokale Änderung des Grundwassergradienten).

Die Beschaffenheit des aus dem Bereich des Kronsberggebietes stammenden Grundwassers ist generell die eines Calcium-Hydrogencarbonat-Sulfatwassers (Rohde u. a. (1998), Koch (2006a)) mit geringen Redoxpotentialen und demzufolge hohem Gelösteisenanteil um

0,2 mmol L⁻¹ im tieferen Grundwasserleiterbereich (Koch, 2006a). Im Südstadtgebiet selbst ist sowohl eine Tiefen- als auch eine horizontale Zonierung des Wasserchemismus festzustellen. Während im Osten (Zustrom) im tieferen Grundwasserleiter ab 11 m u. GOK reduzierende Bedingungen mit einem E_H von 17 bis 80 mV und Gelösteisengehalte von bis zu 0,4 mmol L⁻¹ vorherrschen, ist im Westen ein eher oxidierendes Milieu mit sehr geringen Eisengehalten vorhanden. Der flachere Abschnitt des Grundwasserleiters (≤ 7 m u. GOK) zeichnet sich generell durch Sulfatarmut und oxidierende Verhältnisse aus. Ferner sind Hinweise auf anthropogene Stoffeinträge vorhanden (K, TIN, BO₂). Der pH-Wert liegt überall bei CaCO₃-gepufferten 7. Die Grundwassergeochemie wird in Kap. 9.8, S. 189 detailliert beschrieben.

9. Ergebnisse

9.1. Bestandsmessnetz

9.1.1. Voraussetzungen

Innerhalb Hannovers existiert ein städtisch betriebenes Grundwassermessstellennetz mit über 500 Messstellen. Die darin zusammengefaßten Messstellen wurden u.a. aus folgenden Gründen errichtet:

- im Bereich der unterirdischen U-Bahn-Trassierungen wurden beim Bau Kontrollmessstellen für die Grundwasserabsenkmaßnahmen errichtet
- die Stadtwerke Hannover (enercity) betreiben ein Netz von Trinkwassernotbrunnen
- im Rahmen diverser Gutachten zu Absenkungsmaßnahmen und Altlasten wurden Beobachtungsbrunnen eingerichtet

Die Daten dieses Messnetzes werden bei der Landeshauptstadt Hannover (Abteilung Geoinformation/Baugrund und Grundwasser (OE 67.12)) vorgehalten. Die Datenhaltung wird hier mittels der Datenbanksoftware *Aquainfo* betrieben; dies gilt jedoch nur für die im aktuellen Grundwasserstandsmessnetz aktiven Messstellen. Die übrigen Messstellen (diejenigen Messstellen, die nicht in das aktuelle Messnetz einbezogen sind), werden als „inaktiv“ bezeichnet. Hier erfolgt die Datenhaltung zum großen Teil analog. Daher wurden alle für die Konzeption des Projektmessnetzes ggf. relevanten Messstellen händisch aus den analogen Archiven herausgesucht und nachfolgend in die Projektdatenbank der Software *GeODin* (Fugro Consult GmbH, 2006) (Kapitel 9.11.1) eingegeben.

9.1.2. Namenskonventionen

Die Systematik der alten Messstellenbezeichnungen des städtischen Messnetzes, wie sie in den Bohrakten der Landeshauptstadt Hannover vorgefunden wird, weicht stark von den aktuell gebräuchlichen ab. Die sog. *BoPo-Nummern*, welche aus der alten Ordnungssystematik herrühren, bauen sich wie folgt auf:

QHO	:	Kilometerquadrat Hochwert
QRE	:	Kilometerquadrat Rechtswert
NR	:	Laufende Nummer im Kilometerquadrat

QHOQRE-NR mit

Beispielsweise befindet sich die BoPo-Nr. 0450-240 im Kilometerquadrat Hochwert (QHO) 04 (GK 5.804.xxx) und Rechtswert (QRE) 50 (GK3.550.xxx) und besitzt die intern laufende Nummer 125.

Die neuere Systematik der Stadt Hannover, die im Projekt Hannover-Südstadt ebenfalls Anwendung fand, damit die neu gebauten Grundwassermessstellen nahtlos in das städtische System eingepflegt werden können, fußt auf einer anderen Methodik: die Messstelle trägt eine sechsstellige Nummer, von der die ersten beiden Ziffern Aufschluß über die Art der Messstelle geben. Die hinteren vier Ziffern werden fortlaufend vergeben.

Die Bedeutungen der Schlüssel für die ersten beiden Ziffern der Messstellenbezeichnung sind in Tabelle 9.1 aufgeführt.

Tab. 9.1.: Schlüssel der städtischen Messstellenbezeichnungen.
Quelle: Landeshauptstadt Hannover, Geoinformation (OE67.12)

Schlüssel	Bedeutung
01XXXX	Kontrollstellen der Grundwasserumströmungsanlagen U-Bahn
02XXXX	GWM Neubauamt für den Ausbau Mittellandkanal
03XXXX	GWM U-Bahn
04XXXX	GWM von Landeshauptstadt Hannover (Vermessungsamt → Geoinformation → Bereich Umweltschutz OE 67.12)
05XXXX	GWM, die früher mit Pegelschreibern bestückt waren, gilt heute nicht mehr, Datenlogger werden auch in anderen GWM eingebaut
06XXXX	GWM Stadtwerke Hannover (Wasserwerk)
07XXXX	Wasserwerk Wietze
08XXXX	Landeshauptstadt Hannover Tiefbauamt (nicht mehr existent)
09XXXX	GWM Medizinische Hochschule Hannover
10XXXX	Stadtwerke Hannover Wasserwerk Grasdorf
12XXXX	GWM Kertess-Misburg
14XXXX	GWM von Landeshauptstadt Hannover (Vermessungsamt → Geoinformation → Bereich Umweltschutz OE 67.12)
15XXXX	Trinkwassernotbrunnen groß (DN 150 bis DN 300)
16XXXX	Trinkwassernotbrunnen privat
17XXXX	Trinkwassernotbrunnen klein (DN 50)
18XXXX	GWM privat (Gutachter, LBEG, sonstige Betreiber)
19XXXX	Wasser- und Schifffahrtsdirektion Hannover
23XXXX	Trinkwassernotbrunnen

Die im Rahmen des Projektes Hannover-Südstadt errichteten Grundwassermessstellen erhielten Bezeichnungen aus dem Nummernkreis 18. Eine Ausnahme bilden die in Tabelle 9.2 dargestellten Messstellen. Diese wurden mit Bezeichnungen aus dem Nummernkreis 4 versehen, alle anderen Projektmessstellen (insgesamt 62 Stück) erhielten Bezeichnungen aus dem Nummernkreis 18. Die Zuweisung erfolgte jeweils durch die Stadt Hannover und die Bezeichnungen der Messstellen wurde in die Projektdatenbanken übernommen.

Tab. 9.2.: Bezeichnungen der Messstellen des Nummernkreises 4

47333	Wildermuthweg 13G
47334	Wildermuthweg 13G
47335	Wildermuthweg 13G
47336	Oesterleyplatz 18
47337	Oesterleyplatz 18
47338	Oesterleyplatz 18
47339	Maschstr. 25
47340	Maschstr. 25

Eine weitere Ausnahme in der Namenskonvention bilden die Messstellen im Bereich Kestnerstraße 42/43. Diese Messstellen wurden erst später in das Projektmessnetz aufgenommen und sind auch nicht in der städtischen Nomenklatur gehalten. Sie tragen die Bezeichnungen ML1-t, ML1-m und ML1-f (tief, mittel, flach).

Als problematisch hat sich im Verlauf des Projektes herausgestellt, daß die von der Stadt angewendete Software *Aquainfo* Messstellenbündel und Multilevelfilter jeweils mit nur einem Namen versehen kann (nämlich pro Bohrung), die von LBEG und BGR für das Projekt eingesetzten Datenbanken *GeODin* und *Aqua* die Namen aber pro Filterstrecke vergeben. Dadurch kann zwischen der einzelnen (Wasser-)Probe und der beprobten Filterstrecke ein eindeutiger Datenbankbezug hergestellt werden (siehe Kapitel 9.11). Da im Grundwassermessnetz der Stadt Hannover einige Messstellenbündel (i.e. mehrere Messstellen in einer Bohrung) vorhanden sind, bestand hier eine Namenskollision bei der Übernahme in das Beschaffenheitsmessnetz des Projektes. In Zusammenarbeit mit der Stadt Hannover wurden die betroffenen Bündelmessstellen umbenannt. Das Namensschema, das dabei zur Verwendung kam, ist wie in Tabelle 9.3 aufgeführt aufgebaut.

Tab. 9.3.: Umbenennung von Bündelmessstellen

Filtername neu	Ort	Filtername alt
40494	Lutherstraße 27	40494A
44941	Lutherstraße 27	40494B
44951	Lutherstraße 27	40495B
40495	Lutherstraße 27	40495A
44921	Birkenstraße	40492B
44931	Birkenstraße Ecke Seilerstr.	40493B
40492	Birkenstraße Ecke Seilerstr.	40492A
40493	Birkenstraße Ecke Seilerstr.	40493A
43401	Ostermannstraße Einfahrt Schule	40340B
40339	Ostermannstraße Einfahrt Schule	40339A
30644	Sallstraße /Nazarethkirche 55	30644
36441	Sallstraße /Nazarethkirche 55	30644B
43391	Ostermannstraße Einfahrt Schule	40339B
40340	Ostermannstraße Einfahrt Schule	40340A

Die jeweils in der Bohrung befindliche tiefere Filterstrecke behält den alten Namen, die flachere Filterstrecke wird umbenannt, indem die dritte Ziffer von links wegfällt (immer eine 0) und eine 1 an das Ende der Bezeichnung angehängt wird, damit die Bezeichnung weiterhin sechsstellig bleibt. Die Konvention der Landeshauptstadt Hannover, die Filternamen bei Messstellenbündeln durch ein nachgestelltes „A“ oder „B“ auseinanderzuhalten, wurde nicht weitergeführt, da möglichst numerische Bezeichnungen verwendet werden sollten (Tab. 9.3).

Da die Messstellenbezeichnungen der Landeshauptstadt Hannover ein numerisches Format (sechsstelliges Integer) besitzen (erkennbar an der führenden „0“) und dieses Format für die Projektdatenbanken unpraktisch ist, da dort ein String verwendet wird, wurden sämtliche Messstellenbezeichnungen in alphanumerische Daten („Strings“) umgewandelt, was zur Folge hatte, daß die führende Null wegfällt und die Bezeichnungen des städtischen Messnetzes sowohl fünf– als auch sechsstellig sein können.

Im Projektverlauf wurden einige im Nahbereich der Schadensquelle befindliche Grundwassermessstellen in das Monitoring miteinbezogen. Hierbei handelte es sich um Messstellen, die zur Dichtwandkontrolle um den Eintragsort herum errichtet worden sind. Die Nomenklatur wurde vom Standortgutachter (GeoData, Garbsen) festgelegt. Nach Übernahme der Grundwassermessstellen in das Monitoringnetz wurden auch diese Messstellen in das Kataster der LH Hannover überführt und bekamen Namen analog der Nomenklatur in Tabelle 9.1.

9.1.3. Evaluierung des Altmessnetzes

Die Evaluierung der Altmessstellen im Projektgebiet hatte zum Ziel, ein gut dokumentiertes, funktionsfähiges Messnetz zu erhalten, aus dem tiefenorientiert Grundwasserproben nach immer gleichen, im Vorfeld festgelegten Kriterien gewonnen werden können.

Nach Definition des Projektareals wurden alle darin befindlichen Messstellen aufgelistet, die Stamm- und Ausbaudaten aus den Archiven der Landeshauptstadt Hannover entnommen und händisch in die *GeODin*-Datenbank des Projektes eingepflegt. In diesem Bearbeitungsschritt wurden 228 Messstellen erfaßt.

Nach der Katalogisierung der Altdaten wurden fehlende Daten über Grundwassermessstellen vor Ort neu erhoben:

- Bilddaten
- Lage- und Höhendaten
- Ausbaudaten
- etc.

Danach unvollständige Datensätze, vornehmlich die Ausbaudaten betreffend, wurden aussortiert. Zweifelhafte Lage- und Höhenkoordinaten wurden von der Landeshauptstadt Hannover vermessungstechnisch neu aufgenommen. Die Kriterien zur Aufnahme in das Monitoringnetz wurden nach Tabelle 9.4 definiert und lehnen sich an bereits vorhandene Qualitätskriterien an (DVGW (2003), im Rahmen des KORA-Arbeitskreises „Qualitätssicherung in Messstellenbau und Monitoring“ erhobene Kriterien):

Tab. 9.4.: Kriterien zur Überprüfung von Messstellen zur Beschaffenheitsbeprobung

1. Lage und äußerer Zustand
2. Ausbauunterlagen vorhanden (Schichtenverzeichnis und Ausbauezeichnung)
3. Gängigkeit für Pumpenbeprobung, Hindernisse
4. Alter der Messstelle, Alterungserscheinungen
5. Ausbau der Messstelle mit: Filterlänge und Filterlage des Rohre, Filterlänge und Filterlage des Kiesfilters, Tondichtungen und Gegenfilter, Ausbaumaterial, Abdichtung gegen Oberflächenwasser, Grundwasser aus schwebenden Grundwasserleitern
6. Angeschlossene Grundwasserleiter, Mächtigkeit und relative Durchlässigkeiten
7. Tauglichkeit für die Messung von Leichtphasen (LNAPL) und Schwerphasen (DNAPL)

zu 1. Die Auffindbarkeit der aktiven städtischen Messstellen ist im Regelfall nicht schwierig. Diese Messstellen werden regelmäßig gewartet und monatlich auf ihren Grundwasserstand überprüft. Eine Begehung mit einem Angestellten der Stadt bei Zweifelsfällen ist einfach zu organisieren.

Im Hinblick auf einen reibungslosen Ablauf einer Beprobungskampagne empfiehlt es sich, nur in Ausnahmefällen auf Messstellen zurückzugreifen, die nicht auf öffentlichem Grund errichtet worden sind. Im gesamten für das Projekt benutzten Messstellennetz (inkl. neuer Messstellen) befinden sich fünf Lokationen

- 180933/180934 (Pilotystraße/An der Weide)
- 30476 (Wilhelmstraße 2–4)
- 180971–74 (Südbahnhof/DB-Gelände)
- 180959–61 (Nazarethkirche)
- 180962–64 (Simrockstraße/St.–Heinrichs–Kirche)

auf Privatgrundstücken. Viele der auf öffentlichem Grund errichteten Messstellen befinden sich an Straßenrändern bzw. in Parkbuchten. Eine Zugänglichkeit kann

aufgrund von z.T. widerrechtlich parkenden Kfz nicht immer gewährleistet werden, ggf. sind mehrere Anfahrten notwendig.

- zu 2.** Grundwassermessstellen ohne dokumentierte geologische Aufnahme wurden im Regelfall verworfen.
- zu 3.** Messstellen, die nicht in das aktive Grundwasserstandsmessnetz der Stadt integriert sind, wurden nicht gewartet und können verfallen sein. Eine Funktionsprüfung mittels Pumpendummy (ein Kunststoffzylinder in der Größe einer Förderpumpe) und nachfolgendem Kurzpumpversuch sind daher obligatorisch.
- zu 4.** Vor Aufnahme einer Messstelle in das Monitoringnetz wurde eine Funktionsprüfung durchgeführt. Dazu wurden Schachtdeckel und Brunnenkappe auf Funktion geprüft und die Messstelle mittels Pumpendummy auf Befahrbarkeit überprüft.

Unter dieses Ausschlußkriterium fielen u.a. alle Trinkwassernotbrunnen. Diese weisen ein Saugrohr auf, das innerhalb des Brunnens bis zur Filterstrecke reicht. Den Brunnenkopf bildet i.d.R. eine fest verschraubte oder verschweißte C-Kupplung (Storz). Diese C-Kupplung hat für die benutzte Probenentnahmepumpe Grundfos MP1 einen zu geringen Durchmesser. Trinkwassernotbrunnen können daher nicht mit einer MP1 beprobt werden.

- zu 5. und 6.** Zur Schließung von Datenlücken wurden dort, wo keine neuen Messstellen gebaut werden können, in Einzelfällen auch unvollkommene (d.h., nicht bis zur Aquifersohle ausgebaute) Messstellen verwendet oder solche, deren Filterlagen unbekannt sind bzw. deren Filterlagen aus Messstellen ähnlichen Typs rekonstruierbar sind.
- zu 7.** Ziel des Monitorings ist die Gewinnung von tiefenorientierten Grundwasserproben und die dreidimensionale Darstellung der Hydrochemie des Grundwassers. Zur dreidimensionalen Verortung von Grundwasserproben sind definierte, kurze Filterabschnitte notwendig. Es wurde weitgehend vermieden, voll verfilterte Grundwassermessstellen für das Monitoringnetz zu verwenden. Die einzige in das Messnetz aufgenommene voll verfilterte Messstelle 41069 (Große Düwelstraße) zeigte bei späteren Strömungstests (Kapitel 9.3.2) und tiefenzonierten Messungen mittels Passivsammlern (Kapitel 9.8.2), daß tiefenorientierte Grundwasserentnahmen ohne Packersysteme aufgrund von dort vorhandenen Vertikalströmungen keine sinnvollen Ergebnisse bringen.

Messstellen, die den in Tabelle 9.4 genannten Kriterien nicht entsprachen, wurden aussortiert und nicht für das Monitoringnetz verwendet.

Im Falle einer räumlichen Häufung von nach den Kriterien in Tabelle 9.4 nutzbaren Messstellen wurde in Abstimmung mit den Projektpartnern lediglich eine das betreffende Gebiet repräsentierende Messstelle ausgewählt.

Die in das Monitoringnetz übernommenen Messstellen wurden mittels einer Saugpumpe klargepumpt. Bei ungenügender Fördermenge wurde die Messstelle aussortiert.

Abbildung 9.1 gibt einen Überblick über den gesamten Messstellenbestand des Messnetzes der Landeshauptstadt Hannover im Bereich des Projektgebietes.

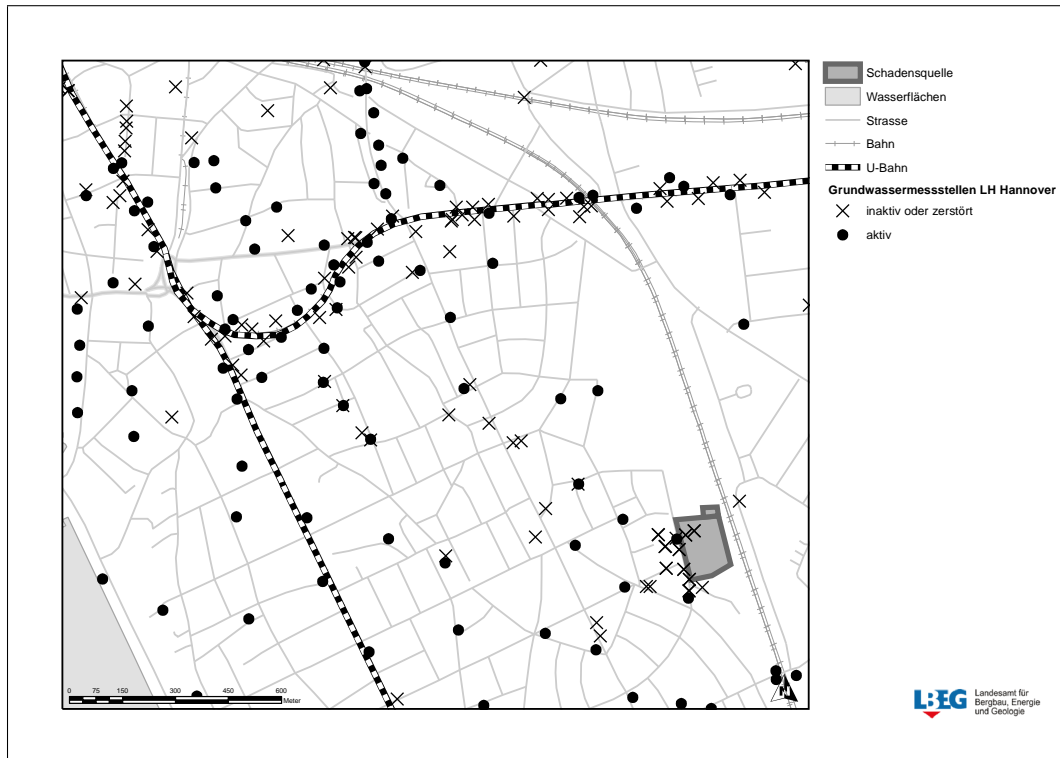


Abb. 9.1.: Messnetz der Landeshauptstadt Hannover
 Kreise: aktive Grundwassermessstellen (monatliche Stichtagsmessungen)
 Kreuze: inaktive (nicht zu Stichtagsmessungen genutzte) oder zerstörte Messstellen

9.2. Ausbau des Messnetzes (Bohrkampagnen)

9.2.1. Aufgabenstellung

Im Rahmen des Forschungsprojektes sollte ein für die dreidimensionale Erkundung der LHKW-Schadstofffahne geeignetes Grundwassermessstellennetz errichtet werden. Dabei sollte sowohl auf bereits vorhandene Messstellen zurückgegriffen werden (Kapitel 9.1) als auch neue Messstellen errichtet werden.

Die Bohrungen und deren Ausbau zu Grundwassermessstellen verfolgten mehrere Zwecke:

- geologische Aufnahme
- vor-Ort-Messungen am Sediment
- Feststoffprobenentnahme
- Ausbau zur Grundwassermessstelle

Die neu zu errichtenden Grundwassermessstellen sollen sowohl räumlich, zeitlich als auch stofflich repräsentative Daten liefern.

Die Methodik der Bohrarbeiten, die Anforderungen an Messstellen und Bohrtechnik wurde in [Fischer u. a. \(2005\)](#) beschrieben und werden in diesem Kapitel z.T. nochmals wiedergegeben.

9.2.2. Standortauswahl

Zur dreidimensionalen Erkundung des Grundwasserleiters ist es notwendig, sowohl den Fahnenbereich im Ganzen mittels horizontal und vertikal diskreten Grundwasserprobenentnahmepunkten als auch Fahnenränder und den An- und Abstrom zu erfassen.

Nach Zusammenstellung des Grundmessnetzes aus dem städtischen Messnetz (Kapitel [9.1](#)) wurde in einem iterativen Prozess in Abstimmung mit den Projektpartnern weitere Standorte für Grundwassermessstellengruppen ausgewählt.

Die Gründe für die Neuerrichtung von Grundwassermessstellen waren

- Ersatz von alten Grundwassermessstellen, die an für das Monitoring wichtigen Punkten lagen und aufgrund der genannten Qualitätskriterien nicht in das Messnetz eingebunden werden konnten
- Bau von Messstellen in Schwerpunktgebieten (Transekten) zur engräumigen Erfassung von Abbauprozessen entlang von Fließwegen
- Schließung von räumlichen Datenlücken an Orten, die nicht von vorhandenen Messstellen abgedeckt wurden.

Die Bohrpunktorschläge wurden mittels GIS visualisiert und den Projektpartnern zur Verfügung gestellt. Im GIS wurden im Zuge dieses Arbeitsschrittes auch grundlegende Standorteigenschaften des Bohransatzpunktes geklärt (Eigentumsverhältnisse, ausreichender Arbeitsraum etc. (vergl. Kapitel [9.2.3](#)))

9.2.3. Evaluierung der Standorteignung

Nach erfolgter Standortfestlegung aus fachlicher Sicht (Kapitel [9.2.2](#)) erfolgte eine mehrstufige Evaluierung der Standorteignung nach folgenden Kriterien:

Tab. 9.5.: Evaluierungsreihenfolge für Messstellenstandorte

1. Feststellung der Eigentumsverhältnisse (Liegenschaftskataster der LH Hannover)
2. Begehung (Eignung des Standortes für das Bohrgerät)
3. späterer Zugang gewährleistet (Halteverbote vorhanden, Grundstückseinfahrten)?
4. Leitungsplanrecherche
5. Prüfung auf Abwurfkampfmittel (Luftbilddauswertung)
6. ggf. Prüfung auf Kampfmittel vor Ort

Erfüllte ein Standort eines dieser Kriterien nicht, wurde ein Alternativstandort mit den Projektbeteiligten festgelegt und eine erneute Evaluierung durchgeführt.

9.2.3.1. Eigentumsverhältnisse

Die prinzipielle Feststellung der Eigentumsverhältnisse eines potentiellen Messstellenstandortes erfolgte i.d.R. mittels des Liegenschaftskatasters der Stadt Hannover. Hier erfolge die Differenzierung der Standorte zwischen öffentlichen und privaten Eigentümern sowie eine weitere Differenzierung zwischen den Zuständigkeiten für die öffentlichen Flächen.

Die Errichtung von Messstellen auf Privatgrundstücken wurde zur Vereinfachung des Verfahrens weitestgehend vermieden. Eine Messstellengruppe wurde als Ergänzung der nördlichen Transekte (Abbildung 9.15) im östlichen Anstrombereich auf dem Grundstück ehem. Güterbahnhof der Deutschen Bahn AG (DB AG) errichtet (Messstellennummern 180971–74). Mit der DB AG bzw. der Immobilientochtergesellschaft Aurelis Real Estate GmbH & Co. KG und der Region Hannover wurde zu diesem Zweck ein Nutzungsvertrag abgeschlossen. Zwei weitere Messstellengruppen (Simrockstrasse/St. Heinrichs-Kirche (180962–64) sowie Nazarethkirche (180959–61)) wurden auf den Grundstücken der jeweiligen Kirchengemeinden errichtet.

Die Mehrheit der Grundwassermessstellen befindet sich auf öffentlichem Grund. Je nach Nutzungsart des Grundstückes (Grünfläche/Spielplatz, Gehweg/Radweg/Fahrbahn, Brachfläche) waren die zuständigen Ämter der Stadt Hannover zu beteiligen (Amt für Umwelt und Stadtgrün, Liegenschaftsamt, Tiefbauamt). Hier erfolge die Bohrpunktfreigabe i.d.R. mündlich auf Ortsterminen bzw. auf fernmündlichem Wege.

9.2.3.2. Begehung

Eine Begehung des potentiellen Standortes im Vorfeld der Bohrmaßnahme wurde in jedem Fall durchgeführt. Dabei wurde mindestens auch der Bohrfahrzeugführer miteinbezogen,

da aufgrund der Größe des Bohrgerätes (Kapitel 9.2.4) ein ausreichender Arbeitsraum zur Verfügung stehen und passende Zuwegungen vorhanden sein mussten. Weiterhin wurde überprüft, ob ein zukünftiges problemloses Erreichen der Grundwassermessstellen möglich war (im Straßenbereich wurden bei der Standortwahl Haus- und Hofeinfahrten bevorzugt) und im Falle von Grundstückseinfahrten mündlich mit den Eigentümern die Vorgehensweise geklärt.

9.2.3.3. Leitungsplanrecherche

Sofort nach Festlegung eines potentiellen Bohransatzpunktes wurde eine Leitungsplanrecherche begonnen. Hierbei waren sämtliche potentiellen Leitungsträger abzufragen; die Recherche dauerte im Regelfall ca. eine Woche bis maximal vier Wochen, da die Leitungsanfragen zum großen Teil auf elektronischem Weg bearbeitet werden. Eine aktuelle Liste mit Leitungsträgern wird bei der Landeshauptstadt Hannover vorgehalten. Die wesentlichen Leitungsträger im Innenstadtbereich sind in Tabelle 9.6 aufgeführt.

Tab. 9.6.: Leitungsträger

- Stadtwerke Hannover (enercity): Gas, Wasser, Elektrizität
- Deutsche Telekom AG: Telefon, Glasfasernetz
- Kabel Deutschland GmbH: Breitbandkabelnetz
- EON/Avacon AG: Glasfasernetz
- Stadtentwässerung Hannover: Kanalnetz
- Arcor AG & Co.KG: Telekommunikation
- Colt Telekom AG: Telekommunikation
- LH Hannover, Geoinformation: Höhenfestpunkte

9.2.3.4. Prüfung auf Kampfmittel

Hannover war im zweiten Weltkrieg starken Angriffen durch alliierte Luftstreitkräfte ausgesetzt. Die Gefährdung durch nicht gezündete Abwurfkampfmittel ist als sehr hoch einzuschätzen: auch heute noch werden regelmäßig Bombenblindgänger im Stadtgebiet gefunden und entschärft. Um die Risiken des Antreffens von Bombenblindgängern bei der Errichtung der Grundwassermessstellen zu minimieren, wurde für jeden potentiellen Bohransatzpunkt eine Luftbildauswertung¹ durch die Zentrale Polizeidirektion, Dezernat

¹Die Luftbilder stammen aus dem Bestand der englischen Royal Air Force und dienten zur Abwurfkontrolle

23/Kampfmittelbeseitigung, durchgeführt. Diese Luftbildauswertung nimmt i.d.R. sechs bis acht Wochen in Anspruch. Das Ergebnis einer Luftbildauswertung ist lediglich, ob visuell eine Kriegseinwirkung stattgefunden haben könnte. Im Falle eines negativen Befundes (keine Bombardierung/Kriegseinwirkung erkennbar) wurde auf eine nachfolgende Tiefensondierung vor Ort verzichtet. Bei positivem Befund (visuell erkennbare Bombardierung/Kriegseinwirkung) wurde entweder ein neuer Standort für die Grundwassermessstelle gesucht oder durch eine private Kampfmittelräumfirma eine Tiefensondierung vor Ort durchgeführt. Abbildung 9.2 zeigt eine Tiefensonde über dem vorgeschachteten Kopfloch (Bohransatzpunkt).



Abb. 9.2.: Tiefensonde zur Kampfmitteldetektion
Lokation: Lutherstraße 32a (180928)

Eine Vor-Ort-Tiefensondierung und Punktfreigabe erfolgte an den in Tabelle 9.7 aufgeführten Standorten.

Tab. 9.7.: Tiefensondierungen auf Kampfmittelfreiheit

Messtellenummer	Ort	Bemerkung
180981-83	Kleine Düwelstraße 14	
180984-86	Tiestestraße 2	
180990-92	Gr. Barlinge 49	
180965-67	Weinstraße 2-3	
180928-30	Lutherstraße 32a	
47333-35	Wildermuthweg	Tiefensondierung mittels Bohrgerät
—	Baumstraße (Kita)	nicht ausgeführt

Bis auf den geplanten Standort Baumstraße wurden alle in Tabelle 9.7 genannten Bohrpunkte freigegeben. Der Untergrund der Standorte Baumstraße und Wildermuthweg wies jeweils eine mächtige Auffüllungslage mit einem hohen Anteil an Bauschutt auf. Die in Tonziegeln enthaltenen Eisenanteile stören die auf ferromagnetische Stoffe reagierenden Meßgeräte nachhaltig. Daher wurde von einem Standort Baumstraße abgesehen und im Bereich Wildermuthweg mittels Druckluftheberverfahren und nachfolgender Kunststoffverrohrung eine Tiefenfreimessung vorgenommen.

9.2.3.5. Vorbereitung der Bohrpunkte

Ist die Prüfung auf die in Tabelle 9.5 in allen Punkten positiv verlaufen, wurde im direkten Vorfeld des Abteufens der Bohrungen ein Oberflächenaufbruch vorgenommen. Dies wurde in der Regel von einer vom Tiefbauamt der Landeshauptstadt Hannover beauftragten Straßen- und Tiefbauunternehmen vorgenommen. Nach Oberflächenaufbruch wurde i.d.R. mindestens 1,6 m unter Geländeoberkante (u. GOK) vorgeschachtet, um eventuell vorhandene Leitungen auffinden zu können. Die in Kapitel 9.2.3.4 beschriebene Prüfung auf Kampfmittel wurde, soweit möglich, in den vorgeschachteten Löchern vorgenommen.

Da zur Errichtung einer Meßstellengruppe bedingt durch die Größe des Bohrgerätes (Kapitel 9.2.4) eine entsprechend dimensionierte Baustelle für jeweils mehrere Werkzeuge benötigte wurde, wurde im Vorfeld der Maßnahme von der Straßenverkehrsbehörde der Landeshauptstadt Hannover eine Straßenverkehrsbehördliche Anordnung für eine Baumaßnahme eingeholt und diese mittels der darin angeordneten Abspermaßnahmen und Baustellenbeschilderungen umgesetzt. Beispielhaft für eine Baustelleneinrichtung ist in Abbildung 9.3 die Bohrlokation Meterstrasse (180978, Oktober 2004) dargestellt. Die korrekte Planung und Durchführung einer solchen straßenverkehrsbehördlichen Maßnahme ist sowohl zeitlich als auch monetär nicht zu unterschätzen.

Weiterhin wurde eine 7-m³-Mulde eines Containerdienstes zur Aufnahme des anfallenden Bohrgutes vorgehalten.



Abb. 9.3.: Baustelleneinrichtung des Ansatzpunktes 180959 (Sallstr. 55, Nazarethkirche). Halteverbotsbeschilderung und Umleitung des Fußweges

9.2.4. Bohrgerät und Materialien

9.2.4.1. Bohrgerät

Sämtliche 64 im Projektverlauf errichteten Meßstellen wurden mit dem Bohrgerät des Landesamtes für Bergbau, Energie und Geologie gebaut. Es handelt sich hierbei um eine Bohranlage der Firma *Wellco-Drill*, Beedenbostel, montiert auf einen LKW (*Iveco*), ausgestattet mit Schlagwerk und Drehtisch. Die Abmessungen der Bohranlage sind in Tabelle 9.8 aufgeführt, die technischen Daten sind aus Tabelle 9.9 ersichtlich.

Tab. 9.8.: Abmessungen der Bohranlage

	Länge (m)	Breite (m)	Höhe (m)
Transportstellung	8,40	2,50	3,95
Arbeitsstellung	7,60	2,50	9,52

Auf einem zweiten LKW wird das Bohrgestänge vorgehalten. Dieser LKW muß zur reibungslosen Arbeit in Nähe des Bohrkopfes plaziert werden. Da der Hilfs-LKW die gleichen Transportmaße aufweist wie das Bohrgerät (Tabelle 9.8), ist eine entsprechende Standfläche vorzuhalten und bei der Baustellenplanung (Kap. 9.2.3.5) zu berücksichtigen.

Abbildung 9.4 zeigt die Bohranlage mit Baustellenabsicherung.

Tab. 9.9.: Technische Daten der Bohranlage.Quelle: *Wellco Drill*, Beedenbostel

Vorschub Zugkraft	100 kN
Bohrkopf	
Durchgang	NW 130
Drehzahl	1000 U/min.
Drehmoment	20.000 Nm
Spannkopf	NW 150
Seilwinde Zugkraft	10.000 daN
Drehtisch für Bohrrohre	max. 419 mm OD
Kreiselpumpe	2750 l/min. 6 bar

**Abb. 9.4.:** Gesamtansicht der Bohranlage (Georgsplatz, GWM 180968–70)
Vordergrund: Bohranlage. Hintergrund: Hilfsfahrzeug.

9.2.4.2. Arbeitssicherheitstechnische Rahmenbedingungen für das Bohrgerät

Für die Durchführung der Bohrungen waren aus Sicht der Arbeitssicherheit folgende Rahmenbedingungen einzuhalten:

- einwandfreier technischer Zustand des Bohrgeräts, insbesondere Dichtheit von Hydraulikanlagen und Kraftstoffsystem: Das Bohrgerät und sämtliche Hilfswagen sind vor dem Einsatz eingehend auf Leckagen zu prüfen. Schadhafte Hydraulikschläuche und Muffen sind umgehend zu ersetzen, gleiches gilt für das Kraftstoffsystem. Vor Ort sind geeignete Auffanggefäße und ausreichend Lappen vorzuhalten.
- ausschließliche Verwendung umweltverträglicher Fette und Hydrauliköle (Einfluss auf DOC-, MKW-Bestimmung etc. möglich),
- zuverlässige Sicherung der Bohrung gegen den Zutritt von Oberflächenwasser und grundwassergefährdenden Stoffen (z. B. bei Störfällen) ab Beginn der Bohrarbeiten: eine ausreichende Zahl von festen Kunststoffplanen zum Abdecken des Bohrgeländes ist vorzuhalten,

- Sicherung von Bohrgut auf der Baustelle gegen Witterungseinflüsse, insbesondere Auswaschung von potenziell vorhandenen Schadstoffen durch Niederschlagswasser und unbefugten Zugriff (z. B. Gefährdung spielender Kinder durch kontaminiertes Bohrgut): Die gesamte Baustelle ist während der Bohrarbeiten und nach Feierabend mittels Bauzaun rundherum abzusichern. Im öffentlichen Raum sind zusätzlich gegebenenfalls Leucht- oder andere Sicherungs- und Warnsignale anzubringen,
- ordnungsgemäße Entsorgung von kontaminiertem Bohrgut: Das Bohrgut wird nach Aufnahme durch den Geologen in einen bereitgestellten flüssigkeitsdichten Container verbracht und abgeplant auf der Baustelle bis zum Abtransport vorgehalten.

9.2.4.3. Anforderungen an Grundwassermessstellen

Als Grundvoraussetzung wurden im Vorfeld des Messstellenbaus folgende Anforderungskriterien an den Ausbau und das Material gestellt:

- nur eine grundwasserführende Schicht wird erfasst (Ausschluss hydraulischer Kurzschlüsse).
- die tiefste Messstelle wird ab Staueroberkante ausgebaut (i. d. R. wurden 2 m Filter eingebaut). Damit sollte ausgeschlossen werden, dass potenziell vorhandene Phasenkörper (DNAPL) am Grundwasserstauer unerkannt blieben.
- Vertikalströmungen sind weitgehend zu vermeiden
- der Grundwasserschwankungsbereich ist in vollem Umfang zu erfassen (+ 1 m Sicherheitszuschlag über aktuellem Höchstwasserstand (Erfassung ggf. aufschwimmender Schadstoffe (LNAPL) und oxidisch gebundener bzw. adsorbierter Schadstoffe).
- die Filterstrecke ist ausreichend tief unter Grundwasserstand zu bemessen, um eine Grundwasserbeprobung mit ausreichender Wassersäule zu gewährleisten.

Vollrohrstrecken waren

- im Bereich zwischen GOK und einer Tiefe von mindestens 1,5 Metern einzubauen, um die Bohrung wirkungsvoll gegen den Zutritt von Oberflächenwasser sichern zu können
- Auf Sumpfrohre wurde verzichtet. Sie stellen insbesondere bei den tiefen Grundwassermessstellen, wenn sie in den Stauer hinein ausgebaut sind, eine DNAPL-Falle dar.

9.2.4.4. Ausbaumaterial

Als Material für die Errichtung der Grundwassermessstellen im Gütemessnetz wurde ausschließlich hochdichtes Polyäthylen (HDPE) verwendet. Als Rohrmaße wurden 63×5,8 mm (Außendurchmesser×Wandungsstärke) der Längen 1,0 und 2,0 m verwendet, ferner Übergangsstücke (Trapez– auf Gasgewinde zur Aufnahme der Brunnenabschlußkappe) sowie Bodenkappen.

Eine Ausnahme bildet die Grundwassermessstelle 181007 (Geibelplatz). Diese Grundwassermessstelle hat einen Innendurchmesser von 80 mm und ist nicht zur Grundwasserentnahme, sondern für Bohrlochmessungen (z.B. vertikale seismische Profile, 9.5.2.2.1) konzipiert worden. Das Ausbaumaterial ist hier Polyäthylen (PE) 90×8,2 mm.

Als Brunnenverschluß kamen *Seba*-Kappen (DN 50 bzw. DN 80) mit Innensechskantverschluß zum Einsatz. Als untertägige Abschlußbauwerke wurden Graugusskappen nach DIN 4055 oval mit der Aufschrift „GWM“ verwendet und ggf. Trag– bzw. Umrandungsplatten aus Beton eingebaut. Übertägig angelegte Grundwassermessstellen wurden mit einem Anfahrtschutzdreieck rot (Lutherstraße 32 a, 180928–180930) bzw. mit Anfahrtschutzdreieck rot und Stahlschutzverrohrung (Güterbahnhof, 180971–180974) ausgeführt (Fa. *Wöltjen*, Nienburg).

Die Fotografien in Abbildung 9.5 zeigen die verwendeten Abschlußbauwerke an den Beispielen der oberirdischen Messstellengruppe Güterbahnhof (180971–180974) und den unterirdischen Abschluß an der Messstelle 47333.



Abb. 9.5.: Messstellenabschlußtypen.

links: Oberirdischer Abschluß an der Messstellengruppe Güterbahnhof (180971–180974)

rechts: Unterirdischer Abschluß an der Messstelle 47333 (Wildermuthweg) mit geöffneter Strassen– und Sebakappe und eingebauter Entnahmepumpe

Die Lieferung des Brunnenausbaumaterials erfolgte durch die Firma *pumpenboese*, Peine.

9.2.4.5. Schlitzweiten und Ringraumfüllungen

Die Schlitzweiten der Filterrohre (Länge im grundwassererfüllten Grundwasserleiter 2,0 m, im Grundwasserschwankungsbereich i.d.R. 3,0 m) und die entsprechenden Filterkieskörnungen wurde an das Grundwasserleitermaterial angepaßt. Das Regelprofil des oberflächennahen Untergrundes der hannoverschen Südstadt ist eine Abfolge aus Sanden und Kiesen, wobei die Körnung des Materials zum Liegenden hin gröber wird. Eine Ausnahme bilden hier tief liegende Rinnenfüllungen, die feiner fraktioniert sein können.

Als Schlitzweiten wurden 0,3 mm, 0,7 mm und 1,0 mm verwendet.

Zum Einsatz kam Quarzfilterkies (Fa. *pumpenboese*, Peine) in Anlehnung an DIN 4924 und EN 12904, Typ 1 in den Kornfraktionen 0,4–0,8 mm, 0,7–1,2 mm, 1,0–2,0 mm und 2,0–3,1 mm, wobei die Körnung 0,7–1,25 mm als Gegenfilter zur Anwendung kam.

Die Kombination von Filterschlitzweiten und Filterkiesen ist in der Tabelle 9.10 aufgeführt.

Tab. 9.10.: Kombinationen Filterschlitzweite/Filterkies

Körnung (mm)	Schlitzweite (mm)
0,4–0,8	0,3
0,7–1,25	Gegenfilter
1,0–2,0	0,7
2,0–3,1	1,0

Über dem obligatorischen Gegenfilter wurde der Ringraum bis ca. 2,5 m u. GOK mit Bohrgut verfüllt. Als Tagwasserabdichtung wurde darüber eine Tonsperre aus Tonpellets (Mikolit 300, Fa. *TerraTech B.V.*, JE-Sittard, Niederlande) eingebaut. Die Vorteile von Mikolit 300 gegenüber dem üblicherweise als Tonsperre verwendeten Compactonit sind der geringere Durchmesser (\varnothing 6 mm), der den Einbau in den sehr schmalen Ringraum (lediglich 24 mm) erleichtert sowie eine verzögerte Quelfähigkeit.

9.2.5. Aufbau einer Grundwassermessstellengruppe

Zur möglichst vollständigen Erfassung der Grundwasserleitmächtigkeit wurden jeweils drei Messstellen als Grundwassermessstellengruppen errichtet. Die Platzierung erfolgte jeweils

entweder in einer Reihe oder als Dreieck. Jede Messstellengruppe besteht aus drei Grundwassermessstellen (Ausnahmen: Güterbahnhof (180971–74) und Maschstrasse/Neues Kreishaus (47339–40)), die jeweils bis auf den Stauer ausgebaut („tief“), die Grundwasseroberfläche schneiden („flach“) bzw. in der Mitte der beiden anderen Tiefenlagen ausgebaut sind. In Abbildung 9.6 ist der prinzipielle Aufbau einer Messstellengruppe am Beispiel der Gruppe Weinstrasse/Gesundheitsamt (180965–67) dargestellt.

In Abbildung 9.6 ist der prinzipielle Aufbau einer Grundwassermessstellengruppe dargestellt.

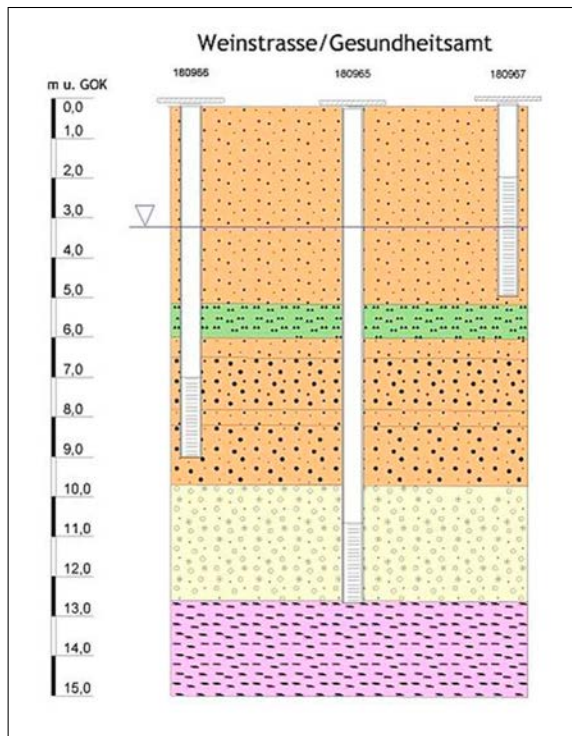


Abb. 9.6.: Prinzipaufbau einer Meßstellengruppe Grundwassermessstellengruppe Weinstrasse/Gesundheitsamt (180965–67)

Wie in 9.2.4.3 ausgeführt, wurde die tiefste Grundwassermessstelle möglichst mit zwei Metern Filter ohne Sumpfrohr direkt auf den Grundwasserstauer aufgesetzt, um DNAPL-Fallen zu vermeiden, potentiell vorhandene DNAPL aber erfassen zu können.

Die flache Grundwassermessstelle wurde im ersten Teil des Projektes (2003) mit zwei Metern Filterstrecke ausgebaut. Bei Grundwassertiefständen war es dadurch z.T. nicht mehr möglich, eine Probenentnahme mit kontinuierlichem Förderstrom durchzuführen (Beispiel: 47336, Oesterleyplatz 18). Daher wurde in späteren Bohrkampagnen eine drei Meter lange Filterstrecke für die flache Messstelle innerhalb der Gruppe gewählt.

Abbildung 9.7 zeigt den Aufbau einer Einzelmessstelle (hier: 181008 (Geibelplatz)) im Detail.

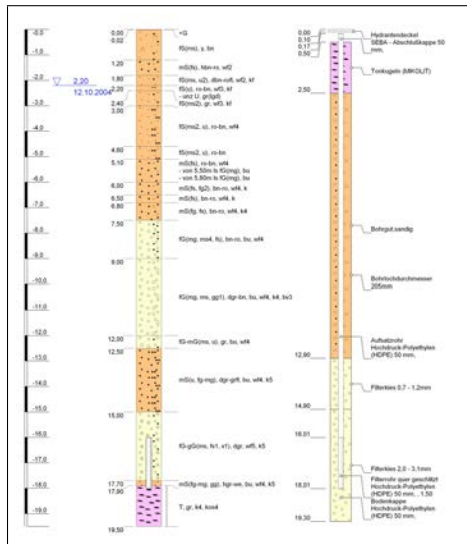


Abb. 9.7.: Prinzipaufbau einer Meßstelle am Beispiel 181008 (Geibelplatz)
links: Geologisches Profil nach DIN4022/23
rechts: Ausbau und Ringraumverfüllung

9.2.6. Technische Ausführung einer Messtellengruppe

Nach Klärung der Bohrlokation (9.2.3) wurde zunächst eine Baustelleneinrichtung vorgenommen. Am Standort der tiefsten Grundwassermessstelle wurde mittels Endlosschneckenbohrung (Schneid- \varnothing 110 mm) bis zum Stauer (und ca. 0,5 bis 1,0 m darüber hinaus) vorgebohrt. Bohrgut wurde in Drei-Meter-Abschnitten auf der Schneide gefördert und vom Geologen vor Ort eine Schichtenansprache nach DIN 4022 durchgeführt (Abbildung 9.8). Eine Probenentnahme des Lockersedimentes aus der Schnecke wurde nicht vorgenommen, ggf. wurden Tonproben in Plastikbeutel zur späteren mikropaläontologischen Bestimmung (Kap. 9.6.2) entnommen.

Mit Hilfe der mittels Endlosschnecke ermittelten Tiefenlage des Tonsteinstauer wurde die Endteufe der Hohlbohrschneckenbohrung festgelegt.

Nach Umrüstung des Bohrgerätes von Endlosschnecke auf Hohlbohrschnecke (Innendurchmesser der Seele: 111 mm, Außendurchmesser der Schneiden: 205 mm) wurde in das Bohrloch der Endlosschneckenbohrung mittels Hohlbohrschnecke (HBS) die flachste der drei Grundwassermessstellen errichtet. Hierzu wurde mit der HBS auf die Endtiefe gebohrt (ca. 2.0 m unter angetroffenem Grundwasserspiegel), Auflastwasser (städtisches Trinkwassernetz) aufgegeben, die Schneidspitze gezogen, die vorinstallierten Rohre eingebaut und nachfolgend verkiest (Kap. 9.2.4.5). Die Schnecke wurde dabei rückschreitend drehend gezogen. Nach Bergung der HBS wurde die Tagwassertonsperre eingebaut und bis zum Setzen des Brunnenabschlusses (Strassenkappe bzw. Schutzdreieck) mit Kunststoffolie und Bohrgut abgedeckt. Das dabei eingesetzte Auflastwasser wurde jeweils auf Headspacevials beprobt und mittels Gaschromatograph auf die Wasserinhaltsstoffe analysiert, zu deren späterer Analytik die Grundwassermessstelle bestimmt ist (in diesem Fall LHKW und BTEX).

Anhand des mit Hilfe der Endlosschnecke aufgenommenen Schichtenverzeichnisses wurden



Abb. 9.8.: Bohrung mit Endlosschnecke
Drehtisch mit gezogener Schnecke. Das geförder-
te Sediment liegt auf der Schneide auf.

die Tiefenlagen und der Ausbau (Schlitzweite und Verkiesung) für die mittlere und tiefe Grundwassermessstelle sowie die Beprobungstiefen für die Kernstrecken festgelegt, die in den darauffolgenden Tagen abzuteufen sind.

Nach Umsetzung des Bohrgerätes auf den nächsten Ansatzpunkt wurde mittels Endlosschnecke die tiefe Grundwassermessstelle abgeteuft (ca. 1 m unter Hangendgrenze Unterkreideton). Im Zuge dieser Bohrung wurden auch Kernstrecken entnommen; die Vorgehensweise ist in Kap. 9.2.6.1 erläutert.

Nach Erreichen der Endteufe wurde im verrohrten Bohrloch durch das *Leibniz-Institut für Geowissenschaftliche Gemeinschaftsaufgaben (GGA-Institut, Geozentrum Hannover)* eine Bohrlochsondierung mittels γ -Sonde durchgeführt, um die Tiefenlage des Stauers nochmals zu verifizieren und evtl. vorkommende Tonlinsen kartieren zu können. Die γ -Messung diente der teufenabhängigen Registrierung der natürlichen Radioaktivität. Da Tonminerale hohe Anteile vor allem an Kaliumionen aufweisen, kontrastieren Tone mit ihrer erhöhten Radioaktivität gut zu den tonmineralarmen Kiesen und Sanden. Für eine Beschreibung des Verfahrens siehe z.B. Knödel u. a. (1997) oder Beblo (1997).

Die γ -Sondierungen in den Bohrungen aus 2003 und 2004 (bis 3. Quartal) wurden mittels einer mobilen Meßeinheit aufgenommen (Abbildung 9.9 links), die nachfolgenden Sondierungen mit dem Bohrlochmeßfahrzeug des GGA-Institutes (Abbildung 9.9 rechts). Die γ -Logs wurden in die Bohrdatenbank (Kap. 9.11.1) übernommen. Abbildung 9.10 zeigt ein Beispiel für ein γ -Log. Die Graphiken der im Laufe des Projektes aufgenommenen γ -Logs befinden sich im Anhang ??.



Abb. 9.9.: Bohrlochmessungen mit γ -Sonde

links: Mobiles Aufzeichnungsgerät für Bohrlochmessungen (Lutherstrasse 32a)

rechts: Bohrlochmessfahrzeug des GGA-Instituts

Unter Berücksichtigung des γ -Logs wird vor Ort die endgültige Ausbautiefe der Grundwassermessstelle festgelegt und diese analog der oben beschriebenen Vorgehensweise entsprechend ausgebaut. Nach letztmaliger Umsetzung des Bohrgerätes wird nach dem gleichen Verfahren auch die mitteltiefe Grundwassermessstelle errichtet. Das Resultat ist eine Messstellengruppe wie in Abbildung 9.6.

Nach Abzug der Bohranlage wird von einem Tiefbauunternehmen der Brunnenabschluß errichtet (Kap. 9.2.4.4) und die Geländeoberfläche je nach Beschaffenheit angearbeitet.

9.2.6.1. Sedimentprobenentnahme

Die Gewinnung von Feststoffproben sowie die Vor-Ort-Analytik am Sediment erfolgte an Kernstrecken.

In den anhand der Schichtaufnahme an der Endlosschnecke festgelegten Teufen wurden im Rammkernverfahren Kerne (PVC-Liner, \varnothing 80 mm) entnommen. Die aus dem Kernrohr entnommenen Liner wurden sofort mit dicht sitzenden Kappen und zusätzlichem Klebeband verschlossen und mit Hilfe eines Kernschneidetisches mit beidseitig laufenden schwingenden Schneidern aufgeschnitten (Abbildung 9.11). Die beidseitigen seitlichen Schnitte erfolgten in der oberen Hälfte des Kerns, um so Porenwasserverlust weitgehend zu vermeiden. Der Kernschneidetisch wurde dafür speziell umgebaut, um einen Schneidwinkel von ca. 15° gegenüber der Horizontalen zu erreichen. Um das Eindringen von Spänen des PVC-Liner-Materials in den Kern so gering wie möglich zu halten, wurden Geräte mit oszillierenden Sägeblättern und keine Winkelschleifer o. ä. gewählt.

Nach Auftrennen des Kernrohres wurde eine geologische Schichtbeschreibung des Kernes analog DIN 4022 (Feldformular in Anlage ??) vorgenommen und eine Feststoffprobenentnahme in parameterspezifische Behältnisse durchgeführt. Die auf LHKW zu analysierenden Proben (jeweils 10 ml) wurden mittels Kunststoffeinwegspritze entnommen (Abbildung 9.11), in 50 ml Headspace-Vials mit Teflonsepten gefüllt (jeweils 2 Vials pro Probe), sofort

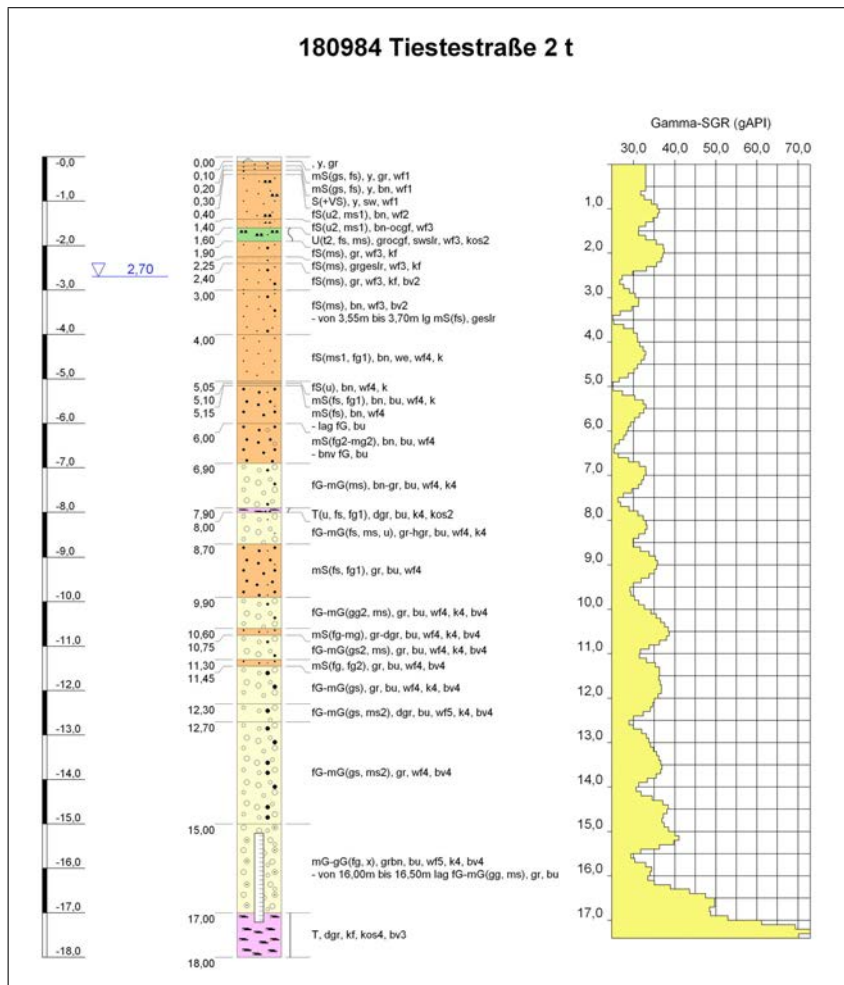


Abb. 9.10.: Beispiel für ein γ -Log. 180984 (Tiestestraße 2)

verschlossen und gekühlt zum Labor transportiert. Proben zur Bestimmung der Eisenspezies wurden in 500 ml Schnappdeckelgläser verbracht, Proben zur späteren Kornanalyse in 3l-Kunststoffbeutel gefüllt.

In der Regel wurden die Kerne im Abstand von ca. 25 cm auf GC-analyisierbare Stoffe beprobt, die Auswahl der Einstichstellen wurde vor Ort festgelegt und richtete sich nach den im Kern vorgefundenen geologischen Merkmalen (z.B. Schluffbänder, organisches Material etc.).

Nach der Headspace-Probenentnahme (und vor den anderen, oben beschriebenen Probenentnahmen) wurden Vor-Ort-Parameter des Feststoffes geprüft. Tabelle 9.11 zeigt die dabei verwendeten Methoden.



Abb. 9.11.: Links: Kernschneidetisch. Ein PVC-Liner wird durch oszillierende Schneidblätter aufgetrennt. Rechts: Probenentnahme mittels Einwegspritze. Am Übergang Kies/Ton wird eine Probe mittels Kunststoffeinwegspritze (oben) entnommen

Tab. 9.11.: Vor-Ort-Parameter Feststoff

Parameter	Methode	Bemerkung
Bodenart, Organoleptik	DIN 4022	Besonderer Wert ist auf die Kennzeichnung anthropogener Beimengung und Angabe des geschätzten Anteils dieser Beimengungen an der Gesamtprobe zu legen (z.B. Bauschutt, Beton- oder Asphaltdecken, Schlacken, Aschen, Kohle, Holz- Pflanzen- und Wurzelreste)
unpolare Phase	Ölrottest	Etwa 20 g Boden wird mit Wasser leicht übersättigt und mit einer Spatelspitze Ölrot versetzt. Ölrot ist ein wasserunlösliches Pulver; in Gegenwart von Öl- oder CKW-Tröpfchen geht es dort in Lösung und führt zu einer intensiven Anfärbung der Schadstoffe in Phase.
spez. Bodenwiderstand	DIN 50929 T. 3	4-Elektrodenmethode mit der Soil-Box mit entnommenen Proben (Abb. 9.12)
pH Redoxpotential	DIN 19684 T. 1 Einstichelektrode	Zur Methode der Redoxpotentialmessung an Böden sieht DIN 50 929 Teil 3 die Entnahme von Sonderproben und eine spezielle Probenbehandlung, aber Messung im Labor, vor. U. E. ist die Gefahr der Analysenverfälschung durch die Probenlagerung sehr groß, so dass unmittelbar an frischen Proben, aber mit geringerem Probenahmeaufwand gearbeitet werden sollte (Abb. 9.12).
Kalkgehalt FeS	organoleptisch	10% HCl nach Zugabe von 10% HCl Prüfung auf H ₂ S-Entwicklung

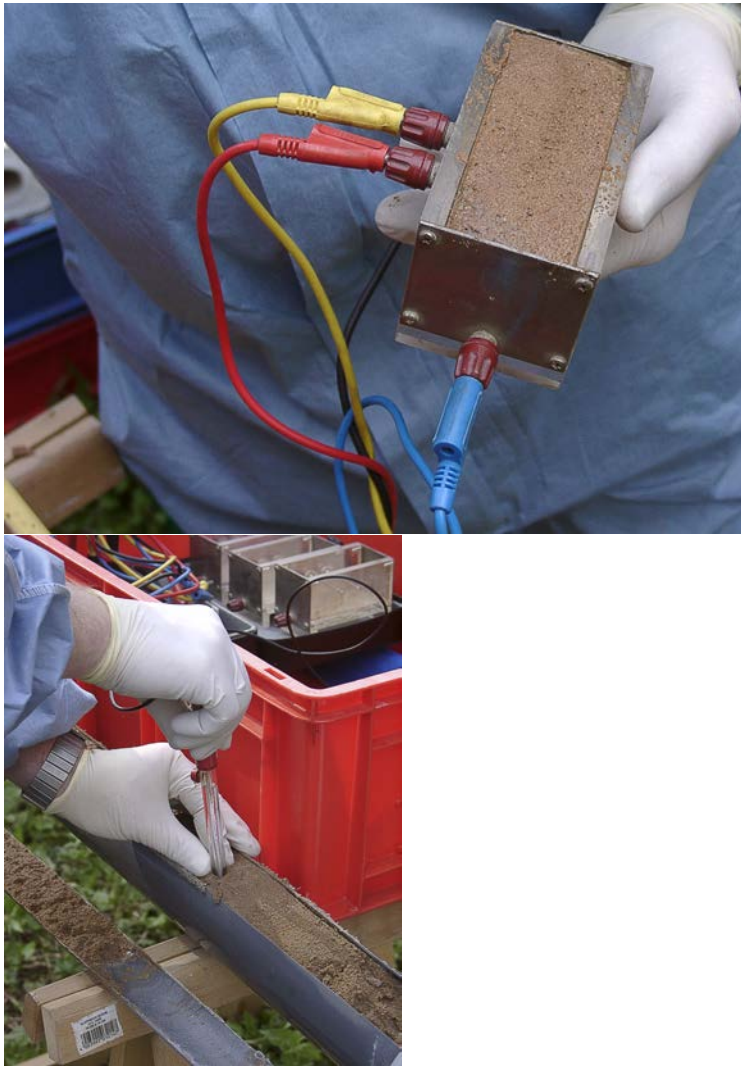


Abb. 9.12.: links: Bodenwiderstandsmessung mit der Soilbox
rechts: Redoxpotentialmessung im Boden

9.2.7. Dokumentation der Bohrungen

Zur Dokumentation der Bohrungen vor Ort wurde ein zweiseitiges Bohrprotokoll entworfen und an der Bohrstelle vorgehalten.

Folgende Punkte wurden dokumentiert:

- Datum des Bohrbeginns und –endes
- Lagepunktbezeichnung
- Ortsbeschreibung des Ansatzpunktes
- erfolgte Kampfmittelfreigabe
- Personal (Bauleiter, Bohrführer, –helfer, Besucher)
- Maschinendaten (bei wechselnden Maschinen)
- Vorschachtungen
- Bohrverfahren und damit jeweils aufgeschlossene Tiefen
- Anzahl und Tiefenlagen der Kernstrecken
- Art und Tiefen der Verfüllungen
- Art, Anzahl und Tiefen der Ausbauten
- Bohrspülung, Auflastwasser

Abbildung 9.13 zeigt Vorder– und Rückseite des Protokolls; das Protokoll ist in Anlage ?? dem Bericht beigegeben.

Die Dokumentation der Sedimentansprache in den Kernstrecken sowie der Feststoffprobenentnahmen wurde nochmals separat in einem Datenblatt erfasst. Abbildung 9.14 zeigt dieses Datenblatt, beispielhaft ausgefüllt an der Bohrstelle 180984.

9.2.8. Ermittlung der Messtellenkoordinaten

Nach Beendigung einer Bohrkampagne wurden die provisorisch mittels GIS ermittelten Lagekoordinaten in Form von Lageskizzen an die Landeshauptstadt Hannover (Abteilung Geoinformation/Baugrund und Grundwasser (OE 67.12) übermittelt. Diese Abteilung führte die geodätische Einmessung der Grundwassermessstellen durch. Erfasst wurden dabei

- Rechts– und Hochwert (Gauss–Krüger, 3. Meridianstreifen)
- Höhe Bohransatzpunkt (m ü. NN)
- Höhe Rohroberkante (geöffnete Sebakappe, m ü. NN)

Station:		Zugehöriges Schichtenverzeichnis	
Projektbez.		Datum	Beginn Ende
Messpunktbez.		TK-Name	
Ort		TK-Nr.	
Ortsbeschreibung			
Rechts(GOK)		Hoch(GOK)	
Höhe Ansatzpunkt <small>in m über NN</small>		Meridian	2: 3: 4:
Kampfmittel	Luftbildfreigabe grün <input type="checkbox"/> rot <input type="checkbox"/>	Freigabe nach Tiefensondierung ja <input type="checkbox"/> Firma Protokoll auf Baustelle ja <input type="checkbox"/>	
Wetter	Temp.	Niederschlag	
Personal			
Bauführer		Protokollführer	
Bohreräteführer		Hilfskräfte	
Besucher	1	Von	Bis
	2	Von	Bis
	3	Von	bis
Bohrgerät	Hersteller	Typ	
Vorschachtung			
Nr.	Tiefe (m u. GOK)	Material Oberfläche	Grund f. Umsetzen
1.			
2.	umgesetzt		
3.	umgesetzt		
4.	umgesetzt		
Bohrung			
Nr.	Verfahren	Ø innen (mm)	Ø außen (mm) Von (m u. GOK) Bis (m u. GOK)
1.			
2.			
3.			
4.			
Kernstrecken			
Nr.	Von (m u. GOK)	Bis (m u. GOK)	Bez.
1.			
2.			
3.			
4.			
5.			
6.			
7.			
8.			

Verfüllung					
Nr.	Material/Handelsname <small>(bei Bohrgf. Bodennsprache)</small>	Korngröße <small>(mm von bis)</small>	Von <small>(m u. GOK)</small>	Bis <small>(m u. GOK)</small>	Menge <small>(L)</small>
1					
2					
3					
4					
5					
6					
Einbauten (Vollrohr, Filter, Deckel, Hydrantendeckel, Bodenkappe etc.) (über GOK: negative Werte!)					
Material	Durchmesser <small>(mm)</small>	Von <small>(m u. GOK)</small>	Bis <small>(m u. GOK)</small>	Schützweite <small>(mm)</small>	Wandstärke <small>(mm)</small>
1					
2					
3					
4					
5					
6					
7					
8					
9					
10					
Auflast-/Spülwasser					
Quelle:		Menge			
Probe	Labornummer		Labor		
Bemerkungen zur Messstelle / Besondere Vorkommnisse					
Mitzuführende Unterlagen:					
Einleitgenehmigung Leitungspläne					
Übergabe-Übernahmeprotokoll Probennehmer-Analytiklabor					
Unterschrift Protokollführer					

Abb. 9.13.: Protokoll zur Dokumentation einer Bohrung

Im Zuge dieser Arbeiten erfolgte auch die Benennung der Grundwassermessstellen nach dem in Kapitel 9.1.2 aufgeführten Namensschlüssel und die Übernahme dieser Daten in die Messstellendatenbank der LH Hannover.

Die Lage- und Höhenkoordinaten sowie die Bezeichnungen der Grundwassermessstellen sind im Anhang ?? aufgelistet

9.2.9. Bohrkampagne 2003

Zur Erprobung der in 9.2.4 beschriebenen Bohrtechnik und der Probenentnahme- und Vor-Ort-Meßtechnik (Kapitel 9.2.6.1) wurde eine erste Prototyp-Meßstellengruppe (180928–930) auf einer innerstädtischen Brachfläche im Hinterhof der Lutherstrasse 32a abgeteuft. Im Wesentlichen wurde in allen nachfolgenden Bohrkampagnen von der hier erprobten Technik nicht mehr abgewichen.

Zur ersten Schließung von Lücken im Messnetz wurden Ende des Jahres 2003 Messstellengruppen im Grünbereich des Wildermuthweges, im Hof des Neuen Kreishauses (Maschstrasse 25) sowie auf dem Oesterleyplatz angelegt.

Die Bohrlokationen aus 2003 sind in der Abbildung 9.16 grün dargestellt und in Tabelle 9.12 aufgeführt.


Datum: 27.10.2004		Projekt: Hannover Südstadt			Aufschluß: Kl. Düwel/Tieste		Blatt: 1 von 3		Anlage:		 BWS GmbH BODEN ■ WASSER ■ WATER ■ SOIL <small>Holtenauerstraße 4 • D-30559 Hamburg • Fax: +49 (0)43 - 23 90 94-50</small>		
Schurf/Schacht bis: m		Sonden-/Kerndurchmesser: 80 mm bis 17,85 m			Wasser bei [m]: Sonde: 2,6 Lot:		Pegel: (Material, Filtertiefen)		Aufschluss durch: NLFB				
Tiefe bis [m]	übliche Benennung	Beschreibung Bemerkungen		Kalkgehalt	Widerstand [Ωcm]	Redoxspannung [mV]	Ölot	HCl → H ₂ S	Protokoll durch: Dipl.-Ing. Petersen				
		Farbe	Konsistenz						Probe	Tiefe	Labor		
K1: 2,0 - 3,0 2,60	Sand	mS, fs / braunstreifig "		0	24.900	440	--	0	K1-1	2,0 - 2,6			
	grau	ef											
3,0	Sand	mS, fs "		0	12.900	390	--	0	K1-2	2,6 - 3,0	311365		
	braun-grau	wh											
K2: 4,5 - 5,5 5,50	Sand	mS, fs, fg" / Kalkkrümel"		+	6.300	300	--	(+)	K2-1	4,5 - 5,5	311366		
	braun	ef											
K3: 7,5 - 8,5 7,8	Sand	mS, gs, g "		++	10.050	200	--	+	K3-1	7,5 - 7,8			
	graubraun	wh											
8,5	Kies	G, s / Lagen s "		++	8.650	200	--	++	K3-2	7,8 - 8,5	311368		
	grau	wh											
K4: 10,0 - 11,0 10,2	Sand	mS, fs, gs, g "		++	10.900	130	--	+	K4-1	10,0 - 10,2			
	grau	wh											

Abb. 9.14.: Schichtenverzeichnis und Probenentnahmeprotokoll für Kernstrecken (1. Seite von 3)

Tab. 9.12.: Grundwassermessstellen 2003

Bezeichnung	Standort	Rechtswert	Hochwert	Höhe ROK (mNN)	Bohrwoche
180928	Lutherstr. 32 a	3551281,7	5803866,7	55,35	37
180929	Lutherstr. 32 a	3551284,3	5803864,3	55,27	
180930	Lutherstr. 32 a	3551280,7	5803863,5	55,41	
47333	Wildermuthweg 13G	3551295,9	5803430,2	55,38	50
47334	Wildermuthweg 13G	3551297,1	5803426,9	55,38	
47335	Wildermuthweg 13G	3551292,4	5803425,9	55,34	
47336	Oesterleyplatz 18	3551531,3	5803627,8	54,53	49
47337	Oesterleyplatz 18	3551533,0	5803624,9	54,49	
47338	Oesterleyplatz 18	3551530,2	5803625,9	54,62	46
47339	Maschstr. 25	3550795,5	5803825,3	54,46	
47340	Maschstr. 25	3550793,2	5803823,4	54,61	

9.2.10. Bohrkampagne 2004

In Tabelle 9.13 sind die in 2004 abgeteufte Grundwassermessstellen aufgeführt; die Lokationen der Messstellen sind in Gelb in Abbildung 9.16 eingetragen.

Wie in 9.2.5 beschrieben, wurde die Vorgehensweise beim Bau der neuen Messstellen nur dahingehend geändert, daß die flachste der drei Messstellen einer Gruppe nunmehr mit einer drei Meter langen Filterstrecke ausgestattet wurde.

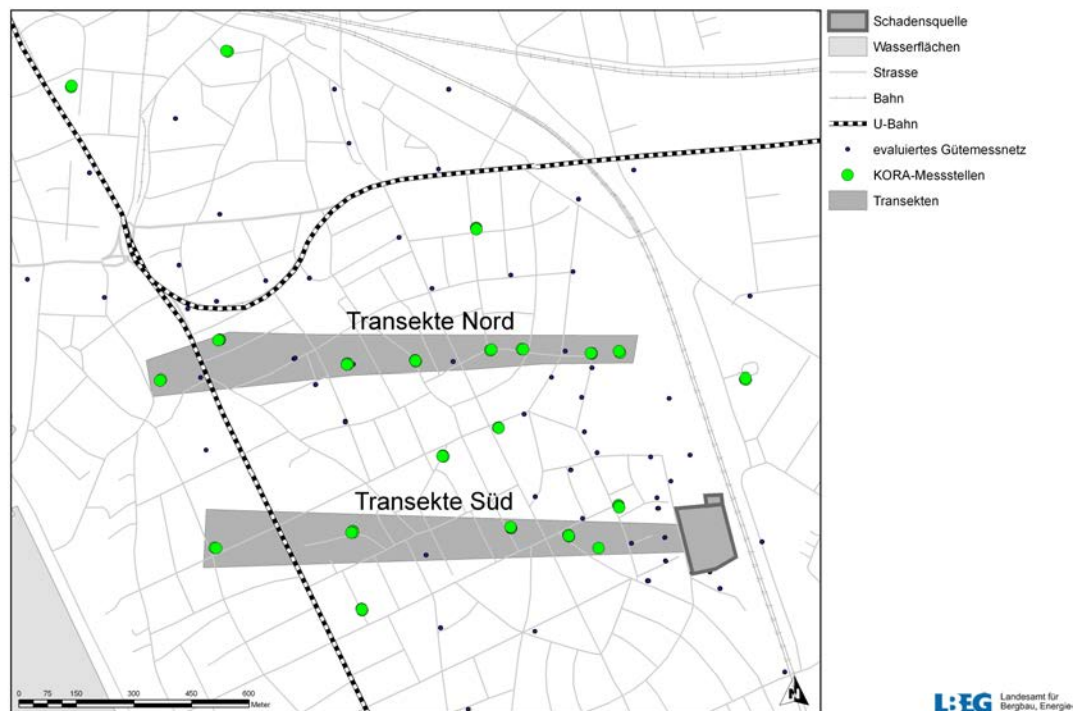


Abb. 9.15.: Lage der Transekten.

Der Schwerpunkt der Bohrkampagne 2004 lag auf der Realisierung von zwei Transekten (Nord- und Südtransekte), in Grundwasserflussrichtung (ca. E—W) verlaufende enge Korridore mit tiefendifferenzierten Messstellen. Ziel des Transektenbaus und der nachfolgenden Grundwasserbeobachtung war die Bildung von repräsentativen Schnitten durch den gesamten Grundwasserleiter und den verschiedenen Milieubedingungen (reduzierende Anstrom- und oxidierende Abstromverhältnisse bzw. der sich mit der Tiefe ändernden Redoxeigenschaften). Mit Hilfe der Sediment- und Wasseranalytik aus den Transektenmessstellen, vor allem aus der Nordtransekte, wurden von den Projektpartnern erste 2D-Transportmodelle erstellt.

Die Nordtransekte beginnt im Osten an der Messstellengruppe Güterbahnhof (180971–974) als unbelastete Anstrommessstelle, integriert einige der bestehenden Messstellen

und endet an der in 2003 errichteten Messstellengruppe am Neuen Kreishaus. Zwischen diesen Endpunkten wurde die Transekte mit drei weiteren Messstellengruppen erweitert.

Die Südtransekte beginnt im Osten am ehemaligen Schadenseintrittsort und endet jenseits des Fahnenrandes an der Messstellengruppe Pauluskirche (Meterstrasse 39, 180978–980).

Die Abbildung 9.15 zeigt die Lage der beiden Transektenkorridore.

Die Bohrung „Güterbahnhof“ zeigte in einer Tiefe ab 13,65 m u. GOK eine tonig–mergelige Aufarbeitungszone mit wasserführenden Sandlagen („Geschiebemergel“). Aus diesem Grund wurde die Grundwassermessstelle 180971 errichtet und im Bereich der Sandlagen im Geschiebemergel mit einer Filterstrecke versehen.

Tab. 9.13.: Grundwassermessstellen 2004

Bezeichnung	Standort	Rechtswert	Hochwert	Höhe ROK (mNN)	Bohrwoche
180950	Johannssenstr. 10	3550968,3	5804681,9	53,75	21
180951	Johannssenstr. 10	3550970,3	5804681,2	53,75	
180952	Johannssenstr.10	3550965,8	5804682,8	53,76	
180953	Kl. Düwelstr./Stolzestr	3551739,1	5803903,5	54,51	17
180954	Kl. Düwelstr./Stolzestr.	3551737,2	5803903,6	54,51	
180955	Kl. Düwelstr./Stolzestr.	3551741,0	5803903,3	54,47	
180956	Rautenstr./Sonnenweg	3551618,4	5804218,9	54,36	18
180957	Rautenstr./Sonnenweg	3551618,7	5804216,9	54,27	
180958	Rautenstr./Sonnenweg	3551618,5	5804221,0	54,42	
180959	Sallstr. 55, Nazarethkirche	3551676,0	5803699,7	54,76	14
180960	Sallstr. 55, Nazarethkirche	3551677,1	5803699,2	54,68	
180961	Sallstr. 55, Nazarethkirche	3551676,4	5803700,8	54,79	
180962	Simrockstr., St.-Heinrichs-Kirche	3551708,8	5803439,1	54,90	15
180963	Simrockstr., St.-Heinrichs-Kirche	3551708,0	5803440,8	54,94	
180964	Simrockstr., St.-Heinrichs-Kirche	3551709,7	5803437,5	54,94	
180965	Weinstr. 2/Gesundheitsamt	3550947,3	5803927,8	54,26	19
180966	Weinstr. 2/Gesundheitsamt	3550945,3	5803926,8	54,28	
180967	Weinstr. 2/Gesundheitsamt	3550949,2	5803928,8	54,25	
180968	Georgsplatz/Dreieckswiese	3550561,1	5804590,0	55,53	16
180969	Georgsplatz/Dreieckswiese	3550561,8	5804592,0	55,46	
180970	Georgsplatz/Dreieckswiese	3550560,7	5804587,9	55,45	
180971	ehem. Güterbahnhof	3551992,0	5803896,9	55,26	23
180972	ehem. Güterbahnhof	3551993,0	5803895,6	55,24	
180973	ehem. Güterbahnhof	3551994,1	5803894,5	55,24	
180974	ehem. Güterbahnhof	3551991,0	5803898,2	55,27	
180978	Meterstraße 39	3550939,3	5803385,1	54,45	40
180979	Meterstraße 39	3551937,5	5803385,9	54,24	
180980	Meterstraße 39	3550935,4	5803386,7	54,34	
180981	Kleine Düwelstraße 12	3551657,8	5803902,3	54,92	44
180982	Kleine Düwelstraße 12	3551654,9	5803900,8	54,90	
180983	Kleine Düwelstraße 12	3551656,8	5803901,3	54,95	
180984	Tiestestraße 2	3551917,8	5803893,1	54,41	43
180985	Tiestestraße 2	3551920,2	5803893,2	54,57	
180986	Tiestestraße 2	3551919,7	5803891,9	54,38	
180987	Geibelstraße 11	3551860,1	5803417,4	54,96	41
180988	Geibelstraße 11	3551860,7	5803416,1	54,87	
180989	Geibelstraße 11	3551859,0	5803419,8	54,88	
180990	Große Barlinge 49	3551459,5	5803873,3	54,19	45
180991	Große Barlinge 49	3551458,7	5803874,6	54,25	
180992	Große Barlinge 49	3551460,5	5803871,6	54,16	

In Tabelle 9.14 sind die statistischen Daten der Bohrkampagne 2004 aufgeführt.

9.2.11. Bohrkampagne 2005

Die Bohrkampagne 2005 diente i.W. dem Bau einer Messstellengruppe im direkten Abstrom der Schadensquelle, da hier keine verlässlichen Monitoringdaten vorlagen. Hinweise auf

Tab. 9.14.: Bohrstatistik 2004

13	Stck.	Grundwassermeßstellengruppen
40	Stck.	Meßstellen
444	m	Bohrmeter
93	m	Filter
337,7	m	Vollrohr
3,7	t	Filterkies
2	t	Tonsperre
68	m	Kerne
30	t	Bohrgut
52	Tage	Bohrzeit

die Elution sowohl von LHKW als auch von Benzolhomologen aus dem sog. „hängenden Schaden“ (ein kleiner Teilbereich des Schadensherdes, der auf öffentlichem Grund liegt und nicht von der Dichtwand umschlossen wird) war Veranlassung für den Bau der Messstellen 181007–009 (Tabelle 9.15). Im Zuge der Errichtung dieser Gruppe wurde eine weitere Grundwassermessstelle 181010 ausgebaut. Die Messstelle wurde in PVC mit einer Filterstrecke von 3 m und einem Durchmesser von 80 mm errichtet. Bedingt durch den zur Verfügung stehenden geringen Bohrdurchmesser von 110 mm (9.2.4.1) wurde von einer Verkiesung abgesehen, da diese für den angedachten Zweck auch nicht notwendig ist. Die Messstelle diente zur Aufnahme von bohrlochgeophysikalischen Sonden >50 mm (z.B. zur Erstellung eines vertikalen seismischen Profils (VSP)). Eine Aufnahme in das Grundwassergütemessnetz war nicht vorgesehen.

Die Grundwassermessstelle 181006 (Lutherstrasse 32a) wurde zur Erweiterung der bereits vorhandenen Messstellengruppe (9.2.9) ca. 15m anstromig zur Gruppe 180928–30 errichtet.

Tabelle 9.15 zeigt die Daten der in 2005 errichteten Messstellen, in Abbildung 9.16 sind die Messstellen in rot dargestellt.

Tab. 9.15.: Grundwassermessstellen 2005

Bezeichnung	Standort	Rechtswert	Hochwert	Höhe ROK (mNN)	Bohrwoche
181006	Lutherstr. 32 a t2	3551297,0	5803864,0	55,35	9
181007	Geibelplatz	3551991,8	5803492,0	54,98	8
181008	Geibelplatz	3551990,8	5803495,0	54,94	
181009	Geibelplatz	3551991,3	5803493,5	54,97	
181010	Geibelplatz	3551989,8	5803498,0	54,93	

In Tabelle 9.16 sind die statistischen Daten der Bohrkampagne 2005 aufgeführt.

Tab. 9.16.: Bohrstatistik 2005

1	Stck.	Grundwassermeßstellengruppen
5	Stck.	Meßstellen
85,2	m	Bohrmeter
11	m	Filter
70,95	m	Vollrohr
0,375	t	Filterkies
0,2	t	Tonsperre
13,6	m	Kerne
4,25	t	Bohrgut
7	Tage	Bohrzeit

9.2.12. Bohrkampagne 2006

Zur Komplettierung des Messnetzes wurden im Jahr 2006 die Grundwassermessstellengruppen Grimmstrasse (181072–74) und Brehmhof (180975–77) errichtet. Die Dokumentation des südwestlichen Fahnenrandes wurde durch die Messstellengruppe Grimmstraße vorgenommen. Anstromseitig wurde die Messstellengruppe Brehmhof gebaut. Dieser Standort wurde gewählt, um Daten aus dem natürlichen direkten Anstrom auf die Fahne zu erhalten. Die eigentlich zur Anstromdokumentation geplante Messstellengruppe Güterbahnhof (180971–75) zeigte geringe Gehalte an LHKW im Wasser; der Bereich der Grundwassermessstellengruppe war also zumindest in der Vergangenheit fahnenbeeinflusst.

Tabelle 9.17 zeigt die Daten der in 2005 errichteten Messstellen, in Abbildung 9.16 sind die Messstellen in blau dargestellt.

Tab. 9.17.: Grundwassermessstellen 2006

Bezeichnung	Standort	Rechtswert	Hochwert	Höhe ROK (mNN)	Bohrwoche
181072	Grimmstr. 6	3551319,8	5803225,5	54,61	17
181073	Grimmstr. 6	3551321,0	5803223,0	54,47	
181074	Grimmstr. 6	3551319,0	5803227,0	54,53	
181075	Brehmhof 4	3552322,0	5803829,0	54,22	16
181076	Brehmhof 4	3552322,5	5803825,5	54,37	
181077	Brehmhof 4	3552320,5	5803827,0	54,15	

9.2.13. Zusammenfassung

Zur dreidimensional-räumlichen Vervollständigung des vorhandenen Grundwassermessnetzes wurden in den Jahren 2003 bis 2006 insgesamt 20 Grundwassermessstellengruppen mit 62 Messstellen errichtet (Tabelle 9.19).

Tab. 9.18.: Bohrstatistik 2006

2	Stck.	Grundwassermeßstellengruppen
6	Stck.	Meßstellen
61,2	m	Bohrmeter
14	m	Filter
38,25	m	Vollrohr
0,375	t	Filterkies
0,55	t	Tonsperre
6	m	Kerne
3,1	t	Bohrgut
8	Tage	Bohrzeit

Die Vorbereitungen der Bohrkampagnen stellte sich als extrem zeit- und personalintensiv heraus. Insgesamt machte z.B. die Vorbereitungszeit für die 13 Meßstellengruppen des Jahres 2004 ca. 0,5 Jahre aus. Verglichen mit einer unbebauten Umgebung sind bei der Planung von Bohrungen im innerstädtischen Bereich Mehraufwendungen zu berücksichtigen bei:

- Recherche von Leitungsverläufen
- Rechte von Privatpersonen
- Abstimmungen mit öffentlichen Trägern
- potentielle Gefährdung durch Kampfmittel
- Anfahrwege und
- Aufstellmöglichkeit für Großgerät
- Baustellenabsicherung
- Anwohner- und Presseinformation

Es wurde sowohl eine vollständige Erfassung der gesamten Schadstofffahne und der Redoxzonen erreicht als auch engmaschige Beobachtungsräume (Transekten) errichtet, die der Vertiefung des Prozessverständnisses dienen. Um die erhöhten Anforderungen an ein prozessorientiertes NA-Monitoring zu erfüllen, wurde ein Bohrkonzept entwickelt und konsequent umgesetzt. Ausbauart und -material wurden so gewählt, daß eine optimale Erfassung der physikalisch-chemischen Parameter bei der Grundwasserprobenentnahme gewährleistet ist und auch reproduzierbare Ergebnisse liefert.

Die Qualitätssicherung wurde durch eine lückenlose Bohrüberwachung und -dokumentation hergestellt.

Tabelle 9.19 zeigt die zusammenfassende Statistik der im Projekt Hannover-Südstadt ausgeführten Bohrungen bzw. deren Ausbau zu Grundwassermessstellen. In der Abbildung 9.16 sind nach Baujahren geordnet die im Rahmen des Projektes errichteten Grundwassermessstellen eingezeichnet.

Tab. 9.19.: Bohrstatistik 2003–2006

20	Stck.	Grundwassermeßstellengruppen
62	Stck.	Meßstellen
697,15	m	Bohrmeter
140	m	Filter
526,50	m	Vollrohr
5,60	t	Filterkies
3,05	t	Tonsperre
108,60	m	Kerne
30	t	Bohrgut
87	Tage	Bohrzeit

Die Profile und Ausba Zeichnungen aller im Projekt errichteten Grundwassermessstellen sind mit Anlage ?? diesem Bericht beigefügt. Eine tabellarische Auflistung dieser Messstellen mit Koordinaten und Bohransatzpunkten ist in Anlage ?? enthalten, die Lage der Messstellen ist in ?? eingezeichnet.

9.3. Grundwasserdynamik

9.3.1. Standardverfahren

Im Zuge der Grundwasserüberwachung in der Südstadt wurde ein quartalsweise angelegtes Grundwasserstandsmonitoring betrieben. Das dazu aufgebaute Monitoringnetzwerk unterscheidet sich vom Gütemessnetz (Kapitel 9.4, Abbildung 9.16) nur in einigen unwesentlichen Punkten. Das Grundwasserstandsmessnetz wurde vor allem aus praktischen Gründen leicht ausgedünnt, schwer anfahrbare oder häufig blockierte Messstellen wurden nicht mit aufgenommen.

Die Grundwasserstandsmessungen wurden im Zeitraum zwischen März 2004 und Juni 2006 durchgeführt. In Tabelle 9.20 sind die Zeiträume und die Anzahl der jeweils durchgeführten Messungen aufgeführt.

Tab. 9.20.: Messzeitraum und Anzahl der Grundwasserstandsmessungen

Kampagne	Anzahl Messungen	Kampagne	Anzahl Messungen
März 2004	74	Juni 2005	117
Juni 2004	89	Sept. 2005	90
Sept. 2004	102	Dez. 2005	112
Dez. 2004	114	Juni 2006	114
März 2005	111		

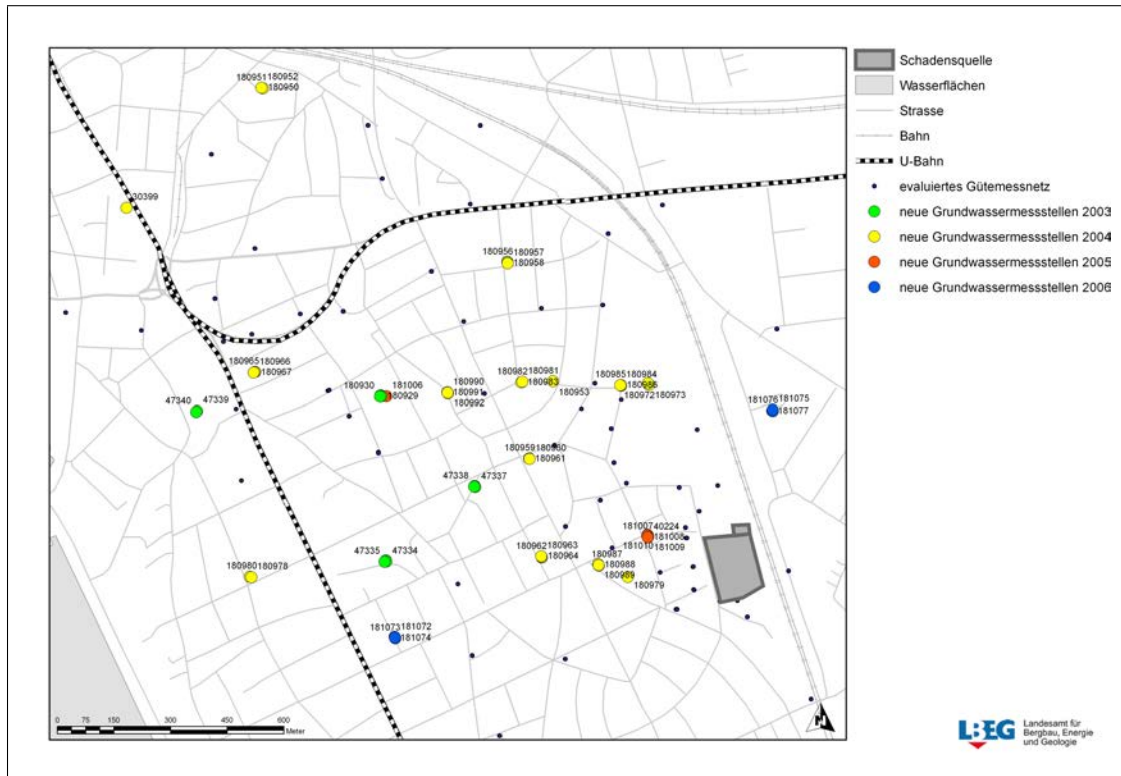


Abb. 9.16.: Grundwassermessstellen 2003–2006

Die Messungen wurden jeweils mittels Kabellichtlot vorgenommen und die Grundwasserstände bezogen auf Rohroberkante protokolliert. Nach Umrechnung auf Normal Null wurden sowohl Grundwasserganglinien als auch Grundwasserhöhengleichenpläne gefertigt.

Da die Landeshauptstadt Hannover ebenfalls ein Grundwasserhöhenmonitoring (auf monatlicher Basis) durchführt (vgl. Abbildung 9.1), wurden die dort erhobenen Daten zusammen mit den im Projekt gewonnenen zusammen in Grundwasserganglinien ab Projektbeginn 2003 dargestellt. Die Ganglinien aller Grundwassermessstellen sind im Anhang ?? abgebildet.

Aus den in Tabelle 9.20 aufgeführten Stichtagsmessungen wurden die in Anhang ?? Grundwasserhöhengleichenpläne erstellt. Hierbei wurden die auf NN umgerechneten Grundwasserstände mittels Kriging–Verfahren interpoliert und mit einem Isolinenabstand von 0,25 m geplottet.

Sowohl aus den Grundwasserganglinien als auch aus den interpolierten Isolinenplänen ist zu interpretieren:

- eine im Jahr mehr oder weniger unbeeinflusste Grundwasserfließrichtung nach WNW
- ein leichter Jahresgang

- Änderungen der Grundwasserstände im Messintervall i.d.R. bis max. 20 cm Unterschied im Quartal

Bemerkenswert und aus den Höhengleichenplänen ersichtlich ist, dass

- die U-Bahn–Bauwerke keinen nennenswerten Einfluss auf die Grundwasserfließrichtung haben
- die Dichtwand an der Schadensquelle den Grundwasserstrom deutlich beeinflusst.

9.3.2. Phrealog–Messungen

Innerhalb des Projektes wurde im Hinblick auf die aktuelle Fahnenkonfiguration (Redoxzonen, räumlicher Ausbreitung) diskutiert ob

- lokal begrenzte Grundwasserfließregimes
- lokale Grundwassergeschwindigkeitsänderungen

vorhanden sind.

Insbesondere stellte sich die Frage, ob innerhalb der im östlichen Projektgebiet kartierte Rinnestruktur nach Norden gerichtete, natürliche Lokalströmungen vorherrschen, die zu einer Ausbreitung der LHKW in nördliche Richtung geführt haben könnten.

Zur Überprüfung dieser These wurde vom Projektpartner Region Hannover ein diesbezüglicher Meßauftrag an die Fa. *Phrealog*, Mainz, vergeben.

9.3.2.1. Verfahren

Mit dem durch die Fa. *Phrealog* angebotenen GFV–Meßsystem (Grundwasser–Fluß–Visualisierungs–Meßsystem) ist es möglich, über Kamerasysteme und *particle–tracking*–Verfahren Grundwasser–Fließrichtungen und –Geschwindigkeiten abzuschätzen. Hierbei wird der Driftweg natürlicher Feinschwebstoffe mit der Grundwasserströmung in der Grundwassermeßstelle vermessen. Die Messung der Geschwindigkeits– und Richtungsvektoren erfolgt in einem kleinen Bereich der Messsonde, so daß im Messabschnitt laminares Fließen vorliegen soll (Schöttler, 2004).

Abbildung 9.17 zeigt den prinzipiellen Aufbau und Ablauf einer Phrealog–Messung.

Neben den Richtungs– und Geschwindigkeitsinformationen liefert die GFV–Messsonde auch Bilder der Brunneninnenwand; vor einer GFV–Messung wird immer eine Kamerabefahrung durchgeführt, um Beschädigungen der Messstelle oder zugesetzte Filterschlitzte zu dokumentieren. Abbildung 9.18 zeigt Bilder einer Vollrohrverschraubung und einen Blick senkrecht auf einen Teil der Filterschlitzte der Messstelle 41069.

Für die Messungen wurden zwei Grundwassermeßstellengruppen (je drei Meßstellen) und eine DN–100–Meßstelle (41069, vollverfiltert (16,5 m Filter), ausgewählt und unter fachtechnischer Begleitung des LBEG mittels GFV–System gemessen.

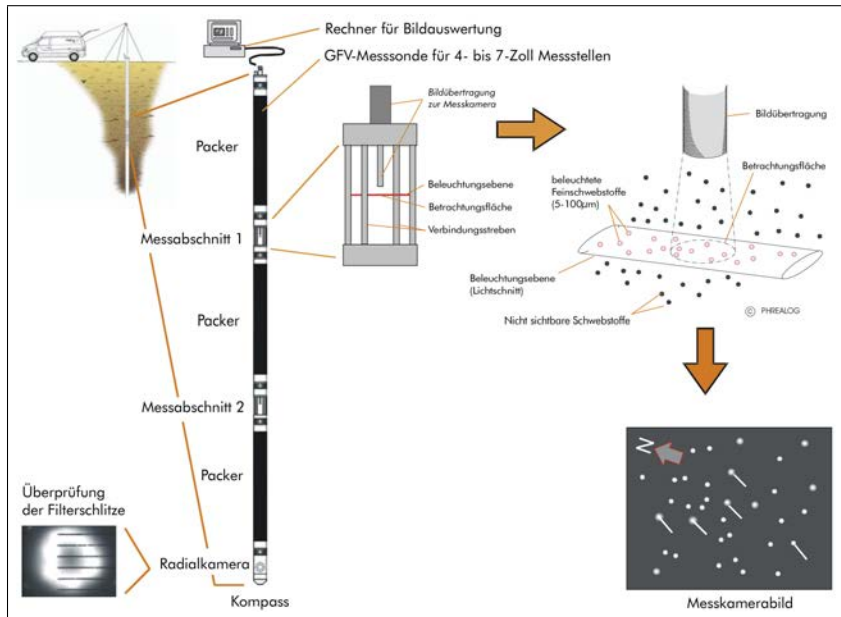


Abb. 9.17.: Schema des GFV-Messverfahrens. Abbildung M. Schöttler.



Abb. 9.18.: Beispiele der Photodokumentation des GFV-Verfahrens (Messstelle 41069). Links: Verschraubung eines Vollrohrübergangs (PVC-Rohr, DN100). Rechts: Filterschlitzöffnung

9.3.2.2. Ergebnisse

Aufgrund unvorhergesehener hoher Wassertrübung in fünf der sieben Meßstellen konnten lediglich in den Meßstellen 180991 und 41069 Messungen mit verwendbaren Ergebnissen durchgeführt werden:

9.3.2.3. GWM 41069

Diese Meßstelle ist voll verfiltert, die Ergebnisse aus der PDB-Analytik (Kapitel 9.8.2) legten eine Vertikalströmung als Ursache für die nicht vorhandene Horizontierung der

Schadstoffe nahe. Diese Befunde wurden durch die GFV-Messungen bestätigt, hier wurde visuell eine starke Aufwärtsströmung diagnostiziert. Ferner konnte in dezidierten Teufenabschnitten eine Richtungstendenz nach NW festgestellt werden. Abbildung 9.19 zeigt die Ergebnisse der Ausbaukontrolle sowie die Messpositionen und die Befunde der Messungen. Aus der Abbildung geht hervor, dass lediglich in den Messbereichen 4,1 und 18,7 m unter Rohroberkante geringe Vertikalströmungen vorliegen und zielführende Richtungsmessungen durchgeführt werden konnten. Hier herrscht eine Richtungstendenz nach NW vor. Im übrigen Bereich der Filterstrecke herrscht eine hohe turbulente horizontale und vertikale Durchströmungsgeschwindigkeit vor. Eine Geschwindigkeits- und Richtungsmessung konnte auch mit Hilfe des Doppelpackersystems nicht vorgenommen werden, da das Fließregime auch durch Vertikalströmungen im Kiesfilter beeinflusst wird.

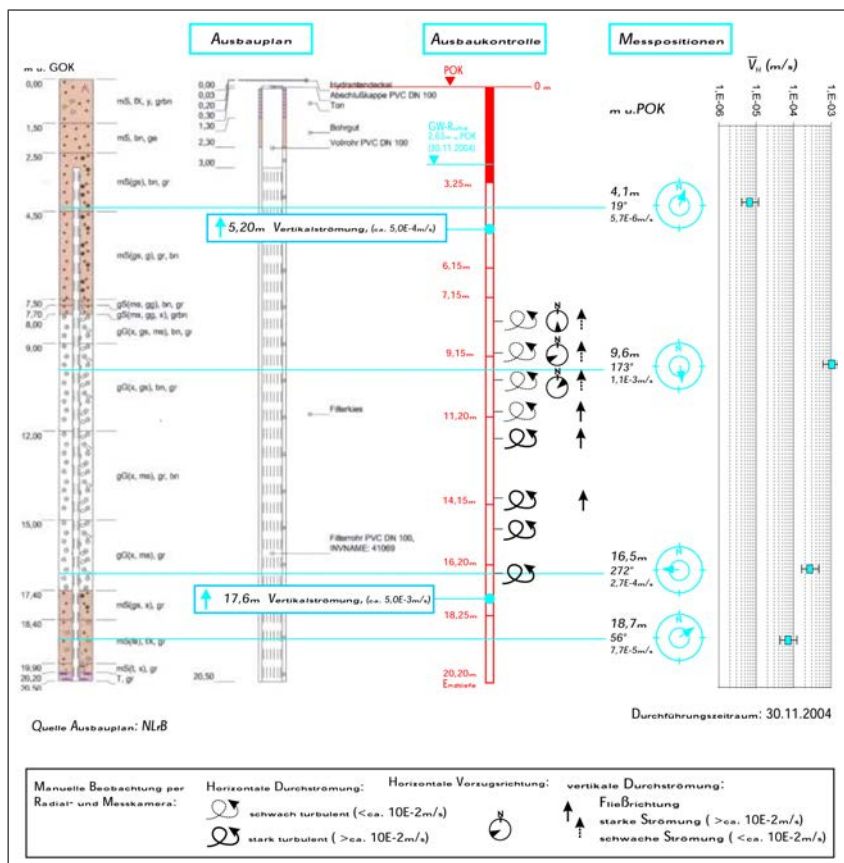


Abb. 9.19.: Graphische Darstellung der GFV-Ergebnisse an der Grundwassermessstelle 41069.

9.3.2.4. GWM 180991

Hier konnten drei verkürzte Messungen vorgenommen werden, es wurden Durchströmungsgeschwindigkeiten v_H im Mittel um $1 \cdot 10^{-5} \text{m/s}$ gemessen, was zu einer Filtergeschwindigkeit v_f von $< 1 \cdot 10^{-6} \text{m/s}$ führt. Eine hinreichend befriedigende Grundwasserfließrichtung

konnte nicht ermittelt werden. Abbildung 9.20 zeigt die Ergebnisse der Messungen in der Übersicht.

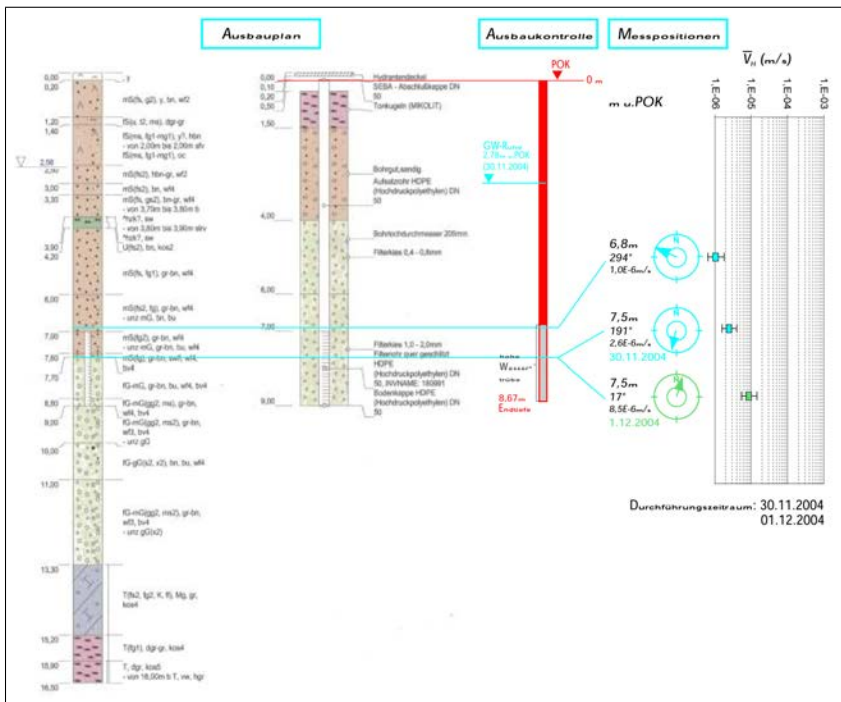


Abb. 9.20.: Graphische Darstellung der GFV-Ergebnisse an der Grundwassermessstelle 180991.

Das GFV-Verfahren lieferte im Untersuchungsgebiet nur unzureichende Ergebnisse, vorwiegend aufgrund der angesprochenen hohen Trübung in den Meßstellen.

Der Untersuchungsbericht der Fa. Phrealog ist in Anlage ?? dem Bericht beigelegt.

9.4. Grundwasserprobenentnahme

9.4.1. Methodik der Grundwasserprobenentnahme

9.4.1.1. Planung der repräsentativen Grundwasserprobenentnahme

Die Grundwasserprobenentnahme und die nachfolgende chemische Analytik sind die wesentlichen Schritte zur Ableitung der im Grundwasserleiter ablaufenden physikalisch-chemischen und mikrobiologischen Vorgänge. Sie sind nur mit hohem zeitlichen und finanziellen Aufwand wiederholbar. Fehler bei der Probenentnahme, der Entnahme von Teilproben und deren Konservierung bis zur Analytik können auch durch eine noch so präzise und richtige Analytik nicht mehr ausgeglichen werden. Art und Umfang der Beprobung müssen dem Untersuchungszweck angepasst sein (DIN 38 402, 1985), (DVWK, 1992), (DVWK, 1997), (Yeskis u. Zavala, 2002) (Appelo u. Postma, 2005).

Bei der Fragestellung im vorliegenden Fall (Kap. 2) liegt der Schwerpunkt auf der *präzisen, dreidimensional ortsbezogenen Erfassung der hydrochemischen Wassertypen* ähnlich wie bei Froehlich u. a. (1979) mit der Verteilung der gelösten Kontaminanten und ihrer Abbauprodukte. Außerdem werden die für die Stoffumsetzung erforderlichen Elektronenakzeptoren und eingeschränkt auch die Elektronendonatoren erfasst.

Die Methodik des Vorgehens ist seit der DIN 38 402 (1985) weitgehend genormt und wurde in Regeln und Empfehlungen der deutschen Fachverbände weiter präzisiert. Dabei sind der Einfluß des Messstellenausbaus zu berücksichtigen (DVWK, 1990), es wurden Regeln für die Art des Untersuchungsumfanges gegeben (DVWK, 1992) und seit DVWK (1997) existieren offizielle Hilfestellungen zur Sicherstellung einer tiefenorientierten Probenentnahme. Zahlreiche weitere Leitfäden und Handreichungen, in denen Grundwasserprobenentnahme oder Grundwassermonitoring ein wesentliches Element sind, wurden von den Behörden der Bundesländer, innerhalb von Forschungsprojekten in Deutschland, auf europäischer und außereuropäischer Ebene erstellt. Vertretend für weitere exzellente Handreichungen verdienen Dehnert u. a. (2001), Wilde u. a. (2008) sowie die Zitate in Misstear u. a. (2006) und Appelo u. Postma (2005) Aufmerksamkeit.

Die zentrale Bedeutung kommt im vorliegenden Fall der Tiefenorientierung zu. Spätestens seit Cherry u. a. (1983) ist anzuraten, auf eine tiefenintegrierte Probenentnahme (depth integrated) zugunsten der tiefenorientierten Probenentnahme (depth specific) bei Fragestellungen der Grundwassergüte zu verzichten, da die unvermeidliche Mischwasserbeprobung bei einer integrierenden Probenentnahme zu Artefakten führen kann (Appelo u. Postma, 2005) und Aussagen über entscheidungserhebliche Milieu- oder Konzentrationsgradienten



Abb. 9.21.: Wand eines Baugrubenaufschlusses in der Joachimstr. am nördlichen Rand des Projektgebietes. Glaziofluviale Genese: ausgeprägte Schrägschichtung, Tongerölle, geringmächtige Schluffschichten und strukturabhängige Eisenoxyhydroxidkrusten lassen erkennen, dass die Annahme eines homogenen, hydraulisch isotropen Grundwasserleiters eine starke Vereinfachung darstellt. Quelle: M. Wieschemeyer & M. Wegner, M & P.

nicht zulässt².

Seitdem Mikromilieus in Lockersedimenten allgemeiner bekannt wurden (Krumbein, 1983), stellt sich auch bei der Grundwassergütebeobachtung die Frage nach dem Betrachtungsmaßstab und den Homogenbereichen. Gütezonierung bis in den oberen dm-Maßstab sind grundsätzlich schwer zu erfassen³. Ein konkreter Eindruck von den Homogenbereichen in dem Grundwasserleiter am nördlichen Rand des Projektgebietes wird durch das Foto (Abb. 9.21) einer Baugrubenwand vermittelt, in dem z.B. Schrägschichtung und Tongerölle erkennbar sind.

Als *vertikaler Homogenbereich* wird im Projekt Hannover Südstadt stark vereinfachend die *Länge des wassererfüllten Filterbereiches* genommen, die im Messnetz im Regelfall 2 m beträgt. Kleinräumigere vertikale Schichtungen sind für das Prozessverständnis zur Aufklärung einiger Standortthesen (Kap. 9.12.2) relevant, entziehen sich aber der quantitativen Volumen- und Stoffmengenbetrachtung (Kap. 9.12.1). Dieser vertikale Homogenbereich von ca. 2 m ist horizontal im m-Maßstab über den Bohrlochdurchmesser ausgedehnt. Dies ist auch der Bereich, der für Zwecke einer reaktiven Modellierung als sogenanntes „repräsentatives Einheitsvolumen“ (REV) verallgemeinert werden müsste.

Den Repräsentativitäts-Annahmen kommt bei der Gewinnung einer Grundwasserprobe eine besondere Bedeutung zu. Eine Grundwasserprobe ist dann repräsentativ, wenn sie nachweislich von außerhalb des Ringraumes stammt und damit nicht durch den Ausbau der Messstelle beeinflusst oder sogar dominiert wird (DVWK, 1990). Um dies sicherzustellen, muss ein *hydraulisches Abbruchkriterium* definiert werden, das vor der Probenahme aus

²In diesem Sinne ist zwischen der Entnahme aus einer GWM und der Entnahme aus dem Förderstrom eines Brunnens zu unterscheiden. Im Förderstrom eines Brunnens wird die Beschaffenheit der Teilvolumina gemittelt. Eine Aussage über lokal begrenzte Eintragsprozesse ist damit nicht möglich, an der GW-Oberfläche feststellbare hohe Konzentrationen können unter einen Grenzwert oder eine Nachweisgrenze hinabverdünnt werden.

³Ihre wahrscheinliche Existenz wird z.B. daran sichtbar, dass qualitativ (Geruch) Spuren von H₂S nachweisbar sind, obwohl ausweislich der Wasseranalyse und des Redoxpotentials eisenreduzierende Bedingungen dominieren.

der GWM zu fördernde Wasservolumen bestimmt. Das hydraulische Abbruchkriterium ist auf Grundlage der Ausbauunterlagen der GWM zu bestimmen (vgl. Kap. 9.2.4.3 S. 45ff.). Die Ausbauunterlagen müssen dazu idealerweise digital, mindestens jedoch im Druck vorliegen.

Vorteilhaft im Sinne der Qualitätssicherung bei der Planung von Grundwasserprobenentnahmen und vor allem bei der Ausschreibung/Vergabe und Leistungskontrolle derartiger Ingenieurleistungen, ist die elektronische Fortführung eines sogenannten „Messstellenpasses“ in einem Messstellenkataster (Nitsche u. a., 2004). Dieses Messstellenkataster sollte als relationale Datenbank oder als Teil einer übergreifenden (relationalen) Grundwassergütedatenbank zur Verfügung stehen, wie z.B. bei Weitzel u. a. (2005) oder in Kap. 9.11.2 S. 338ff. beschrieben.

Unverzichtbarer Bestandteil einer Ausschreibung von Grundwasserprobenentnahmen und Gegenstand der Leistungskontrolle sind bezogen auf die individuellen Grundwassermessstellen die verbindliche Vorgabe von:

- Einbautiefe der Pumpe unter Messpunkt
 - Pumpeneinlauf 1 m über Filteroberkante, wenn Filter vollständig wassererfüllt
 - Pumpeneinlauf 1 m unter Ruhewasserspiegel, wenn Filter nur teilweise wassererfüllt
- Vorgabe des Entnahmevervolumen vor Entnahme der Grundwasserprobe (well purging)
- Vorgabe der maximalen Absenkung während der Probenentnahme
- Entnahme während quasistationärer hydraulischer Bedingungen

Das zentrale *hydraulische Abbruchkriterium*, nach dem die Probe – bei gleichzeitiger Konstanz der Milieuparameter (*Gütekriterium*) – genommen wird, hat die Einbindung der GWM in ihr hydrogeologisches Umfeld, die Eigenschaften des Grundwasserleiters (Ergiebigkeit), den Ausbau der GWM, die Tiefenlage der Pumpe und den jeweils aktuellen Wasserstand in der GWM zu berücksichtigen. Abhängig von der Filtergeometrie, sollte eine Zylinderschale des Wasservolumens entfernt werden. Der Förderstrom der Pumpe richtet sich nach der Vorgabe der Absenkung, dem hydraulischen Durchlässigkeitsbeiwert des GWL und der Filtergeometrie. Die erforderliche Abpumpzeit ergibt sich damit aus dem zu verwerfenden Volumen des Filterraumes, des Messstellenrohres, dem Förderstrom der Pumpe und kann damit berechnet werden. Für die praxisnahe Abschätzung des abzupumpenden Filtervolumens ist die Überschlagsformel Gl. 9.1 aus DVWK (1997) geeignet:

$$V_W = 1.5 \frac{\pi * d_B^2 * L_{FK}}{4} \quad (9.1)$$

wobei:

V_W Abzupumpendes Filtervolumen (1.5-faches geometrisches Filtervolumen)

L_{FK} Länge der Filterkiesschüttung

d_B Durchmesser der Bohrung

Dies Volumen kann jedoch auch exakt unter Nutzung aller zur Verfügung stehenden Ausbaudaten und Schätzwerten für die Porosität von GWL und Kiesfilterschüttung ermittelt werden.

Die sorgfältige Planung der Grundwasserprobenentnahme ist erforderlich und möglich. Allgemein ist eine Grundwasserprobenentnahme mit einer möglichst geringen Absenkung durchzuführen („low-flow, low-stress“, (Yeskis u. Zavala, 2002)), um nicht reproduzierbare Bedingungen wie z.B. den Aufbau dynamischer Filter, das Leerlaufen der Messstelle, den Sauerstoffeintrag in den (reduzierten) GWL oder den Austrag von Feinfraktionsanteile aus Filter oder GWL zu vermeiden (Nitsche u. a., 2004), (Appelo u. Postma, 2005). Die Absenkung soll maximal wenige Dezimeter betragen, empfohlen wird 1 dm. Bei den sandig-kiesigen Grundwasserleitern im Schotterkörper der Leine sind hohe Ergiebigkeiten und damit eine geringe Absenkung dokumentiert (Abb. 9.26).

Für GWM wurde im Projekt bezüglich der Einlauftiefe der Pump-Probenahmeeinrichtung folgendermaßen verfahren:

- Wasserspiegel im Filterbereich: Einlauftiefe 1 m unter Wasserspiegel
- Wasserspiegel im Vollrohr: Einlauftiefe 1 m über Filteroberkante

Auf Schöpfprobenentnahmen wurde völlig verzichtet, da sie für das Monitoring ungeeignet sind⁴. Eine Beprobung mit Doppel-, oder Mehrfachpackern war im Projekt nicht erforderlich. Sie wäre bei den vorherrschenden 2"-GWM auch nur mit Spezialausrüstung wie z.B. Mikropumpen (vgl. Abb. 9.8.1, S. 189) möglich gewesen.

Das gewählte Vorgehen zur Grundwasserprobenentnahme ist an das Untersuchungsziel angepasst, die *natürlichen Schadstoffminderungsprozesse* im Grundwasserleiter dreidimensional zu beschreiben und die Mess-Datenbasis zur 3-dimensionalen Quantifizierung und Modellierung bereitzustellen. Der Einsatz von gängiger Standardausrüstung wurde im Projekt Hannover bevorzugt, aber durch innovative Methoden mit Erfolg ergänzt. Die geltende deutsche Norm (DIN 38 402, 1985), die aktuellen Empfehlungen (DVWK, 1990), (DVWK, 1990) und (DVWK, 1997) bildeten die Grundlage des Vorgehens. Diese Vorgehen stimmt inhaltlich überein mit den Empfehlungen von U.S. EPA wie z.B. in Yeskis u. Zavala (2002).

9.4.1.2. Material und Methodik

Checkliste Materialauswahl Als Schlauchmaterial wurde durchsichtiger, farbloser und weicher PVC-Kunststoff gewählt. Das Gewebeslauchmaterial aus durchsichtigem Polyvinylchlorid (Abb. 9.22) wurde aufgrund seiner günstigen mechanischen und Handhabungsei-

⁴Qualitätskriterien für repräsentative Probenahme sind nicht erfüllt, solange Meßstellen und Ringraumvolumen nicht ausgetauscht sind; Werte können nur eine ja/nein Entscheidung über das Vorliegen einer Kontamination begründen und unter günstigen Umständen Hinweise auf die Höhe der Mineralisation mit konservativen Ionen geben.

genschaften gewählt, die besser als bei einem Schraubgestänge aus Kunststoffen, Edelstahl oder Teflon sind. Der schnelle Ein- und Ausbau in die GWM war auch bei niedrigen Temperaturen im Winter stets gegeben. Da PVC aus polymerisiertem Vinylchlorid besteht, ist die Wahl dieses Kunststoffes zu begründen und die Randbedingungen seines Einsatzes festzulegen, da eine Freisetzung aus dem Schlauchmaterial oder aber eine Aufnahme der gelösten Kontaminanten (Chlorethene) aus dem Wasser in das Schlauchmaterial und die spätere Freisetzung möglich sind (Kap. 9.4.2.2).



Abb. 9.22.: PVC-Gewebeschläuche mit Kabelbinder mit einem Metermaß verbunden wurden in Hannover-Südstadt für die Monitoringkampagnen eingesetzt. Um eine Verschleppung von Chlorethenen auszuschliessen, wurden wöchentlich im Labor sog. „Nullproben“ gewonnen und analysiert. Trichlorethen-Verschleppung wurde durch die Beprobungsreihenfolge ausgeschlossen.

Die Randbedingungen für den Einsatz der PVC-Schläuche sind in Kap. 9.4.2.2 im Zusammenhang mit Verschleppungsartefakten dokumentiert.



Abb. 9.23.: Durchflußmesszelle, Messgerätekoffer für 3 gebräuchliche Handmessgeräte und integrierter Aufbewahrung für Elektroden, Material Plexiglas; Entwurf Rausch/BGR.

Die Liste der erforderlichen Ausrüstung ist nachfolgend aufgeführt:

- Kabellichtlot
- MID-Durchflussmessgerät
- Durchflußmesszelle mit vorgeschaltetem Verteiler
- Handsonden
- Tauchpumpe
- Frequenzumrichter für Tauchpumpe
- Ableitungsschläuche
- bemaßter Pumpschlauch
- Regelbares 3-Wege Ventil für Schläuche

- Verkehrssicherungsmittel
- Stromversorgung
- persönliche Sicherheitsausrüstung

Schulung und Fortbildung des Fachpersonals, Sicherheitsbelehrung, Stoffdatenblätter sind erforderlich.

Checkliste Vorbereitung Probenentnahme Die Vorbereitung der Probenentnahme umfaßt neben der Bereitstellung der Ausrüstung, der Beschaffung einer Einleitgenehmigung vor allem die Planung der Probenentnahme auf der Grundlage des technischen Ausbaus der GWM und des aktuellen Wasserstandes unter Berücksichtigung des hydrogeologischen Umfeldes. Im Einzelnen beinhaltet die Bereitstellung der Ausrüstung:

1. Gerätecheck
2. Kalibration der Feldmessgeräte mit Dokumentation im Laborbuch, ggf. Wartung, Austausch oder Ersatzbeschaffung
3. Entnahme von Nullproben mit der Probenentnahmeausrüstung
4. Bereitstellung Probengefäße gemäß Flaschenplan
5. Vorbereitung von Transport, gekühlter Aufbewahrung und Übergabe an das Labor

Die logistische Vorbereitung beinhaltet:

1. Einholen von Halteverboten bei der Straßenverkehrsbehörde
2. Einholen der Genehmigung zur Einleitung in das Abwassernetz / Deklarationsanalytik
3. Bereitstellen von Auffangbehältern
4. Vorbereitung der Entsorgung
5. Beschaffung von Pläne von Versorgern und Leitungsträgern
6. Kampfmittelfreigabe
7. Eigentüternachweis und –Zustimmung
8. Vorhalten der letzten Milieu–Parameter zur Kontrolle von Abweichungen

und die Bestimmung des hydraulischen Abbruchkriteriums nach Gl. 9.1 auf Grundlage der Ausbauunterlagen (s.o.) (Kap. 9.4.1.1).



Abb. 9.24.: Bestimmung der physikalisch-chemischen Feldparameter in der Durchflussmesszelle während des Abpumpvorganges. Eine Trübung der Probe ist noch deutlich vorhanden, eine leichte Ausgasung ist erkennbar.

Checkliste Probenentnahme Der zeitliche Ablauf der zuvor geplanten Grundwasserprobenentnahme folgt untenstehendem Schema:

1. Bereitstellung/Vorhandensein des Ausbauplanes der GWM
2. Herstellung der Verkehrssicherung an der Entnahmestelle (Beschilderung gemäß straßenverkehrsrechtlicher Anordnung)
3. ggf. Veranlassung des Abschleppens aus dem Halteverbot
4. Visuelle Inspektion der Messstelle (Zustand, Auffälligkeiten), Prüfung der Messstellendaten wie Durchmesser, etc.
5. Prüfung auf Explosionsgefahr
6. Messung des Ruhewasserspiegels
7. Messung (Lotung) der Teufe der Messstelle
8. Einbau der Tauchpumpe auf die geplante Teufe (im Regelfall 1 m oberhalb der Filteroberkante)
9. Verkehrssichere Verlegung des Schlauchmaterials von der Pumpe zur Durchflussmesszelle (im Nebenschluss) und weiter zum Ablauf bzw. zum Auffangbehälter⁵. Im Regelfall ist eine Einleitungsgenehmigung der städtischen Abwasserbetriebe einzuholen bzw. sind entweder Auffangbehälter zur späteren Entsorgung vorzuhalten oder alternativ eine Reinigung vor Ort vorzusehen
10. Frequenzumrichter und Stromversorgung (Stromanschluss oder Generator)
11. Beginn des Abpumpvorganges
12. Kontrolle auf Dichtigkeit der Schlauchwege
13. Wiederholte Kontrolle der Absenkung in der GWM und der Entnahmemenge

⁵hier: Gulli, Regenwasserkanalisation

14. Kontrolle und Protokollierung der Milieuparameter alle 5 Minuten (Erreichung des Gütekriteriums) bis zum Erreichen des *Volumenkriteriums* (vorher bestimmtes Entnahmevolumen)
15. Entnahme der Teilproben gemäß Probenentnahmemethodik und Flaschenplan (Tab. 9.37)
16. Organoleptische Ansprache der Probe
17. Beendigung des Abpumpvorganges
18. Konservierung der Proben
19. Verpacken der Proben für den Transport (Kühlung)
20. Kontrolle von Restabsenkung/Wiederanstieg
21. Abbau der Entnahmestelle und der Verkehrssicherung

Die Grundwasserprobe wird entnommen, sobald 1. das nach Gl. 9.1 in der Planung bestimmte Volumen aus dem Filter und dem Umfeld der GWM entfernt wurde und 2. die physikalisch–chemischen Milieu–Parameter keine signifikante Änderung mehr zeigen.

Das hydraulische Abbruchkriterium, d.h. die Entnahme des geplanten Volumens muss in jedem Fall erreicht sein.

Checkliste Protokollierung Die Checkliste der Protokollierung ergibt sich aus dem Probenentnahmeformular (Abb. 9.25), das im Projekt und im projektübergreifenden KORA–Arbeitskreis empfohlen und im Projekt Hannover–Südstadt durchgängig verwendet wurde. Es bildet die Grundlage für die digitale Datenerfassung und ist wesentliches Hilfsmittel bei der Qualitätssicherung bei der Grundwasserprobenentnahme.

Das Formular findet sich in A4 im Anhang ??, S. ?? und ist bei den Autoren des Berichts in elektronischer Form erhältlich.

9.4.2. Qualitätssicherung bei der Grundwasserprobenentnahme

9.4.2.1. Übersicht über die hydraulischen Entnahmeparameter

Mit nur zwei Ausnahmen handelte es sich um sehr ergiebige GWM im Projektgebiet, was auf die hohen hydraulischen Durchlässigkeiten der quartären Lockersedimente zurückzuführen ist. Deshalb wurden bei dem vorherrschenden GWM–Typ (2"–Messstellen mit 2 m Filterstrecke) bei Entnahmeraten von minimal 4 L bis zu 10 L pro Minute bei einer Wechselstromfrequenz von ± 200 Hz nur mittlere Absenkungen von 0.1 m (Abb. 9.26), praktisch mit vollständigem Wiederanstieg erreicht.

Eine genauere hydraulische Entnahmeplanung, wie sie in feinsandig–schluffigen GWL erforderlich sein kann, entfiel deshalb hier. Absenkungen von mehr als einem Meter wurden

Feldbogen für Wasserproben
 Grundwasser Projekt-Nr.: Auftrags-Nr.: AK QS/B 4.16/N 2.2

Station:
 Messpunktbez.: Datum
 Feldbez. Probe: Lfd.-Nr.
 Projektbez.: TK-Name
 Labornummer: TK-Nr.
 Probennehmer: Ort
 Rechtl.Sogeb: Hoch(CatB)
 Höhe MP (m NN): Meridian: 2 3 4 GPS WGS84 Potsdam

Probenentnahme Vorhergehende, mit gleichem Probenentnahmesystem beprobt. Messstelle:
 Entnahmesystem Typ System-Nr.
 Lichtlot Typ Art:
 Packer ja nein Einbautiefe(n) 1 2 3
 für jede eingebaute Pumpe
 eigener Feldbogen verwendet Material
 Schlauch neu gereinigt Fabrikat
 Steigleitung Zustand OK? ja nein (vermerk auf Seite 2)
 Rohrfassung (Art, Bauform) Pumpbeginn (Uhrzeit)
 Lottiefe Pumpende (Uhrzeit)
 Ruhewasserspiegel in m u. MP Voreinst. Pumpe (z.B. Frostschutz) Einsaugung bei PRN
 Maximale Absenkung in m u. MP Kontamination? ja nein Phase
 Restabsenkung in m u. MP Schwimmschicht LNAPL/Wasser in m u. MP beprobt? ja
 Pumpleitung Eintauchtiefe in m u. MP Sinkenschicht Wasser/DNAPL in m u. MP beprobt? ja
 Pumpschüttung Zähler Beginn Ende Ausgelüftet
 Abgepumptes Volumen V in L

Flaschensatz nach Plan: projektspezifisch auszufüllen, Beispiel: Anzahl Flaschen
 Anionen: 500 mL H₂O DOC 50 mL Glas Organik: 20 mL Headspace: 10 mL Probe
 Rollrandglas, filtertirt
 Kationen: 100 mL PE, filtertirt, ACY, ALK: 250 mL CH₄, δ¹⁸O, δ²O: 100 mL Headspace, Blasenfrei
 1 % HNO₃ (III) Glasflasche Blasenfrei
 TIC/TOC: 40 mL Glas, Al Ultraspuren: 100 mL PTFE, Fe(II)(III) 50 mL Rollrandglas, Headspace, Blasenfrei
 voreingemist, unfiltert Probe in 20 mL 0,01 M HCl-Vorlage
 IRKW: 1000 mL Glas, Blasenfrei H₂S: 40 mL Glas, Al-Schraubseptum Blasenfrei

Organoleptische Ansprache:
 H₂S nein ja Geruch Ausgasung
 Färbung Trübung Bodensatz

1 / 2 Bitte wenden ! M:Gsm_Deerthener-Straße#KORA & TVOCT Montierung/Feldbogen-Feldbogen, GÖRTZ, AK, QS-02 gedruckt von hofmann am 18.5.2004

Feldbogen für Wasserproben
 Grundwasser Projekt-Nr.: Auftrags-Nr.: AK QS/B 4.16/N 2.2

Milieuparameter (Feldanalyse):
 Temp_{W20} in °C Wind
 Temp_{Luft} in °C Luftdruck [mbar]
 in °C Niederschlag
 pH-Wert Wolken [in %]
 LF(x25) in µS/cm LF(x25)
 O₂ in % Sat. ALK4.3 50 mL mit 0.05 M HCL
 Redox in mV/cm ACY8.2 200 mL mit 0.05 M NaOH

Verlauf der Milieuparameter beim Abpumpen (letzte Zeile: Probenentnahme)
 Uhrzeit Wsp. in m u. MP Temp_{W20} in °C LF(x25) in µS/cm pH Redox in mV O₂ in % Sat. Q in Liter V in L summiert

Bemerkungen zur Messstelle / Probenentnahme / Probe:
 Probenbehandlung: Transport gekühlt ja nein
 Labor: U/U-Protokoll-Nr.:
 Laboreingangsdatum/Uhrzeit: Unterschrift Labor:

Werte bei Feld-/Re-Kalibration:

Mitzuführende Unterlagen:
 Probenentnahmeplan Kopie Messstellenblatt
 Übergabe-Übernahmeprotokoll Probennehmer-Analytiklabor

Unterschrift Probennehmer

Bei Flaschen ungeprüfter Qualität: 1 Blindprobe (Flasche mit H₂Odest und 1 % HNO₃) + 1 leere Flasche!!
 2 / 2 Bitte wenden ! M:Gsm_Deerthener-Straße#KORA & TVOCT Montierung/Feldbogen-Feldbogen, GÖRTZ, AK, QS-02 gedruckt von hofmann am 18.5.2004

Abb. 9.25.: Protokoll zur Entnahme einer repräsentativen Grundwasserprobe.

in 10 GWM festgestellt⁶ Davon sind jedoch die GWM 30644 (15.5 - 17.5 m) und 36441 Sallstr. /Nazarethkirche 55 (≥20 m) im Tonstein–Stauer verfiltert und stellen ebenso wie GWM 180971 Am Südbahnhof, (5.5 bis ≥ 8 m), die im Geschiebemergelrest verfiltert ist, einen Sonderfall dar. Bei den anderen GWM sind schluffige Schichtglieder im Filterbereich zu vermuten (GWM 40428), z.T. ist der Grund für die geringere Ergiebigkeit aus dem Bohrprofil heraus aber nicht zu erkennen⁷.

In Abb. 9.27 sind die nach Gl. 9.1 (DVWK, 1997) minimal erforderlichen Entnahmevolumina den tatsächlich entnommenen Volumina gegenübergestellt. Die Vorgabe zur Erfüllung des Volumenkriteriums wurde deutlich übertroffen, d.h. alle Grundwasserproben entstammten sicher aus einem Bereich ausserhalb des Filters und damit der Bohrung. Im Mittel lag das Entnahmevolumen bis zur Grundwasserprobenentnahme bei knapp unter 0.4 m³ (Abb. 9.28).

⁶30170 Höltystr. 5 (1.4 - 2.5 m), 30476 Wilhelmstrasse 2-4 (1.5 - 2.6 m), 30479 Papenstieg 5 (2.4 - 3 m), 40428 Am Maschpark (≥1.5 m), 40493 Birkenstrasse (≥3), 41129 Bertha-von-Suttner-Platz/Ecke Sallstr. (≥3) und 47338 Oesterleyplatz 18 (≥3)

⁷Die beiden GWM 30476 Wilhelmstrasse 2-4 und 30170 Höltystr. 5 sind mit einem Sumpfrohr ausgebaut, in dem sich potentiell DNAPL sammeln können.

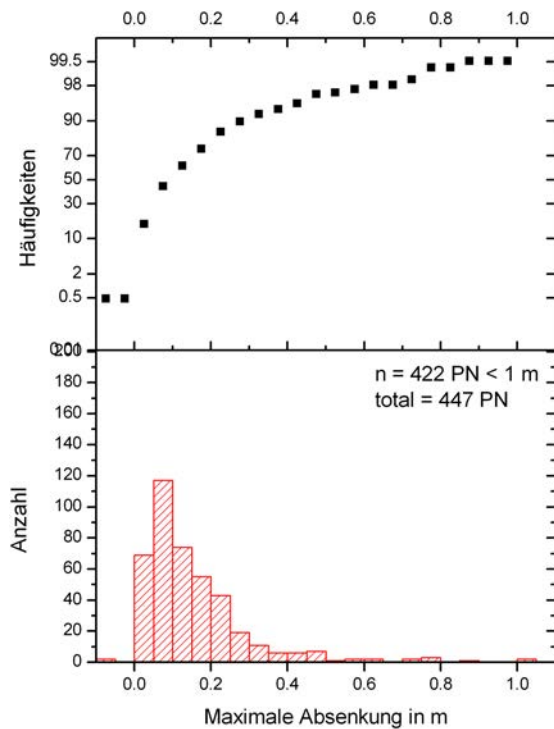


Abb. 9.26.: Verteilung der max. Absenkungen ≤ 1 m bei der Probenentnahme, die Absenkungsbeträge liegen bei 0.1 m.

9.4.2.2. Sorption am Material

Kunststoffe sind nicht hermetisch dicht, sondern können aufgrund ihrer Struktur Gase und LCKW aufnehmen und auch wieder abgeben. Daher besteht die Möglichkeit einer Verschleppung von Kontaminanten, die zu problematischen Artefakten in den Daten führen kann.

Im Labor wurde deshalb ein Versuch mit der kurz zuvor im Gelände bei der Probenentnahme benutzten und noch feuchten Probenentnahme-Ausrüstung durchgeführt. Dazu wurde im Labor frisches Trinkwasser mit der normalen Entnahmerate MP1 gepumpt. In einem zusätzlichen Ansatz wurde 60 min lang Leitungswasser durch die Probennahmeschläuche gepumpt und im Abstand von 10 min Proben entnommen, um das Wasser auf Kontaminationen aus dem verwendeten Schlauchmaterial zu testen. Gefunden wurden hier Trichlorethen und Perchlorethen, wobei letzteres nur in der Größenordnung der Bestimmungsgrenze auftrat. Trichlorethen wurde im messbaren kalibrierten Bereich gefunden. Während des Versuchs verringerte sich der Gehalt auf ca. die Hälfte des Ausgangswerts, lag aber noch immer im Arbeitsbereich.

Um die Möglichkeit der Verschleppung von Schadstoffen zu minimieren, wurde bei jeder Kampagne nach 2003/2004 von niedrig belasteten GWM ausgehend hin zu den hoch belasteten GWM im Kontaminationszentrum hin beprobt. An den Rampen von 1,2-*cis*-Dichlorethen in Abb. 9.29 ist dies Vorgehen deutlich erkennbar. Es ist außerdem erkennbar, dass die nötigen Informationen zu Beginn des Projektes noch nicht vorlagen. In der Konsequenz kam es bei der ersten Kampagne zu Verschleppungen insbesondere von Trichlorethen, die durch Wiederholung der Probenentnahme oder im Einzelfall durch die

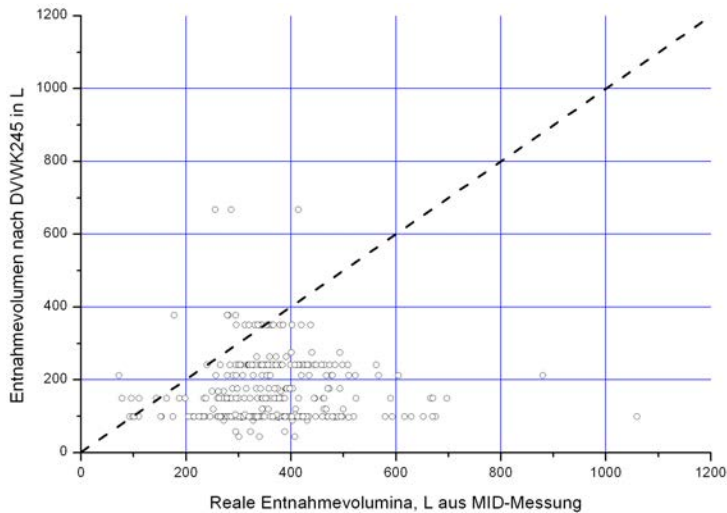


Abb. 9.27.: Reale Entnahmeverolumina aus MID-Messungen gegen die nach DVWK (1997) aus der Geometrie erforderliche Entnahmeverolumina in der GWM (*Volumenkriterium*). Bei allen Entnahmen war eine Entnahme der Probe aus dem GWL gewährleistet; Werte in L.

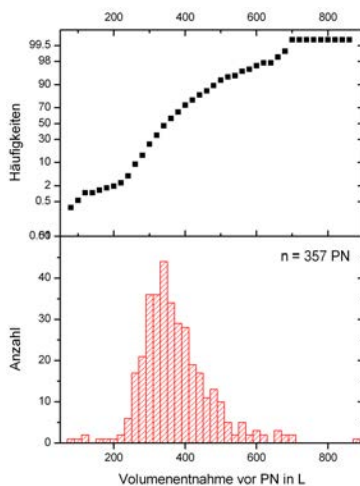


Abb. 9.28.: Verteilung der entnommenen Volumina vor Entnahme der Grundwasserprobe aus 357 Grundwasserbeprobungen im Monitoring Hannover Südstadt; Werte in L.

Löschung der Ergebnisse korrigiert werden mussten.

Als Konsequenz wurden wöchentliche sog. *Labor-Null-Proben* mit Trinkwasser der Probenentnahmeeinrichtung im Labor durchgeführt. Deren Ergebnisse und die Anpassung der Beprobungsreihenfolge konnte das verbleibende Risiko von Verschleppungs-Artefakten erfolgreich minimieren, sodaß im vorliegenden Fall begründet auf ein zusätzliches, dokumentiertes Reinigungsprotokoll verzichtet werden konnte. Schlauchmaterial wurde nach erkennbarer Verschmutzung/Vergilbung, spätestens jedoch vor Beginn einer neuen Kampagne ersetzt.

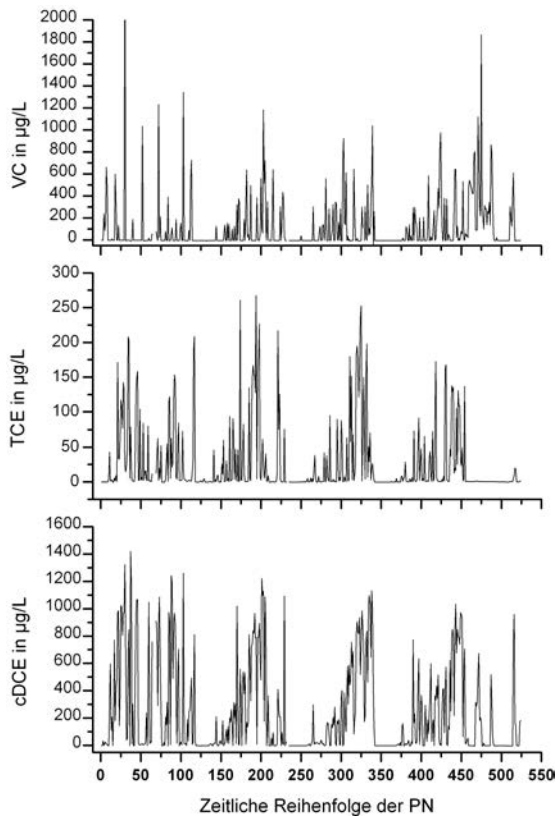


Abb. 9.29.: Beprobungsreihenfolge von 530 Wasseranalysen mit Konzentration der Kontaminanten Trichlorethen, 1,2-*cis*-Dichlorethen und Vinylchlorid. Vor allem bei 1,2-*cis*-Dichlorethen ist 2004 und 2005 eine „Rampe“ erkennbar, die sich aus der Beprobung vom Rand der Fahne hin zum Zentrum ergibt. Eine Verschleppung mit der PN-Ausrüstung wird so vermieden.

9.4.2.3. Gütepumpversuche

Im Projekt Hannover Südstadt wurden mehrere Gütepumpversuche⁸ durchgeführt. Bei diesen Versuchen wurden aus einer GWM zwischen 4 und 8 m³ Grundwasser, ein Mehrfaches des Volumenkriteriums entnommen, um zu erfahren, ob im Nahfeld des Filters heterogene Schadstoffverteilungen (vgl. Homogenbereiche) vorliegen könnten. Während der Versuchen wurde die Förderrate verdoppelt, um Veränderung der Strömungsgeschwindigkeit im Filter-Nahfeld zu erzeugen. Im Falle einer Anwesenheit residual verteilter DNAPL wäre eine Änderung zu erwarten.

In Abb. 9.30 ist zu erkennen, dass das standardisierte Vorgehen gut begründet ist. Bei Erreichen des Volumenkriteriums ist in den meisten Fällen keine starke Änderung mehr zu beobachten. Messstellen- und parameterabhängig sind aber vor allem bei Trichlorethen zeitliche Konzentrationsentwicklungen zu beobachten, die jedoch durch die Erhöhung der Förderrate überhaupt nicht beeinflusst werden.

Am Standort Lutherstrasse 32a nimmt in der mitteltiefen GWM 180929 die Konzentrationen an Vinylchlorid und 1,2-*cis*-Dichlorethen mit zunehmender Pumpdauer leicht ab, während die Konzentration an Trichlorethen anfangs stark zunimmt. Dagegen ist in der

⁸Die Geometrie der GWM und die damit begrenzte Leistungstärke der Pumpe reichten für hydraulische Pumpversuche nicht aus.

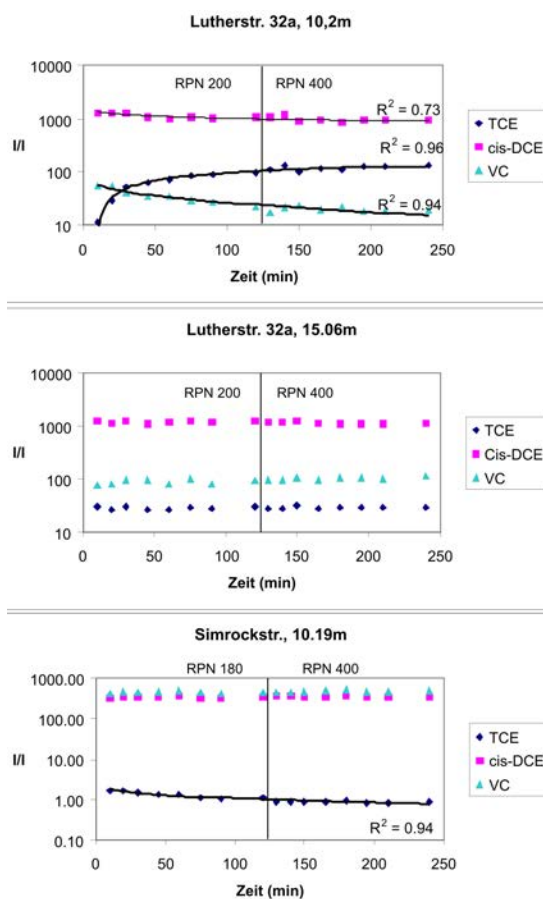


Abb. 9.30.: Gütepumpversuche mit Entnahme von je 8 GW-Proben pro Leistungstufe. In der tiefen GWM Lutherstr. 32a sind keine Konzentrationstrends zu beobachten, während in der mitteltiefen GWM eine kontinuierliche Abnahme von Vinylchlorid mit einem schnellen Anstieg von Trichlorethen zu beobachten ist. Hier ändern sich die Volumenproportionen mit der Zunahme des erfassten Volumens.

tiefen GWM 180928 nur ein geringfügiger Anstieg der Vinylchlorid-Konzentration festzustellen, die Gehalte der beiden anderen Komponenten bleiben stabil. In der mitteltiefen GWM 180963 Simrockstrasse verändert sich nur die Konzentration an Trichlorethen, bei einem allerdings ohnehin niedrigen Niveau, zu geringfügig niedrigeren Werten. Damit dürfte ein etwa 30 minütiges Abpumpen vor der Probenahme bei der gegebenen Ausbaugeometrie in der Regel ausreichend für stabile Probenentnahmebedingungen sein. Sondereinflüsse – evtl. Inhomogenitäten im weiteren Umkreis der Messstelle – können das Ergebnis jedoch verfälschen. Wahrscheinlich werden durch die Vergrößerung des erfassten Volumens vertikale oder horizontale Konzentrationsgradienten angefahren, die eine allmähliche Änderung bewirken.

9.4.2.4. Wiederholungsmessungen an Messstellen

Für fast alle GWM im Projektgebiet liegen zwischen 3 und 6, meist 4 Probenentnahmen vor. Einige GWM weisen eine deutlich höhere Anzahl von Proben auf, wenn an ihnen Gütepumpversuche durchgeführt wurden (Kap. 9.4.2.3). Da eine Grundwasserprobe an der Station X zum Zeitpunkt t_1 aufgrund der Bewegung von Grundwasser und der gelösten Inhaltsstoffe nicht identisch mit der Probe zum Zeitpunkt t_2 sein muss, eignen sich die vorliegenden Daten im strengen Sinne nicht zur Ableitung der Präzision bei der

Probenentnahme. Der Unterschied in der Konzentration Δc zwischen c_{t1} und c_{t2} ist die Summe aus der wahren Konzentrationsdifferenz, dem Probenentnahmefehler und dem analytischen Fehler des Labors.

Trotzdem kann der Probenentnahmefehler eingegrenzt werden, wenn eine grössere Anzahl von Proben entnommen wurde, und die Annahme berechtigt ist, dass die wahre Konzentrationsdifferenz durch Transport oder Reaktion gering ist. Am Beispiel der tiefen GWM 180928 bedeutet dies bei über 120 Proben:

- SO_4^{2-} : $242 \text{ mg L}^{-1} \pm 2.4 \%$
- Trichlorethen: $60.3 \mu\text{g L}^{-1} \pm 36 \%$
- 1,2-*cis*-Dichlorethen: $1072 \mu\text{g L}^{-1} \pm 9 \%$
- Vinylchlorid: $36.3 \mu\text{g L}^{-1} \pm 99 \%$

Dies Beispiel zeigt, dass für konservative Parameter wie Sulfat der Probenentnahmefehler unter 2.4 % des Messwertes liegen muss. Selbst für den Hauptkontaminanten 1,2-*cis*-Dichlorethen ist eine sehr gute Übereinstimmung von unter 9 % des Messwertes zu erzielen.

Die Abweichungen lagen für:

- Vinylchlorid, 36 GWM minimal $\pm 4 \%$ – $\pm 99 \%$
- 1,2-*cis*-Dichlorethen, 73 GWM $\pm 5 \%$ – $\pm 110 \%$
- 1,2-*trans*-Dichlorethen, 82 GWM $\pm 7.4 \%$ – $\pm 143 \%$
- Trichlorethen, 42 GWM $\pm 6.5 \%$ – $\pm 80 \%$
- Fe, 111 GWM $\pm 0.4 \%$ – 215 %
- SO_4^{2-} , 113 GWM $\pm 0.6 \%$ – 42.5 %

Es fällt auf, dass die Minimalwerte bei konservativen Parametern im Bereich der analytischen Präzision liegen. Auch für die Hauptkontaminanten werden niedrige Minimalwerte von unter $\pm 10 \%$ ermittelt, was eine hohe Präzision der Probenentnahmemethodik und der Analytik nahelegt. Im Umkehrschluss weisen deutlich größere Abweichungen auf Änderungen der wahren Konzentration in einer GWM hin. Diese kann unterschiedliche Ursachen haben. Zusätzlich wurden lineare Korrelationen an die Wiederholungsbeprobungen angepasst. So können GWM mit einem Trend zunehmender Konzentration von denen mit einem abnehmenden Konzentrationstrend unterschieden werden. Dabei ist aber auch die Güte der linearen Korrelation zu beachten.

9.4.2.5. Dialysesammler (PDB)

Neben der Gewinnung repräsentativer Grundwasserproben unter Berücksichtigung der Regelwerke, wurden Diffusionsammler als im Grundwasserbereich innovative Methode eingesetzt. Die überwiegend gut mit den Grundwasserbeprobungen übereinstimmenden Ergebnisse werden in Kap. 9.8.2, S. 196ff. diskutiert. Sie sind ein *methodisch unabhängiger* Beweis für die hohe *Präzision* der hier angewandten Beprobungstechnik und Verfahrensweise und können auch als *Hinweis* auf die *Richtigkeit* der Monitoringergebnisse verstanden werden, da hier z.B. Fehlerfaktoren wie Abfüllverluste⁹ und vertikale Beschaffenheitsunterschiede als sehr gering angenommen werden dürfen.

9.4.3. Kampagnen der Grundwasserprobenentnahme

In Abb. 9.31 sind alle Grundwasserprobenentnahmen im Projekt Hannover Südstadt in ihrer zeitlichen Abfolge dargestellt. Zu unterscheiden sind:

- Erstbeprobungen von neu errichteten GWM-Gruppen (obligatorisch)
- Beprobungen innerhalb der Monitoringkampagnen (Abb. 9.31: A, B, C, E, F)
- Schlauchpumpenbeprobungen im Zuge der Direct Push-Kampagne (Abb. 9.31: G)
- Sonderbeprobungen für Versuche und zur Qualitätssicherung

In den regulären Beprobungskampagnen wurde das gesamte Messnetz in einem engen Zeitraum beprobt (Abb. 9.31: A, B, C, E, F.). Diese Kampagnen ersetzen während der Projektlaufzeit das Monitoring der Region. Als zusätzliche Parameter der Probenentnahme sind die in der Durchflusszelle gemessenen Grundwassertemperaturen und die Lufttemperatur zum Probenentnahmezeitpunkt dargestellt. Die Variation im Jahresgang und die Variationsbreite innerhalb einer Kampagne werden deutlich.

Kampagne 2003/04

Die Probeentnahmekampagne 2003/2004 diente der Prüfung des bestehenden GW-Messnetzes und der Erstbeprobung der neu errichteten Messtellengruppe Lutherstr. 32a. Sie erfasste 67 GWM (Abb. 9.31: A).

⁹Minderbefunde durch Entgasung/Turbulenz beim Befüllen der Headspace-Gläschen

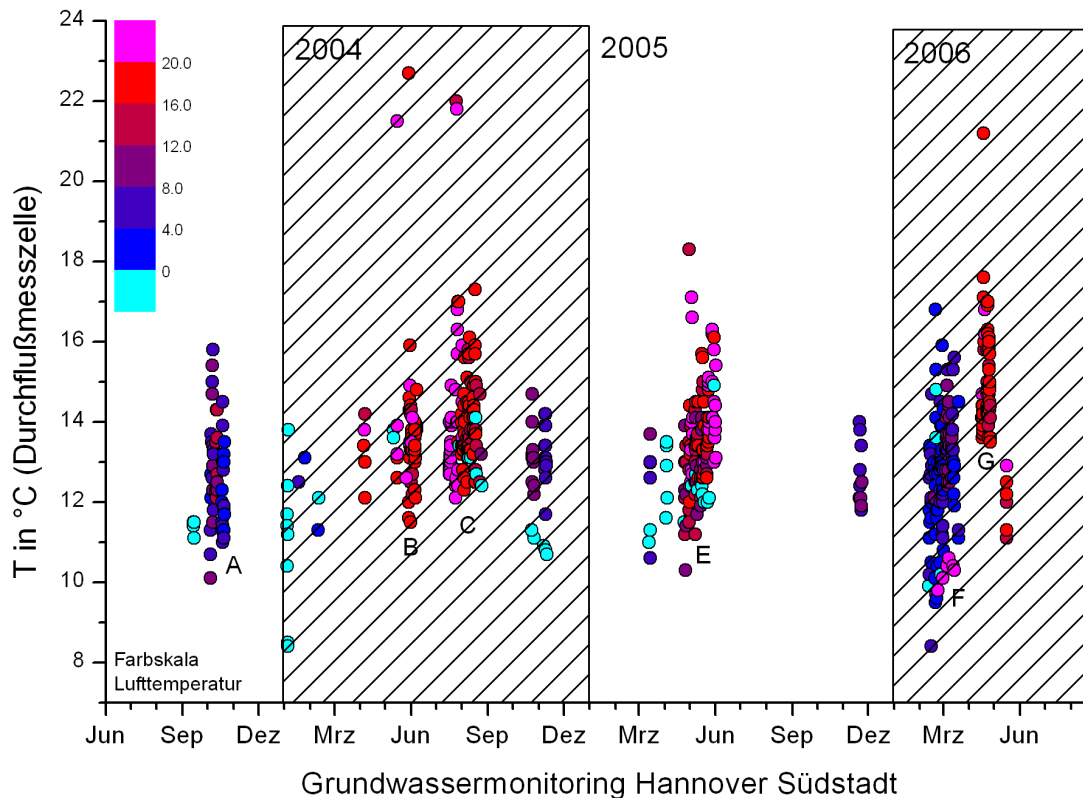


Abb. 9.31.: Grundwasserprobenentnahmen im Projekt Hannover–Südstadt von 2003 bis 2006 mit der Messzellentemperatur und der Lufttemperatur (Farbrampe); Kampagnen: A = Meßnetzkonsolidierung, B = Transektenbeprobung, C = Kampagne 2004, (D = Erstbeprobungen nicht bezeichnet), E = Kampagne 2005, F = Kampagne 2006, G = Direct Push–Proben.

Transektenbeprobung 2004

Um möglichst schnell zu belastbaren Ergebnisse bezüglich der vertikalen Zonierung zu kommen, wurden vor allem die in dieser Transekte (Abb. 9.15, S. 58) prioritär errichteten GWM–Gruppen mit insgesamt 50 Stationen (50 Proben) im Juni 2004 beprobt (Abb. 9.31: B). Die neuen Gruppen Johanssenstr. 10/ Landwirtschaftskammer, Kl. Düwelstr./Stolzestr., Sallstr. 55/Nazarethkirche, Simrockstr./St. Heinrichskirche, Weinstr. 2/ Gesundheitsamt, Windmühlenstr./ Opernplatz und Am Südbahnhof präzisieren das Bild der vertikalen und horizontalen Metabolitenverteilung erheblich.

Kampagne 2004

Im September wurde dann eine volle Beprobungskampagne durchgeführt, bei der im gesamten Gütemessnetz 112 Proben gewonnen wurden (Abb. 9.31: C).

Kampagne 2005

Eine weitere Kampagne wurde 2005 mit den inzwischen zusätzlich errichteten Gruppen Meterstraße 39, Kleine Düwelstr. 12, Tiestestr. 2, Geibelstr. 11, Große Barlinge 49 und Geibelplatz durchgeführt. Dabei wurden 112 Proben gewonnen (Abb. 9.31: E).

Kampagne 2006

Zu Beginn der Beprobungskampagne 2006 hatte das Messnetz mit 119 Stationen seinen maximalen Ausbaustand erreicht. Die GWM-Gruppen Grimmstr. 6, Brehmhof 4 und Wildermuthweg 13G waren hinzugekommen. Die zeitliche Entwicklung und Verteilung ist in Abb. 9.16, S. 65 nachvollziehbar.

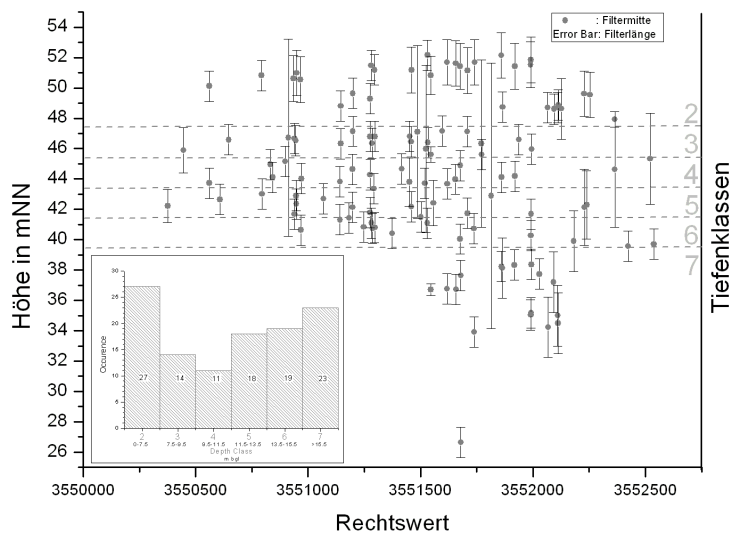


Abb. 9.32.: EW-Projektion des GWM-Messnetzes im Endausbauzustand mit Zuordnung der Teufenklassen 2 bis 7, Ende 2006.

In Abb. 9.32 ist die Teufenlage aller $\geq 2''$ Filterstrecken in der EW-Projektion im Endausbauzustand erkennbar. Die Zuordnung in die Teufenklassen 2 (flach), 3 & 4 (mitteltief), 5 & 6 (tief) und 7 (Rinne) ist dargestellt. Das Histogramm zeigt das Vorkommen in diese 4 Klassen, die bei der Auswertung zur wichtigen Orientierung werden. Die quartäre Rinnenstruktur im östlichen Bereich ist durch etliche tiefe GWM erschlossen.

Die vertikale Fortentwicklung des GWM-Messnetzes von den geprüften GWM aus dem Bestand zu dem Endausbauzustand kann in Abb. 9.33 nachvollzogen werden und zeigt die grosse Zunahme der Aufschlussdichte. GWM mit kurzen Filterstrecken gewinnen stark an Bedeutung und ermöglichen verbesserte Aussagen zur vertikalen hydrogeochemischen Milieuzonierung im Grundwasserleiter, die Grundlage einer dreidimensionalen Quantifizierung sind.

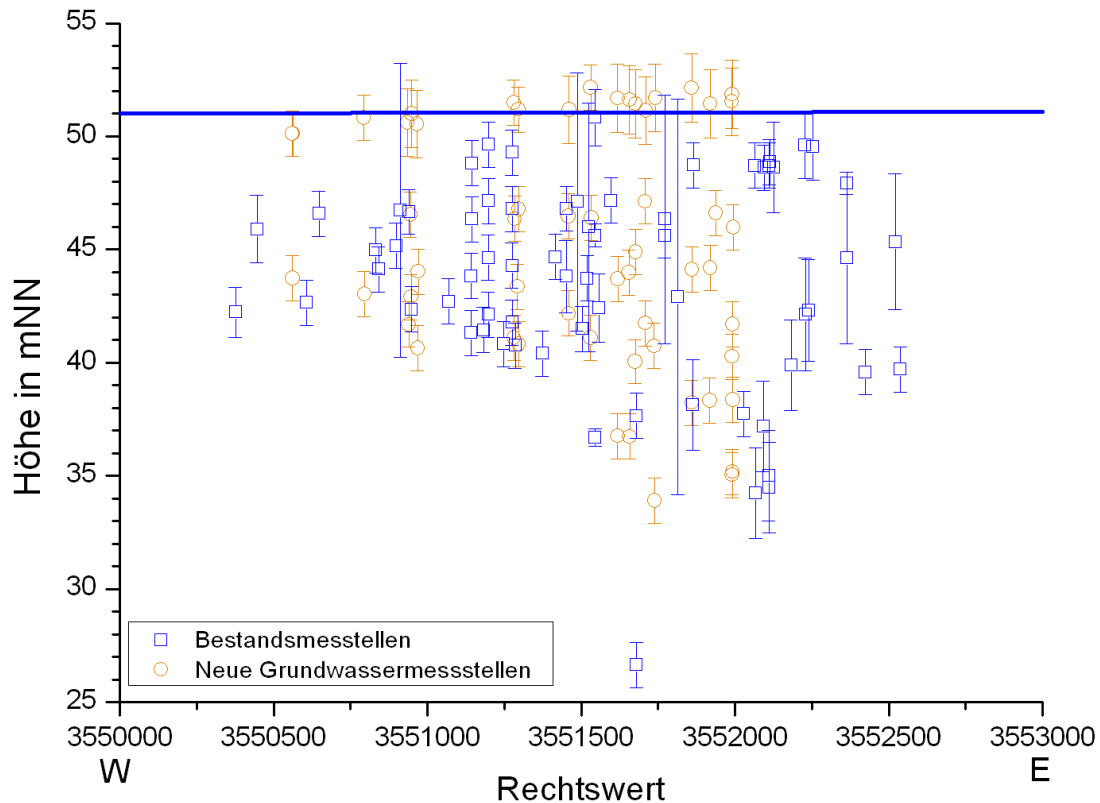


Abb. 9.33.: EW-Projektion der Filterlagen des GWM-Messnetzes im Ausbauzustand Ende 2006 im Vergleich zum Bestand zu Projektbeginn.

Direct- Push-Beprobungen

Zusätzlich wurden 16 Direct Push-Bohrungen abgeteuft. Beim Ziehen des Hohlgestänges wurden aus dem nachgezogenen Edelstahl-Wickeldrahtfilter mit Hilfe einer Schlauchschüttelpumpe 64 Grundwasserproben entnommen. Insbesondere bei der Trübung erreicht die Herangehensweise nicht die Qualität der Grundwasserproben nach [DIN 38 402 \(1985\)](#), ermöglicht aber eine hohe vertikale Auflösung ohne aufwändigen Messstellenbau. Die Vorgehensweise wird in [Kap. 9.6.1](#) beschrieben. Es handelte sich um Spezialleistung (incl. geophysikalischer Untersuchungen), mit deren Durchführung, einschließlich der Berichtserstellung das Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (ehem. UFZ) gesondert beauftragt werden konnte.

9.5. Geophysikalische Erkundungen des Grundwasserleiters

9.5.1. Geophysikalische Vorversuche

9.5.1.1. Aufgabenstellung

Innerhalb des Grundwasserleitersystems „Hannover–Südstadt“ wurden im Projektverlauf verschiedene Teilräume identifiziert. Als möglicherweise entscheidend für Transportvorgänge hat sich dabei eine NNW/SSE–streichende, schmale glazifluviatile Rinne herausgestellt, deren Ostflanke u.a. im Bereich des ehemaligen Schadenseintragsortes lokalisiert ist. Sie erstreckt sich sowohl nach Süden als auch nach Norden. Die Grundwasserleiterbasis, die durch kreidezeitlichen Tonstein gebildet wird, liegt in der Rinne zwischen 5 bis 10 m tiefer als im umgebenden Gebiet, ist aber nur schlecht belegt.

Aufgrund der beobachteten zeitlichen und räumlichen Stabilität der Fahne mußte von einer Nachlieferung gelöster Schadstoffe in die Fahne ausgegangen werden. Die Sedimente in der Rinnenstruktur werden dabei als ein entscheidender Ort für Sekundärquellen angesehen, da es möglich erscheint, daß z.B. DNAPL von der ehemaligen Quelle auf die Grundwasserleiterbasis in die Rinnenstruktur migriert sind und dort für eine Nachlieferung sorgen.

Die Bildung von DNAPL–Pools in Phase oder residualer Sättigung sowohl innerhalb der Rinne als auch im westlich anschließenden Grundwasserleiterbereich z.B. in morphologischen Synklinen¹⁰ ist möglich. Die Oberfläche des Grundwasserstauers ist daher fein gegliedert, so daß die Frage, ob die Morphologie der Rinnenstruktur und des Grundwasserstauers für einen Phasentransport über große Distanzen geeignet ist, mit einer klassischen geologischen Erkundung, wie sie im Projektverlauf mittels Bohrungen erfolgte, nicht in diesem Detaillierungsgrad beantwortet werden kann. Die benötigte Stützstellenanzahl für eine Detailmodellierung der Rinnenstruktur und der Grundwasserstaueroberfläche war finanziell und zeitlich nicht darstellbar und im urbanen Umfeld des Projektes nicht durchführbar. Somit sollten höher auflösende, nicht– oder minimal invasive geophysikalische Verfahren eingesetzt werden. Die durch die bisherige Erkundung der Rinnenstruktur gewonnenen Erkenntnisse fließen in das Konzeptmodell des Projektes ein.

Als potentiell erfolgversprechende Untersuchungsmethoden wurden drei Verfahren getestet:

1. reflexionsseismische Untersuchungen mit Transversalwellen (S–Wellen)
2. geoelektrische Multielektrodenkartierung
3. Transienten–Elektromagnetik (TEM)

¹⁰Hier spielen Verschuppungen des Tonsteins durch dynamische Belastung während der quartären Vereisung eine Rolle

Nachfolgend werden die Ergebnisse der drei Testläufe beschrieben. Die seismischen und die geoelektrischen Tests wurden auf der gleichen Linie auf dem Geibelplatz durchgeführt. Hier wurde auch einer der beiden TEM-Versuche durchgeführt, der zweite Versuch wurde auf dem Gelände Lutherstrasse 32a vorgenommen.

9.5.1.2. Seismische Testmesskampagne Geibelplatz (U. Polom)

9.5.1.2.1. Durchführung Das seismische Testprofil wurde in Absprache und nach logistischer Vorbereitung durch das ehemalige NLFB am 9.2.2005 vermessen. Als Personal wurden ein Messtechniker für den Aufbau und die Bedienung der Messgeräte und ein Wissenschaftler für die wissenschaftliche Betreuung und das Supervising des Messeinsatzes eingesetzt. Darüber hinaus wurden die Messarbeiten durch zwei Mitarbeiter des ehemaligen NLFB unterstützt.

Am Tag der Messungen war der Boden auf dem Geibelplatz durch eine vorangehende Frostperiode oberflächennah gefroren und dadurch vergleichsweise hart. Die mit je zwei etwa 10 cm langen Befestigungsdornen ausgestatteten Horizontalempfänger konnten daher nicht wie üblicherweise einfach manuell in den Boden gedrückt werden. Die notwendigen Löcher für die Dorne mussten mit einem entsprechend geformten Meißel durch Hammerschläge zumindest soweit in den gefrorenen Boden getrieben werden, dass eine einwandfreie Ankopplung an den Untergrund gewährleistet wurde. Einen Eindruck von der Profilanlage gibt Abbildung 9.34



Abb. 9.34.: Profilanlage auf dem Geibelplatz, Hannover-Südstadt, am 9.2.2005 mit Blickrichtung nach Nordwest. Links unten ist die Aufreihung der seismischen Horizontalempfänger zu erkennen, rechts die Anregungseinheit der vibrationsseismischen Scherwellenquelle.

Für die Anregung der seismischen Transversalwellen wurde ein patentierter (Polom (2003), Druivenga u. a. (2005)) elektrodynamischer Schwingungsgenerator (ca. 500 N Spitzenkraft, Eigenentwicklung des GGA-Instituts) verwendet, der eine Signalanregung nach dem Vibroseis-Verfahren (Crawford u. a., 1960) ermöglicht. Durch dieses Verfahren wird eine hochgradig reproduzierbare Signalanregung gewährleistet, die folgende Vorteile gegenüber der üblicherweise verwendeten manuellen Impulsanregung durch Hammerschlag o. ä. aufweist:

- Geringe Initialkräfte durch zeitliche Dehnung des Quellsignals

- keine Veränderung der Anregungsbedingungen durch Bodenverdichtung bzw. Wechsel des Anregungsortes,
- keine Störsignale durch das Bedienungspersonal (Fernbedienung),
- hochgradige Reproduzierbarkeit in zwei Anregungsrichtungen,
- verfahrensbedingte Kompensation eventueller Delayzeiten der Messapparatur,
- wählbares Frequenzband und Gewichtung.

Als Wellentyp wurden bezüglich der Erdoberfläche horizontal polarisierte Transversalwellen (SH-Wellen) ausgewählt, da sich diese vergleichsweise stabil gegenüber Wellenkonversionen an Grenzflächen verhalten. Nach vorab durchgeführten Tests erfolgten an jeder Quellenlokation vier Anregungen, wobei je zwei mit 180 Grad Phasenverschiebung durchgeführt wurden. Auf diese Weise durchläuft der Schwingungszug die Formation zweimal mit positiver und zweimal mit negativer Codierung, wobei eventuell parasitär durch die seismische Quelle verursachte Kompressionswellen bei beiden Codierungen mit gleichem Vorzeichen entstehen. Bei der folgenden Datenverarbeitung (Korrelationsprozess) wird die negative Codierung an geeigneter Stelle durch einen Vorzeichenwechsel kompensiert, so dass durch die anschließende Addition der Einzelanregungen das gewünschte Transversalwellensignal verstärkt und Signale von Kompressionswellen abgeschwächt werden (Polom, 2005).

Als Quellsignal wurde ein linear von 20 Hz bis 200 Hz frequenzmodulierter Wellenzug (sogen. Sweep) mit einer Länge von 10 s bei konstanter Maximalamplitude verwendet, der aus Stetigkeitsgründen am Anfang und Ende mit einer cosinusförmigen Rampenfunktion skaliert wurde. Das Quellsignal wurde digital (16 Bit Auflösung, 0.125 ms Abtastung) in einem Eprom-Speicherbaustein gespeichert, der von einem Abspielgerät (Eigenentwicklung des GGA-Instituts) mit qualitativ hochwertigem Digital–Analog–Wandler ausgelesen und zur seismischen Quelle und zur Messapparatur transferiert wird. Gegenüber der Verwendung von PC– Soundkarten o. ä., die üblicherweise auf das Spektrum des menschlichen Gehörs abgestimmt sind, entfallen so Probleme mit Frequenzen unterhalb von 40 Hz sowie Zeitveränderungen bei der Erzeugung des analogen Quellsignals durch Interrupts des Betriebssystems (Jitter–Effekt).

Die aus dem Vibroseis-Verfahren resultierende Signalform unterscheidet sich elementar von der Signalform von Impulsquellen. Während Impulsquellen eine bezüglich der Einsatzzeit einseitige (kausale) Signalform produzieren, erzeugt der Korrelationsprozess des Vibroseis-Verfahrens eine zweiseitige (akausale) Signalform, bei der die Einsatzzeit im Zentrum des Signals liegt (Abbildung 9.35). Dies ist insbesondere bei der Bestimmung genauer Einsatzzeiten vorteilhaft, da nicht der Abriss des Signals vom Nullpunkt, der in der Realität üblicherweise durch den Rauschpegel überlagert wird, sondern die Lage des Signalmaximums bestimmt wird.

Als seismisches Registriersystem wurde eine moderne Geode–Messapparatur der Fa. *Geometrics Inc.*, Tulsa OK, U.S.A. mit Horizontalgeophonen des Typs SM6–H (10 Hz Eigenfrequenz) verwendet. Aufgrund des relativ flachen Untersuchungsziels und der erforderlichen Tiefenauflösung wurden die seismischen Empfänger einzeln in Abständen von

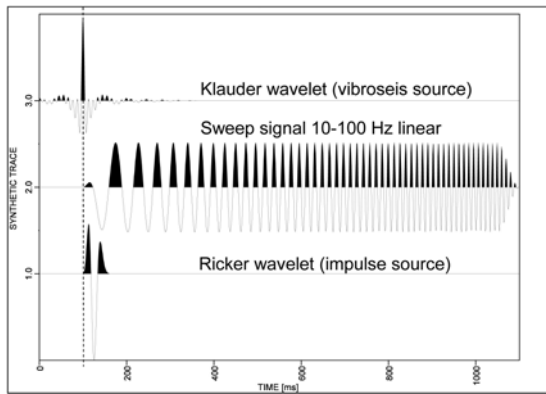


Abb. 9.35.: Theoretisches Beispiel für die Zuordnung der Signal-Einsatzzeit (hier bei 100 ms) bei Impuls- und Vibroseis-Quellen: Beim Impuls(1)- und Sweep(2)-Signal liegen die Einsatzzeiten am Beginn des Signals, während das aus dem Korrelationsprozess resultierende Signal(3) das Zentralmaximum auf die Einsatzzeit abbildet.

einem Meter entlang einer 59 m langen, etwa mittig auf dem Geibelplatz angelegten Messlinie angeordnet. Dieses Messprofil wurde anschließend mit der seismischen Quelle überfahren, wobei aus Produktivitätsgründen ein Anregungsabstand von 2 m gewählt wurde.

Im Messfahrzeug wurden die derart registrierten Daten auf einem Kontrollmonitor dargestellt, hinsichtlich der Qualität und möglicher Störeinstreuungen durch Bodenunruhe kontrolliert und anschließend digital gespeichert. Die detaillierten Akquisitionsparameter der seismischen Messungen sind in Tabelle 9.21 aufgeführt. Vor Beginn der Produktionsmessungen wurden Testmessungen zur Auswahl eines geeigneten Frequenzbandes des Steuersignals sowie der transmittierten Energie durchgeführt. Der Produktionszyklus für das Messprofil konnte innerhalb von 3 Stunden abgeschlossen werden.

9.5.1.2.2. Ergebnisse Die Datenqualität der Produktionsdaten kann als überwiegend gut bezeichnet werden. Der Störsignalpegel war im Zeitraum des Messvorgangs moderat, was im Wesentlichen auf die vergleichsweise ruhige Lage des Messgebietes abseits von Bahnlinien, Baustellen und Industrie zurückgeführt werden kann. Vereinzelt fanden in der Umgebung Fahrzeugbewegungen vorwiegend von PKW statt, die aber meist nur zu geringer Bodenunruhe führten. Bei zwischenzeitlichen, auf dem Kontrollmonitor anhand zunehmender Bodenunruhe zu beobachtenden Annäherungen von größeren Fahrzeugen wurde der Messvorgang kurzfristig unterbrochen.

Die Bearbeitung des Datenmaterials erfolgte mittels des Programmpaketes ProMAX 98.6 (*Landmark Graphics Corp.*) auf einer SUN Ultra 60 Workstation. Ein erster Eindruck von der Datenqualität und der Reproduzierbarkeit der Anregungen lässt sich durch die in den Abbildungen 9.36 – 9.37 dargestellten, korrelierten und gestapelten Einzelseismogramme von ausgewählten Anregungslokationen vermitteln.

Deutlich heben sich die Signale reflektiver Strukturen aus dem Rauschpegel ab. Die Formen der Signale zeigen eine gute laterale Kontinuität, was auf weitgehend homogene Schich-

Tab. 9.21.: Akquisitionsparameter der seismischen Messlinie.

Messsystem	Geometrics Geode (Geometrics Inc., Tulsa OK, U.S.A.), 3 Telemetriemodule mit je 24 Kanälen
Empfängertyp	Einzelgeophone SM6-H 10 Hz SH-Anordnung
Empfängerintervall	1 m
Registrierdauer	11 s
Abtastintervall	1 ms
Aufnahmefilter	—
Polarität	SEG-Konvention
Datenformat	SEG2
Anregung	SH-Vibrator, elektrodynamisch
Anregungsintervall	2 m
Anregungssignal	20–200 Hz linear Sweep, 10 s Dauer, 100 ms cos-Taper
Registrierdauer nach Korrelation	1 s
Anzahl der Anregungen pro Anregungslokation	4 (je zwei 180° phasenverschoben)

tungsverhältnisse hindeutet. Eine erste Abschätzung der seismischen Geschwindigkeiten anhand der Hyperbelform lieferte ca. 330 m/s bis etwa 140 ms Zweiweglaufzeit (Abb. 9.36 links), womit die potentielle Tiefenlage der zugehörigen reflektierenden Schichtgrenze zu ca. 23 m abgeschätzt werden kann. Zu einer etwas späteren Zweiweglaufzeit bei etwa 180 ms (Abb. 9.36 links) zeichnet sich ein weiterer, markanter reflektiver Einsatz mit ca. 345 m/s ab, der zu einer abgeschätzten Tiefenlage von ca. 30 m führt.

Besonders bemerkenswert ist das vollständige Ausbleiben von üblicherweise auftretenden refraktierten Signaleinsätzen und auch Oberflächenwellen des Love-Typs. Da diese mit ihrem Auftreten an eine mit der Tiefe zunehmende Geschwindigkeitsfunktion des Untergroundaufbaus gebunden sind, ist davon auszugehen, dass eine zumindest oberflächennah inverse Geschwindigkeitsschichtung (schnelle Schicht über langsamem Untergrund) vorliegt. Nach Gesprächen mit Anwohnern im Verlauf der Messungen kann dies auf Auffüllungen von Bauschuttmaterial in den Kriegs- und Nachkriegsjahren zurückgeführt werden. So ist insbesondere ein am Profilbeginn gelegener ehemaliger Löschteich aus den Kriegsjahren mit Bauschuttmaterial verfüllt worden. Durch das Ausbleiben der Oberflächenwellen, die üblicherweise durch das Ausblenden entsprechender Seismogrammabschnitte eliminiert werden müssen, können erheblich mehr Anteile der Rohseismogramme für die reflexionsseismische Aufbereitung genutzt werden.

Mangels der refraktierten Einsätze musste allerdings auf die sonst üblicherweise durchgeführte ergänzende Refraktionsauswertung zu Bestimmung der oberflächennahen Langsam-schichten verzichtet werden.

Das Ergebnis der reflexionsseismischen Datenbearbeitung ist in der in Abbildung 9.38

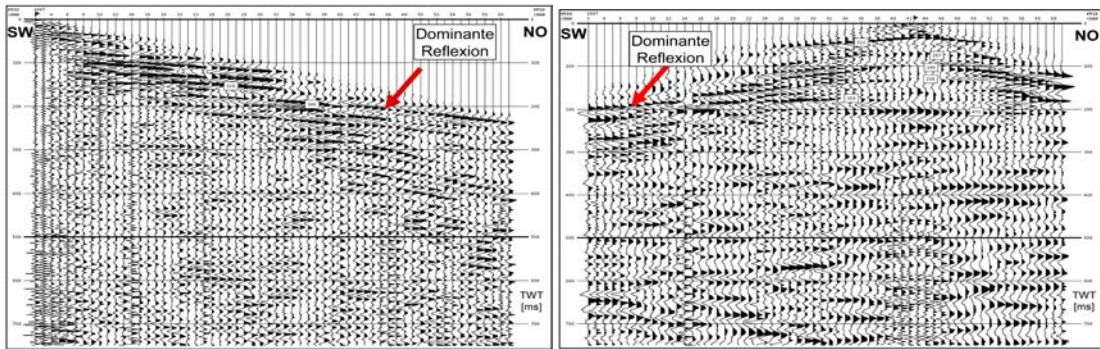


Abb. 9.36.: links: Korrelierte und gestapelte SH-Transversalwellen-Anregungen 1004–1007 am südwestlich gelegenen Profilbeginn. Die Zahlenangaben auf den seismischen Einsätzen stehen für seismische RMS-Geschwindigkeiten, die anhand der Hyperbelformen ermittelt wurden. Der Kanal 34 war durch einen Defekt gestört.

rechts: Korrelierte und gestapelte SH-Transversalwellen-Anregungen 1084–1087. Die Zahlenangaben auf den seismischen Einsätzen stehen für seismische RMS-Geschwindigkeiten, die anhand der Hyperbelformen ermittelt wurden. Hier ist eine Abnahme der Geschwindigkeit bis 200 ms mit einem anschließenden, deutlichen Anstieg festzustellen.

dargestellten Zeitsektion aufgeführt. Die seismische Sektion wurde mit dem zugehörigen Feld der RMS-Stapelgeschwindigkeiten farbig hinterlegt. Der potentielle Übergang vom Grundwasserleiter zu Grundwasserstauer entspricht dem Farbwechsel von blau zu grün bei etwa 130 ms Laufzeit. Darunter bei ca. 170 ms bildet sich das in den Abbildungen 9.36 – 9.37 als dominante Reflektor angesprochene Reflexionselement ab, das hier auch aufgrund des fehlenden Einflusses der Oberflächenwellen nahezu über die gesamte Sektion hinweg zu verfolgen ist.

Für die reflexionsseismische Datenaufbereitung wurde der folgende Ablauf verwendet:

1. Einlesen der Daten, Formatkonversion,
2. Korrelation und Stapelung der Einzelseismogramme, Qualitätskontrolle,
3. Eintragen der Profilgeometrie,
4. Automatische Skalierung (AGC 100 ms),
5. Bandpass Filter 55-60-180-200 Hz,
6. Manuelles Top Muting,
7. Dynamische Korrekturen (NMO, Stretch Mute 100%),
8. Automatische Skalierung (AGC 150 ms),
9. CDP-Stapelung,
10. Bandpass Filter 25-30-130-170 Hz,
11. FX-Dekonvolution (über 7 Spuren mit 256 ms Fenster),

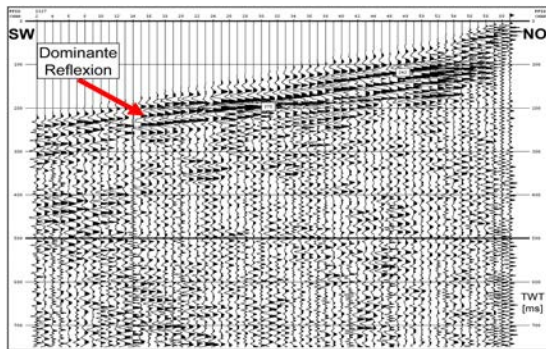


Abb. 9.37.: Korrelierte und gestapelte SH-Transversalwellen-Anregungen 1126–1129 am nordöstlich gelegenen Profilende. Die Zahlenangaben auf den seismischen Einsätzen stehen für seismische RMS-Geschwindigkeiten, die anhand der Hyperbelformen ermittelt wurden. Die oberflächennahen Geschwindigkeiten bis ca. 100ms liegen hier niedriger als im übrigen Profilabschnitt.

12. Ausgabe der Zeitsektion,
13. Tiefenkonversion mittels geglätteter Stapelgeschwindigkeiten,
14. Ausgabe der Tiefensektion.

Die mittels der geglätteten Stapelgeschwindigkeiten konvertierte Tiefensektion ist in Abbildung 9.38 dargestellt. Zur Verdeutlichung der Geschwindigkeitsstruktur wurde die Sektion mit nach DIX-Konversion berechneten Intervallgeschwindigkeiten hinterlegt.

9.5.1.2.3. Interpretation Im Anschluß an die seismischen Messungen wurde eine 22.4 m tiefe Sondierungsbohrung am Profilanfang abgeteuft. Die dabei erbohrte Lithologie ist in dem in Abbildung 9.39 aufgeführten Bohrprofil dargestellt. Die Bohrung wurde anschließend mit einer Kunststoffverrohrung ausgebaut und verschlossen. Damit können nach einer hinreichenden Setzungsphase zur Erzielung einer ausreichenden Ankopplung ergänzende VSP-Messungen zur genauen Ermittlung der tiefenabhängigen Geschwindigkeitsfunktion durchgeführt werden.

Anhand des Bohrprofils aus Abbildung 9.39 wurde ein vereinfachtes Bohrprofil erstellt und in den entsprechenden Abschnitt der seismischen Tiefensektion eingefügt. Diese Montage ist in Abbildung 9.40 links dargestellt. Zwischen 8 und 17 m zeigt sich eine gute Korrelation der seismischen Abbildung mit der erbohrten Lithologie, die sich vorwiegend in der Geschwindigkeitsfunktion abbildet. Typisch bei der Verwendung von seismischen Transversalwellen ist die praktisch vernachlässigbare Reaktion auf den Grundwasserkontakt bei 3 m Tiefe. Der Übergang zum Ton wird in der Geschwindigkeitsfunktion nicht scharf abgebildet und ist vorwiegend durch einen markanten seismischen Einsatz bei ca. 21 m gekennzeichnet.

Abbildung 9.40 rechts zeigt die lineare Extrapolation des vereinfachten Bohrprofils auf den 45 m reduzierten Abschnitt der seismischen Tiefensektion. Der Übergang zum Ton bildet sich auch über die Sektion hinweg nicht durch einen Geschwindigkeitskontrast ab und lässt sich nur anhand des seismischen Einsatzes verfolgen. Dabei ist auffällig, dass sich dieser

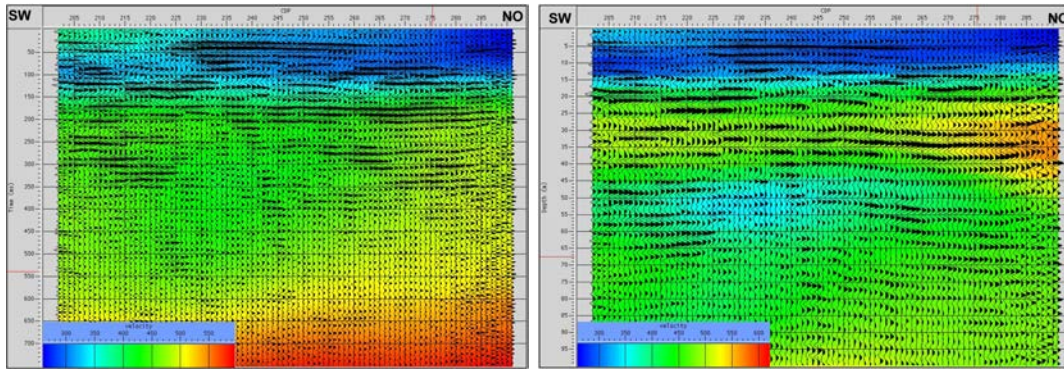


Abb. 9.38.: links: Reflexionsseismische Zeitsektion mit hinterlegten RMS-Stapelgeschwindigkeiten (zeitabhängige Geschwindigkeitsfunktionen). Die horizontale Erstreckung beläuft sich auf 60 m, der CDP-Abstand beträgt 0.67 m. Im Bereich von CDP 232–261 wird die maximale statistische Überdeckung von 31 Stapelspuren pro dargestellter Spur erzielt.

rechts: Reflexionsseismische Tiefensektion mit hinterlegten Intervallgeschwindigkeiten nach DIX-Konversion (tiefenabhängige Geschwindigkeitsfunktionen). Neben dem gut aufgelösten Zielteufenbereich bei 20 m konnten mit diesen Messungen noch Reflexionsantworten aus Tiefen bis etwa 80 m registriert werden. Die dargestellten Wellenlängen betragen ca. 2.5–5.0 m, entsprechend einem maximalen Auflösungsvermögen von ca. 0.6–1.25 m.

— im Unterschied zu dem markanten Einsatzfolge zwischen 30 m und 40 m — zwischen den CDP 233–263 nicht kohärent verfolgen lässt. Die Ursache der markanten Einsatzfolge zwischen 30 m und 40 m, die sich auch schon in den Rohdaten als dominanter Reflektor abzeichnete und sich auch in der Geschwindigkeitsfunktion durch eine weitere Zunahme abbildet, kann nach derzeitigem Sachstand mangels genügend tiefer Bohrungsaufschlüsse nicht geklärt werden.

Mittels der ermittelten Tiefenfunktion der Scherwellengeschwindigkeit V_S lässt sich unter Einbeziehung der tiefenabhängigen Dichtefunktion ρ näherungsweise die Tiefenfunktion des Schermoduls G berechnen. Für ein homogenes und isotropes Medium gilt Gleichung 9.2.

$$G = V_S^2 * \rho \quad (9.2)$$

Aufgrund der quadratischen Abhängigkeit von V_S ist der Einfluss der Dichteänderungen auf den Funktionsverlauf von G in erster Näherung vernachlässigbar. Unter der Annahme einer konstanten Dichte von 2g/cm^3 kann so eine Abschätzung für die Tiefenfunktion des Schermoduls erfolgen.

In Abbildung 9.41 ist die seismische Tiefensektion bis 100 m in einem konsistenten Horizontal-/Vertikal-Verhältnis dargestellt. Aus dem im Hintergrund abgebildeten Geschwindigkeitsfeld wurde durch horizontale Mittelung ein gemittelter Funktionsverlauf der Scherwellengeschwindigkeit abgeleitet. Anschließend wurde der Schermodul G für markante Bereiche dieser Funktion berechnet.

Der Vergleich mit dem Bohrprofil ergibt für den Tiefenbereich oberhalb der Schlufflage (ca. 0–10 m), ein typischer Wert von ca. 80MN m^{-2} für einen gering kompaktierten quartären

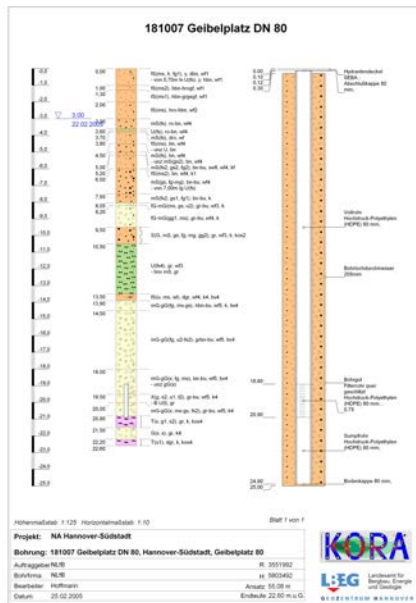


Abb. 9.39.: Erbohrtes lithologisches Profil der Sondierungsbohrung Geibelplatz (Quelle: LBEG). Bis etwa 8 m Tiefe treten vorwiegend fein- und mittelsandige Einheiten auf, die ab 3 m Tiefe im Grundwasserkontakt stehen. Zwischen 8 m und 9.5 m Tiefe folgt eine Lage mit Feinkiesen, die auf einer 1 m mächtigen wiederum sandig-kiesigen Zwischenlage aufliegen. Daran schließt sich eine Schluffzone bis 13.5 m Tiefe an, unterhalb der im Wesentlichen mittel- und grobkiesige Einheiten angetroffen wurden. Eine erste etwa 70 cm mächtige Lage des tonigen Grundwasserstauers wurde in 20.8 m Tiefe angetroffen, womit die Unterkante der quartären Einheiten erreicht wird. Unterhalb dieser Lage schließt sich eine weitere, etwa 80 cm mächtige Kieslage an, anschließend folgt bis zur Endteufe bei 22.8 m Ton.

Sand. Darunter nimmt der Schermodul rasch zu, erreicht an der Grundwasserleiterbasis (ca. 21 m) ca. 405 MN m^{-2} und steigt danach auf ein lokales Maximum von ca. 500 MN m^{-2} . Dieser Wert deutet auf einen vergleichsweise hohen Konsolidierungsgrad in diesem Bereich hin. Unterhalb dieses lokalen Maximums verringert sich der Schermodul kontinuierlich und erreicht ein lokales Minimum von ca. 320 MN m^{-2} in etwa 47 m Tiefe, was aber ebenfalls noch auf eine gute Konsolidierung hindeutet. Danach ist wieder ein weitgehend kontinuierlicher Anstieg zu beobachten, wobei die Grenze des interpretierbaren Bereichs in etwa 80 m Tiefe mit einem Wert von wiederum ca. 500 MN m^{-2} aufgrund von dann fehlenden, ausreichend reflektiven Strukturen erreicht wird.

9.5.1.3. Geoelektrische Messungen (M. Grinat)

Die gleichstromgeoelektrischen Messungen auf dem Geibelplatz erfolgten am 10.3.2005. Sie wurden als Testmessungen angelegt und von zwei Technischen Angestellten und dem betreuenden Wissenschaftler durchgeführt sowie von einer Praktikantin und zwei Mitarbeitern des ehemaligen NLFB unterstützt.

Die Messungen erfolgten zunächst auf einem etwa NE-SW (245°) verlaufenden Profil am Nordende des Geibelplatzes. Dieses Profil mit einer Gesamtlänge von 66 m wurde

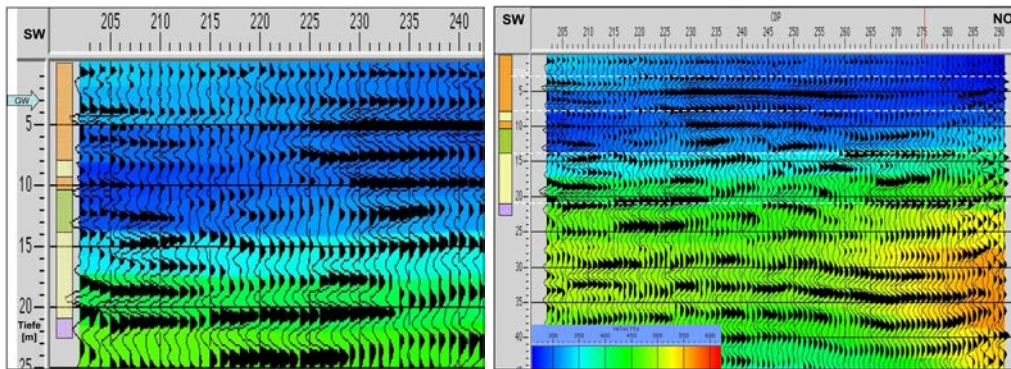


Abb. 9.40.: links: Einblendung des vereinfachten Bohrprofils in einen vergrößerten Ausschnitt der reflexionsseismischen Tiefensektion mit hinterlegten Intervallgeschwindigkeiten nach DIX-Konversion (tiefenabhängige Geschwindigkeitsfunktionen). Zwischen 8 m und 17 m zeigt sich eine gute Korrelation der seismischen Abbildung mit der erbohrten Lithologie, die sich vorwiegend in der Geschwindigkeitsfunktion abbildet. Der Übergang zum Ton wird in der Geschwindigkeitsfunktion nicht scharf abgebildet, und ist vorwiegend durch einen markanten seismischen Einsatz bei ca. 21 m gekennzeichnet.

rechts: Einblendung des vereinfachten Bohrprofils und lineare Extrapolation in einen bis zu einer Tiefe von 45 m reduzierten Ausschnitt der reflexionsseismischen Tiefensektion mit hinterlegten Intervallgeschwindigkeiten nach DIX-Konversion (tiefenabhängige Geschwindigkeitsfunktionen). Der Übergang zum Ton bildet sich auch über die Sektion hinweg nicht durch einen Geschwindigkeitskontrast ab und lässt sich nur anhand des seismischen Einsatzes verfolgen. Dabei ist auffällig, dass sich dieser — im Unterschied zu der markanten Einsatzfolge zwischen 30 m und 40 m — zwischen den CDP 233-263 nicht kohärent verfolgen lässt.

anschließend in die Geibelstraße hinein verlängert, um eine größere Erkundungstiefe zu erreichen. Aufgrund des Straßenverkehrs und der Oberflächenversiegelung musste jedoch auf Elektroden im Bereich der zu überquerenden Tiestestraße verzichtet werden. Vor Beginn der Messungen wurde mit einem Kabelsuchgerät der Verlauf möglicher Leitungen erkundet. Die Elektroden waren auf dem Profil äquidistant im Abstand von 2 m angeordnet. Für die Messungen wurde die Wenner-Elektrodenanordnung verwendet (Abbildung 9.42): Dabei werden von den vorhandenen Elektroden jeweils vier Elektroden in gleichem Abstand zueinander ausgewählt: Die beiden äußeren Elektroden dienen zur Einspeisung des Stromes, während zwischen den beiden inneren Elektroden die durch den Stromfluss im Untergrund hervorgerufene Potenzialdifferenz abgegriffen wird. Aus der eingespeisten Stromstärke und der gemessenen Potenzialdifferenz wird unter Berücksichtigung der Lage der einzelnen Elektroden zueinander der scheinbare spezifische Widerstand berechnet.

Die Verwendung einer derartigen Multielektrodenanordnung ermöglicht sowohl Aussagen zur lateralen Änderung des spezifischen Widerstandes auf dem Profil als auch — durch sukzessive Vergrößerung des Elektrodenabstandes — zum vertikalen Verlauf des spezifischen elektrischen Widerstandes; sie wird daher auch als Sondierungskartierung bezeichnet.

Die ermittelten scheinbaren spezifischen Widerstände werden als sog. Pseudosektion dargestellt. Der für eine Aufstellung von jeweils vier Elektroden berechnete scheinbare spezifische Widerstand wird dabei als Punkt unter dem Mittelpunkt dieser Aufstel-

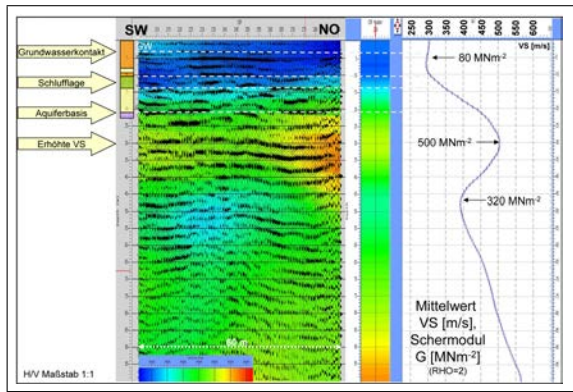


Abb. 9.41.: Seismische Tiefensektion mit hinterlegten Intervallgeschwindigkeiten (DIX-Konversion) in einem horizontal-/vertikal-Verhältnis von 1:1. Der auf der rechten Seite dargestellte tiefenabhängige Funktionsverlauf der Scherwellengeschwindigkeit wurde durch horizontale Mittelwertbildung aus dem Geschwindigkeitsfeld der Tiefensektion abgeleitet. Anschließend wurden für markante Bereiche dieser Geschwindigkeitsfunktion Schermoduli unter Annahme einer konstanten Dichte von 2 g/cm^2 berechnet.

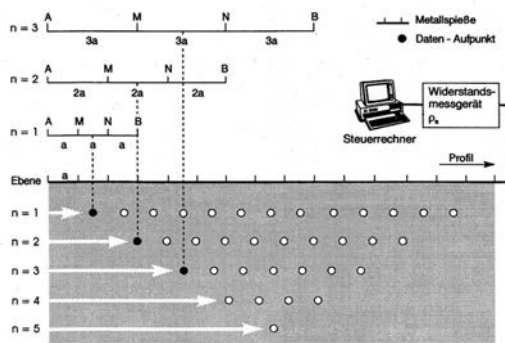


Abb. 9.42.: Messprinzip der Multielektrodengeoelektrik (Sondierungskartierung) in Wenner-Elektrodenanordnung (aus: Knödel u. a. (1997))

lung abgetragen; die vertikale Komponente hängt von dem Elektrodenabstand ab (Abb. 9.42).

Die Elektrodenabstände waren bei dieser Sondierungskartierung geradzahlige, ganzzahlige Vielfache des minimalen Elektrodenabstandes von 2 m. Der maximale Elektrodenabstand betrug bei der ersten Messung 22 m, bei der Messung auf dem verlängerten Profil 40 m. Die Messung erfolgte mit der GGA-eigenen Resecs-Apparatur (Hersteller: GeoServe Kiel).

9.5.1.3.1. Ergebnisse Die Datenqualität auf dem gemessenen Testprofil ist trotz der Lage in einem besiedelten Gebiet, in dem Versorgungsleitungen aller Art anzutreffen sind, als gut zu bezeichnen. In Abbildung 9.43 sind die scheinbaren spezifischen Widerstände für die Elektrodenaufstellungen, die bei beiden Messungen ermittelt wurden, einander gegenübergestellt. Die Werte liegen auf bzw. im Bereich der Sollkurve (durchgezogene Linie) und sind damit als gut reproduzierbar anzusehen. Die Übereinstimmung wird weiter verbessert, wenn

nur die scheinbaren spezifischen Widerstände betrachtet werden, die sich aus Stromstärken von mehr als 10 mA ergeben (rechter Teil der Abb. 9.43).

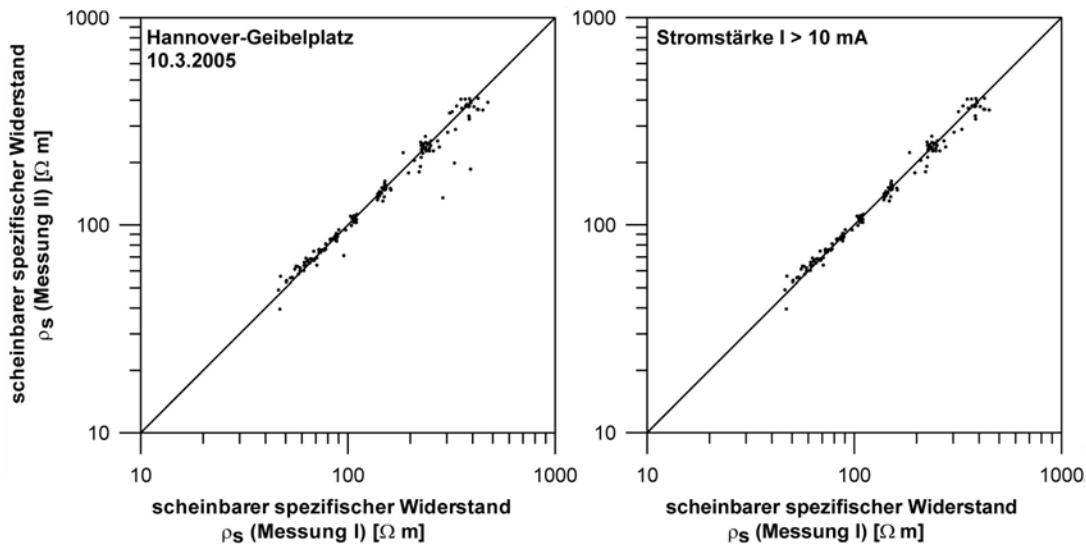


Abb. 9.43.: Gegenüberstellung der auf dem Geibelplatz während der beiden Messungen ermittelten scheinbaren spezifischen Widerstände. Die Reproduzierbarkeit der Werte ist gut und lässt sich bei Verwendung höherer Stromstärken weiter verbessern.

Abb. 9.44 zeigt die Pseudosektionen des scheinbaren spezifischen Widerstandes für die beiden Messungen. Die eingetragenen Punkte entsprechen dabei den tatsächlichen Messwerten. Auf dem Langprofil (Messung II) sind zum einen die letzten beiden Elektroden des Kurzprofils (64 m und 66 m) aus logistischen Gründen weggelassen worden, zum anderen musste auf Messungen im Bereich der zu querenden Straße verzichtet werden, so dass die Pseudosektion nur bereichsweise mit Daten gefüllt ist.

Das Kurzprofil (Messung I) zeigt bei kleinen Elektrodenabständen hohe scheinbare spezifische Widerstände zwischen 300 Ω m und 500 Ω m, die mit zunehmenden Abständen bis auf 30-50 Ω m absinken. Dieser Verlauf findet sich auch auf dem Langprofil wieder, allerdings treten hier zusätzliche Strukturen auf: zum einen liegen die scheinbaren spezifischen Widerstände für die kleinen Elektrodenabstände bei Entfernungen von über 80 m, d.h. im Bereich der Geibelstraße, deutlich niedriger als auf dem Geibelplatz (linker Teil der Abb. 9.44); zum anderen sinken sie in diesem Bereich bis auf 10-15 m ab.

Die Inversion der Pseudosektionen erfolgte mit dem Programm *Res2Dinv* (Loke u. Barker (1995)). Bei der Messung I (Profillänge 66 m) sind danach Aussagen bis in 10–12 m Tiefe möglich, die Messung II auf dem auf 126 m verlängerten Profil ermöglicht Aussagen bis etwa 20 m Tiefe (Abb. 9.45 bis 9.46).

Auf dem Kurzprofil (Messung I) liegt der Anpassungsfehler zwischen den gemessenen und den aus dem Untergrundmodell berechneten scheinbaren spezifischen Widerständen nach der 10. Iteration bei 5,2 %, auf dem Langprofil (Messung II) wird nach der 11. Iteration

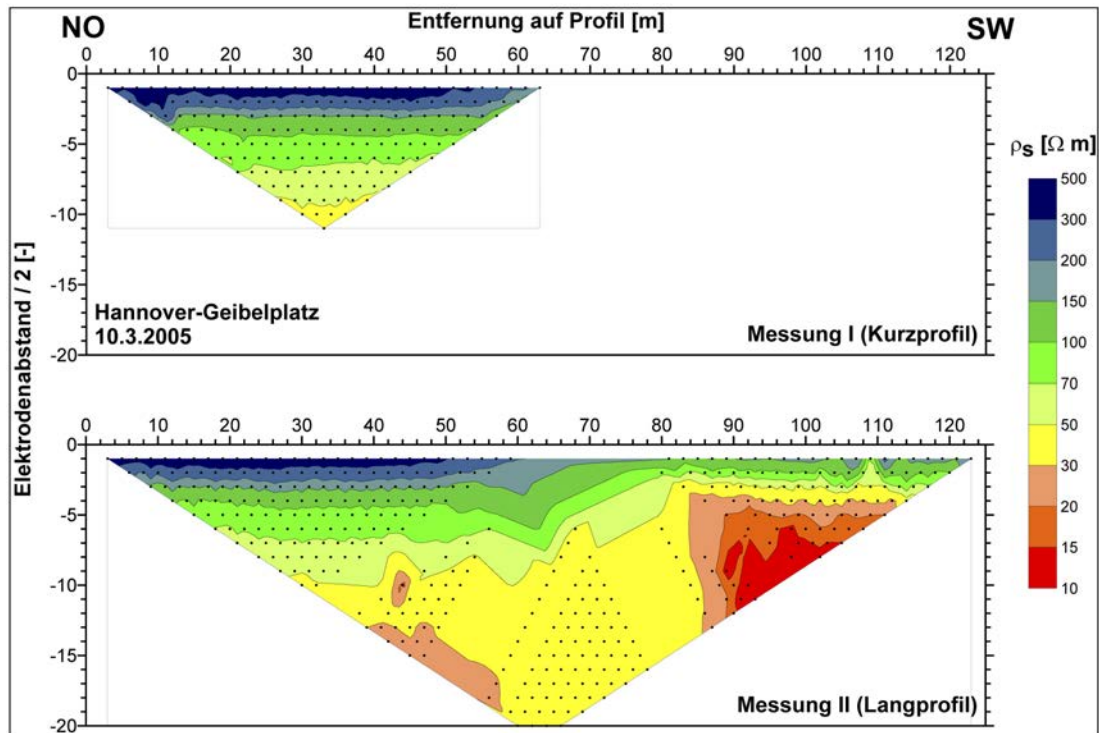


Abb. 9.44.: Pseudosektionen des scheinbaren spezifischen Widerstandes auf dem Profil Hannover-Geibelplatz (Wenner-Elektrodenanordnung mit 2 m Elektrodenabstand).

ein Anpassungsfehler von 6,8 % erreicht. In beiden Fällen liegt somit eine gute Anpassung vor.

Das Kurzprofil (Abb. 9.45) zeigt erhöhte spezifische Widerstände in den obersten drei Metern. Der darunter liegende Bereich weist bis 12 m Tiefe niedrigere, aber teilweise streuende spezifische Widerstände auf. Eine weitere Untergliederung ist zum jetzigen Zeitpunkt nicht sinnvoll.

Das Langprofil (Abb. 9.46) betont insbesondere die auch in der Pseudosektion hervortretenden Strukturen mit niedrigen spezifischen Widerständen. Da zwischen Profilmeter 40 und 90 viele Daten nicht gemessen werden konnten, darf das Untergrundmodell in diesem Bereich nicht überbewertet werden. Die Ursache für die Struktur mit niedrigen spezifischen Widerständen ab Profilmeter 90 ist bisher unklar.

Zweidimensionale Modellrechnungen mit den Schichttiefen aus der Bohrung Geibelplatz f (181010) und Literatur- bzw. Erfahrungswerten für die in dieser Bohrung angetroffenen Kiese, Sande, Schluffe und Tone zeigen ebenfalls ein Absinken des spezifischen Widerstandes mit zunehmender Tiefe. Die drei Meter mächtigen Schluffe zwischen 10,5 m und 13,5 m Tiefe sind bei den angenommenen Werten für die spezifischen Widerstände nicht erkennbar.

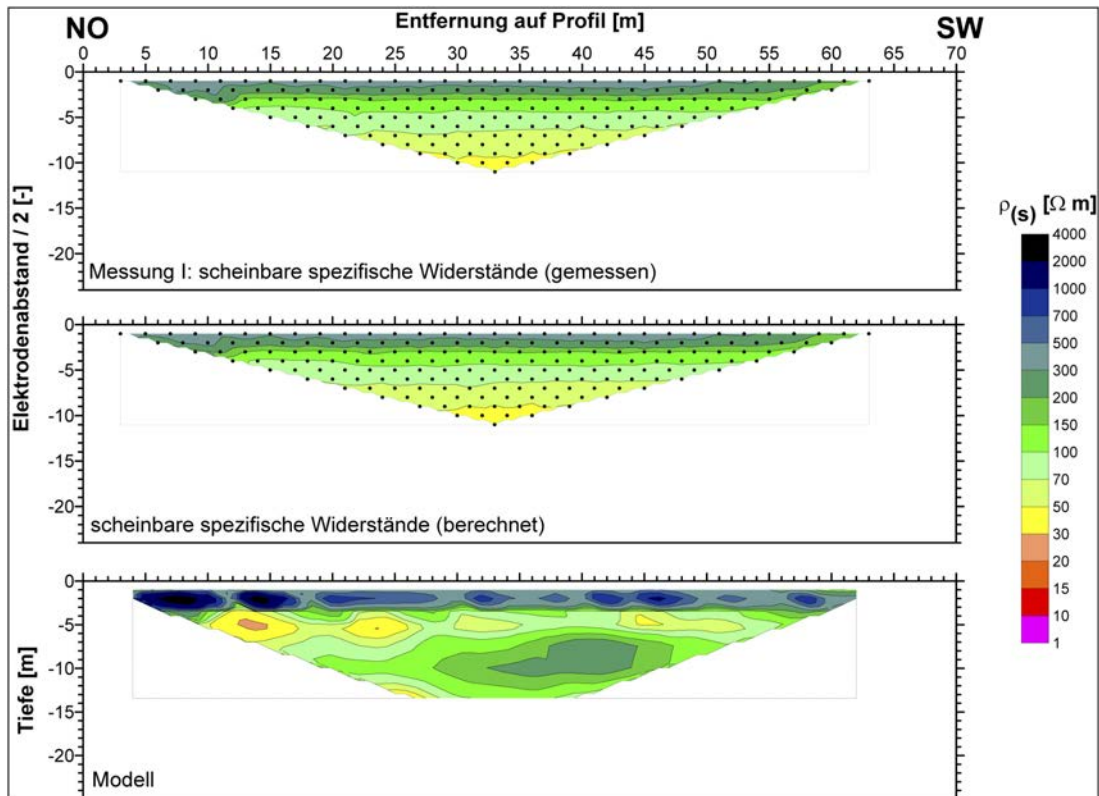


Abb. 9.45.: Geibelplatz Kurzprofil

9.5.1.4. Kombinierte geoelektrische und seismische Interpretation (M. Grinat, U. Polom)

Es ist naheliegend, die Ergebnisse der geoelektrischen und seismischen (Kapitel 9.5.1.2) Messungen miteinander zu kombinieren und einer gemeinsamen Interpretation zuzuführen. Allerdings muss dabei berücksichtigt werden, dass sich die beiden Untersuchungsverfahren prinzipiell voneinander unterscheiden und auch auf vollkommen unterschiedliche physikalische Untergrundeigenschaften reagieren. Während die seismischen Verfahren lauffzeitgestützt rein auf mechanische Eigenschaften wie Elastizitätseigenschaften und Dichteunterschiede reagieren, basieren gleichstromgeoelektrische Verfahren auf Potentialverzerrungen im Untergrund durch räumlich inhomogen verteilte elektrische Leitfähigkeiten. Auch in der Anlage der Messgeometrie treten verfahrensbedingt erhebliche Unterschiede auf.

Beiden Verfahren ist gemein, dass ein eindeutiger Bezug der gemessenen physikalischen Größen zu geologischen Einheiten nicht zwingend gegeben ist. So kann z.B. eine aus geologischer Sichtweise als homogen angesprochene Sandschicht physikalisch durchaus interne Strukturierungen aufweisen, wenn z.B. bei seismischen Untersuchungen mit Transversalwellen der Verzahnungsgrad der Körnung oder der Anteil an zementierendem Material

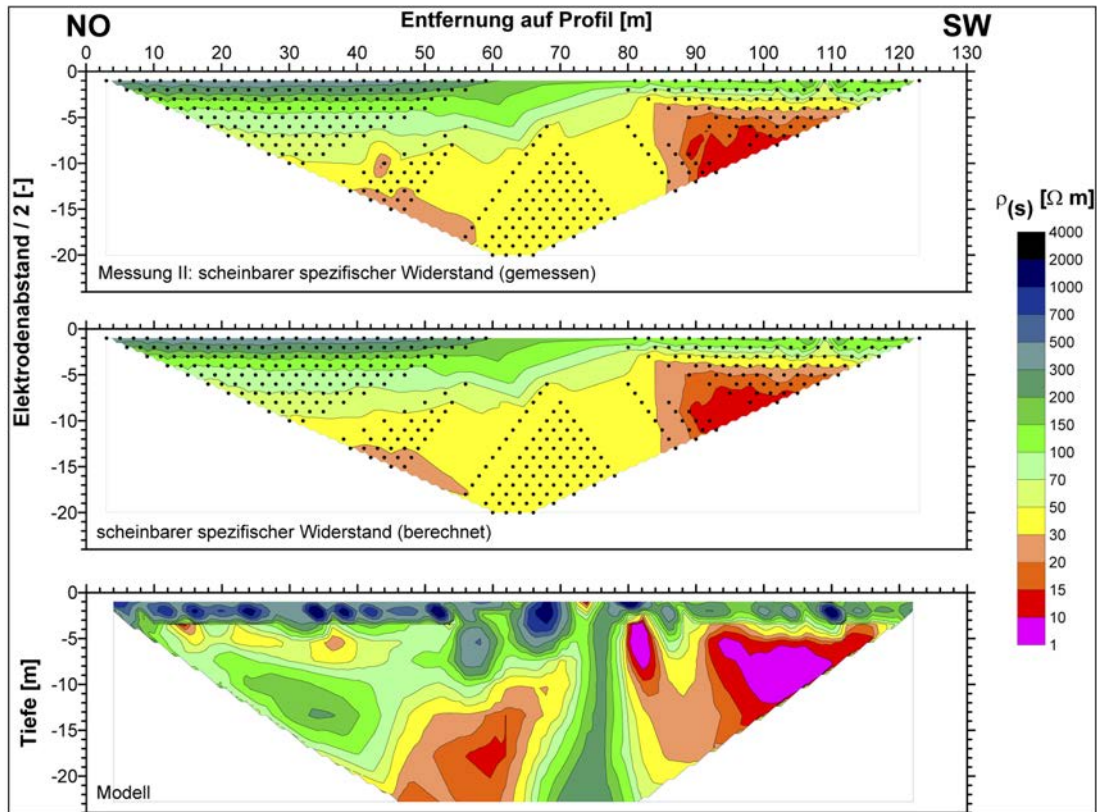


Abb. 9.46.: Geibelplatz Langprofil

variiert oder bei geoelektrischen Untersuchungen eine geringfügige Variation des Ton-, Salz- oder Eisengehalts auftritt.

Trotz bzw. gerade wegen dieser grundsätzlichen Unterschiede können sich die Ergebnisse der Verfahren gegenseitig ergänzen. So konnte in dem hier vorliegenden Fall der Bereich der oberflächennahen anthropogenen Auffüllungen durch das seismische Verfahren nur indirekt durch das Ausbleiben von Oberflächenwellen und Refraktionen indiziert werden, da die gewählte Messgeometrie auf die Auflösung in der Zielteufe von 20 m abgestimmt war. Im Ergebnis der geoelektrischen Messungen dagegen bilden sich gerade diese Auffüllungen aufgrund ihrer hohen Widerstände sehr gut ab. In den in Abb. 9.47 und Abb. 9.48 dargestellten Kombinationen der seismischen Tiefensektion mit den geoelektrischen Inversionsergebnissen aus Abb. 9.45 und 9.46 wird so der Einflussbereich dieser Auffüllungen und ihre Lage in der seismischen Sektion deutlich. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Profilierung bei beiden Verfahren gegenläufig abgearbeitet wurde. Daher wurde die seismische Sektion im Unterschied zu den vorangehenden Abbildungen horizontal gespiegelt dargestellt.

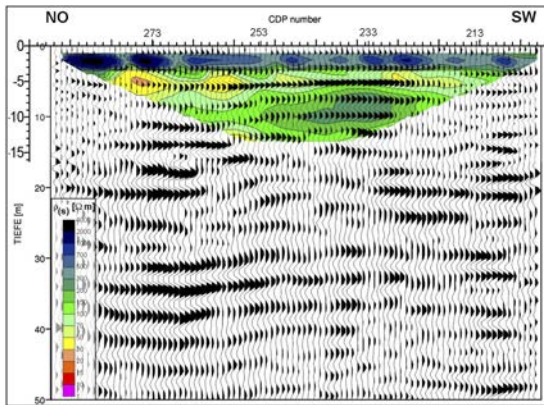


Abb. 9.47.: Gemeinsame Darstellung der seismischen und geoelektrischen (Kurzprofil) Resultate. Aus dieser Abbildung wird deutlich, dass sich die anthropogenen Auffüllungen vorwiegend auf den Tiefenbereich bis ca. 3 m beschränken. Die Unterkante wird dabei mit guter Korrelation durch einen seismischen Einsatz nachgezeichnet.

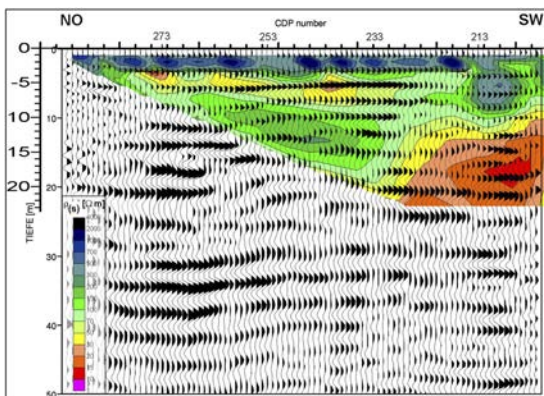


Abb. 9.48.: Gemeinsame Darstellung der seismischen und geoelektrischen (Langprofil) Resultate.

9.5.1.5. Zusammenfassung

Auf dem Gelände des in der Südstadt von Hannover gelegenen Geibelplatzes wurden hochauflösende 2D–reflexionsseismische Messungen mit Transversalwellenanregung in Kombination mit hochauflösenden 2D–geoelektrischen Messungen durchgeführt. Das Ziel der Messungen sollte eine Abschätzung sein, welches geophysikalische Verfahren sich unter den gegebenen lokalen Verhältnissen für eine zerstörungsfreie, strukturelle Erkundung des in etwa 20 m Tiefe gelegenen Grundwasserstauers unterhalb des quartären Grundwasserleiters eignet.

Für die seismische Anregung an der Oberfläche wurde eine am GGA-Institut entwickelte Transversalwellenquelle für Vibrationsanregungen in SH-Konfiguration nach dem Vibroseis-Verfahren verwendet, wobei die Anregung über ein Frequenzband von 20–200 Hz mit 10 s Dauer erfolgte. Die Signale wurden mittels Horizontalgeophonen entlang einer 59 m langen Messlinie in Intervallen von 1 m empfangen und digital aufgezeichnet.

Die seismische Auswertung dieser Versuchsmessung ergab interpretationsfähige Untergrundstrukturen bis etwa 80 m Tiefe mit einer resultierenden Auflösung in der Größenordnung von ca. 1 m. Bedingt durch die Verwendung von seismischen Transversalwellen ist das Untersuchungsergebnis weitgehend unbeeinträchtigt vom Wassergehalt der Formationen, so dass vorwiegend Variationen der elastischen Eigenschaften des Matrixgefüges abgebildet

werden. Besonders vorteilhaft für diese Messungen war die durch anthropogene Auffüllungen bedingte inverse Geschwindigkeitsstruktur an der Oberfläche. Diese ermöglichte durch das Ausbleiben von Oberflächenwellen eine nahezu vollständige Nutzung des seismischen Informationsgehalts.

Für die geoelektrischen Messungen wurde die Multielektrodenapparatur Resecs verwendet. Auf dem Testprofil waren die Elektroden äquidistant in einem Abstand von 2 m angeordnet. Die Messungen erfolgten in der Wenner-Elektrodenanordnung.

Die Reproduzierbarkeit der ermittelten scheinbaren spezifischen Widerstände ist als gut zu bezeichnen. Die Inversion der Pseudosektionen mit dem Programm *Res2Dinv* führte zu geringen Anpassungsfehlern und liefert Informationen bis in etwa 20 m Tiefe. Zur Erreichung größerer Erkundungstiefen sind längere Profile erforderlich; für 25 m Tiefe sollten 200 m lange Profile verwendet werden. Alternativ sind auch Messungen mit der klassischen Schlumberger-Elektrodenanordnung denkbar, dann sind Auslagelängen von 300–400 m erforderlich.

9.5.1.6. Transienten–Elektromagnetik (TEM) (A. Steuer, S. Hoffmann)

Zur Grundwasserexploration werden immer häufiger elektromagnetische (EM) Verfahren angewendet, die die elektrische Leitfähigkeit des Untergrundes zur Messung der elektrischen Widerstandsverteilung mit der Tiefe nutzen. Eine Voraussetzung für eine erfolgreiche Anwendung von EM–Methoden ist ein ausreichend großer Widerstandscontrast im Bereich der Erkundungstiefe der angewendeten Methode. Besonders gut lassen sich salz– von süßwasserhaltigen Schichten, aber auch Sande von Tonen unterscheiden. Tone weisen Widerstandswerte zwischen 1–100 Ω m auf, Mergel zwischen 3–70 Ω m, Sande zwischen 10–800 Ω m und Konglomerate über 1000 Ω m (Palacky u. West, 1991). Für die Erkundung von Grundwasserleitern eignen sich somit EM–Methoden besonders gut.

Die Fragestellung in dieser Studie besteht nach der Tiefe einer Tonschicht, die als Grundwasserstauer dient. Nach den obigen Ausführungen ist ein hinreichend großer elektrischer Widerstandscontrast zwischen den vorliegenden Kiesen und Tonen zu erwarten, der Übergang zwischen den beiden Schichtgliedern sollte daher mit Hilfe von EM–Methoden aufzulösen sein.

9.5.1.6.1. Messprinzip Die Transienten–Elektromagnetik (TEM) ist ein EM–Verfahren, das im Zeitbereich misst. Abbildung 9.49 zeigt die häufig benutzte Central–Loop–Anordnung, die auch in dieser Studie angewendet wurde.

In eine Sendespule wird ein quasi konstanter Strom eingespeist, dieser induziert im Untergrund ein konstantes Magnetfeld. In regelmäßigen Abständen wird der Strom ausgeschaltet, das dabei zusammenbrechende primäre Feld induziert nach den Maxwellschen Gleichungen ein sekundäres Feld, das in den Untergrund diffundiert und mit der Zeit schwächer wird. Die zeitliche Änderung der vertikalen Komponente des Magnetfeldes ist dabei die wichtigste

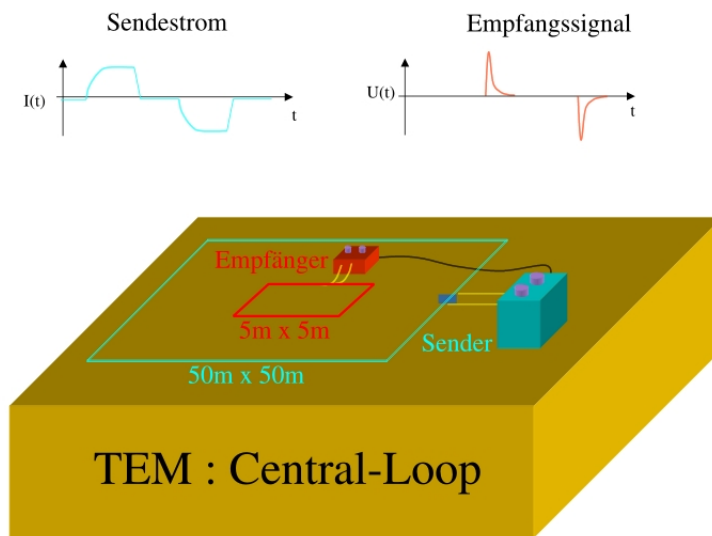


Abb. 9.49.: Central-Loop-Anordnung in der Transienten-Elektromagnetik: die Empfängerspule liegt zentral in der Sendespule. Aus: Steuer (2002)

Messgröße und wird bei der Central-Loop-Anordnung mit einer Empfängerspule gemessen, die zentral in der Sendespule liegt. Aus der gemessenen abfallenden Spannung, dem sogenannten Transienten, wird für jedes Zeitintervall der scheinbare spezifische Widerstand ρ_a ermittelt (Gleichung 9.3).

$$\rho_a = \frac{l^{2/3} \cdot \mu_0 \cdot a^{4/3}}{20^{2/3} \cdot \pi^{1/3} \cdot t^{5/3}} \cdot \left(-\frac{\delta H_z}{\delta t} \right)^{-2/3} \quad (9.3)$$

Hierbei ist l die Stärke des Sendestroms, μ_0 die magnetische Feldkonstante, a der Radius der Sendespule, t die Zeit nach Abschalten des Sendestroms und H_z die Vertikalkomponente des magnetischen Feldes.

Detaillierte Grundlagen der TEM-Methode werden von Nabighian u. Macnae (1991) präsentiert.

9.5.1.6.2. Messkampagne Die Messungen fanden im März 2005 auf dem Geibelplatz sowie auf der Brachfläche hinter der Lutherstrasse 32a statt und wurden mit einer Protem47-Apparatur von Geonics Ltd., Kanada, in Central-Loop-Anordnung durchgeführt. Die Größe der Sendespule betrug $25 \cdot 25$ m, in die ein Strom von 2–3 A eingespeist wurde. Die effektive Fläche der Empfängerspule von Geonics beträgt $31,4 \text{ m}^2$.

Daten, Datenqualität und Fehler In Abbildung 9.50 ist der Spannungsabfall (Transient) gegen die Zeit aufgetragen, der mit der Empfängerspule an der jeweiligen Station gemessen wurde. Das Spannungssignal erstreckt sich über mehrere Dekaden in einem Zeitbereich von

6 μs – 7 ms nach Abschalten des Sendestroms. Da die große Dynamik des Spannungssignals hohe Anforderungen an den Analog/Digital-Wandler stellt, wurde in drei Zeitbereichen mit verschiedenen Verstärkungen gemessen. Dies diente zur Auflösung der Spannungen im gesamten Bereich.

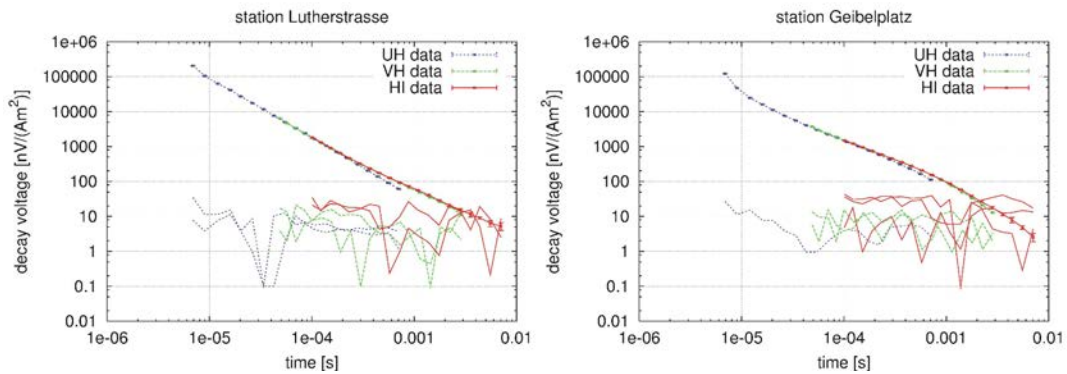


Abb. 9.50.: Transienten der drei gemessenen Zeitbereiche mit zugehörigem Rauschen. **Links:** Lutherstrasse. **Rechts:** Geibelplatz.

Ein Transient ist das Ergebnis einer geräteinternen Mittelung über 1000 Messungen. Das verwendete Gerät berechnet keine Standardabweichung, daher wurden die Messungen je 6 mal wiederholt (drei Mal für jede Polung). Die berechnete Standardabweichung zeigt, dass der A/D-Wandler die kleinen Spannungen zu späten Zeiten nicht mehr ausreichend auflösen kann. Der Messfehler beträgt bis zu einem Zeitpunkt von 1 ms in der Regel weniger als 2%, zu späteren Zeiten kann er 10% oder größer werden. Für die nachfolgende Inversion wurden Daten mit Fehlern $<3\%$ berücksichtigt, der letzte Zeitbereich (rote Kurve in Abbildung 9.50) wurde für die weitere Auswertung nicht verwendet.

9.5.1.6.3. Auswertung Mittels der sogenannten ρ^*z^* -Transformation werden die gemessenen Spannungen und Zeiten in eine Kurve des modifizierten spezifischen Widerstand gegen die Schwerpunktstiefe aufgetragen (Schmucker u. Weidelt, 1975). Daraus resultiert eine näherungsweise Aussage zur Leitfähigkeitsverteilung mit der Tiefe im detektierbaren Bereich. Abbildung 9.51 zeigt die gewonnenen ρ^*z^* -Kurven. Es wird ersichtlich, dass der Widerstand mit der Tiefe abnimmt und die Schwerpunktstiefe zwischen 15 und 30 m liegt.

Die Auswertung der TEM-Daten erfolgte mittels 1D-Inversion nach dem Verfahren von Marquardt-Levenberg (Jupp u. Vozoff, 1975). Als Startmodell wurde ein $100 \Omega \text{ m}$ -Halbraum mit 10 m mächtigen Schichten für den Messpunkt Lutherstrasse, bzw. mit 20 m mächtigen Schichten für den Messpunkt Geibelplatz gewählt. Für einen Dreischichtfall liegt die Anpassung bei 4,6% beim Messpunkt Lutherstrasse und bei 3,4% beim Geibelplatz. Mit einem Vierschichtfall wurde eine Anpassung von 2% beim Messpunkt Lutherstrasse und 1% beim Messpunkt Geibelplatz erzielt (Abbildung 9.52).

Eine weitere Steigerung der Schichtzahl brachte keine verbesserte Anpassung, die Schichten werden im Gegenteil eher schlechter aufgelöst. So variiert beispielsweise beim Messpunkt

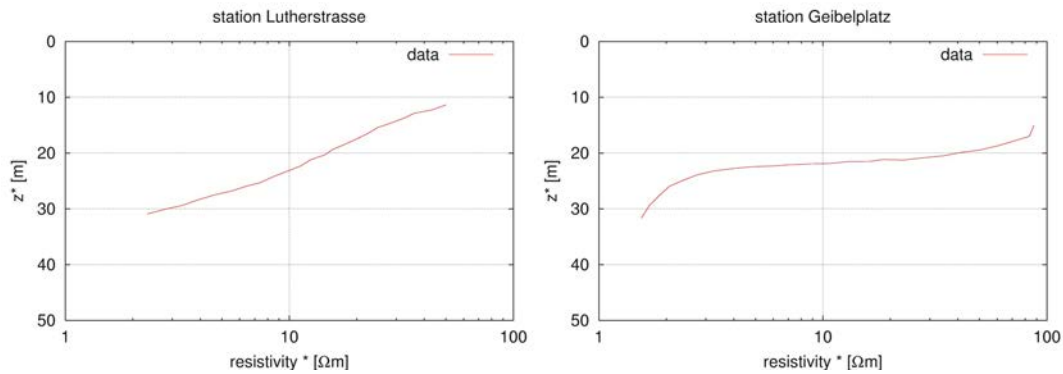


Abb. 9.51.: rho*z*-Diagramme. Links: Lutherstrasse. Rechts: Geibelplatz.

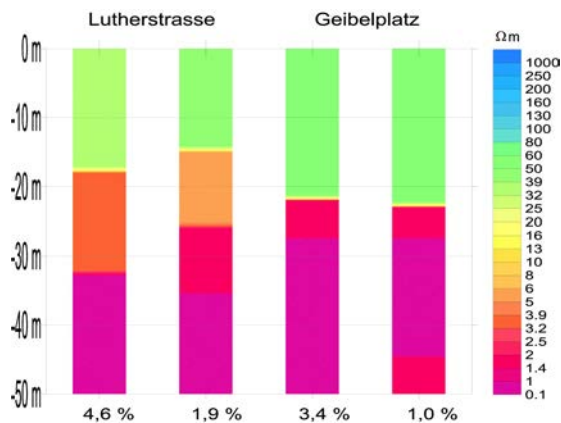


Abb. 9.52.: Inversionsergebnisse für den Drei- und Vierschichtfall

Geibelplatz der tiefere Widerstand bei fast konstanter Anpassung.

Abbildung 9.53 zeigt die Ergebnisse der Inversion für den Vierschichtfall. Die Abnahme des Widerstandes mit zunehmender Tiefe ist gut zu erkennen. Der erste Sprung in den Widerstandskurven indiziert den Übergang vom Grundwasserleiter (Kies/Sand) zum Stauer (Ton) mit einem deutlichen Widerstandskontrast. Der Einsatz des jeweils ersten Widerstandssprungs korreliert gut mit dem bei der Schichtaufnahme vorgefundenen ersten Auftreten von Ton (Lutherstrasse: 14,70 m; Geibelplatz: 20,80 m).

9.5.1.6.4. Ergebnis Die mittels TEM detektierten Tiefenlagen der Staueroberkanten korrelieren gut mit den aus Bohrungen bekannten Tiefen. Eine prinzipielle Eignung der Methode für die gegebene Fragestellung ist gegeben, da der Widerstandskontrast zwischen den hier vorliegenden Schichtgliedern Kies und Ton so hoch ist, dass die unterschiedlichen Schichten aufgelöst werden können. Die im städtischen Umfeld ubiquitären elektrischen Leitungen waren kein bedeutender Störfaktor (der Messpunkt Geibelplatz, z.B., liegt im unmittelbaren Umfeld einer lokalen Umspannstation), da die Tiefe der Staueroberkanten eher oberflächennah liegen, und ein Signal in den frühen bis mittleren Zeiten der Transienten generieren. Das Rauschen wirkt sich vielmehr auf die späteren Zeiten aus (9.50).

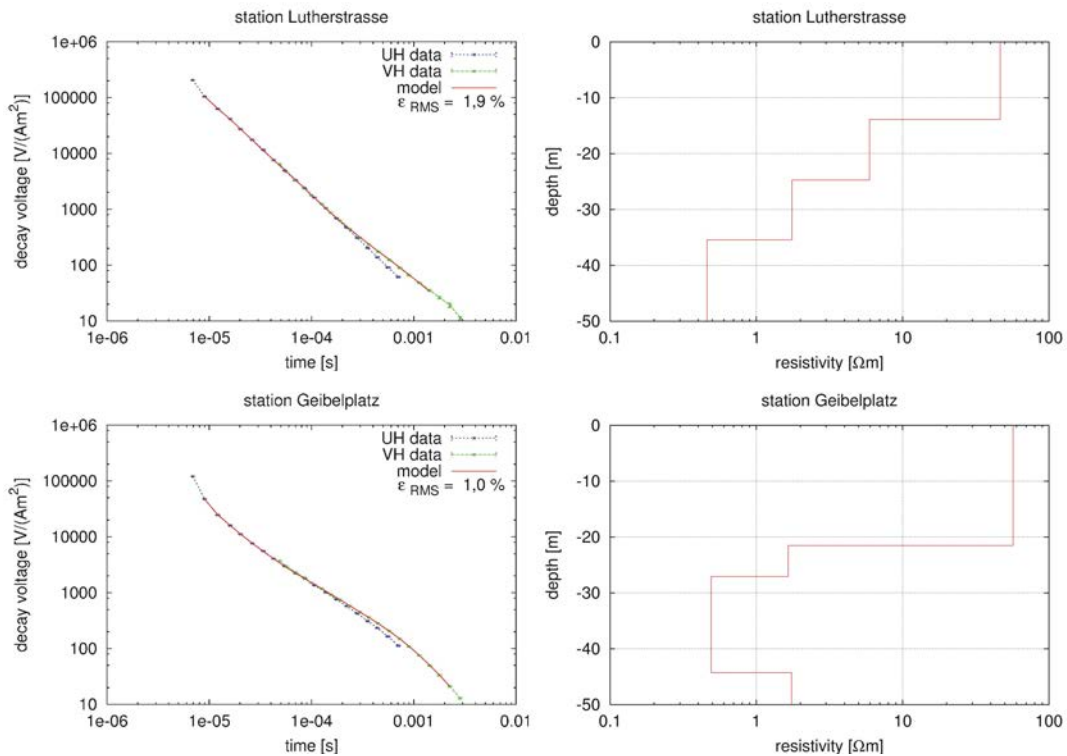


Abb. 9.53.: 1D-Inversionsergebnisse für den Vierschichtfall. **Links:** Anpassung der Modellkurven an die Messdaten. **Rechts:** Berechnete Vierschichtmodelle. **Oben:** Lutherstrasse. **Unten:** Geibelplatz.

Die Nachteile von TEM für eine flächenhafte Kartierung des Stauers im konkreten Projekt liegen in der praktischen Anwendung. Die Größe der benötigten Sendespule bedingt große, unbebaute Flächen, wie sie im innerstädtischen Bereich sehr selten vorkommen. Eine Verdichtung der Stützstellen für die Stauermodellierung ist daher nicht möglich und es muss von einer flächenhaften Anwendung abgesehen werden.

9.5.1.7. Zusammenfassung der geophysikalischen Methodenevaluierung

Im Projektverlauf wurde das Ziel formuliert, die Morphologie des Grundwasserstauers im Nahbereich des Schadenseintrittsortes und im Umfeld der N–S verlaufenden glazialen Rinne mittels geophysikalischer Methoden hochauflösend zu untersuchen.

Da sich das zu untersuchende Gelände in einem stark bebauten urbanen Gebiet befindet, mußten die in Frage kommenden Methoden vor einer großen Meßkampagne zuerst an einem kleinen Testgebiet auf Tauglichkeit getestet werden.

Zum Einsatz kamen die Verfahren

- reflexionsseismische Untersuchungen mit Transversalwellen (S–Wellen),
- geoelektrische Multielektrodenkartierung,

- Transienten–Elektromagnetik (TEM).

Die Datenqualität der durch die reflexionsseismischen Messungen gewonnenen Produktionsdaten war als gut zu bezeichnen, Bodenunruhen durch Fahrzeugverkehr etc. konnten durch Messpausen ausgeglichen werden. Die Signale reflektiver Strukturen waren gut zu erkennen und lieferten gutes Material für die nachfolgende Auswertung. Besonders bemerkenswert ist das Ausbleiben von i.d.R. auftretenden, störenden Oberflächenwellen. Dies ist auf den oberflächennahen Untergrundaufbau (verdichtete Auffüllung, Oberflächenbefestigungen) zurückzuführen. Die Methode der reflexionsseismischen Messungen erwies sich wie erwartet unempfindlich gegen grundwassererfüllten Porenraum. Der Übergang vom Kies zum Ton ist durch einen gut zu interpretierenden seismischen Einsatz gekennzeichnet; das artikulierte Ziel der Stauerdetektion wurde erreicht. Nachteilig für eine Produktionsmessung ist der Aufwand des Aufbaus der Messstrecke, da die verwendeten Geophone zwecks Kontakt ins Erdreich gesteckt werden müssen, was für einen Einsatz im Strassen- und Gehwegbereich nicht praktikabel ist.

Ebenso wie die Geophone der reflexionsseismischen Untersuchungen werden auch die Elektroden der geoelektrischen Messstrecken in den Untergrund gesteckt. Die Qualität der Daten war trotz der vielfältigen elektromagnetischen Störquellen, wie sie im städtischen Raum auftreten, gut und die Messungen waren reproduzierbar. Die verwendete Auslagelänge lieferte Daten bis in ca. 20 m Tiefe. Für die im Bereich der Rinne erforderlichen Messungen bis in 25 m Tiefe sind Auslagen von ca. 200 m erforderlich.

Die Kombination der beiden Verfahren liefert ein detailreiches Bild des oberflächennahen Untergrundes. Während die Geoelektrik oberflächennahe Strukturen (wie z.B. anthropogene Auffüllungen) sehr gut darstellen konnte, lieferte die Seismik ab einer Tiefe von ca. 20 m u. GOK Informationen über die Stauermorphologie.

Auch das Verfahren der Transientenelektromagnetik lieferte in den beiden vorliegenden Fällen trotz elektromagnetischer Störquellen mit guter Auflösung den Übergang von Kiesen zum Tonstein. Nachteilig bei diesem Verfahren ist der immense Platzbedarf für die Sendespule, der im städtischen Umfeld eine Messung an eng beieinanderliegenden Punkten unmöglich macht.

9.5.2. Reflexionsseismische Messungen

9.5.2.1. Ziel

Bei Vorversuchen im Projektgebiet wurden verschiedene geophysikalische Verfahren auf ihre Tauglichkeit geprüft. Die Ergebnisse sind in Kapitel 9.5.1 dokumentiert. Als für die Fragestellung adäquates Verfahren hat sich die Methode der reflexionsseismischen Messungen herausgestellt, die für eine Produktionsmessung entlang von Strassenzügen innerhalb des Stadtgebietes noch modifiziert werden musste.

9.5.2.2. Methodik

9.5.2.2.1. Seismik Die Messmethodik, die bisher am GGA-Institut verwendet wurde, ist in Kapitel 9.5.1.2.1 beschrieben. Da die Messungen zum größten Teil auf befestigten Oberflächen stattfinden sollte (Strassen, Gehwege, Hallenböden etc.), war die klassische Methodik der Signalankopplung durch Spikes zu modifizieren. Es wurde daher ein auf Straßen schleppfähiges Empfängersystem (sog. Land Streamer) unter Verwendung des vorhandenen Messequipments (vor allem der vorhandenen Geophone) entwickelt und gebaut (Abbildung 9.54 links). Entscheidend für produktive Messung im Stadtbereich war der reibungslose Auf- und Abbau des Streamersystems sowie eine gute akustische Ankopplung an den größtenteils mit Schwarzdecke befestigten Untergrund.

Als seismische Quelle für die horizontal polarisierten S-Wellen (sog. SH-Wellen) diente eine am GGA-Institut entwickelte, patentierte Vibrationsquelle (Abb. 9.54 rechts, Beschreibung in Kap. 9.5.1.2.1).



Abb. 9.54.: Geophonstation und Scherwellenquelle. **Links:** Konfiguration einer einzelnen Geophonstation. **Rechts:** mobile Scherwellenquelle und Teil des Land Streamer

Das verwendete Quellsignal und dessen Signalform sind ebenfalls in Kapitel 9.5.1.2.1 beschrieben. Als seismisches Registriersystem wurde wiederum eine moderne Geode-Messapparatur der Fa. *Geometrics Inc.*, Tulsa OK, USA, verwendet. Die registrierten Daten wurden online im Messfahrzeug auf ihre Qualität und evtl. Störungen kontrolliert und anschließend protokolliert.

Zur Erkundung des Untergrundes im Bereich der glazialen Rinne wurden insgesamt fünf seismische Profile quer zum Streichen der Rinnenstruktur festgelegt. Weiterhin sollte an zwei aneinander anschließenden Profilen in Streichrichtung gemessen werden, so daß am Ende der Messkampagne eine kumulierte Strecke von ca. 3,5 km vermessen wurde. Abbildung 9.55 zeigt die Lage der gemessenen Profile sowie die Direct-Push-Ansatzpunkte zur Herstellung der EC-Logs (siehe Kapitel 9.6.1).

Die Datenaquisition wurde während einer zweiwöchigen Messkampagne im Februar 2006 vorgenommen. Aufgrund der im Tagesverlauf hohen Bodenunruhe, hervorgerufen durch Fahrzeugverkehr (Schwerlast-, Anlieger-, Bus- und Bahnverkehr) wurde nur in den Nachtstunden jeweils zwischen 22 Uhr und 4 Uhr gemessen (Abbildung 9.56).

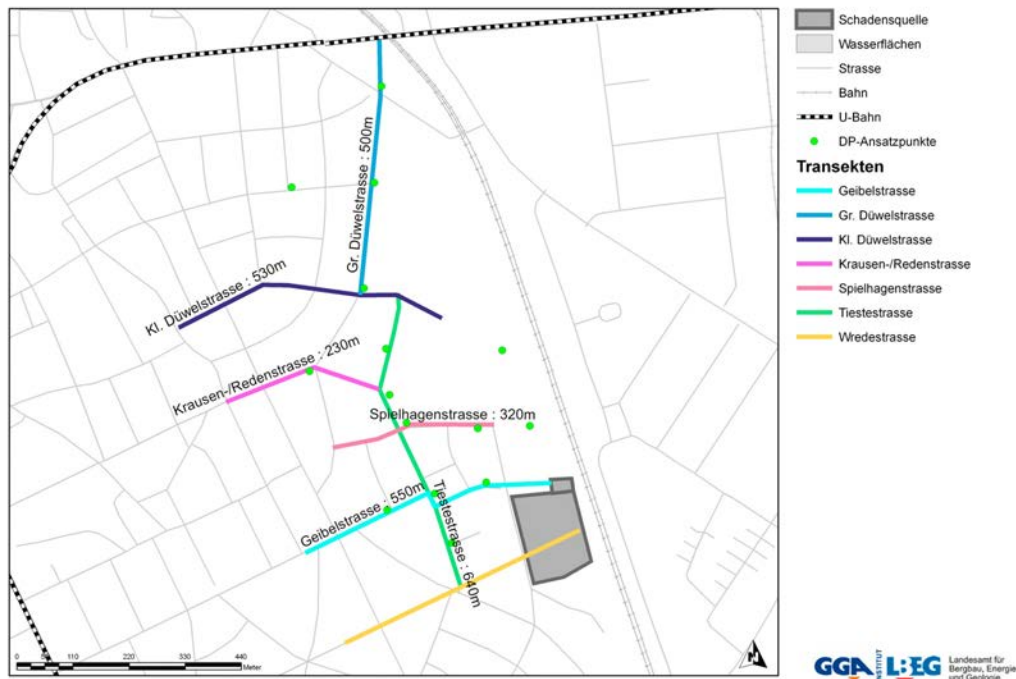


Abb. 9.55.: Lage der seismischen Profile und der Direct–Push–Ansatzpunkte.

Im Vorfeld der Massnahme wurden strassenverkehrsbehördliche Genehmigungen zur kurzzeitigen halbseitigen als auch Vollsperrung von Strassenzügen eingeholt. Die gesamte Massnahme wurde mit drei Fahrzeugen durchgeführt, von denen eines als Messfahrzeug fungierte und zwei zur Verkehrssicherung dienten.

Die geodätische Einmessung der Profile erfolgten parallel zur seismischen Messarbeit mittels differentiellem GPS sowie einer optischen Zeiss–Totalstation zur zentimetergenauen Einmessung der individuellen Empfänger– und Quellenposition.

9.5.2.2.2. Vertikale seismische Profile Ursprünglich waren insgesamt sieben VSP–Lokationen vorgesehen, von denen fünf mittels Direct–Push (Kapitel 9.6.1) realisiert werden sollten. Aufgrund technischer Pannen konnten die DP–Messungen nicht durchgeführt werden, lediglich an den beiden DN80–Grundwassermessstellen Geibelplatz (181007) und Nazarethkirche (30644) wurden mittels klassischen Bohrloch–VSP Vertikalprofile erstellt.

Parallel zur Aufzeichnung der Daten im Bohrloch werden die Signale zur Qualitätskontrolle auch mit einem über Tage in der Nähe der Bohrung installierten Referenzgeophon registriert und in den seismischen Datensatz eingespeist. Die registrierten Daten laufen im Messfahrzeug zusammen und können online auf ihre Qualität geprüft werden.



Abb. 9.56.: Geophonstreamer im nächtlichen Messeinsatz

Die Befahrung der beiden Bohrungen wurde vom untersten bis zum oberen Niveau bei 1 m unter GOK in Intervallen von 1 m durchgeführt. Am jeweils untersten Niveau wurde zunächst eine Testmessung zur Abschätzung der transmittierten Energie durchgeführt und mit dem Steuersignal analytisch korreliert. Die eigentliche Aufzeichnung erfolgt jedoch unkorreliert, um die Korrelation im nachfolgenden Processing zu ermöglichen.

Die VSP-Messungen wurden am 20. Februar 2006 tagsüber durchgeführt. VSP reagiert aufgrund der geringeren Distanz Quelle—Geophon im Gegensatz zu reflexionsseismischen Profilmessungen relativ unsensibel auf Störsignale. Abbildung 9.57 zeigt die Durchführung der Messung mit dem Bohrlochmessfahrzeug des GGA-Institutes.



Abb. 9.57.: VSP-Messung am Bohrloch. Vorn: Scherwellenquelle. Mitte: Dreibein mit eingehängter VSP-Sonde im offenen Bohrloch. Schräg links vor dem Bohrloch befindet sich das Referenzgeophon (gelb). Hinten: geöffnetes Bohrlochmessfahrzeug.

Die gemessenen VSP wurden mit den aus den entsprechenden Bohrungen gewonnenen geologischen Profilen korreliert, um eine Geschwindigkeits–Teufen–Kalibrierung für die

Auswertung der seismischen Profile zu erreichen.

9.5.2.3. Ergebnisse

9.5.2.3.1. Reflexionsseismik Die Auswertung der oben beschriebenen Messungen ergab interpretationsfähige Untergrundstrukturen bis in eine Tiefe von ca. 40 m mit einer Auflösung von rund 1–3 m. Besonders vorteilhaft für die Auswertung erwies sich die Tatsache, daß die im Regelfall auftretenden, störenden Oberflächenwellen (LOVE-Typ) ausblieben. Das ist darauf zurückzuführen, daß fast vollständig auf befestigten Oberflächen gemessen wurde. Das Fehlen der Oberflächenwellen ermöglichte eine nahezu vollständige Nutzung des seismischen Informationsgehaltes für die Auswertung; das Verfahren eignet sich daher insbesondere für versiegelte Flächen. Als nachteilig kann angesehen werden, daß aufgrund des methodischen Ausblendens der Oberflächenwellen (sowie der refraktierten Wellen) keine Information über den oberflächennahen Untergundaufbau (Straßenbelag und Straßenaufbau) ausgewertet werden können.

Temporär auftretende Bodenunruhe, wie sie im Innenstadtbereich immer wieder vorkommen kann (Bahn-, PKW-Verkehr, Trittschall im Nahbereich der Geophone etc.) konnte durch kurzzeitige Messunterbrechungen wirkungsvoll eliminiert werden, ohne daß größere Produktionsverzögerungen auftraten. Eine Gegenüberstellung der Störgeräusche während des Tages und der Nacht erbrachte einen ca. 30fach höheren Störpegel am Tage.

Der Weg der Signalaufbereitung ist im Bericht des GGA-Institutes ([Beilecke u. Polom, 2007](#)) detailliert beschrieben.

Bei genügend geringer Bodenunruhe kann eine auswertbare Signalenergie auch noch bis zu einer Quelle–Empfänger–Distanz von ca. 80 m registriert werden, somit konnten hier Signale bis zu ca. 400 ms ausgewertet werden.

Lokal wurden Phasenveränderungen detektiert. Da diese nicht über die gesamte Aufzeichnungsdauer konstant blieben, sondern einzelne Reflektionseinsätze betrifft, kann dies als Indiz für lokal vorkommende Versätze im Schichtaufbau interpretiert werden.

Tests mit verschiedenen Tiefenkonversionsmethoden (lateral und vertikal geglättet, lateral variierende Stapelgeschwindigkeiten, eindimensionale teufenabhängige Intervallgeschwindigkeiten) zeigten, daß der letztgenannte Ansatz in erster Näherung einen guten Kompromiss für die Tiefenkonversion bot. Hierzu wurde das VSP Geibelplatz für die Intervallgeschwindigkeiten zur Hilfe genommen. Alle Profile zeigen ähnliche zeitliche bzw. räumliche Strukturen, wobei jedoch nicht immer alle Strukturen durchgängig zu verfolgen sind. An den Schnittstellen der verschiedenen Profile sind einzelne Reflektoren teilweise nur auf einem Profil ausgeprägt, während sie auf dem kreuzenden Profil weniger deutlich erkennbar sind. Dies ist im Wesentlichen auf die geringe Überdeckung der Profildführung sowie auf die zweidimensionale Untergrundabtastung zurückzuführen. Im Allgemeinen ist die Übereinstimmung an den Kreuzungspunkten jedoch gut.

Weiterer Bearbeitungsbedarf ist hinsichtlich einer fortgeschrittenen Datenaufbereitung gegeben. Zum Zeitpunkt der Projektplanung war noch nicht abzusehen, daß die prototypische Messmethode derart hochwertiges Datenmaterial liefern würde, so daß die Antragstellung lediglich eine grundlegende Bearbeitung der Daten vorsah. Es besteht weiterer Forschungsbedarf im Hinblick auf Spezialbearbeitungen. Aussichtsreiche Methoden wären parametereinschränkende Sortierungen und signalschärfende Dekonvolutionsprozesse sowie andere Migrationsverfahren zur Verbesserung der lagetreuen Abbildung. Weiterhin besteht Bedarf bei der Signalauswertung sowie bei weiteren speziellen Fragestellungen (siehe [Beilecke u. Polom \(2007\)](#)).

9.5.2.3.2. Vertikalseismische Profile Die auf den individuellen Sondenniveaus gemessenen x,y,z-Geophonspuren der Bohrlochsonde wurden zunächst hinsichtlich der Sondenteufen und der Komponenten sortiert und hinsichtlich der individuellen Sondenverdrehung eingerichtet. Ein Vergleich der Radial-, Transversal- und Vertikalkomponenten lässt erkennen, daß die Transversalkomponenten den homogensten Ersteinsatzverlauf zeigt. Der Ersteinsatz wird noch deutlicher, wenn die Transversalkomponente entsprechend ihrer Schrägdistanz zur Quelle darstellt.

So ist zum Beispiel in der Bohrung Nazarethkirche mittels dieser Methode eine Langsamkeitszone im Teufenbereich von 1 bis 6 m zu verzeichnen. Außerdem ist im Teufenbereich von 7 bis 13 m eine erhebliche Ersteinsatz-Energie zu verzeichnen, was auf vertikal anisotrope Lagerungsverhältnisse hindeutet. Hier zeigt das zugehörige Bohrprofil einen erhöhten Anteil an Grobkiesen; es ist vorstellbar, daß sich lokale Vorzugsrichtungen für die seismischen Partikelbewegungen ausgeprägt haben können. Möglicherweise können diese bislang nicht näher untersuchten Effekte Hilfestellungen bei der Beschreibung von Sedimentationszyklen geben, hier besteht weiterer Forschungsbedarf.

Der Verlauf der Ersteinsätze ist in der Bohrung Nazarethkirche nahezu gleichförmig. Am Geibelplatz ist eine deutliche Signalabschwächung im Bereich 13 bis 21 m zu verzeichnen; diese korreliert mit einer Kieslage.

Das Ziel der vertikalseismischen Profilmessung war die Ermittlung der Intervallgeschwindigkeiten zur Kalibrierung der Teufenkonversion. Letztlich stellten sich die aus den Ersteinsatzzeiten mit 3-Punkt-Glättung ermittelten Geschwindigkeiten aus dem am Geibelplatz gemessenen VSP korrigiert um eine 50 cm mächtige Hochgeschwindigkeitsschicht an der Oberfläche (wie sie im Stadtgebiet sonst überall auftritt) als das sinnvollste Tiefenmodell für die gesamte Südstadt heraus. Dieses Modell zeichnete sich durch die höchste vertikale Differenzierung aus und konnte fast alle Teufenlagen des Tones, die aus den Bohrungen und den EC-Logs ermittelt wurden, mit den seismischen Sektionen in Einklang bringen.

Ein 1D-Modell kann naturgemäß nicht die natürliche Lagerung des Untergrundmaterials widerspiegeln. Die Anwendung des 1D-Modells erbrachte jedoch im Hinblick auf das Ziel der Messungen unerwartet gute Ergebnisse und deutet auf ähnliche Lagerungsbedingungen im Untergrund hin.

Die Korrelation zwischen dem VSP an der Nazarethkirche und dem daran vorbeiführenden Profil Redenstrasse erbrachte keine überzeugenden Ergebnisse. Mögliche Fehlerquellen sind eine ungünstige Ausrichtung der Quelle in Bezug auf die Ersteinssätze oder aber lokal bedingte, erhebliche laterale Variationen der Untergrundbedingungen.

Die Ergebnisse zeigen, dass bei Verwendung dieser neuen Methode im Hinblick auf die Erzielung weitgehend gesicherter Teufenangaben bzw. Teufenkonversionen über die lithologische Korrelation mit Bohrungsansprachen hinaus ein intensiver Abgleich mit zusätzlichen vertikalen Geschwindigkeitsprofilierungen notwendig ist. Hier besteht weiterführender Forschungsbedarf sowohl bei der genaueren Bestimmung von seismischen Geschwindigkeiten aus Oberflächenmessungen als auch bei der Entwicklung neuer Methoden zur vertikalseismischen Profilierung unter versiegelten Flächen. Hier könnte die Kombination Direct Push mit VSP-Kopf, wie sie im Rahmen des Projektes bereits geplant und bereit zur Durchführung war, aber aufgrund technischer Probleme nicht realisiert werden konnte (Kapitel 9.6.1), ein vielversprechender weiterführender Ansatz sein.

9.5.2.4. Interpretation

Zu den Problemen, gesicherte Teufenangaben aus reflexionsseismischen Messungen zu erhalten, wird auf den vollständigen Bericht des GGA-Institutes in der Anlage verwiesen.

Grundsätzlich besteht das Problem, dass sich Teufenlagen nicht direkt, sondern nur aus Zeitpunkten der Reflexion an der Schichtgrenze ermitteln lassen. Erst die Kenntnis der Ausbreitungsgeschwindigkeit der Welle gereicht zur Umrechnung von Zeiten in Teufen. Neben der Ausbreitungsgeschwindigkeit spielen jedoch noch physikalische Effekte in die Umwandlungsprozedur hinein, so z.B. laterale Variationen der Geschwindigkeiten.

Die Zielsetzung des Projektes war eine Auflösung möglichst < 1 m zu erzielen. Bei der verwendeten Technik konnte bei einer mittleren Geschwindigkeit von ca. 300 m/s und einer mittleren Signalfrequenz von ca. 60 Hz eine kleinste Auflösung von ca. $1,25 \text{ m}$ erreicht werden, die aufgrund von auftretenden Überlagerungen mit Störsignalen und Unsicherheiten bei der Erfassung der seismischen Geschwindigkeiten als Grenze des in diesem Falle Möglichen angesehen werden muss und nur in Teilbereich der Sektionen erzielt werden konnte.

Ein Vergleich der Ergebnisse zeigt, dass der Übergang vom Grundwasserleitermaterial zum Ton (im Regelfall Kies/Ton-Übergang) nicht die stärksten Reflexionsamplituden aufweist. Offensichtlich erzeugen auch andere Grenzflächen innerhalb des Grundwasserleiters ausgeprägte Signale, die stärker ausfallen können als die Grundwasserleiterbasis. Nicht auszuschließen ist jedoch, daß eine Überlagerung des Tones durch den örtlich angetroffenen Aufarbeitungshorizont („G geschiebemergel“) mit seinen unterschiedlichen elastischen Eigenschaften dafür sorgt, dass eine Gradierung der seismischen Eigenschaften vorliegt und somit eine Schwächung des Signals erfolgt.

Für eine eingehende Interpretation sei auf den Bericht des GGA-Institutes in der Anlage verwiesen. Nachfolgend sollen einige der Charakteristika der einzelnen Profile (siehe Abbildung 9.55) erwähnt werden:

Profil Tiestestrasse Nord-Süd-Profil: Gut zu erkennende Reflexionselemente, gleichmäßiger Verlauf der Tonoberkante. Der nördliche Verlauf der Kies/Ton-Grenze wäre allerdings ohne die zusätzliche Information aus EC-Logs nicht verfolgbar gewesen. Es besteht eine gute Übereinstimmung an den Schnittstellen zu den Profilen Wredestrasse und Geibelplatz.

Profil Wredestrasse Das E-W verlaufende Profil beginnt auf dem Grundstück des ehemaligen Schadenverursachers. Die interpretierte Tonoberkante zeigt erhebliche Schwankungen in der Teufe, in einigen Fällen stimmen die seismischen Ergebnisse nicht mit den Bohrungen überein, was auf eine starke Querneigung und damit einhergehende Seitenreflexionen zurückzuführen sein kann.

Es sind in der Vergangenheit bereits seismische Messungen zur Ermittlung der Tonoberfläche auf dem Gebiet der Schadensquelle vorgenommen worden, allerdings handelte es sich dabei um eine Kompressionswellenmethode, die keine verwertbaren Ergebnisse zeitigte und zu erheblichen Vorbehalten gegenüber einer erneuten Anwendung von seismischen Methoden führte.

Aufgrund der hohen Aufschlußdichte und der kleinräumig gegliederten Morphologie der Staueroberfläche würde sich das Gelände auch für weitere Testmessungen eignen.

Profil Geibelstrasse Der östlich der Tiestestrasse gelegene Teil zeichnet sich durch kleinräumige Variationen in der Tonsteinoberfläche aus. Davon ausgenommen ist ausgerechnet der Geibelplatz, wo die Testmessungen im Vorfeld des Projektes stattgefunden haben (Kap. 9.5.1.2). Die Testmessungen (Abstand der beiden parallelen Profile ca. 20 m) zeigen eine höhere Auflösung, was auf eine bessere Ankopplung der Geophone bedingt durch gefrorenen Boden zurückzuführen sein könnte.

Teilweise ist das Profil Geibelstrasse nicht in befriedigendem Maße auswertbar. Dies hat verschiedene Ursachen: bebauungsbedingt geringe statistische Überdeckung oder Störeinflüsse von Gebäudekomplexen.

Profil Spielhagenstrasse Auch hier zeigt sich eine lebhaftere Topographie des Stauerhorizontes, der Materialwechsel wird auch durch das EC-Log Tieste-/Spielhagenstrasse bestätigt. Nicht verwertbar hingegen war das EC-Log DP_09_190 (vgl. Anhang ??, hier konnten bis zur Endteufe von 30 m keine Leitfähigkeitsunterschiede im Material gefunden werden (9.6.1).

Profil Redenstrasse/Krausenstrasse Schwer interpretierbare Teile dieses Profils konnten mit Hilfe von entsprechend gesetzten EC-Logs inhaltlich aufgelöst werden. Die kombinierte Interpretation wird durch weitere Belegpunkte gestützt. Das Profil ist das am westlichsten gelegene, die Tonoberfläche wird nach Westen hin nach der Rinnendepression höher (ca. 20 m u. GOK) und ebener.

Profil Kleine Düwelstrasse Dieses Profil verläuft zum größten Teil auf Kopfsteinpflaster, was zu Qualitätseinbußen und Interpretationsschwierigkeiten führte. Auffällig ist ein starker Reflektor um 10 m Teufe, es könnte sich um einen Sand/Kies-Übergang handeln. Ohne Bohrungs- und EC-Log-Information wäre eine Interpretation der Staueroberfläche nicht möglich gewesen.

Profil Grosse Düwelstrasse Die Interpretation der Reflektoren gestaltete sich schwierig und konnte nur mit Hilfe von Bohrungen und EC-Logs zu Ende geführt werden.

Die Interpretation des südlichen Endes der seismischen Linie läßt eine Vermutung zu, daß dort zwei verschiedene Tonhorizonte existieren, was auch das EC-Log DP_04_195 (Anhang ?? zeigt. Ggf. handelt es sich hier um einen ausgeprägten Aufarbeitungshorizont.

9.5.2.4.1. Gesamtinterpretation Die Teufenlagen der Tonoberkante bzw. der Grundwasserleiterbasis konnten in den seismischen Profillinien unter Verwendung zusätzlicher Stützstellen zur Kalibrierung aus Bohrungsansprachen, VSP-Messungen und EC-Logs interpretiert werden.

Die interpretierten, linienhaften Höhenlagen der Tonsteinoberfläche wurde zusammen mit den weiteren Stützstellen (Bohrungen, EC-Logs) in einem 3D-Modell zusammengeführt und interpoliert. Die daraus resultierende Tonsteinoberfläche ist in Abbildung 9.58 rechts dargestellt. Abbildung 9.58 links zeigt ein Blockbild ohne die Zusatzinformation aus Seismik und Direct Push.

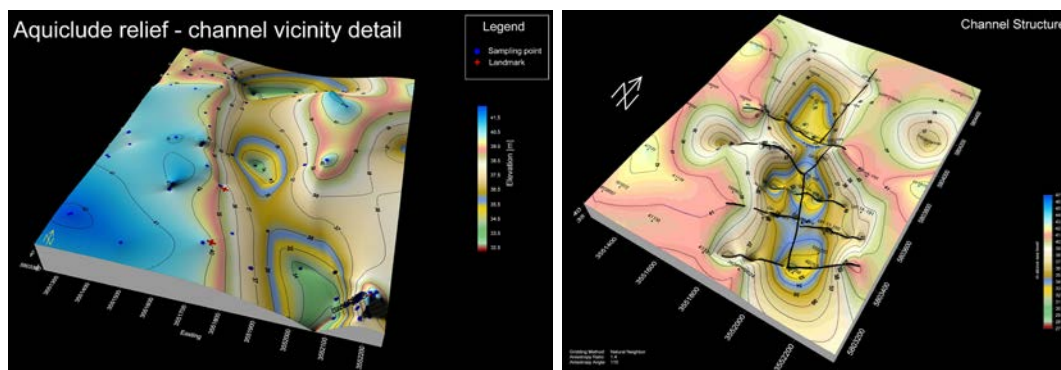


Abb. 9.58.: Interpolierte Tonsteinoberfläche vor und nach der seismischen Erkundung. **Links:** Modell der Rinnenstruktur vor der seismischen Erkundung. **Rechts:** Berücksichtigung der seismischen und EC-Log-Messungen.

Es ergibt sich ein wesentlich differenzierteres Bild der Tonsteinoberfläche und es wird deutlich, daß der Untergrund im Rinnenbereich zum Einen morphologisch lebhafter ist als durch die reinen Bohrungsinformationen sichtbar wurde. Zum Anderen ist das Rinnensystem breiter angelegt und es gibt Indizien für kleinere Fortsetzungen in westliche Richtungen. Auch zeigt sich das Rinnensystem stärker gegliedert und die Sohle weist kleinere morphologische Senken auf. Der nordwestliche Teil der Rinnenstruktur ist dagegen nur schwach belegt, da die Linienführung der N/S-verlaufenden seismischen

Profillinie östlich aus der Struktur herausläuft und lediglich die Ostflanke der Struktur erfasst wurde.

Ein unerwarteter positiver Nebeneffekt, der weitere Forschung lohnenswert erscheinen lässt, ist das Auftreten von prominenten Reflexionen an Grundwasserleitergrenzflächen wie Kies/Sand oder umgekehrt. Hier könnte eine Identifizierung und Differenzierung Hilfestellung bei hydrogeologischen Fragestellungen liefern.

9.5.2.4.2. Zusammenfassung Im Bereich der Südstadt von Hannover westlich und nordwestlich des ehemaligen Kertess-Betriebsgeländes wurden hochauflösende Messungen mittels Transversalwellen durchgeführt. Das Ziel der Messungen war die zerstörungsfreie strukturelle Erkundung des in etwa 20 m Tiefe gelegenen Grundwasserstauers unterhalb des quartären Grundwasserleiters.

Für die seismische Anregung wurde eine Transversalwellenquelle für Vibrationsanregungen in SH-Konfiguration nach dem Vibroseis-Verfahren verwendet. Die Signale wurden mittels eines eigens entwickelten 72 m langen Landstreamers, bestückt mit Horizontalgeophonen, empfangen und aufgezeichnet.

Die Auswertung ergab interpretationsfähige Daten bis 40 m Tiefe mit einer Auflösung von 1 bis 3 m. Aufgrund der Messmethode spielt der wassererfüllte Porenraum keine Rolle bei den Messungen und die gewonnenen Daten rühren vorwiegend von den variierenden elastischen Eigenschaften des Bodenmaterials her. Als besonders positiv zu betrachten ist das Ausbleiben von störenden Oberflächenwellen bedingt durch die Messung auf Hochgeschwindigkeitsoberflächen (Strassenbeläge, verdichtete Aufschüttungen).

Das im Vorfeld geplante Zusammenspiel von seismischen Messungen, vertikalseismischen Profilen und EC-Logs aus Direct-Push-Messungen erwies sich als sehr effektiv. Nur die integrierte Auswertung aller Datenquellen brachte interpretationsfähige Ergebnisse.

Diese bestätigen im Wesentlichen Form und Streichrichtung der Rinnenstruktur. Allerdings zeigen die Auswertungen eine lebhaftere Strukturierung der Tonsteinoberfläche, wie sie aus dem geologischen Kontext heraus wahrscheinlich ist, aber bislang nicht direkt nachgewiesen werden konnte. Lokale Depressionen an der Rinnensohle sowie Querstrukturen an der Westflanke der Rinne wurden ebenfalls detektiert. Hinsichtlich vorgefundener starker Reflektoreinsätze an Grundwasserleiterstrukturen (Kies/Sand-Grenzflächen) besteht weiter Forschungsbedarf, hier können hydrogeologische Fragestellungen durch seismische Untersuchungen unterstützt werden.

Weiterer Forschungsbedarf besteht auch bei einem speziellen Datenprocessing für eine vereinfachte Interpretation der akquirierten Daten, da hier der Bearbeitungsaufwand größer als veranschlagt war.

9.6. Beschaffenheit des Grundwasserleiters

9.6.1. „Direct Push“ Untersuchungen (C. Leven, U. Werban, P. Dietrich)

Der Text des Kapitels 9.6.1 stammt aus dem internen Ergebnisbericht des Helmholtz-Zentrums für Umweltforschung (UFZ) vom 15.09.2006.

9.6.1.1. Veranlassung und Zielsetzung

Innerhalb des Grundwasserleitersystems „Hannover–Südstadt“ wurden im Verlauf des Forschungsprojektes „Raumdifferenziertes innovatives Monitoring von LHKW–Grundwasserkontaminationen am Beispiel Hannover–Südstadt“ verschiedene projektrelevante Teilräume identifiziert. Als möglicherweise entscheidend für Transportvorgänge hat sich dabei eine NNW/SSE-streichende, schmale glazifluviatile Rinne herausgestellt, deren Ostflanke u. a. im Bereich des ehemaligen Schadenseintragsortes lokalisiert ist. Die Grundwasserleiterbasis, die durch unterkreidezeitlichen Tonstein gebildet wird, liegt in der Rinne zwischen 5 bis 10 m tiefer als im umgebenden Gebiet, ist aber nur unzureichend durch Aufschlussbohrungen belegt.

Aufgrund der beobachteten relativen zeitlichen und räumlichen Stabilität der Fahne muss von einer Nachlieferung gelöster Schadstoffe in die Fahne ausgegangen werden. Die Sedimente in der Rinnenstruktur werden dabei als ein entscheidender Ort für Sekundärquellen angesehen, da es möglich erscheint, dass z. B. DNAPL von der ehemaligen Quelle auf die Grundwasserleiterbasis in die Rinnenstruktur migriert sind und dort für eine Nachlieferung sorgen. Die Bildung von DNAPL–Pools in Phase oder residualer Sättigung sowohl innerhalb der Rinne als auch im westlich anschließenden Grundwasserleiterbereich z. B. in morphologischen Senken ist möglich. Die Oberfläche des Aquitard ist fein gegliedert, so dass die Frage, ob die Morphologie der Rinnenstruktur und des Aquitard für einen Phasentransport über große Distanzen geeignet ist, mit einer klassischen geologischen Erkundung, wie sie im Verlauf des Forschungsprojektes mittels Bohrungen erfolgte, nicht beantwortet werden kann. Die benötigte Stützstellenanzahl für eine Modellierung der Rinnenstruktur und der Aquitardoberfläche ist finanziell und zeitlich nicht darstellbar und im urbanen Umfeld des Projektes mit der angestrebten Stützstellenzahl nicht durchführbar. Somit ist der Einsatz vor allem höher auflösender, nicht oder minimal invasiver Verfahren gefordert. Die Ergebnisse der DP-Sondierungen sollen als Korrelationspunkte zu einer im Vorfeld durchgeführten flachseismischen Untersuchung des Geländes dienen. Hierzu werden die seismischen Profile (Abb. 9.59) mit Hilfe der mittels DP gefundenen Aquitardoberflächen kalibriert.

Für die Detailerkundung waren daher die nachfolgenden Untersuchungen vorgesehen. Tabelle 9.22 listet die hierfür ausgewählten Sondieransatzpunkte auf.

Tab. 9.22.: Lagekoordinaten der Direct-Push-Sondieransatzpunkte

Punkt-ID	Sondierpunktbezeichnung	Rechts	Hoch	GOK (mNN)
DP-01-193	Am Südbahnhof/Gr. Düwelstrasse	3551884.7	5804295.4	54.33
DP-02-194	Gr. Düwelstrasse/Lutherstrasse	3551870.7	5804106.0	54.78
DP-03-189	Gr. Düwelstrasse/Annenstrasse	3551708.3	5804096.8	54.26
DP-04-195	Gr. Düwelstrasse/Kl. Düwelstrasse	3551850.3	5803898.3	54.71
DP-05-196	Krausenstrasse/Heidornstrasse	3551743.1	5803735.3	54.38
DP-06-188	Tiestestrasse 20	3551900.3	5803689.2	54.97
DP-07-187	Tiestestrasse 14	3551893.5	5803779.6	54.77
DP-08-186	Tiestestrasse/Spielhagenstrasse	3551933.7	5803634.5	54.95
DP-09-190-f	Spielhagenstrasse	3552073.8	5803623.6	54.90
DP-09-190-t	Geibelstrasse/Wildenbruchweg	3552073.8	5803623.4	54.90
DP-10-181	Rüsterburg	3551895.6	5803463.2	55.19
DP-13-180	Pilotystrasse	3552090.2	5803516.8	54.93
DP-14-191	Südbahnhof/Gleisbereich Süd	3552176.0	5803628.0	54.44
DR-15-192	Südbahnhof/Gleisbereich Nord	3552121.6	5803776.4	55.28
DP-16-179	Geibelplatz	3551989.2	5803494.9	55.02

9.6.1.2. Eingesetzte Technik

9.6.1.2.1. Direct-Push Technologien Für die Durchführung der Direct Push-basierten Detailerkundung wurde eine mobile DP-Sondiereinheit des Typs 7730DT der Fa. *Geoprobe* eingesetzt (Abbildung 9.60). Die Spezifikationen dieses Gerätetyps sind in Tabelle 9.23 zusammengefasst. Die DP-Sondiereinheit arbeitet in der Weise, dass das Sondiergestänge durch das Eigengewicht der Sondiereinheit in den Untergrund mit einer Kraft von bis zu 160 kN gedrückt wird, was zusätzlich durch eine Schlägeinheit unterstützt wird. Während der Sondierungen wurden Tiefen von bis zu 34,4 m erreicht.

Tab. 9.23.: Spezifikationen der eingesetzten DP-Sondiereinheit 7730DT der Fa. Geoprobe

Gewicht	4358 kg
Breite	1981 mm
Arbeitslänge	3658 mm
Arbeitshöhe	4674 mm
Druckkraft	160 kN
Zugkraft	214 kN
Schlagfrequenz	32 Hz
Drehmoment (Hammer)	759 N m
Untergrundbelastung	0,3 kg/cm ²

Für die Durchführung der Probesondierungen kamen die nachfolgend beschriebenen DP-Werkzeuge zur Messung von Vertikalprofilen der elektrischen Leitfähigkeit, der Entnahme von Grundwasserproben sowie für den Bau von 1"-Grundwassermessstellen zum Einsatz:

- Für die Charakterisierung der Untergrundstrukturen wurden Profile der **elektrischen**

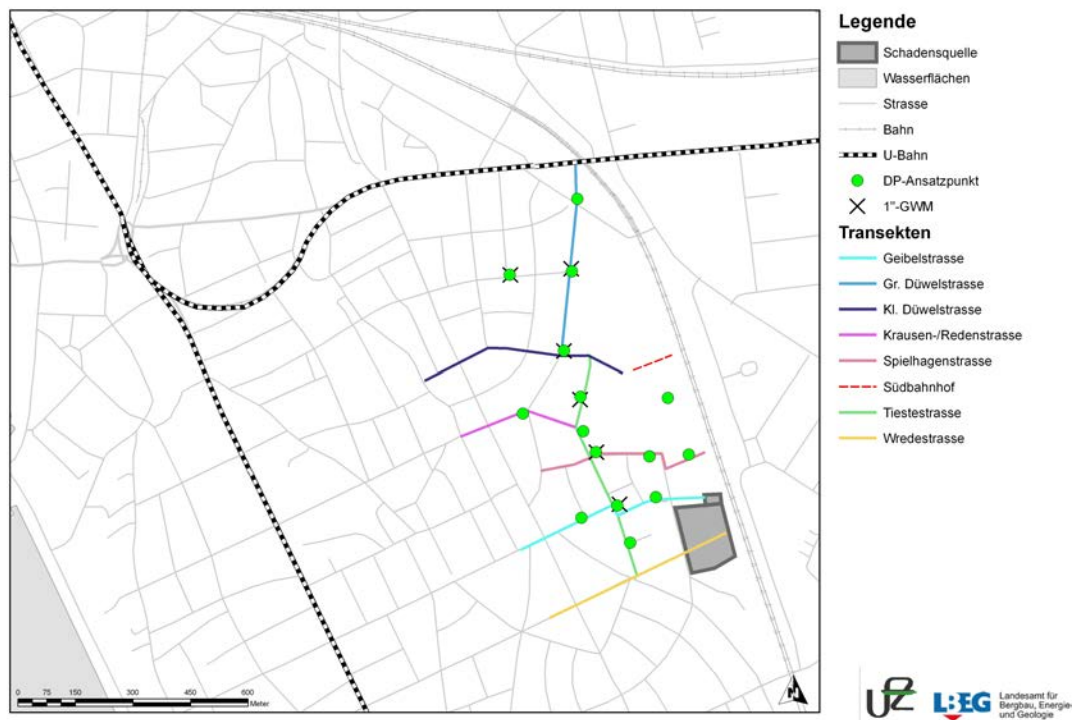


Abb. 9.59.: Lage der Sondieransatzpunkte in der Südstadt von Hannover. Eine Auflistung der Sondieransatzpunkte findet sich in Tabelle 9.22

Leitfähigkeit aufgenommen (EC-logging). Bei diesem Verfahren wird mit geoelektrischen Konzepten (z. B. Wenner–Anordnung) die elektrische Leitfähigkeit des anstehenden Untergrundmaterials gemessen. Auf Grund petrophysikalischer Zusammenhänge kann die mit dem Verfahren ermittelte elektrische Leitfähigkeit teilweise als Proxy für die hydraulische Durchlässigkeiten verwendet werden (Dietrich u. Leven, 2006). So besitzen in der Regel feinkörnigere Sedimente wie z. B. Ton und Silt höhere elektrische Leitfähigkeiten als grobkörnigere Sedimente wie Sand und Kies. Während die Verwendung der elektrischen Leitfähigkeit zur Abgrenzung von geringdurchlässigem Material (z. B. Tone) und gutdurchlässigem Material (z. B. Kiese) in der Regel dadurch zuverlässig möglich ist, hängt die Auflösung von Unterschieden der hydraulischen Durchlässigkeit innerhalb der Sand- und Kiessedimente von der standortspezifischen Parameterbeziehung ab.

- Die **Grundwasserprobenahme aus temporären Messstellen** erfolgte unter Verwendung des Geoprobe-Systems „Sampling Point 16“ (SP16 mit einem Außendurchmesser von 1,6"). Hierzu wird ein Filterintervall (Edelstahl-Wickeldrahtfilter) mit einer Länge von ca. 1,2 m (4 ft) im Schutz eines Sondenschafes mit aufgesetzter Spitze auf die Endteufe getrieben. Nach Erreichen der Endteufe wird ein Innengestänge in das Sondiergestänge eingeführt, um die aufgesetzte Spitze sowie das Filterintervall bei gleichzeitigem Rückziehen des Sondiergestänges herauszudrücken, so dass das



Abb. 9.60.: Die eingesetzte Sondiereinheit vom Typ 7730DT der Fa. Geoprobe (Sondierstelle Nr. 13 – Pilotystr.).

Filterintervall in Kontakt mit dem Grundwasserleiter steht. Hierbei verbleibt das Ende des Filterintervalls in der Endteufe, die Spitze verbleibt verloren im Untergrund.

Für die Grundwasserprobenahme wurde zunächst bis zum Erreichen des Abpumpvolumens eine elektrische Peristaltikpumpe der Fa. *Eijkelpomp* eingesetzt. Zur eigentlichen Probenentnahme wurde die Peristaltikpumpe entfernt und die Probe mit einer Fußventilpumpe (Inertialpumpe) entnommen, um Stripeffekte und somit VOC-Minderbefunde zu vermeiden.

Eine Beprobung weiterer Intervalle erfolgt durch Rückziehen des Sondiergestänges, an dessen Ende nun der Filter in freiem Kontakt zum Grundwasserleiter steht. Die Probenahme erfolgt somit von unten nach oben, von der Endteufe bis zum Grundwasserspiegel i.d.R. in Intervallen von 1,2 m bzw. 4 ft. Abbildung 9.61 zeigt schematisch das beschriebene Vorgehen bei der Grundwasserbeprobung.

- Für die Installation der Grundwassermessstellen mit einem Durchmesser von bis zu 1.0" wird i.d.R. Sondiergestänge mit einem Außendurchmesser von 2,125" (Innendurchmesser: 1,5") mit verlorener Spitze verwendet. Das Sondiergestänge wird hierzu in die Endteufe vorgetrieben und die Spitze mithilfe eines Innengestänges herausgedrückt. Das 2,125"-Gestänge wird schließlich über die eingebaute Messstelle gezogen.

9.6.1.2.2. Durchgeführte Arbeiten Bei den im Mai 2006 durchgeführten Sondierarbeiten wurden insgesamt 15 Profile der elektrischen Leitfähigkeit in Tiefen bis zu 34,4 m aufgezeichnet, um den Übergang des Grundwasserleiters zum unterkreidezeitlichen Tonstein zu erfassen. An 14 dieser Sondieransatzpunkte wurden aus den untersten Meter des Grundwasserleiters bzw. aus der Grundwasserleiterrinne tiefenorientiert Grundwasserproben aus temporären Messstellen mittels Fußventilpumpe entnommen. Während der Grundwasserprobenahme erfolgte eine Messung und Protokollierung der Vorortparameter (Redox, pH, Sauerstoff, Temperatur, el. Leitfähigkeit), der Zeitpunkt der Probenahme richtete sich vorrangig an einem im Vorfeld der Untersuchung festgelegten Volumenkriterium (5 Liter Entnahmemenge nach 5 Minuten) und orientierend an der

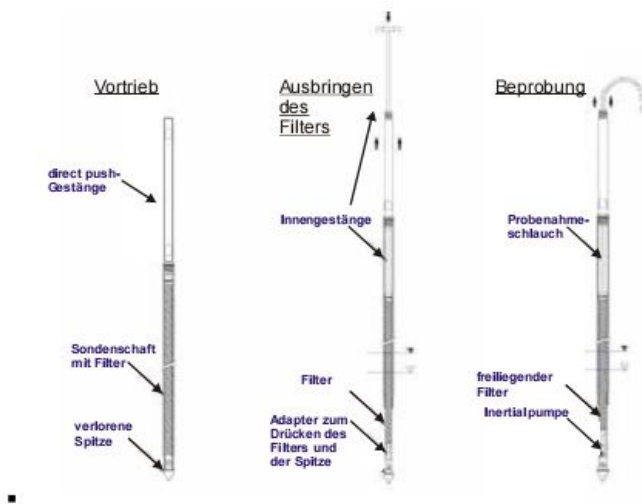


Abb. 9.61.: Vorgehen bei der Grundwasserbeprobung

Konstanz der Vorort-Parameter. Die entnommenen Grundwasserproben wurden seitens der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe einer Vollanalyse unterzogen. Zusätzlich wurden an 6 Stellen mittels Sondierungen mit einem Gestängedurchmesser von 2,125" permanente 1"-Grundwassermessstellen errichtet. Insgesamt wurden ca. 718 m sondiert. In Tabelle 9.24 sind die durchgeführten DP-Untersuchungen sowie die Sondieransatzpunkte aufgelistet. Die Ansatzpunkte sind in Abbildung 9.59 sowie in Anlage ?? dargestellt.

Tab. 9.24.: Durchgeführte DP-Untersuchungen während der DP-basierten Detailerkundung in der Südstadt von Hannover.

Nr.	Sondierstellenbezeichnung	Rechtswert	Hochwert	Höhe (mNN)	EC-log	GW-Probe-nahme	1"-GWM
1	Am Südbahnhof/Gr. Düwelstrasse	3551884.7	5804295.4	54.33	●	●	
2	Gr. Düwelstrasse/Lutherstrasse	3551870.7	5804106.0	54.78	●	●	●
3	Gr. Düwelstrasse/Annenstrasse	3551708.3	5804096.8	54.26	●	●	●
4	Gr. Düwelstrasse/Kl. Düwelstrasse	3551850.3	5803898.3	54.71	●	●	
5	Krausenstrasse/Heidornstrasse	3551743.1	5803735.3	54.38	●	●	
6	Tiestestrasse 20	3551900.3	5803689.2	54.97	●	●	
7	Tiestestrasse 14	3551893.5	5803779.6	54.77	●	●	●
8	Tiestestrasse/Spielhagenstrasse	3551933.7	5803634.5	54.95	●	●	●
9	Spielhagenstrasse	3552073.8	5803623.6	54.90	●	●	
10	Geibelstrasse/Wildenbruchweg	3552073.8	5803623.4	54.90	●	●	
11	Rüsterburg	3551895.6	5803463.2	55.19	●		
13	Pilotystrasse	3552090.2	5803516.8	54.93	●	●	
14	Südbahnhof/Gleisbereich Süd	3552176.0	5803628.0	54.44	●	●	
15	Südbahnhof/Gleisbereich Nord	3552121.6	5803776.4	55.28	●	●	
16	Geibelplatz	3551989.2	5803494.9	55.02	●	●	●

9.6.1.3. Ergebnisse der Probesondierungen

9.6.1.3.1. Ergebnisse der Profilierung der elektrischen Leitfähigkeit Die Profilierung der elektrischen Leitfähigkeit erfolgte mit dem Ziel der vertikalen Abgrenzung zwischen

glazifluviatiles Grundwasserleitermaterial und unterkreidezeitlichem Tonsteines. Aufgrund der unterschiedlichen gesteinselktischen Eigenschaften dieser lithologischen Einheiten konnte erwartet werden, dass sich der Übergang vom Hangenden ins Liegende durch einen sprunghaften Anstieg der elektrischen Leitfähigkeit zeigt. Simultan zur Erfassung der elektrischen Leitfähigkeit in Echtzeit wurde die Eindringgeschwindigkeit erfasst. Beispielfhaft sind in Abbildung 9.62 die Vertikalprofile der elektrischen Leitfähigkeit und der Eindringgeschwindigkeit an der Sondierstelle Nr. 2 (Große Düwelstrasse/Lutherstrasse) dargestellt. Es zeigt sich sehr deutlich in einer Tiefe von ca. 15.8 m der Übergang vom Grundwasserleiter zum Tonstein durch einen sprunghaften Anstieg der elektrischen Leitfähigkeit von Werte um ca. 25 nach ca. 130 mS/m. In anderen Profilen ist dieser Übergang allerdings nicht derart deutlich ausgeprägt, was unter Umständen durch eine Aufarbeitung und ein Quellen des Tonsteines im Übergangsbereich zum Grundwasserleiter oder auf einen punktuell verbreiteten glazialen Aufarbeitungshorizont (Geschiebemergel) von 1–2 m Mächtigkeit zurückzuführen ist. In der Bohrung Geibelplatz wurde dieser Aufarbeitungshorizont im Vorfeld mittels Kernbohrung nachgewiesen. Das EC-Log zeigte im entsprechenden Teufenbereich eine Leitfähigkeit, die zwischen der des Grundwasserleitermaterials und der des Tonsteines liegt (siehe Anhang, Sondierung 16) Eine weitergehende Unterscheidung oder Abgrenzung — beispielsweise von Sanden und Kiesen vom Hangenden ins Liegende — ist nicht möglich. Allerdings deutet das Profil der Eindringgeschwindigkeit eine Änderung in der lithologischen Zusammensetzung an (z. B. wie in Abbildung 9.62 dargestellt: erhöhte Eindringgeschwindigkeiten im Bereich der mitteldicht gelagerte Sandlagen, die von Kiesen ab ca. 5–10 m u. GOK mit geringeren Eindringgeschwindigkeiten unterlagert werden). Eine verlässliche Interpretation ist basierend auf der Eindringgeschwindigkeit nicht möglich.

In Tabelle 9.25 sind die Tiefenlagen der aus den Vertikalprofilen der elektrischen Leitfähigkeit interpretierten Übergänge der Sande und Kiese des Grundwasserleiters zum Tonstein aufgelistet. Im Anhang ?? sind die EC-Vertikalprofile und die Profile der Eindringgeschwindigkeiten für alle DP-Sondierungen aufgeführt.

9.6.1.3.2. Ergebnisse der Grundwasserprobenentnahme Wie anhand der Ergebnisse der Analysen der aus den temporären Grundwassermessstellen entnommenen Proben (??) zu entnehmen ist, erlaubt die eingesetzte Technik eine tiefenorientierte Beprobung und damit die Darstellung der vertikalen Verteilung von organischen Schadstoffen sowie von anderen Wasserinhaltsstoffen. Eine Diskussion und Bewertung der Ergebnisse der gemessenen Parameter (Chlorethene und Kationen) erfolgt zusammen mit der Darstellung dieser Ergebnisse in Kap. 9.8.11.1, S. 269ff.. Auf zusätzliche Details der Belastungssituation, die sich durch die erheblich höhere vertikale Auflösung ergeben, wird an diesen Stellen hingewiesen, soweit es sinnvoll ist.

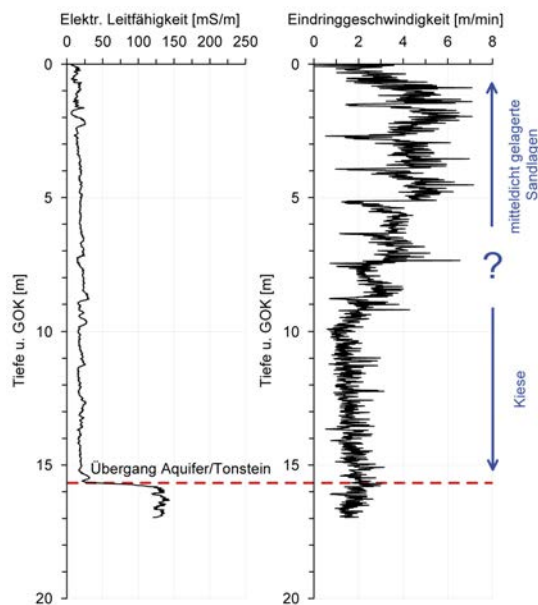


Abb. 9.62.: Vertikalprofil der elektrischen Leitfähigkeit und der Eindringgeschwindigkeit an der Sondierstelle Nr. 2 (Große Düwelstrasse/Lutherstrasse). Im EC-log (links) ist der Übergang vom Grundwasserleiter mit geringen el. Leitfähigkeiten zum Tonstein mit höheren el. Leitfähigkeiten deutlich zu erkennen. Im Vertikalprofil der zeitgleich aufgezeichneten Eindringgeschwindigkeit ist ein Trend ab 5 bis 10 m von höheren zu tieferen Werten zu erkennen. Eine verlässliche Interpretation basierend auf den Eindringgeschwindigkeiten ist nicht möglich.

Tab. 9.25.: Tiefenlagen der aus den Vertikalprofilen der elektrischen Leitfähigkeit interpretierten Übergänge der Sande und Kiese des Grundwasserleiters zur Oberkante (OK) des Tonsteins bzw. des Geschiebemergels.

Nr.	Sondierstellenbezeichnung	Rechtswert	Hochwert	Höhe (mNN)	Tiefenlage (m u. GOK)	
					OK mG	OK Tonstein
1	Am Südbahnhof/Gr. Düwelstrasse	3551884.7	5804295.4	54.33	15,3	15,8
2	Gr. Düwelstrasse/Lutherstrasse	3551870.7	5804106.0	54.78	n.n.	15,7
3	Gr. Düwelstrasse/Annenstrasse	3551708.3	5804096.8	54.26	22,9	23,4
4	Gr. Düwelstrasse/Kl. Düwelstrasse	3551850.3	5803898.3	54.71	n.n.	22,0
5	Krausenstrasse/Heidornstrasse	3551743.1	5803735.3	54.38	16,8	n.n.
6	Tiestestrasse 20	3551900.3	5803689.2	54.97	21,1	21,8
7	Tiestestrasse 14	3551893.5	5803779.6	54.77	n.n.	20,2
8	Tiestestrasse/Spielhagenstrasse	3551933.7	5803634.5	54.95	n.n.	22,1
9	Spielhagenstrasse	3552073.8	5803623.6	54.90	n.n.	n.n.
10	Geibelstrasse/Wildenbruchweg	3552073.8	5803623.4	54.90	n.n.	21,5
11	Rüsterburg	3551895.6	5803463.2	55.19	n.n.	n.n.
13	Pilotystrasse	3552090.2	5803516.8	54.93	n.n.	19,0
14	Südbahnhof/Gleisbereich Süd	3552176.0	5803628.0	54.44	n.n.	15,9
15	Südbahnhof/Gleisbereich Nord	3552121.6	5803776.4	55.28	n.n.	14,2
16	Geibelplatz	3551989.2	5803494.9	55.02	n.n.	21

9.6.2. Mikropaläontologie

Im Zuge der Bohrkampagne 2004 (Kapitel 9.2.10) wurden zur stratigraphischen Einstufung des Grundwasserstauers insgesamt 13 Proben jeweils aus dem obersten Meter des Tones entnommen (i.d.R. aus der Endlosschnecke, im Einzelfall aus dem Kernrohr) und in LBEG/BGR (Referat L3.9/B3.25) auf ihren Inhalt an Ostrakoden und Foraminiferen untersucht.

Mikropaläontologische Untersuchungen sind an den in Tabelle 9.26 aufgeführten Proben durchgeführt worden.

9.6.2.1. Methodik

Die Sedimentproben wurden gewogen, mit H_2O bzw. H_2O_2 angesetzt, mit H_2O geschlämmt und anschließend getrocknet. Die getrockneten Schlämnrückstände werden wiederum gewogen und dann mit Hilfe von Prüfsieben verschiedener Maschenweiten (>1600 , >800 , >500 , >315 , $>200 \mu m$) gesiebt. 5–6 Schüttungen aus dem Anfang, der Mitte und dem Ende jeder Korngrößenfraktion werden mit Hilfe eines Stereoemikroskops (8–65fache Vergrößerung) auf Mikrofossilien ausgelesen, bei Bedarf wird die Probenmenge nochmals geteilt und ein Aliquot ausgelesen. Die ausgelesenen Mikrofossilien werden zur weiteren Bestimmung in Faunenzellen (Frankezellen) verbracht und daraus bestimmt. Abb. 9.63 zeigt den Arbeitsablauf bei der Aufbereitung.

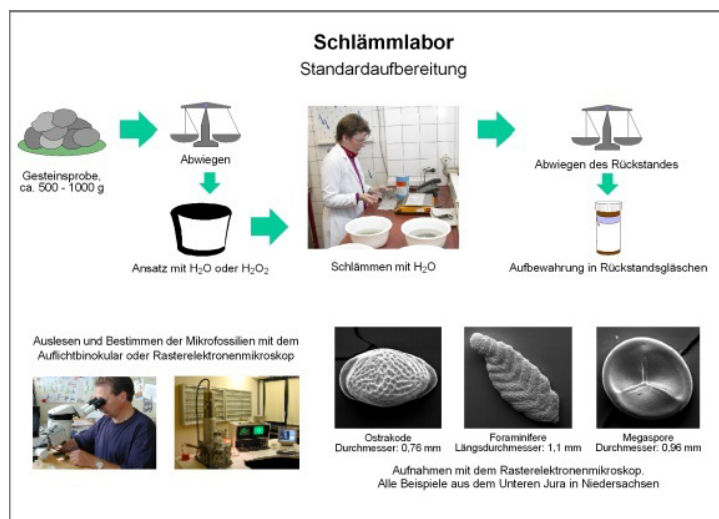


Abb. 9.63.: Standardprobenaufbereitung bei der Mikrofossilienbestimmung

9.6.2.2. Ergebnisse

Alle bearbeiteten Proben waren mit quartären Sanden verunreinigt, was durch die Bohrtechnik begründet ist. Es kam bei allen entnommenen Proben zu Verschleppungen

aus den hangenden Sanden/Kiesen. Es traten in keiner der untersuchten Proben Korrosionserscheinungen der Ostrakoden-/Foraminiferenschalen durch aggressive Wässer auf.

In zwei Proben (Nazarethkirche (180961) und Rautenstrasse/Sonnenweg (180958)) kommen aufgearbeitete Ostrakoden aus dem Jura und der höheren Unterkreide vor. In der Bohrung Landwirtschaftskammer/Johannsenstrasse (180952) tritt die sonst nur aus dem Unterallb bekannte *Saxocythere cf. alta* auf.

Tab. 9.26.: Mikropaläontologische Untersuchungsergebnisse. krho: Ober-Hauterive; krbo: Ober-Barrême; krpo: Oper-Apt; krpm: Mittel-Apt, krb: Barrême; krl: Alb.

Bohrnr.	Standort	Rechtswert	Hochwert	Probenteufe		Ergebnis
				OK	UK	
180970	Georgsplatz/Dreieckswiese	3550560,7	5804587,9	13,0	13,3	krho
180967	Weinstr. 2/Gesundheitsamt	3550949,2	5803928,8	12,6	13,1	krbo
180974	ehem. Güterbahnhof	3551991,0	5803898,2	16,5	17,0	krpo
180955	Kl. Düwelstr./Stolzestr.	3551741,0	5803903,3	21,5	21,5	krpm
180952	Johannsenstr.10	3550965,8	5804682,8	14,4	15,0	krho bis krb
180961	Sallstr. 55, Nazarethkirche	3551676,4	5803700,8	16,0	16,4	krpm
180958	Rautenstr./Sonnenweg	3551618,5	5804221,0	19,0	19,5	wohl krpm
180964	Simrockstr., St.-Heinrichs-Kirche	3551709,7	5803437,5	14,5	14,5	krb bis krl
180983	Kleine Düwelstraße 12	3551656,8	5803901,3	20,1	20,2	krpm
180986	Tiestestraße 2	3551919,7	5803891,9	17,4	17,5	krpo
180992	Große Barlinge 49	3551460,5	5803871,6	15,5	15,7	krpm
180989	Geibelstraße 11	3551859,0	5803419,8	18,0	18,3	krpo
180980	Meterstraße 39	3550935,4	5803386,7	14,0	14,2	krpo

Die stratigraphische Einordnung der erbohrten Tonsteine brachte im Vergleich zum Wissensstand (Geologische Stadtkarte Hannover: Rohde u. a. (1998)) im Wesentlichen keine neuen Erkenntnisse. Die Abweichungen von der Stadtkarte Hannover sind:

- im Bereich Weinstrasse (180987) kann die in der Stadtkarte Hannover eingezeichnete Störung (Übergang krbo/krbu) weiter nach Westen verlegt und nach Süden verlängert werden
- Im Bereich Simrockstrasse (180964) wurde krb bis krl auskartiert. Die Stadtkarte weist hier krp aus.

Die mikropaläontologischen Untersuchungsberichte sind dem Bericht in Anlage ?? beigelegt.

9.6.3. Methodik Sedimentuntersuchungen

9.6.3.1. Probenentnahme

Die Entnahme der Sedimentproben ist in Kap. 9.2.6.1, S. 51ff. unter Angabe der angewendeten Normverfahren dargestellt.

9.6.3.2. Analytik Anorganik

Bei der anorganischen Analytik steht die Analyse des geochemischen Zustandes des Sedimentmaterials, insbesondere sein Redox-Zustand und sein Gehalt an *reaktiven* Sedimentbestandteilen im Vordergrund. Auch die physikalische Bestimmung der Gesamtgehalte mit der Röntgenfluoreszenzanalytik (XRFA) wird in dieser Weise betrachtet. Die vom Projektpartner Labor Wienberg als Teil der Untersuchungen der Region angewendeten Methoden zur Analyse der operationellen Bindungsformen von Eisen und Schwefel sind in *Region Hannover (2007)* dokumentiert.

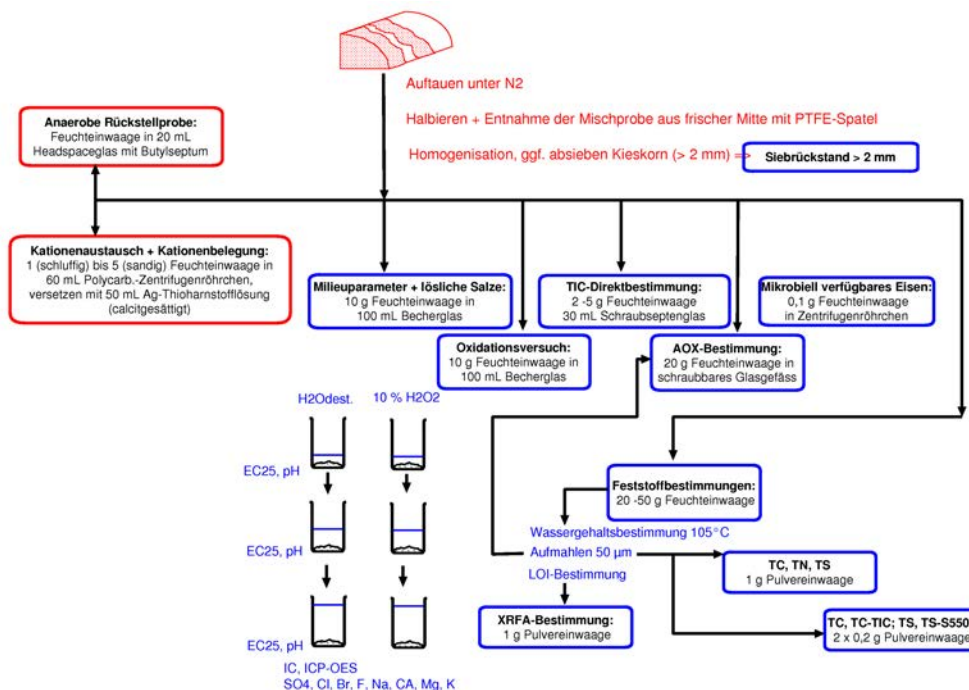


Abb. 9.64.: Schema von Probenbehandlung und Probenteilung zur Analyse des hydrogeochemischen Zustandes teilgesättigter und gesättigter Sedimentproben.

Abb. 9.64 zeigt den Plan zur Unterteilung der Sedimentproben aus den Kernen und die Vorgehensweise bei der Bestimmung der Milieuparameter und den Elutionsversuchen. Bei der Analyse von kieshaltigen Kernabschnitten wurde die Fraktion < 2 mm feucht abgesiebt und der Kiesgehalt bestimmt. Gehaltsbestimmungen von Elementen wurden

dann mit dem Kiesgehalt und immer mit dem separat bestimmten (Rest)Wassergehalt korrigiert.

Die eingefrorenen Proben wurden aufgetaut, ca. 500 g wurden für die Korngrößen- und Wassergehaltsbestimmung abgeteilt. Die restliche Probe wurde in feuchtem Zustand durch ein Edelstahlsieb (2 mm Maschenweite) gesiebt. Die Fraktion < 2 mm wurde bis zur weiteren Untersuchung wieder eingefroren. An der Fraktion < 2 mm wurden folgende Untersuchungen durchgeführt:

1. 10 g Probe wurden mit 25 mL deionisiertem Wasser versetzt und gerührt. Nach 1 h wurden die el. Leitfähigkeit und der pH-Wert (separat in einer 2 mL-Abnahme) bestimmt. Das Feststoff/Flüssigkeits-Massenverhältnis beträgt 1 : 2.5). Weitere Zugabe von 25 mL deionisiertem Wasser und Messung wie oben (1 : 5). In einem dritten Schritt wurden 50 mL deionisiertes Wasser zugegeben (1 : 10), was dem Elutionsversuch nach dem S4-Verfahren entspricht. Das Eluat 1 : 10 wurde zentrifugiert (30 Min./4000 UpM) und filtriert (0.45 μ m). Die Anionen wurden am IC bestimmt, die Kationen am ICP-OES. Ergebnisse: Konzentrationen mg L^{-1} im Eluat 1:10 werden bezogen auf den Feststoff als Gehalte in mg kg^{-1} . Ziel ist die Charakterisierung des Oxidationszustandes.
2. 1 g Probe wurde mit 10 mL 32 % HCl versetzt und auf der heißen Ceranplatte (Stufe 50 %) schnell zum Sieden erhitzt. Nach einer Minute Sieden wurde die Probe von der Heizplatte genommen und mit 40 mL deionisiertem Wasser versetzt. Nach ca. 30 Minuten wurden ca. 30 mL der überstehenden Flüssigkeit in ein Reagenzglas dekantiert, mit Parafilm verschlossen und 4 Tage absitzen lassen. Die klare überstehende Lösung wurde mittels Diluter zehnfach verdünnt, die Elementkonzentrationen am ICP-OES bestimmt und als Gehalt in mg kg^{-1} auf die Feststoffeinwaage bezogen. Die Abb. 9.65 zeigt die Ergebnisse dieser Extraktion.

Die Methode nach [Canfield u. Berner \(1986\)](#) zur Bestimmung des H_2S -verfügbaren Eisens ist eine schnelle Methode zur Abschätzung der säurelöslichen (HCl, nichtoxidierend) Verbindungen in einer Sedimentmatrix. Einwaage der ungemahlene, gefriergetrocknete Probe in der Fraktion ≤ 2 mm, Reaktion im offenen Becherglas im Sandbad mit einem Überschuss von 10 M HCl für 1 min bei 110°C. Beendigung der Reaktion durch Überführen in eine Vorlage aus $\text{H}_2\text{O}_{\text{dest}}$, abdekantieren (ggf. abzentrifugieren oder filtrieren) des Überstandes und Entnahme eines Aliquots für die Elementanalyse mit der ICP-OES. Bezug der extrahierten Konzentrationen auf die Einwaage in mg kg^{-1} .

[Leventhal u. Taylor \(1990\)](#) diskutieren die Einschränkungen bei der Anwendung im marinen Bereich, für den sie ursprünglich zur Bestimmung des sog. "degree of pyritization" (DOP) entwickelt wurde. Schlecht bis gut kristalline Eisen(III)oxyhydroxide gehen in Lösung ebenso wie Karbonate und Eisenphosphate. Aus den in Kap. 9.6.4.5 vorliegenden Ergebnissen lassen sich mittelbar Folgerungen zur Selektivität des Verfahrens im Grundwasserbereich ziehen. Nebenprodukt des gängigen Aufschlußverfahrens war die Bestimmung der gesteinsbildenden Elemente (RFE) und ausgewählter Spurenelemente aus der Aufschlußlösung (einschließlich S und P), aus der auch Eisen bestimmt wurde.

3. Die Ergebnisse aller extrahierbaren Gehalte sind mit den physikalisch (XRFA) bestimmten Gesamteisengehalten in Abb. 9.77, S. 142 als Boxplot vergleichend dargestellt. Dabei sind zwar z.T. unterschiedliche Probenkollektive aus denselben Bohrungen zu berücksichtigen, die Medianwerte (p50) der 5 linken Boxen sollten aber die relative Effektivität der eluierbaren Gesamtgehalte gut widerspiegeln. Die heiße 10 M HCl Kurzzeitextraktion ([Canfield, 1989](#)) liefert 72 % der Gesamtgehalte (gleiches Probenkollektiv), d.h. nur 28 % des Eisens sind

nicht kurzzeit-löslich, da sie z.B. kristallin silikatisch gebunden sind. Die Methode der 1 M HCl-Extraktion von Wallmann u. a. (1993) liefert nur etwa 18 % und die 5 M HCl-Extraktion Langzeitextraktion nach Heron u. a. (1994) liefert fast 60 % bei unterschiedlichen, aber vergleichbaren Probenkollektiven.

- 10 g Probe wurden im 150 mL-Becherglas mit 10 mL deionisiertem Wasser und 10 mL H₂O₂ (30 %) versetzt, mit Parafilm verschlossen und täglich zwei Mal geschüttelt. Nach einer Woche wurden 80 mL deionisiertes Wasser zugegeben und gerührt. 50 mL der überstehenden Lösung wurden dann zentrifugiert, filtriert und nach dem standardmäßigen Ansäuern mit HNO₃ am ICP-OES gemessen. Die Elementkonzentrationen von Schwefel wurde am ICP-OES bestimmt und als Gehalt in mg kg⁻¹ auf die Feststoffeinwaage bezogen.

Oxidationsversuche mit H₂O₂ werden in der Bodenkunde oder bei der Bergbausanierung vielfältig zur Abschätzung der oxidierbaren Verbindungen/Minerale im Sediment angewandt (McElnea u. a., 2002a). Dabei ist zu berücksichtigen, dass sowohl organische (Huminstoffe) als auch anorganische reduzierte Verbindungen (FeS₂) angegriffen werden.

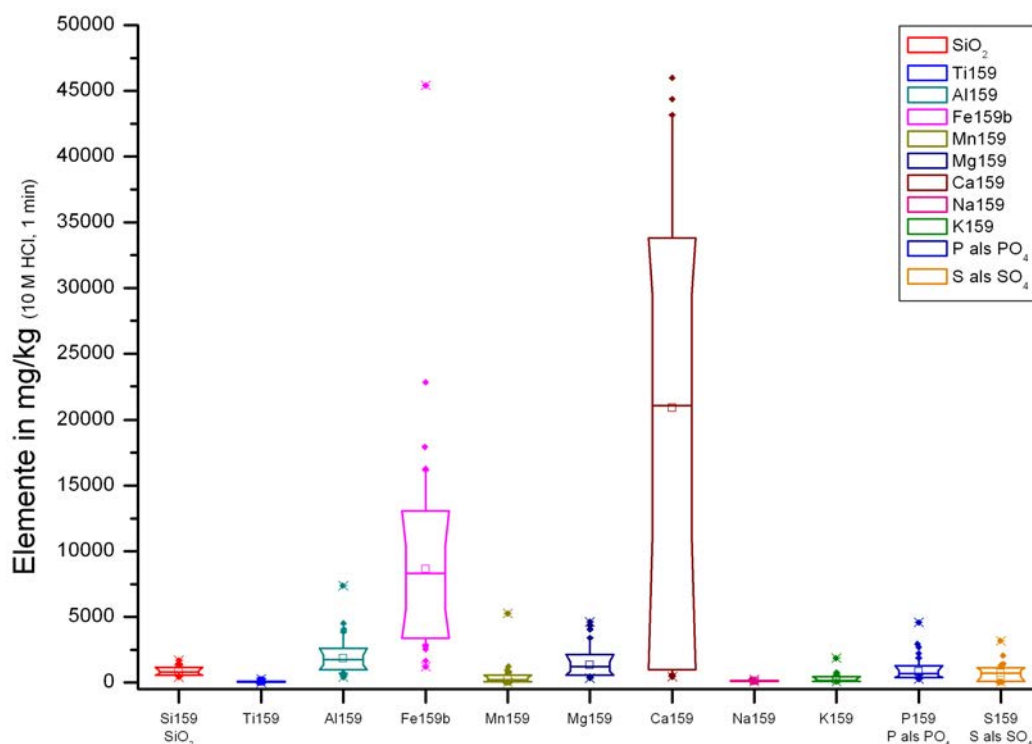


Abb. 9.65.: Boxplot der extrahierbaren Elementgehalte (rock forming elements) aus der Fraktion <2 mm im Grundwasserleiter (Kurzzeitextraktion nach Canfield (1989): 10 M HCl, 1 min, siedend). Überwiegend Ca und Fe, untergeordnet auch Al und Mg, sowie P und S werden gelöst; 99 Datensätze, Werte in mg kg⁻¹.

Bestimmung von TC, TOC und TS (LECO) Ein Aliquot (180 mg) der getrockneten, gemahlene und homogenisierten Sedimentprobe werden in ein vorgeglühtes Tonschiffchen eingewogen. Eisenspäne und eine katalytisch aktive Wolfram-Zinnlegierung werden hinzugefügt. Die Probe wird im CO₂-freien Sauerstoffstrom bei 1800°C im Induktionsofen

verbrannt. Das entstehende Messgas wird getrocknet und durch die Absorptionszelle geleitet. In der Zelle wird der Verlauf der IR-Absorption gemessen und die Stoffmenge an Messgas integrativ bestimmt. Die Bestimmungen von TC, TOC und TS folgen demselben Messprinzip im Gerät LECO CS 200. Die Bestimmung des TIC erfolgt als Differenzbildung aus TC und TOC. Zur Unterscheidung des TOC vom TC wird eine Parallelprobe mit einem Überschuss an 10 % HCl versetzt und auf der Heizplatte bei 100°C eingetrocknet. Die vorbehandelte Probe wird mit denselben Zusätzen (s.o.) im LECO verbrannt und vermessen. Die Nachweisgrenze des Verfahrens liegt bei TC und TOC unter 0.02 Gew.% und bei TS unter 0.01 Gew.%.

Bestimmung der gesteinsbildenden Oxide (XRFA) Entnommen aus www.bgr.bund.de, Röntgenfluoreszenzanalytik (B4.15). Für die quantitative Bestimmung der Element-Gesamtgehalte von Feststoffen wird die Röntgenfluoreszenz-Analytik (XRFA) eingesetzt, da dieses Verfahren unabhängig von der Löslichkeit der verschiedenen Elemente arbeitet. Die Proben werden in Form von Schmelztabletten analysiert, um eine homogene Elementverteilung sicherzustellen.

1 g des feingemahlten Probenmaterials (Partikelgröße < 40 µm) wird in einem Porzellantiegel im Muffelofen bei 1030°C für 10 min. geglüht, um flüchtige Bestandteile freizusetzen (z.B.: Wasser, organischen Kohlenstoff und Karbonate als CO₂, Schwefelverbindungen als SO₂). Aus dem dabei auftretenden Gewichtsverlust der Probe wird der Glühverlust loss on ignition (LOI) errechnet.

Die geglühten Proben werden mit je 5 g Lithiummetaborat¹¹ und 25 mg Lithiumbromid gemischt und in Platintiegeln in einem automatischen Schmelzofen bei 1200°C für 20 min. geschmolzen. Während des Schmelzvorgangs werden die Tiegel zur besseren Durchmischung der Proben geschwenkt.

Mit zwei wellenlängendispersiven-XRFA-Geräten werden 10 Hauptelemente und 31 Spurenelemente sequentiell bestimmt. Für die beiden Sequenzgeräte wurden Programme der Messabläufe und -parameter erarbeitet und optimiert. Die Messungen erfolgen mit einer Rhodium- und einer Chromröhre. Die Kalibrierung der Geräte erfolgt mit Hilfe internationaler Referenzproben, die Auswertung und Matrixkorrektur mit der α-Korrektur nach de Jongh, bzw. nach dem Philips-Modell.

9.6.3.3. Analytik Organik

Die Entnahme der Sedimentproben für die organische Analytik wird in Kap. 9.2.6.1, S. 51ff. dargestellt. Die Proben wurden direkt vor Ort vorbereitet. Im Labor vorgewogene „Head Space“-Gläschen (HS) mit Deckel, je Probennahmepunkt möglichst 2 Gläschen, werden bis zur Hälfte mit Sediment gefüllt und mit 5–10 mL Methanol¹² (5 mL Eppendorf-

¹¹bei sehr hohen Glühverlusten > 250 % mit 2.5 g Lithiummetaborat und 2.415 g Lithiumtetraborat

¹²Das Methanol muss unbedingt mit der HS auf Störpeaks kontrolliert werden, bevor man es für die Analytik bzw. Probenvorbereitung verwendet. Kein destilliertes Methanol verwenden, da Störungen durch Dichlormethan-Spuren (Destille) auftreten können.

Pipette) versetzt und umgehend verschlossen¹³. Während der Probennahme stand ein leeres, offenes HS-Glas im Probenrack, das nach Abschluss der Probennahme zugedrimpt und im Labor analog zu den Sedimentproben als Luftprobe analysiert wurde, um evtl. Kontaminationen am Standort aufzuzeigen. Die im Labor zurückgewogenen Proben werden 3 h auf der Schüttelmaschine bei 175 upm geschüttelt. Nach Absetzen der Feststoffanteile (evtl. zentrifugieren) wird 1 mL Methanol-Extrakt mit der Eppendorf-Pipette entnommen, in ein neues HS-Glas, in dem 9 mL deion. Wasser vorgelegt wurden, pipettiert, im Headspace-GC equilibriert und vermessen. Die Probenflaschen werden wieder verdrimpt und im Kühlschrank gelagert. Abweichend wurde hier bei mittelkiesigen Proben (≥ 6.4 mm) auch 50 mL Schraubgläschen verwendet, aus denen Methanolextrakte gewonnen wurden.

Die Analytik erfolgt nach dem in Kap. 9.8.3.3, S. 211 beschriebenen Verfahren aus dem Methanolextrakt.

9.6.3.4. Mikroskopische Kohlenpetrographie

Von der Sedimentprobe 311170 wurden zwei Mazerationspräparate hergestellt. Das erste Präparat 0311170_K1 enthält organisches Material angereichert mit $ZnCl_2$. Das zweite Präparat enthält organisches Material angereichert mit HCl/HF und mittels Schwere-trennung (Anschliffe vom Originalmaterial der Probe wurden nicht untersucht). Von den mazerierten Proben wurden Anschliff-Konzentrate hergestellt. Die organische Substanz aller anderen eingesandten Proben wurde manuell ausgelesen. Es wurden ebenfalls Anschliff-Konzentrate hergestellt. Die Bestimmung der mittleren Reflexion (Rr %) des Huminites/Vitrinites erfolgte bei 500-facher Vergrößerung (Objektiv 50 \times , Öl) nach DIN 22020, Teil 5; Messfeld-Durchmesser 2 μ m, Fluoreszenzbeobachtung mit Blaulichtanregung.

¹³Als Faustregel gilt: auf 1 g Probe 1 mL Methanol. Der Glasrand des HS-Glases muss vor dem Zubördeln („crimpen“) sorgfältig gereinigt werden, dann muss unbedingt mit der Hand durch Drehen überprüft werden, ob die Bördelkappe fest sitzt, sonst wird das Glasvial spätestens beim Schütteln undicht.

9.6.4. Geochemie des Grundwasserleiters

9.6.4.1. Sedimentansprache und Vorort-Analytik

Bei der Sedimentansprache waren nach DIN 4022 bei der Aufnahme der Bohrung vor allem folgende Fragen zu prüfen und zu protokollieren (Kap. 9.2.6.1, Tab. 9.11, S. 53):

- Riecht das Sediment ja/nein, wenn ja: wonach?

An der Station 180987, Geibelstraße 11 wurde Geruch nach Lösungsmitteln von 13 bis 14 m u. GOK festgestellt.

- Ist das Sediment kalkhaltig? 10 % HCl-Test

14 Proben zeigten keine Reaktion mit HCl von denen 12 oberflächennahe Proben waren und 2 Proben aus dem marinen Tonstein stammten¹⁴. Alle anderen Proben wiesen selten eine schwache Reaktion (+) und häufig eine starke Reaktion (++) auf¹⁵.

- Herrschen *oxidierte* Farben (braun, rotbraun) oder *reduzierte* Farben (grau, grüngrau, oliv) als Kornüberzüge vor?

Bei 53 von 101 Proben wurden braune Farbtöne registriert, bei 52 Proben wurden vorherrschend graue Farbtöne registriert¹⁶. Schwarz in der Probe 311094 aus der Bohrung Sallstr. 55, Nazarethkirche wurde durch Kohlepartikel verursacht. In Abb. 9.66 ist die vertikale Zonierung der Oxidationsfarben in der EW-Projektion klar zu erkennen. Die braunen Farben reichen im Westen tiefer. Dies könnte u.U. mit der starken Grundwasserabsenkung entlang der Hildesheimerstraße im Zuge des U-Bahnbaues zusammenhängen (Abb. 9.109, S. 180).

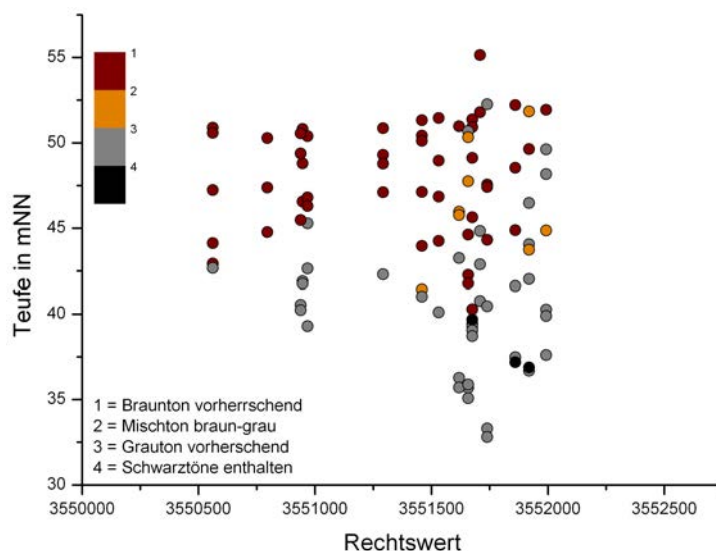


Abb. 9.66.: Farbansprache des Sedimentmaterials aus den Kernen in vier Klassen in der EW-Projektion, 1 = Brauntöne, 2 = Mischtone, 3 = Grautöne, 4 = enthält Schwarz in der Beschreibung.

¹⁴Meterstr. 39 und Tiestestr. 2

¹⁵Skala 0, (+), +, ++ und +++

¹⁶Es gab wenige grau-braun klassifizierte Proben.

- Gibt es Hinweise auf FeS-Überzüge auf Sedimentkomponenten?

Geruch von H₂S nach Einwirkung von 10 % HCl ist ein Hinweis auf Spuren von Eisenmonosulfiden (AVS)¹⁷. Der Geruch nach H₂S trat in Teufen auf, in denen graue Sedimentfarben vorherrschten¹⁸.

- Ist das Sediment mit DNAPL oder LNAPL kontaminiert?

Der Ölrot-Test war in allen Fällen negativ. Residuale Phase wurde nicht angetroffen.

- el. Bodenleitfähigkeit

Die Werte der elektrischen Bodenleitfähigkeit, gemessen in der wässrigen 1 : 2.5-Suspension, lag zwischen 15 und 315 $\mu\text{S cm}^{-1}$, zwischen 10 und 186 $\mu\text{S cm}^{-1}$ in der 1 : 5-Suspension und zwischen 7 und 120 $\mu\text{S cm}^{-1}$ in der 1 : 10-Suspension, die dem S4-Versuch analog ist. Die Messungen in der Sedimentbox (Abb. 9.12, S. 54) ergaben zwischen 59 und 474 $\mu\text{S cm}^{-1}$ an teilgesättigtem Sediment. Unter Berücksichtigung verschiedener Probenkollektive aus denselben Bohrungen sind diese Ergebnisse gut vergleichbar. Sie sind kennzeichnend für einen austauscherarmen Grundwasserleiter im pH-Neutralbereich, der keine löslichen Salze enthält.

- Boden-E_H-Wert mit Einstichelektrode

An 81 Proben wurde mit der Einstichelektrode das operationelle Redoxpotential in den Kernen bestimmt (Abb. 9.12, S. 54). Dabei wurden E_H-Werte zwischen -100 und +480 mV bestimmt. Die vertikale Verteilung der E_H-Werte in der EW-Projektion in Abb. 9.67 spiegelt die Verteilung der Sedimentfarben wieder (Abb. 9.66). Bei Werten unter 150 mV herrschen graue, also reduzierte, Sedimentfarben vor (s.o.) Der Wertebereich ist mit den Redoxmessungen bei der Grundwasserprobenentnahme (vgl. Kap. 9.8.5, S. 225ff.) vergleichbar und zeigt ebenfalls eine bimodale Verteilung¹⁹. Die Redoxmessungen mit der Einstichelektrode liefern also auch in den frischen, sandig-kiesigen Sedimentkernen sinnvolle orientierende Werte, die eine erste Unterscheidung zwischen oxidierendem und reduzierendem Milieu ermöglichen.

9.6.4.2. Gesamtgehalte (XRFA)

Die optische Ansprache des Sedimentmaterials zeigt bereits, dass nicht nur Quarze oder Feldspäte zum Materialbestand des quartären GWL in der Südstadt gehören. In Abb. 9.68 ist erkennbar, dass SiO₂ im Mittel zu etwa 86 Gew.% den Stoffbestand dominiert, gefolgt von Al₂O₃ mit 3.6 Gew.%, CaO mit 3.2 Gew.% und Fe₂O₃ mit 1.5 Gew.%. Der Glühverlust²⁰, loss on ignition, kurz: LOI, liegt mit 3.4 Gew.% geringfügig über dem Gehalt an CaO.

¹⁷Der Geruchs-Test kann mit Bleiacetat-Papier in einem kleinen Erlenmeyerkolben weiter qualifiziert werden.

¹⁸Kleine Düwelstraße 12, Meterstraße 39, Geibelstraße 11, Tiestestraße 2, Kleine Düwelstraße 12 und Große Barlinge 49 waren Standorte, in denen qualitativ FeS (AVS) im Sediment nachgewiesen wurde.

¹⁹Werte unter 100 mV wurden in den Bohrungen der Standorte Maschstr. 25, Simrockstr., St.-Heinrichs-Kirche, Kl. Düwelstr./Stolzestr, Rautenstr./Sonnenweg, Johannssenstr. 10, Landwirtschaftskammer, Am Südbahnhof, Hinter Schwemann und Stücke, Geibelstraße 11, Tiestestraße 2 und Kleine Düwelstraße 12 angetroffen.

²⁰Glühen bei 1030°C

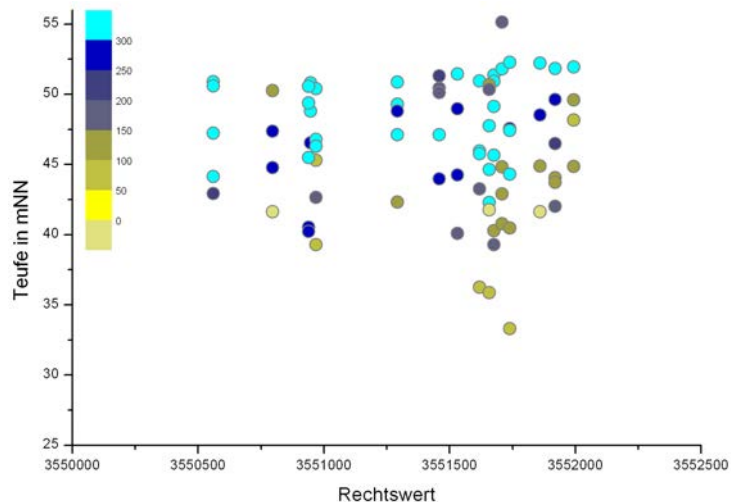


Abb. 9.67.: Messungen des Redoxpotentials in Kernlinern mit der Einstichelektrode, E_H -Wert in mV projiziert auf die EW-Koordinate.

Die Korrelationskoeffizienten nach Pearson (Abb. 9.69) geben einen Eindruck von den möglichen Elementassoziationen im Grundwasserleiter²¹. Al_2O_3 zeigt Korrelationen in abnehmender Stärke mit MgO , K_2O , MnO , dem LOI und dem TOC. Dies deutet auf Chlorite und Illite als mögliche 3-Schichtsilikate, die bei einem höheren Anteil von Feinfraktion angereichert sind.

Fe_2O_3 zeigt Korrelationen in abnehmender Stärke mit CaO , dem LOI und TIC. Dies deutet auf eine vorrangige Assoziation des Eisens mit dem Karbonat im Sediment hin. MnO , MgO und P_2O_5 folgen mit weiter abnehmender Korrelation, was z.B. im Fall von MnO und P_2O_5 auf eine Bindung in Fe(III)oxyhydroxid-Krusten hindeutet (Abb. 9.79, S. 144). Die hohen Eisengehalte allein sagen zunächst nichts über die Oxidationsstufen des Eisens aus. Ein mengenmäßig geringer Anteil könnte aus den Schwermineralen der Magnetit/Illmenit-Mischkristallreihe stammen, wobei jedoch die Korrelationskoeffizienten des TiO_2 eine vorherrschend silikatische Bindungsform nahelegen. Hinweise auf eine sulfidische Bindungsform des Eisens im Sediment sind schwach erkennbar²². MnO zeigt eine starke Korrelation mit Karbonat. Damit ist für die redoxempfindlichen Übergangsmetalle Fe und Mn ein anteiliges Vorkommen in karbonatischer Bindungsform anzunehmen.

MgO ist stark mit Karbonat als $CaCO_3$ assoziiert. Etwas weniger ausgeprägt ist die Korrelation mit K_2O , was zusätzlich auf die oben bereits erwähnten Dreischichtsilikate hinweist. CaO liegt fast ausschließlich als Karbonat, überwiegend als $CaCO_3$, untergeordnet sicher als Dolomit oder Mg-Calcit vor. Hinzuweisen ist auf die CaO -Assoziation mit P_2O_5 (?Apatit) und vor allem mit SO_3 ²³. Dies kann als Hinweis auf Gipsreste im Grundwasserleiter gewertet werden, was bei einer deutlichen Untersättigung von Gips im Grundwasser und dem Alter des glazio-fluviatilen Grundwasserleiters erstaunlich wäre. In Kap. 9.6.5.2ff.

²¹ SiO_2 wird als chemisch weitgehend inerte Hintergrund vernachlässigt

²²(Di)sulfidisch gebundener Schwefel geht bei der Bestimmung des LOI (Probenvorbereitung) in undefiniertem Ausmaß als SO_2 verloren. Die Restgehalte an SO_3 sind aber als Hinweis auf signifikante Schwefelmengen im Sediment zu werten

²³Es besteht die Möglichkeit eines Artefaktes (Rückhalt von SO_2 durch CaO) bei der Schmelztablettenherstellung.

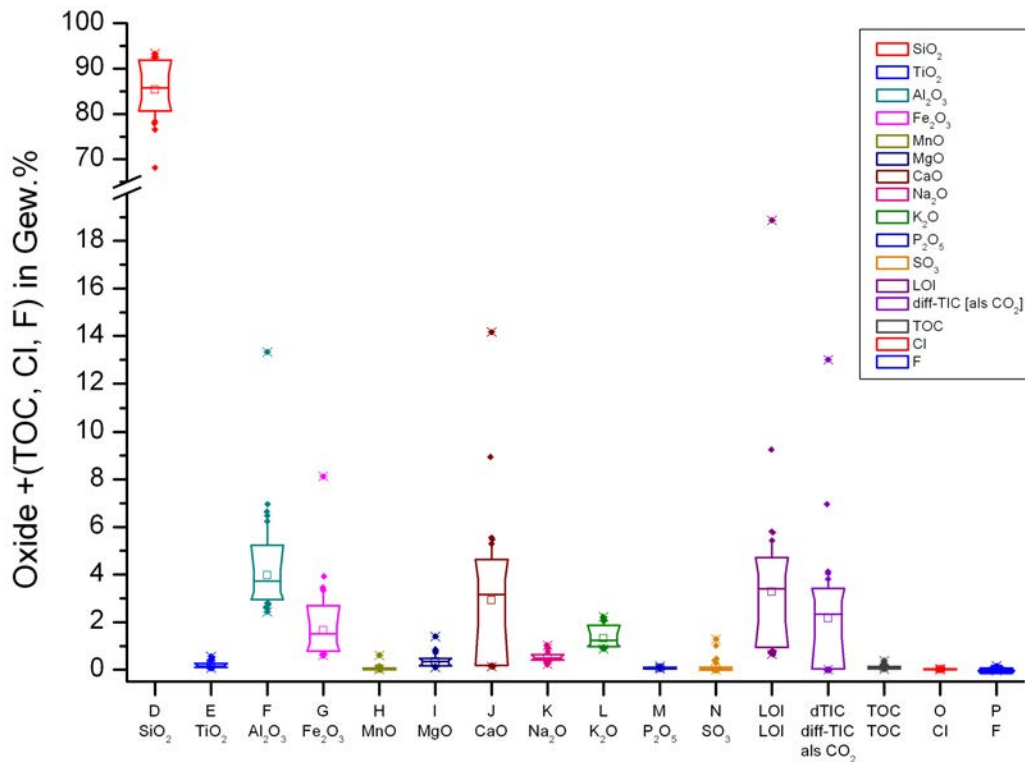


Abb. 9.68.: Boxplot der chemischen Haupt- und Nebenelemente (rock forming elements) im Grundwasserleiter der Südstadt von Hannover. Neben SiO_2 sind Al_2O_3 , CaO , Fe_2O_3 und K_2O wichtige Nebenelemente; Box: p10 – p90, Strich in der Box = p50, Whisker p5, p95 und Ausreißer, Elemente als Oxide in Gew. %.

werden Nachweise von Gips diskutiert.

Na_2O ist schwach mit K_2O und P_2O_5 korreliert, was auf magmatische Gesteinbruchstücke mit hohem Feldspatanteil hinweisen könnte. Für die Fluor-Spuren wurden schwache Assoziationen in abnehmender Reihenfolge für P_2O_5 , Fe_2O_3 und CaO bestimmt. Apatit kann Fluor im Kristallgitter einbauen. Für die Spuren an Chlor gibt es hingegen keine geogene Erklärung, da die NaCl -Konzentration im Grundwasserleiter sehr gering ist. Betroffen sind Proben aus den GWM-Gruppen Meterstraße 39, Geibelstraße 11, Tiestestraße 2 und Kleine Düwelstraße 12 mit Gehalten über 0.03 Gew. %. Wahrscheinlich wurde hier organisch gebundenes Chlor (Kontaminanten) analytisch erfasst, ein Phänomen, das auch bei den REM/EDX-Untersuchungen auftrat (Kap. 9.6.5.2).

Im Sediment wurden auch einige Spurenelemente bestimmt (Abb. 9.70), von denen Ba, Zr, Sr, Cr, V und Zn abnehmend die höchsten Gehalte aufweisen. Die Pearson-Koeffizienten zeigen für CaO und LOI eine starke Assoziation mit Sr, was auf eine Bindung in CaCO_3 hindeutet. Barium korreliert in abnehmender Stärke mit Fe_2O_3 , gefolgt von LOI (d.h. mittelbar vor allem TIC) und nur schwach mit SO_3 . Für Nickel, Chrom und Vanadium und Zink besteht eine starke Korrelation mit CaO und LOI. Zr ist ausschließlich mit TiO_2 assoziiert.

	Korrelationen	SiO ₂ (2) D	TiO ₂ (2) E	Al ₂ O ₃ (2) F	Fe ₂ O ₃ (2) G	MnO H	MgO I	CaO J	Na ₂ O(2) K	K ₂ O(2) L	P ₂ O ₅ (2) M	SO ₄ (3) N	LOI LOI	diff-TIC dTIC	TOC TOC	Cl O	F P
SiO ₂ (2)	D	1.000															
TiO ₂ (2)	E	-0.655	1.000														
Al ₂ O ₃ (2)	F	-0.799	0.873	1.000													
Fe ₂ O ₃ (2)	G	-0.893	0.493	0.639	1.000												
MnO	H	-0.851	0.503	0.744	0.775	1.000											
MgO	I	-0.883	0.850	0.899	0.693	0.713	1.000										
CaO	J	-0.916	0.375	0.503	0.818	0.725	0.698	1.000									
Na ₂ O(2)	K	-0.162	0.617	0.367	-0.002	-0.172	0.441	0.023	1.000								
K ₂ O(2)	L	-0.246	0.695	0.730	0.046	0.255	0.549	-0.105	0.469	1.000							
P ₂ O ₅ (2)	M	-0.471	0.288	0.220	0.571	0.100	0.361	0.510	0.452	-0.119	1.000						
SO ₄ (3)	N	-0.451	0.192	0.216	0.416	0.369	0.275	0.489	0.057	-0.063	0.286	1.000					
LOI	LOI	-0.981	0.526	0.693	0.874	0.899	0.812	0.962	0.030	0.094	0.429	0.433	1.000				
diff-TIC	dTIC	-0.941	0.412	0.564	0.842	0.899	0.732	0.991	-0.014	-0.048	0.448	0.485	0.982	1.000			
TOC	TOC	-0.660	0.497	0.625	0.461	0.559	0.708	0.552	0.240	0.377	0.242	0.358	0.636	0.572	1.000		
Cl	O	0.117	-0.192	-0.147	-0.127	-0.183	-0.160	-0.042	-0.033	-0.111	0.012	0.010	-0.108	-0.083	-0.130	1.000	
F	P	-0.283	0.059	0.146	0.351	0.250	0.128	0.295	-0.075	-0.099	0.364	0.204	0.284	0.298	0.067	0.012	1.000

Abb. 9.69.: Korrelationsmatrix der chemischen Haupt- und Nebenelemente.

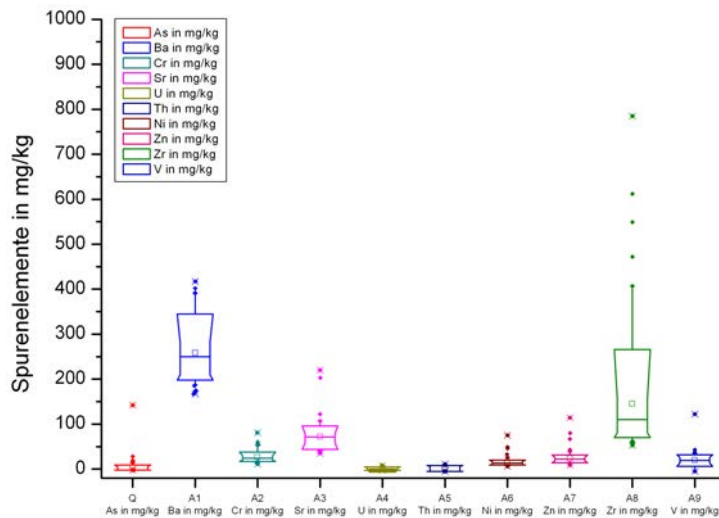


Abb. 9.70.: Boxplot ausgewählter Spurenelemente im Grundwasserleiter der Südstadt von Hannover: Barium, Strontium, Chrom, Vanadium und Zink kommen (neben Zirkon) in messbaren Gehalten vor; Werte in mg/kg.

Die Betrachtung der gesteinsbildenden Oxide und einiger Spurenelemente aus den mit XRFA bestimmten Gesamtgehalten gibt bereits Hinweise auf die wichtigen Bindungsformen von Eisen und Schwefel. Neben der weitgehend inerten Mineralkomponente Quarz sind vor allem 3-Schichtsilikate wie Muskovit/Illit und Chlorit, Calcit und Feldspäte als Nebenbestandteile im Sediment zu vermuten. Allerdings machen vor allem die Elemente Fe, Ca, S und C den frühdiagenetisch reaktiven Mineralbestand eines Grundwasserleiters aus. In Kap. 9.6.4.5 werden die Eisenbindungsformen mit Extraktionen untersucht, die Bindungsformen des Schwefels werden in Kap. 9.6.4.6 diskutiert.

9.6.4.3. Organischer Kohlenstoff (TOC)

Organischer Kohlenstoff (total organic carbon, kurz TOC) erfasst alle nichtflüchtigen organischen Substanzen im Grundwasserleiter, die nach Verbrennung im Sauerstoffstrom bei 1200°C als CO₂ bestimmt werden können. Dabei werden vor allem Huminstoffe, Holz- und Pflanzenreste, aber auch Torf, Braunkohle, Steinkohle bis hin zum Graphit erfasst. Die früher zur Abschätzung des TOC und hier parallel angewandte LOI-Bestimmung liegt mit

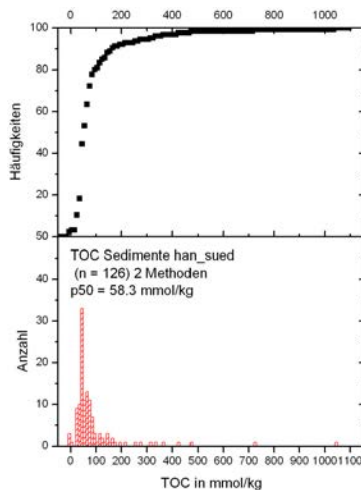


Abb. 9.71.: Histogramm und Summenkurve der TOC-Verteilungen aller Proben des Grundwasserleiters, Ausreißer $\geq 2400 \text{ mg kg}^{-1}$ entsprechen meist schluffreichen Horizonten.

3.4 Gew.% geringfügig über dem Gehalt an CaO (Kap. 9.6.4.2 s.o.). Bei der Bestimmung des LOI gehen im wesentlichen CO_2 aus TOC und TIC, untergeordnet auch mineralisch gebundenes Wasser verloren. Ein wesentlicher Anteil des LOI ist durch den Kalkgehalt des Sedimentes zu erklären, der bereits bei der Geländeansprache mit 10 % HCl festgestellt wurde.

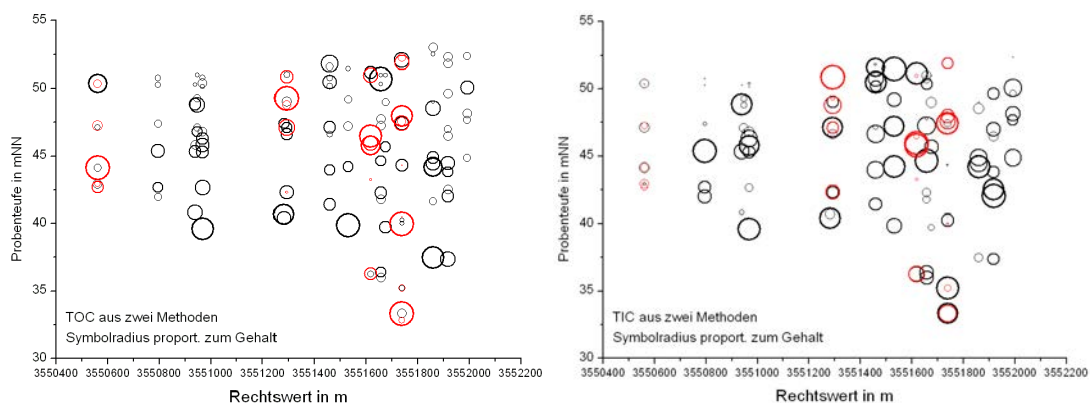


Abb. 9.72.: Tiefenverteilung von TOC (l) und TIC (r) im Grundwasserleiter in der EW-Projektion. Die Verteilung erscheint zufällig, die vertikale Variabilität in einer Bohrung ist hoch, TIC: rote Kreise Direkt-Methode (Region Hannover, 2007) und Differenzmethode (BGR) schwarze Kreise wurden zusammengefasst, TOC: 2 Methoden; (n = 126 Proben).

Der Medianwert (p50) des TOC im GWL von Hannover Südstadt liegt bei 700 mg kg^{-1} bzw. $0.07 \text{ Gew.}\%$ ($58.3 \text{ mmol kg}^{-1}$)²⁴. Erhöhte TOC-Gehalte sind in der Regel an schluffreiche Lagen gebunden, was an erhöhten Al_2O_3 -Gehalten zu erkennen ist. Bei der Probenentnahme und Analytik durch das Labor Wienberg in Region Hannover (2007) wurden speziell geringmächtige schluffige Lagen untersucht, die bis zu 12500 mg kg^{-1} TOC enthielten und in denen makroskopisch mehrfach Kohle identifiziert wurde.

²⁴ Jeweils eine Sedimentprobe aus den Bohrungen GWM 47336 Oesterleyplatz 18, 47335 Wildermuthweg 13G und 180956 Rautenstr./Sonnenweg weisen über $2400 \text{ mmol kg}^{-1}$ TOC auf.

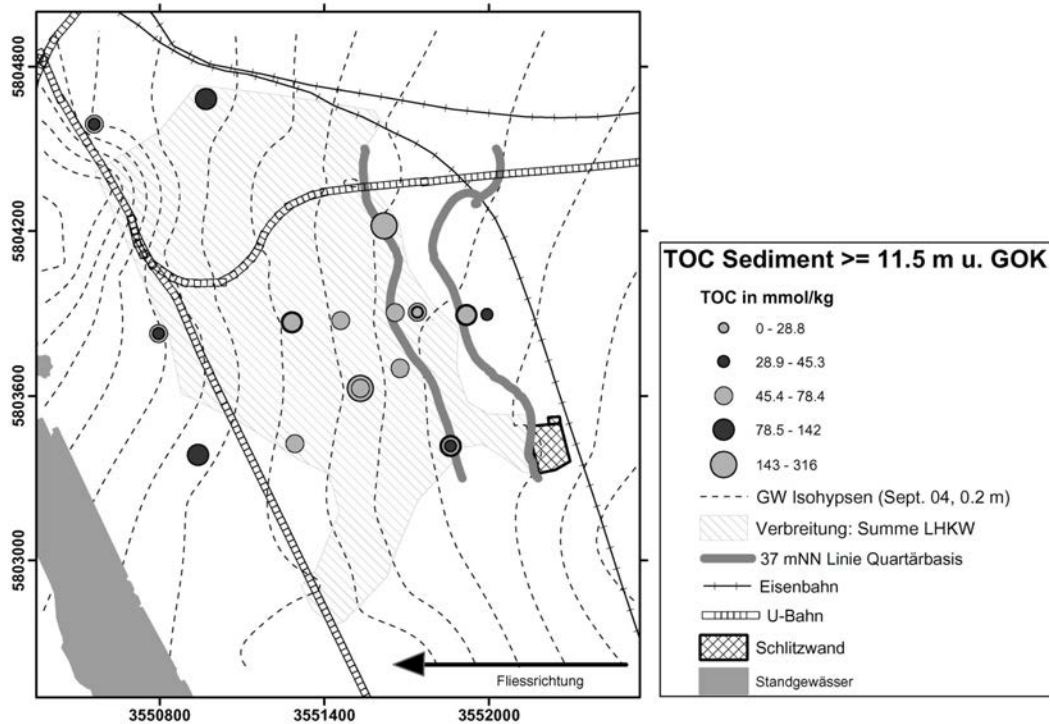


Abb. 9.73.: TOC-Gehalte aller Sedimentproben aus dem tiefen Teil des Grundwasserleiters, ≥ 11.5 m u. GOK. Die 37 m ü.NN Höhenlinie der Quartärbasis gibt die Schulter der quartären Rinne wieder.

Die vertikale Verteilung von TOC-Proben ist auf die EW-Koordinate projiziert in Abb. 9.72 (I) dargestellt. Ein horizontaler Trend ist nicht erkennbar (Abb. 9.73), wenn man berücksichtigt, dass TOC-höfliche Bereiche bevorzugt beprobt wurden um die sorbierten Schadstoffe besser mit zu erfassen (s.o.). Z.B. am Geibelplatz wurden geringmächtige Lagen von Kohlepartikeln auf der Stauoberfläche angetroffen (Anhang ??). Ähnliche Befunde einer schichtparallelen Anreicherung von Kohlepartikeln wurden auch aus einer Baugrubenwand im Stadtgebiet nordöstlich des Stadtzentrums berichtet, die aber zum selben Grundwasserleiter gehört (mündl. Mittl. Wieschemeier, M & P).

Die Ansprache des Bohrgutes in der Bohrschnecke als auch in den Kernen ergab erste Hinweise auf die kohlige Qualität des TOC, dessen Gesamtgehalt mit 0.07 Gew.% im Mittel niedrig ist. In schluffigen Horizonten ist mit höheren TOC-Gehalten zu rechnen. Die Qualität der Partikel wird in Kap. 9.6.5.3, S. 161 eingehend untersucht.

9.6.4.4. Anorganischer Kohlenstoff (TIC)

Anorganischer Kohlenstoff (total inorganic carbon, kurz TIC) liegt vor allem in Form von Karbonatmineralen wie Calcit (Cc) und Dolomit (Do), aber oft auch als Siderit (Sid), Rhodocrosit oder in (Misch-)Karbonaten vor. Er ist eng mit den Säurepufferungseigenschaften des Systems Grundwasser — Grundwasserleiter gekoppelt (vgl. Kap. 9.8.9.1, S. 248ff.). Dabei kann es im Grundwasser sowohl zur Lösung *primärer* Karbonate als auch

zur Ausfällung *sekundärer* (diagenetischer) Karbonatminerale kommen, wenn die Sättigung überschritten ist (Appelo u. Postma, 2005). In Kap. 9.6.4.2 wurde bereits erkannt, dass neben Cc und Do untergeordnet auch Mangan- und Eisenkarbonat im GWL eine Rolle spielen könnten.

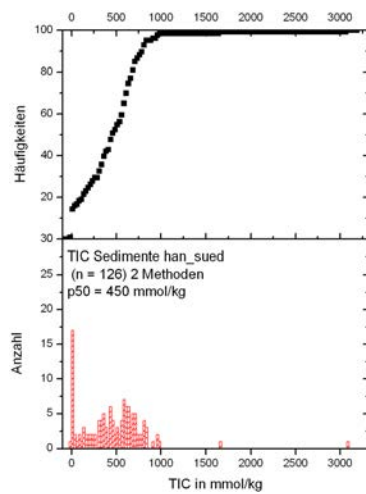


Abb. 9.74.: Histogramm und Summenkurve der TIC-Verteilungen aller Proben des Grundwasserleiters.

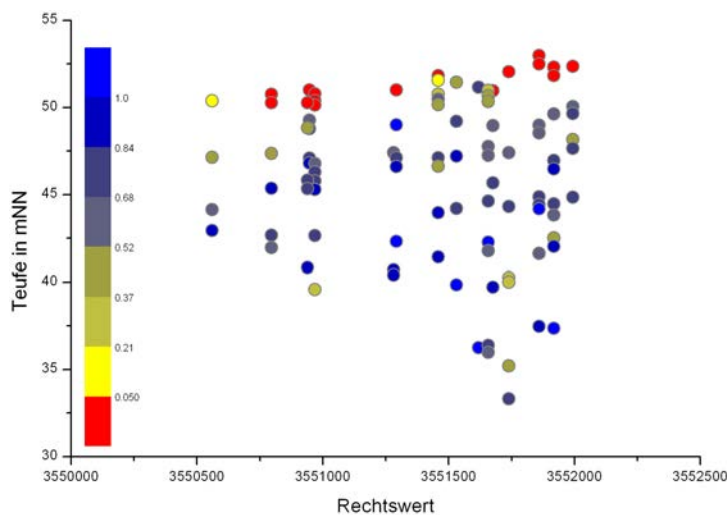


Abb. 9.75.: Tiefenverteilung von TIC im Grundwasserleiter in der EW-Projektion, Tiefenverteilung mit Entkalkungsbereichen mit der Differenzmethode.

In Abb. 9.74 ist die Verteilung der TIC-Gehalte im Grundwasserleiter dargestellt, die im Median (p_{50}) 450 mmol kg^{-1} beträgt, was $0.54 \text{ Gew.}\%$ (5400 mg kg^{-1}) entspricht. Rechnet man den TIC vereinfachend in reinen Kalk um, ergeben sich mittlere Kalkgehalte von 45000 mg kg^{-1} bzw. $4.5 \text{ Gew.}\%$ (CaCO_3). In Abb. 9.74 sind sowohl TIC-freie Proben als auch eine Verteilung bis $1000 \text{ mmol kg}^{-1}$ mit zwei Extremwerten erkennbar. TIC-freie Proben werden in Teufen bis zu 5 m u. GOK angetroffen²⁵.

Die vertikale Verteilung von TIC-Proben auf die EW-Koordinate projiziert in Abb. 9.75

²⁵ $\leq 0.02 \text{ Gew.}\%$ TIC in den Bohrungen: Maschstr. 25, Wildermuthweg 13G, Sallstr. 55, Nazarethkirche, Kl. Düwelstr./Stolzestr, Weinstr. 2/Gesundheitsamt, Johannsenstr. 10, Landwirtschaftskammer, Am Südbahnhof, Hinter Schwemann und Stücke, Meterstraße 39, Geibelstraße 11, Tiestestraße 2 und Große Barlinge 49.

zeigt eine oberflächennahe Entkalkung in der Nähe der Grundwasseroberfläche. Der sandige obere Teil des GWL scheint etwas kalkärmer zu sein als die Kiese im Liegenden. Im Bereich der Rinne werden auch im Liegenden niedrige Kalkgehalte angetroffen. Bei der Rinnenfüllung handelt es sich um einen Sand, der sich deutlich vom glazifluviatilen Kies unterscheidet. Insgesamt liegt im Grundwasserleiter ein grosser Überschuss an CaCO_3 vor. Ob es sich bei den vertikalen Unterschieden um primären Materialwechsel oder um einen Entkalkungsprozess handelt, muss hier offen bleiben.

9.6.4.5. Eisenbindungsformen

In Fe_2O_3 ausgedrückt, liegen die Gesamtgehalte von Eisen im Sediment im Mittel (p50) bei 1.5 Gew.%. Da Eisen(III)oxyhydroxide eine häufige Nebenkomponente in Lockergesteinsgrundwasserleitern und gleichzeitig ein wichtiger Elektronenakzeptor bei anaeroben Oxidationsreaktionen im Sediment sind (Lovley, 1991), (Lovley, 1997), (Appelo u. Postma, 2005), (Lovley u. a., 2004), kommt der Oxidationsstufe und den Bindungsform des Eisens eine größere Rolle als den Gesamtgehalten zu. Von besonderem Interesse ist der Anteil des mikrobiell verfügbaren Eisens (Lovley, 1997) am insgesamt extrahierbaren Eisenpool. Nur langsam extrahierbare Eisen(III)phasen wie z.B. Hämatiterzkörner sind für die mikrobiologischen Abbauprozesse betrachtet von geringem Interesse. Auch im Projektgebiete wurden Verkrustungen von Fe(III)oxyhydroxid angetroffen (Abb. 9.79).

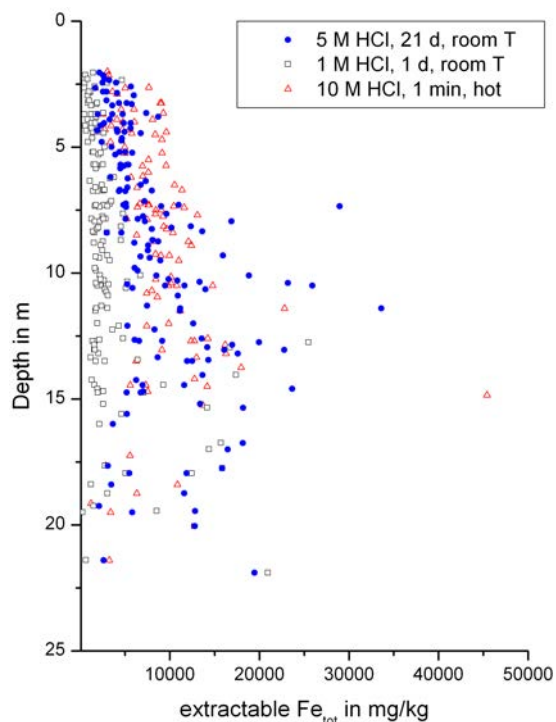


Abb. 9.76.: Tiefenverteilung der extrahierbaren Eisen-Gesamtgehalte. 3 unterschiedliche Methoden mit HCl werden verglichen. Die 10 M HCl Extraktion betrifft ein anderes Probenkollektiv. Im Trend ist eine Zunahme der Gehalte mit der Tiefe zu erkennen.

Deshalb wurden chemische *Extraktionsverfahren* entwickelt, die auf die ungemahlene Sedimentkörner angewandt werden, um das auf der Kornoberfläche erreichbare Eisen zu lösen. Die Art des chemischen Angriffs (sauer vs. reduzierend), die Stärke des Extraktionsmittels,

die Dauer seiner Einwirkung und die sonstigen Randbedingungen des Versuches (Schütteln, Temperatur oder Licht) sind unterschiedlich, um eine möglichst genau eingrenzbare *operationelle* Fraktion eines Mineralgemisches in Lösung zu bringen. Aus der grossen Auswahl wurden 3 gängige Methoden ausgewählt, um die operationellen Eisenfraktionen gegenüber der physikalischen Gesamt-Eisenbestimmung mit XRFA näher zu unterscheiden. Bei den beiden ersten Methoden wird durch eine Differenzbildung von extrahierbarem Fe_{tot} und $Fe(II)$ das extrahierbare $Fe(III)$ bestimmt.

1. amorphe, niedrigkristalline und bioverfügbare Eisenphasen: Extraktion 1 M HCl, 1 d, 20°C, Differenzbestimmung von $Fe(III)$ (Wallmann u. a., 1993). Zusätzlich wird Eisen aus Karbonaten, Phosphaten und säurelöslichen Sulfiden erfasst. Vor allem in dieser Fraktion finden frühdiaenetische Stoffumsetzungen statt.
2. wie 1. und zusätzliche kristalline Eisenphasen: Extraktion 5 M HCl, 21 d, 20°C, Differenzbestimmung von $Fe(III)$ (Heron u. a., 1994). Hier werden zusätzlich auch Eisenphasen erfasst, die mikrobiell nicht oder nur wenig verfügbar sind wie Goethit.
3. H_2S -verfügbare Eisenphasen: Extraktion 10 M HCl, 1 min, 100°C, (Canfield, 1989)

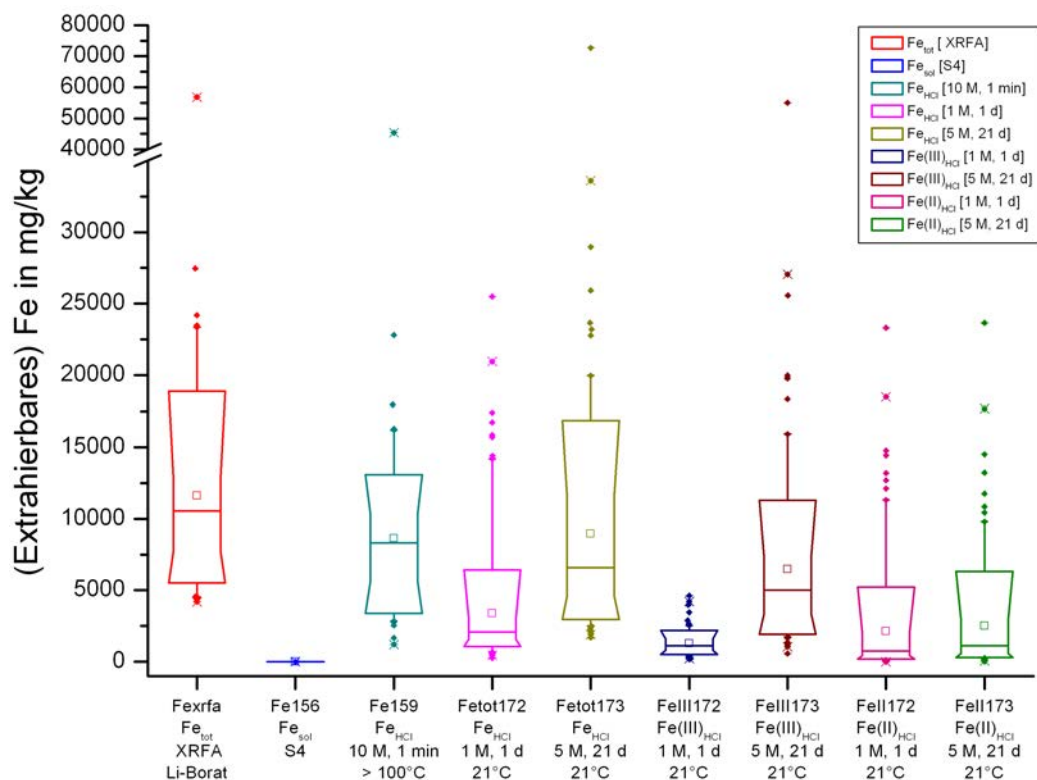


Abb. 9.77.: Boxplot der extrahierbaren Eisengehalte im Grundwasserleiter, Fe_{XRFA} steht für die Gesamtgehalte, Fe_{HCl} sind 3 unterschiedlich aggressive HCl-Teilaufschlüsse zur Bestimmung des verfügbaren Eisens. Zur Abschätzung der Elektronenakzeptor-Gehalte sind die verfügbaren $Fe(III)$ -Gehalte wichtig, die aus der Differenz von Fe_{tot} und $Fe(II)$ bestimmt werden; $n = (99 - 147)$, Werte in $mg\ kg^{-1}$ Eisen.

Der vertikalen Verteilung in Abb. 9.76 ist zu entnehmen, dass die extrahierbaren Gesamtgehalte im Grundwasserleiter mit der Teufe zunehmen. Niedrig kristalline, amorphe und

bioverfügbare Gehalte (1 M HCl, 1 d, [Wallmann u. a. \(1993\)](#)) machen im Mittel (p50) weniger als die Hälfte der Summe mit den kristallinen Eisenphasen (5 M HCl, 21 d, [Heron u. a. \(1994\)](#)) aus. Die heiße Kurzzeitextraktion (10 M HCl, 1 min, [Canfield \(1989\)](#)) liefert im oberen, sandigen und oxischen Teil des Grundwasserleiters die höchsten Maximalgehalte. Der Methodenvergleich (Abb. 9.77) zeigt, dass die heiße Kurzzeitextraktion (10 M HCl, 1 min, 100°C) im Mittel 72% des physikalisch bestimmten Gesamteisens erfasst. Maximal 28% sind damit silikatisch gebunden, in silikatischen Kornaggregaten verborgen oder unter diesen Extraktionbedingungen nur langsam löslich.

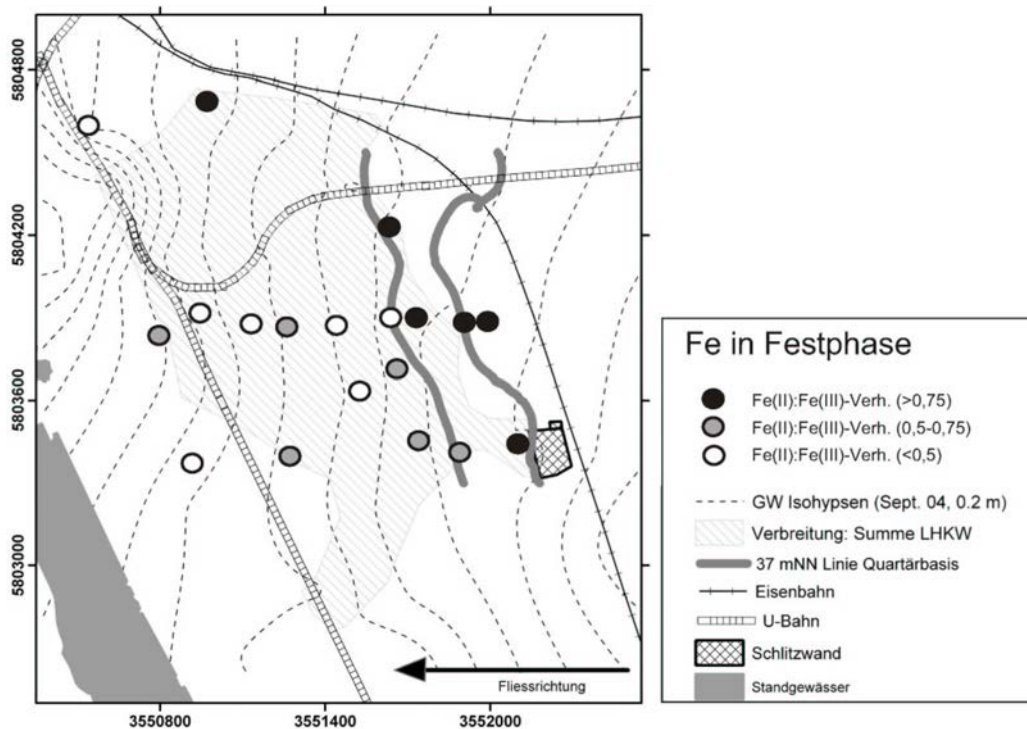


Abb. 9.78.: Verteilung des Fe(II)/Fe(III)-Verhältnisses im tiefen GWL von Hannover Südstadt. 1 M HCl, 1 d-Methode nach [Wallmann u. a. \(1993\)](#). In GW-Fließrichtung nimmt der Anteil von Fe(III) an leicht reaktiven Fe(III)oxihydroxiden zu. Datenquelle: [Dethlefsen u. a. \(in V\)](#).

Wichtig für den Stoffabbau sind die absoluten Fe(III)-Gehalte in der niedrigkristallinen Fraktion (1 M HCl, 1 d, [Wallmann u. a. \(1993\)](#)), die aus der Differenz von Fe_{tot} und Fe(II) spektralphotometrisch bestimmt wurden. Da die absoluten Gehalte aber vertikal (Abb. 9.76) und horizontal stark streuen, ist es sinnvoll, die Fe(II)/Fe(III)-Verhältnisse der 1 M HCl, 1 d-Methode ([Wallmann u. a., 1993](#)) zu betrachten. Stellt man diese Ergebnisse für die Proben aus dem tiefen Grundwasserleiter dar (Abb. 9.78), ist zu erkennen, dass im reduzierten Bereich auf der Anstromseite extrahierbares Fe(III) in erheblich geringerem Ausmaß vorhanden ist, als auf der Abstromseite. Dies ist eine Folge der stark reduzierenden Abbauverhältnisse, bei der Fe(III) einer intensiven mikrobiellen Reduktion unterliegt und bei der zusätzlich auch die Entstehung von H_2S eine untergeordnete Rolle spielt.

Die vergleichende Betrachtung der operationellen Eisenfraktionen im Korngerüst des

Grundwasserleiters zeigt, dass der größere Teil des Gesamteisens in löslichen Mineralen auf den Kornoberflächen sitzt oder in Form von salzsäurelöslichen Mineralkörnern im Sediment vorliegt. Dazu gehören Fe(III)oxyhydroxide unterschiedlicher Kristallinität, Eisenkarbonat und Eisenphosphate sowie säurelösliches Sulfid (AVS, s.u.). Ein beträchtlicher Anteil zwischen 9 % und 45 % des Gesamteisenvorrats liegt darüberhinaus als mikrobiell verfügbares Fe(III)oxyhydroxid vor. Dieser Anteil steht für anaeroben, oxidativen Abbau von Vinylchlorid (Bradley u. Chapelle, 1997) und für mikrobielle Eisenreduktion zur Verfügung.

Aus der Extraktionslösung der 10 M, heißen Kurzzeitextraktion nach Canfield (1989) wurden zusätzlich auch die gesteinsbildenden Elemente analysiert (Abb. 9.65, S. 130). Dabei zeigt sich, dass mit abnehmenden Gehalten vor allem Ca, Fe, Al, Mg, P und S extrahiert wurden. CaCO_3 und andere Karbonate wie Dolomit oder Siderit werden im Kurzaufschluss vollständig gelöst. Der Angriff auf Silikate ist zwar deutlich vorhanden, aber untergeordnet. Phosphor wird in starkem Maße extrahiert, was auf die Affinität zu Eisen hinweist und/oder die Bindung in Phosphaten hinweist. Bemerkenswerterweise werden jedoch auch beträchtliche Schwefelgehalte im Grundwasserleiter erfasst. Dies ist als Hinweis zu werten, dass die heiße 10 M HCl, 1 min Extraktionsmethode nach Canfield (1989), obwohl mit einer nichtoxidierenden Säure durchgeführt, auch Pyrite aufschließt wenn genügend säurelösliches Fe(III) vorhanden ist, da Fe(III) ein starkes Oxidationsmittel für FeS_2 ist. Die Methode wurde für Sedimente aus sulfatreduzierendem, marinem Milieu entwickelt. Im Grundwasserleiter bestehen abweichenden Bedingungen in einem grossen löslichen Fe(III)-Überschuss ($\leq 8000 \text{ mg kg}^{-1}$) in der Extraktionslösung gegenüber Spurengehalten von Schwefel ($\leq 700 \text{ mg kg}^{-1}$).



Abb. 9.79.: Anreicherung von Fe(III)oxyhydroxiden als Krusten in den Leebattoberflächen der Schrägschichtung, Detail aus einem Baugrubenaufschluß in der Joachimstrasse; Quelle: Wieschemeyer & Wegner, M & P.

9.6.4.6. Schwefelbindungsformen

Schwefel kommt im Sediment in (di)sulfidischer Bindungsform, als organisch gebundener Schwefel, in elementarer Form und in Form von Sulfaten vor. Dabei sollten schwerlösliche

Sulfate wie Baryt länger im Lockersediment erhalten bleiben können als z.B. Gips. Unter sulfatreduzierenden Milieubedingungen steigen die sulfidisch gebundenen Schwefel-Anteile im GWL an. Überwiegt die Sulfidbildung, kommt es einer Erhöhung der Alkalinität nach Gl. 9.7, S. 235 und damit möglicherweise zur Fällung sekundärer Karbonate in der Folge. Ein grosser Hintergrund an H_2S -verfügbaren Fe(III)oxyhydroxiden (s.o. Kap. 9.6.4.5) macht die Entstehung von elementarem Schwefel (S^0) wahrscheinlich, dessen Existenz eine Bedingung für die Bildung von FeS_2 ist.

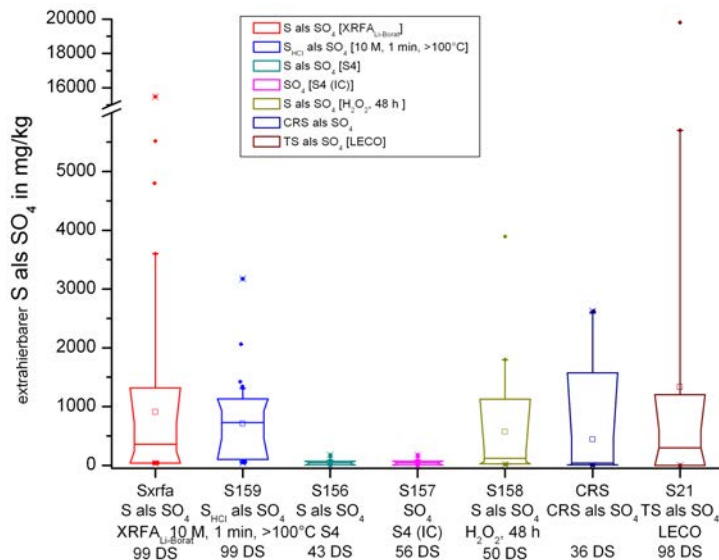


Abb. 9.80.: Boxplot der extrahierbaren Schwefelgehalte (als SO_4^{2-}) im Grundwasserleiter, S_{XRFA} gibt die Gesamtgehalte wieder, S_{HCl} gibt die kurzfristig in heisser konzentrierter, HCl löslichen Gehalte wieder, $S_{H_2O_2}$ ist im oxidierenden Aufschluss (48 h) verfügbar und CRS ist die Standardmethode zum Aufschluss von FeS_2 -S; $n = 36 - 99$, Werte auf $mg\ kg^{-1}$ Sulfat bezogen.

Die Gegenwart von Pyrit im Sediment ist nach Laborversuchen von Lee u. Batchelor (2002a) gleichbedeutend mit einer abiotischen Reduktionskapazität des Grundwasserleiters in Bezug auf Trichlorethen. Die Reaktion $Cl_3C_2H + 2e^- \rightarrow C_2H_2$ mit FeS_2 , β -Elimination genannt, folgt mit der Ethinbildung einem anderen Reaktionsweg²⁶ als die mikrobielle Dechlorierung.

Die Methodik für die Analytik von CRS (chromium reducible sulfur) und AVS (acid volatile sulfur) ist in Region Hannover (2007) wiedergegeben. Die eigenen Extraktionsuntersuchungen der operationellen Bindungsformen von Schwefel sind in Kap. 9.6.3.2, S. 128 dargestellt. In Abb. 9.80 sind die an Sedimentproben durchgeführten 7 Schwefeluntersuchungen (operationelle Schwefelbindungsformen) im Vergleich dargestellt. Der extrahierbare Schwefel wurde auf Sulfat in $mg\ kg^{-1}$ als einheitliche Bezugsgrundlage umgerechnet²⁷.

AVS (FeS, Mackinawit, Greigit) wurde nach orientierenden Untersuchungen mit Gehalten unter der Nachweisgrenze nicht bestimmt und nicht dargestellt (Region Hannover, 2007), (Dethlefsen u. a., in V). Es existiert jedoch offenbar mit geringen, nicht quantitativ darstellbaren Gehalten, da frisches Sediment aus Kernabschnitten mit grauer Färbung (Abb. 9.66, S. 133) mit dem 10% HCl-Test in wiederholten Fällen nach H_2S roch.

²⁶Derselbe Prozess wie beim Einsatz von nullwertigem Eisen.

²⁷Zur Umrechnung in Schwefel Division der Gehalte durch 3

Die für den Nachweis von pyritisch/markasitisch gebundenem Schwefel geeignete CRS-Methode (Canfield u. a., 1986), wurde an 36 Proben durchgeführt. Die Ergebnisse bestätigen den makroskopischen Befund von Pyriten als Spuren-Kornkomponente (Kap. 9.6.5.2, S. 155ff.). Die extrahierbaren Gehalte erreichen als Maximalwert (p95) bis zu 2500 mg kg^{-1} , was $0.16 \text{ Gew.}\%$ FeS_2 im Sediment entspricht. Der Medianwert der CRS-Bestimmung ist bei einer grossen Spannweite sehr niedrig, das arithmetische Mittel liegt jedoch im Bereich des Medians der Gesamtschwefelbestimmungen (TS). Eine mit CRS vergleichbare Spannweite der Ergebnisse (anderes Probenkollektiv) ergibt der H_2O_2 -Oxidationsversuch über 48 Stunden an 50 Proben (Abb. 9.80). Auch dabei wird gebundener Schwefel in einem stark oxidierenden Prozess in Sulfat umgewandelt und mobilisiert. Als Gips im Sediment vorliegender Schwefel ist in der S4-Elution zu erwarten (S156, S157) während Baryt eher nicht gelöst werden würde. Es wurden aber nur geringe lösliche Sulfatgehalte bestimmt²⁸.

An 99 Proben wurde die o.g. 10 M HCl, 1 min, heiße Kurzzeitextraktion (S159) (Canfield, 1989) durchgeführt. Aus der Aufschlusslösung wurde Schwefel bestimmt. Hierbei wurde eine ähnliche Spannweite der Ergebnisse erzielt wie bei der Gesamtschwefelbestimmung und der physikalischen Bestimmung mit der XRFA. Dies zeigt methodisch zum Einen, dass diese nicht-spezifische Extraktionsmethode im Vergleich mit den Gesamtgehalten (TS, S21) den gesamten Schwefel in Lösung bringt (s.o.). Da z.T. unterschiedliche Probenkollektive verglichen werden, kann der mittlere Anteil des FeS_2 -S am Gesamtschwefel nicht genau bestimmt werden. Zum Anderen zeigt der Methodenvergleich am mittel-sandigen bis grobsandigem Sediment aus Hannover-Südstadt, dass der Grundwasserleiter:

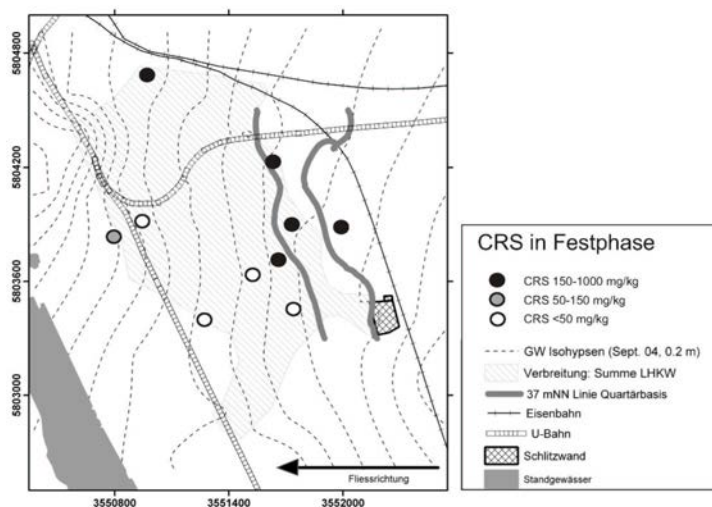


Abb. 9.81.: Verteilung des pyritisch gebunden Schwefels im tiefen GWL von Hannover Südstadt; Datenquelle: Dethlefsen u. a. (in V).

- im Mittel (p50) $100 - 250 \text{ mg kg}^{-1}$ TS enthält (p90 = 500 mg kg^{-1})
- FeS_2 -S einen erheblichen Anteil am TS ausmacht
- 5 Verfahren vergleichbare Wertebereiche liefern

²⁸Ob die Versuchsbedingungen für eine rasche Lösung von Gipspartikeln in der Sandfraktion ausreichen, wurde nicht untersucht.

- FeS_2 -S mit 2 unspezifischen Extraktionsverfahren miterfasst wird
- TS und S_{XRFA} ²⁹ sehr ähnliche Ergebnisse liefern

Schwefel als FeS_2 gehört zum reaktiven Stoffbestand des Grundwasserleiters. FeS_2 ist Spurenerkennungskomponente in der Sandfraktion. Sie tritt auf in Erzbruchstücken, in Framboiden in der, als Verwachsungen in Tonsteinklasten und als Einschluss in Kohlekörnern (Kap. 9.6.5.2 und Kap. 9.6.5.3, S. 155ff.). Für einen Teil des FeS_2 ist die frühdiagenetische Bildung auch unter den heute herrschenden Milieubedingungen möglich, wie qualitative FeS-Befunde und die Ergebnisse in Kap. 9.9.3 belegen. Dies ist vor allem im Zustrombereich in Abb. 9.81 der Fall, wo reduktive Dechlorierung der dominierende Abbauprozess ist. Im Abstrom der Hauptbelastung wurde hingegen kaum FeS_2 -S nachgewiesen. Analog zum Fe(II)/Fe(III)-Verhältnis, ist hier ein deutlicher Redoxgradient in Fließrichtung erkennbar, der sich auch in der Verteilung des gelösten Eisens widerspiegelt (Abb. 9.196, S. 272) (Dethlefsen u. a., in V). FeS_2 stellt in einigen Proben nahezu den gesamten Schwefel, in anderen Proben konnte jedoch Gips selbst makroskopisch nachgewiesen werden (Kap. 9.6.5.2ff.). Die Beiträge von anderen Sulfaten wie Baryt oder organisch gebundenem Schwefel ist als gering einzuschätzen.

9.6.4.7. Schadstoffbelastung am Feststoff

An den frischen Kernen wurden Feuchtproben entnommen, um die LCKW-Gehalte am Feststoff (sorbierte LCKW + Porenwasserkonzentration) zu bestimmen. Dabei trat bei den feinkiesigen, aber vor allem bei den mittelkiesigen Proben das Problem einer repräsentativen, schnellen und möglichst reproduzierbaren Probenentnahme auf.

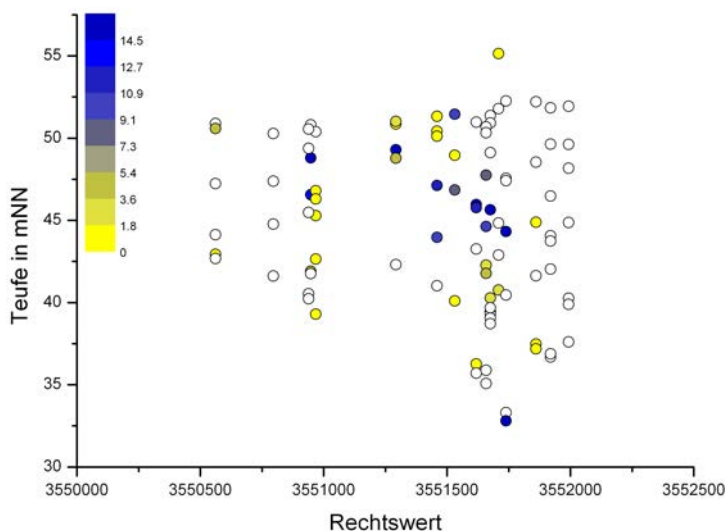


Abb. 9.82.: Vertikale Verteilung von Trichlorethen am Feststoff in der EW-Projektion, erhöhte sorbierte Gehalte werden nahe der 3551750-Koordinate im mitteltiefen bis tiefen Bereich des GWL detektiert; offene Kreise zeigen Gehalte unterhalb der Nachweisgrenze.

²⁹ Bedingt durch die hohe Temperatur bei der Herstellung der Schmelztabletten wurden deutliche Minderbefunde erwartet. Hier zeigt sich jedoch, dass bei 4.5 Gew.% CaCO_3 der Schwefel der Probe quantitativ erhalten bleibt.

Bereits bei der Entnahme des Liners aus dem Kernrohr kommt es trotz zügiger Vorgehensweise zu unvermeidbaren Verlusten an Porenwasser und damit zu einer Teilbelüftung der Kerne. Besonders bei leichtflüchtigen LCKW sind die Ergebnisse unter diesen Randbedingungen sehr kritisch zu betrachten. Dies zeigt sich auch darin, dass Vinylchlorid in keiner Probe nachgewiesen werden konnte, obwohl die Proben mit den höchsten Feststoffgehalten mit 1,2-*cis*-Dichlorethen aus dem Bereich des Vinylchlorid-Maximums stammen. Der hohe Dampfdruck und der geringe K_{OC} von Vinylchlorid (Tab. 5.1, S. 16) bedingen einen hohen Anteil im Porenwasser und eine schnelle Ausgasung bei der Probenentnahme.

Aus dem Methanolextrakt konnten mit GC-FID/ECD folgende Substanzen nicht nachgewiesen werden: Benzen, Xylol, Toluol, 1,2-*trans*-Dichlorethen, Tetrachlormethan und Vinylchlorid. Nachgewiesen wurden hingegen Perchlorethen, Trichlorethen und 1,2-*cis*-Dichlorethen. An 12 von 100 Proben wurde in einigen Bohrungen³⁰ Perchlorethen am Feststoff mit 0.11 bis $2.5 \mu\text{g kg}^{-1}$ bestimmt.

An 42 von 100 Proben wurde in etlichen Bohrungen³¹ Trichlorethen am Feststoff mit 0.23 bis $84 \mu\text{g kg}^{-1}$ bestimmt. Die Gehalte sind in der EW-Projektion (Abb. 9.82) gut zu erkennen.

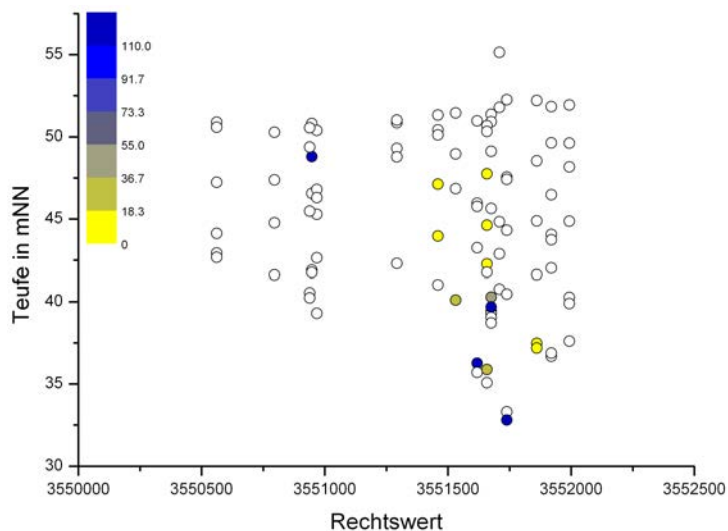


Abb. 9.83.: Vertikale Verteilung von 1,2-*cis*-Dichlorethen am Feststoff in der EW-Projektion, erhöhte sorbierte Gehalte werden vor allem an der westlichen Rinnenschulter detektiert; offene Kreise zeigen Gehalte unterhalb der Nachweisgrenze..

An 17 von 100 Proben wurde in einigen Bohrungen³² 1,2-*cis*-Dichlorethen am Feststoff bestimmt mit 5 bis $1230 \mu\text{g kg}^{-1}$. Besonderheiten sind eine 3 m mächtige Schluffschicht in GWM 181007 (DN80) und 181009 am Geibelplatz. Hier wurde auch eine 0.7 m dicke

³⁰Wildermuthweg 13G, Sallstr. 55, Nazarethkirche, Oesterleyplatz 18, Geibelstraße 11, Kleine Düwelstraße 12 und Große Barlinge 49

³¹Oesterleyplatz 18, Wildermuthweg 13G, Sallstr. 55, Nazarethkirche, Simrockstr., St.-Heinrichs-Kirche, Windmühlenstr., Opernplatz, Kl. Düwelstr./Stolzestr, Rautenstr./Sonnenweg, Spielplatz, Weinstr. 2/Gesundheitsamt, Johannssenstr. 10, Landwirtschaftskammer, Oesterleyplatz 18, Wildermuthweg 13G, Geibelstraße 11, Kleine Düwelstraße 12 und Große Barlinge 49

³²Oesterleyplatz 18, Sallstr. 55, Nazarethkirche, Kl. Düwelstr./Stolzestr, Rautenstr./Sonnenweg, Spielplatz Weinstr. 2/Gesundheitsamt Geibelstraße 11 Kleine Düwelstraße 12 Große Barlinge 49

Kiestasche an der Basis des GWL erbohrt. Dies könnte Hinweis auf eine eistektonische Verschuppung der Tonsteinbasis sein.

Aliphatische Mineralölkohlenwasserstoffe wurden in geringen Gehalten (39 mg kg^{-1} , NWG $< 20 \text{ mg kg}^{-1}$) ausschließlich in der Bohrung Sallstr. 55, Nazarethkirche in Teufen von 15.07 bis 15.55 m u. GOK zusammen mit $1230 \mu\text{g kg}^{-1}$ 1,2-*cis*-Dichlorethen und im Vergleich verschwindenden Gehalten von Trichlorethen angetroffen. Diese Probe enthielt Kohlegrus (s.o.).

Die relative Wichtigkeit der gelösten Chlorethene, die in Kap. 9.8.14, S. 283ff. diskutiert wird, bestätigt sich auch in der Feststoffbelastung des Grundwasserleiters. Residuale Sättigung ist in keiner Sedimentprobe zu erkennen. Unterhalb von 15 % Sättigung des Porenhohlraumes mit NAPL wurde am Beispiel des Borden-Falles als residuale Sättigung bewertet Pankow u. Cherry (1996), Wiedemeier u. a. (1999). Das Konzentrationsniveau von Trichlorethen, 1,2-*cis*-Dichlorethen und 1,2-*trans*-Dichlorethen liegt weit unterhalb des Bereiches, der in Gegenwart grosser Quellen mit residualer Sättigung zu erwarten wäre. Verglichen mit der gelösten Verteilung der Einzelstoffe machen die Feststoffgehalte einen vertikal viel heterogeneren Eindruck, was mit dem in Schuille (1988) und Wiedemeier u. a. (1999) dokumentierten Ausbreitungsverhalten in Phase übereinstimmt.

9.6.4.8. Radon als Tracer (Analytik: M. Teschner)

Das Edelgas Radon kommt als natürliches ^{222}Rn -Isotop als Produkt der ^{238}U -Zerfallsreihe vor. Die Kette verläuft über ^{238}U , Th, Pa, ^{234}U , ^{230}Th , ^{226}Ra , ^{222}Rn , Po bis zum Pb. ^{222}Rn besitzt eine Halbwertszeit von nur 3.8235 d. Es entsteht durch α -Zerfall aus seinem Elternelement ^{226}Ra . ^{226}Ra besitzt mit 1600 a eine bedeutend längere Halbwertszeit. Über einen α -Zerfall mit γ -Quant (Gesamtenergie: 5.59 MeV) entsteht aus ^{222}Rn das Tochternuklid Polonium. Die Messung der ^{222}Rn -Aktivität (in Bq/L) kann α - bzw. auch γ -spektrometrisch erfolgen. Die Aktivität ist ein direktes Maß für die Konzentration. Weil Radon als reaktives Edelgas zum Entweichen in die Gasphase neigt, ist bei der Beprobung von Grundwasser analog zur Entnahme von gelösten Gasen zu verfahren: d.h. Glasflasche mit Schliffstopfen, mehrere Volumina blasenfrei durchspülen, blasenfrei verschliessen, schnelle Messung im Labor

Obwohl Radon ein gelöstes Gas im Grundwasser ist, macht es Sinn seine Konzentration zusammen mit den Sedimentgehalten zu betrachten, da Radon in Sedimentbereichen mit residualen Phasen angereichert wird. In Abb. 9.84 ist die Verteilung der Radonaktivität im tiefen Grundwasser der Südstadt dargestellt. Dabei sind die Maximalkonzentrationen ($\geq 50\,000 \text{ Bq/m}^3$) im Strömungsschatten der Dichtwand zu beobachten, wo auch noch Perchlorethen angetroffen wird. Die Nähe zur sanierten Quelle, der dort bekannte "hängende" Schaden und die geringere Durchströmung in diesem Bereich lassen diesen Befund plausibel erscheinen. Höhere Konzentrationen kommen auch an der Sallstr. 55/Nazarethkirche vor, ein Standort der seit langem auch andere Hinweise auf Quellennähe aufweist.

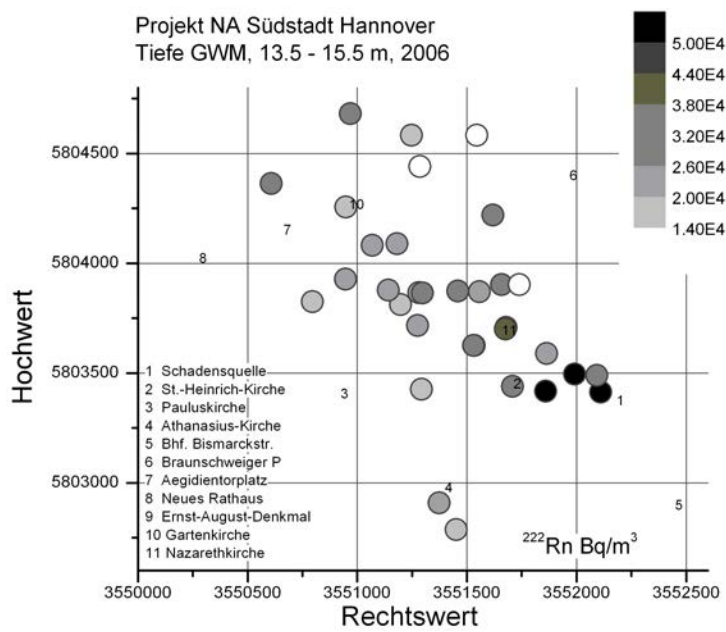


Abb. 9.84.: ²²²Rn im tiefen Messnetz der Südstadt 2006, nur tiefe GWM wurden berücksichtigt. Eine Anreicherung im Bereich des Strömungsschattens ist zu erkennen; Ausrichtung Nord, unmaßstäblich.

9.6.5. Petrographie des Grundwasserleiters

9.6.5.1. Sedimentpetrographie

Die Untersuchungen des Grundwasserleiters anhand von Kernmaterial dienen nicht nur der Bestimmung der hydraulischen Transporteigenschaften, sondern auch dem besseren Verständnis der sorptions- und abbaurelevanten Eigenschaften, soweit sie mit mikroskopischen Methoden qualitativ und physikalischen Messungen quantitativ erfassbar sind. Im Einzelnen wurden durchgeführt:

- Siebkurven und davon abgeleitete Berechnungen zur Durchlässigkeit
- Untersuchungen zur Kornporosität mit BET (Bulk und Kornfraktionen)
- Charakterisierung der Kornkomponenten mit Lichtmikroskopie und SEM/EDX
- Untersuchung von Kohlepartikeln mit UV-Fluoreszenzmikroskopie

Korngrößenverteilung An 94 Proben wurden Siebanalysen nach DIN ISO 11277 (2002) und DIN 4022 1-3 (1981) durchgeführt, um aus der Korngrößenverteilung den k_f -Wert zu berechnen³³. In Abb. 9.85 ist anhand der Körnungslinien die grundsätzliche Gliederung in einen oberen und einen unteren Teil des ungespannten Grundwasserleiters zu erkennen. Dieser besteht aus zwei genetischen Horizonten (Kap. 8.2, S. 26ff.).

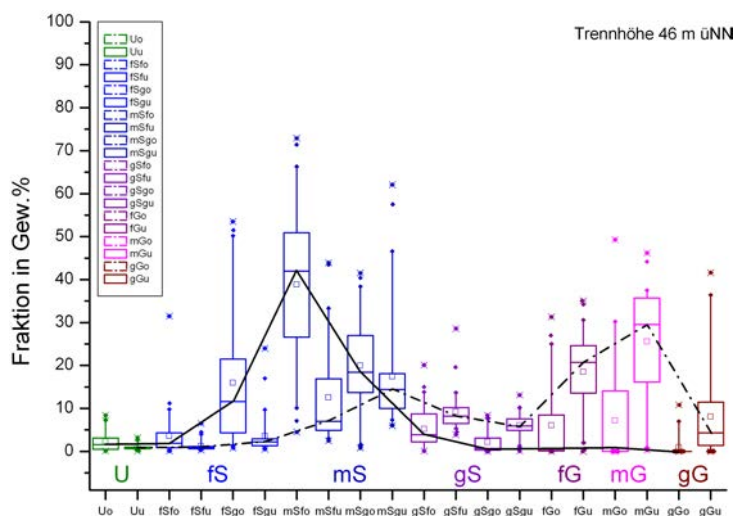


Abb. 9.85.: Boxplot der Korngrößenklassen unterteilt nach oberem Grundwasserleiter (< 46 m ü.NN, durchgez. Linie) und unterem (> 46 m ü.NN, unterbroch. Linie) glaziofluvialen Grundwasserleiter; Spannweite der Box p25 bis p75, Whisker p5 bis p95, Werte in Gew.-% nach DIN 4022 1-3 (1981), DIN ISO 11277 (2002).

Der obere Teil des Grundwasserleiters ist auch ausserhalb der Schlufflagen schluffhaltig, nahezu frei von Grobkies und überwiegend fein- bis mittelsandig. Der untere Teil des Grundwasserleiters ist überwiegend fein- bis mittelkiesig mit mittelsandigen Anteilen und Grobkies. Er enthält nur geringe Schluffanteile.

³³Nasssiebung ist erforderlich um den geringen Schluffanteil mit zu erfassen.

Durchlässigkeit Die hydraulische Durchlässigkeit des Grundwasserleiters wurde aus den Siebkurven nach Beyer (1964) ermittelt. Die Darstellung aller Werte in m u. GOK in Abb.9.86 gibt die in Kap. 8.2 vorgestellte vertikale Abfolge wieder. Der Ungleichförmigkeitskoeffizient U ($\frac{d_{60}}{d_{10}}$) liegt zwischen 3 (p50) und 20 (p95).

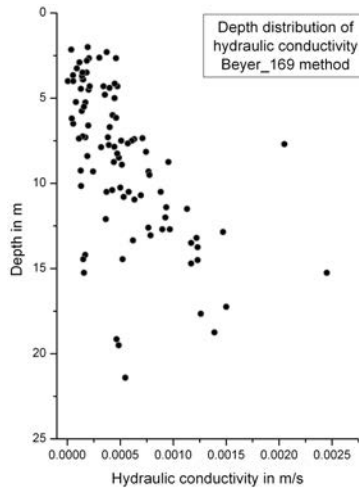


Abb. 9.86.: k_f -Wert des Grundwasserleiters nach Beyer (1964) aus den Siebkurven errechnet.

Porosität und innere Porosität Aus den Ungleichkörnigkeitskoeffizienten U lässt sich ein Gesamtporenraum von 0.3 bis 0.25 bei dichter Lagerung und von 0.34 bis 0.28 bei mittlerer natürlicher Lagerung abschätzen (Beyer, 1964) in Langguth u. Voigt (2004b). Ein Gesamtporenraum von 0.3 erscheint deshalb als sinnvolle globale Annahme für den Standort. Als hydraulisch durchflusswirksamer oder auch effektiver Porenraum wird im reaktiven Stofftransportmodell 0.2 bis 0.22 zugrunde gelegt (Region Hannover, 2007).

Bei der Betrachtung von reaktivem Transport ist jedoch zu berücksichtigen, daß der Gesamtporenraum für die Stoffkonzentrationen zur Verfügung steht. Hinzu kommt grundsätzlich noch die Porosität, die innerhalb von Sedimentkörnern zur Verfügung steht und Kontakt mit dem Grundwasser hat³⁴. Bei der Kernaufnahme und nachfolgenden Laborbearbeitung fielen Komponenten auf, die innere Porosität besitzen konnten (Kap. 9.6.5.2). Zur orientierenden Prüfung dieser Hypothese, wurden an der gefriergetrockneten Gesamtfraktion der tiefen Probe 311193³⁵ mit N_2 BET³⁶-Adsorptions- und Desorptionsisothermen bestimmt. Dabei zeigt sich, dass Kornkomponenten einen Porenanteil von 1.8 Vol. % aufweisen.

Dieser Erstbefund wurde mit systematischen BET-Untersuchungen an Proben von drei Standorten untermauert. Dabei wurden sowohl die BET-Oberfläche von Gesamtproben als auch die von Kornkomponenten untersucht. Die Messungen fanden als kombinierte Sorptions-/Desorptionsversuche in jeweils 49 bzw. 25 Druckschritten statt (Abb. 9.87). Bei Versuchen mit Kornkomponenten wurden diese zuvor unter dem Binokular in die

³⁴Für Stoffspeicherung und Transport ist es unerheblich, ob es sich hierbei um primäre oder sekundäre Porosität handelt.

³⁵Bohrung GWM 180953 Kl. Düwelstrasse/Stolzestr., 14.45 m u. GOK

³⁶

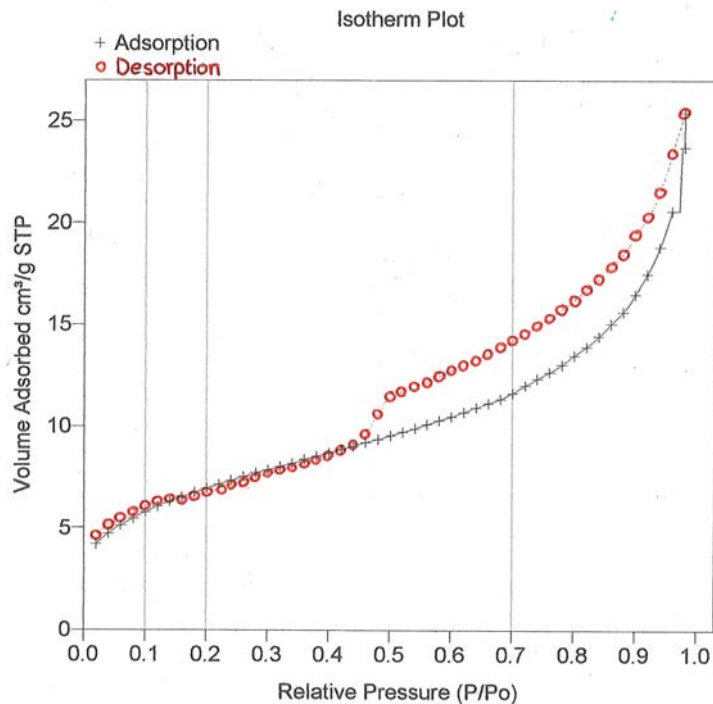


Abb. 9.87.: Ermittlung der BET-Adsorptions-/Desorptions-Isotherme (je 45 Druckschritte) an Probe 311172Bd(unkel) mit handgepickten Tonsteinpartikeln. Die Hysterese bei der Desorption ist deutlich erkennbar, kein Offset.

Probengefäße ausgelesen. Tab. 9.27 zeigt die Einwaagen und die aus der Integration der Isothermen ermittelten BET-Oberflächen³⁷.

Unter geometrischen Annahmen errechnet die Gerätesoftware WinPhysi V1.00 auch das Porenvolumen und die Porenfläche als Funktion des Porenradius. Der größte Teil der Innerkornporosität weist danach Porenradien zwischen 5 und 50 Å auf. Die größte Oberflächen (p90) für Sorption liegt bei Porenradien zwischen 5 und 20 Å³⁸. Nach IUPAC wird der Porenanteil in Mikroporen (>0.002 µm), Mesoporen (>0.002 µm– 0.05 µm) und Makroporen (>0.05 µm) unterschieden. Die Längen der C=C-Doppelbindung der Chlorethene liegen demgegenüber bei 0.00013 µm. Chlorethene können damit z.B. auf den Kanten von Tonmineralen in porösen lithischen Kornkomponenten sorbieren (mündl. Mittl. S. Kaufhold, BGR). Diese Innerkornporosität ist jedoch nicht durchflusswirksam. Stofftransport ist hier nur diffusiv möglich. Um zur Konzentration im Grundwasser beizutragen, müssen sorbierte Schadstoffe aus diesen Hohlräumen aus den Partikeln hinaus in die durchflußwirksame, hydraulische Porosität hineindiffundieren. Um die Porosität qualitativ nachzuweisen, wurden Streupräparate mit dem Binokular untersucht. Diese Ergebnisse im folgenden Kap. 9.6.5.2 diskutiert.

Der Grundwasserleiter der Südstadt enthält Kornkomponenten, die z.B. gegenüber Quarzkörnern eine bedeutende innere Porosität aufweisen. Diese wurde mit BET-Versuchen untersucht und besitzt in der Sandfraktion (Bulk-Proben) bis zu 3 Vol.% des Kornvolumens.

³⁷Niedrige Einwaagen und andere Versuchsbedingungen führten zu einem „Offset“, d.h. einer Druckdifferenz zwischen Versuchsbeginn und Versuchsende, deren Ursache nicht genau ermittelt werden konnte. In der Mehrheit der Fälle war diese Differenz klein.

³⁸1 Å = 10 nm

Tab. 9.27.: Spezifische Oberfläche (BET) an Sandkörnern und Bulkproben von Proben aus den Bohrungen Wildermuthweg 13G, Rautenstr./Sonnenweg und Oesterleyplatz 18, Bestimmung aus den Sorptions-/Desorptionsisothermen.

smp_id	Einwaage in mg	Probe	Teufe m u. GOK	Isotherme Punkte	BET–Ofl. in m ² /g	Interpretation innere Poros.
311172	64.6	Wil 172Bh(ell)	6.5	49, gepickt	7.5	^a offset
311172	64.7	Wil 172Bd(unkel)	6.5	45, gepickt	24.9	9.7 Vol.% der Tonstein- klasten
311172	155.9	Wil 172B	6.5	49, Bulk	7.1	2.8 Vol.% des Korn, kein offset ^a
311172	69.1	Wil x-172Bh	6.5	25, gepickt	8.3	offset ^a
311172	66.7	Wil x-172Bd	6.5	25, gepickt	22.9	Hysterese, offset
Std.	143.9	Std Agel1	^b	25, Standard	145.2	geringe Hysterese
311221	163.0	Rau 221B	3.5	49, Bulk	4.1	offset ^a
311221	114.1	Rau 221B	3.5	49, gepickt	3.1	kein offset ^a
311221	160.8	Rau x-221B	3.5	25, gepickt	3.1	offset ^a
311227	164.2	Rau 227B	18.4	25, Bulk	7.2	offset ^a
311227	116.7	Rau 227B	18.4	25, gepickt	12.3	offset ^a
311166	161.7	Oes 166B	3.25	25, Bulk	8.6	offset ^a

^aHysterese, Unterschuss bei Desorption

^bAttapulgis, Georgia

Sie kann in lithischen Sandkörnern bis zu 8 Vol.% des Kornvolumens ausmachen. Lithische Tonsteinkörner und wahrscheinlich auch kohlige Partikel³⁹ sind dabei die wichtigen Komponentenklassen. Die relativ grosse innere Porosität der sandig–kiesigen Kornkomponenten ergibt höhere Sorptionsoberflächen und fördert die Bedingungen für Effekte wie Matrixdiffusion. Gegebenenfalls kommen lokale Benetzungen im Mikromaßstab in Frage. Die grauen Tonsteinkörner besitzen außerdem deutlich erhöhte TOC–Gehalte. Die BET–Ergebnisse der marinen Tonsteine an der Basis des Grundwasserleiters werden in Kap. 9.6.5.4.2 diskutiert.

³⁹Diese konnten nicht befriedigend angereichert werden und wurden daher nicht mit BET vermessen.

9.6.5.2. Komponentenanalyse (D. Koch, F. Viollet, D. Klosa & R. Kringel)

Um Informationen zur primären mineralogischen Zusammensetzung der Grundwasserleiters zu bekommen, wurde zunächst an Proben von drei Standorten⁴⁰ aus Tab. 9.27 die Kornkomponenten von Viollet (2005) untersucht. In einer zweiten Phase wurden 17 Proben von weiteren Standorten untersucht, die sich in ihren Schadstoffmustern unterscheiden.

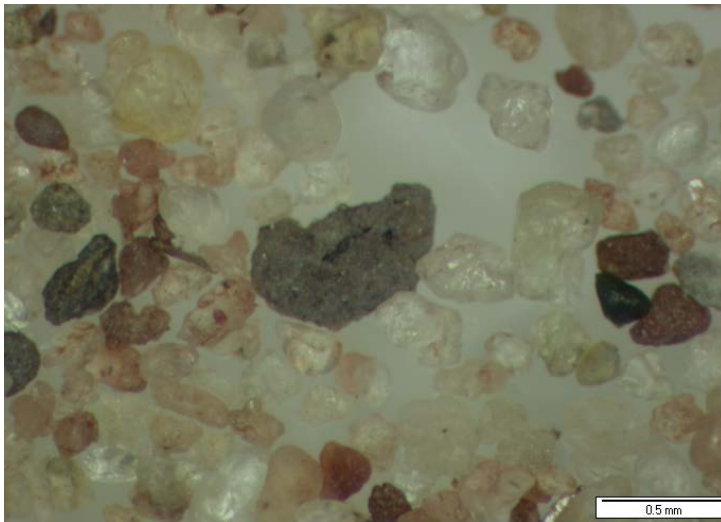


Abb. 9.88.: Tonsteinkorn als Nebenkomponente neben Quarzen in der Fraktion $>355\ \mu\text{m}$ aus der flachen Probe 311166 Bohrung Osterleyplatz. 3.25 m u. GOK, häufige rötliche Überzüge auf Quarzkörnern. Beachtenswert ist der längliche Kohlepartikel in der tonigen Matrix.

Überzügen auf Mineralkörnern, eisenhaltigen Mineralen und reaktiven Komponenten galt die besondere Aufmerksamkeit. Die Bohrung Lutherstr. 32a liegt im 1,2-*cis*-Dichlorethen-Bereich mit Trichlorethen, die Bohrung Kl. Düwelstr./Stolzestr. liegt im stark reduzierten Vinylchlorid-Bereich. Weinstr. 2/Gesundheitsamt und Große Barlinge 49 liegen im 1,2-*cis*-Dichlorethen-Bereich. Zur Untersuchung der Komponenten wurde die nass abgesiebte Grobsandfraktion $>1200\ \mu\text{m}$ verwendet. Diese wurde mittels Auszählung seiner Kornkomponenten klassifiziert. Typische Einzelkörner der Kornklassen wurden mit REM/EDX untersucht.

Beispiel für Kornkomponenten aus dem *oxischen* Teil des Grundwasserleiters ist eine flache Probe (3.25 m u. GOK) vom Österleyplatz. Sie enthielt ca. 70% Quarz mit häufigen rötlichen Überzügen, vereinzelt schwarze Schwerminerale (Magnetit, Titanomagnetit), Glaukonit und Hellglimmer. Tonsteinklasten waren häufige Spurenkomponenten (Abb. 9.88). Die organischen Komponenten werden im Kap. 9.6.5.3 beschrieben.

⁴⁰311172, 311166 und 311170, 311221 und 311227

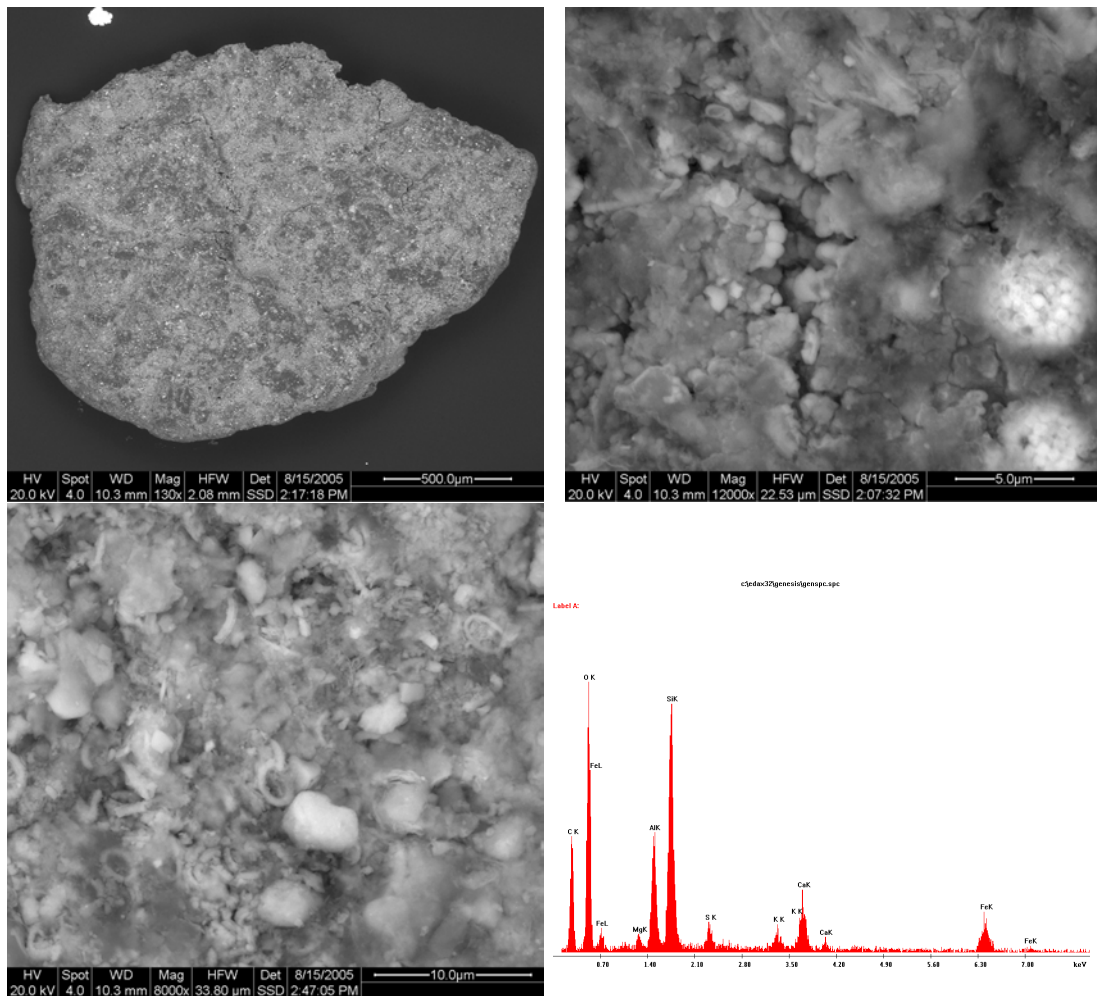


Abb. 9.89.: Übersichtsaufnahme (ol) mit zwei Detailaufnahmen: Pore und Pyritpseudomorphose (or) eines Tonsteinkorns aus der flachen Probe 311172 Bohrung Wildermuthweg 6.5 m u. GOK mit karbonatischem Mikroplankton (ul) und der EDX-Bulk Zusammensetzung (ur).

Beispiel für Tonsteinkomponenten aus dem *Übergangsbereich oxisch/anoxisch* ist die Probe 311172 aus dem Wildermuthweg 13G (6.5 m u. GOK), die durch viele abgeflachte, gut gerundete Tonsteinkörner auffiel. Die genauere Untersuchung dieser Komponenten mit REM/EDX (Abb. 9.89) zeigte karbonatische Mikroplanktonstrukturen und unverkennbare FeS_2 -Framboidstrukturen, die zwar Eisen enthalten, in denen allerdings Schwefel fehlte. Dies ist als ein Hinweis auf FeS_2 -Oxidation zu werten, die im CaCO_3 -gepufferten Milieu zu einer Pseudomorphosenbildung führt. Eine gepickte Teilprobe dieser Tonsteinklasten wurde mit IR-Spektroskopie zweimal hintereinander vermessen, wobei die zweite Messung nach Wasserdampfsättigung erfolgte. Im Spektrogramm Abb. 9.90 sind Kaolinit, quellfähige 2:1 Tonminerale, organisches Material und nicht weiter differenzierte Silikate zu erkennen.

Beispiel für Pyrite aus dem *anoxischen, sulfatreduzierenden Milieu* wurden in der tiefen (18.4 m u. GOK) Probe aus der Bohrung Rautenstr./Sonnenweg gefunden. Diese liegt im

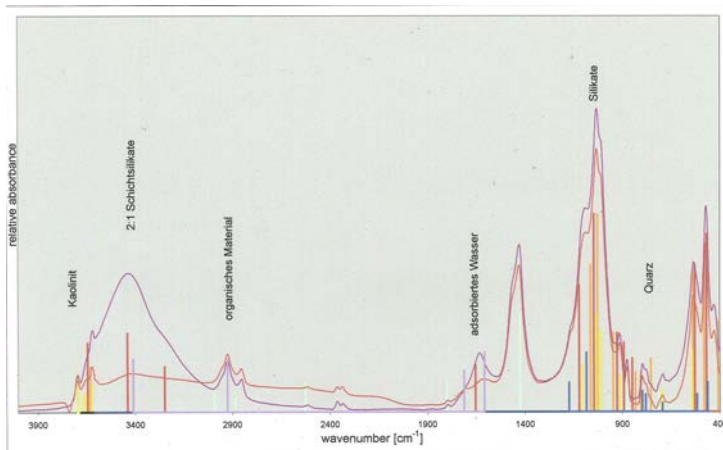


Abb. 9.90.: IR-Spektroskopie von Tonsteinkörnern aus der Probe 311172 Bohrung Wildermuthweg 6.5 m u. GOK vor und nach der Sättigung mit Wasserdampf. In den Klüften sind quellfähige 2:1 Tonminerale, untergeordnet Kaolinit und organische Substanz neben anderen Silikaten nachgewiesen.

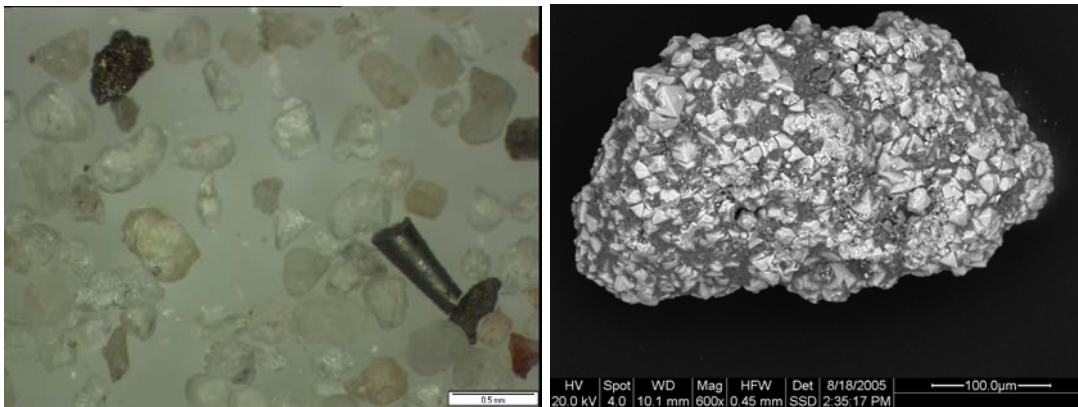


Abb. 9.91.: Übersichtsaufnahme (I) der tiefen Probe 311227 Bohrung Rautenstr./Sonnenweg aus dem sulfatreduzierenden Bereich des GWL, Rotfärbung der Qz-Körner ist gering, euhedrale Pyritverwachsungen (r) in einer Tonsteinmatrix.

Rinnenbereich. Die grundsätzliche Zusammensetzung der Komponenten in dieser Probe ist ähnlich wie bei Abb. 9.88, aber die Quarzkörner haben weniger rote Überzüge (Abb. 9.91(I)). Die detritischen, euhedralen Pyrite in Tonsteinklasten (Abb. 9.91 (r)) weisen frische Oberflächen auf. Teilweise kommen auch Erzbruchstücke vor (ohne Abb.)⁴¹. Ein interessantes Detail ist die Bildung einer neuen Generation von mikrokristallinen Pyriten auf detritischen, euhedralen Pyritoberflächen in Tonstein in Abb. 9.92.

Das Alter dieser Mineralaufwüchse ist nicht bestimmt, die Bildung erfolgte aber nach der Ablagerung in-situ, da die sehr feinen Strukturen auf abrasionsgefährdeten Bereichen liegen. Der räumliche Zusammenhang mit der hydrochemischen Milieuzonierung, dem qualitativen Nachweis mikrobieller Sulfatreduktion durch H_2S und der Verteilung von CRS-Schwefel (Abb. 9.81, S. 146) lässt eine rezente Bildung möglich erscheinen.

⁴¹Interessantes Detail in Abb. 9.91 (I) ist ein grob kegelschnittartiges, dunkel-opakes Bruchstück mit glasierten, scharfen Bruchkanten. Es erinnert an den Teil eines Glasschmelztropfens, wie er bei basaltischem Vulkanismus oder aber bei einem Meteoriteneinschlag (Tektit) entstehen kann.

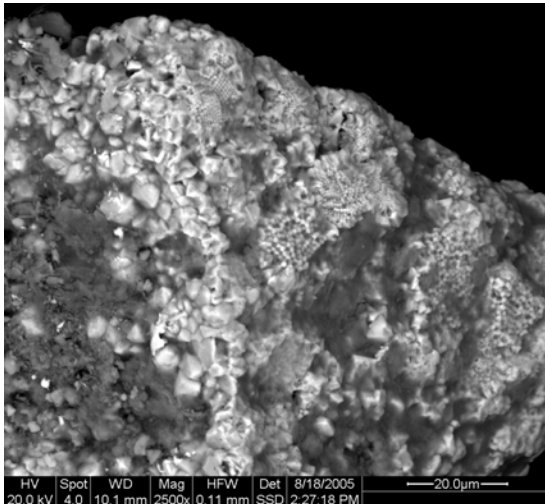


Abb. 9.92.: Aufwuchs von mikrokristallinem FeS_2 auf euhedralen FeS_2 -Kristallen in einer Tonsteinmatrix, Korndetail aus der tiefen Probe 311227 Bohrung Rautenstr./Sonnenweg.

Um die Untersuchung der Kornkomponenten auf eine breitere Basis zu stellen, wurde an 11 Proben eine Klassifikation der Kornkomponenten unter dem Binokular durchgeführt (Koch, 2006b). Verwendet wurde die Grobsandfraktion $>1120 \mu\text{m}$, die Proben wurden ungebleicht gezählt, um über die eisenhaltigen Überzüge Aufschluss zu erhalten, was jedoch die Erkennung der Komponenten erschwerte. Unterschieden wurde in die Klassen „Quarz“, „Feldspat“, „Karbonat“, „Sandstein/Tonstein“, „magmatische Herkunft“, „Aggregate“ und „unbekannt“ wie in Tab. 9.28 für die mitteltiefe Probe 311192 aus der Bohrung Kl. Düwelstr./Stolzestr. wiedergegeben.



Abb. 9.93.: Tonsteinpartikel (3 – 9) mit Überzügen aus Fe(III) oxyhydroxiden und Kalkstein (1, 2) aus Probe 316308 7.85 m u. GOK, Bohrung Gr. Barlinge.

Die Auswertung der 11 ausgezählten Proben ergab folgendes Bild:

- Quarz: 24 bis 86 % der Körner
- Feldspat: 1.4 bis 4.8 % der Körner

Feldspatkörner sind eine häufige Spurenkomponente, wobei die lithischen "Aggregate" aus Granit mit 2 bis 11 % hinzu zu rechnen sind.

- Karbonat: 2 bis 16 % der Körner

Es wurden Karbonate sehr unterschiedlicher Struktur angetroffen. Häufig sind Karbonatkörner mit Fe(III)oxyhydroxiden überzogen.

- Tonstein, Feinsandsteine und Siltsteine: 2.5 bis 24.5 % der Körner

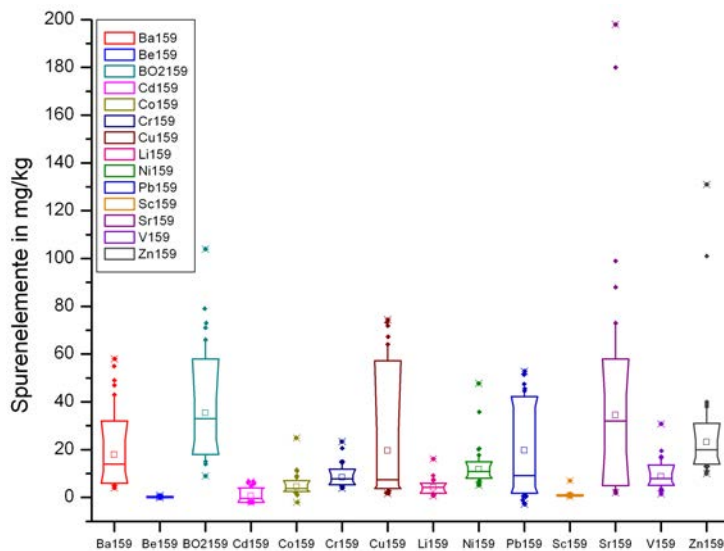


Abb. 9.94.: Boxplot der extrahierbaren Spurenelementgehalte aus der Fraktion <2 mm im Grundwasserleiter, heiße 10 M HCl, 1 min Kurzzeitextraktion nach Canfield (1989). Ba und Sr, aber vor allem auch Cu, Pb und Zn weisen erhöhte Mittelwerte (p50) und einen hohen p90 auf. Die ehem. Lagerstätte Rammelsberg liegt im Einzugsgebiet; n = 99, Werte in mg kg^{-1} .

Eine unerwartete Besonderheit der Kornkomponentenanalyse mit REM/EDX war der mehrmalige Befund von blättrigen Mineralaufwüchsen, die lediglich Calcium und Schwefel als Röntgenpeaks zeigten und daher als Gips angesprochen wurde⁴². Da Gips im Grundwasser untersättigt ist, kommt nur eine lokale Übersättigung in Frage. Ob hier Pyritoxidation oder ggf. zusätzlich auch die Freisetzung von H_2SO_4 aus der Schadensquelle eine Rolle spielen, ist nicht zu klären. Der Zusammenhang mit pyrithaltigen Materialien lässt aber eine geogene Herkunft aus den Kornkomponenten vermuten. Wiederholt wurden an porösen Einzelkörnern Cl-Röntgenpeaks gemessen⁴³, ein Umstand, der bereits bei der XRFA notiert wurde (Kap. 9.6.4.2).

Der hohe Anteil an Gesteinsbruchstücken unterschiedlicher Genese (Tonstein, Kalk, Mergel, Granit), die teilweise mechanisch fragilen Kornkomponenten und der geringe Rundungsgrad lassen auf die schnelle Um- und Ablagerung aus einem Sedimentreservoir mit nur geringen Transportweiten schließen. Das Harzvorland enthält bereits viele der angetroffenen Lithologien. Aus geochemischer Sicht ist der frische Charakter vieler Körner entscheidend. Eine chemische Verwitterung der Kornkomponenten vor der Ablagerung ist vor allem aufgrund des Zustands der Pyrite in den tiefen Proben auszuschließen. Im oberen Bereich des Grundwasserleiters und im westlichen Abstrom wurden Fe(III)-reiche, weiche Komponenten gefunden, die für eine Oxidation primärer Sulfide im karbonatgepufferten Milieu sprechen. Diese fortdauernde Oxidation ist die wahrscheinliche Quelle für das Eisen in den allgegenwärtigen Fe(III)oxyhydroxide als Kornüberzügen oder als Anreicherung in Krusten (Abb. 9.79, S. 144). Dabei kommt es zur Freisetzung von CaSO_4 in Lösung (vgl. Kap. 9.8.7.1, S. 235). In geringerem Umfang enthält das Kornspektrum möglicherweise auch nordische

⁴²Bohrungen Kl. Düwelstr./Stolzestr. und Wildermuthweg, Abb. 9.95 (ul), S. 161

⁴³Bohrung Große Barlinge

Anteile (z.B. Staurolith, Glimmerschiefer). Die glazifluviatile Genese des unteren Teils des Grundwasserleiters in der Stadtkarte (Rohde u. a., 1998) wird durch die o.g. Befunde bestätigt. Es könnte sich um eine Schmelzwasserbildung am Ende des ersten saalezeitlichen Eisvorstosses handeln, der den Harz erreicht hat.

Von regional-geologischem Interesse ist die Untersuchung ausgewählter Spurenelemente aus dem heißen Kurzzeitextrakt mit HCl nach Canfield (1989). Es fallen in Abb. 9.94 vor allem die hohen p90-Perzentile von Kupfer, Blei und Zink (neben Strontium und Barium) ins Auge, was angesichts der ehemaligen Lagerstätte Rammelsberg im Einzugsgebiet kein Zufall sein dürfte.

Tab. 9.28.: Exemplarische Analyse der Kornkomponenten der Grobsandfraktion >1120 µm an der mitteltiefen Probe 311192 10.4 m u. GOK Bohrung Kl. Düwelstr./Stolzeistr.

311192 Fraktion >1120 µm 2.59 g	n	Gewicht in g	Fraktion in %	Gew.%	Beschreibung / Merkmale
Quarz ^a	233	1.15	39.09	44.43	durchsichtig, klar; milchig trüb bis weiß; oft gelblich; selten leicht rosa oder dunkel; glänzend bis matt/stumpf; überwiegend kantengerundet bis sehr gut gerundet; z.T. mit Fsp oder anderen Mineralen
Feldspat ^a	13	0.07	2.18	2.88	überwiegend rötlich/rot; selten hell/gelblich; z.T. mit Qz
Karbonat	43	0.16	7.21	6.09	weiß bis hell/gelblich; sehr gut gerundet; z.T. zerbrochen oder porös; REM: wenig Fe als Überzug
Sand-/Tonstein	49	0.32	8.22	12.17	gelblich bis braun; z.T. mit rötlichen Überzügen; gerundet; z.T. mit Glimmer; Quarzit, Tonstein, Sandstein, Schiefer u.ä.; REM: Fe-Überzüge mit unterschiedl. Fe-Gehalten; Limonit o.ä.
magmat. Herkunft	41	0.27	6.88	10.61	grau, dkl-grau bis schwarz; z.T. gebändert; kantengerundet bis gerundet
Aggregate ^a	21	0.12	3.52	4.76	hell bis rosa-rötlich; Agregate aus Qz, Fsp, Glimmer (Granit), dkl. Komponenten
unbekannt	196	0.24	32.89	9.20	unterschiedliche Bruchstücke, keine Zuordnung möglich; überwiegend kantengerundet bis gerundet; hell gelblich bis dkl-braun oder schwarz; selten auch Erze oder Schwerminerale enthaltend
Gesamt	596	2.33	100.00	90.14 ^b	

^aFeldspäte, Aggregate und anteilig Quarze haben eine granitische Quelle.

^bVerluste beim Picken unvermeidlich

9.6.5.3. Kohlenpetrographie (J. Kus & A. Balke)

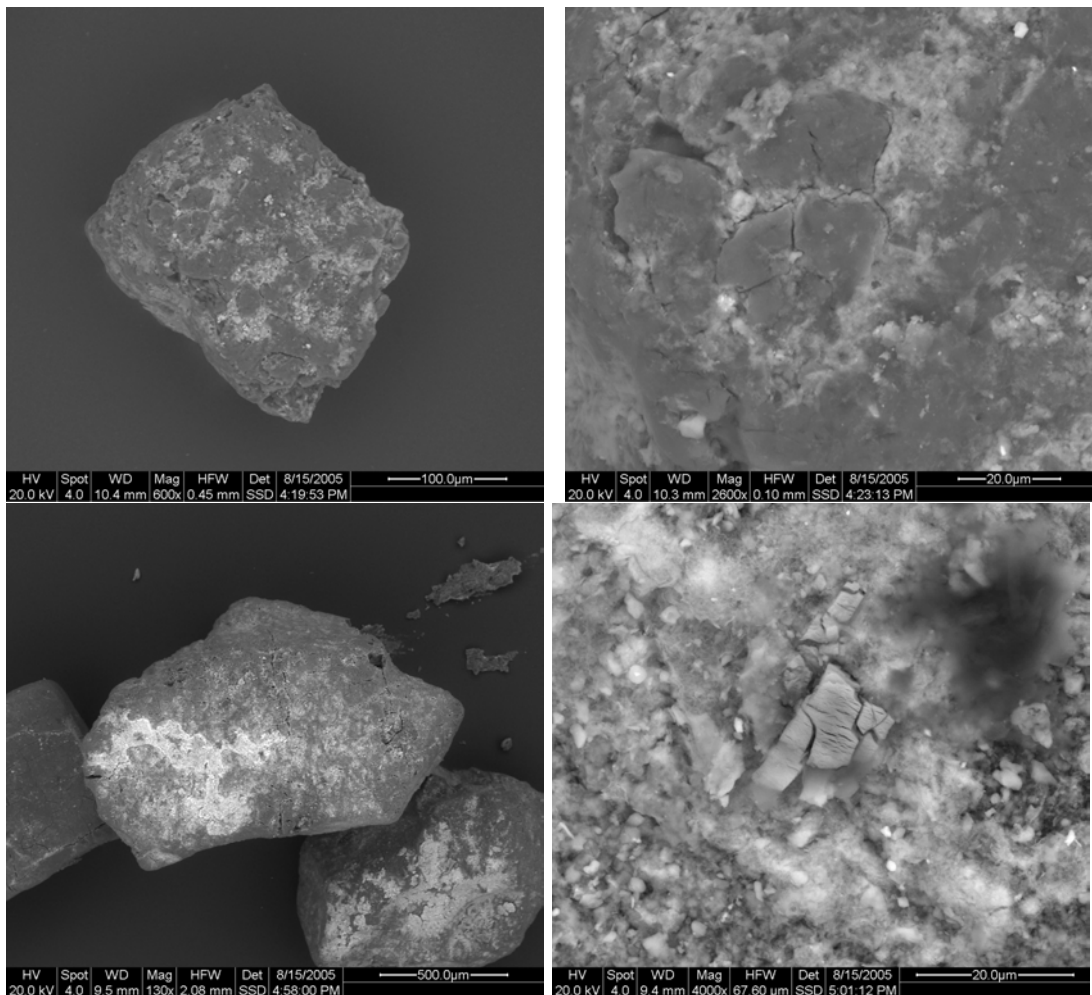


Abb. 9.95.: Übersichtsaufnahme (ol) eines porösen Kohlekorns mit Tonsteinresten, Detailaufnahme (or) der Kohle mit μm -Spalten, Probe 311166 Bohrung Oesterleyplatz 3.5 m u. GOK. Übersichtsaufnahme (ul) eines porösen Kohlekorns mit Mineralaufwüchsen, Detailaufnahme von Gipsbildungen (EDX: Ca und S) auf der Kohle. Probe 311172 Bohrung Wildermuthweg 6.5 m u. GOK.

Parallel zur Untersuchung der mineralischen Kornkomponenten (Kap. 9.6.5.2) wurden die Kohlepartikel in der Sandfraktion einer eingehenden kohlenpetrographischen Untersuchung unterzogen. Dies war erforderlich, da ein Großteil des niedrigen TOC-Gehaltes als schwarze Partikel in der Sandfraktion vorlag (Kap. 9.6.4.3). Nach orientierenden Untersuchungen⁴⁴ von Kus u. Balke (2005) (Anhang S. ??ff.) und Viollet (2005) an der Grobsandfraktion mit

⁴⁴Proben 311166, 311170, 311172, 311221, 311227, 2 Mazerationspräparate von Probe 311170 a: Schweretrennung mit ZnCl_2 , b: HCL/HF-aufbereitung und Schweretrennung (keine Anschliffe von Originalmaterial) \rightarrow Anschliff-Konzentrat. Die organische Substanz aller anderen eingesandten Proben wurde manuell ausgelesen \rightarrow Anschliff-Konzentrate. Die Bestimmung der mittleren Reflexion (Rr %) des Huminitz/Vitrinitz erfolgte bei 500-facher Vergrößerung (Objektiv 50x, Öl) nach DIN 22020, Teil 5; Messfeld-Durchmesser $2 \mu\text{m}$, Fluoreszenzbeobachtung mit Blaulichtanregung.

Fluoreszenzmikroskopie und REM/EDX wurden 2006 von Kus u. Balke (2006) (Anhang S. ??ff.) 19 Proben kohlenpetrographisch untersucht.

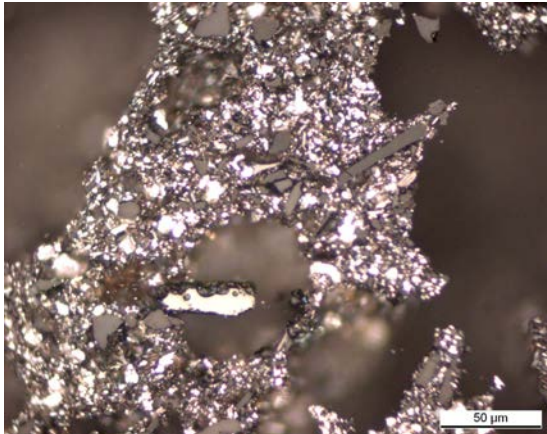


Abb. 9.96.: Mischung aus Pyriten, Detrovitriniten, Silt- und Tonpartikeln (Auflicht, $\times 50$), angereichert mit Schweretrennung aus dem Unterkreidetonstein der Quartärbasis, tiefe Probe 311170 14.85 m u. GOK, Bohrung Österleyplatz.

In Abb. 9.95 sind REM-Aufnahmen von zwei Kohlekörnern aus der Grobsandfraktion dargestellt, die zum Einen die geklüftete Oberflächenstruktur der Kohlepartikel und zum Anderen die Vergesellschaftung der Kohle mit Mineralen zeigen. Im ersten Fall handelt es sich um den im vorangegangenen Kap. 9.6.5.2 diskutierten Tonstein, der häufig mit der Kohle und der organischen Substanz vergesellschaftet ist. Im zweiten Fall handelt es sich um die Bildung eines Mineralaufwuchses auf der Kohle. Quelle des als Gips identifizierten schwefelhaltigen Aufwuchses ist wahrscheinlich oxidierender FeS_2 -S in der Kohle.

In Abb. 9.96 ist eine Anreicherung der organischen Substanz aus der Oberfläche des Tonsteins⁴⁵ der Unterkreide abgebildet, der den Stauerhorizont und die Quartärbasis bildet. Die Partikel, überwiegend Vitrinite und Semi-Inertinite mit Korngrößen von 1 bis 25 μm bestehen aus bis zu drei unterschiedlichen Partikelarten aus dem Flammkohle-, Gaskohle- und Glanzbraunkohlebereich. Stillgelegte Steinkohlebergbaue, z.B. in Barsinghausen kommen u.U. als regionale Quelle infrage (Kus u. Balke, 2005).

Die Klüftung der Kohlekörner (Schwundrisse) in Abb. 9.95 ist ein häufig beobachtetes Phänomen, das die äußere Oberfläche der Körner vergrößert. Die untersuchten Partikel weisen vor allem Schwundrisse auf (Abb. 9.95 (ol)), wenn sie der Maceralgruppe Huminite angehören (Abb. 9.99). Darunter ist pflanzliche Substanz zusammengefasst, die bei der Ablagerung unter permanente Wasserbedeckung und O_2 -Ausschluss geriet und im Stadium der Weich- und Hartbraunkohlen vorliegt (Sykorova u. a., 2005), (Wolf, 1988). Höhere Grade der Kondensation und der Aromatisierung der organischen Substanz sind bei der Maceralgruppe der Inertinite, insbesondere bei dem Maceral Fusinit anzutreffen (Wolf, 1988). Diese haben im Zuge der Kohlenbildung einer subaerischen Oxidation der Dekarboxylierung von Zellgewebe durch Aktivität von Pilzen und Bakterien (ICCP, 2001) oder Feuer unterlegen. Die Inertinite sind wegen ihrer kondensierten, aromatischen Gruppen gute Kandidaten für eine erhöhte Sorptionskapazität bezogen auf den TOC.

⁴⁵Ein Aufarbeitungshorizont ist nicht auszuschließen.

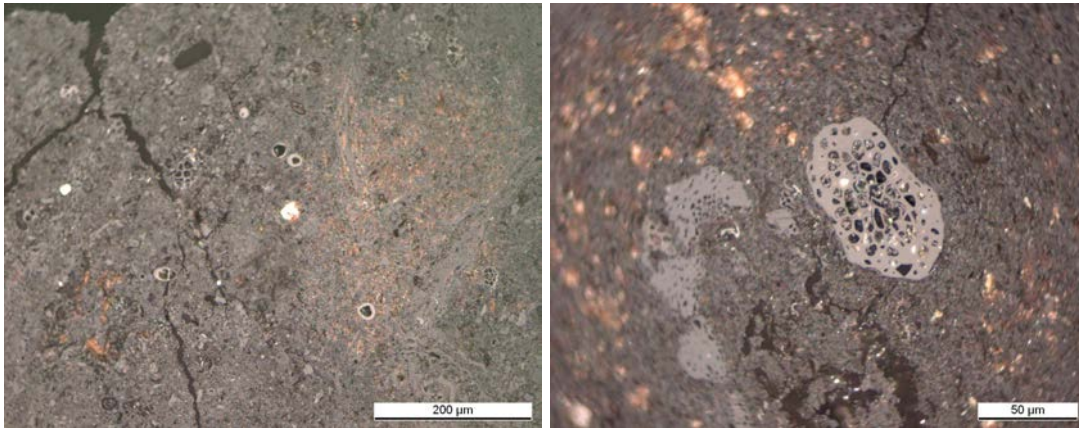


Abb. 9.97.: Detrohuminit mit Schrumpfrissen (Auflicht $\times 20$) (l), Detail (Auflicht $\times 50$) (r) eines Funginites in der Detrohuminitmatrix, flache Probe 311221 3.5 m u. GOK, Bohrung Rautenstr./Sonnenweg.

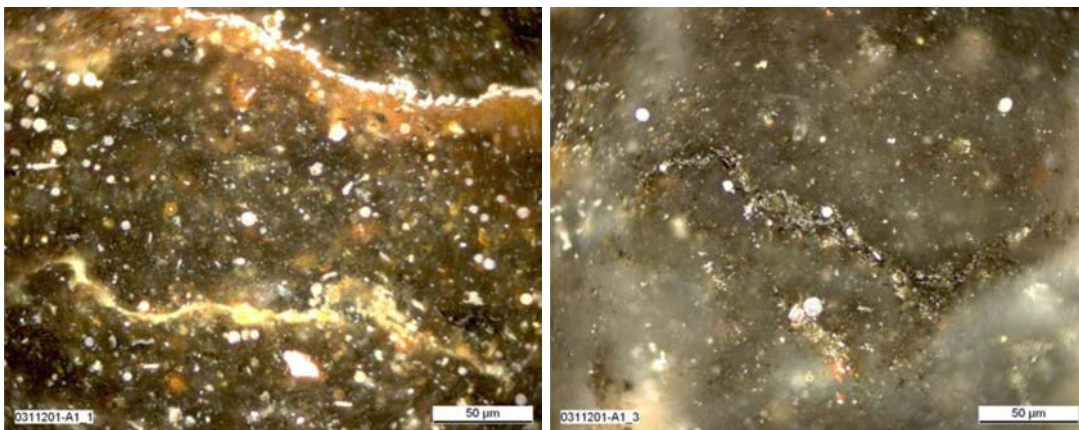


Abb. 9.98.: Zusammenschwemmung von detritischem organischem Material und mineralischer Grundmasse (Auflicht, Hellfeld $\times 50$) (l), Destruierte vitrinitische Streifen eingebettet in Tonsteinmatrix (r), flache-mitteltiefe Probe 311201 7.4 m u. GOK, Bohrung Weinstr./Gesundheitsamt.

Abb. 9.99 zeigt die typische enge Vergesellschaftung feindisperser kohligter Substanz, hier zusätzlich in vitrinitischen Bändern konzentriert, mit der mineralischen Matrix der Tonsteinkörner. Framboidaler Pyrite sind ubiquitär in diesen Körnern. Vor allem in den Proben aus den westlich gelegenen Bohrungen Weinstr./Gesundheitsamt und Gr. Barlinge wurde ein stärkerer Oxidationszustand der Pyrite berichtet (Kus u. Balke, 2006). In den Proben der Bohrung Lutherstr. 32a und Rautenstr./Sonnenweg werden vermehrt Halbkokse und Kokse (Abb. 9.100) berichtet. Aus der mitteltiefen Probe 316594 der Bohrung Kl. Düwelstr. ist die koksartige organische Substanz in Quarzhohlräumen eingeschlossen (Abb. 9.100). Dieser Partikeltyp, der erhöhte Sorption aufweist, wurde in mehreren Proben beschrieben.

Bei den huminitischen Kohlekörnern sind häufig Pflanzenzellstrukturen anzutreffen, die mit Resinit gefüllt sind (Abb. 9.99). Vielfach sind aber auch framboide Pyrite in den Zellstruk-

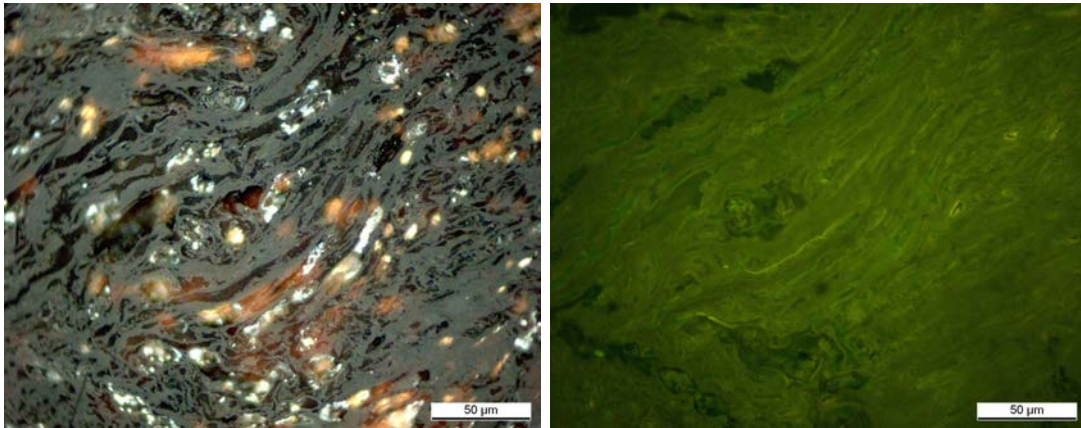


Abb. 9.99.: Huminit unter Auflicht ($\times 50$) mit Resinit- und FeS_2 -gefüllten Pflanzenzellen (l), selber Bildausschnitt mit Fluoreszenzanregung (r) tiefe Probe 311221 18.4 m u. GOK, Bohrung Rautenstr./Sonneweg.

turen vorhanden, die unterschiedliche Oxidationsgrade aufweisen.

Wie bei der Verteilung von TOC im Sediment (Kap. 9.6.4.3) diskutiert wurde, sind kohlige Partikel makroskopisch erkennbare Sedimentkomponenten in der Sandfraktion. Eine lokale Anreicherung auf Schichtflächen ist belegt. Die o.g. kohlepetrographischen Befunde zeigen deutlich, dass *Steinkohlen*, *Braunkohlen* und kohleartige organische Substanz sowie Torfe mit einem *weiten Spektrum an Maceralen* zum Lockersedimentreservoir gehörten, aus dem sich der glazifluviatile und der fluviatile Grundwasserleiter gebildet haben. Feindisperse, inkohlte organische Substanz ist zusätzlich aber auch in den Tonsteinklasten vertreten, die in der Grobsandfraktion immerhin einen Medianwert von 13 % der Körner besitzen (2.4 % bis 24.5 %, $n = 11$). Vielfach enthalten die Klasten fusinitische Splitter, so dass hier kondensierte, aromatenreiche Kohle in einer mikroporösen Tonsteinmatrix vorliegt. Die quantitative Bedeutung der Tonsteinklasten für den geochemischen Aufbau des Grundwasserleiters wird auch durch den hohen p50 des Al_2O_3 -Gehaltes von 2.8 Gew.% unterstrichen, der überwiegend von Schichtsilikaten und nur untergeordnet von Feldspäten gebildet wird.

Es wurde mit mehreren unabhängigen Methoden klar gezeigt, dass im Grundwasserleiter von Hannover-Südstadt die Bedingungen für Matrixdiffusionsprozesse gegeben sind, obwohl es sich um einen sehr gut durchlässigen, sandig-kiesigen Lockergesteinsgrundwasserleiter handelt. Zusätzlich sind aufgrund der chemischen und strukturellen Vielfalt des vorgefundenen kohligen TOC Sorptionsplätze sehr unterschiedlicher Stärke anzunehmen. Sobald kohlige Partikel in Lockersedimenten einen höheren Anteil am TOC aufweisen, ist auch an anderen Lockergesteinsstandorten mit niedrigen TOC-Gehalten mit der Möglichkeit der kinetisch gesteuerten Desorption zu rechnen.

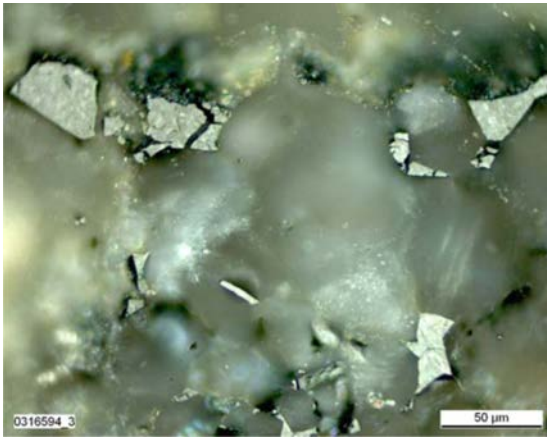


Abb. 9.100.: Koks-ähnliche Partikel in Quarzgängen, natürliche, feste Erdölbitumina (?) (Auflicht, Hellfeld $\times 50$), flach-mitteltiefe Probe 316594 7.2 m u. GOK, Bohrung Kl. Düwelstr., Häufiger Befund in den Proben.

9.6.5.4. Tonmineralogie

Im Rahmen der NMR–Untersuchungen (9.6.5.5) wurden fünf Proben aus der tonigen Unterkreide vom Referat B4.21 „Technische Mineralogie und Sedimentologie“ der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe tonmineralogisch untersucht. Die Ergebnisse befinden sich im Anhang ?? und werden hier zusammengefasst.

9.6.5.4.1. Methodik Die Tonproben wurden auf

- Dichte (Roh– und Reindichte)
- Gesamtporosität
- spezifische Oberfläche
- Kationenaustauschkapazität
- Mineralzusammensetzung
- chemische Zusammensetzung

untersucht.

Röntgenpulverdiffraktometrie (XRD): XRD–Muster wurden mittels eines *Philips X'Pert PW3710* $\Theta - 2\Theta$ Diffraktometers (Cu-K α –Strahlung bei 40 kV und 40 mA erzeugt) aufgezeichnet.

Röntgenfluoreszenz (XRF): pulverisierte Proben wurden mit Flussmittel gemischt und in Glaskugeln eingeschmolzen. Die Kugeln wurden mittels WD–XRF (*wavelength dispersive x-ray fluorescence spectrometry*) vermessen.

Kationenaustauschkapazität (KAK): die KAK wurde mittels der Cu(II)–Triethylentetramin–Methode ermittelt (Meier u. Kahr, 1999).

Dichte Die Rohdichte wurde aus den luftgetrockneten Proben mittels *Micromeritics GeoPyc 1360* Pycnometer bestimmt. Die Reindichte (spezifische oder absolute Dichte) wurde aus bei 105 °C für 2 h getrocknet und mit einem Helium–Pycnometer *AccuPyc 1330* von *Micromeritics* vermessen (Webb u. Orr, 1997).

Porosität: die Differenz aus Roh– und Reindichte wird durch die Porosität des Tons hervorgerufen und kann dementsprechend berechnet werden

spezifische Oberfläche (BET): die spezifische Oberfläche wurde mittels N₂–Adsorption mit einer 5–Punkt–BET–Methode auf einem *Micromeritics Gemini III 2375* Oberflächenanalysator mit einer Einwaage von ca. 300 mg bestimmt.

Tab. 9.29.: Spezifische Oberfläche (BET) an Tonproben

Bezeichnung	Standort	Entnahmetiefe (m u. GOK)	LIMS- Nr.	Oberfläche BET (m ² /g)
180992	Große Barlinge	15,5–15,7	0503074	38,70
180989	Jordan-/Geibelstrasse	18,0–18,3	0503072	41,72
180983	Kleine Düwelstrasse	20,1–20,2	0503071	49,71
180980	Meterstrasse	14,0–14,2	0503075	41,99
180986	Tiestestrasse	17,4–17,5	0503073	42,44

9.6.5.4.2. Ergebnisse Tabelle 9.29 zeigt die verwendeten Tonproben sowie deren mittels BET-Verfahren ermittelte spezifischen Oberflächen.

Die spezifische Oberfläche der Probe Tiestestrasse ist mit 49,71 m²/g vergleichsweise hoch, die Probe Gr. Barlinge weist eine spezifische Oberfläche von 41,99 m²/g auf. Die Probe Gr. Düwelstrasse hat mit 38,70 m²/g die geringste spezifische Oberfläche der Proben.

In Tabelle 9.30 sind die ermittelten Porositäten, Kationenaustauschkapazitäten und Dichten der untersuchten Tonproben aufgeführt.

Tab. 9.30.: Porositäten, Kationenaustauschkapazität und Dichten von Tonproben

Bezeichnung	Standort	LIMS- Nr.	KAK ^a meq/100 g	Reindichte g cm ⁻³	Rohdichte g cm ⁻³	Porosität %
180992	Große Barlinge	0503074	2,0	2,7	1,2	55,6
180989	Jordan-/Geibelstrasse	0503072	2,8	2,7	2,0	24,0
180983	Kleine Düwelstrasse	0503071	2,2	2,7	1,9	28,1
180980	Meterstrasse	0503075	2,4	2,7	2,0	25,4
180986	Tiestestrasse	0503073	3,9	2,6	2,0	23,4

^aCu-Methode

Auffällig ist die Probe 0503074 mit 55,6 % Porosität. Weiterhin weist die Probe 0503073 (Tiestestrasse) eine auffällig hohe Kationenaustauschkapazität auf, was auf einen hohen Anteil an quellfähigen Tonmineralen hindeutet.

Der Hauptbestandteil aller Proben ist Quarz. Die Probe 0503071 (Kl. Düwelstrasse) enthält etwa 12% Calcit, die Probe 0503074 (Gr. Barlinge) enthält wenig Calcit, die anderen Proben enthalten kein Calcit. Die Minerale Muskovit/Illit, Kaolinit, Chlorit und Illit/Smektit sind in geringen Mengen in allen fünf Proben zu finden. In der Probe 0503072 (Jordanstrasse) liegen P₂O₅-Anteile vor. Dies könnte auf die Anwesenheit von Apatit oder apatitähnlichen Mineralen, die häufig röntgenamorph auftreten, hindeuten.

9.6.5.5. Kernmagnetische Resonanzspektroskopie (NMR)

Mit Hilfe der kernmagnetischen Resonanzspektroskopie (*nuclear magnetic resonance*, NMR) können z.B. chemische Strukturen aufgeklärt und Diffusionsprozesse untersucht

werden. Die NMR ist eine etablierte Methode zur Untersuchung poröser Materialien. Mit ihr können nicht nur Porositäten, sondern auch Porengrößenverteilungen zuverlässig bestimmt werden.

Wasser ist auf verschiedenartige Weise an Materialien in porösen Medien gebunden. NMR ermöglicht, die Bindungstypen nach Porengrößen zu unterscheiden und so Hinweise auf die Porosität des untersuchten Materials zu geben. Abbildung 9.101 zeigt den Zusammenhang zwischen der bei der NMR gemessenen transversalen Relaxationszeit und der Porosität.

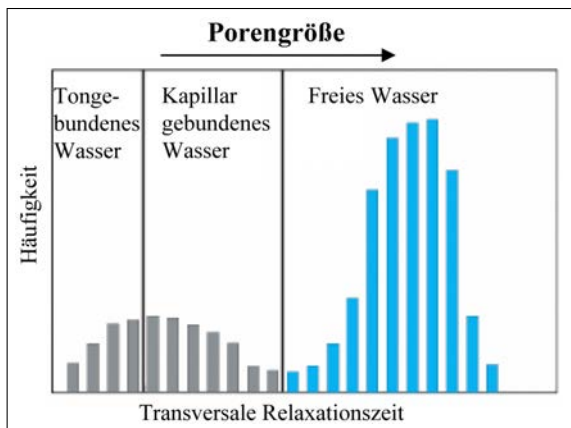


Abb. 9.101.: Verteilung der transversalen Relaxationszeiten. Aus: Kappes (2006a)

Im Rahmen eines Projektes am Leibniz-Institut für Geowissenschaftliche Gemeinschaftsaufgaben (GGA-Institut) und der Universität Hannover wurden fünf Proben aus der tonigen Unterkreide des Südstadtgebietes mittels NMR auf ihre Porosität untersucht.

Die Grundlagen der NMR sind in der Literatur gut beschrieben. Eine Übersicht findet sich in Kappes (2006a).

9.6.5.5.1. Vorgehen Die Proben stammen aus der Bohrkampagne 2004 (Kap. 9.2.10). Tabelle 9.31 zeigt die untersuchten Tonproben.

Tab. 9.31.: Proben für NMR-Spektroskopie

Bezeichnung	Standort	Proben- bez. NMR	Entnahmetiefe (m u. GOK)	LIMS- Nr.
180992	Große Barlinge	Bar	15,5–15,7	0503074
180989	Jordanstrasse/Geibelstrasse	Jord	18,0–18,3	0503072
180983	Kleine Düwelstrasse	Due	20,1–20,2	0503071
180980	Pauluskirche(Meterstrasse)	Paul	14,0–14,2	0503075
180986	Tiestestrasse	Tie	17,4–17,5	0503073

Zunächst wurden die Proben einer tonmineralogischen Untersuchung beim Referat B4.21 „Technische Mineralogie und Sedimentologie“ der Bundesanstalt für Geowissenschaften

und Rohstoffe unterzogen. Methodik und Ergebnisse finden sich im Anhang und sind in Kap. 9.6.5.4 beschrieben.

Alle Proben wurden zunächst mit ihrem Originalwassergehalt vermessen. Nach Vorliegen dieser Ergebnisse wurden die Proben Bar, Due und Tie (Nomenklatur: siehe Tabelle 9.31) für Experimente mit schrittweise erhöhtem Wassergehalt ausgewählt.

9.6.5.5.2. Ergebnisse Die Tonproben lagern Wasser in sehr kleinen Zwischenräumen ein, wodurch sehr kurze Relaxationszeiten entstehen. Vier Proben weisen im Wesentlichen ein Signal bei 1,0–1,5 ms auf. Bei drei Proben (Due, Jord, Paul) ist daneben noch ein sehr kleines Signal mit noch kürzeren Relaxationszeiten zu beobachten. Die fünfte Probe (Bar) weist ein breites, asymmetrisches Signal auf, das beide Beträge umfasst. Das Signal im sehr schnell relaxierenden Bereich wird bei Zugabe von Wasser größer, während sich das Signal im Bereich 1,0–1,5 ms nur wenig verändert. Allgemein verschieben sich die Signale der Tonproben bei der Zugabe von Wasser zu längeren Relaxationszeiten, was darauf schließen lässt, dass die zur Verfügung stehenden Hohlräume aufgeweitet werden. Es ist zu beobachten, dass Wasser sukzessive eingebaut wird. Die Tonproben zeigen keine Beschränkungen der Quellfähigkeit durch Porengeometrien, wie sie in anderen Gesteinen anzutreffen sind. Daher wird bei den reinen Tonproben mehr Wasser eingebaut als in Tonauskleidungen in Gesteinsporen.

9.6.6. Tracerversuche im Labor zur Ermittlung des Retardationsverhaltens von 1,2-*cis*-Dichlorethen (F. Dethlefsen & R. Wienberg)

9.6.6.1. Veranlassung

Die räumliche Beharrung des Kontaminationsschwerpunktes bei einer gleichzeitig hohen Abstandsgeschwindigkeit von ca. 100 m a^{-1} im liegenden Teil des gut durchlässigen, sandig-kiesigen Grundwasserleiter der Südstadt von Hannover stellte sich als ein Paradoxon dar, dessen Aufklärung zentral für die Bewertung des Falles wurde.

Die geochemische Analyse der Sedimente ergab geringe TOC-Gehalte mit einem Medianwert von 0,075 % TOC (Abb. 9.71, S. 138). Sie ließen keinen Erklärungsspielraum für Schadstoffsorption im erforderlichen Ausmaß zu, solange der gängige K_{OC} -Ansatz nach Karickhoff u. a. (1977) benutzt wurde. Auch der geringe Tonanteil⁴⁶ in der Korngrößenanalyse weist auf eine geringe Sorptionskapazität. Die chemisch unreifen, optisch bunten Streupräparate des Grundwasserleiters mit erkennbar vielen *lithischen Fragmenten* (Kap. 9.6.5.1, S. 151ff.) warfen aber die Frage auf, ob das reale Sorptionsverhalten des Grundwasserleiters tatsächlich ausreichend beschrieben ist und ob nicht innere Oberflächen von Partikeln und die Oberflächen der Minerale und Macerale eine höhere Sorption ermöglichen könnten. Eine Literaturrecherche im Projekt zeigte, daß zu diesem Problembereich aktuelle und ältere Literatur vorliegt (Allen-King u. a. (2002) sowie Altfelder u. a. (2000) und Literatur darin).

Parallel zu den sediment- und kohlepetrografischen Arbeiten wurden deshalb Batch- und Säulenversuche mit Standortmaterial konzipiert, um Sorptions- und Desorptionskoeffizienten zu bestimmen. Diese Versuche wurden mit ^{14}C -markiertem 1,2-*cis*-Dichlorethen durchgeführt. Der Vorteil sehr niedriger Nachweisgrenzen und vor allem die Möglichkeit mit Methoden der Festphasenextraktion eine Stoffbilanz über alle Fraktionen zu erstellen, waren die Gründe für den Einsatzes des β -Strahlers im Laborversuch. Der detaillierte Ergebnisbericht von Dethlefsen u. Wienberg (2006) wird im Anhang ??, S. ??ff. wiedergegeben. Hier folgen die Versuchsergebnisse und Bewertung in zusammenfassender Form.

9.6.6.2. Zusammenfassung

Im Einzelnen wurden folgende Versuche durchgeführt und analytisch bzw. numerisch ausgewertet:

- Sorptionkinetik mit ^{14}C -markiertem 1,2-*cis*-Dichlorethen (4×2 Versuche): keine kinetischen Effekte im Versuchszeitraum von 28 Tage.

⁴⁶Äquivalenzdurchmesser $< 2 \mu\text{m}$

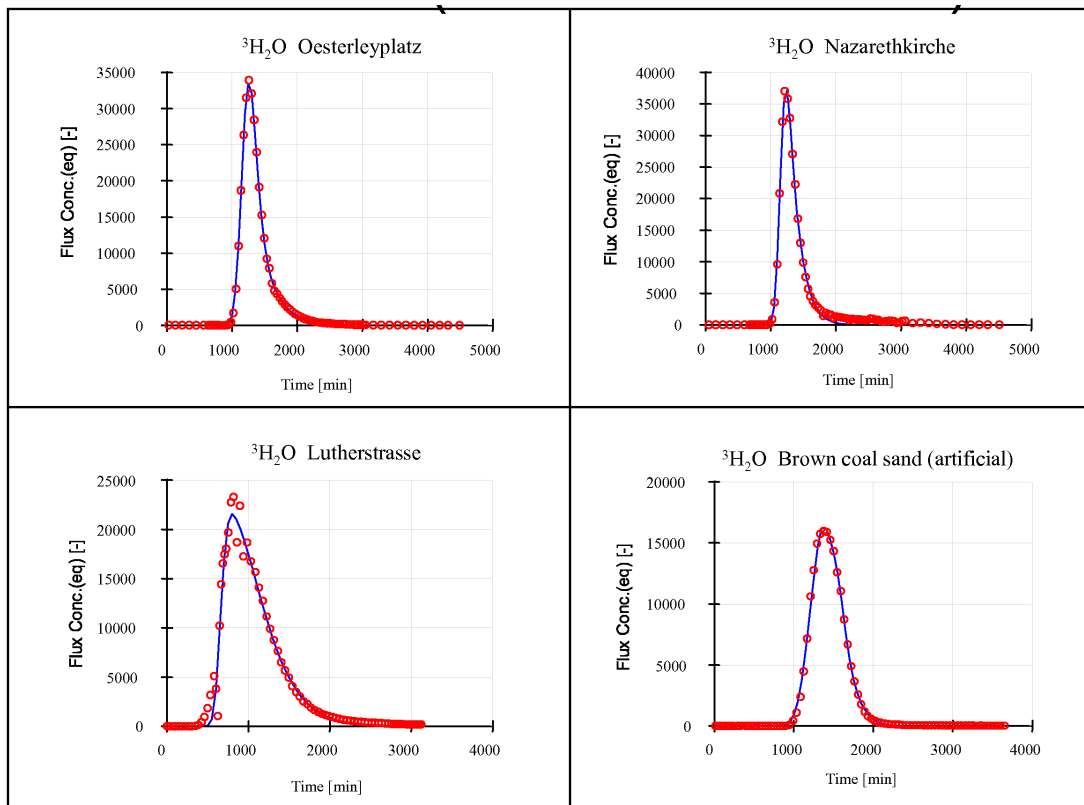


Abb. 9.102.: Messwerte und analytische Anpassung der Durchbruchkurven von Tritium am Säulenauslauf von vier Versuchssäulen, Material aus Mischproben von den drei Standorten Oesterleyplatz, Nazarethkirche und Lutherstr., Bestimmung der Migrations- und Säulenparameter war das Ziel; (Dethlefsen u. Wienberg, 2006) in Tagungsvortrag.

- Ermittlung von Sorptionisothermen mit ^{14}C -markiertem 1,2-*cis*-Dichlorethen (4×2 Versuche, zzgl. Prüfung des Rückstandes): Die Freundlich-Isotherme ($c_s = K_f \cdot c_{eq}^{1/n}$) eignet sich am Besten zur Anpassung der Daten, K_f -Werte von 0.12 bis 0.22 entsprechen einer sehr geringen Sorption des Standortmaterials und der synthetischen Braunkohlesand-Mischung.
- Sorptionsversuche mit nachfolgenden Desorptionsversuchen mit ^{14}C -markiertem 1,2-*cis*-Dichlorethen (4×3 Versuche): Es wurde eine ausgeprägte Hysterese zwischen Sorption und Desorption beobachtet, die Hinweis auf ein komplexeres Desorptionsverhalten gibt (Wienberg, 1989). Der Feststoff/Wasser-Verteilungskoeffizient nimmt in 3 aufeinanderfolgenden Desorptionsschritten zu, Intrapartikeldiffusion und Sorptionsplätze unterschiedlicher Qualität sind zwei mathematisch ähnliche Erklärungsansätze zur Beschreibung des Migrationsverhaltens (Van Genuchten u. Wagenet, 1989).
- Säulenversuche mit Tritium (^3T) zur Beschreibung von effektiver Porosität und Dispersion (Migrationsparameter) ($\times 4$): Bei einer effektiven Porosität von 0.16 bis 0.3 wurde in den 50 cm-Säulen eine sehr gute Übereinstimmung zwischen dem beobachteten ^3T -Durchbruch und der mathematisch-analytischen Lösung der Transportgleichung mit STANMOD erzielt (Toride u. a., 1999).

- Säulenversuche mit ^{14}C -markiertem 1,2-*cis*-Dichlorethen zur Beschreibung der Schadstoffmigration ($\times 4$): Die Durchbruchkurven am Säulenauslauf konnten unter Annahme eines *Two-site* Ansatzes nach Van Genuchten u. Wagenet (1989) mit STANMOD (Toride u. a., 1993) angepasst werden. Eingangsdaten waren die mit Tritium bestimmten Migrationsparameter.

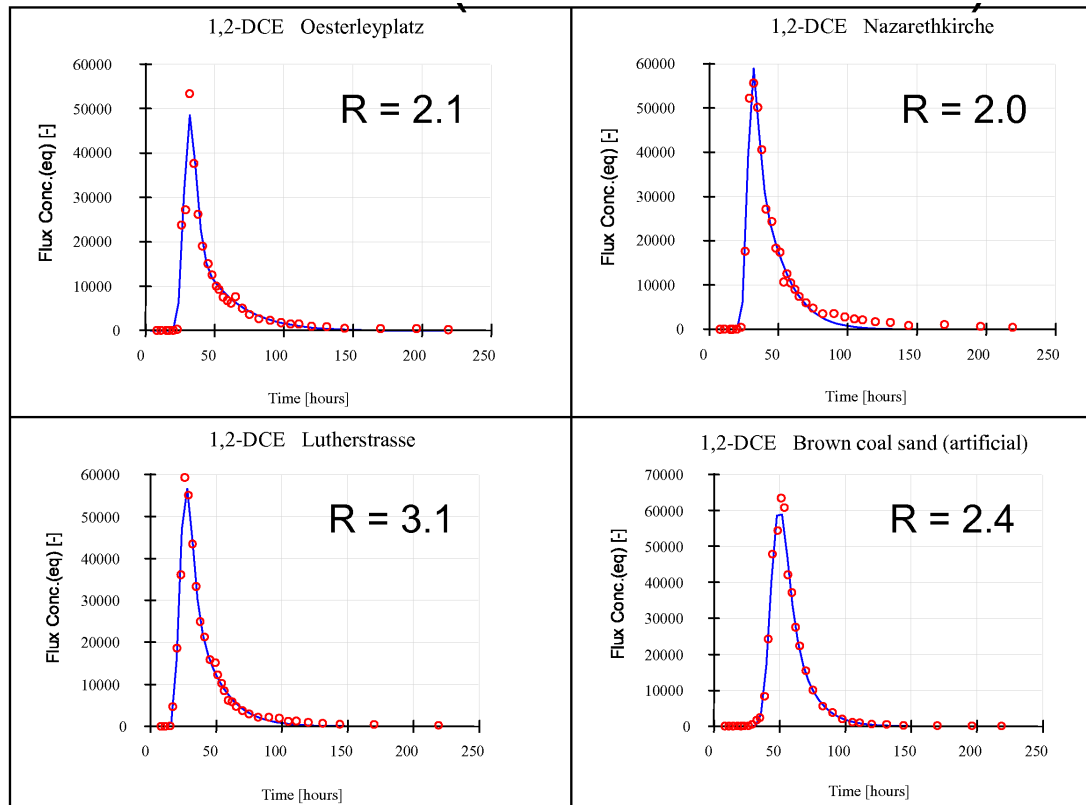


Abb. 9.103.: Messwerte und analytische Anpassung der Durchbruchkurven von ^{14}C -markiertem 1,2-*cis*-Dichlorethen am Säulenauslauf von vier Versuchssäulen, Material aus Mischproben von den drei Standorten Oesterleyplatz, Nazarethkirche und Lutherstr., gute Anpassung mit dem "two-site" Sorptionsansatz, insbesondere der *tailing*-Effekte, die ermittelten Retardationsfaktoren liegen zwischen 2.1 und 3.1, Braunkohlesand zeigt identisches Verhalten; (Dethlefsen u. Wienberg, 2006) in Tagungsvortrag.

Abb. 9.102 zeigt die Durchbruchkurven mit Tritium für die vier Versuchssäulen, von denen drei mit Standortmaterial gefüllt waren und eine Säule zu Referenz aus säuregewaschenem Quarzsand mit 0.12 Gew.% TOC aus fusinit-reicher Braunkohle gefüllt war. Mit dem Kohlezusatz sollte der Einfluß der Kohle isoliert betrachtet werden. Abb. 9.103 zeigt, das mit dem Ansatz der *two-site*-Sorption (Van Genuchten u. Wagenet, 1989) die allgemeine Transportgleichung mit Sorption in ihrer eindimensionalen Form sehr gut an die Versuchsergebnisse angepasst werden konnte. Vor allem das „*Tailing*“ der Durchbruchkurven, d.h. die Verzögerung des Rückgangs der Konzentrationen, ließ sich im Gegensatz zu einer Gleichgewichtssorption reproduzieren. Die säulenspezifischen Transportparameter waren zuvor methodisch unabhängig, ebenfalls durch Anpassung der Versuchsdaten mit der eindimensionalen Transportgleichung ermittelt worden.

Sequentielle Extraktionsversuche mit dem Versuchsmaterial zeigten, daß ein Rest von 1,2-*cis*-Dichlorethen in der Säule verblieben war. Für den vollständigen Austrag der β -Aktivität aus 1,2-*cis*-Dichlorethen aus der Säule wären noch mindestens 18 Porenvolumina schadstofffreien Wassers erforderlich gewesen.

9.6.6.3. Bewertung

An Sedimentmaterial aus drei Bohrungen aus der Südstadt von Hannover wurde mit Hilfe von Batch- und Säulenversuchen eine ausgeprägte Sorptions/Desorptions-Hysterese festgestellt. Ein Parallelversuch wurde mit einer synthetischen Mischung aus reinem Versuchssand und fusinit-reicher⁴⁷ Braunkohle durchgeführt. Die Kohlegehalte entsprachen dem Standortmaterial. Dies zeigt, dass tatsächlich *Kohlepartikel* im Sediment für die beobachteten Desorptionseigenschaften verantwortlich sind, die sich in einem langen „Tailing“ auswirken. Kohlepartikel besitzen eine erheblich verstärkte Sorption z.B. gegenüber Huminstoffen im Sediment (Allen-King u. a., 2002). Zu den Säulenversuchen mit ¹⁴C-markiertem 1,2-*cis*-Dichlorethen fassen Dethlefsen u. Wienberg (2006) zusammen: „*Ein Grund für das ausgeprägte Tailing ist vermutlich eine relativ langsame Desorption des 1,2-cis-Dichlorethen von Sedimentpartikeln, wie sie mit dem kinetischen Ratenkoeffizienten 1. Ordnung, α beschrieben wird*“.

Die Durchführung der Sorptions/Desorptionsuntersuchungen — einschließlich ihrer mathematischen Auswertung — hat im Projekt Hannover Südstadt in entscheidender Weise zur Aufklärung des Standortphänomens der über weit mehr als 10 Jahre ortsstabilen Fahne im Grundwasserleiter beigetragen (vgl. o.g. Paradoxon). Der entscheidende Einfluss kinetisch gesteuerter Desorption konnte mit unterschiedlichen Methoden laborativ widerspruchsfrei nachgewiesen werden und unter Nutzung einer geeigneten mathematisch-physikalischen Modellvorstellung (Van Genuchten u. Wagenet, 1989) rechnerisch nachvollzogen werden. Experimentell wurden erhöhte Retardationskoeffizienten ermittelt. Diese *standortspezifischen* Retardationskoeffizienten wurden zusammen mit der Modellvorstellung unterschiedlich „schneller“ Sorptionsplätze im Korngerüst des Grundwasserleiters in das konzeptionelle Reaktionsmodell des reaktiven Transportmodells integriert (Region Hannover, 2007). Die Annahme einer reinen Gleichgewichtssorption (Karickhoff u. a., 1977) greift im vorliegenden Fall zu kurz und wäre für eine weitere Prognose der Schadensentwicklung ungeeignet. Im Umkehrschluss folgt daraus, daß entscheidende Prozesse ohne die hier diskutierten Laboruntersuchungen (Kap. 9.6.5.2 und Kap. 9.6.5.3) mit standortspezifischem Material nicht erkannt und erfasst worden wären.

Es lässt sich verallgemeinern, dass an Standorten für die *Natürliche Schadstoffminderung* als Handlungsoption in Frage kommt, eine Bewertung des Sorptions/Desorptions-Verhaltens am Standort im Grundsatz immer erforderlich ist. Das schließt die halbquantitative, mineralogisch-petrografische Analyse der Kornkomponenten im Grundwasserleiter mit ein, da deren Ergebnisse wesentliche Hinweise für zielgerichtete Prozessuntersuchungen geben können⁴⁸.

⁴⁷Brandreste

⁴⁸Ein erhöhter Beprobungsaufwand entsteht dadurch nicht, da schon zur Ermittlung von TOC-Werten

teufenorientierte Sedimentproben gewonnen werden müssen.

9.7. Altdaten — Beschaffenheit des Grundwassers bis 2002

9.7.1. Hydraulische Ereignisse

Die Überwachung der Grundwasserstände im Stadtgebiet von Hannover datiert bis in das Jahr 1941 zurück. Eine Systematisierung fand in den 1950er Jahren statt (mdl. Mitteilung Herr R. Hiller, Landeshauptstadt Hannover). Die gemessenen Grundwasserstände im Stadtgebiet werden sämtlich beim Amt für Geoinformation/Baugrund und Grundwasser vorgehalten.

Entscheidend für die Interpretation der Fahnenentwicklung sind die Jahre ab 1970, da hier im Bereich der Südstadt umfangreiche Baumaßnahmen mit zum Teil tief- und weitreichenden Grundwasserabsenkungen stattgefunden haben. Eine Skizze mit Ausweisung der anthropogenen hydraulischen Grossereignisse zeigt Abbildung 9.104.

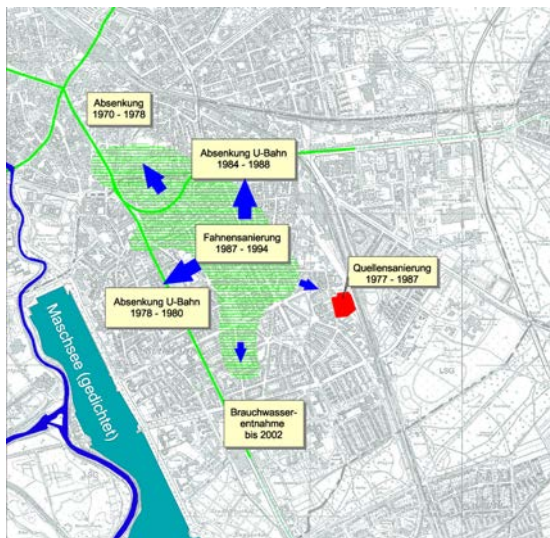


Abb. 9.104.: Hydraulische Ereignisse seit 1970. Neben den Grundwasserabsenkungen im Zuge des U-Bahn-Baus (1970–1988) wurden 1977–1987 Grundwassersanierungsmaßnahmen an der damals noch nicht durch Dichtwand gesicherten Quelle durchgeführt. Eine Fahnenanierung fand von 1987–1994 statt, eine Brauchwasserentnahme wurde bis 2002 südlich des Fahnenendes betrieben. Abbildung: Mull & Partner Ingenieurgesellschaft mbH.

In Tabelle 9.32 sind die vorhandenen kontinuierlichen Grundwasserstandsaufzeichnungen aufgeführt.

Tab. 9.32.: Anzahl der kontinuierlichen Grundwasserstandszeitreihen (mindestens monatl. Messung)

seit 1970er Jahren	11 Zeitreihen
seit 1980er Jahren	15 Zeitreihen
seit 1990er Jahren	21 Zeitreihen

Seit den 1990er Jahren existieren somit insgesamt 47 kontinuierlich (im Regelfall monatlich) auf ihre Grundwasserstände überprüfte Grundwassermessstellen im Südstadtgebiet. Abbildung 9.105 zeigt exemplarisch vier Zeitreihen von Grundwasserständen in unterschiedlichen räumlichen Abständen zu den damaligen U-Bahn-Baustellen. Es wird deutlich, dass zeitweise eine Grundwasserabsenkung bis auf die Staueroberkante (ca. 43 m NN) stattgefunden

hat. Alle vorhandenen Grundwasserstandszeitreihen sind in der Anlage ?? dem Bericht beigelegt. Die Grundwasserstandszeitreihen dienen als Eingangsparameter für die Erstellung der hydraulischen Grundwassermodelle der Projektpartner.

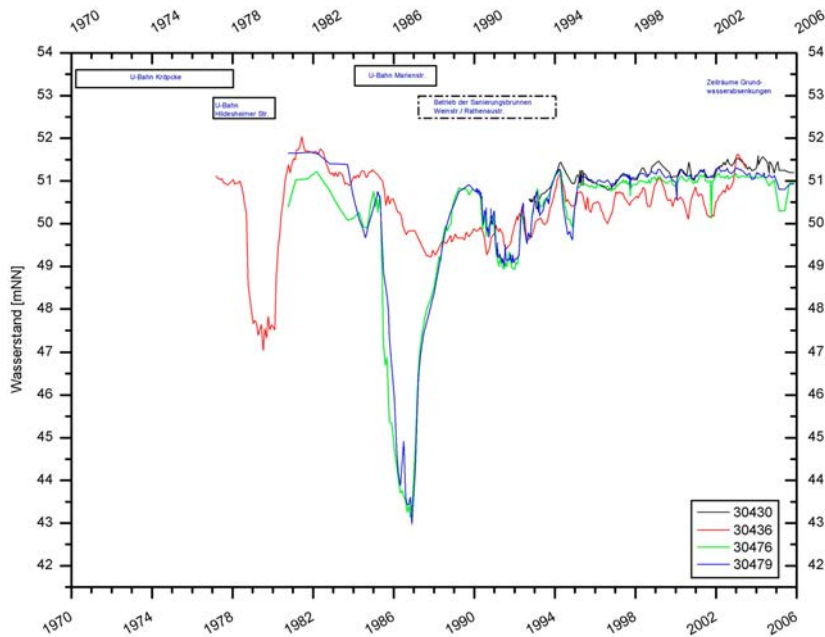


Abb. 9.105.: Grundwasserstandszeitreihen aus den Nahbereich der Grundwasserabsenkung beim U-Bahn-Bau (1975–2006). Deutlich ist der Einfluss der Grundwasserabsenkungen in den Bauabschnitten Hildesheimer Strasse und Marienstrasse zu erkennen sowie der Betrieb der Fahnsanierungsbrunnengalerie Weinstrasse/Rathenaustrasse.

9.7.2. Grundwasserchemie

9.7.2.1. LHKW als Summenparameter

Die ersten auf den Grundwasserchemismus abzielenden Untersuchungen wurden in den 70er Jahren des vorigen Jahrhunderts vom Amt für Stadtvermessung Hannover durchgeführt. Dabei stand vor allem der anorganische Lösungsinhalt im Vordergrund. Diese Daten liegen allerdings nicht mehr vor (mdl. Mitteilung R. Hiller, Landeshauptstadt Hannover).

Im Zuge der Erkundung der Abstromfahne wurden seit 1976 Analysen des Grundwassers durchgeführt. In den Anlagen ?? und ?? des vorliegenden Berichts sind die bei den Recherchen in den zugänglichen (nicht veröffentlichten) Gutachten gefundenen Analyseergebnisse aufgeführt.

Abbildung 9.106 links zeigt die Anzahl der Meßstellen, die seit Bekanntwerden des Schadens gezielt auf ihre Gehalte an LHKW überprüft worden sind.

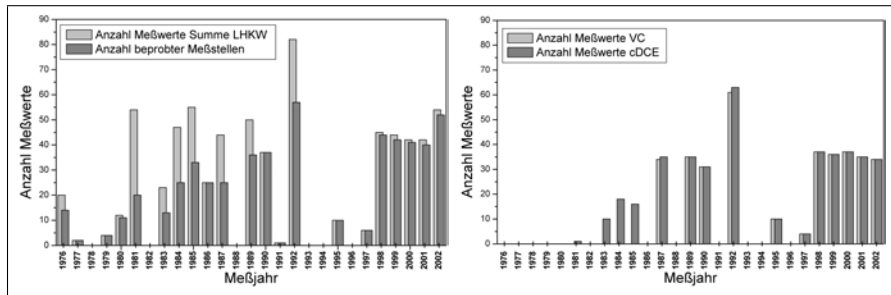


Abb. 9.106.: Anzahl der LHKW–Messdaten seit 1976. **Links:** Anzahl der LHKW–Analysen pro Messjahr. Häufig wurden Vergleichsanalysen durchgeführt, so daß die Anzahl der Messwerte wesentlich größer ist als die Anzahl der beprobten Messstellen. **Rechts:** Vergleich der Anzahl der Metabolitenanalytik. Einzelparameter wurden ab dem Jahr 1981 in geringer Zahl gemessen, ab 1987 wurde Vinylchlorid als Einzelparameter standardmäßig analysiert.

In den ersten Jahren nach Bekanntwerden des Schadens ist nur eine geringe Anzahl von Grundwassermessstellen überprüft worden, diese jedoch z.T. doppelt. In den späten 1980er Jahren wurden Gegenüberstellungen der Meßmethoden AOX (Adsorbierbare Organisch gebundene Halogene, damals DIN 38409-H14, durchgeführt vom Niedersächsischen Landesamt für Wasserwirtschaft NLW) und Gaschromatographie (NLW und Stadtentwässerung Hannover) als Summenparameter mehrfach durchgeführt und dabei bei beiden Analysemethoden sehr heterogene Ergebnisse erzielt. Weiterhin wurden die Daten räumlich und zeitlich nicht konsistent erhoben, je nach aktueller Problemstellung wurden Grundwassermessstellen ausgesucht und beprobt, so dass kaum langanhaltende Zeitreihen verfügbar sind.

Erschwerend für eine tiefergehende Auswertung ist auch der (häufig in langlaufenden Projekten angetroffene) Umstand, dass Probenentnahmestrategie, Probennehmer und analysierendes Labor mit den Jahren häufig wechselten. Darüber hinaus wurden, gerade in den ersten Jahren der Systematisierung der Probenentnahme, Grundwasseraufschlüsse sehr heterogener Qualität benutzt (u.a. Trinkwassernotbrunnen), welche *per se* nur Anhaltspunkte für den realen Lösungsinhalt geben können. Die daraus resultierende Variabilität in den Messwerten reicht daher nur für eine überschlägige, deskriptive Interpretation der Messdaten.

Eine Analytik auf LHKW-Metabolite (Trichlorethen, 1,2-*cis*-Dichlorethen) liegt rudimentär seit 1981 vor, Vinylchlorid wurde seit dem Jahr 1987 in größerem Umfang in die Analytik integriert. Abbildung 9.106 zeigt die jeweilige Anzahl an Metabolitenanalysen anhand von 1,2-*cis*-Dichlorethen und separat die Vinylchlorid-Analytik. Alle Analysenbefunde sind graphisch und tabellarisch in der Anlage dem Bericht beigegeben.

Basierend auf den Recherchen bezüglich der historischen Grundwasserstände und der LHKW–Zusammensetzung wurden Grundwasserdifferenzgleichungspläne und LHKW–Verteilungspläne für hydraulisch besonders interessante Jahre erstellt. Die Grundwasserdifferenzgleichungspläne wurden jeweils aus den gemessenen Grundwasserständen des jeweiligen Zeitraums und dem unbeeinflussten Grundwasserstand vom Juni 2006 ermittelt.

Die Abbildungen 9.107 bis 9.112 zeigen die Grundwasserdifferenzenpläne in Jahren besonders starker anthropogener Grundwasserbeeinflussung und die in den betreffenden Jahren ermittelten LHKW-Messergebnisse.



Abb. 9.107.: Interpolierter Grundwasserdifferenzenplan Juni/Juli 1972. Im Nordwesten sind die Auswirkungen der Grundwasserabsenkung im Zuge des U-Bahn-Knotenpunktes Kröpcke zu erkennen. Der südliche Absenktrichter rührt von einer langjährigen Brauchwasserentnahme her. Zum Vergleich ist als Pfeilschwarm die unbeeinflusste Grundwasserfließrichtung vom Juni 2006 dargestellt.



Abb. 9.108.: Interpolierter Grundwasserhöhengleichenplan Juni/Juli 1976. Weiterhin besteht ein Absenktrichter im Nordwesten ebenso wie im Süden des Betrachtungsgebietes. In 1976 wurden die ersten LHKW-Analysen vorgenommen, es zeigt sich ein Maximum an der Nazarethkirche sowie geringere Gehalte im (künstlichen) Fahnenabstrom.



Abb. 9.109.: Interpolierter Grundwasserdifferenzenplan Juni/Juli 1979. Im Zuge der Bauarbeiten an der U-Bahnlinie B—Süd wurde eine großräumige Absenkung an der Hildesheimer Strasse vorgenommen, die Absenkbeträge betragen z.T. über 7 m. In 1979 wurden relativ wenige LHKW-Analysen vorgenommen, die Messstelle an der Nazarethkirche (Trinkwassernotbrunnen 150131) zeigt wiederum ein Maximum.

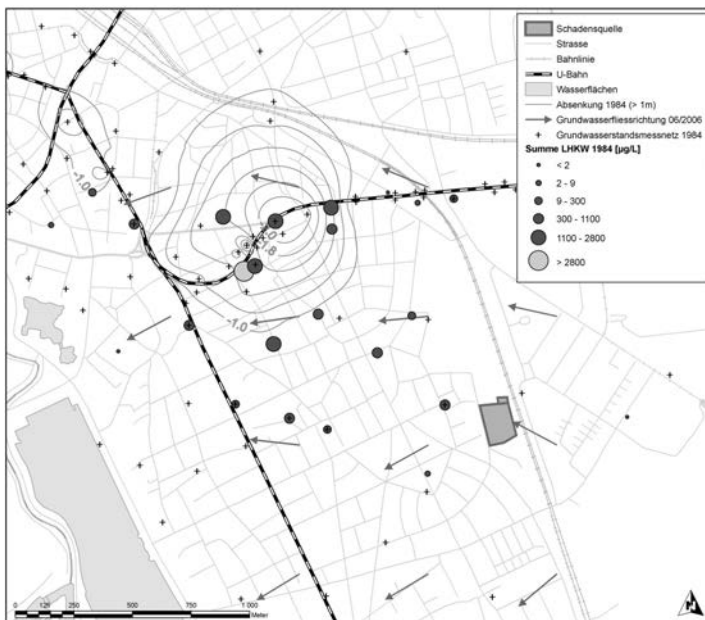


Abb. 9.110.: Interpolierter Grundwasserdifferenzenplan Juni/Juli 1984. Die Bauarbeiten an der Linie C—Ost bedingen eine Grundwasserabsenkung an der Marienstrasse, die generale beeinflusste Fließrichtung ist N bis NW. In 1984 wurden 25 Grundwasser-messstellen einer Beprobung unterzogen, lokales Schadstoffzentrum ist der Absenkbereich in der Marienstrasse.



Abb. 9.111.: Interpolierter Grundwasserdifferenzenplan Juni/Juli 1987. Ein großräumiger Absenktrichter im Nordosten des Untersuchungsgebietes wurde durch die Errichtung des U-Bahn-Bauwerks Braunschweiger Platz erzeugt. Die Auswirkungen dieser Maßnahme sind mit Absenkbeträgen um 3 m auch an der Schadensquelle deutlich bemerkbar. LHKW-Maxima sind wiederum an der Nazarethkirche ersichtlic, weiterhin wurden LHKW im Bereich der Marienstrasse, aber auch nördlic des Aegidientorplatzes und NW des Kröpcke ermittelt.

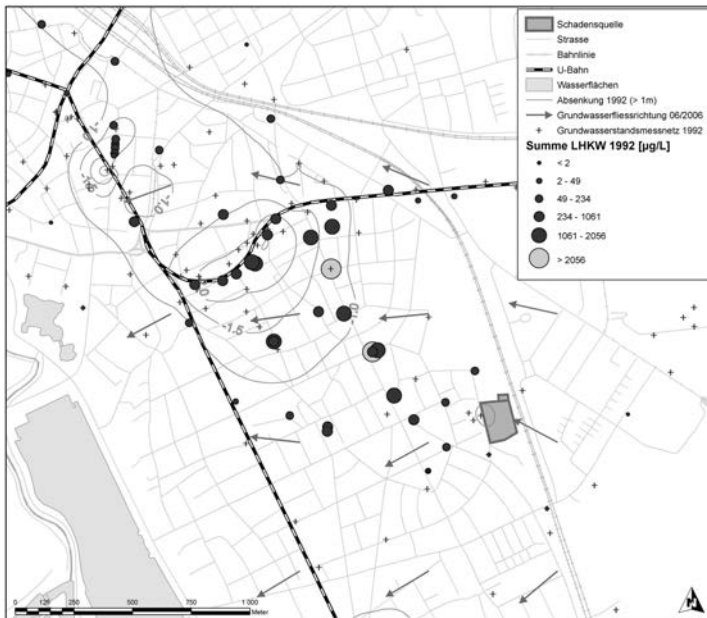


Abb. 9.112.: Interpolierter Grundwasserdifferenzenplan Juni/Juli 1992. Im Bereich der östlichen Marienstrasse besteht ein Absenktrichter, der durch die Sanierungsbrunnen der Fahnen-sanierung hervorgerufen wird. Ein zweiter Absenktrichter besteht im Bereich des Opernplatzes weiter im Nordwesten, wo die zweite Brunnengalerie der Fahnen-sanierung angesiedelt wurde. Die Absenkung im südlichen Teil der Hildesheimer Strasse, hervorgerufen durch Brauchwasserentnahmen, besteht weiterhin. Maximale LHKW-Gehalte befinden sich im Bereich Nazarethkirche sowie weiter nördlic im Umfeld der Sallstrasse.

9.7.2.2. Metabolitenverteilungen

In der Anlage ?? des vorliegenden Berichtes sind die in den Jahren 1983 bis 2002 gemessenen LHKW-Analysen (Trichlorethen, 1,2-*cis*-Dichlorethen und Vinylchlorid) graphisch aufgetragen und liegen als Verteilungskarten (Anlage ??) vor. Nachfolgend werden die wichtigsten Befunde aus den Verteilungen der einzelnen Metabolite aufgezeigt.

9.7.2.2.1. Trichlorethen Zu Beginn der Messungen auf LHKW-Einzelsubstanzen in den Jahren 1983 bis 1985 wurden vornehmlich im Zentralteil der Südstadt (Nazarethkirche bis Marienstrasse/Gartenkirche) Analysen vorgenommen. Hier fanden sich erhöhte TCE-Gehalte $\gg 1000 \mu\text{g/L}$. Das Fahnenrandgebiet beginnt nach Westen im Bereich Hildesheimer Strasse/Aegidientorplatz mit Gehalten um $50 \mu\text{g/L}$.

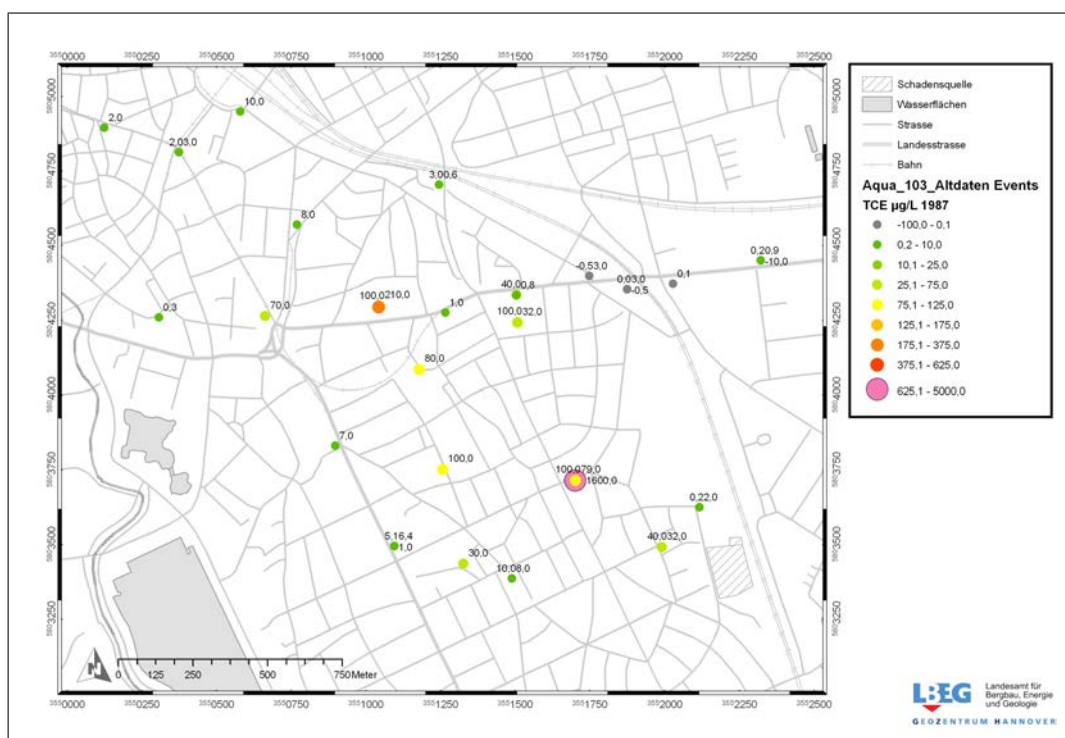


Abb. 9.113.: Verteilung von Trichlorethen im Jahr 1987. Das Zentrum der Trichlorethen-Kontamination befindet sich an der Nazarethkirche (Analysefehler?), weitere erhöhte Gehalte an Trichlorethen befinden sich im Bereich U-Bahn Marienstrasse. An einigen Messstellen wurden im Jahr 1987 mehrfach Analysen vorgenommen.

Abbildung 9.113 zeigt die Verteilung von Trichlorethen im Jahr 1987. Das Zentrum der TCE-Fahne liegt nun im Bereich der Nazarethkirche mit $1600 \mu\text{g/L}$. Zwei weitere Messungen in diesem Jahr ergaben Gehalte von 100 bzw. $79 \mu\text{g/L}$, insofern ist ein Ausreisser durch einen Analysefehler nicht auszuschliessen.

Weitere Maxima befinden sich im Bereich der Marienstrasse (Gartenkirche) sowie im Zentralteil der Südstadt dort, wo sich auch aktuell die TCE-Maxima befinden. Die Trichlorethen-

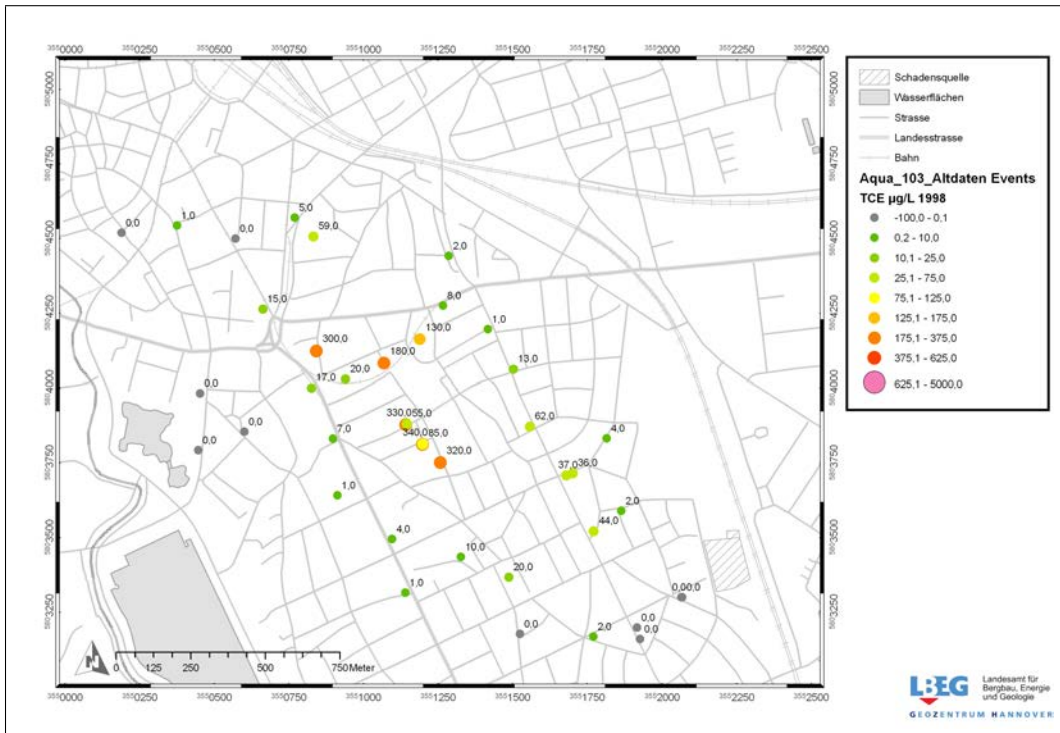


Abb. 9.114.: Verteilung von Trichlorethen im Jahr 1998. Das Trichlorethen–Maximum befindet sich in diesem und den folgenden Jahren im Bereich Ostermannstrasse/Sallstrasse (südlich der Kartenmitte).

Gehalte im Fahnenrandbereich haben im Jahr 1987 bereits Werte im einstelligen µg/L–Bereich angenommen. Diese Verteilung wird auch in den folgenden Jahren immer wieder vorgefunden (Maxima im Bereich U–Bahn Marienstrasse und im Zentralteil der Südstad), zum Teil mit Maximalgehalten von über 700 µg/L (1990).

In den Folgejahren bis 1998 wurden im Südstadtgebiet keine gut auswertbaren flächenhaften Analysen von Metaboliten vorgenommen. Abbildung 9.114 zeigt die Trichlorethen–Verteilung, die im Jahr 1998 ermittelt wurde. Aus der Graphik wird ersichtlich, dass sich ab dem Jahr 1998 die Lage und Grösse der Trichlorethen–Verteilung konsolidiert. Das Maximum der Trichlorethen–Kontamination befindet sich seitdem im Bereich Sallstrasse/Ostermannstrasse und auch die Gehalte bewegen sich in diesem und den folgenden Jahren auf relativ gleichbleibendem Niveau zwischen 200 und max. 400 µg/L. Die Karten der Verteilungen der folgenden Jahre bis 2002 befinden sich in der Anlage ??.

9.7.2.2.2. 1,2-cis-Dichlorethen Die in der Anlage ?? und ?? befindlichen Abbildungen zur räumlichen und zeitlichen Entwicklung der 1,2-*cis*-Dichlorethen-Verteilung zeigen zu Beginn der Aufzeichnungen in den Jahren 1983 und 1984 eine Verlagerung des Schadensmaximums vom Zentralteil der Südstadt hin zur Marienstrasse bzw. zum betreffenden U-Bahn-Bauabschnitt mit Maxima bis $> 3200 \mu\text{g/L}$. Weiterhin sind im Zentralteil der Südstadt erhöhte Gehalte an 1,2-*cis*-Dichlorethen vorzufinden, sie treten aber auch im Bereich Aegidientorplatz auf. 1985 befindet sich das Maximum an 1,2-*cis*-Dichlorethen wiederum an der beschriebenen Stelle rund um die U-Bahn Marienstrasse, aber auch im Zentralteil der Südstadt werden erhöhte Gehalte $>1500 \mu\text{g/L}$ angetroffen (Abbildung 9.115).

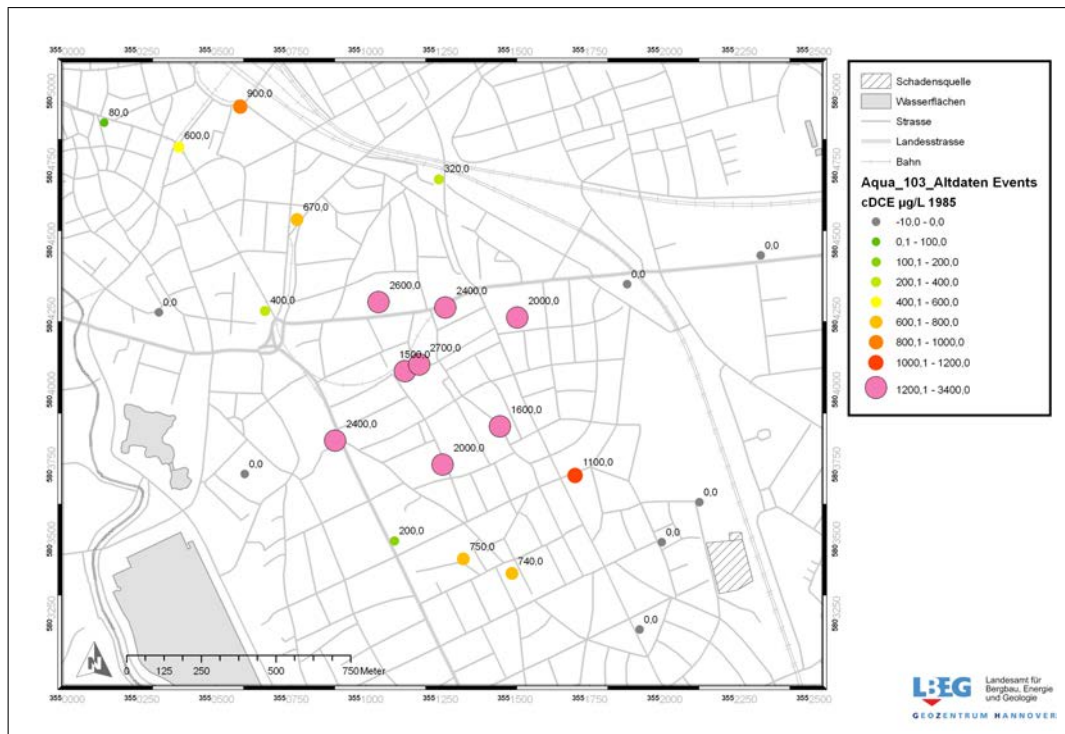


Abb. 9.115.: Verteilung von 1,2-*cis*-Dichlorethen im Jahr 1985.

Auffällig ist die Situation zwei Jahre später. Abbildung 9.116 zeigt diese Verteilung. Die im Jahr 1985 vorgefundenen Maxima im Zentralbereich der Südstadt sind bis auf ca. $400 \mu\text{g/L}$ zurückgegangen, Maxima zeigen sich im Bereich der Marienstrasse sowie an der Nazarethkirche. Auch die in 1985 im nordwestlichsten Teil des Fahnenbereichs vorgefundenen Gehalte bis $900 \mu\text{g/L}$ waren nicht mehr in dieser Höhe vorzufinden.

Der Befund der gleichbleibenden 1,2-*cis*-Dichlorethen-Gehalte läßt sich über die folgenden Jahre verfolgen. Das Niveau der 1,2-*cis*-Dichlorethen-Gehalte ist gegenüber denen der frühen 1980er Jahre deutlich niedriger geworden, eine Verlagerung der 1,2-*cis*-Dichlorethen-Fahne oder ein Abklingen der Gehalte ist, bis auf den nordwestlichen Fahnenrand, nicht zu verzeichnen. Maxima wurden bis zum Ende der Datenerhebung im Auftrag der Stadt Hannover immer wieder in den Bereichen Marienstrasse, Zentralteil der Südstadt

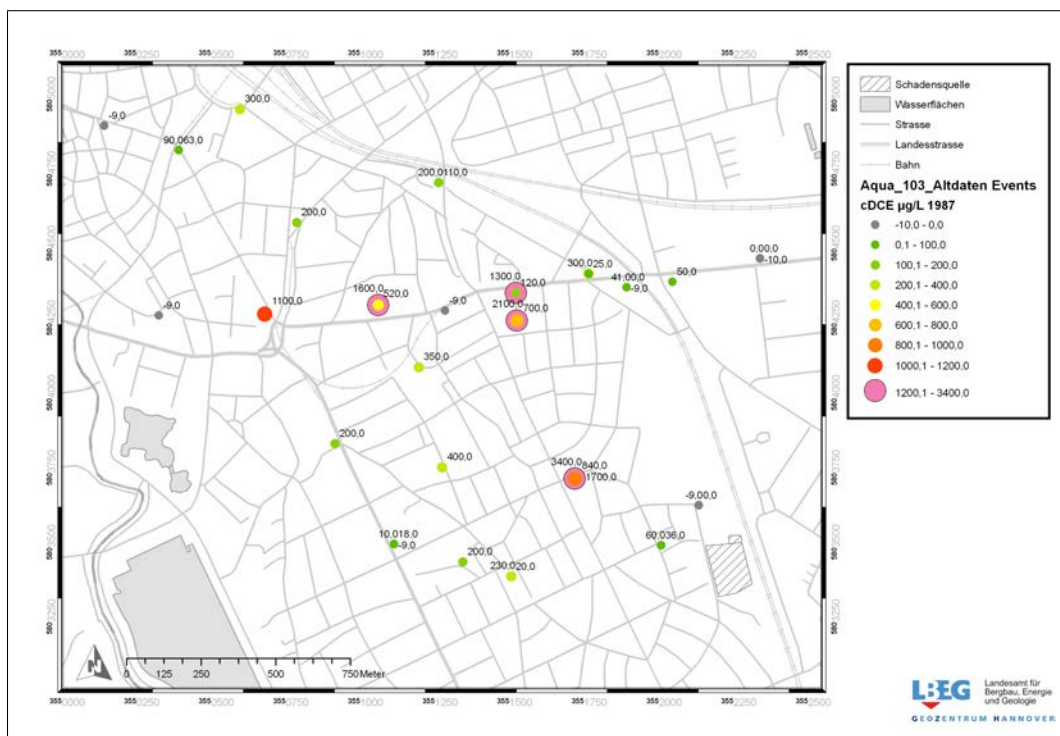


Abb. 9.116.: Verteilung von 1,2-*cis*-Dichlorethen im Jahr 1987.

und Nazarethkirche vorgefunden. Es ergibt sich somit ein flächenhafter Maximalbereich von ca. 1 km² im Zentrum der Südstadt.

9.7.2.2.3. Vinylchlorid Das Messjahr 1987, das die erste dezidierte Vinylchlorid–Analytik gebracht hat, zeigt Vinylchlorid–Maxima im Bereich der Nazarethkirche sowie im Süden des Fahnenbereiches (Stephansplatz). Ausserdem sind einige Grundwassermessstellen in östlichen Teil der Marienstrasse mit Vinylchlorid belastet. Mit Hinzunahme weiterer Messstellen zum Beprobungskanon in 1989 verdichtet sich dieses Bild noch. Das Vinylchlorid–Zentrum ist im östlichen Fahnen teil lokalisiert, hier vor allem wiederum an der Nazarethkirche und im Bereich östliche Marienstrasse (Abbildung 9.117).

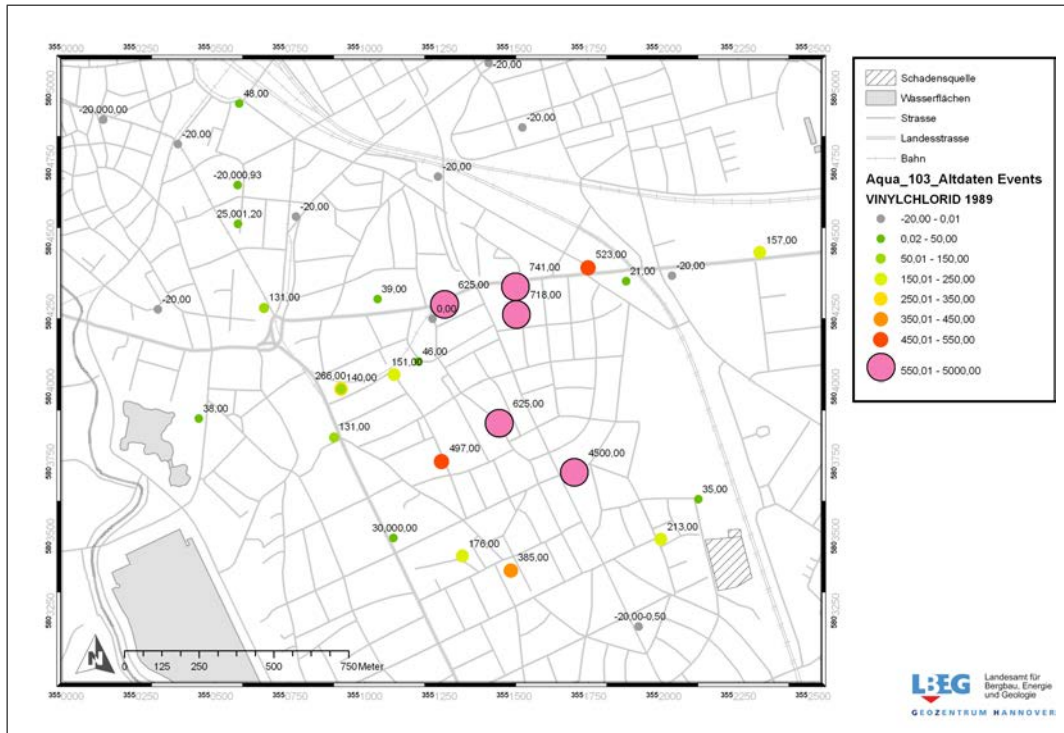


Abb. 9.117.: Verteilung von Vinylchlorid im Jahr 1989.

Im weiteren Verlauf der Fahnenhistorie konsolidiert sich das Zentrum der Vinylchlorid–Vorkommen in einem N/S-verlaufenden Bereich entlang der Sallstrasse. Die Fahnenränder, hier vor allem zu nennen der nördliche und westliche Fahnenrand, zeigen innerhalb weniger Jahre stark rückschreitende Tendenzen bis hin zum vollständigen Verschwinden von Vinylchlorid. Die Gehalte an Vinylchlorid bewegen sich bei max. 200 $\mu\text{g}/\text{L}$ im Fahnenmaximum, auch hier ist eine deutliche Abnahme zu verzeichnen. Abbildung 9.118 zeigt die Verteilung von Vinylchlorid im Jahr 2002.

9.7.2.2.4. Verhältnisse der Metaboliten Einen anderen Ansatz der Darstellung des LHKW–Lösungsinhaltes in den Grundwasseranalysen der Vergangenheit geben die Karten der Verteilung der Verhältnisse der Metaboliten in den Grundwassermessstellen. Diese Karten sind der Anlage ?? des vorliegenden Berichtes beigegeben. Abbildung 9.119 zeigt beispielhaft die Verteilung von Trichlorethen, 1,2-*cis*-Dichlorethen und Vinylchlorid anhand von Tortendiagrammen.

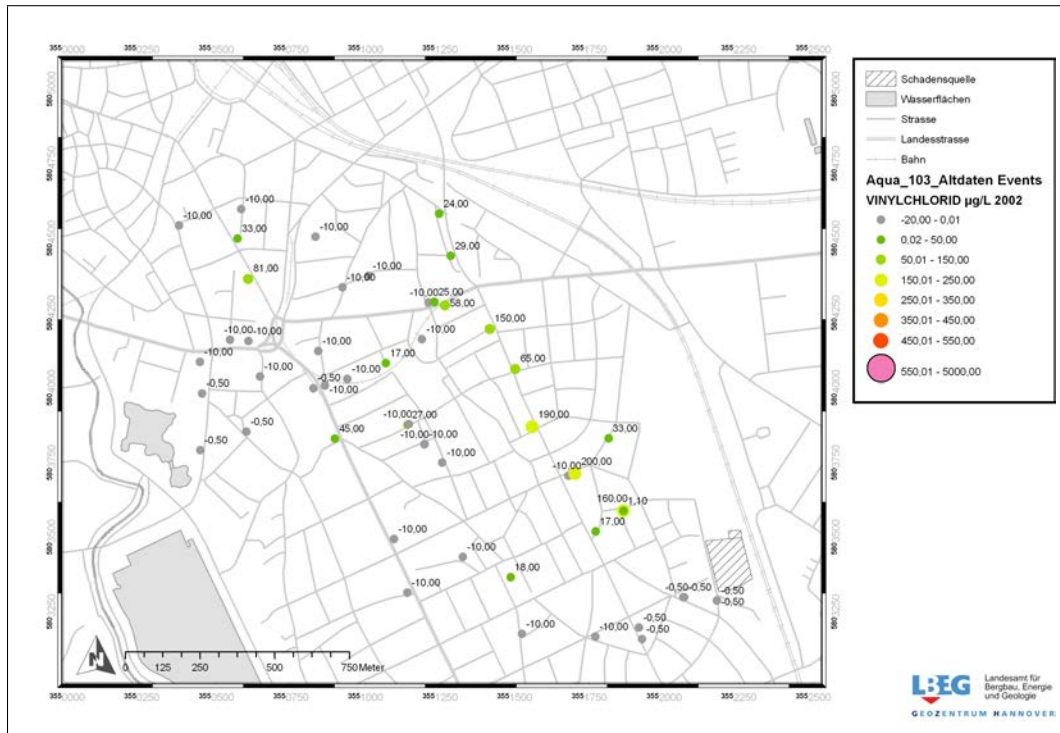


Abb. 9.118.: Verteilung von Vinylchlorid im Jahr 2002.

Wie aus den *pie chart*-Darstellungen ersichtlich ist, bestehen bereits seit Beginn der Analytik auf Metabolite Tendenzen zur räumlichen Fraktionierung. Im überwiegenden Teil des Untersuchungsgebietes herrscht 1,2-*cis*-Dichlorethen vor, die Gehalte an Vinylchlorid sowie des Primärkontaminanten Trichlorethen treten demgegenüber zurück. Räumliche Schwerpunkte sind seit den späten 1980er Jahren:

Trichlorethen Bereich zwischen U-Bahn Marienstrasse, Hildesheimer Strasse und Gr. Barlinge

1,2-*cis*-Dichlorethen fast der gesamte Fahnenbereich mit Ausnahme des östlichen Anstrombereiches.

Vinylchlorid östlicher Anstrombereich

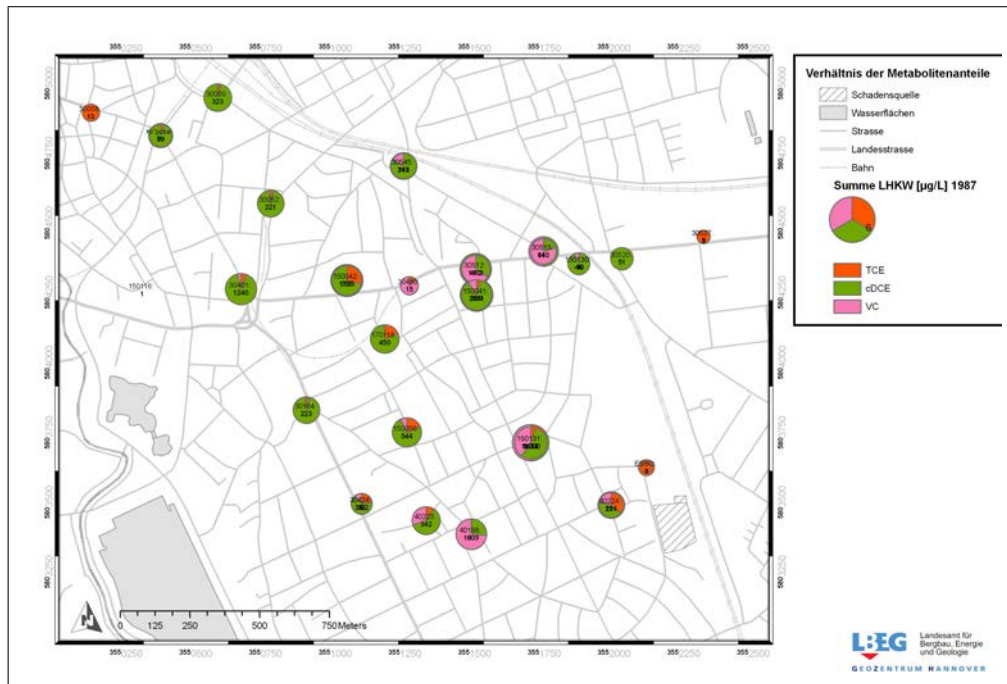


Abb. 9.119.: Verteilung von Trichlorethen, 1,2-*cis*-Dichlorethen und Vinylchlorid im Jahr 1987 (Verhältnisdarstellung). Dargestellt sind die gemessenen Grundwassermessstellen mit Bezeichnung, die ermittelten Gesamtkonzentrationen in $\mu\text{g/L}$ und die prozentualen Anteile der jeweiligen Metaboliten. Der Durchmesser des Kreises ist relativ zur Gesamtkonzentration. An einigen Messstellen wurden Mehrfachmessungen vorgenommen, hier überlagern sich die Tortendiagramme. Die Darstellungen der Jahre 1990 bis 2002 befinden sich der Anlage.

9.8. Beschaffenheit des Grundwassers

9.8.1. H₂-Messungen (M.D. Alter, M. Steiof)



9.8.1.1. Aufgabenstellung

Im Rahmen des KORA-Forschungsprojektes „Raumdifferenziertes innovatives Monitoring von LHKW-Grundwasserkontaminationen am Beispiel Hannover-Südstadt“ sollten Wasserstoffmessungen zur Ergänzung des Monitoring der biologischen Prozesse der natürlichen Schadstoffminderung (Natural Attenuation) an ausgewählten Messstellen durchgeführt werden. Vorgesehen war, an drei Messstellen in 5 Entnahmetiefen die H₂-Konzentration zu bestimmen. Nach Sichtung der Unterlagen der Messstellen und bisheriger Analysendaten wurden in Abstimmung mit dem Auftraggeber 5 Messstellen mit je 2 Entnahmetiefen ausgewählt.

9.8.1.1.1. Untersuchungsziele Mit der durchgeführten H₂-Untersuchung sollte ein Zusammenhang zwischen der H₂-Konzentration und NA-Prozessen von LCKW nachgewiesen werden. Außerdem sollte die Anwendbarkeit von Wasserstoff als Monitoringparameter bei CKW-Schadensfällen überprüft werden. Damit einher ging die Erprobung der vorgeschlagenen Probenahmemethodik im Feld.

9.8.1.1.2. Auswahlkriterien Die Messstellen wurden nach folgenden Kriterien ausgewählt:

Grundwasserchemie: reduziertes Milieu, charakterisiert durch:

- Nitratkonzentration <1 mg/L
- Konzentration an gelöstem Fe²⁺ >1 mg/L

Schadstoffmenge: hohe Konzentrationen an 1,2-*cis*-Dichlorethen und Vinylchlorid

Pegeldurchmesser: einheitlich 50 mm, um die gleichen Entnahmesysteme einsetzen zu können.

Zeitaufwand: Die Probenahme sollte innerhalb eines Tages erfolgen, um eine Analyse innerhalb von 24 Stunden vornehmen zu können.

9.8.1.1.3. Messstellen Anhand der oben genannten Kriterien wurden die in Tabelle 9.33 aufgeführten Messstellen beprobt.

Tab. 9.33.: Messstellenauswahl

	ID	Verfilterung	Pumptiefen	GW-Spiegel
Lutherstr. 32a	180928	11-14,8 m	12,5 u. 14 m	4,02 m
Sallstr./Nazarethkirche	30644B	16-18 m	16,5 u. 17,5 m	2,68 m
Oesterleyplatz (T)	47338	12,59-14,59 m	13 u. 14 m	3,09 m
Oesterleyplatz (M)	47337	7,26-9,26 m	7,7 u. 8,7 m	2,95 m
Wilhelmstr. 2-4	30476	7,1-9,1 m	7,5 u. 8,5 m	3,55 m

9.8.1.2. Durchführung

Die Probenahme in Hannover erfolgte in 2 Schritten an zwei aufeinanderfolgenden Tagen. Am ersten Tag wurden die Probenahmesysteme in die Messstellen eingebracht. Damit soll die Einstellung der normalen Milieubedingungen bis zum Folgetag sichergestellt werden, da durch das Einbringen die Grundwasserverhältnisse erheblich gestört werden können und ein Abpumpen des Brunnenvolumens mit den geringen Volumenströmen der hier angewendeten Probenahme in hinreichender Zeit nicht möglich ist. Ober- und unterhalb sowie zwischen den Minidruckpumpen, die in den oben genannten Tiefen befestigt waren, befanden sich zur Abdichtung Gummimanschetten. An der Messstelle 47338 (Oesterleyplatz), die zuerst mit dem Pumpsystem versehen wurde, wurde zum Ende des ersten Tages eine erste Testbeprobung zur Überprüfung des Equipments durchgeführt.

Am zweiten Tag wurden die Messstellen in der Reihenfolge 47337/47338, 30644B (=36441), 180928 und 30476 beprobt. Mit Hilfe der elektronischen Pumpensteuerung wurde zunächst die größtmögliche Fließgeschwindigkeit der einzelnen Pumpsysteme eingestellt. Aufgrund der geringen Fließgeschwindigkeiten wurden mit Ausnahme der Messstelle 47338 jeweils die Volumenströme der beiden tiefenorientierten Pumpsysteme zusammengefasst. Der O₂-Gehalt und das Redoxpotenzial wurden gemessen. Zusätzlich zu den H₂-Proben wurden Proben für die Bestimmung von Anionen, Fe-gesamt, DOC und LCKW (einschließlich Gase) genommen.

Am dritten Tag wurden die H₂-, LCKW- und DOC-Proben in Berlin gemessen. Die Analyse der Anionen und von Gesamteisen erfolgte später.

9.8.1.2.1. Probenahme von Wasserstoff Um einen möglichst einheitlichen Volumenstrom für die Extraktion des Wasserstoff zu erzielen, wurde eine Orsat-Blase als Puffer eingesetzt und das Wasser aus diesem mittels Schlauchpumpe in eine Gasmaus befördert. Nach der Bestimmung des Volumenstromes sowie der O₂-Konzentration und des Redoxpotenzials wurden jeweils 5 ml H₂-freies Helium in die Gasmaus injiziert. Anschließend wurde für 15 bzw. 20 Minuten mit einem Volumenstrom von ca. 150 ml/min gepumpt. Für die Extraktionsausbeute (asymptotische Einstellung des Konzentrationsgleichgewichtes zwischen Gas- und Flüssigphase) sind die Parameter Volumenstrom, Größe der Gasblase sowie die Extraktionsdauer bestimmend. Diese Werte gehen später in die Berechnung der H₂-Konzentration ein. Zu bemerken ist hier, dass die Gasblase am Ende stets größer war, weshalb die ursprünglich vorgesehene Einspritzmenge von 10 ml auf 5 ml Helium reduziert wurde.

Mit Ausnahme der Messstellen am Oesterleyplatz (47337/47338) wurde die Extraktion von Wasserstoff jeweils zweimal durchgeführt. Je nach Gasblasengröße am Ende der Extraktion wurden daraus 1-2 Proben genommen.

9.8.1.2.2. Probenüberführung und Analyse Mit einer 10ml-Spritze wurden die Gasproben nach erfolgter Extraktion aus der Gasmaus in 12,5ml-Headspacevials überführt. Diese waren zuvor mit Aqua dest. (Millipore) gefüllt, welches bei der Überführung durch eine 2. Kanüle verdrängt wurde. Die Vials wurden kopfüber bei Umgebungstemperatur gelagert. Bei größerem Volumen der Gasblase wurden 2 Vials als Parallelen befüllt. Die H₂-Proben wurden ca. 24 Stunden später (Testproben von 47338 entsprechend ca. 36 Stunden später) analysiert. Um den Druck bei der Probeentnahme aus den Vials möglichst konstant zu halten, wurden vor der Entnahme von 1 ml Gasprobe 1 ml Millipore in die Vials injiziert. Der anschließend ermittelte Druck, der mit dem Druck in der Aufgabespritze übereinstimmt, fließt in die Berechnung mit ein. Für die Proben aus der Messstelle 30476 (Wilhelmstr. 2-4) wurde ein anderer Messbereich benötigt. Analog zum beschriebenen Vorgehen wurden 0,2 ml Probe aus dem Vial entnommen und analysiert.

9.8.1.3. Ergebnisse

9.8.1.3.1. H₂-Messungen Die an den Messstellen ermittelten Wasserstoffkonzentrationen sind in Tabelle 9.34 und Abbildung 9.120 dargestellt. Bei den Werten mit Korrektur ist ein „Extraktionsfaktor“ mit eingeflossen. Diesen Faktor erhält man unter der Annahme eines optimalen Stoffübergangs⁴⁹ sowie einer zu Beginn H₂-freien Gasblase in Abhängigkeit von der Extraktionsdauer, des Gasvolumens und des Volumenstromes. Bei den Probenahmen bewegte sich die Extraktionsausbeute zwischen 81 und 96%. Hierzu ist anzumerken, dass die Berechnung auf der Basis eines konstanten Gasvolumens beruht. Während der Extraktion vergrößerte sich jedoch das Startvolumen von 5 ml auf 17-26 ml. Für die Berechnung wurden die Endvolumina eingesetzt. Offen bleibt hierbei, inwiefern das bei der

⁴⁹Die theoretischen Werte für verschiedene Volumenströme und Gasblasenvolumina wurden in Laborexperimenten bestätigt.

Probenahme aus dem Grundwasser ausgegast, zusätzliche Gas bereits Wasserstoff enthält und ob diese Konzentration bereits im Gleichgewicht mit der Wasserphase ist. Wenn das der Fall wäre, ist die tatsächliche Extraktionsausbeute höher und die tatsächliche Konzentration liegt zwischen den genannten Werten mit bzw. ohne Korrektur. Durch eine längere Extraktionsdauer (bei der 2. Extraktion 20 min) verbessert sich theoretisch die Ausbeute, gleichzeitig vergrößert sich aber das ausgegaste Volumen.

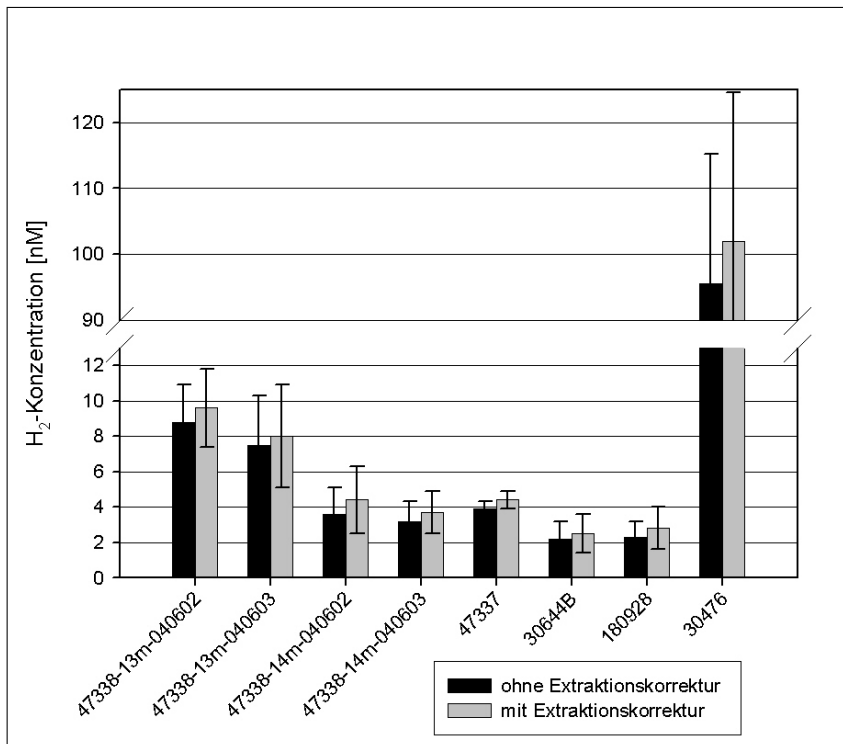


Abb. 9.120.: Grafische Darstellung der gemessenen H₂S-Konzentrationen

Zur Überprüfung der Aufbewahrung wurden einerseits 4 Standards von 2 bis 17 ppm H₂ in Helium benutzt, andererseits parallel zur Extraktion 10 ml Umgebungsluft und Helium aus den Vorratsflaschen in oben beschriebener Weise in die Vials überführt. Tabelle 9.35 zeigt eine Gegenüberstellung der Standard-Werte einer Messung der Konzentration in den Standardflaschen am Vortag der Feldmessungen und der Werte, die bei der Analyse der in Hannover überführten Standards ermittelt wurden. Abweichungen sind erkennbar,

Tab. 9.34.: H₂-Messwerte in nM

Datum	02.06.2004		03.06.2004					
Messstelle	47338		47338		47337	30644B	180928	30476
	13m	14m	13m	14m				
ohne Korrektur	8,8	3,6	7,5	3,2	3,9	2,2	2,3	95,5
mit Korrektur	9,6	4,4	8,0	3,7	4,4	2,5	2,8	101,9

die Werte zeigen jedoch, dass eine Aufbewahrung über ca. 24 h vertretbar ist, solange keine geeignetere Vorort-Messtechnik zur Verfügung steht. Vergleicht man die Werte an der Messstelle 47338 (Oesterleyplatz) am 02.06. und 03.06.2004 so ist auch hier zu erkennen, dass eine längere Lagerung etwas höhere Werte liefert, die Unterschiede aber im akzeptablen Bereich (+17% für 13 m, +13% für 14 m) liegen.

Tab. 9.35.: H₂-Standards in ppm

Standard	2,1 ppm	4,3 ppm	8,4 ppm	16,5 ppm
vorher, Berlin	2,0	4,8	8,9	14,8
Proben Hannover	3,0	5,8	7,5	16,0

9.8.1.3.2. Weitere Analysedaten Vor und während der Extraktion von H₂ wurden Sauerstoff und das Redoxpotenzial gemessen. Außerdem wurden jeweils 2 Headspace-Vials für die LCKW-Analytik vollständig gefüllt. Die Analyse erfolgte mit zwei verschiedenen Methoden, aber identischen Säulen in nahezu identischen GCs von *Perkin Elmer*. Dabei kann auch die Konzentration der gasförmigen Kohlenwasserstoffe Methan, Ethan und Ethen bestimmt werden. Weiterhin wurden DIC/DOC-Proben genommen und analysiert, Gesamteisen mittels Schnelltest bestimmt und die Konzentration der Anionen Chlorid, Nitrat und Sulfat mittels Ionenchromatografie gemessen. Die Ergebnisse sind in Tabelle 9.36 dargestellt.

9.8.1.3.3. Mikrobiologische Untersuchungen An den Proben aus den Grundwassermessstellen 180928, 30644B (36441) sowie 30476 wurden nach beendeter Probenahme aus der vollständig mit Wasser gefüllten Gasmaus während des Pumpens jeweils 2,5 ml Inokulum für biologische Ansätze genommen. Dabei handelt es sich um je 2x3 Batchansätze gefüllt mit Medium, das in der AG Umwelthygiene für eine dechlorierende Mischkultur verwendet wird, welchem 1,2-*cis*-Dichlorethen bzw. PCE sowie Wasserstoff zugesetzt wurde. In keinem der Ansätze ist bisher eine Dechlorierungsaktivität (drei Wochen Laufzeit) zu beobachten. Wahrscheinlich war die Menge des Inokulum zu gering und die Versuchsdauer für solche Versuche zu kurz. Die Ansätze werden weiter beobachtet.

9.8.1.4. Bewertung

Die H₂-Konzentrationen in den Messstellen 180928 und 30644B liegen mit 2-3 nM im Bereich bekannter Schwellwertkonzentrationen für die Dechlorierung. [Yang u. McCarty \(1998\)](#) geben für die Dechlorierung von 1,2-*cis*-Dichlorethen einen Schwellwert von 2 nM an. Eigene Untersuchungen in Batchansätzen ergaben Werte um 3 nM. In Anwesenheit von PCE sind die gemessenen Werte geringer. PCE und TCE sind jedoch im Schadensfall Hannover-Südstadt kaum und wenn nur noch in sehr geringen Konzentrationen vorhanden. Ähnliche Schwellwerte wie für die Dechlorierung von 1,2-*cis*-Dichlorethen werden für die

Tab. 9.36.: Weitere Analysendaten

Messstelle		180928	30644B	47338		47337	30476
Parameter	Einheit	12,5/14 m	16,5/17,5 m	13 m	14 m	7,7/8,7 m	7,5/8,5 m
O ₂ -Gehalt	mg/l	0,7	0,8	0,1		0,2	0,7
Redox	mV	-61	-78	-84		32	-123
Anionen		DX 120 Ion Chromatograph, Fa. Dionex					
Cl	ppm	116	1154		96	94	124
NO ₃	ppm	7,5	n.n.		n.n.	n.n.	n.n.
SO ₄	ppm	262	162		254	255	304
C gelöst, org./anorg.		LiquiTOC, Fa. elementar Analysensysteme GmbH					
DOC	ppm	8,65	8,51	7,42	8,83	8,28	8,79
DIC	ppm	94,50	80,81	98,09	98,77	98,61	104,37
Eisen gesamt		Spectroquant 1.14761.0001, Fa. Merck					
Fe, ges.	ppm	0,1	1,4	0,0	0,2	0,2	3,6
LCKW, gelöste Gase		Headspacetechnik mit 1 ml Probe, GC: PE 8700					
PCE	µg/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
TCE	µg/l	< 74	< 74	< 74	< 74	< 74	< 74
cDCE	µg/l	935	715	437	371	91	465
VC	µg/l	< 100	1115	< 100	< 100	n.n.	169
Ethen	µg/l	n.n.	73	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Ethan	µg/l	n.n.	+	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Methan	µg/l	43	475	60	64	< 6	32
LCKW, gelöste Gase		Headspacetechnik mit Aufsalzung und 10 ml Probe, GC: PE 8500					
PCE	µg/l	10,8	n.n.	n.n.	8,0	n.n.	n.n.
TCE	µg/l	28,4	72,4	23,2	12,9	65,5	15,0
cDCE	µg/l	821,1	595,2	428,9	406,0	173,1	468,8
VC	µg/l	41,9	888,0	17,1	27,6	n.n.	144,4
Ethen	µg/l	n.n.	73,4	n.n.	n.n.	n.n.	< 11,8
Ethan	µg/l	n.n.	14,8	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Methan	µg/l	52,3	673,2	72,8	80,9	< 6,7	37,0

n.n.: nicht nachweisbar

Sulfatreduktion angegeben (2-4 nM). Sulfat ist im Grundwasser offensichtlich reichlich vorhanden (eigene Messwerte: 162-304 ppm). H₂S-Geruch ist bei der Probenahme (Anm.: an diesen Messstellen) jedoch nicht wahrnehmbar gewesen⁵⁰⁵¹.

An den Produkten Ethen und Ethan an der Messstelle 30644B (36441) ist auch eine deutliche mikrobiologische Dechlorierungsaktivität ablesbar. Da dort ebenfalls sehr hohe Methankonzentrationen anzutreffen sind, könnte es sich hier auch um Produkte von Reaktionen handeln, die nicht an der Messstelle direkt, sondern im Zulaufbereich stattfinden. Bekannte H₂-Schwellwerte für die Methanogenese (4-20 nM) liegen über den gefundenen Konzentrationen.

Die Messstellen am Oesterleyplatz (47337, 47338) weisen höhere Konzentrationen, zwischen 3,8 und 8 nM auf, wobei es in der Messstelle 47338 eine deutliche Tiefendif-

⁵⁰Zur organoleptischen Ansprache in einem grösseren Probenzusammenhang vgl. Abb. 9.135, S. 219

⁵¹Anm.: Zum qualitativen Nachweis von Sulfatreduktion als konkurrierend ablaufendem mikrobiellen Prozess vgl. Kap. 9.9.3

ferenzierung (13m: 7,5-9,6 nM, 14m: 3,2-4,4 nM) gibt, die hier auch durch 2 zeitlich unabhängige Messungen bestätigt wurde. Über die Ursachen kann nur spekuliert werden, da die weiteren Ergebnisse keine nennenswerten Unterschiede aufweisen. Ausgehend von dem Schwellwertkonzept könnten Sulfatreduktion und ggf. Methanogenese die bestimmenden Redoxprozesse sein. In der tieferen Messstelle (47338) ist Methan in den Proben vorhanden, kann jedoch auch antransportiert worden sein. Dass 1,2-*cis*-Dichlorethen vorhanden ist, die H₂-Konzentration jedoch oberhalb der bekannten Werte liegt, könnte darauf hindeuten, dass eine mikrobiologische Dechlorierung an dieser Stelle nicht stattfindet, weil die dazu fähigen Organismen nicht vorhanden sind. Folglich könnte 1,2-*cis*-Dichlorethen ebenfalls antransportiert worden sein. Dazu passen auch die geringeren Konzentrationen an Vinylchlorid, die in den beiden oben diskutierten Messstellen zum Teil deutlich höher liegen.

Die H₂-Konzentrationen in der Messstelle Wilhelmstr. 2-4 (30476) sind ungewöhnlich hoch. Eine mögliche Ursache für solche hohen Werte wäre der Abbau von fermentierbarem Substrat durch andere Mikroorganismen. Dieser Prozess bildet ohnehin die Grundlage für die Bereitstellung des Wasserstoffs, in der Regel wird jedoch davon ausgegangen, dass die Konsumenten die H₂-Konzentration bestimmen.

Deutliche Anzeichen für eine Dechlorierungsaktivität ist das Vorhandensein von Ethen als Abbauprodukt, auch die VC-Konzentration ist nennenswert. Bei der gemessenen Konzentration ist jedoch ein Nebenher verschiedener Redoxprozesse denkbar, gleichfalls können die Abbauprozesse auch schon im Zustrom stattgefunden haben.

Insgesamt lässt sich feststellen, dass im kontaminierten Grundwasser eine Dechlorierungsaktivität vorhanden ist, die auch bis zum Endprodukt der reduktiven Dechlorierung Ethen reicht. Anhand der gemessenen H₂-Konzentration lassen sich jedoch räumliche Unterschiede feststellen. Es ist zu vermuten, dass in der Fahne Teilbereiche existieren, in denen keine vollständige Dechlorierung zum Ethen stattfindet. Der Zusammenhang, dass eine vollständige Dechlorierung geringe H₂-Konzentrationen (2-3 nM) im Grundwasser bewirkt bzw. höhere H₂-Konzentrationen auf fehlende Dechlorierungsaktivität und das Vorhandensein anderer Redoxprozesse hinweisen, kann auf der Grundlage der wenigen vorliegenden Daten noch nicht zwingend geschlußfolgert werden. Dazu wäre eine breitere Datenbasis vonnöten.

Die Probenahmetechnik mit den Minidruckpumpen hat gut funktioniert, lieferte jedoch nicht in jedem Fall die erwünschten Volumenströme. Die Ursache hierfür ist noch nicht geklärt, sollte doch der maximale Förderstrom im Zusammenhang mit der anstehenden Wassersäule stehen. Das war nicht der Fall. Die Extraktion des Wasserstoff verlief gut, für die Auswertung hinderlich ist die Zunahme des Gasvolumens, eine Beobachtung, welche bisher in anderen Artikeln noch nicht dokumentiert wurde. Sicher noch nicht 100%ig geklärt sind die Einflüsse auf die Proben während der Aufbewahrung bis zur Analytik. Die Unterschiede der Konzentrationen an den Messstellen sind deutlich, Abweichungen innerhalb der Parallelen aber vorhanden (siehe Abbildung 9.120) und schließen zur Zeit noch eine genauere Differenzierung aus. Zur Absicherung wären Parallelmessungen mit der

RGA-Analytik⁵² im Feld wünschenswert.

Die Vermutung des Einflusses von Sonnenlicht bei den hohen Konzentrationen an der Messstelle 30476 (Wilhelmstraße) hat sich für die Aufbewahrung in den Vials als nicht begründet erwiesen. Ein Versuch im Labor, bei dem Vials der Sonne ausgesetzt waren bzw. im Dunkel aufbewahrt wurden, ergab keine Unterschiede in den gemessenen Konzentrationen. Bei der Extraktion in der Lutherstraße (Messstelle 180928) war die Gasmaus ebenfalls dem Sonnenlicht ausgesetzt, die gemessenen Werte liegen jedoch im erwarteten, geringen Konzentrationsbereich. Deshalb ist ein Einfluss auf die Extraktion bzw. Gasprobe in der Wilhelmstraße unwahrscheinlich.

Weiterführende Literatur: [Alter u. Steiof \(2005\)](#), [Alter u. Steiof \(2002\)](#).

9.8.2. Passivsammler

Bei der Planung und Durchführung eines umfangreichen Grundwassermonitorings stellt sich immer die Frage, ob neben einer qualifizierten Grundwasserprobenentnahme mittels Tauchpumpe (wie sie in Kap. 9.4 beschrieben wurde) auch andere Methoden zielführend und ggf. auch ökonomischer sind. Wesentliche Fragestellung ist beim umfassenden Grundwassermonitoring eines NA-Schadensfalles die Erfassung der zeitlichen und räumlichen Variabilität der Verteilungsmuster im Grundwasser ([Wickert u. a., 2006](#)).

Im Hinblick auf diese Fragestellung war zu klären, ob PDB als passives Probenentnahmeverfahren bei einer angenommenen Vereinfachung des Probenentnahmeprocédere hinreichend vergleichbare Ergebnisse zu der bereits praktizierten Probenentnahme mittels Tauchdruckpumpe bringen und somit als Ersatz dienen können.

9.8.2.1. Vorgehensweise

9.8.2.1.1. Material Verwendet wurden Polyethylen (PE)–Diffusionsbeutel–Sammler (PDB), bezogen von *IMW–Innovative Messtechnik Weiß*, Tübingen.

Die PDB bestehen aus einem PE–Schlauch mit einem Durchmesser von ca. 3–5 cm und einer Länge von ca. 30–50 cm, befüllt mit ca. 300 mL deionisiertem Wasser. Zum Schutz gegen (leichte) mechanische Beanspruchung ist der PE–Schlauch aussen mit einem PE–Netz versehen. [Abbildung 9.121](#) zeigt einen PDB vor dem Einbau.

Die Passivsammler wurden vor dem Einbau mit Kunststoffschnüren (PE–Maurerband, Ø 1 mm) zur Befestigung und Rückholung versehen. Jeder PDB wurde der späteren Einhängtiefe entsprechend vorkonfektioniert. Sollten mehrere PDB übereinander in eine Messstelle eingebaut werden, wurden die PDB im Labor mit Schnüren vorab mit den gewünschten Abständen aufgereiht. Jeder PDB wurde mit einem Schild versehen, auf dem die Messstellennummer und die Einhängtiefe verzeichnet ist.

⁵²RGA: reduction gas analyzer

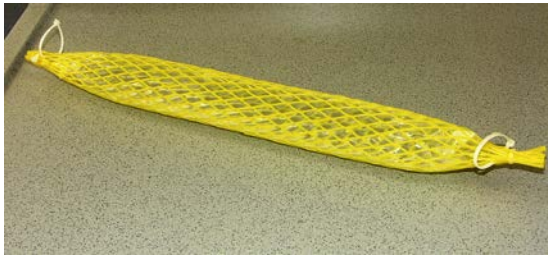


Abb. 9.121.: Passivsammler vor dem Einbau

9.8.2.1.2. Ein- und Ausbau Der Einbau der PDB wurde mit einem für diesen Zweck erstellten Probenentnahmeprotokoll dokumentiert. Abbildung 9.122 zeigt Vorder- und Rückseite des Protokolls. In Anhang ?? ist das Protokoll in voller Größe dem Bericht beigegeben.

Feldbogen für Probennahme PDB			
Grundwasser	ProjektNr.:	Auftrags-Nr.:	AK OSB 4.16/L 3.2
Einbau PDB			
Station:			
Messpunktbez.	Datum	Lfd.-Nr.	
Feldbez. Probe		TK-Name	
Projektbez.		TK-Nr.	
Labonummer:		Ort	
Problemnummer		Hochwasser	
Rechts(OK)		Höhe MP (m NN)	Meridian 2 3 4 GPS WGS84 Potsdam
Lichtlot	Typ	Art:	
Rohr/Fassung (Art, Durchm.)		Zustand OK? ja nein <small>Vermerk unter Bemerkungen</small>	
Lottiefe (in m u. SEBA-Kappe)		Farbänderungen: ja nein <small>Vermerk unter Bemerkungen</small>	
Ruhewasserspiegel (in m u. SEBA-Kappe)		Bewuchs: ja nein <small>Vermerk unter Bemerkungen</small>	
		Uhrzeit Einbau PDB	
Daten PDB			
Hersteller:		Material:	
Volumen:		Länge:	
Referenzpunkt:	OK/MITTE/UK <small>Überschnitts bezeichnen</small>	Einbaustelle unter SEBA-Kappe:	
Milieuparameter:			
Temp _{Luft} in °C		Sondermessungen z.B. Wetter	
		Wind	
		Luftdruck (mbar)	
		Niederschlag	
		Wolken (n/6)	
Bemerkungen zur Messstelle / Einbau / Probe:			
Probenbehandlung: Transport gekühlt ja nein			
Labor: U/U-Protokoll-Nr.:			
Laboreingangsdatum/Uhrzeit: Unterschrift Labor:			
Mitzuführende Unterlagen:			
Übergabe-Übernahmeprotokoll Probennehmer-Analytiklabor			
Unterschrift Probennehmer			

Feldbogen für Probennahme PDB			
Grundwasser	ProjektNr.:	Auftrags-Nr.:	AK OSB 4.16/L 3.2
Ausbau PDB			
Station:			
Messpunktbez.	Datum	Lfd.-Nr.	
Feldbez. Probe		TK-Name	
Projektbez.		TK-Nr.	
Labonummer:		Ort	
Problemnummer		Hochwasser	
Rechts(OK)		Höhe MP (m NN)	Meridian 2 3 4 GPS WGS84 Potsdam
Lichtlot	Typ	Art:	
Rohr/Fassung (Art, Durchm.)		Zustand OK? ja nein <small>Vermerk unter Bemerkungen</small>	
Lottiefe (in m u. SEBA-Kappe)		Farbänderungen: ja nein <small>Vermerk unter Bemerkungen</small>	
Ruhewasserspiegel (in m u. SEBA-Kappe)		Bewuchs: ja nein <small>Vermerk unter Bemerkungen</small>	
		Uhrzeit Ausbau PDB	
Milieuparameter:			
Temp _{Luft} in °C		Sondermessungen z.B. Wetter	
		Wind	
		Luftdruck (mbar)	
		Niederschlag	
		Wolken (n/6)	
Bemerkungen zur Messstelle / Probenentnahme / Probe:			
Probenbehandlung: Transport gekühlt ja nein			
Labor: U/U-Protokoll-Nr.:			
Laboreingangsdatum/Uhrzeit: Unterschrift Labor:			
Mitzuführende Unterlagen:			
Übergabe-Übernahmeprotokoll Probennehmer-Analytiklabor			
Unterschrift Probennehmer			

Abb. 9.122.: Ein- und Ausbauprotokoll für Passive Diffusion Bags. Vorderseite (links): Einbauprotokoll. Rückseite (rechts): Ausbauprotokoll

Wichtige, zu dokumentierende Punkte beim PDB-Einbau sind u.a.:

- Messpunktbezeichnung
- Nummer des PDB und korrespondierende Labornummer
- Lottiefe
- Ruhewasserspiegel
- Datum und Uhrzeit des Einbaus

- PDB-Daten (Material, Hersteller, Volumen)
- Einbautiefe unter Sebakappe und Referenzpunkt des Einbaus (Ober-/Unterkante oder Mitte des PDB)
- Wetter
- Bemerkungen/sonstige Auffälligkeiten

Beim Ausbau sind zu dokumentieren:

- Datum und Uhrzeit des Ausbaus
- Lottiefe
- Ruhewasserspiegel
- Zustand der Hülle
- Farbänderungen am PDB
- Bewuchs
- Art des Transportes
- Bemerkungen/sonstige Auffälligkeiten

Abbildung 9.123 zeigt den Einbau eines PDB in eine Grundwassermessstelle. Aufgrund des geringen Gewichtes der PE-Hülle und evtl. eingeschlossener Luftblasen ist ein PDB nur unwesentlich schwerer als Wasser und muss daher am unteren Ende mit Gewichten versehen werden. Hier wurden PE-Laborflaschen verwendet, die mit Metallschrott gefüllt und wasserdicht verschlossen wurden. Ggf. mussten vor Ort die Gewichte angepasst bzw. weitere vorbereitete Gewichte angehängt werden. Da die PDB Fertigungstoleranzen aufweisen, kann es beim Einbau zu erhöhter Reibung an der Rohrwand kommen⁵³, hier ist der Einsatz von mehreren Gewichten notwendig.



Abb. 9.123.: Einbau eines Passivsammlers (Messstelle: 180928)

⁵³Beim Einbau der PDB ergaben sich in dieser Hinsicht vor allem Schwierigkeiten bei den sehr eng bemaßten HDPE-Rohren. Ältere 2"-Grundwassermessstellen aus PVC haben etwas größere Innendurchmesser und eine geringere Wandrauigkeit, so dass der Einbau hier leichter ist.

9.8.2.1.3. Verweildauer Die Herstellerempfehlungen für die Mindestverweildauer im Grundwasserleiter und damit die Mindestzeit für die Einstellung des Konzentrationsgleichgewichtes beträgt 10 bis 14 Tage, eine deutlich kürzere Zeitdauer der Equilibriumseinstellung von 4 bis 6 Tagen wird z.B. in [ITRC Diffusion Sampler Team \(2004\)](#) ausgewiesen, in kalten Grundwässern (<10 °C) sollte zusätzliche Zeit veranschlagt werden. Eine maximale Verweildauer wird i.d.R. nicht angegeben. Bei sehr langen Verweilzeiten (>3 Monate) wäre zu prüfen, ob Bakterienbewuchs und Biofouling eine Rolle spielen können. Für den Einsatz im Projekt wurde basierend auf den Literaturangaben eine Mindestverweilzeit von drei Wochen vorgesehen.

Beim ersten Einsatz im Jahr 2004 wurden die Passivsammler am 21.10.2004 eingebaut und nach einer Verweildauer von 25 – max. 27 Tagen wieder ausgebaut. Direkt nach Ausbau wurde eine standardisierte Grundwasserprobenentnahme mittels Tauchpumpe *Grundfos* MP1 durchgeführt.

Die Vorgehensweise wurde im Jahr 2006 beim zweiten Einsatz der Passivsammler leicht geändert. Alle PDB wurden am 23.02.2006 eingebaut und für mindestens 21 Tage in der Messstelle belassen. Der Ausbau der PDB erfolgte im Rahmen der Probenentnahmekampagne 2006 (Kap. 9.4.3) immer zum Zeitpunkt der turnusmäßigen Beprobung der Grundwassermessstelle. Auch hier wurde die Grundwasserprobenentnahme sofort nach dem Ausbau durchgeführt.

Die Sammler wurden nach dem Ausbau einzeln in PE-Folie verstaut, gekühlt aufbewahrt und am Tag des Ausbaus im Labor beprobt.

9.8.2.1.4. Probenentnahme Die beschrifteten PDB wurden im Labor mittels der im Lieferumfang enthaltenen angespitzten Teflonschlauchstücke angestochen. Der Durchmesser dieser Teflonschlauchstücke sollte so klein wie möglich gewählt werden, um Stripeffekte beim Wasserauslass zu vermeiden (hier: \varnothing aussen 4 mm, \varnothing innen 3,05 mm). Etwas Wasser aus dem PDB wurde verworfen, danach wurden die Headspacevials mit den benötigten Probenmengen befüllt (10 mL für LHKW- und Aromatenanalytik, 100 mL für Gasanalytik), sofort verschlossen und bis zur Analyse gekühlt gelagert. Restliches Wasser aus den PDB wurde verworfen und die leeren PE-Schläuche sowie die Schlauchstücke dem Reststoffverwertungskreislauf zugeführt.

Zur Kontrolle wurden zwei Diffusionssammler in PE-Tüten über die gesamte Einbauzeit der übrigen PDB gekühlt im Labor aufbewahrt und zusammen mit den Feld-PDB als Nullprobe beprobt.

Die gewonnenen Wasserproben wurden auf LHKW, BTEX, Ethen, Ethan und Methan untersucht.

9.8.2.2. Ergebnisse 2004

9.8.2.2.1. Beprobte Messstellen Im Jahr 2004 wurden die Grundwassermessstellen Lutherstrasse (180928), Sallstrasse (30643), Stolzestrasse (180953–55) und Gr. Düwelstrasse 14 (41069) mit PDB versehen (Abbildung 9.124). Abbildung 9.125 zeigt ein Profil mit den im Jahr 2004 vorhandenen Messstellen auf der Transekte Nord mit dem Schema des PDB-Einbaus. Wie aus der Abbildung ersichtlich wird, wurden in die 2 m langen Filterstrecken jeweils 2 PDB übereinander eingebaut. In die Grundwassermessstelle 41069 wurden fünf PDB mit einem Abstand von ca. 4,9 m eingebaut.

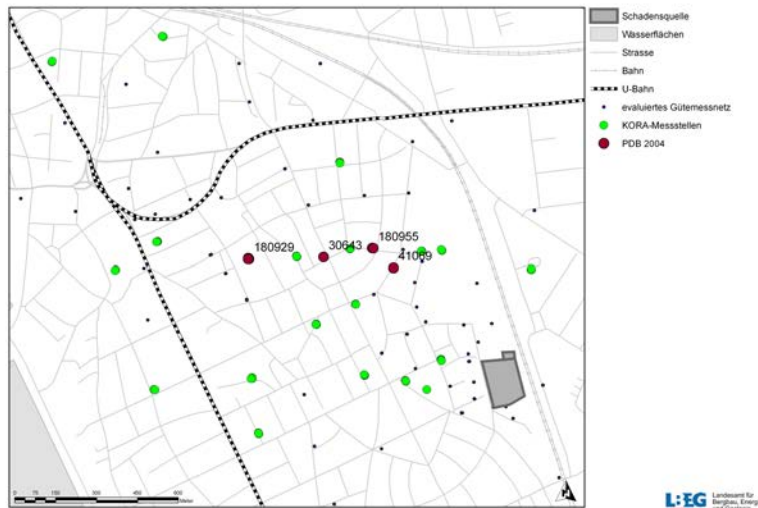


Abb. 9.124.: Lage der mit PDB bestückten Messstellen (2004)

In den Abbildungen 9.126, 9.127 und 9.128 sind die Einhängtiefen der PDB und der Tauchpumpe MP1, die Filterlagen der beprobten Messstellen und die Laboranalysen dargestellt. Ein Diffusionsbeutel wies einen Defekt durch mechanische Einwirkung auf. Der PDB in der Grundwassermessstelle 30643 (Sallstrasse) wurde irrtümlicherweise unterhalb des Filterbereiches in das Sumpfrohr eingebaut.

Aus den Abbildungen 9.126, 9.127 und 9.128 wird ersichtlich, daß innerhalb einiger Filterstrecken kleinräumige Konzentrationsänderungen erfasst wurden. Dies wird vor allem in tieferen Filterlagen deutlich. In der Messstellengruppe Lutherstrasse 32a (1,2-*cis*-Dichlorethen und vor allem Vinylchlorid) weist der tiefer eingehängte PDB die höheren Konzentrationen auf. Beim Stoff TCE ist es hier allerdings umgekehrt. Ähnlich verhält sich die Messstellengruppe Stolzestrasse. Hier weist jeweils der untere PDB die höheren LHKW-Gehalte auf. In den höher ausgebauten Filterlagen ist dieser Befund nicht signifikant, was auch an den sehr geringen Gehalten an LHKW liegt.

Auffällig an der vollverfilterten Grundwassermessstelle 41069 (Gr. Düwelstrasse) ist der von oben bis unten durchgängig gleichbleibende Gehalt an Vinylchlorid von rund 400 µg/L. Dieser Befund stimmt mit der integral aus einer Tiefe von rund 16 m entnommenen MP1-Probe überein. Als Grund hierfür wurden Vertikalströmungen vermutet, was sich bei einer Messung der Strömungsverhältnisse im Bohrloch bestätigte (Kap. 9.3.2).

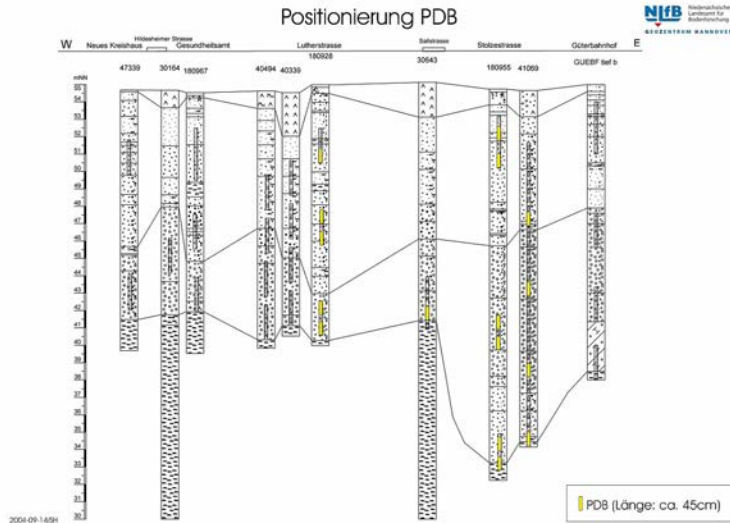


Abb. 9.125.: Schnitt Transekte Nord (Stand 2004). Schematisch eingezeichnet ist die Lage der Passivsammler (gelb) in den Filterstrecken.

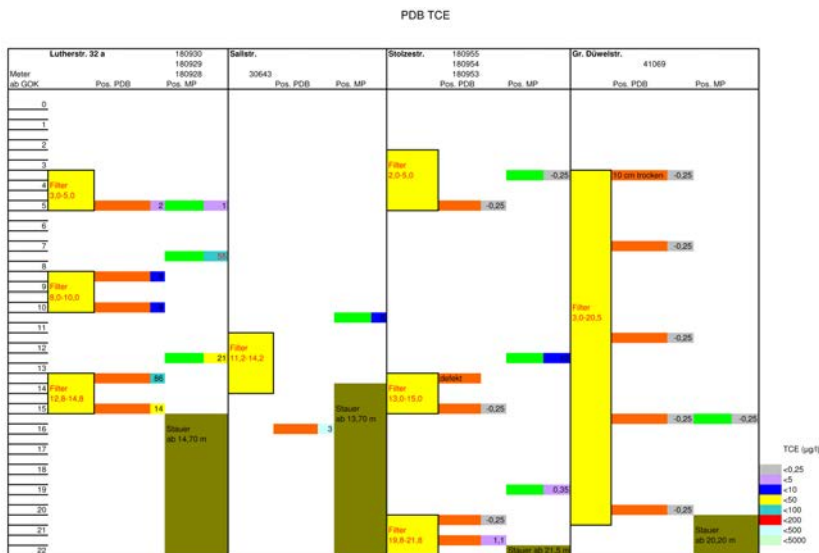


Abb. 9.126.: Passivsammler: Beprobungstiefen (PDB und MP1) und Ergebnisse Trichlorethen 2004

Eine Ausnahme bildet der obere Passivsammler, dessen obere 10 cm trockengefallen waren.

In Abbildung 9.129 sind die Ergebnisse aus den PDB-Analysen und der MP1-Probenentnahme für die Parameter 1,2-cis-Dichlorethen und Vinylchlorid gegeneinander aufgetragen. Eine Auswertung der Trichlorethen-Analytik erwies sich ob der geringen gemessenen Gehalte als nicht sinnvoll. Die Regressionsgerade der 1,2-cis-Dichlorethen-Werte zeigt leicht höhere Gehalte bei der PDB-Probenentnahme, Vinylchlorid zeigt leichte Mehrbefunde

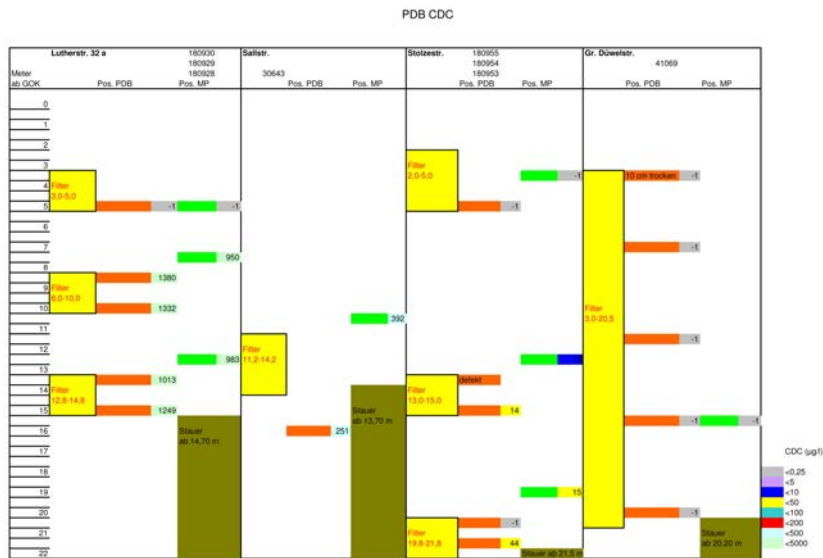


Abb. 9.127.: Passivsammler: Beprobungstiefen (PDB und MP1) und Ergebnisse 1,2-*cis*-Dichlorethen 2004

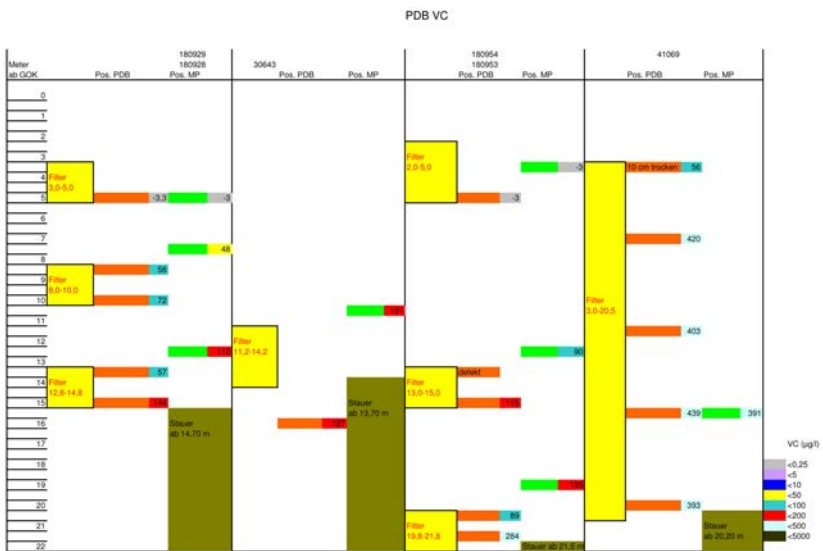


Abb. 9.128.: Passivsammler: Beprobungstiefen (PDB und MP1) und Ergebnisse VC 2004

bei höheren Gehalten. Ein Ausreisser ist auf den o.g. teilweise trockengefallenen PDB zurückzuführen. Hier kam es wiederum zum Minderbefund.

Die mitlaufenden Nullproben brachten Gehalte an LHKW und Gasen unterhalb der jeweiligen Nachweisgrenzen.

In Abbildung 9.130 sind die Ergebnisse der Analytik auf Methan und Ethen vergleichend gegeneinander aufgetragen. Für Ethen konnte im Bereich höherer Gehalte gute Übereinstimmungen der Probenentnahmemethoden wiedergefunden werden, ein Ausreisser in Richtung

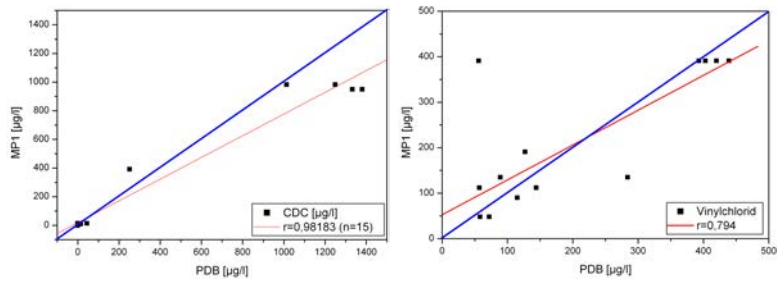


Abb. 9.129.: Vergleich MP1– und PDB–Probenentnahme 2004. Links: 1,2-*cis*-Dichlorethen. Rechts: Vinylchlorid. Jeweils 15 Proben.

Tauchpumpenprobenentnahme ist wiederum auf einen teilweise trockengefallenen PDB zurückzuführen, ebenso ist dies bei Methan der Fall. Die Übereinstimmung der analysierten Gehalte ist mit $r = 0,67$ ($n = 15$) geringer als bei anderen Parametern, die Übereinstimmung der Daten ist jedoch immer noch als gut zu bezeichnen.

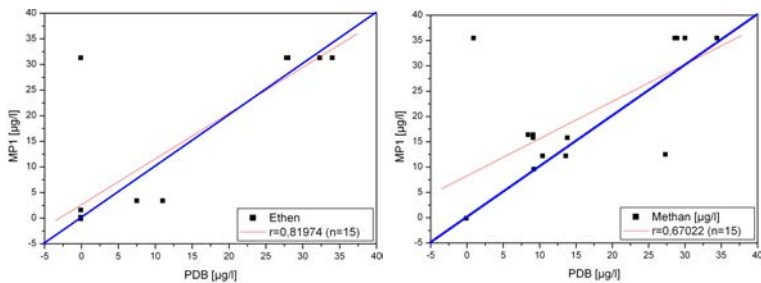


Abb. 9.130.: Vergleich MP1– und PDB–Probenentnahme Ethen und Methan. Links: Ethen. Rechts: Methan. Jeweils 15 Proben.

9.8.2.3. Ergebnisse 2006

Im Februar 2006 wurden Passivsammler des gleichen Typs wie 2003 in 28 Grundwassermessstellen eingebaut. Anders als in 2003 wurde pro Filterstrecke nur ein Sammler eingesetzt. In Abbildung 9.131 sind die mit PDB bestückten Grundwassermessstellen eingetragen. Bei der Auswahl der Grundwassermessstellen für diesen Versuch wurde darauf geachtet, dass zum einen Messstellen aus 2004 wieder am Versuch teilnehmen. Zum Anderen sollten die Messstellen alle vorgefundenen Redoxzonen repräsentieren und damit das gesamte im Projektgebiet vorgefundene Schadstoffspektrum.

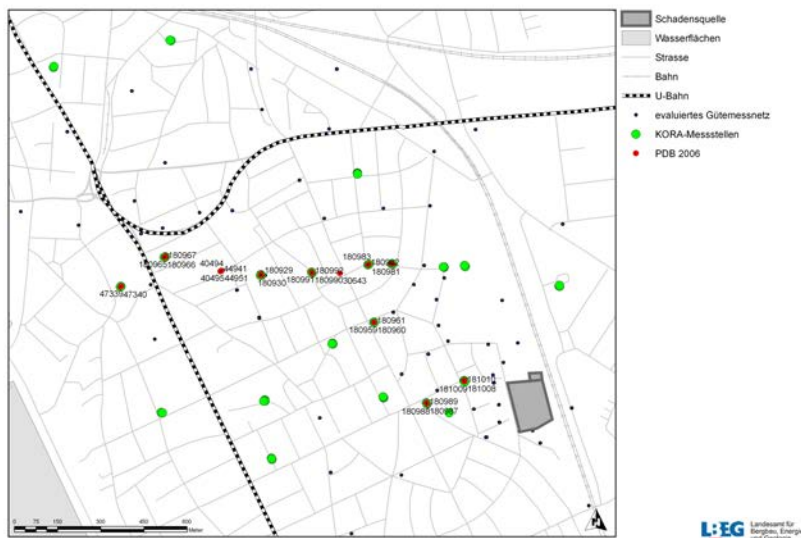


Abb. 9.131.: Lage der mit PDB bestückten Messstellen (2006)

9.8.2.3.1. LHKW Abbildung 9.132 zeigt den Vergleich der aus den PDB gewonnenen LHKW-Analysen mit den Tauchpumpenproben. Die links befindlichen Grafiken zeigen jeweils in einem x-x-Diagramm die ermittelten Gehalte der Metabolite aus den beiden Probenentnahmeverfahren. Die Grafiken rechts geben jeweils die prozentuale Abweichung der PDB-Ergebnisse vom Idealwert 0 an.

Aus Abbildung 9.132 ist deutlich zu erkennen, dass die PDB beim Stoff TCE zu Minderbefunden neigen. Eine Tendenz zu diesem Verhalten zeigt sich auch bei PCE. Das niedrig chloriert Metabolit VC zeigt dagegen leichte Minderbefunde bei der MP1-Probenentnahme. Letzteres könnte darauf zurückzuführen sein, daß VC einen erheblich höheren Dampfdruck hat (333 kPa) und somit bei der MP1-Probenentnahme zur schnelleren Verflüchtigung neigt.

9.8.2.3.2. Ethen, Ethan, CH₄ Im Rahmen des Vergleiches zwischen Diffusionssammlern und „klassischer“ Pumpprobenentnahme wurden auch Ethen, Ethan und Methan verglichen.

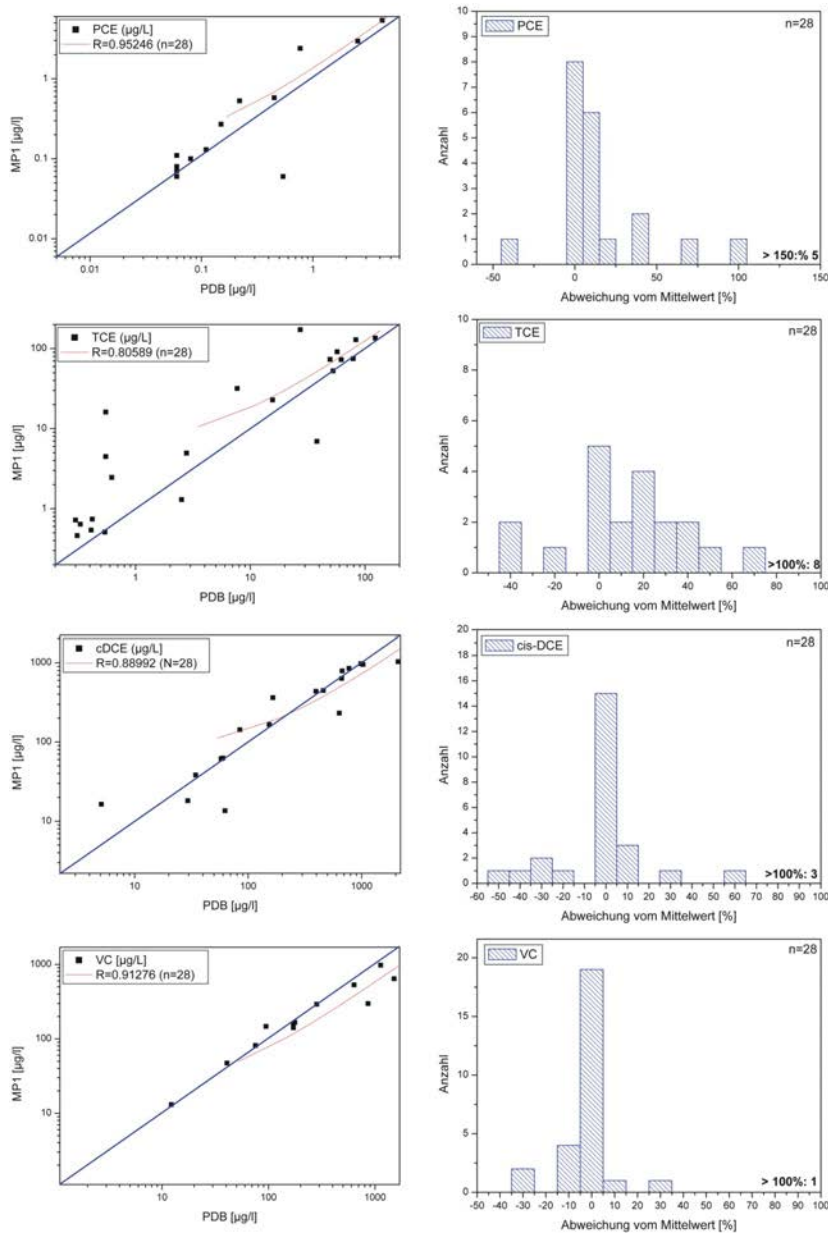


Abb. 9.132.: Vergleich der Ergebnisse PDB/MP1 2006 (LHKW). Linke Spalte: Ermittelte Gehalte aus den beiden Probenentnahmeverfahren (Doppellogarithmische Darstellung). Rechte Spalte: Prozentuale Abweichung der PDB–Ergebnisse vom Mittelwert.

Abbildung 9.133 zeigt die Vergleichsgrafiken.

Beide Probenentnahmeverfahren zeigen eine gute Übereinstimmung beim Parameter Ethen. Bei höheren Gehalten an Ethen scheint es einen Mehrbefund bei PDB zu geben, eine Signifikanz kann aus diesem rein visuellen Befund jedoch nicht abgeleitet werden.

Die Ethankonzentrationen bewegen sich allgemein um die Nachweisgrenze herum, leicht

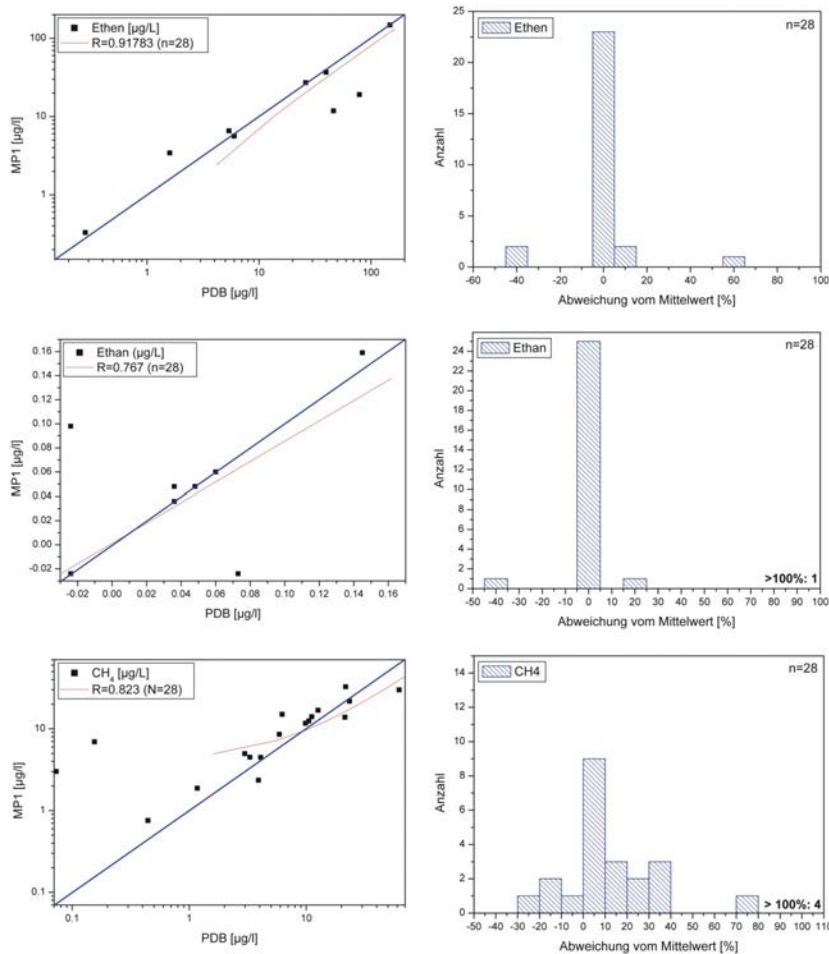


Abb. 9.133.: Vergleich der Ergebnisse PDB/MP1 2006 (Ethen/Ethan/Methan). Linke Spalte: Ermittelte Gehalte aus den beiden Probenentnahmeverfahren (Doppellogarithmische Darstellung bei Ethen und Methan). Rechte Spalte: Prozentuale Abweichung der PDB-Ergebnisse vom Mittelwert.

erhöhte Gehalte zeigen jedoch eine hohe Streuung.

Methan zeigt eine hohe Linearität zwischen den beiden Verfahren, jedoch auch einen Mehrbefund zugunsten der Pumpprobenentnahme mit MP1 wie auch schon in 2004 (vgl. Abb. 9.130). Offensichtlich hat sich im Passivsammler kein Konzentrationsgleichgewicht eingestellt, so dass es hier zu Minderbefunden kommt, die gravierender sind als die Verluste bei der Pumpprobenentnahme.

9.8.2.3.3. Benzol Abbildung 9.134 zeigt die Gehalte an Benzol in den Diffusionsbeuteln bzw. in den Pumpproben.

Aus Abbildung 9.134 wird deutlich, dass Benzol in signifikanten Konzentrationen ausschließlich in den PDB gefunden wurden. Eine mögliche Ursache könnte wiederum der hohe Dampfdruck von Benzol sein (110kPa), welcher bei einer Pumpprobenentnahme bei den

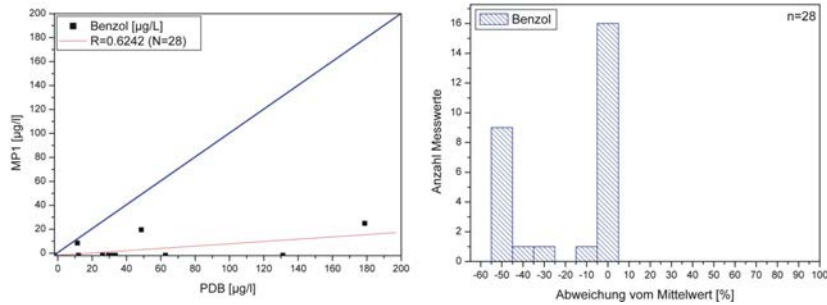


Abb. 9.134.: Vergleich der Ergebnisse PDB/MP1 2006 (Benzol). Linke Spalte: Ermittelte Gehalte aus den beiden Probenentnahmeverfahren. Rechte Spalte: Prozentuale Abweichung der PDB–Ergebnisse vom Mittelwert.

hier vorhandenen geringen Konzentrationen zu einer erhöhten Verflüchtigung des Stoffes und damit zu Befunden unterhalb der Nachweisgrenze führt.

9.8.2.4. Zusammenfassung und Diskussion

In 2004 und 2006 wurden Passivsammler (Dialyseschläuche) in Grundwassermessstellen eingesetzt, um diese Probenentnahmемethode für ein Grundwassermonitoring zu testen und einen Vergleich zum bereits durchgeführten „*purge and sampling*“–Ansatz herzustellen. Ziel der Versuche war die Evaluierung der Methode im Hinblick auf Wiederfindung der Messwerte im Vergleich zur Pumpprobenentnahme und gegebenenfalls darauf aufbauend ein kosteneffizienteres Monitoring des Schadensfalles durchführen zu können.

Die Vergleiche von Analyseergebnissen der aus den PDB und der Pumpprobenentnahme gewonnenen Proben zeigten i.A. eine hohe Übereinstimmung bei LHKW. Minderbefunde in den PDB–Proben wurden bei den höher chlorierten LHKW gefunden, Mehrbefunde bei den niedriger chlorierten.

Auch die Bestimmung von Gasen aus den PDB ist möglich. Ethan konnte aufgrund der allgemein geringen Gehalte nur mit einer hohen Streuung wiedergefunden werden, die Korrelation von CH_4 ist als gut zu bezeichnen, ebenso Ethen.

Benzol wurde bei der Vergleichsprobenentnahme mit einer sehr deutlichen Tendenz zugunsten der PDB wiedergefunden, in den Pumpproben wurden keine bis sehr geringe Gehalte an Benzol ermittelt. Ursache hierfür könnten Stripeffekte bei der Pumpprobenentnahme sein. Eine weitere Hypothese zur Erklärung dieses Verhaltens könnte ein nur lokal sehr begrenztes Vorhandensein von Benzol (ggf. als Adsorbens an Bodenbestandteilen) sein. Diese langsam desorbierenden Gehalte können durch die nur geringe Reichweite — lediglich das auf die Messstelle anströmende Wasser wird vom PDB erreicht — vom PDB detektiert werden. Eine Pumpprobenentnahme überstreicht dagegen ein sehr viel größeres Volumen, lokal eng begrenzte Kontaminationsnester werden hier nicht erfasst, es tritt ein starker Verdünnungseffekt auf.

Das Handling beim Ein- und Ausbau war sehr einfach zu bewerkstelligen, die PDB können im Labor vorbereitet werden (Konfektionierung der Einhängeschnüre, Beschriftung). Ein- und Ausbau wurden mittels eines dafür entworfenen Formulars dokumentiert. Es empfiehlt sich, vor Ort Ersatz-PDB (bei auftretenden Defekten), Schnur und Zusatzgewichte bereitzuhalten.

In kurze Filterstrecken (2 m) wurden zwei PDB übereinander eingebaut, um lokale Variabilitäten im Grundwasserchemismus erfassen zu können. Es zeigte sich, daß in einigen Messstellen der jeweils tiefere PDB erhöhte Gehalte aufwies. Dies deutet auf kleinräumige Unterschiede im Grundwasserkörper hin, die durch den Einsatz von PDB gut aufgelöst werden können.

Die Konzentrationen, die in den Vergleichsproben von PDB und MP1 gefunden wurden, sind sicher zum Teil auf chemische Stratifizierung innerhalb der Messstelle zurückzuführen. Die hier durchgeführte Pumpprobenentnahme erzielt eine über die Filterstrecke integrierte Probe, von der die aus dem PDB (mithin 40 cm der Gesamtfilterlänge) gemessenen Konzentrationen bedingt durch lokale Inhomogenitäten abweichen können.

In einer 4"-Grundwassermessstelle mit 16,5 m Filterrohr wurden fünf PDB über die gesamte Filterstrecke verteilt eingebaut. Die Analysen zeigten in den unteren vier PDB \pm gleiche Gehalte an VC und Ethen. Ursache hierfür ist eine Vertikalströmung (?) innerhalb der Messstelle, die für eine Durchmischung des im Filterrohr befindlichen Wassers sorgt. Der Versuch einer tiefendifferenzierten Beprobung von langverfilterten Grundwassermessstellen mit größeren Durchmessern (>2" bzw. größer als der Durchmesser der PDB) kann also unter Umständen durch Vertikalströmungen zu unwägbaren Ergebnissen führen. In einer 2"-Messstelle können die eingebauten PDB noch als Hemmer für Vertikalströmungen dienen und chemische Stratifizierungen erfassen, in 4"-Filtern ist dies nach den obigen Befunden nicht mehr der Fall. Zur Vermeidung von Vertikalströmungen bei PDB-Probenentnahmen in Messstellen mit grossen Durchmessern können zwischengeschaltete Packer(-scheiben) dienlich sein. Im Handel erhältlich sind auch sog. DMLS (*diffusive multi layer sampler*), die mit Trennscheiben arbeiten (Bopp u. Schirmer, 2002) und Vertikalströmungen in der Wassersäule verhindern. Damit können jedoch Vertikalströmungseffekte innerhalb der Kiesschüttung nicht verhindert werden, die eine Vermischung der chemischen Schichtung zur Folge haben und ebenfalls nicht von PDB erfaßt werden können (Vroblesky, 2001).

Der Ein- und Ausbau der PDB kann nach vorheriger Anleitung problemlos durch einen Techniker durchgeführt werden. Die Fehlermöglichkeiten beim Ein- und Ausbau sowie der Zeitaufwand pro Messstelle sind (bei vorausgesetzter guter Vorbereitung im Labor) wesentlich geringer als bei einer Pumpprobenentnahme. Als gute Literatureinstiege zum Handling von PDB empfehlen sich Vroblesky (2001) und ITRC Diffusion Sampler Team (2004). Die Dokumentation des Ein- und Ausbaus muss über speziell entwickelte Protokolle erfolgen, zu dokumentieren sind u.a. die Einhängtiefen, Verweilzeiten, Beschädigungen und Bewuchs/Verfärbungen.

Es empfiehlt sich, ein oder zwei unbenutzte PDB aufzubewahren und zusammen mit den Feld-PDB als Nullprobe zu beproben.

PDB können nur eingesetzt werden, wenn

- das Ziel der Analytik leichtflüchtige Verbindungen oder Gase (getestet: Methan, Ethan, Ethen) sind,
- die Messtellen frei von Vertikalströmungen sind (bzw. der Rohrdurchmesser ≈ 50 mm ist),
- keine Pumpen in der Grundwassermessstelle eingebaut sind
- der Nachweis von anorganischen Parametern oder Vor-Ort-Parametern wie pH-Wert, Redoxpotential, Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt nicht notwendig ist,
- die zeitnahe (i.e. max. 2–3 Stunden nach Ausbau) Probenentnahme gewährleistet ist,
- die PDB während der gesamten Einbaudauer vollständig mit Wasser bedeckt sind.

Als deutliche Vorteile von PDB gegenüber einer Tauchpumpenprobenentnahme sind zu nennen:

- einfacherer Ein- und Ausbau
- einfacherer Nachweis der chemischen Stratifizierung
- minimaler Anfall von Abwasser

Vor dem Einsatz von Diffusionssammlern sollte ein Kostenvergleich zwischen Passivsammlereinsatz und Pumpprobenentnahme durchgeführt werden. Ansätze hierzu sind z.B. in [ITRC Diffusion Sampler Team \(2004\)](#) zu finden.

Weiterführende Literatur: [Bopp u. a. \(2004\)](#), [Vroblesky \(2001\)](#), [ITRC Diffusion Sampler Team \(2004\)](#), [Wickert u. a. \(2006\)](#), http://www.itrcweb.org/teampublic_DPS.asp.

9.8.3. Methodik Wasseranalyse

9.8.3.1. Flaschenplan

Voraussetzung für eine qualitätsgesicherte Wasseranalytik ist bei der Probenentnahme die Abfüllung, ggf. die Probenvorbehandlung/Konservierung vor Ort, der gekühlte Transport und die gekühlte Lagerung bis zur Analytik in geeigneten Probengefäßen und deren Vorbereitung (z.B. durch Reinigung/Konditionierung). Im Projekt wurde vorgereinigtes Verbrauchsmaterial aus einer Charge verwendet. Die Teilproben sind in Tab. 9.37 dargestellt.

Tab. 9.37.: Flaschenplan für Grundwasserproben im Projekt.

Parametergruppe	Flasche	Filtration	Probenvorbereitung
Anionen ^a	500 mL HDPE	ohne	konditionieren, blasenarm
Ammonium	500 mL HDPE	ohne	konditionieren, blasenarm
Kationen ^b	100 mL HDPE	0.45 µm CelluloseAc	Vorlage, 1 mL HNO ₃ auf 100 mL
Spurenelemente	100 mL HDPE	0.45 µm CelluloseAc	Vorlage, 1 mL HNO ₃ auf 100 mL
TOC/TIC	20 mL Glasvial mit Al-Schraubseptum	ohne	blasenfrei ^c
Gelöste Gase	100 mL Serumglas mit Butylgummiseptum	ohne	blasenfrei ^c
LCKW, BTEX	20 mL HS-Glas mit Butylgummiseptum	ohne	blasenarme Befüllung mit Schlauch

^aincl. Alkalinität und Ammonium

^bincl. Phosphat als P und Sulfat als S, später auch Cl und Br

^cAnalog zur Entnahme einer Probe für gelöste Gase, z.B. O₂: Durchströmen mit Schlauch vom Flaschenboden, mehrere Volumina.

9.8.3.2. Anorganische Analytik

An die anorganische Analytik wird die Forderung nach einem Ionenbilanzfehler von deutlich unter 5 % gestellt. Die Messung der physikalisch-chemischen Feldparameter erfolgte mit täglich kalibrierten, bzw. geprüften Handgeräten in der Durchflußmesszelle.

9.8.3.2.1. Volumetrie Die Alkalinität oder Säurekapazität der Wasserproben wird an einem 10 mL Aliquot durch Titration mit 0.02 n HCl ermittelt (Schuster, 2002). Der Äquivalenzpunkt wird aus dem Wendepunkt der Titrationskurve berechnet. Zur Endpunktsbestimmung wird ein pH-Messgerät mit einer Glaselektrode verwendet.

9.8.3.2.2. Anionenchromatographie Die Anionen F^- , Cl^- , Br^- , NO_3^- , SO_4^{2-} werden mit Ionenchromatographie in Anlehnung an [DIN EN ISO 10304-1 \(1995\)](#) analysiert. Es wird eine Leitfähigkeitsdetektion mit Membran-Suppressor-Technik eingesetzt (Eluent: KOH; Regenerent: H_2SO_4).

9.8.3.2.3. Optische Emissionsspektroskopie für Hauptkomponenten Die Gehalte der Hauptelemente Na, K, Ca, Mg, B, Al, Si, Mn und Fe werden aus der filtrierten und angesäuerten Probe mit ICPOES (induktiv gekoppelte Plasma-Atom-Emissionsspektrometrie) in Anlehnung an [DIN EN ISO 11885 \(1997\)](#) analysiert.

9.8.3.2.4. Elementmassenspektroskopie für Spurenelemente Die Konzentrationen der Spurenelemente As, Cd, Co, Cr, Cu, Mo, Ni, Pb, Pt, Sb, Sn, Tl und Zn werden aus der filtrierten und angesäuerten Probe mit Magnetsektor ICP-MS (induktiv gekoppelte Plasma-Massenspektrometrie) analysiert. Bei niedriger Massenauflösung ($m/m = 350$) werden die Elemente Mo, Cd, Sn, Sb, Pt, Hg, Tl und Pb bei mittlerer Massenauflösung ($m/m = 3800$) die Elemente Cr, Co, Ni, Cu und Zn und bei hoher Massenauflösung ($m/m = 7500$) das Element As analysiert. Als interner Standard wird für alle Elemente das Element Rh verwendet.

9.8.3.2.5. Infrarotabsorptionsspektrometrie für organischen und anorganischen Kohlenstoff Der Gehalt an gesamten organischem Kohlenstoff (TOC) wird nach [DIN EN 1484 \(1997\)](#) analysiert. Aus der Probe wird zunächst der anorganische Kohlenstoff (TIC) ausgetrieben. Der hierbei im Probenaliquot zurückbleibende organische Kohlenstoff (NPOC, non purgeable organic carbon) wird durch Oxidation im Sauerstoffstrom und IR-Detektion erfasst und als TOC angesprochen. DOC wurde standardmäßig nicht erfasst. Der Vergleich exemplarischer Bestimmungen mit den TOC-Ergebnisse ergab keine signifikanten Unterschiede, sodass die weniger kontaminationsanfällige TOC-Bestimmung durchgeführt wurde.

9.8.3.3. Organische Analytik

9.8.3.3.1. Dokumentation der Methodik Die Bestimmung der für dieses Projekt ausgewählten organischen Einzelverbindungen wurde mit Hilfe der statischen Headspacetechnik in Anlehnung an DIN 38407 F4, F5, F9, durchgeführt. Hiermit lassen sich leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe (LHKW) und monoaromatische Systeme (BTEX) bestimmen. Nach Einstellung des thermodynamischen Gleichgewichts wurde eine Probe aus dem Dampfraum entnommen und gaschromatographisch parallel mit FID Flammenionisations-Detektor (FID) und Elektroneneinfang-Detektor (ECD) vermessen.

Geräteparameter Die Messungen werden mit einem *Agilent Technologies* Gaschromatographen HP 6890N mit PTV (Programmed Temperature Vapouriser) und angeschlossenem TurboMatrix Headspace-Probengeber durchgeführt. Trennsäulen: Der über die Transferline kommende Gasstrom wird mit einem Gerstel-Simultanteiler auf zwei Säulen gesplittet. Es wird im constant-pressure-Mode bei 3 psi gearbeitet. Trägergas ist Wasserstoff, der total flow beträgt 10,5 mL/min. Für die Messung mit FID wird eine 30 m DB1301 Säule mit 0,316 mm Innendurchmesser und einer Filmdicke von 1,00 μm verwendet. Der FID wird mit 350 mL Luft/min (270 kPa) und 35 mL Wasserstoff/min (140kPa) betrieben. Stickstoff als Make-up Gas ist auf 20 mL/min eingestellt). Für die ECD-Messung wird eine 30 m DB624 Säule mit 0,322 mm Innendurchmesser und einer Filmdicke von 1,80 μm eingesetzt. 60 mL Stickstoff/min werden als Make-up Gas benötigt(220 kPa).

Temperaturprogramm Die Detektor-Temperaturen für den FID und ECD betragen jeweils 270°C. Die Anfangstemperatur des Säulenofens von 40°C wird 5 min gehalten, dann wird mit 4°C/min auf 66°C aufgeheizt. Anschließend wird die Temperatur mit 15°C/min auf 210°C und im letzten Schritt mit 20 °C/min auf 250°C erhöht und hier 2,9 min isotherm ausgeheizt. Für die Injektion beträgt die Inlet-Temperatur 100°C. 0,2 min nach dem Start wird mit 30°C/min auf 250°C hochgeheizt und die Temperatur 5 min gehalten.

9.8.3.3.2. Headspace-Parameter Die Messungen werden mit dem TurboMatrix-Sampler der Firma Perkin-Elmer im constant-mode durchgeführt. Die Proben wurden bei 60°C 30 min thermostatisiert. Die Temperatur der Injektionsnadel beträgt 110°C, die der Transferline 120°C. Die Druckaufbauzeit beträgt 2 min, die Injektionszeit 0,1 min.

Kalibrierung Kalibriert wurden folgende Standardverbindungen:

Tab. 9.38.: Nachweisgrenzen und Arbeitsbereiche der untersuchten Chlorverbindungen; alle Werte in $\mu\text{g L}^{-1}$.

	Arbeitsbereich ⁵⁴	Nachweisgrenze
Dichlormethan	20–480	6,67
Trichlormethan	0,5–12	0,17
1,1,1-Trichlorethan	0,1–2,4	0,03
Tetrachlormethan	0,025–0,6	0,008
Trichlorethen	0,25–6,0	0,08
Tetrachlorethen	0,06–1,44	0,02
1,1-Dichlorethen	4–240	1,33
trans-1,2-Dichlorethen	4–240	1,33
cis-1,2-Dichlorethen	4–240	1,33
Vinylchlorid	10–1400	3,33
1,2-Dichlorethan	4–120	1,33
1,1-Dichlorethan	4–120	1,33
1,1,1-Trichlorpropan	4–120	1,33
1,1,2,2-Tetrachlorethan	4–120	1,33

Hauptkomponenten im vorliegender Schadensfall sind — wie zu erwarten — Trichlorethen, 1,2-*cis*-Dichlorethen und Vinylchlorid. Untergeordnet treten 1,1,1-Trichlorethan, Tetrachlorethen, 1,1-Dichlorethen, trans-1,2-Dichlorethen und 1,1-Dichlorethan auf.

9.8.3.4. Qualitätssicherung, Repräsentativitätsuntersuchungen

9.8.3.4.1. Umgebungs–Luftproben Um Kontaminationen aus der Umgebungsluft vor Ort auszuschließen, wurde an jedem Standort während der Probennahme eine Luftprobe genommen und analog zu den Wasserproben im Labor mit statischer Headspace–Gaschromatographie vermessen. An keinem Probenstandort wurden bisher Kontaminationen durch die Umgebungsluft festgestellt.

9.8.3.4.2. Wasser–Nullproben Nach Beendigung eines Arbeitstages wurden die verwendeten Schläuche 30 min mit Leitungswasser gespült (entsprechend des Abpumpens bei der Probennahme vor Ort) und anschließend eine Wasserprobe entnommen, um zu prüfen, ob die Schläuche sauber waren, bzw. ob es zur Verschleppung von Kontaminanten kam. Bei hohen Konzentrationen von Trichlorethen, oder 1,2-*cis*-Dichlorethen in den Wasserproben kam es zu Verschleppungen, die in der Regel unterhalb des Arbeitsbereichs lagen, Restkontaminationen von Vinylchlorid wurden in keinem Fall gefunden.

In einem zusätzlichen Ansatz wurde in einem 60 min-Versuch Leitungswasser durch die Probennahmeschläuche gepumpt und im Abstand von 10 min Proben entnommen, um das Wasser auf Kontaminationen aus dem verwendeten Schlauchmaterial zu testen. Gefunden wurden hier Trichlorethen und Perchlorethen, wobei Perchlorethen nur in der Größenordnung der Bestimmungsgrenze auftrat. Trichlorethen wurde im messbaren kalibrierten Bereich gefunden, innerhalb des Versuchs verringerte sich der Gehalt auf ca. die Hälfte des Ausgangswerts, lag aber noch immer im Arbeitsbereich.

9.8.3.4.3. Präzision

Standards Es wurden jeweils fünf Mehrfachbestimmungen durchgeführt, um die Wiederholbarkeit zu bestimmen. Dabei ergaben sich für die organischen Hauptkontaminanten des Schadensfalls Variationskoeffizienten im unteren Messbereich (s. 9.8.3.3.2) von 6 %, im mittleren von 4 % und im oberen Bereich von 2 %.

Proben Verglichen wurden Doppelbestimmungen von unterschiedlich stark kontaminierten Proben. Dabei ergaben sich für die organischen Hauptkontaminanten des Schadensfalls Variationskoeffizienten im unteren Messbereich von 10 %, im mittleren von 6 % und im oberen Bereich von 3 %. Dies gilt auch für die Proben, die auf Grund ihrer hohen Schadstoffgehalte verdünnt wurden.

Zudem wurde die Präzision für alle Messungen des Gütepumpversuchs Lutherstr. 32 ab 30 min Pumpzeit bestimmt. Hier liegen die Variationskoeffizienten erwartungsgemäß etwas höher, da die Proben nicht zum selben Zeitpunkt, sondern in Abständen von 10 min genommen wurden. Außerdem wurde die Pumpleistung während der Probennahme von MP1 RPN 200 auf RPN 400 geändert.

9.8.3.5. Gasanalytik C1 bis C5

Die Proben wurden nach einer Methode analysiert, die auf einem Verfahren von [Capasso u. Inguaggiato \(1998\)](#) beruht. Die Proben wurden in einem Trockenofen auf eine Equilibrations-temperatur von 25°C gebracht. Als „Berstschutz“ gegen den Druckanstieg des Wassers dient eine teilweise mit Wasser gefüllte Injektionsnadel. Nach dem Temperatúrausgleich wurde eine definierte Menge Wasser (10 ml) gegen Helium ausgetauscht (Doppelnadel). Es erfolgte eine erneute Equilibration bei 25°C für eine halbe Stunde mit anschließendem Druckausgleich auf Atmosphärendruck.

Je zu untersuchenden Probe wurden zwei Gasproben entnommen (1. Injektion für Wärmeleitfähigkeitsdetektor (WLD): 0.2 mL, 2. Injektion für FID: 1 mL). Es kamen wiederum Doppelnadeln zum Einsatz, so dass die entnommene Gasmenge durch destilliertes Wasser ersetzt wird (Druckausgleich).

Die gaschromatographische Analyse erfolgte an einem Varian-GC, der mit mehreren Detektoren ausgestattet ist: Ein WLD für die Permanentgase N₂, CO₂, CO und O₂/Ar, wobei Argon und Sauerstoff nicht getrennt werden können. Gesättigte und ungesättigte Kohlenwasserstoffe werden an zwei FID's detektiert (Middle FID für C1–C4 und Rear FID für C5). Das Trägergas ist Helium. Die Trennung der Komponenten erfolgt mittels einer Säulenschaltung von insgesamt 6 Säulen.

WLD:

- gepackte Molsieve-13X Säule (1.5 m 1/8")
- gepackte Hayesep Q (0.5 m 1/8")
- Hayesep T Säule (0.5 m, 1/8")

und 2 FID:

- Silicaplot-Kapillarsäule (30 m, 0.32 mm)
- CP-SIL 5CB Säulen (30 m, 0.32 mm)

9.8.3.5.1. Mineralölkohlenwasserstoffe MKW Ausführung nach ISO/DIS 16703, Nachweisgrenze: 20 mg L⁻¹

9.8.3.6. ^{222}Rn -Analytik (M. Teschner)

Die Wasserproben wurden in Glasgefäßen mit unterschiedlichem Volumen (zunächst 1000 mL Glasflaschen mit Schraubverschluss/Silikon-Dichtscheibe, später 120 mL Serumflaschen mit Butylgummi-Septen) angeliefert und bis zur Untersuchung gekühlt aufbewahrt. Die Probenahme erfolgte durch Mitarbeiter der Referates L3.2/B4.16. 1 Die Messungen wurden im Labor mit einem transportablen Strahlungsmonitor (Firma *Pylon*, Typ AB-5) durchgeführt. Es wurden mit Messgas gefüllte Zellen mit einem Volumen von 110 mL lichtdicht in das Messgerät eingebracht und der Zerfall von Radon (^{222}Rn), Thoron (^{220}Rn) und Actinon (^{219}Rn) durch Szintillation (Lucas-Zelle) gemessen. Die Innenseite der Gasmesszellen ist mit einer Schicht von Zinksulfid mit Silberdotierung beschichtet. Diese Beschichtung wird durch α -Bestrahlung angeregt, bei Rückfall auf das energetische Grundniveau werden Photonen emittiert, die nach Verstärkung mit einem Sekundärelektronenvervielfacher gezählt werden.

Für die Freisetzung des im Wasser gelösten Radons wurden drei verschiedene Techniken angewendet, von denen nur die dritte Methode ausgewertet wird.

Nach dem vom Gerätehersteller angegebenen sog. *Pylon-Verfahren* werden 190 mL der Wasserprobe möglichst entgasungsfrei in einen Standzylinder überführt und dort mit quasi radonfreier Atmosphärenluft über eine Gaswaschfritte entgast. Nach Trocknung des Entgasungsstromes wird eine Lucas-Zelle gefüllt und ca. 3,5 Stunden gelagert, um eine Gleichgewichtseinstellung zwischen ^{222}Rn und den kurzlebigen Zerfallsprodukten zu erreichen. Anschließend wird die Gasmesszelle in den Radon-Monitor eingebaut. Es werden zweimal über je 5 Minuten (Zeitvorgabe durch den Gerätehersteller) die Zerfallsereignisse registriert. Für die weitere Berechnung der Radon-Konzentration in der Wasserprobe gibt der Gerätehersteller eine Entgasungseffizienz von 70 % bei Verwendung der Messzelle mit 110 mL Volumen und eine Zähleffizienz von 0,745 an.

Zumindest die Herstellerangabe für die Entgasungseffizienz ist diskussionswürdig, da sich auf dem Weg vom Probenahmepunkt über den Transport per Pkw ins Labor, der Lagerung im Kühlschranks über Nacht oder über das Wochenende bis zum möglichst turbulenzfreien Einfüllen in den Standzylinder vielfach Fehlereinträge durch nicht beeinflussbare Entgasungsverluste ergeben können. Bezüglich der Zähleffizienz stand keine Ausrüstung für eine Nachkalibrierung zur Verfügung, es ist jedoch bekannt, dass dieser Geräteparameter langzeitstabil ist.

Die Berechnung der Radonkonzentration in Wasser basiert auf Formel 9.4

$$^{222}\text{Rn} [\text{Bq/L}] = \frac{\text{Nettoimpulse} [\text{cts/min}] \cdot 1000 [\text{mL/L}] \cdot 0.037 [\text{Bq/pCi}]}{0.745 \cdot 0.7 \cdot 3 \cdot 2.22 [\text{cts/pCi}] \cdot 190 [\text{mL}] \cdot \text{Zeitkorrektur}} \quad (9.4)$$

Da insgesamt 3 α -Emittenten am Messprozess beteiligt sind, muss im Nenner der obigen Formel noch der Faktor 3 berücksichtigt werden. Für den Zeitraum zwischen der Entnahme der Wasserprobe bis zur Messung ist der radioaktive Zerfall zu berücksichtigen. Entsprechende Faktoren lassen sich aus der Halbwertszeit berechnen. Sie wurden hier vereinfachend einer Tabelle des Geräteherstellers entnommen.

Um Entgasungsverlust möglichst auszuschließen wurde im weiteren Verlauf der Untersuchungen ein bei [Capasso u. Inguaggiato \(1998\)](#) beschriebenes Verfahren (Headspace-Verfahren (HS), klein) verwendet. Hierbei erfolgt die Probenahme in 110 mL Serumflaschen, die direkt am Probenahmeort gasblasenfrei gasdicht verschlossen werden. Im Labor wird dann ein geringer Anteil (standardmäßig: 20 mL) der Probe durch ein Inertgas (hier: N₂) ausgetauscht, welches dann nach Gleichgewichtseinstellung in die Lucas-Zelle überführt und dort vermessen wird. Dieses Verfahren vermeidet ein erneutes Öffnen der Probenflasche und damit Entgasungsverluste. Die Berechnung der Radon-Konzentration in Wasser ist hierbei zu berücksichtigen, dass bei diesem Verfahren keine vollständige Entgasung der Wasserprobe vorgenommen wird. Vielmehr stellt sich ein Gleichgewicht ein zwischen der Radon-Konzentration in der wässrigen Phase und in der Gasphase. Der Löslichkeitskoeffizient (Ostwald-Koeffizient) gibt das Konzentrationsverhältnis von wässriger zu gasförmiger Phase wieder. Dieser Koeffizient lässt sich berechnen ([Weigel, 1978](#)), er beträgt für die Messbedingungen im Labor annähernd $k = 0,25$. Dies bedeutet, dass für die ursprünglich in der wässrigen Phase vorhandene Radon-Konzentration der Messwert für die Gasphase mit einem Faktor von 1,25 zu korrigieren ist. Die Berechnungsformel ist dementsprechend zur Formel [9.5](#) umzuformulieren:

$${}^{222}\text{Rn} [\text{Bq/L}] = \frac{\text{Nettoimpulse} [\text{cts/min}] \cdot 1000 [\text{mL/L}] \cdot 0.037 [\text{Bq/pCi}] \cdot 1.25}{0.745 \cdot 3 \cdot 2.22 [\text{cts/pCi}] \cdot 100 [\text{mL}] \cdot \text{Zeitkorrektur}} \quad (9.5)$$

Im Zuge der methodischen Entwicklung wurde eine Variante des Verfahrens 2 (= HS Verfahren groß) getestet. Hierbei wurde eine 1000-ml-Glasflasche (Gesamtinhalt 1180 ml) verwendet, die mit einem Schraubverschluss mit einer zentralen Öffnung versehen war. Diese Öffnung wurde durch Silikon-Scheiben gegen Wasseraustritte abgedichtet. Im Verlauf der Arbeiten stellte sich jedoch im Rahmen von Literaturrecherchen heraus, dass Silikon-Septen eine sehr starke Radon-Adsorption zeigen ([Surbeck, 1996](#)) und dass Radon-Leckraten durch eine Silikon-Membran wesentlich höher sind als durch andere chemische Materialien ([Honig u. a., 1999](#)). Neben allgemeinen Handhabungsschwierigkeiten mit den großen Flaschen gelang es nicht immer, das als Headspace eingefüllte Volumen von 150 mL Inertgas in reproduzierbarer Technik in die Lucas-Zelle zu überführen. Die überwiegende Anzahl der untersuchten Wasserproben wurde deshalb mit dem *HS-Verfahren klein* vermessen. Die Untersuchungsergebnisse sind in [Kap. 9.6.4.8, S. 149ff.](#) zusammengestellt.

Unter Verwendung des Pylon- Verfahrens wurden insgesamt 6 Proben vermessen. Es fällt auf, dass bei der Analyse von Doppelproben aus einer Lokation sehr hohe Variationskoeffizienten (bis zu 87 %) festgestellt wurden. Dies hängt sicherlich mit den Analysenbedingungen zusammen, die nicht mehr dem Stand der heutigen Möglichkeiten entsprechen. Die bestimmten Gehalte von bis zu 3 Bq/L werden allesamt als zu niedrig bestimmt eingeschätzt. Im Zuge der methodischen Weiterentwicklung wurde danach das *HS-Verfahren groß* angewendet, auch im Vergleich zum Pylon-Verfahren an Proben aus identischer Lokation.

9.8.4. Methodik der Diskussion

Die Ergebnisse des dreijährigen Grundwassermonitorings werden zunächst als einzelne Parameter mit einem einheitlichen Kapitelaufbau diskutiert. Dies soll dem Leser die Orientierung und das Nachschlagen erleichtern. Parameter mit grosser Bedeutung für die Fragestellung, wie z.B. Vinylchlorid werden dabei ausführlicher behandelt als z.B. die Verteilung von Na.

Bei der Abfrage der Ergebnisse aus der Datenbank werden die Proben sog. *Teufenklassen* zugeordnet. Die Zuordnung der Teufenklasse erfolgt auf Grundlage der Filterunterkante des 1. Filters (z_{2_f1}) in m u.MP entsprechend Anweisung 9.39 aus der Datenbank *Aqua*. Filterteufen werden intern in m u.MP gespeichert, deshalb sind Abweichungen von der Geländeoberkante (z_{ref}) möglich. Diese betragen im Projekt für Unterflurmessstellen bis +0.2 m (Regelfall) und -0.5 m (Einzelfall), vgl. Abb. 9.5, S. 46. Die geringe Ungenauigkeit der Zuordnung wird dabei in Kauf genommen.

Ein grundsätzliches Problem der Zuordnung von Beschaffenheitsmesswerten für eine zunächst teufenbezogene und nachfolgende 3d-Auswertung ergibt sich daraus, dass der Messwert als repräsentative Mischprobe immer für ein Teufenintervall gilt. Konzentrationsgradienten innerhalb dieses Intervalls werden nicht erfasst, was bei kurzen Filterstrecken (optimaler Fall) i.d.R. kein Problem ist. Bei langen Filterstrecken (in der Praxis bei Altmessnetzen häufig) kann dies durchaus zu einem Problem werden, da eine ungünstige Teufen-Zuordnung der Messwerte zu einer Fehleinschätzung der räumlichen Lage der Belastung führt, die eine Über- oder Unterschätzung des Schadstoffinventars zur Folge haben kann. Die Richtung der Abweichung wird vor allem dadurch bedingt, ob spezifisch leichte LNAPL (light non aqueous phase liquids) (BTEX, MKW, ...) oder spezifisch schwere DNAPL (dense non aqueous phase liquids) (LCKW, ...) vorliegen.

Im vorliegenden Projekt mit nur wenigen Alt-Grundwassermessstellen mit langer Filterstrecke (vgl. Abb. 9.33, S. 87) wird der Ansatz (Anweisung 9.39) verfolgt, Grundwassermessstellen mit einer Filterunterkante (z_{2_f1}) von ≤ 11.5 m den Messwert der Filtermitte in m u.MP zuordnen. Bei höheren Teufen der Filterunterkante und Filterlängen > 5 m wird die Filtermitte als effektive Teufe (z_{effm}) verwendet, bei Filterlängen ≤ 5 m wird hingegen die Filterunterkante als effektive Teufe in Ansatz gebracht. Dies hat zur Folge, dass Konzentrationen aus Grundwassermessstellen mit kurzen Filterstrecken zur Basis des Stauers hin gewichtet werden, während Messwerte aus Grundwassermessstellen mit tiefen und langen Filterstrecken diese Wichtung nicht erfahren. Die Berechtigung für diese *a-priori* Wichtung der Konzentrationen ergibt sich aus der Dichte $> 1 \text{ g cm}^{-3}$ der Kontaminanten (DNAPL) und ihrer Teufenzonierung (z.B.: Abb. 9.219, S. 293). Die Teufenwichtung der Messwerte hat Einfluss auf die Interpolation und damit die Inventarisierung der Kontaminanten (vgl. Kap. 9.12.1, 373ff.)

Tab. 9.39.: SQL–Anweisung zur tiefenbezogenen Auswertung der Beschaffenheitsdaten im Projekt Hannover Südstadt.

```
-- Tiefenwichtung: (>5 m Filterlänge wird mit z_m berücksichtigt)
CASE
WHEN w.z2_f1>0 AND w.z2_f1<=11.5 THEN S.z_ref-((w.z1_f1+w.z2_f1)/2)
WHEN w.z2_f1>11.5 AND (w.z2_f1-w.z1_f1)>5 THEN S.z_ref-((w.z1_f1+w.z2_f1)/2)
WHEN w.z2_f1>11.5 AND (w.z2_f1-w.z1_f1)<=5 THEN S.z_ref-w.z2_f1
END
AS z_effnn,
S.z_ref - w.z1_f1 AS z1f1mnn,
S.z_ref - z2_f1 AS z2f1mnn,
w.z2_f1-w.z1_f1 AS dinterval,
-- Tiefenklassifikation für Auswertung
CASE
WHEN w.z2_f1>0 AND w.z2_f1<=7.5 THEN 2
WHEN w.z2_f1>7.5 AND w.z2_f1<=9.5 THEN 3
WHEN w.z2_f1>9.5 AND w.z2_f1<=11.5 THEN 4
WHEN w.z2_f1>11.5 AND w.z2_f1<=13.5 THEN 5
WHEN w.z2_f1>13.5 AND w.z2_f1<=15.5 THEN 6
WHEN w.z2_f1>15.5 THEN 7
END
AS depthclass,
```

9.8.5. Physiko–chemische Parameter

Organoleptische Ansprache

Die organoleptische Ansprache von Wasserproben soll erste Hinweise auf Besonderheiten der Grundwasserbeschaffenheit und der Probenentnahme (PN) liefern. H₂S, NH₃, Buttersäure, Trimethymin oder Skatol sind quantitativ bedeutende Geruchsstoffe von Abwässern (Wassermann, 2006). Die hohe Geruchsempfindlichkeit der Nase gegenüber Spuren von H₂S ist ein Hilfsmittel (0.002 - 0.15 ppm Geruchsschwellenwert, Wassermann (2006)), die hydrochemischen Redoxverhältnisse einzugrenzen. Die Geruchsprobe kann durch quantitative Messungen nicht ersetzt werden, da deren Empfindlichkeit⁵⁵ nicht ausreicht und sich eine Anreicherung aufgrund des technischen und zeitlichen Aufwandes i.d.R. verbietet. smell, smell_h2s, smell_dsc, color, color_dsc, turbidity, turbidity_dsc und hc_contamination waren die bei der Probenentnahme erfassten Größen, die mit ja/nein und im Falle von „ja“ mit einer kurzen Notiz zu beantworten waren.

Bei 180 von 637 Grundwasser–Proben wurde Geruch wahrgenommen, der in 105 Fällen (16 %) auf H₂S zurückzuführen war. Kräftiger Geruch (Klasse 3) wurden in der Gruppe am Südbahnhof in den GWM 180973 und 180971 festgestellt. Starker Geruch (Klasse 3) wurde in den GWM 40428 Am Maschpark, 180969 Windmühlenstr. / Opernplatz, 30619 Berliner Allee 38, 180954 Kl. Düwelstr./Stolzestr., 30476 Wilhelmstr. 2-4, 180934

⁵⁵Photometrie bzw. Amperometrie mit gasdurchlässigen Membranen

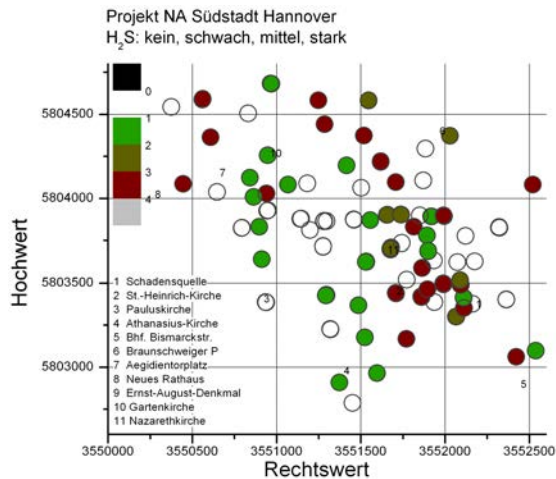


Abb. 9.135.: Vorkommen und Stärke des H₂S-Geruchs aus der Ansprache im Gelände in Klassen. Es besteht Übereinstimmung mit den Reaktionszone, die auf Grundlage der Verteilung von E_H-Wert, Eisen und Nitrat/Ammonium ausgewiesen werden; (Stufen 0 und 1 (grün) bis 3 (braun)).

Pilotystr./An der Weide und der Gruppe am Geibelplatz 181009, 181008 festgestellt. Jeder positive Befund (Klassen 1 – 3) stellt klar, das im beprobten Bereich der GWM ein Produkt mikrobieller Sulfatreduktion in einem Ausmaß vorkommen, das die Absorptionsfähigkeit des Sedimentes überschreitet. Die Lage der positiven H₂S-Befunde in Abb. 9.135 korreliert gut mit den niedrigen Redoxwerten in Abb. 9.145, S. 228. Flache GWM waren grundsätzlich ohne H₂S-Geruch. Damit ist klar, das der Geruch von H₂S keine Hinweis auf etwaige Abwassereinträge sein kann, sondern vielmehr die hydrochemischen Verhältnisse im tieferen Grundwasserleiter kennzeichnet.

Geruch nach Kohlenwasserstoffen wurde in nur 12 Fällen wahrgenommen: GWM 180959 Sallstr. 55 / Nazarethkirche, 47335 und 47334 Wildermuthweg 13G, 180963 Simrockstr./ St. Heinrichskirche, 30479 Papenstieg 5, DP_07_187, Tiestestr. 14 (3 Teufen) und DP_06_188 Tiestestr. 20 (3 Teufen). Geruch nach LHKW wurde in den DP_16_179 Geibelplatz festgestellt.

Die weitaus meisten Proben waren farblos, nur in 38 Fällen wurde eine leichte Färbung festgestellt, die im Fall der GWM 40428 Am Maschpark und der GWM 30532 Marienstr. mit H₂S-Geruch einhergeht. In der Regel waren die Proben klar, in 50 Fällen wurde eine leichte Trübung festgestellt. In den GWM 47338 Oesterleyplatz 18 und GWM 30644 Sallstr. / Nazarethkirche wurde eine starke Trübung festgestellt.

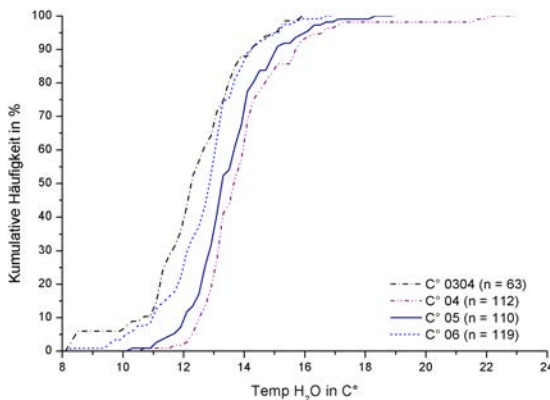
Grundwassertemperatur

Die Temperatur des Grundwassers wurde, wie alle anderen physikalisch-chemischen Parameter, in der Durchflussmesszelle bestimmt (Abb. 9.24, S. 76). Sie repräsentiert damit *nicht* die in-situ Temperatur im Grundwasserleiter, sondern die Temperatur, auf die die Probe bei der Probenentnahme verändert wurde. Sie ist abhängig von den Aufheizungs- bzw. Abkühlungsvorgängen bei der Grundwasser-Probenentnahme. Aufheizung durch die Pumpe und Erwärmung oder Abkühlung im Schlauch sind wesentliche Faktoren. Der Temperaturdifferenz zwischen Grundwasser und Lufttemperatur und der Sonneneinstrahlung kommt dabei besondere Bedeutung zu.

Tab. 9.40.: Kennwerte für die Grundwassertemperatur in der Durchflussmesszelle

Temperatur	no	n	min	p25	p50	p75	p90	p95	p97.5	max
cmp34	67	67	8.4	11.5	12.4	13.5	14.3	15.1	15.4	15.8
cmp04	112	112	10.6	13.2	13.7	14.5	15.7	16.8	17.2	22.0
cmp05	111	111	10.3	12.7	13.4	14.1	15.0	16.1	16.5	18.3
cmp06	118	118	8.4	12.0	12.9	13.5	14.4	15.1	15.5	16.8
flach	94	94	8.4	11.3	12.6	13.7	14.5	15.6	16.4	22.0
mittel	103	103	8.4	12.8	13.4	14.3	15.4	15.9	16.6	16.8
tief	155	155	11.0	13.0	13.6	14.5	15.7	16.1	16.9	21.8
rinne	120	120	10.1	12.8	13.6	14.4	15.8	17.0	17.4	21.2

Die Temperaturen in Tab. 9.40 werden daher unter der Annahme betrachtet, dass die Förderraten vergleichbar waren, also eine vergleichbare Wärmebelastung durch die Pumpe stattfand. Der Temperaturbereich der Proben liegt zwischen 8.4 und 22.0°C mit dem Medianwert (p50) zwischen 12.4 und 13.7°C. Es ist eine Temperaturzunahme mit der Tiefe um 1°C zu beobachten.

**Abb. 9.136.:** Summenkurven der Messzellentemperatur-Verteilungen von 2004 bis 2006

In Abb. 9.136 werden die 4 Kampagnen unterschieden. Die spät im Jahr durchgeführte Erstkampagne 03/04 weist die niedrigsten Temperaturen auf. Im warmen und trockenen Frühsommer 2004⁵⁶ wurden höhere Temperaturen bestimmt als im „Jahr ohne Sommer“ 2005⁵⁷. Die letzte Projektkampagne im Spätwinter — Frühjahr 2006 ist ebenfalls durch niedrige Temperaturen gekennzeichnet.

In Abb. 9.136 (vgl. Abb. 9.31, S. 85) ist eine Verschiebung der Spannweiten der Messzellentemperatur mit der Jahreszeit um etwa 1.5°C zu beobachten. Sehr hohe Lufttemperaturen führen zu Temperaturschüben. Die wenigen leichten Frosttage korrelieren in der Regel mit niedrigen Wassertemperaturen. In Kap. ??, Abb. ??, S. ?? ist die Korrelation zwischen Messzellentemperatur und Lufttemperatur mit erkennbar grosser Streuung der Messwerte dargestellt, der ein sehr schlechter linearer Korrelationskoeffizient entspricht. Über die el. Leitfähigkeit kann indirekt zwischen flachem GW und tiefem GW unterschieden werden. Tiefes GW ist tendenziell wärmer. Dies ist auch im warmen Frühsommer 2004 der Fall, wo

⁵⁶Florent Bertin

⁵⁷Claire Mautalen, Florian Viollet, „... jetzt fehlt eigentlich nur noch ein Tornado ... „

Tab. 9.41.: Variabilität der Temperaturmessungen in ausgewählten GWM.

s_name	depthclass	range	min	mean	percerr	n	deltatmpinsitu
180955	2	5.6	10.1	13.5	16	5	1.2
180930	2	4.3	9.7	12.2	14	6	1.3
47340	2	4.0	12.8	14.5	12	4	1.8
180992	2	3.8	10.4	12.5	15	3	1.2
44951	2	3.5	12.6	14.5	9	5	1.0
180967	2	3.3	11.2	12.6	11	4	1.3
180974	2	3.2	8.4	10.1	16	3	2.4
180986	2	2.9	10.2	12.1	14	3	1.2
180983	2	2.2	11.2	12.5	9	3	0.8
40494	6	2.2	12.8	13.9	6	6	0.8
44941	5	2.1	13.0	14.1	6	5	1.3
47339	5	2.1	13.8	14.5	5	6	0.9
180928	6	2.1	11.5	12.8	6	13	1.0
180972	7	2.1	10.5	11.8	9	3	2.1
180929	3	1.9	11.1	12.3	5	8	1.5
40495	3	1.5	13.4	14.3	5	5	1.2
180990	5	1.5	13.0	13.7	6	3	0.7
180981	7	1.2	12.9	13.3	5	3	0.7
180966	3	1.1	13.3	13.7	4	4	1.8
180973	3	1.1	11.4	11.8	5	3	2.2
180982	5	1.1	13.0	13.4	5	3	1.1
180953	7	1.0	13.0	13.4	3	5	0.9
180985	4	0.8	12.6	12.9	4	3	0.6
180991	3	0.7	13.2	13.4	3	3	1.8
180965	5	0.7	13.9	14.2	2	4	1.0
180954	6	0.6	13.2	13.5	2	5	0.7
30164	4	0.6	15.3	15.7	1	5	2.1
180971	6	0.6	12.0	12.3	n.a.	2	3.5
mean		2.1	12.1	13	7.1		

noch keine Aufheizung stattgefunden haben konnte. Trotz der Überprägung der Messung durch o.g. Artefakte gibt die zusammenfassende Betrachtung Hinweise auf den jahreszeitlichen Temperaturgang und thermische Wirkungen, wie sie z.B. in (Berlin, 2007) für städtische Gebiete beschrieben werden.

Zur Bestimmung der *wahren* Grundwassertemperatur liegen 28 Datensätze vor, bei denen das Probenentnahmefahrzeug des LBEG zusätzlich zum Einsatz kam. Hierzu wurden die dem Pumpeneinbau zur Probenentnahme vorauslaufende Tiefensondenbefahrungen für die Messpunkte Filteroberkante und Filterunterkante bezüglich Temperatur und el. Leitfähigkeit ausgewertet. Dabei konnte bei 14 von 28 Grundwassermessstellen über die kurze Filterstrecke von 2 m ebenfalls eine Temperaturzunahme von 0.1 bis 1.0°C bei einem Mittelwert von 0.2°C ermittelt werden. Die Aufheizung der Probe durch die Tauchpumpe von der (tiefsten) insitu-Temperatur zur Messzellentemperatur bei der folgenden Probenentnahme lag zwischen 0.6 und 3.6°C mit der MP1⁵⁸. Zu Beginn Mai 2006 wurden die Proben durch die PN durchschnittlich um 1.4°C aufgeheizt. Die in-situ-

⁵⁸Drosselung MP1 auf 0.2m³h⁻¹

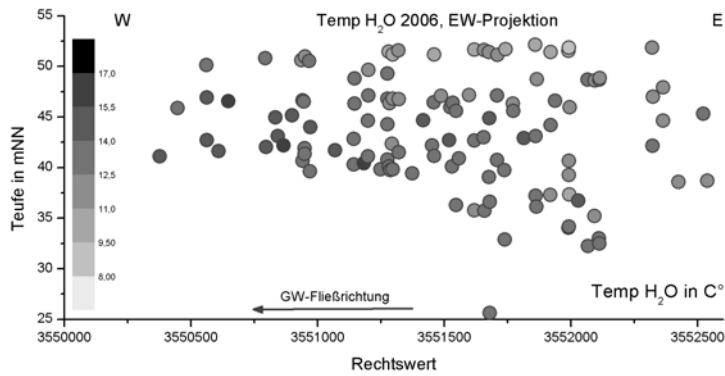


Abb. 9.137.: Vertikale Verteilung der Temperatur in der EW-Projektion; eine Zunahme in Grundwasserfließrichtung ist erkennbar.

Temperaturen lagen in diesem Zeitraum zwischen 9.5 und 14.4°C bei einem Mittelwert von 11.8°C (Tab. 9.41, Spalte *deltatmpinsitu*).

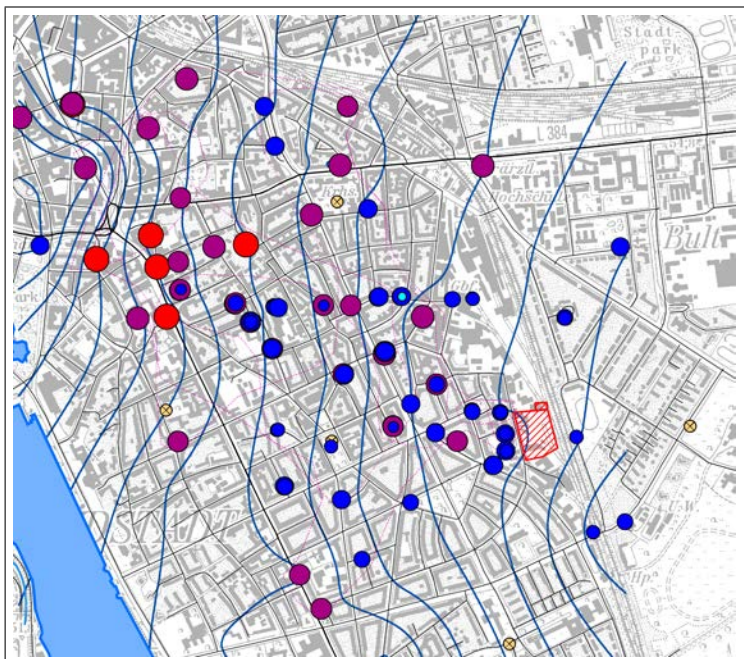


Abb. 9.138.: Temperatur in der Durchflußzelle im Messnetz der Südstadt 2006; alle Teufenklassen, gelb = Stadtkarte Hannover, Ausrichtung Nord, unmaßstäblich.

Dieselben Grundwassermessstellen wurden im Rahmen des Monitorings i.d.R. dreimal, oft jedoch häufiger beprobt. In Tab. 9.41 sind die Messstellenummer (*s_name*), die Anzahl der Messungen (*n*), der Mittelwert (*mean*) mit prozentualer Fehler (*percerr*) und die Minimaltemperatur (*min*) nach der Spannweite (*range*) geordnet dargestellt. Zusätzlich ist die Differenz zwischen dem tiefsten insitu-Wert und der Messzellentemperatur (*deltatmpinsitu*) aufgeführt. Die Spannweite der Temperaturmessungen liegt im Mittel bei 2.1°C, kann aber zwischen nur 0.6°C oder sogar 5.6°C betragen, wie z.B. an der Messstellengruppe Kleine Düwelstr. /Stolzestr. (GWM 180954,180953,180955) zu beobachten ist. Die flachen Grundwassermessstellen (*depthclass* = 2) weisen ausnahmslos hohe Spannweiten auf. Werden diese aus der Betrachtung ausgeschlossen, liegt die beobachtete mittlere Spannweite bei 1.3°C. Die mittlere jährliche Spannweite ist jedoch wahrscheinlich größer.

Darüber hinaus wurden Anfang Dezember 2003 an 5 Grundwassermessstellen mit langen Filterstrecken Tiefensondenprofile gemessen, die den in-situ-Temperaturbereich von 11.8°C bis über 15°C (GWM 41113, westlich der U-Bahnlinie Hildesheimer Str.) bestätigen. Die vertikale Verteilung in EW-Richtung in Abb. 9.137 zeigt eine Zunahme der Temperaturen von der Anstromseite zur Abstromseite. In dieser Richtung nimmt auch die Besiedelungsdichte zu. Auch in Richtung Zentrum im Norden nehmen die Temperaturen zu mit einem Maximum auf der 5804000-Koordinate. Die Maximalwerte stehen erkennbar im Zusammenhang mit dem Verlauf der tief in den Grundwasserleiter einbindenden U-Bahnlinien (Abb. 9.138).

Zu einem Vergleich der Verhältnisse kann die Karte der Grundwassertemperaturen der Senatsverwaltung Berlin (Bereich Umwelt) mit ihren Erläuterungen herangezogen werden (Berlin, 2007). Die Tiefe der neutralen Zone, d.h. die Teufe, wo die jahreszeitlich bedingte Temperaturdifferenz 0°C beträgt, wird unter den dortigen hydraulischen Lockergesteinsverhältnissen mit 20 bis 25 m angegeben. Für das Beobachtungsgebiet Hannover-Südstadt (8°C Jahresmitteltemperatur für das Umland von Hannover) sind vor allem die zunehmende Versiegelung und die U-Bahnschächte für die Temperaturverteilung verantwortlich.

Bei kritischer Betrachtung der Messungen und konsequenter Einhaltung der Randbedingungen bei der Grundwasserprobenentnahme lassen sich schlüssige und sinnvolle Informationen zum Temperaturfeld im Grundwasser aus den Messzellentemperaturen ableiten.

Elektrische Leitfähigkeit

Die Bestimmung der el. Leitfähigkeit in der Durchflussmesszelle dient allgemein der Abschätzung der Summe der gelösten ionischen Komplexe im Grundwasser. Da alle Grundwässer im Projektgebiet im pH-Neutralbereich liegen, besitzt die hohe Äquivalenzleitfähigkeit des H_3O^+ -Ions keine Bedeutung. Gleichzeitig ist die Konstanz der el. Leitfähigkeit vor der Entnahme einer Grundwasserprobe ein *Gütekriterium* bei der Entnahme von Grundwasserproben (Appelo u. Postma, 2005).

Tab. 9.42.: Kennwerte für elektrische Leitfähigkeit in der Durchflussmesszelle in $\mu\text{S cm}^{-1}$.

el. Leitfähigkeit	no	n	min	p25	p50	p75	p90	p95	p97.5	max
cmp34	64	64	430	996	1196	1340	1408	1493	1593	1860
cmp04	112	112	448	1038	1251	1414	1534	1664	1846	12863
cmp05	112	112	467	1027	1254	1379	1487	1619	1741	8690
cmp06	118	118	466	1009	1182	1318	1457	1538	1665	10750
cmpDP	64	64	867	1076	1137	1223	1393	1447	1482	1563
flach	93	93	430	736	863	1140	1376	1481	1817	1887
mittel	102	102	647	1167	1276	1389	1467	1512	1551	1628
tief	155	155	863	1184	1301	1409	1536	1660	1726	12863
rinne	120	120	841	1036	1122	1214	1424	1462	5127	10750

In Tab. 9.42 sind keine Veränderungen der el. Leitfähigkeit zwischen den Jahren zu erkennen. Auffällig ist jedoch die deutlich Zunahme von den flachen Grundwassermessstellen mit $863 \mu\text{S cm}^{-1}$ zu den tiefen Grundwassermessstellen mit $1301 \mu\text{S cm}^{-1}$. Die Grundwassermessstellen in der Rinne weisen gegenüber den tiefen Grundwassermessstellen wiederum niedrigere el. Leitfähigkeiten auf. Das oberflächennahe Grundwasser ist in der Südstadt erheblich schwächer mineralisiert als das tiefe Grundwasser in Stauernähe. O.g. Tiefensondenprofile (Kap. 9.8.5) deuten an, dass der Leitfähigkeitsgradient sich zonenweise über weniger als zwei Meter erstreckt. Der Ursache dieser engräumigen vertikalen Leitfähigkeitsschichtung wird bei der Diskussion anderer Parameter nachzugehen sein.

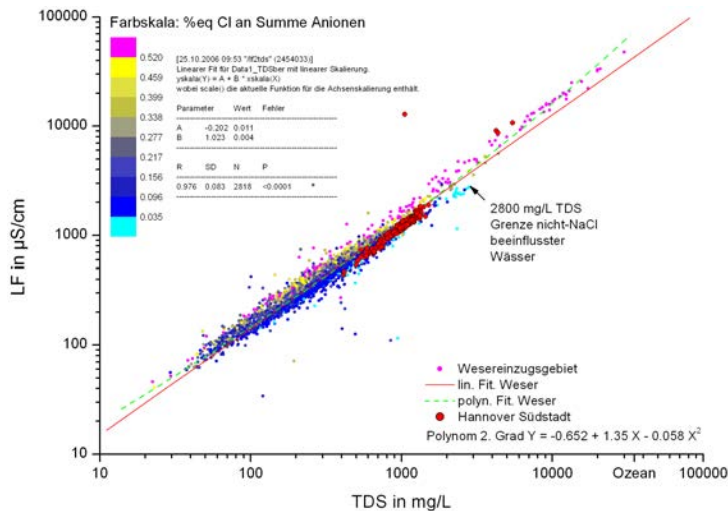


Abb. 9.139.: Abhängigkeit der el. Leitfähigkeit von der Summe der gelösten Inhaltstoffe (Mineralisierung) für Hannover Südstadt (rote Kreise) mit 2800 Proben aus dem Einzugsgebiet der Weser im Vergleich, Farbskala repräsentiert den Äquivalenzanteil von Cl^- an den Anionen.

Die auf 25°C normierte el. Leitfähigkeit wird mit der Summe der gelösten Inhaltsstoffe (der Mineralisierung, im Folgenden TDS, total dissolved solids), errechnet aus den anorganisch-chemischen Analysen, korreliert (Abb. 9.139). Die Proben aus Hannover Südstadt fallen in den durchaus hoch mineralisierten, jedoch chlorid-armen Bereich von Grundwässern aus dem gesamten Einzugsgebiet der Weser Kringel u. a. (in V). Grundwässer aus ländlichen Einzugsgebieten sind deutlich niedriger mineralisiert. Vier Proben in Hannover Südstadt sind als NaCl-geprägte Grundwässer zu erkennen.

In Abb. 9.140 ist eine Zunahme in nördlicher und nordwestlicher Richtung erkennbar, analog zur Temperaturverteilung (Abb. 9.138). Der Medianwert (p50) des kommunalen Grundwassermonitorings (Weitzel u. a., 2005) liegt mit $1044 \mu\text{S cm}^{-1}$ unter dem p50 in Hannover Südstadt (Tab. 9.42). Maxima der Leitfähigkeit (\geq p95) finden sich in den tiefen GWM 36441 und GWM 30644 (Sallstr. /Nazareth Kirche) und in geringem Maße in der GWM 180983 (Kleine Düwelstr.) sowie weiteren Grundwassermessstellen.

Die Zunahme der el. Leitfähigkeit in NW Richtung läßt analog zu den Beobachtungen der Senatsverwaltung Berlin (Berlin, 2007) eine antropogene Beeinflussung vermuten. Die beobachtete vertikale Schichtung mit einem teilweise sehr gering mineralisierten Oberflächenwasser passt jedoch nicht zu dieser Annahme, denn dies eher eine gering mineralisierte Neubildung einschließlich etwaiger Leitungsverluste erwarten. Dies soll durch

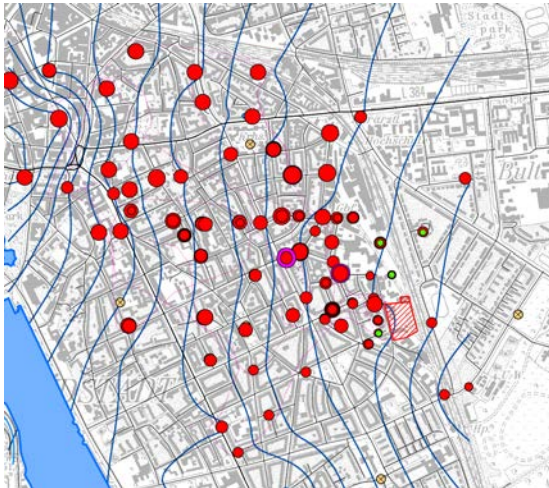


Abb. 9.140.: El. Leitfähigkeit im Messnetz der Südstadt 2006; alle Teufenklassen, grün = $\leq p5$, rot = Normalbereich, magenta = $\geq p95$, gelb = GWM Stadtkarte Hannover, Ausrichtung Nord, unmaßstäblich.

Betrachtung der Verteilung von K und BO_2 überprüft werden. Die Ursache wird im Zusammenhang mit den anderen Lösungsinhaltstoffen und der Mineralisation weiter diskutiert.

Redoxpotential

Das an der Pt-Elektrode (Einstabmesskette) gemessene Redoxpotential wird auf die Standardwasserstoffelektrode bezogen (E_H -Wert). Es besteht Einigkeit darüber, dass sich dieser Parameter nicht eignet, um thermodynamisch gültige Aussagen über einzelne Redoxpaare (z.B. NO_2^- , NO_3^-) im Wasser zu treffen (Stumm u. Morgan, 1996), (Schüring u. a., 2000), (Appelo u. Postma, 2005). Die reversiblen Reaktionen quantitativ wichtiger Redoxpaare sind an einer Pt-Oberfläche nicht möglich. Daher handelt es sich bei der Redoxspannung an Pt-Elektroden um die Bestimmung einer operationellen Meßgröße.

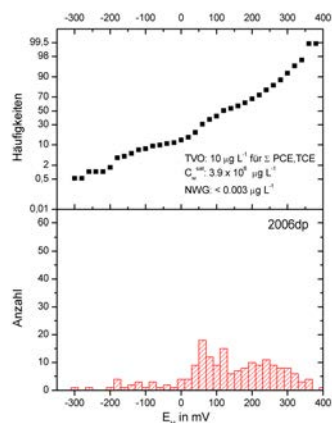


Abb. 9.141.: Histogramm und Summenkurve des Redoxpotentials E_H -Wert 2006; Werte unter -50 mV nur in trübstoffreichen DP-Proben.

Diese hat aber in Hannover-Südstadt große praktische Bedeutung bei der Bestimmung der summarischen Redoxverhältnisse. Bei allen Kampagnen wurde für den Bereich von

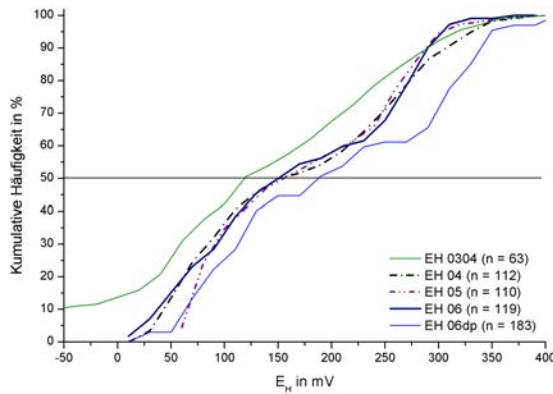


Abb. 9.142.: Summenkurven der Verteilungen des Redoxpotentials E_H -Wert von 2004 bis 2006.

0 bis 400 mV, wie in Abb. 9.142 erkennbar eine deutliche bimodale Verteilung gefunden. Das Maximum niedriger Redoxwerte liegt zwischen 50 und 120 mV, das zweite Maximum hoher Redoxwerte liegt zwischen 250 und 320 mV. Negative Redoxpotentiale wurden fast nur bei den Direct-Push Probenentnahmen 2006 angetroffen (Abb. 9.141). In Tab. 9.43 ist erkennbar, dass der Median des Redoxpotentials mit zunehmender Teufe deutlich abnimmt. Die am stärksten reduzierenden Werte wurden in der Rinne bestimmt.

Tab. 9.43.: Kennwerte für den EH-Wert in der Durchflussmesszelle in mV.

EH-Wert	no	n	min	p25	p50	p75	p90	p95	p97.5	max
cmp34	67	67	24	105	192	317	347	354	407	417
cmp04	112	112	18	85	160	275	298	316	323	378
cmp05	112	112	64	90	165	266	299	311	335	372
cmp06	118	118	31	80	161	268	312	345	355	390
cmpDP	64	64	-293	-81	71	177	207	245	266	308
flach	94	94	79	262	285	317	352	370	394	417
mittel	103	103	-159	102	193	278	312	335	351	360
tief	156	156	-183	82	132	218	277	307	331	347
rinne	120	120	-293	47	83	134	194	210	266	348

Räumliche Verteilung In Abb. 9.143 ist die Redoxzonierung im Grundwasser der Südstadt parallel zur Grundwasserströmungsrichtung erkennbar. Auf der Anstromseite herrschen im mittleren und tiefen Grundwasser reduzierende Verhältnisse.

In allen flachen GWM herrschen demgegenüber oxidierende Verhältnisse. Im Abstrom der reduzierenden Zone ist auch das GW in den tiefen und mitteltiefen Grundwassermessstellen teilweise als oxidiert einzustufen. Auffällig sind oxidierende Bereiche am östlichen Rand der Rinnenstruktur (3552000; 5803600) im Strömungsschatten der gesicherten Schadensquelle, die erst mit der Verdichtung des Probenentnahme-Rasters mit Hilfe von Direct-Push in 2006 vollständig erfasst wurden. Dabei handelt es sich um die GWM 180934, 180933 Pilotystr./An der Weide, GWM 180203 An der Weide/Ecke Rüsterburg und GWM 40759 Wredestr., während die Messstellengruppe in Abstromrichtung am Geibelplatz wieder eine deutliche vertikale Schichtung aufweist.

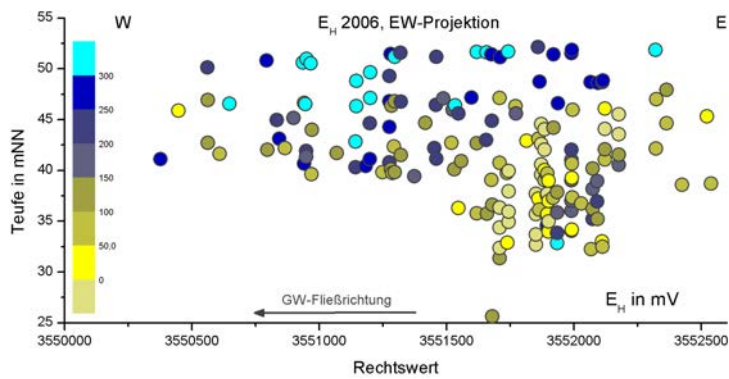


Abb. 9.143.: Vertikale Verteilung des Redoxpotentials E_H -Wert der EW-Projektion.

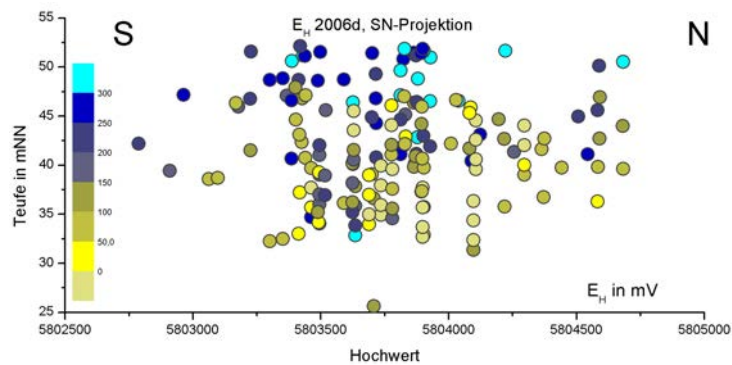


Abb. 9.144.: Vertikale Verteilung des Redoxpotentials E_H -Wert der SN-Projektion.

Auch im SN-Schnitt der Abb. 9.144 ist die vertikale Gliederung in oxidierende und reduzierende Grundwasserbereiche klar erkennbar. In nördlicher Richtung kommen im tiefen Grundwasser keine oxidierenden Werte vor. Die unmaßstäblich Abb. 9.145 zeigt darüber hinaus noch deutlich oxidierende Grundwasser-Bereiche westlich der Birkenstr. mit den 2 Doppelmessstellen in der Ostermannstr. und den Grundwassermessstellen Lutherstr. 27. Dieser Bereich scheint sich bis zur Gruppe Weinstraße / Gesundheitsamt in Richtung Aegidientorplatz fortzusetzen. Westlich der Hildesheimer Str. ist die Gruppe Meterstr. oxidierend, während z.B. die GWM 30164 Hildesheimer Str. 20 reduzierte Verhältnisse aufweist, ebenso wie die Messstellen im Bereich der U-Bahntrasse nach Kirchrode.

Da es sich bei sich dem Redoxpotential um keine kapazitive Größe handelt, werden Trends hier nicht diskutiert. Welche hydrochemische Bedeutung den drei oxidierenden Bereichen im tiefen Grundwasser zukommt, wird in den Stoffkapiteln über die Elektrodenakzeptoren (Kap. 9.8.11.1, S. 269ff.) und die Schadstoffe (Kap. 9.8.14.2, S. 286ff.) diskutiert.

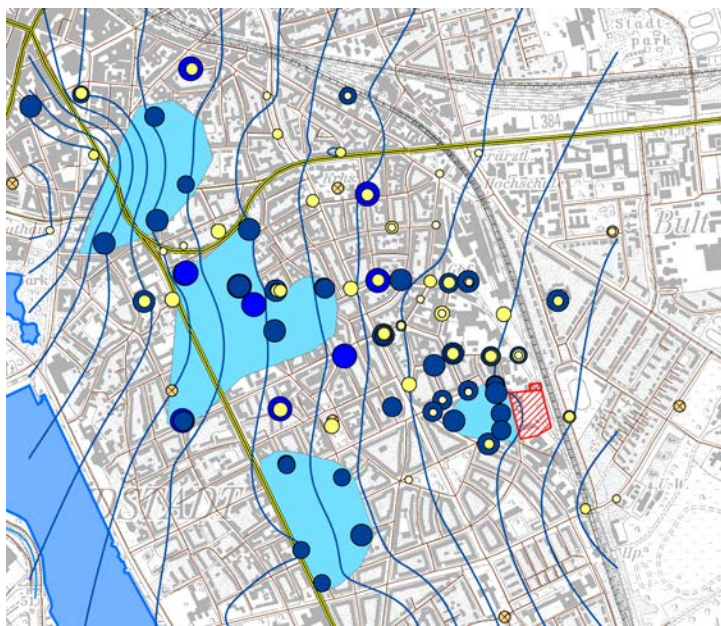


Abb. 9.145.: Redoxpotential im Messnetz der Südstadt 2006 und oxidierte Zonen im tiefen Grundwasser; alle Teufenklassen, hellgelb = reduzierend, dunkelblau = schwach reduzierend - oxidierend, königsblau = $\geq p95$, Ausrichtung Nord, unmaßstäblich.

9.8.6. Konservative Kationen

9.8.6.1. Calcium

Der Grundwasserleiter Hannover Südstadt weist im Mittel 4.5 Gew.% CaCO_3 auf (Kap. 9.6.4.4, S. 139). Er besitzt damit einen grossen Kalküberschuß. Die hohen Ca-Konzentrationen spiegeln diesen Vorrat im Grundwasserleiter wieder, der damit effektiv gegen Versauerung durch Mineralsäuren, z.B. aus dem Schadensfall oder aus der Pyritoxidation gepuffert ist.

Tab. 9.44.: Kennwerte der Calcium-Verteilungen des Grundwassermonitorings von 2003 bis 2006, Aufteilung der Werte von 2006 in die Tiefenklassen flach, mitteltief, tief und rinne; Werte in mg L^{-1} .

Calcium	no	n	min	p25	p50	p75	p90	p95	p97.5	max
cmp04	112	112	81.7	161	184	205	223	231	237	348
cmp05	112	112	80.7	164	184	205	218	235	238	347
cmp06	118	118	81.5	162	181	202	223	234	243	399
cmpDP	64	64	154	170	178	194	203	226	230	238
flach	93	93	81	116	138	164	203	232	235	257
mittel	102	102	108	175	194	209	224	232	237	238
tief	155	155	156	180	197	209	225	235	241	249
rinne	120	120	116	167	179	197	226	234	293	399

Das bei der Mineralisation organischer Substanz aus dem TOC des Sedimentes, dem TOC im Wasser und bei der Mineralisation der Chlorethene entstehende CO_2 trägt im geschlossenen System zur Erhöhung der Alkalinität nach Gl. 9.6 bei.



Die Lage des Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichtes wird im Zusammenhang mit Alkalinität, TIC und pH-Wert in Kap. 9.8.9.1, S. 248ff. diskutiert.

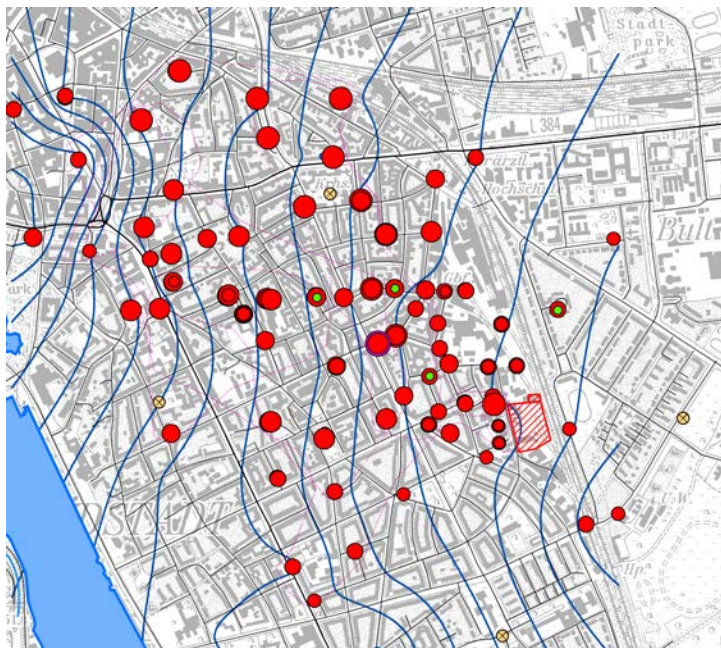


Abb. 9.146.: Ca-Konzentration im Messnetz der Südstadt 2006. Flaches Grundwasser ist meist und GW im Zustrom auf die Südstadt ist immer niedriger konzentriert als Grundwasser im Zentrum der Fahne. Die enge Spanne von $\pm 8\%$ deutet auf eine stabile Pufferung der Konzentration hin. Alle Teufenklassen, grün = $\leq p5$, rot = $p5 - p95$, magenta = $\geq p95$, gelb = aus Rohde u. a. (1998); Ausrichtung Nord, unmaßstäblich.

9.8.6.2. Magnesium

Es ist zu erwarten, dass die Konzentration von Mg im Grundwasser mit der Ca-Konzentration korreliert, da zum Einen Mg eine häufige Komponente in Calcit ist und zu Anderen auch Dolomitkörner unter der Klasse „Karbonat“ erfasst wurden. Dieser vermutete lineare Zusammenhang ist in Abb. 9.147 auch zu erkennen. Das molare Verhältnis Ca/Mg beträgt etwa 5.4.

Tab. 9.45.: Kennwerte der Magnesium-Verteilungen des Grundwassermonitorings von 2003 bis 2006, Aufteilung der Werte von 2006 in die Tiefenklassen flach, mitteltief, tief und rinne; Werte in mg L^{-1} .

Magnesium	no	n	min	p25	p50	p75	p90	p95	p97.5	max
cmp04	112	112	4.90	11.7	14.4	17.1	18.3	20.6	22.3	52.9
cmp05	112	112	4.98	11.7	14.4	17.1	18.3	19.8	20.9	56.2
cmp06	118	118	5.06	11.2	14.6	16.9	18.8	20.4	22.2	70.3
cmpDP	64	64	8.96	10.0	11.2	11.9	13.3	14.5	16.3	16.9
flach	93	93	5.8	9.1	12.1	16.4	18.0	19.9	20.4	22.4
mittel	102	102	8.0	13.8	16.2	18.2	20.6	22.2	23.0	24.6
tief	155	155	7.9	13.1	15.3	17.0	18.0	19.2	20.3	22.0
rinne	120	120	4.9	9.3	11.5	12.7	14.1	17.4	36.2	70.3

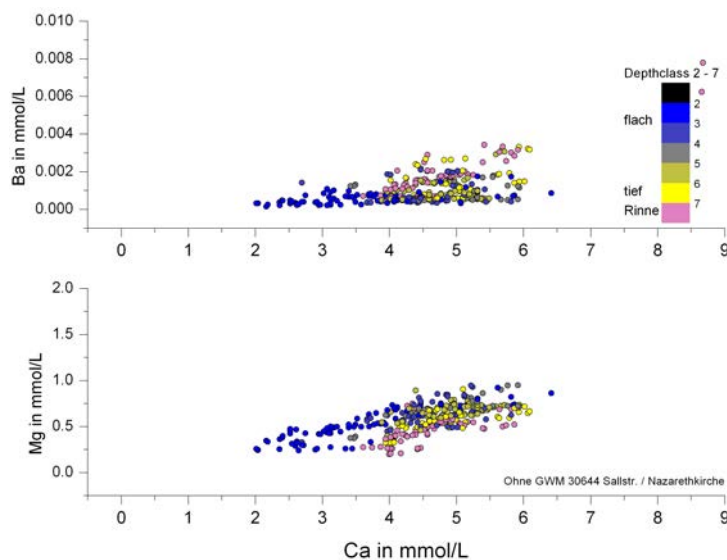


Abb. 9.147.: Korrelation von Mg (u) und Ba (o) mit Ca. Eine lineare Korrelation zwischen Ca und Mg ist für alle Tiefenklassen erkennbar. Im tiefen, reduzierten Grundwasser besteht ein linearer Zusammenhang zwischen Ca und Ba; Farbrampe entspricht den Teufenklassen flach – tief und Rinne.

Da die räumliche Verteilungen von Mg und Ca sich praktisch gleichen, wird auf eine Kartendarstellung verzichtet. Flaches Grundwasser ist meist niedriger konzentriert und Grundwasser im Zustrom auf die Südstadt ist immer niedriger konzentriert als Grundwasser im Zentrum der Fahne.

9.8.6.3. Kalium

Kalium wird bei der Verwitterung von Kalifeldspat und den Glimmern Muskovit und Biotit aus dem Gestein freigesetzt. Da es aber zugleich wichtiger Makro-Pflanzennährstoff ist, wird es in landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebieten als Chloridsalz gedüngt und erreicht mit der Grundwasserneubildung über die Sickerzone das Grundwasser. Aus dem selben Grund ist es am Ende der Nahrungskette auch in Fäkalabwässern angereichert. Arithmetische Mittelwerte für K im städtischen Abwasser liegen in Rastatt zwischen 18.5 und 32 mg L⁻¹ (Wolf, 2006). Illite als Verwitterungsprodukt von Muskoviten weisen einen mobilen Pool von Kalium auf, der im Gleichgewicht mit der Porenlösung steht.

In Hannover-Südstadt beträgt der Gesamtgehalt von K₂O im Grundwasserleiter im Mittel 1 Gew.% (Abb. 9.68, S. 136). Davon sind aber nur geringe Anteile kurzfristig extrahierbar wie Versuche belegen (Abb. 9.65, S. 130). Dies deutet auf Kalifeldspäte als die vorrangige Bindungsform für Kalium im Grundwasserleiter hin. Diese sind zwischen 1.4 und 4.8 % als Körner in der Grobsandfraktion des Grundwasserleiters vertreten (vgl. Komponentenanalyse in Kap. 9.6.5.2, S. 155).

Tab. 9.46.: Kennwerte der Kalium-Verteilungen des Grundwassermonitorings von 2003 bis 2006, Aufteilung der Werte von 2006 in die Tiefenklassen flach, mitteltief, tief und rinne; Werte in mg L⁻¹.

Kalium	no	n	min	p25	p50	p75	p90	p95	p97.5	max
cmp04	112	112	1.60	6.2	11.6	15.8	22.0	24.8	27.2	48.3
cmp05	112	112	1.60	6.2	11.3	16.0	20.9	24.7	27.6	51.6
cmp06	118	118	1.70	6.1	11.5	15.3	20.8	24.4	26.6	62.7
cmpDP	64	64	1.90	3.7	5.0	6.3	7.2	7.4	11.4	13.8
flach	93	93	1.6	12.1	16.0	21.6	25.2	27.8	48.9	62.7
mittel	102	102	2.4	9.7	13.0	18.2	20.8	23.2	25.9	27.3
tief	155	155	2.4	7.4	11.0	13.7	16.1	18.4	28.5	35.5
rinne	120	120	1.6	3.2	4.8	6.6	9.5	14.0	15.5	20.7

In Tab. 9.46 liegt der Medianwert von K in allen Kampagnen bei 11.5 mg L⁻¹, wobei minimal 1.6 mg L⁻¹ bestimmt werden und Spitzenkonzentrationen bis 63 mg L⁻¹ erreichen. Die Übereinstimmung zwischen allen Kampagnen in Abb. 9.148 ist sehr gut. Die Einteilung in Teufenklassen (Tab. 9.46) belegt eine systematische Abnahme des Medianwertes von den flachen Grundwassermessstellen mit 16 mg L⁻¹ zu den tiefen Grundwassermessstellen mit 11 mg L⁻¹ und zur Rinne mit 5 mg L⁻¹. Im oberflächennahen Grundwasser werden die Spitzenkonzentrationen angetroffen.

Diese vertikale Verteilung ist als Resultat diffuser Stoffeinträge an der Grundwasseroberfläche zu interpretieren, deren wahrscheinliche Ursache Verluste aus dem Abwasserleitungsnetz sind, wie in Wolf (2006) am Beispiel von Rastatt dokumentiert wurde. Das Niveau der Kaliumkonzentration in Hannover-Südstadt ist deutlich höher als dort beschrieben.

Der Zustrom auf die Südstadt ist erheblich K-ärmer als das Grundwasser der Südstadt, wie aus Abb. 9.149 hervorgeht. Auch aus diesem Grund ist ein diffuser K-Eintrag im Bereich der Südstadt anzunehmen. Auffällig sind die Maximalwerte im Strömungsschatten

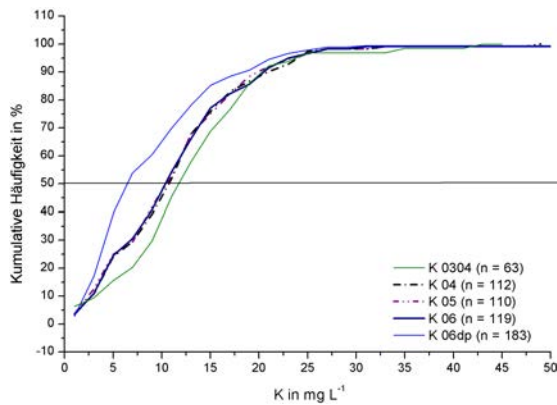


Abb. 9.148.: Summenkurven der Kalium-Verteilungen von 2004 bis 2006. Die 3 vergleichbaren Verteilungen sind identisch.

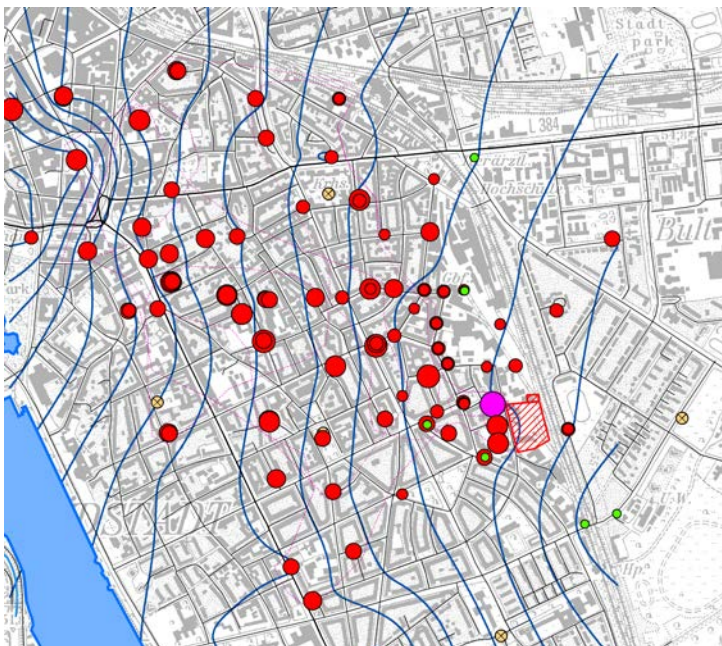


Abb. 9.149.: K-Konzentration im Messnetz der Südstadt 2006. Der Zustrom ist K-ärmer, Maximalkonzentrationen werden im oberflächennahen Grundwasser angetroffen. Alle Teufenklassen, grün = $\leq p5$, rot = Konzentration grössenabhängig, magenta = $\geq p95$, gelb = aus Rohde u. a. (1998); Ausrichtung Nord, unmaßstäblich.

der Dichtwand, die auf einen Zusammenhang mit dem ehemaligen Schaden hindeuten. Zeitliche Trends sind nicht zu beobachten.

9.8.6.4. Natrium

Natrium ist im oberflächennahen Grundwasser im Mittel ($p50$) etwa halb so hoch konzentriert wie im tieferen Grundwasser (Tab. 9.47). Die Schwankungsbreite reicht in den flachen Grundwassermessstellen von 4.2 bis 166 mg L^{-1} und ist damit erheblich größer als im mitteltiefen Grundwasser. Maximalwerte ($\geq p95$) im flachen Grundwasser liegen über 100 mg L^{-1} . Wie schon bei Kalium ist dies mit großer Sicherheit ein Hinweis auf punktuelle Stoffeinträge durch Abwasserleitungsverluste. Für kommunale Abwässer gibt Wolf (2006) einen Mittelwert von 109 mg L^{-1} an.

In Abb. 9.150 die niedrigere Konzentrationen auf der Zustromseite zu erkennen. Darin gleicht Natrium der Verteilung von Calcium und Magnesium. Spitzenkonzentrationen werden als Ausreißer, wie

Tab. 9.47.: Kennwerte der Natrium-Verteilungen des Grundwassermonitorings von 2004 bis 2006, Aufteilung der Werte von 2006 in die Tiefenklassen flach, mitteltief, tief und rinne; Werte in mg L^{-1} .

Natrium	no	n	min	p25	p50	p75	p90	p95	p97.5	max
cmp04	112	112	4.2	43.6	65.1	76.6	87.1	112	159	1112
cmp05	112	112	4.4	39.3	61.0	75.4	85.3	117	145	1210
cmp06	118	118	4.9	39.6	60.1	74.2	83.1	98.5	134	1550
cmpDP	64	64	16.9	41.6	44.6	53.3	69.6	74.8	92.4	99.4
flach	93	93	4.2	17.9	36.3	69.0	83.4	103	128	166
mittel	102	102	16.9	56.0	69.1	76.1	86.4	90.9	94.2	96.5
tief	155	155	32.4	57.8	69.9	78.5	94.2	138	152	169
rinne	120	120	23.3	40.8	46.4	58.9	69.6	83.4	606	1550

z.B. auch bei Mg, K und Cl erkennbar, in der Grundwassermessstelle 30644 Sallstr./Nazarethkirche angetroffen. Diese Messstelle ist durch marine Porenwässer beeinflusst. In den tiefen Grundwassermessstellen sind erhöhte Maximalkonzentrationen anzutreffen. Ein flächendeckender Eintrag von Streusalz mit der Grundwasser-Neubildung ist für das Stadtgebiet von Hannover-Südstadt nicht zu belegen.

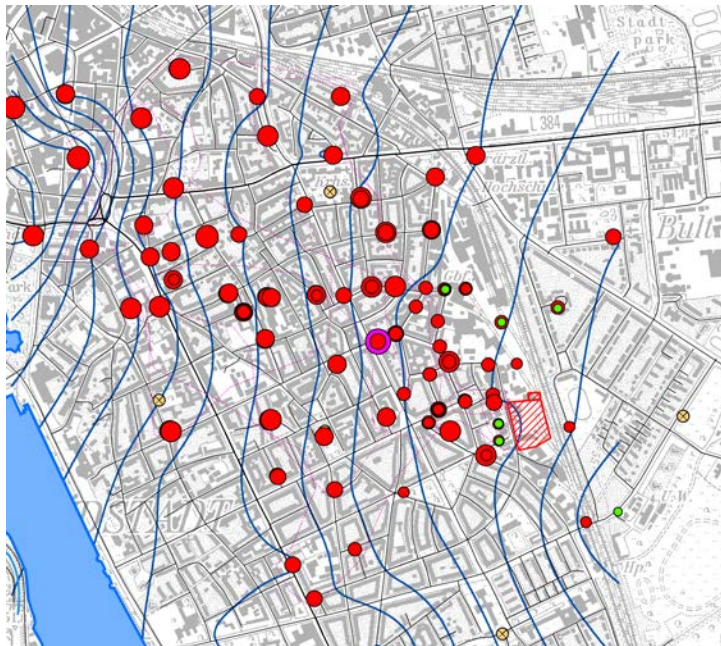
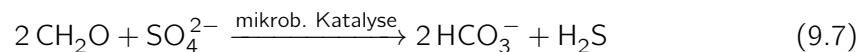


Abb. 9.150.: Na-Konzentration im Messnetz der Südstadt 2006. Oberflächennahes Grundwasser ist Na-ärmer als das tiefe Grundwasser. Der Grundwasser-Zustrom ist Na-ärmer als das Stadtgebiet. Alle Teufenklassen, grün = $\leq p5$, rot = Belastung, magenta = $\geq p95$, gelb = Stadtkarte Hannover, Ausrichtung Nord, unmaßstäblich.

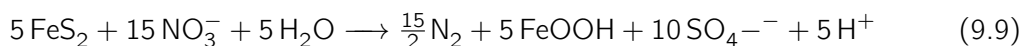
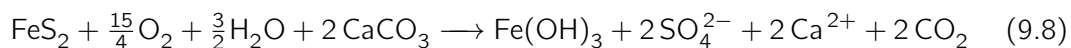
9.8.7. Anionen

9.8.7.1. Sulfat

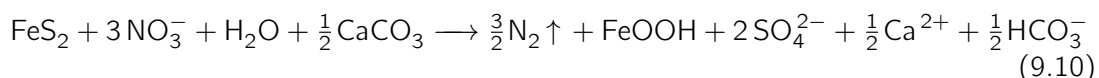
Kennwerte und Verteilung Im anoxischem Grundwasser unterliegt Sulfat der mikrobiellen Sulfatreduktion nach Gl. 9.7 in dem Maße, in dem geeignete organische Substrate zur Verfügung stehen. Dabei handelt es sich um kurzkettige Karbonsäuren, wie z.B. HAc, die als H₂-Donatoren wirken. Diese werden von anderen, fermentierend tätigen Mikroorganismen aus komplexeren organischen Substraten erzeugt (Lovley, 1991). Dabei herrscht eine Nahrungskonkurrenz z.B. mit eisenreduzierenden Mikroorganismen. Sulfat kann unter reduzierenden Bedingungen oft nicht als konservatives Anion betrachtet werden. Bei der mikrobiellen Sulfatreduktion entsteht H₂S, welches seinerseits ein starkes chemisches Reduktionsmittel darstellt, sowie HCO₃⁻. Zeichen des mikrobiellen Sulfatabbaues ist deshalb meist eine Erhöhung der Alkalinität, gefolgt von einer Karbonatfällung (Appelo u. Postma, 2005). Mikrobielle Sulfatreduktion ist vor allem auf der Zustromseite der Fahne im Bereich der Rinne ein aktiv laufender Prozess, wie die organoleptischen Befunde, der im Inkubationsversuch gemessene Abbau und möglicherweise auch die Pyrit-Neubildungen belegen. Die anteilige Verminderung der Sulfatkonzentration ist allerdings gering und sehr wahrscheinlich nicht nachzuweisen.



Unter oxidierenden Bedingungen kann jedoch auch im Sediment gebundener Schwefel aus reduzierten Mineralphasen wie FeS₂ freigesetzt werden. In Gegenwart eines Überschusses an CaCO₃ im Grundwasserleiter gilt dann Gl. 9.8. Die Oxidation von Schwefel und Eisen ist im sauerstofffreien, suboxischen Milieu nach Gl. 9.9 mit Nitrat möglich (Lit. in Appelo u. Postma (2005)).



Im vorliegenden Fall ist Gl. 9.9 um den im Überschuss vorliegenden Kalk zu Gl. 9.10 zu erweitern.



In Kap. 9.6.4.6 wurden mittlere Gesamt-Schwefelgehalte (TS) im Grundwasserleiter von 100 mg kg⁻¹ ermittelt. Die Untersuchung der Bindungsformen zeigte, dass ein Grossteil davon als FeS₂ im Grundwasserleiter vorliegt und somit zum reaktiven Mineralsbestand

des Grundwasserleiters zu rechnen ist. 100 mg kg^{-1} TS entsprechen 187 mg kg^{-1} Pyrit oder $0.0187 \text{ Gew.}\%$ ⁵⁹. Die ubiquitär vorkommenden Spurenkomponenten von FeS_2 wurden in Kap. 9.6.5.2, S. 155ff. vorgestellt. Außerdem besitzt der Grundwasserleiter Hannover–Südstadt einen grossen Kalküberschuss, wie in Kap. 9.6.4.4, S. 139 dargestellt.

Tab. 9.48.: Statistische Kennwerte der Sulfat–Verteilungen des Grundwassermonitorings von 2004 bis 2006, Aufteilung der Werte von 2006 in die Tiefenklassen flach, mitteltief, tief und rinne; Werte in mg L^{-1} .

Sulfat	no	n	min	p25	p50	p75	p90	p95	p97.5	max
cmp04	112	111	40	167	209	231	267	277	301	325
cmp05	112	112	45	165	208	232	262	286	297	336
cmp06	118	118	42	172	213	234	266	285	306	334
cmpDP	64	64	133	191	209	248	265	271	276	283
flach	93	93	40.4	66.2	94.0	162	222	246	260	426
mittel	96	96	63.0	186	217	238	275	307	326	336
tief	137	137	170	214	233	260	283	301	310	382
rinne	80	80	78.0	179	202	224	260	276	283	297

In Tab. 9.48 ist sofort erkennbar, dass der Medianwert (p50) des oberflächennahen Grundwassers weniger als die Hälfte des tiefen Grundwassers ausmacht, während die Spannweite der Werte oben erheblich weiter ist. Die Sulfatkonzentration nimmt mit der Teufe zu, die Konzentrationen in der Rinne ist jedoch wiederum erkennbar niedriger als im tiefen Grundwasser. Die Konzentration im Zustrom ist niedriger als im Gebiet der Fahne.

Die drei bimodalen Verteilungen der Sulfatkonzentration für die drei Jahre in Abb. 9.151 zeigen einen identischen Verlauf.

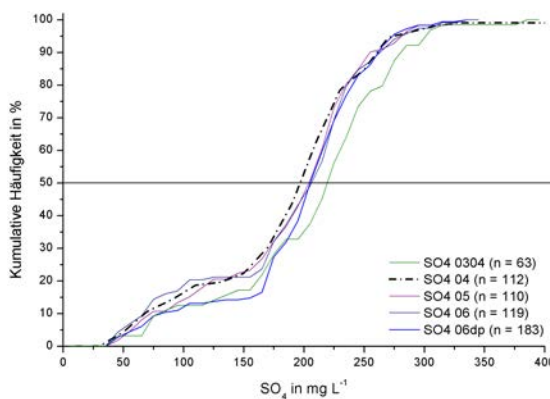


Abb. 9.151.: Summenkurven der bimodalen Sulfat–Verteilungen von 2004 bis 2006. Die drei vergleichbaren Verteilungen sind identisch.

Räumliche Verteilung Die o.g. Tiefengliederung ist in Abb. 9.152 in der EW–Projektion zu erkennen. Maximalkonzentrationen ($\geq p95$) werden abstromseitig und vor allem nördlich

⁵⁹Abschätzung: Bezogen auf eine Ausdehnung der Fahne von $1.5 \times 1.5 \text{ km}$ bei 9 m Mächtigkeit und 1.65 g cm^{-3} Lagerungsdichte des Grundwasserleiters stehen 6200 t FeS_2 zur Verfügung.

der U-Bahnlinie nach Bemerode an der Sohle des Grundwasserleiters angetroffen. Die Konzentrationen nehmen in Abstromrichtung zu, wie aus Abb. 9.153 zu entnehmen ist. In Abb. 9.154 ist klar zu erkennen, dass zwischen Calcium und von Sulfat eine lineare Korrelation besteht. Diese gilt in besonderem Maße für das mitteltiefe und tiefe Grundwasser. Im oberflächennahen, sulfatarmen Grundwasser ist eine größere Streuung zu erkennen. Die Sulfatzunahme in Grundwasser–Fließrichtung hängt mit der Freisetzung von CaSO_4 zusammen, wofür Gl. 9.8 und in viel geringerem Maße die Lösung von residualem Gips⁶⁰ verantwortlich sind⁶¹. Abwässer scheiden im beobachteten Konzentrationsbereich als Quelle für Sulfat aus.

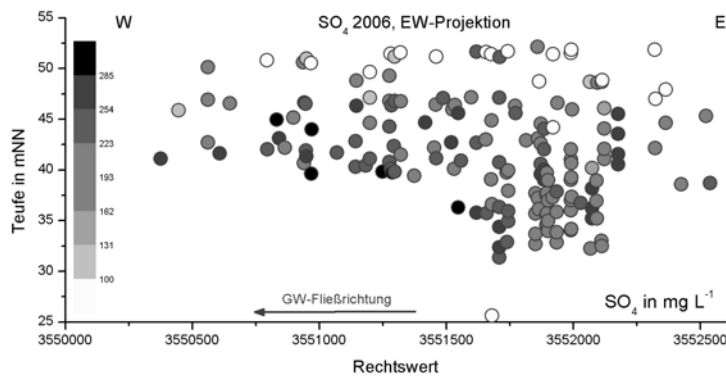


Abb. 9.152.: Vertikale Verteilung von Sulfat in der EW-Projektion. Das oberflächennahe Grundwasser ist i.d.R. sulfatarm.

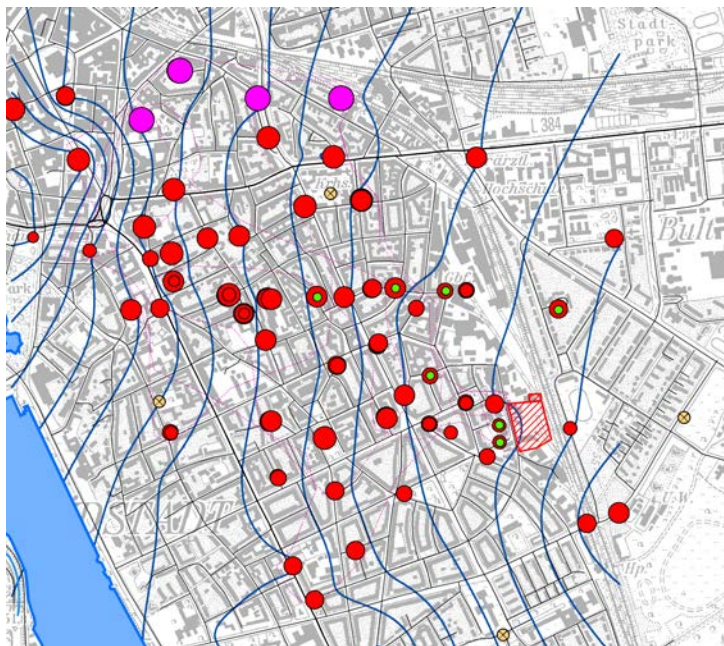


Abb. 9.153.: Sulfat-Konzentration im Messnetz der Südstadt 2006. Es ist eine Zunahme mit der Grundwasser-Strömungsrichtung zu erkennen; alle Tiefenklassen, grün = $\leq p5$, rot = Normalbereich Konzentration größenabhängig, magenta = $\geq p95$, gelb = Grundwassermessstelle Stadtkarte Hannover, Ausrichtung Nord, unmaßstäblich.

⁶⁰Eine erwähnenswerte Besonderheit stellt der Einzelfund eines Marienglas-Bruchstückes in der Sandfraktion einer Probe dar. Auf der Grundlage dieses Laborbefundes scheint es möglich, dass noch Gipsreste im Sediment (detritische Klaster) durch Lösung zu einer Konzentrationserhöhung führen.

⁶¹Mit REM/EDX wurden an mehreren Proben Neubildungen von Gips beobachtet, die im Zusammenhang mit der Oxidation von FeS_2 und der Lösung von CaCO_3 zu stehen scheinen (vgl. Abb. 9.95, S. 161). Die Korrelation zwischen Barium und Sulfat scheint in den Grundwasser-Probe aus der Rinne einen positiven Zusammenhang zu ergeben.

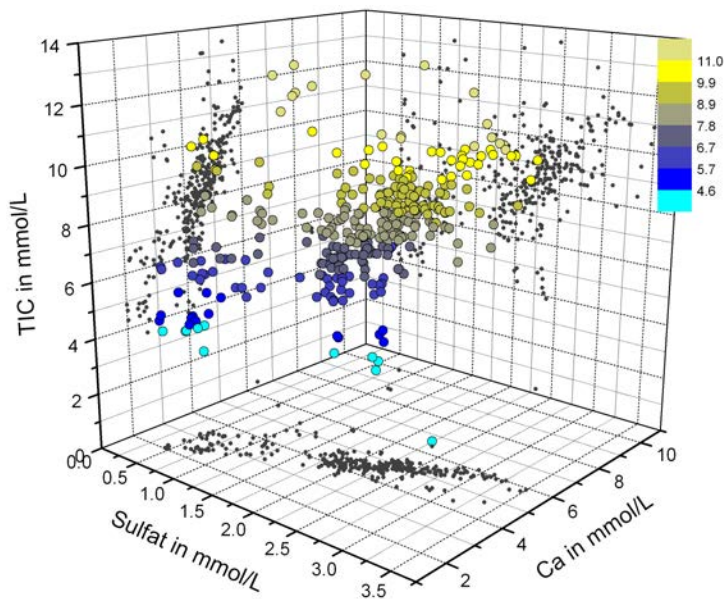


Abb. 9.154.: Korrelation zwischen Sulfat, Calcium und TIC. Lineare Zusammenhänge bestehen zwischen Calcium und Sulfat (Gipslösung) und Calcium und TIC (Calcitlösung). Bei Ca und Sulfat sind oberflächennahes und tieferes Grundwasser klar in 2 Gruppen unterschieden. Der Zusammenhang zwischen Sulfat und TIC zeigt eine grosse Streuung.

Trends Als dem quantitativ wichtigstem Anion nach HCO_3^- wird für SO_4^{2-} die zeitliche Veränderung während des Monitorings von 2003 bis 2004 untersucht. Abb. 9.155 zeigt die absolute Sulfatdifferenz zwischen den Kampagnen der Jahre 2004 und 2006 in Abhängigkeit von der Teufe in m ü.NN. Die meisten Proben weisen keine bedeutenden Unterschiede auf. Rot markierte Punkte zeigen relative Zunahmen von über 10 % und blau markierte Punkte zeigen Abnahmen von über 10 %. In Tab. 9.49 sind die 7 der 113 Grundwassermessstellen aufgeführt, in denen eine Abnahme der Sulfatkonzentration signifikant ist, weil sich eine lineare Abnahme mit vorgegebener Signifikanz anpassen lässt. Bei diesen Grundwassermessstellen handelt es sich um tiefe Grundwassermessstellen.

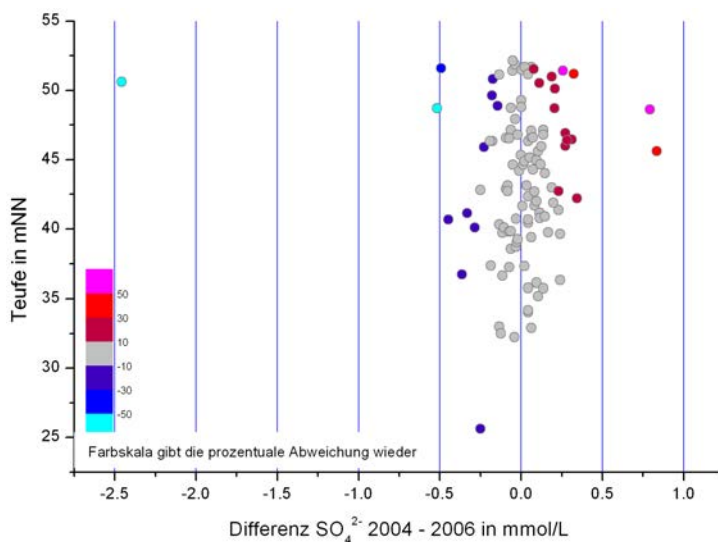


Abb. 9.155.: Differenz der Sulfat-Konzentrationen 2004, 2006 in Abhängigkeit von der Teufe in m ü.NN; Differenzen in mm mit prozentualer Abweichung als Farbskala.

In Tab. 9.50 sind die 5 der 113 Grundwassermessstellen aufgeführt, in denen eine Zunahme der Sulfatkonzentration signifikant ist. Bei diesen Grundwassermessstellen handelt es sich

sowohl um flache als auch um tiefe Grundwassermessstellen auf der Anstromseite der Fahne. Weitere Trends sind nicht zu beobachten.

Tab. 9.49.: Grundwassermessstellen mit einer belegbaren Abnahme der Sulfatkonzentration; lineare Anpassung der Daten.

s_name	stat_where	n	mean mg L ⁻¹	relerr ±%	slope	slopeP	sl_yr_rel	depthclass
40428	Am Maschpark	4	127	19.3	-0.063	0.0477	-18.2	4
180928	Lutherstr. 32 a	7	257	6.5	-0.053	0.0014	-7.5	6
180954	Kl. Düwelstr./Stolzestr.	4	214	2.4	-0.018	0.0058	-3.05	6
180971	Am Südbahnhof	4	197	11.8	-0.08	0.017	-14.8	6
181006	Lutherstr. 32 a t2	14	249	1.8	-0.165	0.0013	-24.2	6
30520	Hans Böckler Allee	4	263	7.1	-0.055	0.0236	-7.6	7
41069	Grosse Duewelstr.	5	205	4.8	-0.027	0.0131	-4.9	7

Tab. 9.50.: Grundwassermessstellen mit einer belegbaren Zunahme der Sulfatkonzentration; lineare Anpassung der Daten.

s_name	stat_where	n	mean mg L ⁻¹	relerr ±%	slope	slopeP	sl_yr_rel	depthclass
180986	Tiestestraße 2	3	60	20.8	0.053	0.0149	32.6	2
ML1m	Kestnerstr. 42/43	3	236	16.9	0.141	0.0143	21.9	3
180982	Kleine Düwelstraße 12	3	205	4.4	0.038	0.0227	6.8	5
181008	Geibelplatz 345	3	177	1.2	0.011	0.0452	2.3	7
ML1t	Kestnerstr. 42/43	3	286	4	0.041	0.0043	5.2	7

Pyritoxidation, ob mit Sauerstoff oder mit Nitrat, bewirkt eine Erhöhung der Sulfat- und Calciumkonzentration im tiefen Grundwasser von Hannover-Südstadt. In Gegenwart des Oxidationsmittels O₂ verläuft die Reaktion nach Gl. 9.8, in Gegenwart von NO₃⁻ nach Gl. 9.10. Im tiefen Grundwasser ist unter anoxischen, eisen- und teilweise sulfatreduzierenden Bedingungen Nitrat auf der Zustromseite nicht nachweisbar (Kap. 9.8.10.1). Weiter im Abstrom gibt es jedoch die in Kap. 9.8.10.1, Abb. 9.177 dargestellten Ausnahmen.

Als Oxidationsprozess ohne Nitrat und Sauerstoff kommt zusätzlich die von Lee u. Batchelor (2002a) im Experiment beobachtete abiotische Dechlorierung mit FeS₂ in Frage. Die lokale Gegenwart von Nitrat im tiefen Grundwasser stellt eine offene Frage dar, zu deren Lösung u.U. Untersuchungen der stabilen Isotopie von Stickstoff und Schwefel beitragen könnten. Auf die Handhabungsverluste grosser Mengen H₂SO₄ und HNO₃ während der Entstehungsphase des Grundwasserschadens ist hier hinzuweisen (Kap. 4.2.2). Die Acidität der Säuren ist bei den CaCO₃-Gehalten des Grundwasserleiters zwar sehr schnell neutralisiert, die Anionen werden aber im Grundwasser als Ca-Salze transportiert und stehen dort für Redoxreaktionen zur Verfügung. Die bislang nicht geklärte Frage lautet: wie kommen Oxidationsmittel vertikal in den mitteltiefen und tiefen Grundwasserleiter?

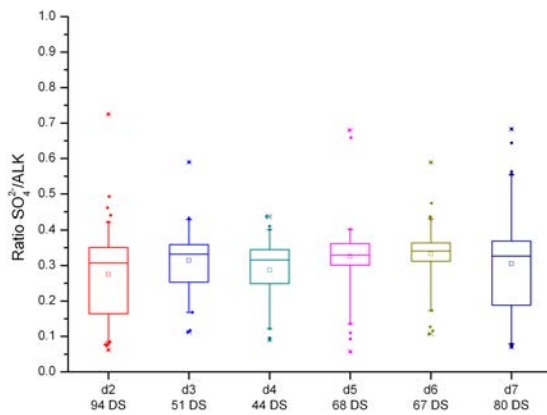


Abb. 9.156.: Korrelation Alkalinität und Sulfat als Boxplot in den 6 Teufenklassen. Im geschlossenen System hätte Sulfatreduktion niedrige Verhältnisse zur Folge. Dies kann aus den Daten nicht abgeleitet werden.

9.8.7.2. Chlorid

Im Gegensatz zu Sulfat nimmt Chlorid nicht an Redoxreaktionen teil. Es sind auch keine Löslichkeitsgleichgewichte oder Sorption zu berücksichtigen, weswegen es sich als konservativer Tracer eignet. Die Medianwerte in Tab. 9.51 und die drei Verteilungen in Abb. 9.157 zeigen eine Abnahme der Chloridkonzentration von im Mittel (p50) 3 mg L⁻¹ im Verlauf des Monitorings an. Das oberflächennahe Grundwasser weist die höchste Spannweite der Werte, aber im Mittel weniger als die halbe Konzentration des tiefen Grundwassers auf. Die Konzentrationen im Anstrom sind geringer als in der Fahne der Südstadt. Bei den Spitzenkonzentrationen handelt es sich um zwei Grundwassermessstellen, die im Bereich der marinen Tonsteinbasis verfiltert sind und die Anteile von Cl-Porenwässern enthalten.

Tab. 9.51.: Kennwerte der Chlorid-Verteilungen des Grundwassermonitorings von 2004 bis 2006, Aufteilung der Werte von 2006 in die Tiefenklassen flach, mitteltief, tief und rinne; Werte in mg L⁻¹.

Chlorid	no	n	min	p25	p50	p75	p90	p95	p97.5	max
cmp04	112	111	4.1	62.9	87.1	112	130	147	176	185
cmp05	112	111	4.3	57.8	84.5	105	129	172	178	209
cmp06	118	118	4.7	58.9	83.7	101	137	153	184	3030
cmpDP	64	64	26.6	62.7	70.7	85.6	101	107	168	208
flach	93	93	3.7	21	42.9	75.1	104	131	170	265
mittel	96	96	20.5	79.4	92.2	114	135	143	150	174
tief	137	137	50.9	84.6	99.4	118	149	181	185	223
rinne	80	80	44	60.9	79.6	96.7	116	126	2285	3030

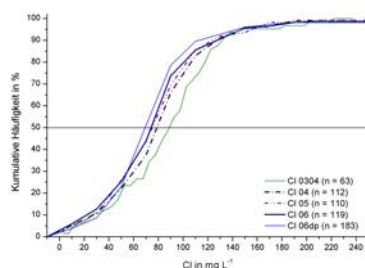


Abb. 9.157.: Summenkurven der Chlorid-Verteilungen von 2004 bis 2006.

Bei Grundwässern mit insgesamt niedrigerem Konzentrationsniveau weist Wolf (2006) eine Zunahme der Chloridkonzentration mit der Bebauungsdichte und der Nähe zu Abwasserleitungen nach. Die vertikale Projektion auf die EW-Koordinate in Abb. 9.158 lässt eine Zunahme der Chloridkonzentration in Abstromrichtung im tieferen Grundwasser erkennen. Das chloridarme, flache Grundwasser auf der Zustromseite passt gut zur Zunahme der Bebauungsdichte in westlicher Richtung. Ein Eintrag von Streusalz in das oberflächennahe Grundwasser ist nicht nachzuweisen. Bei lokal hohen Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser könnten Leitungsverluste vermutet werden, da kommunale Abwässer leicht über 100 mg L^{-1} Chlorid aufweisen (Wolf, 2006).

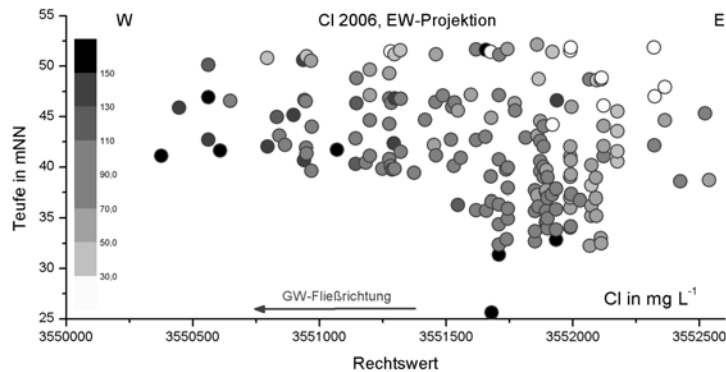


Abb. 9.158.: Vertikale Verteilung von Cl in der EW-Projektion.

Der Zusammenhang von Chlorid mit Kalium und Borat ist für alle Grundwasserproben in Abb. 9.159 dargestellt, die zusätzlich eine Unterscheidung nach Tiefenklassen enthält. Die Spitzenkonzentrationen von K und BO_2 kommen im oberflächennahen Grundwasser (depthclass 2) vor. Sie gehen dort allerdings mit einer eher niedrigen Chloridkonzentration einher. Im tiefen Grundwasser (depthclass 5 u. 6) zeigt sich eine schwach positive Korrelation zwischen Chlorid, Kalium und Borat. Das molare Verhältnis Na/Cl liegt im Mittel grundsätzlich über 1 und damit über dem Verhältnis von Meerwasser (0.858). Die tiefen Grundwassermessstellen in der Rinne weichen davon ab. Abb. 9.160 zeigt den chloridarmen Zustrom.

Die Ursachen für die leichte Abnahme der Chloridkonzentration sind nicht geklärt. Ob auch hier, wie bei Sulfat (anteilig) vermutet, Handhabungsverluste von HCl während der Entstehungsphase des Grundwasserschadens eine Rolle spielen könnten (Kap. 4.2.2) ist Vermutung.

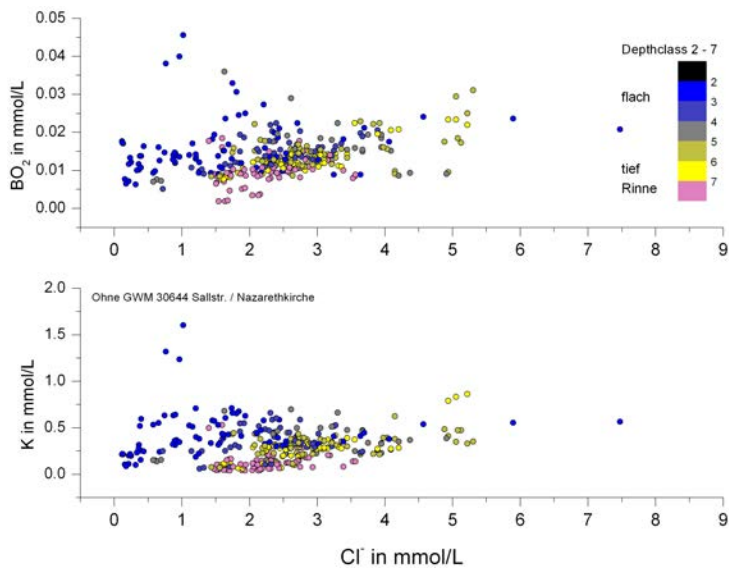


Abb. 9.159.: Korrelation von Chlorid mit Borat und Kalium, Teufenklassen als Farbskala.

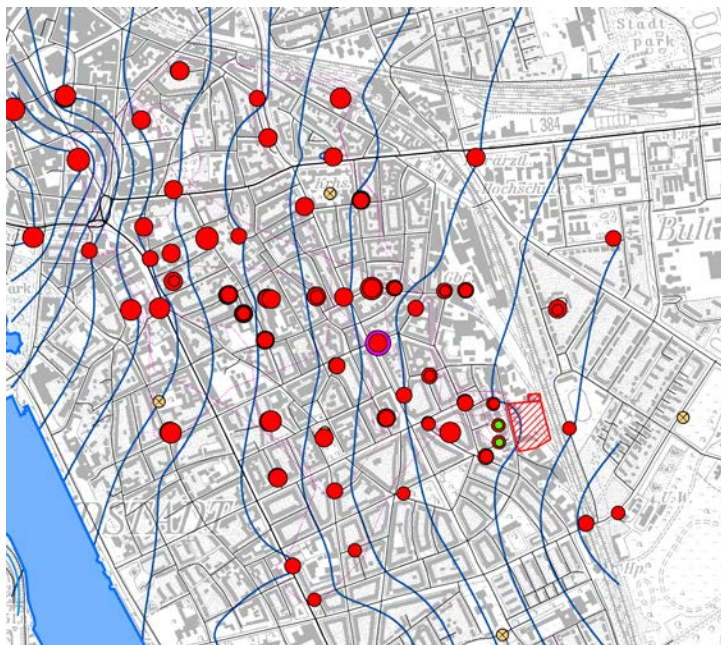


Abb. 9.160.: Cl-Konzentration im Messnetz der Südstadt 2006; alle Teufenklassen, grün = $\leq p5$, rot = proportional Belastung, magenta = $\geq p95$, gelb = Stadtkarte Hannover, Ausrichtung Nord, unmaßstäblich.

9.8.7.3. Fluorid

In Tab. 9.52 ist zu erkennen, dass Fluorid im oberflächennahen Grundwasser mit 0.1 mg L^{-1} im Mittel doppelt so hoch konzentriert ist, als im tieferen Grundwasser. Die Maximalkonzentration liegt dort bei dem Vierfachen mit 0.42 mg L^{-1} . Im Abwasser kann Fluorid mehrere mg L^{-1} erreichen (Wolf, 2006). Der Zustrom ist im Fall von Hannover–Südstadt erheblich höher konzentriert, wie aus Tab. 9.52 und Abb. 9.161 hervorgeht. Dies ist zu erwarten, da die Löslichkeit von Fluorid durch das Gleichgewicht mit CaF_2 begrenzt wird und die Calciumkonzentration (Abb. 9.146) durch die o.g. Oxidationsprozesse ansteigt. Die gegenseitige Unabhängigkeit von Chlorid und Fluorid wird in Abb. 9.162, S. 244 dargestellt.

Tab. 9.52.: Kennwerte der Fluorid–Verteilungen des Grundwassermonitorings von 2003 bis 2006, Aufteilung der Werte von 2006 in die Tiefenklassen flach, mitteltief, tief und rinne; Werte in mg L^{-1} .

Fluorid	no	n	min	p25	p50	p75	p90	p95	p97.5	max
cmp04	111	108	0.005	0.030	0.050	0.090	0.15	0.17	0.19	0.22
cmp05	111	107	0.006	0.056	0.080	0.13	0.16	0.17	0.19	0.23
cmp06	118	118	0.005	0.044	0.069	0.11	0.17	0.19	0.30	0.53
flach	92	92	0.01	0.07	0.10	0.17	0.25	0.42	0.54	3.02
mittel	96	96	0.01	0.03	0.05	0.07	0.09	0.14	0.17	0.19
tief	137	137	-0.01	0.04	0.05	0.07	0.11	0.13	0.15	0.19
rinne	79	79	0.03	0.07	0.11	0.16	0.18	0.19	0.26	0.35

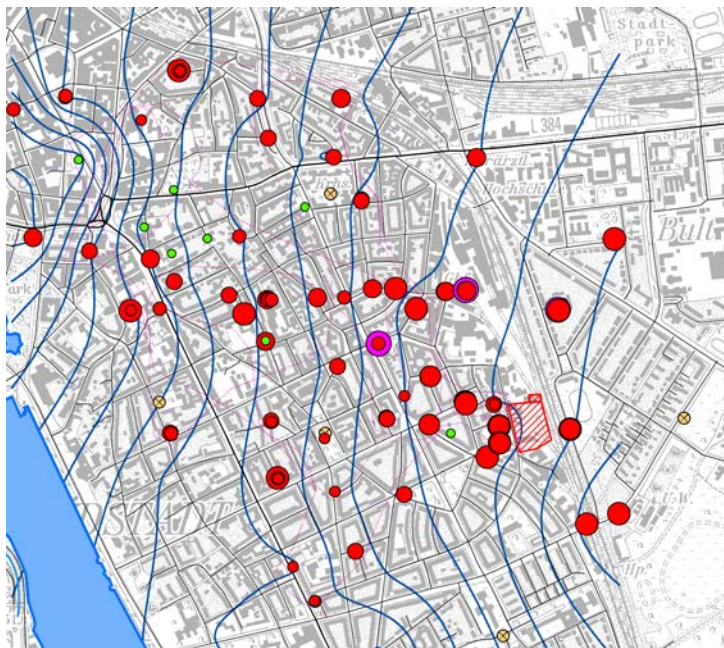


Abb. 9.161.: F–Konzentration im Messnetz der Südstadt 2006. Die Verteilung ist durch das Löslichkeitsprodukt von CaF_2 reziprok mit der Calciumverteilung gekoppelt; alle Tiefenklassen, grün = $\leq p5$, rot = Normalbereich Konzentration größenabhängig, magenta = $\geq p95$, gelb = Stadtkarte Hannover, Ausrichtung Nord, unmaßstäblich.

9.8.7.4. Bromid

Bromid ist deutlich höher konzentriert als Fluorid, da es keine die Konzentration begrenzende Mineralphase gibt. Die niedrige Konzentration im oberflächennahen Grundwasser (Tab. 9.53) zeigt an, dass es keinen Eintrag an der Grundwasseroberfläche gibt.

Tab. 9.53.: Kennwerte der Bromid-Verteilungen des Grundwassermonitorings von 2004 bis 2006, Aufteilung der Werte von 2006 in die Tiefenklassen flach, mitteltief, tief und rinne; Werte in mg L^{-1} .

Bromid	no	n	min	p25	p50	p75	p90	p95	p97.5	max
cmp04	110	110	<0.01	0.10	0.14	0.18	0.21	0.23	0.26	6.7
cmp05	111	111	0.020	0.10	0.13	0.17	0.19	0.21	0.26	6.1
cmp06	118	118	0.020	0.11	0.14	0.16	0.19	0.24	0.34	9.1
cmpDP	64	64	0.100	0.14	0.17	0.19	0.21	0.24	0.34	0.39
flach	91	91	0.01	0.04	0.06	0.1	0.13	0.15	0.16	0.20
mittel	96	96	0.04	0.11	0.14	0.18	0.2	0.22	0.27	0.31
tief	136	136	-0.01	0.14	0.16	0.19	0.23	0.25	0.36	0.43
rinne	80	80	-0.01	0.12	0.14	0.16	0.18	0.21	6.41	9.13

Die allgemeine Korrelation der drei Halogen-Anionen ist in Abb. 9.162 dargestellt. Das Verteilungsbild ähnelt aufgrund der linearen Korrelation zwischen Chlorid und Bromid stark der Chloridverteilung und kann daher weggelassen werden.

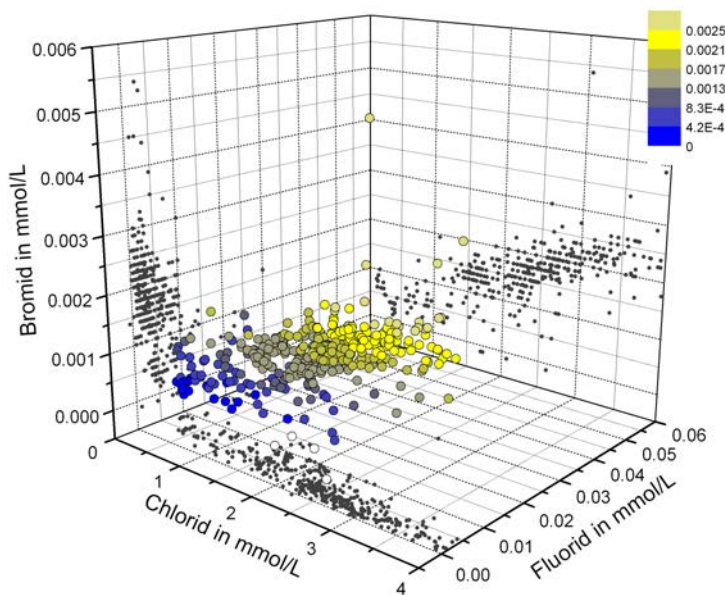


Abb. 9.162.: Korrelation von Chlorid mit Fluorid und Bromid. Fluorid und Chlorid sind unabhängig voneinander, Bromid korreliert mit Chlorid.

9.8.8. Bor

Bor wurde als BO_2 bestimmt und liegt bei pH 7 als undissoziierte Borsäure (H_3BO_3) vor. In Tab. 9.54 und Abb. 9.163 ist der relativ enge Konzentrationsbereich zu erkennen und die identischen Ergebnisse der 3 vergleichbaren Monitoringkampagnen. Die Spannweite ist im oberflächennahen Grundwasser am größten. Die zustromseitigen Konzentrationen sind niedriger. Einen Ausreisser bilden die beiden, durch Anteile von Porenwasser der marinen Tonsteinbasis beeinflussten Grundwassermessstellen, wie schon bei Chlorid, Natrium und Bromid zu beobachten. Wolf (2006) gibt für kommunales Abwasser in Rastatt als Mittelwert $4.7 \text{ mg L}^{-1} \text{ BO}_2$ an. Leitungsverluste führen dort zu einer Erhöhung von 0.11 mg L^{-1} am Stadtrand auf $0.44 \text{ mg L}^{-1} \text{ BO}_2$ im Stadtkern.

Tab. 9.54.: Kennwerte der Borat-Verteilungen des Grundwassermonitorings von 2003 bis 2006, Aufteilung der Werte von 2006 in die Tiefenklassen flach, mitteltief, tief und rinne; Werte in mg L^{-1} .

BO_2	no	n	min	p25	p50	p75	p90	p95	p97.5	max
cmp04	112	112	0.09	0.44	0.57	0.70	0.92	1.02	1.31	12.9
cmp05	112	112	0.08	0.43	0.54	0.67	0.89	1.01	1.30	13.2
cmp06	118	118	0.08	0.44	0.57	0.69	0.87	1.03	1.45	16.0
cmpDP	64	64	0.31	0.38	0.41	0.45	0.49	0.52	0.62	0.7
flach	93	93	0.21	0.50	0.59	0.80	1.05	1.4	1.7	2.0
mittel	102	102	0.22	0.52	0.64	0.75	0.85	0.95	1.0	1.5
tief	155	155	0.33	0.45	0.54	0.66	0.89	1.0	1.1	1.3
rinne	120	120	0.08	0.37	0.41	0.46	0.63	0.73	6.8	16.0

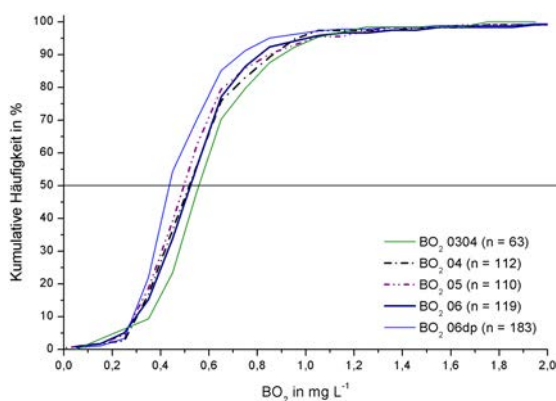


Abb. 9.163.: Summenkurven der BO_2 -Verteilungen von 2003 bis 2006. Die drei vergleichbaren Kampagnen sind praktisch identisch.

Die vertikale Verteilung in der EW-Projektion (Abb. 9.164) spiegelt einen Eintrag wieder. Bisher nicht widerspruchsfrei zu erklären sind jedoch die teilweise erhöhten Konzentrationen im tieferen Abstrom. Ähnliche Befunde wurden auch bei Kalium und Nitrat beobachtet (vgl. Kap. 9.8.10.1). Für BO_2 und Kalium zeigt sich in Abb. 9.165 ein linearer Zusammenhang, der mit Chlorid nicht besteht.

Unterschieden nach Teufenklassen wird der Eintragszusammenhang mit Boxplots in Abb. 9.166 weiter untersucht. Das molare Verhältnis BO_2/Cl zeigt eine Abnahme der mittleren Konzentration (p50) mit der Teufe. Der BO_2 -Eintrag ist den beiden oberen Tiefenklassen 2 und 3 gut erkennbar (Abb. 9.166(I)). In Abb. 9.166(r) ist am molare Verhältnis BO_2/K zu

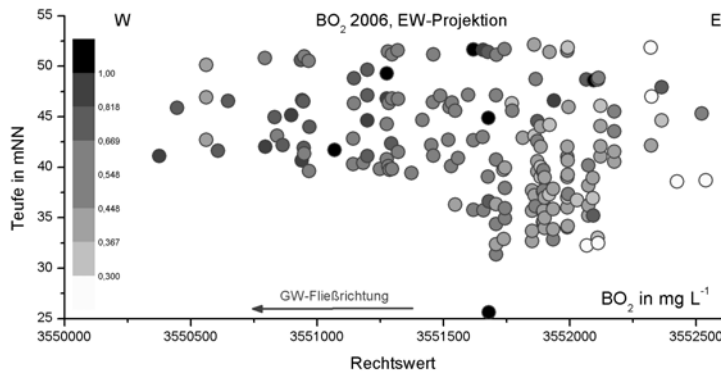


Abb. 9.164.: Vertikale Verteilung von BO_2 in der EW-Projektion. Abstromseitig zeigen sich auch im tiefen Grundwasser erhöhte BO_2 -Konzentrationen.

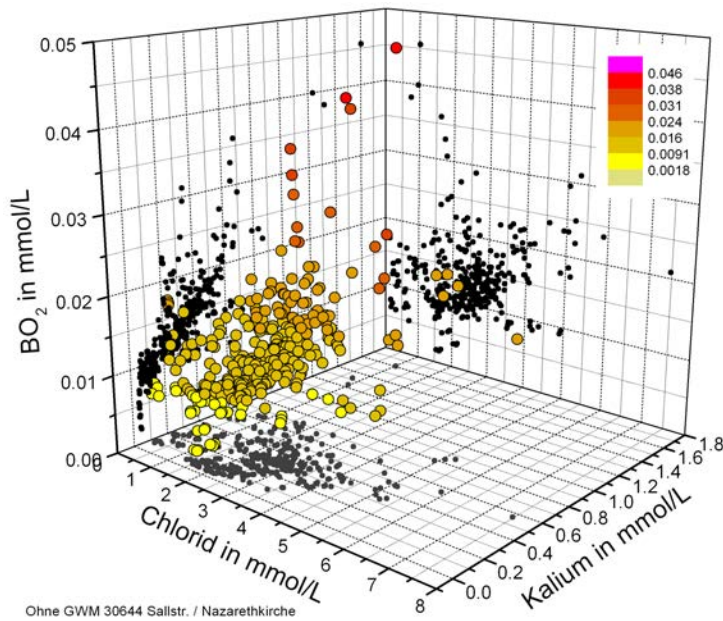


Abb. 9.165.: Abhängigkeit der drei Komponenten BO_2 , Kalium und Chlorid aus Abwasserverlusten. Es besteht ein linearer Zusammenhang zwischen BO_2 und K.

erkennen, dass der Kaliumeintrag im flachen Grundwasser eine größere Bedeutung als BO_2 besitzt. In Abb. 9.167 sind der BO_2 -arme Zustrom und die lokal erhöhten Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser zu erkennen.

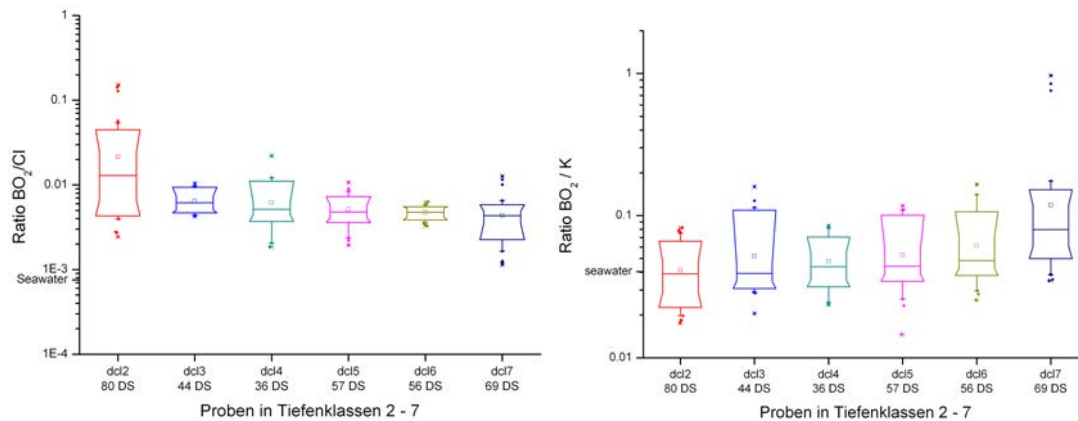


Abb. 9.166.: Boxplotdarstellung des molaren Verhältnisses BO_2/Cl (l) und des molaren Verhältnisses BO_2/K (r) in Teufenklassen.

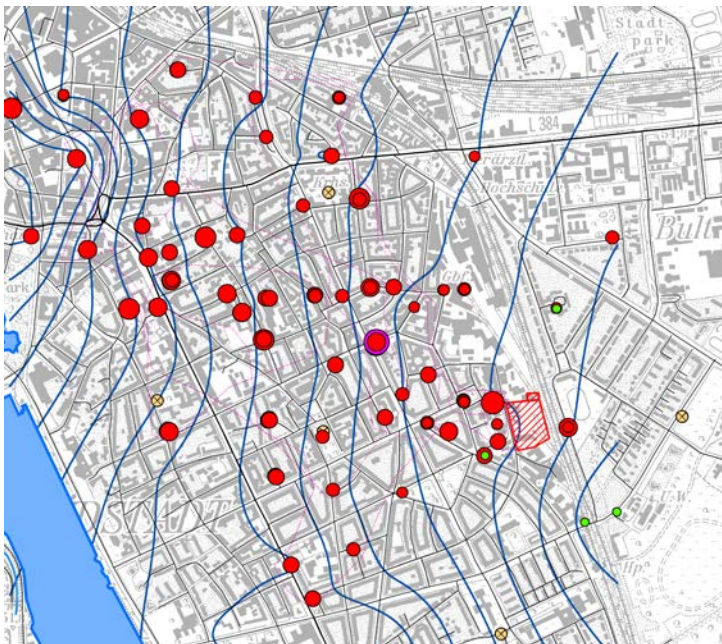


Abb. 9.167.: BO_2 -Konzentration im Messnetz der Südstadt 2006. Die Konzentration im Grundwasser-Zustrom ist niedrig. Maximalwerte sind im oberflächennahen Grundwasser häufiger. Alle Teufenklassen, grün = $\leq p5$, rot = $p5 - p95$, magenta = $\geq p95$, gelb = Stadtkarte Hannover, Ausrichtung Nord, unmaßstäblich.

9.8.9. Karbonatsystem

9.8.9.1. Alkalinität

Alkalinität (bzw. Säureneutralisationskapazität) entsteht in karbonatfreien Lockergesteinen durch die Neutralisation der Acidität der schwachen Säure CO_2 als Folge der chemischen Verwitterung von Feldspäten und anderen Silikaten. Die aerobe und anaerobe mikrobielle Oxidation organischer Substanz durch Bakterien führt zur CO_2 -Freisetzung. Die Quelle von biogenem CO_2 ist die organische Substanz im Grundwasserleiter, zu der massenmäßig bedeutend die Kohle, Holz, die Huminstoffe, die Kontaminanten und die Bakterienbiomasse gehören. An der Grundwasseroberfläche findet zudem ein Eintrag von TOC mit der Grundwasserneubildung und aus Leitungsverlusten statt (Wolf, 2006). Dies konnte im vorliegenden Fall mit Hilfe der Verteilung von Kalium, NO_3^- und BO_2 gezeigt werden. Dass Silikatverwitterung parallel als Prozess von Bedeutung ist, belegen die SiO_2 -Konzentrationen (Kap. 9.8.10.5).

Tab. 9.55.: Kennwerte der Alkalinitäts-Verteilungen des Grundwassermonitorings von 2004 bis 2006, Aufteilung der Werte von 2006 in die Tiefenklassen flach, mitteltief, tief und rinne; Werte in mg L^{-1} .

Alkalinität	no	n	min	p25	p50	p75	p90	p95	p97.5	max
cmp04	112	112	214	364	420	457	505	527	565	770
cmp05	112	112	207	369	414	457	510	530	554	771
cmp06	118	118	202	342	408	452	495	533	554	761
flach	93	93	202	317	352	430	490	563	770	771
mittel	96	96	309	407	450	486	526	563	601	625
tief	137	137	310	409	434	459	507	529	542	544
rinne	80	80	212	338	380	407	439	478	496	509

In Tab. 9.55 und in Abb.9.168 sind die praktisch identischen Verteilungen der Alkalinität der drei vergleichbaren Kampagnen wiedergegeben. Im Lockergesteins-Grundwasserleiter der Südstadt mit im Mittel 4.5 Gew.% CaCO_3 bestimmt Kalklösung nach Gl. 9.6, S. 229 die Alkalinität und den pH-Wert (vgl. Kap. 9.6.4.4). Der pH-Wert ist aufgrund des Gleichgewichtes $\text{HCO}_3^- + \text{H}^+ \rightleftharpoons \text{H}_2\text{CO}_3^*$ stabil im neutralen Bereich bei pH 7 gepuffert (Tab. 9.56).

Tab. 9.56.: Kennwerte der pH-Wert-Verteilungen des Grundwassermonitorings von 2003 bis 2006, Aufteilung der Werte von 2006 in die Tiefenklassen flach, mitteltief, tief und rinne.

pH	no	n	min	p25	p50	p75	p90	p95	p97.5	max
cmp04	112	112	6.47	6.95	7.02	7.08	7.17	7.24	7.28	7.32
cmp05	112	112	6.46	6.93	7.00	7.09	7.17	7.26	7.30	7.32
cmp06	118	118	6.63	6.95	7.04	7.10	7.18	7.27	7.32	7.41
cmpDP	64	64	6.91	7.03	7.11	7.16	7.18	7.22	7.25	7.31
flach	94	94	6.69	7.0	7.08	7.21	7.29	7.32	7.34	7.41
mittel	103	103	6.46	6.92	6.99	7.07	7.10	7.11	7.15	7.22
rinne	120	120	6.67	7.01	7.10	7.16	7.18	7.20	7.23	7.28
tief	156	156	6.47	6.9	6.96	7.02	7.11	7.15	7.2	7.31

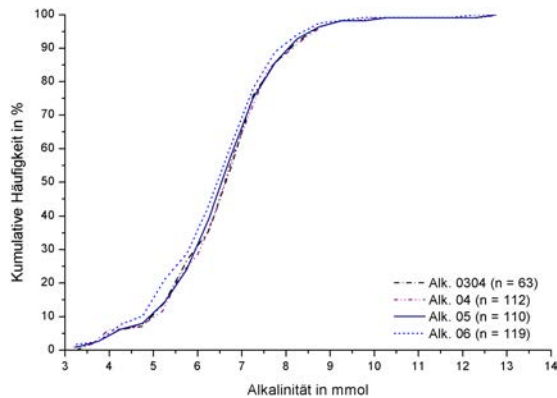


Abb. 9.168.: Summenkurven der Alkalinitäts-Verteilungen von 2004 bis 2006.

Die Spannweite der Alkalinität ist im oberflächennahen Grundwasser erheblich höher, das Mittel (p_{50}) signifikant niedriger als im tieferen Grundwasser. Der höchste Mittelwert wird im mitteltiefen Grundwasser angetroffen (Tab. 9.55). In diesem Tiefenbereich liegt der Redoxgradient zwischen oxischem, oberflächennahen Grundwasser und anoxischem tiefem Grundwasser, d.h. in dieser Teufe laufen die stärksten Stoffumsetzungen ab. Nitratreduktion nach Gl. 9.12 hat eine Erhöhung von Alkalinität und TIC zur Folge. Methanoxidation (vgl. vertikaler Methangradient, Abb. 9.204, S. 280) mit Nitrat nach Thauer u. Shima (2006) würde ebenfalls zu einer Erhöhung von Alkalinität und TIC führen, falls dieser Prozess auch im Grundwasser nachgewiesen würde. Bei einer Wasserüberdeckung von mehr als 5 m ist zudem von einem Gas-Abschluss gegenüber der Atmosphäre auszugehen. Dies hat zur Folge, dass CO_2 grundsätzlich im System verbleibt und die Alkalinität erhöht, da keine Ausgasung stattfindet. Die Alkalinität ist auf der Zustromseite niedriger und nimmt in Grundwasserfließrichtung zu. In Abb. 9.169 sind beide Trends in der EW-Projektion klar erkennbar.

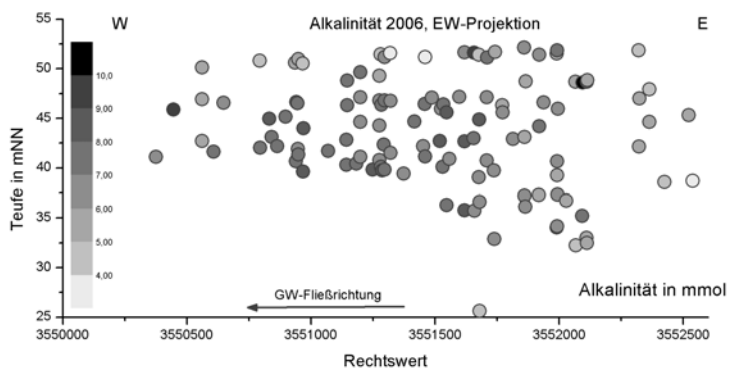


Abb. 9.169.: Vertikale Verteilung der Alkalinität in der EW-Projektion.

Um den dominierenden Einfluß des Kalküberschusses auf Alkalinität und pH-Wert zu demonstrieren, wurden mit *PHREEQC2* (Parkhurst u. Appelo, 1999) unter Verwendung des *Wateq4f*-Datensatzes (Ball u. Nordstrom, 1991) der Mineral-Sättigungsindex ($SI = -\log \frac{IAP}{K_L}$) für das Modellmineral Calcit (Cc) berechnet. Es ergibt sich für das Jahr 2006 eine schwache rechnerische Übersättigung in fast allen Proben mit einem Maximum bei +0.13 (Abb. 9.170). Nur etwas 5 % der Proben sind untersättigt, d.h. eine Lösung von Kalk wäre noch möglich. Der Sättigungsindex des Modellminerals Dolomit zeigt eine leichte

Untersättigung an. Für praktische Zwecke ist die Kalksättigung des Grundwassers belegt. Da die flächenhafte Verteilung der Alkalinität im wesentlichen der Calcium-Verteilung gleicht (Abb. 9.146, S. 230) wird auf eine Darstellung hier verzichtet.

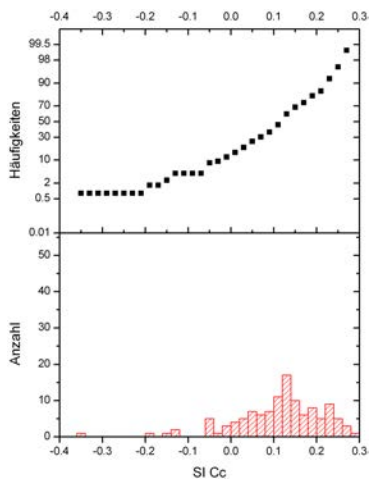


Abb. 9.170.: Verteilung des Mineralsättigungsindex (SI) von Calcit im Grundwasser; Grundwasserbeschaffenheit 2006.

9.8.9.2. Anorganischer Gesamt-Kohlenstoff (TIC)

Kennwerte und Verteilung Zusätzlich zur Alkalinität wurde mit einer unabhängigen Methode auch der TIC (total inorganic carbon) bestimmt, der für praktische⁶² Zwecke die analytische Summe aller gelösten Karbonatspezies ausmacht ($\Sigma H_2CO_3^*$, HCO_3^- , CO_3^{2-} , $CaCO_3^0$, ...). Bei dem neutralen pH-Wert kommen nur zwischen 0.2 ‰ und 1.1 ‰ der Alkalinität als Karbonatanion (CO_3^{2-}) vor. Gelöste Kohlensäure ($H_2CO_3^*$) macht hingegen zwischen 10 und 35 % des TIC aus.

Tab. 9.57.: Kennwerte der TIC-Verteilungen des Grundwassermonitorings von 2004 bis 2006, Aufteilung der Werte von 2006 in die Tiefenklassen flach, mitteltief, tief und rinne; Werte in $mg L^{-1}$.

TIC	no	n	min	p25	p50	p75	p90	p95	p97.5	max
cmp04	111	111	46.8	85.5	101	112	128	133	147	230.0
cmp05	112	112	51.5	90.5	107	118	131	137	154	209.0
cmp06	118	118	2.3	80.3	98.1	108	123	130	140	153.0
flach	92	92	2.3	72	82.8	103	121	144	212	230
mittel	96	96	71.7	98.9	110	121	131	148	158	162
tief	136	136	70.2	100	108	116	129	133	134	141
rinne	79	79	46.8	79.4	91.1	102	111	121	126	131

In Tab. 9.57 und Abb. 9.171 sind die Verteilungen von TIC in den drei vergleichbaren Kampagnen wiedergegeben. Die Spannweite ist analog zur Alkalinität im oberflächennahen

⁶²In der Regel ist $TIC \approx DIC$ (dissolved inorganic carbon). Der Handhabungs- und Filtrationsaufwand zur Gewinnung von DIC-Proben ist nicht gerechtfertigt, da die Sättigungsindizes nahe bei 0 liegen. Mikrokristallite von Kalk sind daher nicht zu erwarten.

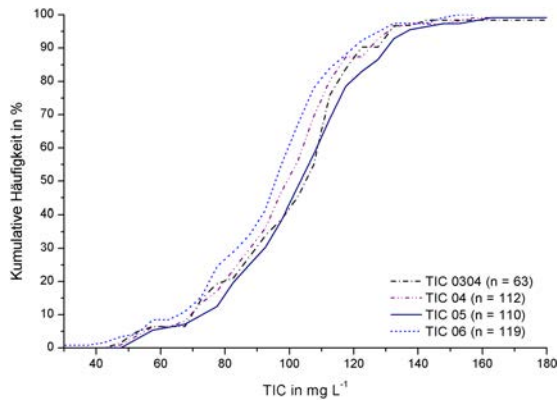


Abb. 9.171.: Summenkurven der TIC-Verteilungen von 2004 bis 2006. Die Variabilität ist höher als bei der Alkalinität. In 2006 fallen kaltes Grundwasser und niedrigere TIC-Werte zusammen.

Grundwasser am höchsten. Die Konzentration im Zustrom ist ebenfalls geringer. Die mitteltiefen Proben weisen die höchsten TIC-Konzentrationen auf. Die Variabilität ist jedoch zwischen den Jahren deutlich höher als bei der Alkalinität.

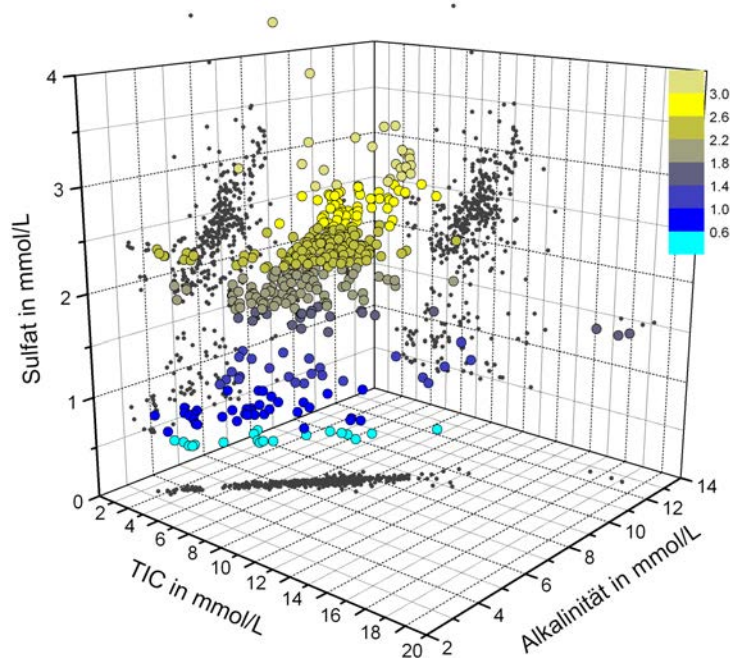


Abb. 9.172.: Korrelation zwischen TIC, Alkalinität und Sulfat. Der enge TIC/ALK-Zusammenhang ergibt sich aus dem stabil neutralen pH-Wert. Für das tiefe Grundwasser besteht ein linearer Zusammenhang zwischen Alkalinität und Sulfat.

In Abb. 9.172 ist der enge lineare Zusammenhang zwischen TIC und Alkalinität bei konstantem pH gut zu erkennen. Für das tiefe Grundwasser ist zudem der positive Zusammenhang zwischen Sulfat und TIC bzw. Alkalinität auf der anderen Seite zu erkennen, der sich aus der Oxidation von Pyrit ergibt (Gl. 9.8, S. 235).

Räumliche Verteilung Die Zunahme von TIC in Grundwasserfließrichtung wird in der vertikalen Verteilung in der EW-Projektion in Abb. 9.173 deutlich. Dieser Abbildung ist der Plot des Sättigungsindex (SI) für das Modellmineral Calcit zugeordnet, der eine Zunahme der Kalksättigung in Grundwasserfließrichtung anzeigt. In Abb. 9.174 ist die flächenhafte

Verteilung in der Kartenskizze dargestellt. Das TIC auf der Fließstrecke außer durch Pyritoxidation auch durch die Freisetzung von biogenem CO_2 ansteigt, ist am $\delta^{13}\text{C}$ -Signal des TIC (vgl. Kap. 9.9.2.2, Abb. 9.244, S. 319 zu erkennen).

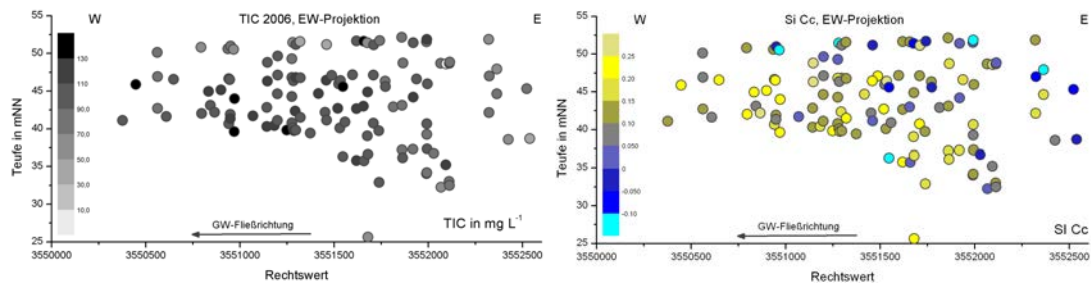


Abb. 9.173.: Vertikale Verteilung von TIC (l) und dem Sättigungsindex von Calcit (r) in der EW-Projektion. TIC und die Sättigung mit Calcit nehmen in Grundwasserfließrichtung zu.

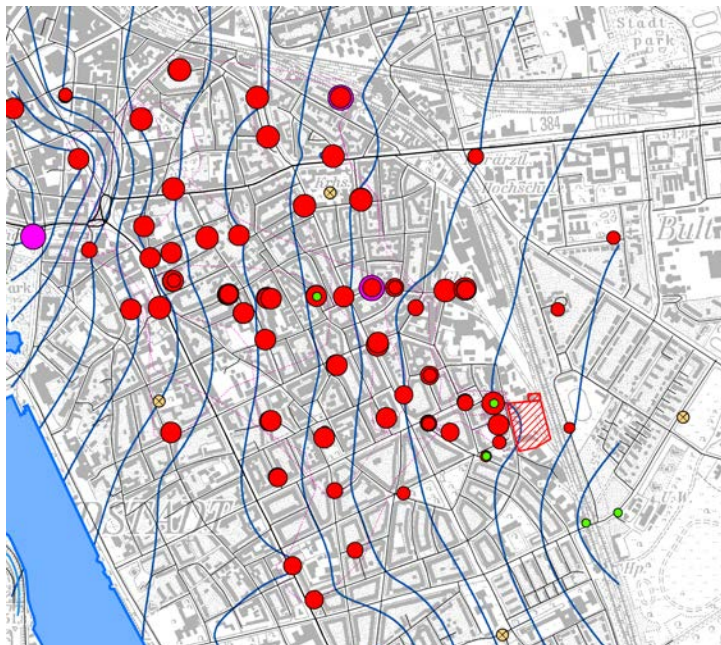


Abb. 9.174.: TIC-Konzentration im Messnetz der Südstadt 2006; alle Teufenklassen, grün = $\leq p_5$, rot = Normalbereich Konzentration größenabhängig, magenta = $\geq p_{95}$, Ausrichtung Nord, unmaßstäblich.

Trends Wie in Abb. 9.171 erkennbar, weist TIC eine größere Variabilität als die Alkalinität auf. Abb. 9.175 zeigt die absolute TIC-Differenz zwischen den Kampagnen der Jahre 2004 und 2006 in Abhängigkeit von der Teufe in m ü.NN. Die meisten Proben weisen keine bedeutenden Unterschiede auf. Blau markierte Punkte zeigen Abnahmen von über 10 %.

Zum Beispiel ist der Medianwert (p_{50}) von 2006 um 8,3 % niedriger als in 2005. Gleichzeitig war in 2006 jedoch auch im Mittel die Grundwassertemperatur um 3,7 % niedriger, weil früher im Jahr beprobt wurde (Tab. 9.40, S. 220). Dies könnte ein Hinweis auf eine tiefere CO_2 -Konzentrationen im Grundwasser im Winter sein, wobei eine niedrigere biologische Aktivität eine möglich Ursache wäre. In Tab. 9.58 sind 5 der 113 Grundwassermessstellen

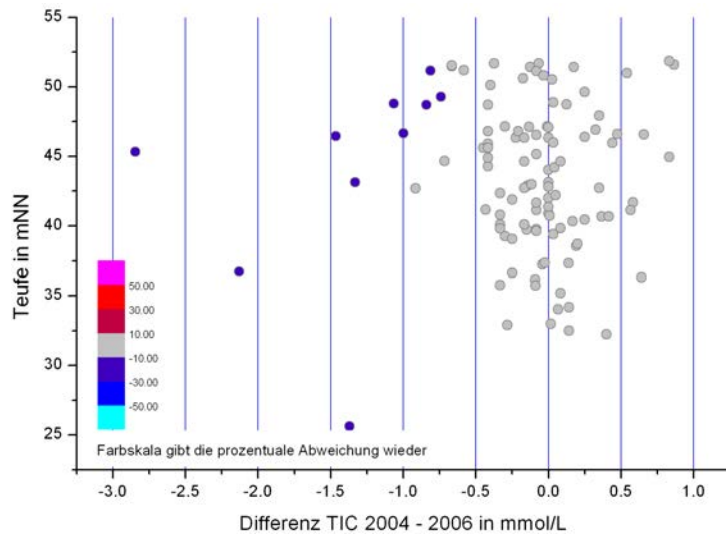


Abb. 9.175.: Differenz der TIC-Konzentrationen 2004, 2006 in Abhängigkeit von der Teufe in m ü.NN; Differenzen in mmol L^{-1} mit prozentualer Abweichung als Farbskala.

aufgeführt, in denen eine Abnahme der TIC-Konzentration signifikant ist, weil sich eine lineare Abnahme mit vorgegebener Signifikanz anpassen lässt.

Tab. 9.58.: Grundwassermessstellen mit einer belegbaren Abnahme der TIC-Konzentration; lineare Anpassung der Daten.

s_name	stat_where	n	mean mg L^{-1}	relerr $\pm\%$	slope	slopeP	sl_yr_rel	depthclass
181009	Geibelplatz	3	87	2.3	-0.01	0.0376	-4.3	7
181006	Lutherstr. 32 a t2	17	106	2.5	-0.022	0.0054	-7.7	6
180928	Lutherstr. 32 a	128	106	1.3	-0.002	0.038	-0.86	6
44931	Birkenstrasse	5	80	7.8	-0.017	0.0181	-7.9	2
44951	Lutherstr. 27	5	106	5.5	-0.016	0.0248	-5.5	2

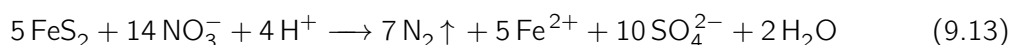
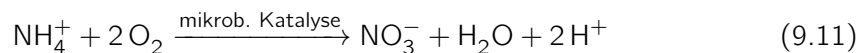
Das Grundwasser in der Südstadt von Hannover ist im Gleichgewicht mit einem Überschuss an Calcit im Sediment mineralisiert. Freigewordenes CO_2 löst Karbonat aus dem Sediment. Die mögliche Ausfällung von sekundärem Eisenkarbonat (Siderit) wird in Kap. 9.8.11.1 diskutiert. Die Zunahme von isotopisch leichtem CO_2 auf dem Fließweg (Abb. 9.244, S. 319 in Kap. 9.9.2.2) ist ein Beleg für eine intensive Zufuhr von leichtem CO_2 aus der Matrix des Grundwasserleiters. Diese muss aus dem heterotrophen mikrobiellem Abbau von TOC stammen.

9.8.10. Nährstoffe

Als Nährstoffe werden die Stickstoffverbindungen und Phosphor betrachtet. Silicium wird analog zur Verfahrensweise bei Oberflächengewässern hinzugenommen, obwohl ihm im Grundwasser keine Funktion als Nährstoff zukommt.

9.8.10.1. Nitrat

Kennwerte und Verteilung Nitrat ist ein Schlüsselparameter bei der Beurteilung der Grundwasser–Qualität, insbesondere der Trinkwasserqualität (TrinkwV, 2001), (98|83|EC, 1998), (World Health Organization, 2004). Erhöhte Konzentrationen sind bis auf wenige, klimatisch bedingte Ausnahmen bei deutlichen Hintergrund an atmosphärischer Deposition in der Regel die Folge diffuser oder punktueller antropogener Stoffeinträge in das Grundwasser, da der geogene Stickstoffhintergrund⁶³ in der Regel zu vernachlässigen ist. Überwiegend entsteht Nitrat im Boden, Sickerwasser und im oberflächennahen Grundwasser durch die Zersetzung organischer Substanz über die Stufen der Ammonifikation gefolgt von der Nitrifikation. Bei der Nitrifikation entsteht H_3O^+ , durch welches die Alkalinität gemindert wird. Die Summengleichung über beide Reaktionsschritte (Gl. 9.11) zeigt dies (Blume u. a., 2002). Nach der Reduktion von O_2 findet unter postoxischen Bedingungen (Berner, 1981) rasch mikrobielle Denitrifikation nach Gl. 9.12 statt, bei der wieder Alkalinität entsteht. Denitrifikation und Manganreduktion sind oft parallel auftretende mikrobielle Prozesse. In Gegenwart von FeS_2 im Sediment gewinnt die konkurrierende Reaktion 9.13 an Pyrtioberflächen an Bedeutung (Appelo u. Postma, 2005), bei der Fe(II) und Sulfat in Lösung gehen.



Tab. 9.59 zeigt, dass zwischen 90 und 95 % der GW–Proben unter dem Grenzwert der TrinkwV (2001) liegen. Mehr als 50 % der Proben weisen weniger als 1 mg L^{-1} Nitrat auf. Die Einteilung in Teufenklassen verdeutlicht, dass Maximal– und Spitzenwerte bis 138 mg L^{-1} ausschließlich im oberflächennahen Grundwasser erreicht werden. Der niedrige Medianwert (p50) nimmt mit der Teufe ab⁶⁴. In Abb. 9.176 ist eine gute Übereinstimmung der Nitratverteilungen der vier Monitoringkampagnen zu erkennen

⁶³Ammonium im Kristallgitter von Alkalifeldspäten

⁶⁴Auffällig ist, dass auch in tiefen Grundwassermessstellen und selbst in der Rinne lokal noch deutliche Nitratbelastungen bis vorkommen. Dieses unerwartete Phänomen ist mit grosser Wahrscheinlichkeit nicht auf Fehler bei der Probenentnahme oder beschädigte Grundwassermessstellen zurückzuführen. Eine Möglichkeit ist die Oxidation von NH_4^+ durch Fe_2^+ in eisenreichen Proben in der nicht angesäuerten Teilprobe nach der Probenentnahme.

Tab. 9.59.: Kennwerte der Nitrat-Verteilungen des Grundwassermonitorings von 2004 bis 2006, Aufteilung der Werte von 2006 in die Tiefenklassen flach, mitteltief, tief und rinne; Werte in mg L^{-1} .

Nitrat	no	n	min	p25	p50	p75	p90	p95	p97.5	max
cmp04	112	112	0.04	0.10	0.31	12.0	37.0	60.8	76.3	138
cmp05	112	112	0.01	0.05	0.22	13.9	44.4	52.2	71.8	137
cmp06	118	118	0.01	0.06	0.14	8.5	40.4	58.1	64.4	76.7
flach	93	93	0.06	14.3	28.8	56.3	70.4	76.5	133	138
mittel	96	96	-0.01	0.10	0.36	9.45	25.7	36.7	47.9	51.7
tief	137	137	-0.01	0.05	0.10	0.26	3.45	7.8	21.0	38.6
rinne	80	80	0.02	0.05	0.10	0.30	1.33	2.2	13.5	50.3

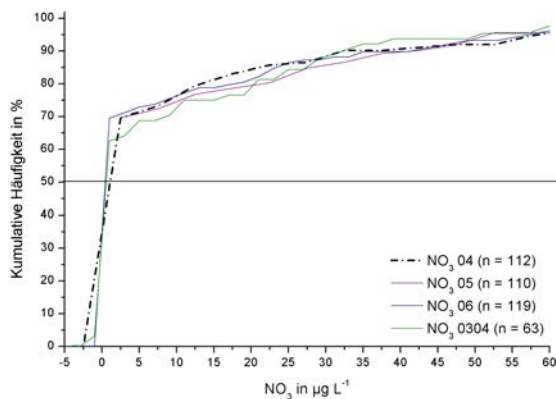


Abb. 9.176.: Summenkurven der Nitrat-Verteilungen von 2004 bis 2006.

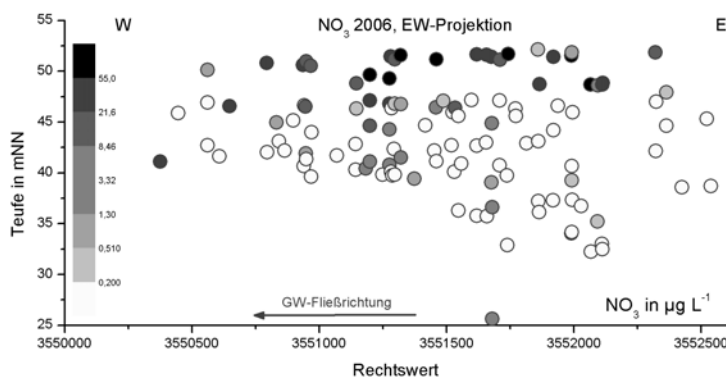


Abb. 9.177.: Vertikale Verteilung von Nitrat in der EW-Projektion.

Räumliche Verteilung Die projizierte vertikale Verteilung in Grundwasserfließrichtung in Abb. 9.177 zeigt eine Schicht nitratreiches, oberflächennahes Grundwasser mit räumlich stark wechselnden Konzentrationen. Diese 4 bis 5 m mächtige Schicht überlagert weitgehend nitratfreies Grundwasser. Lokal sind jedoch mäßige bis hohe Nitratkonzentrationen selbst auf dem Grundwasser-Stauer zu beobachten (3551250-Koordinate), die nicht auf eine Grundwassermessstelle begrenzt sind und damit keinen Einzelfall darstellen. Abstromseitig der Hildesheimer Str. sind ebenfalls hohe Nitratkonzentrationen in Stauernähe zu beobachten. Möglicherweise sind hier durch den U-Bahn Tiefbau, der eine starke Verminderung des durchflußwirksamen Querschnitts darstellt, die Strömungsverhältnisse stark verändert und damit die Milieuzonierung gestört. Auch die tiefste Grundwassermessstelle im Messnetz weist eine ungewöhnlich hohe Nitratkonzentration auf, die im Gegensatz

zu den sonstigen Milieuverhältnissen und zur Grundwassermessstellen–Nachbarschaft steht.

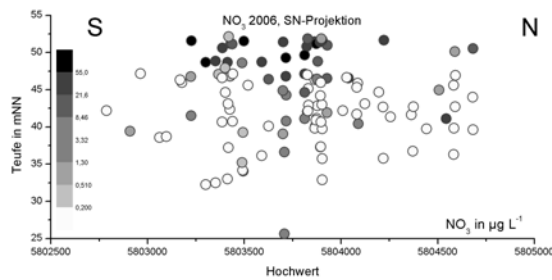


Abb. 9.178.: Vertikale Verteilung von Nitrat in der SN-Projektion.

Der projizierte SN-Schnitt in Abb. 9.178 bestätigt die Befunde aus dem EW-Profil. Im Strömungsschatten der Dichtwand weisen die tiefen GWM 180934 Pilotystr./An der Weide 0.34 mg L^{-1} und GWM 40759 Wredestr. 0.16 mg L^{-1} auf. Im oxidierten Bereich (blau) hat die tiefe GWM 40492 Birkenstr. 1.9 mg L^{-1} und die flachere GWM 44921 3.3 mg L^{-1} Nitrat. Nordwestlich davon gelegen, hat die Doppelmessstellengruppe Ostermannstr. in der mitteltiefen GWM 43391 13.9 mg L^{-1} und in der tiefen GWM 40339 3.8 mg L^{-1} Nitrat. Nur 100 m weiter NW zeigt die Doppelgruppe Lutherstr. 27 wieder eine reguläre Verteilung, wie sie zu erwarten ist. Auch die tiefe GWM 180965 Weinstr. 2/Gesundheitsamt weist 0.7 mg L^{-1} Nitrat auf. In der Gruppe Sallstr./Nazarethkirche hat die tiefe GWM 180959 0.5 mg L^{-1} , die mitteltiefe GWM 180960 8.3 mg L^{-1} , die tiefe GWM 30641 1.7 mg L^{-1} und selbst die im kreidezeitlichen Stauer verfilterte GWM 30644 1.6 mg L^{-1} Nitrat. Die tiefe GWM 30051 Osterstr./Windmühlenstr. erreicht 23 mg L^{-1} Nitrat. Es ist festzustellen:

- auf dem Stauer ausgebauten Grundwassermessstellen weisen z.T. deutliche Nitratkonzentrationen auf
- diese Grundwassermessstellen liegen westlich der Sallstrasse und/oder stehen mit hohen Redoxpotentialen in Zusammenhang
- diese Nitratanomalien sind reproduzierbar und nicht auf Probenentnahmefehler zurückzuführen

Die Nitratanomalien (vgl. oxidierte Zonen in Abb. 9.145, 9.196) sind Kennzeichen einer gestörten hydrochemischen Zonierung, wie sie im Anstrom deutlich ausgeprägt ist. Die Ursache für diese Anomalien der vertikalen Schichtung, die auch bei Eisen und dem Redoxpotential zu beobachten ist, hat Einfluss auf die Milieuzonierung. Diese ist abbaurelevant. Drei Hypothesen kommen zur Erklärung in Betracht⁶⁵:

1. Lokale Umwälzung der Wassersäule durch Konvektion (thermisch, mineralisierungsbedingt oder durch Entnahme)
2. Zumischung von nitratreichem, hoch mineralisiertem Oberflächenwasser durch Dichteströmung

⁶⁵Inwieweit Handhabungsverluste mit der Mineralsäure HNO_3 auf dem ehemaligen Betriebsgelände oder sprengstoffbürtiges Nitrat (z.B. disperses TNT aus zerbrochenen Fliegerbomben oder Explosionsresten) als Ursache in Frage kommen könnten, bleibt derzeit völlig unklar.

3. Einträge von Nitrat aus der Stauerbasis

Welche der Hypothesen 1. bis 3. zutrifft, muss in diesem und den nachfolgenden Kapiteln diskutiert werden. Hinweise auf eine bedeutende Entnahme (1.) mit Absenkung oder ungewöhnlichen Wärmeinträge (Abb. 9.138, S. 222) liegen nicht vor. Der vertikale Transport von hoch mineralisiertem Grundwasser durch schadhafte Grundwassermessstellen ist grundsätzlich bekannt (Dehnert u. a., 2001). Eine Dichteströmung im Grundwasserleiter ist bereits bei geringen Unterschieden in der Mineralisierung denkbar. In diesem Fall (2.) sollten jedoch auch die anderen, durch Eintrag bedingten Messgrößen wie BO_2 und K eine irreguläre vertikale Verteilung zeigen. Bei einem Nitratreintrag von der Stauerbasis (3.) würde es sich um eine schadensfallspezifische Besonderheit handeln.

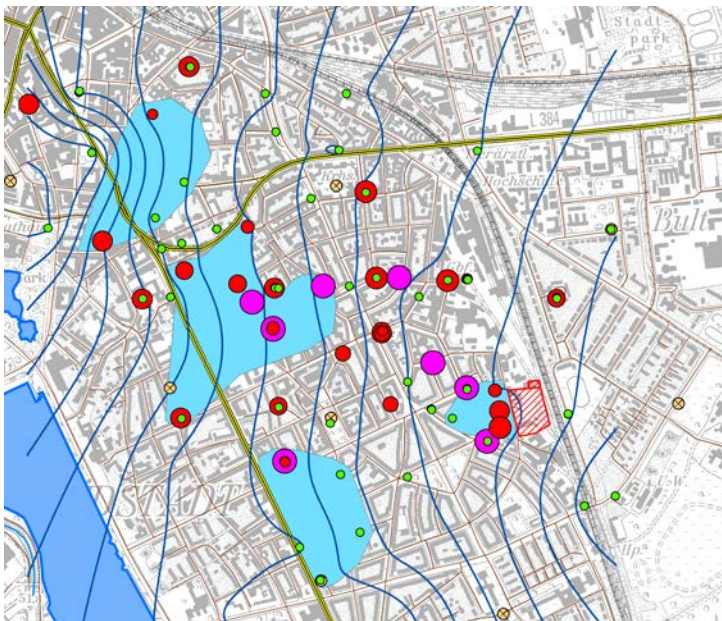


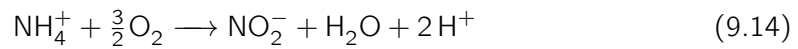
Abb. 9.179.: Nitrat-Konzentration im Messnetz der Südstadt 2006; alle Teufenklassen, grün = \leq NWG, rot = Belastung, magenta = \geq TVO-Grenzwert, gelb = Stadtkarte Hannover, Ausrichtung Nord, unmaßstäblich.

Die vertikale Nitratverteilung im Grundwasser der Südstadt ist durch Stoffeinträge von der Grundwasser-Oberfläche auf der einen Seite und durch wirksame Denitrifikationsprozesse auf der anderen Seite gekennzeichnet. Zusätzlich treten lokal bedeutsame vertikale Anomalien auf, deren Ursachen zusammen mit anderen Messgrößen aufgeklärt werden müssen, welche im Projekt nicht abschließend zu klären waren. Eine vertikale Verlagerung von Oberflächenwasser sollte sich auch in den Parametern Kalium und BO_2 widerspiegeln und wird derzeit für unwahrscheinlich gehalten.

9.8.10.2. Nitrit

Nitrit ist das Zwischenprodukt bei der Entstehung von Nitrat nach Gl. 9.14. Es ist der säurefreisetzende Schritt der Nitrifikation mit Wirkung auf die Alkalinität der Lösung.

Anreicherungen von Nitrit in Lösung sind in der Regel Hinweis auf eine gestörte Sauerstoffversorgung.



In Tab. 9.60 ist erkennbar, dass um die 75 % aller Proben in den Grundwasserkampagnen nitritfrei sind. Maximalwerte (\geq p95) erreichen bis 0.39 mg L^{-1} und Spitzenwerte bis 1.8 mg L^{-1} . Nitrit ist im oberflächennahen Grundwasser am häufigsten und dort auch am höchsten konzentriert.

Tab. 9.60.: Kennwerte der Nitrit-Verteilungen des Grundwassermonitorings von 2003 bis 2006, Aufteilung der Werte von 2006 in die Tiefenklassen flach, mitteltief, tief und rinne; Werte in mg L^{-1} .

Nitrit	no	n	min	p25	p50	p75	p90	p95	p97.5	max
cmp04	112	112	-0.01	-0.01	-0.01	0.01	0.06	0.13	0.41	1.48
cmp05	112	112	-0.05	-0.01	-0.01	-0.01	0.06	0.14	0.46	1.12
cmp06	112	112	-0.01	-0.01	-0.01	0.03	0.10	0.39	1.33	1.80
flach	91	91	-0.01	-0.01	0.02	0.08	0.32	0.99	1.54	1.8
mittel	94	94	-0.01	-0.01	-0.01	0.01	0.06	0.09	0.11	0.85
tief	135	135	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	0.02	0.06	0.32	1.53
rinne	80	80	-0.05	-0.01	-0.01	-0.01	0.01	0.03	0.04	0.52

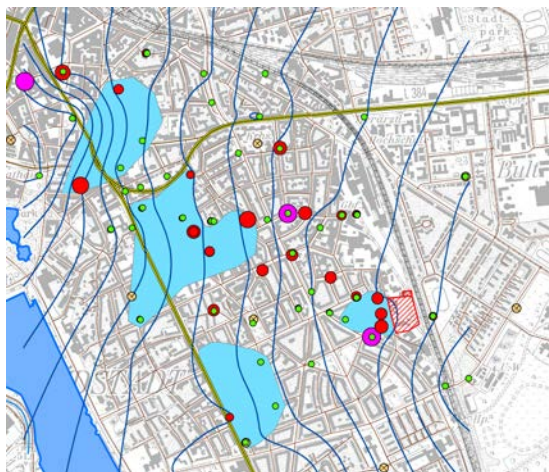


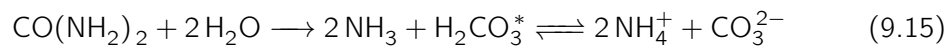
Abb. 9.180.: Nitrit-Konzentration im Messnetz der Südstadt 2006; alle Teufenklassen, grün = \leq NWG, rot = vorhanden, magenta = \geq p95 Maximalkonzentration, gelb = Stadtkarte Hannover, Ausrichtung Nord, unmaßstäblich.

Seine räumliche Verteilung in Abb. 9.180 zeigt stark wechselnde Konzentrationen in benachbarten Grundwassermessstellen. Die Korrelation aller Stickstoffparameter in Abb. 9.185 (oben rechts) zeigt die Unabhängigkeit von Nitrat. Nitrit stellt einen kleinen, dynamischen Stickstoffpool dar, dem keine Bedeutung für den Schadstoffabbau zukommt.

9.8.10.3. Ammonium

Kennwerte und Verteilung In tonmineralarmen Lockergesteinen weisen erhöhte Ammoniumkonzentrationen in der Regel auf den Eintrag von Fäkalien oder sonstigen N-reichen

organischen Substanzen wie Schlachthofabwässer oder Kadaver hin. In tonmineralreichen, besonders in Illit-reichen Böden und Sedimenten sind erhöhte Ammoniumkonzentrationen zu erwarten, da Ammonium in den Zwischenschichten der Silikatgitter Kalium ersetzen kann und so frühzeitig der Nitrifikation entzogen wird. Der Eintrag von Ammonium ist häufig mit dem Eintrag von TOC gekoppelt. In einem städtischen Siedlungsgebiet mit einem Abwassernetz können bei einem schlechten Leitungszustand Abwasserverluste auftreten, die sich als Stoffeinträge an der Grundwasseroberfläche bemerkbar machen. Während Haupt- und Nebenstränge des Abwassernetzes von den Betreibern zunehmend gepflegt und überwacht werden, sind die Übergänge zu den Hausleitungen oft in einem weniger überwachten Zustand und mit größerer Wahrscheinlichkeit Quelle für Leitungsverluste (mündl. Aussage Stadtentwässerung) von Ammonium, TOC, Nitrat, Kalium und Borat und anderen Wasserinhaltsstoffen. Ammonium entsteht i.d.R. durch Ammonifikation, der Mineralisierung stickstoffhaltiger organischer Substanz, wie in Gl. 9.15 am Beispiel des Harnstoffs als einer wichtigen Beispielsubstanz zu erkennen ist.



Gl. 9.15 zeigt auch die hydrochemischen Folgen, die in einer pH-Werterhöhung und einer Erhöhung der Alkalinität der Lösung bestehen, wenn eine räumliche Trennung von der Stufe der Denitrifikation (vgl. Gl. 9.11) gegeben ist.

Tab. 9.61.: Kennwerte der Ammonium-Verteilungen des Grundwassermonitorings von 2003 bis 2006, Aufteilung der Werte von 2006 in die Tiefenklassen flach, mitteltief, tief und rinne; Werte in mg L^{-1} .

Ammonium	no	n	min	p25	p50	p75	p90	p95	p97.5	max
cmp04	111	111	<0.01	0.01	0.14	0.46	1.04	1.8	2.6	8.2
cmp05	112	112	<0.01	0.01	0.14	0.43	0.90	1.7	2.5	5.5
cmp06	118	118	<0.01	0.01	0.14	0.41	0.75	1.20	2.3	5.7
flach	93	93	-0.01	-0.01	0.01	0.01	0.10	0.33	0.67	2.3
mittel	95	95	-0.01	0.01	0.04	0.33	0.52	2.5	5.26	8.2
tief	137	137	-0.01	0.03	0.16	0.42	0.62	0.7	1.43	8.0
rinne	80	80	-0.01	0.22	0.39	0.82	1.45	1.78	2.09	2.2

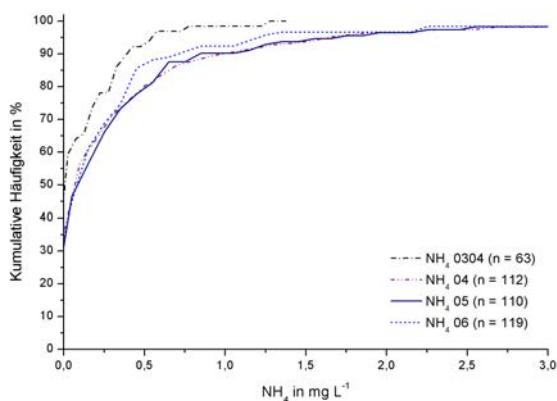


Abb. 9.181.: Summenkurven der Ammonium-Verteilungen von 2004 bis 2006.

In Tab. 9.61 ist erkennbar, dass im Medianwert (p50) nur geringe Ammoniumkonzentrationen von 0.14 mg L^{-1} auftreten. Zwischen 90 und 95 % der Proben liegen unter 1 mg L^{-1} . Die Einteilung in Teufenklassen zeigt klar, dass flache Grundwassermessstellen nur in wenigen Fällen Ammonium von 0.1 bis 2.3 mg L^{-1} enthalten. Dies ist möglicherweise ein Hinweis auf lokale Stoffeinträge aus dem Abwasser. Der Medianwert (p50) nimmt mit der Teufe auf 0.39 mg L^{-1} in der Rinne zu. Die höchsten Maximalwerte ($\geq p95$) werden in den mitteltiefen Grundwassermessstellen erreicht. Spitzenkonzentrationen werden in den mitteltiefen und tiefen Grundwassermessstellen mit bis zu 8 mg L^{-1} erreicht. Die Verteilung der vier Monitoringkampagnen in Abb. 9.181 zeigt eine gute Übereinstimmung zwischen den Jahren, mit einer Tendenz zu niedrigeren Konzentrationen im Bereich von 0.5 bis 2.0 mg L^{-1} in 2006.

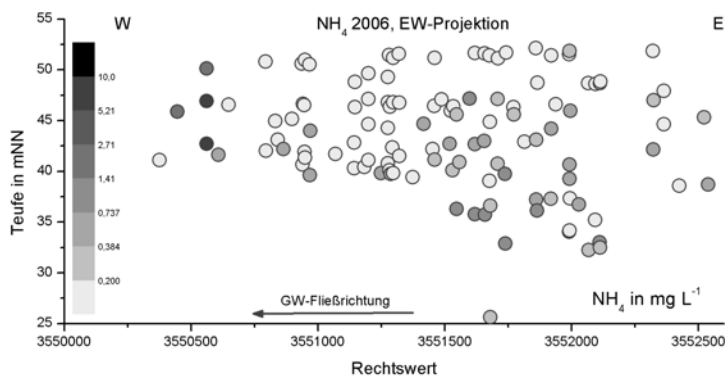


Abb. 9.182.: Vertikale Verteilung von Ammonium in der EW-Projektion.

Räumliche Verteilung Die projizierte vertikale Verteilung im EW-Schnitt in Grundwasserströmungsrichtung (Abb. 9.182) zeigt eine vertikale Schichtung, die in etwa mit der Verteilung von Fe einhergeht (s.u.) und komplementär zur Verteilung der oxidierten Stickstoffverbindung von Nitrat verläuft (Abb. 9.185). Nitrat und Ammonium schließen sich gegenseitig praktisch aus. Das oberflächennahe Grundwasser ist frei von Ammonium, bis auf o.g. Ausnahmen. In den Bereichen der o.g. Nitratanomale ist das tiefe Grundwasser daher ebenfalls frei von Ammonium. Spitzenkonzentrationen finden sich in der Messtellengruppe Windmühlenstr./Opernplatz in der mitteltiefen und tiefen Grundwassermessstelle, wobei auch die flache Grundwassermessstelle 180970 mit 2.3 mg L^{-1} Ammonium belastet ist. Im Strömungsschatten der Dichtwand (GWM 180934 Pilotystr. / An der Weide) kommen an der Stauerbasis ammoniumarme Bereiche vor. In der Messtelle GWM 40428 Am Maschpark (Filterstrecke 8 – 11 m) liegen sehr hohe Konzentrationen vor⁶⁶. Generell nehmen die Ammoniumkonzentrationen in Fließrichtung deutlich ab. Alle Anstrommessstellen enthalten deutlich Ammonium (wie auch Eisen, s.u.) was ein Zeichen für die anoxischen Milieubedingungen im Zustrom zur Südstadt ist (Koch, 2006a).

In der Untersuchung von abwasserbürtigen Stoffen im Grundwasser im badischen Rastatt von Wolf (2006) werden Medianwerte für NH_4^+ in mg L^{-1} im Grundwasser für 4 Messtellengruppen angegeben: agrarische Landnutzung 0.03 mg L^{-1} , Stadtgrenze 0.08 mg L^{-1} , Stadt

⁶⁶Da kein Bohrprofil vorliegt, kann nur vermutet werden, dass hier bereits die Niederungsbereiche der Leineniederung mit schluffreichen Lagen Einfluss haben.

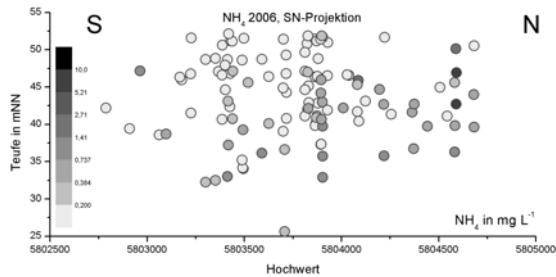


Abb. 9.183.: Vertikale Verteilung von Ammonium in der SN-Projektion.

Hintergrund 0.04 mg L^{-1} und Abwasserbeobachtungsstellen 0.38 mg L^{-1} . Der Medianwert im gesamten Messnetz der Südstadt liegt um den Faktor 3 über dem städtischen Hintergrund von Rastatt. Der in der Rinne im hannoverschen Untersuchungsgebiet bestimmte Medianwert ist mit dem Abwasserschwerpunkt in Rastatt vergleichbar. Auch wenn die Basis des Grundwasserleiters von Tonsteinen der Unterkreide gebildet wird, deren Tonminerale mutmasslich beträchtlich Mengen an Ammonium zu binden und auch abzugeben vermögen, stellt sich die Frage, ob die im Vergleich sehr hohen Ammoniumkonzentrationen in der Rinne möglicherweise auf einen antropogenen Eintrag zurückzuführen sein könnten.

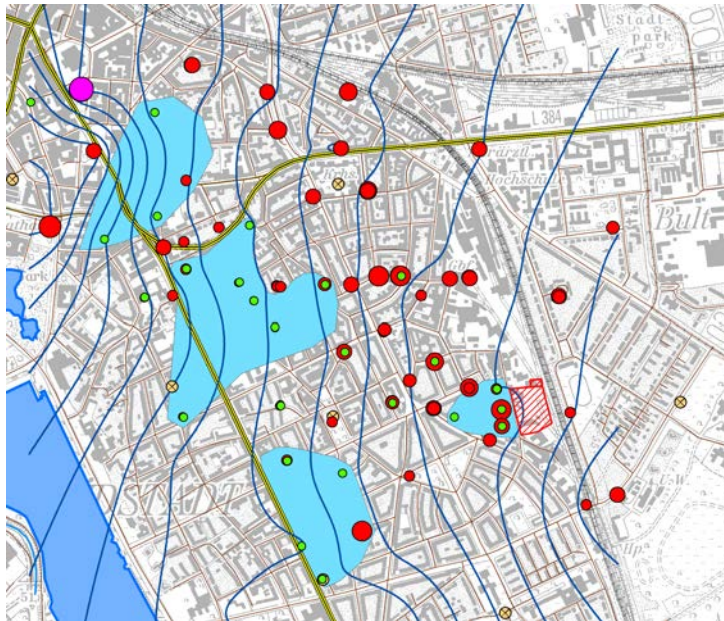


Abb. 9.184.: Ammonium-Konzentration im Messnetz der Südstadt 2006; alle Teufenklassen, grün = \leq NWG, rot = deutliche Konzentration, magenta = \geq p95, gelb = Stadtkarte Hannover, Ausrichtung Nord, unmaßstäblich.

In Abb. 9.185 ist die Korrelation aller im Projekt bestimmten Stickstoffparameter miteinander dargestellt. Die Zuordnung des operationellen Redoxpotentials zu den Korrelationen über die bekannte Farbrampe (Abb. 9.143, S. 227) ermöglicht eine indirekte Zuordnung der Tiefe. Nitrat hat die mit Abstand größte Bedeutung bei den Stickstoffverbindungen und steht als Elektronenakzeptor im suboxischen Milieu zur Verfügung.

Die aus den anorganischen Stickstoffverbindungen gebildete molare Verhältnis-Kennzahl NO_3/TIN ist ein guter Indikator für die Stickstoff-Redoxverhältnisse. Werte ≤ 1 sind kennzeichnend für oxidierende Verhältnisse und Werte $\ll 1$ sind kennzeichnend für reduzierende

Verhältnisse. In der Regel spielt Nitrit nur eine untergeordnete Rolle.

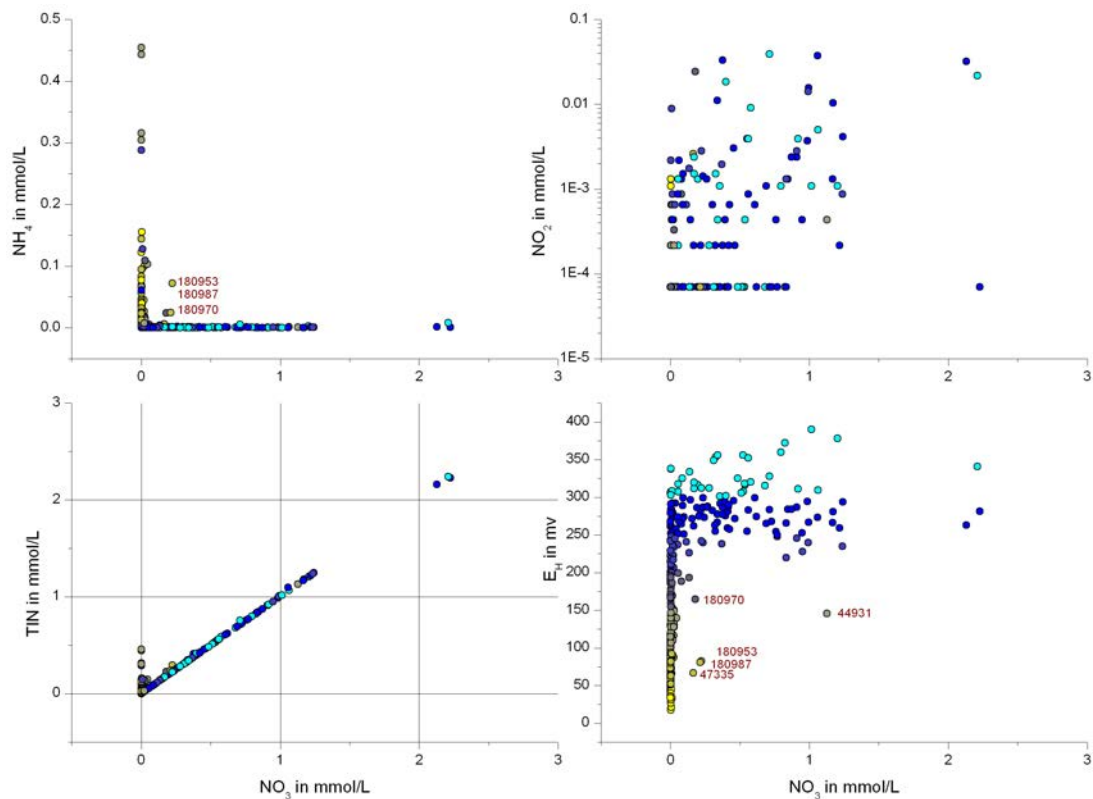


Abb. 9.185.: Korrelation der Stickstoffparameter Ammonium (links oben), Nitrit (rechts oben) und TIN (links unten) mit Nitrat; E_h -Wert als Farbrampe.

9.8.10.4. Gelöster Phosphor

Kennwerte und Verteilung Phosphor ist für alle Lebewesen ein grundsätzlich wachstumslimitierendes Element, da es sowohl in den Nucleinsäuren, im Energiestoffwechsel der Zellen (Mitochondrien) als auch bei Wirbeltieren zusätzlich im Skelettaufbau eine herausragende physiologische Rolle einnimmt. Durch Mineralisierung von organisch gebundenem Phosphor wird gelöster Phosphor als Phosphat freigesetzt, der als Aquokomplex der dreiprotonigen Phosphorsäure eine ganze Reihe von homogenen chemischen Bindungen mit anderen Wasserinhaltsstoffen (Ca, Fe, Al) und heterogenen chemischen Bindungen mit den Mineralen des Grundwasserleiters eingeht. Vor allem Fe(III)oxyhydroxide zeichnen sich durch eine hohe unspezifische und spezifische Sorptionskapazität für gelösten Phosphat-Phosphor aus⁶⁷. Da Fe(III)oxyhydroxide der reduktiven Lösung unterliegen können (vgl. Gl.9.16, S. 270ff.) kann sorbiertes Phosphat auch wieder in Lösung gehen. Bei hohem Eisenumsatz im Grundwasserleiter durch reduktive Lösung und Wiederausfällung

⁶⁷Orthophosphat, auch SRP: soluble reactive phosphorus

ist auch mit einem hohen Phosphorumsatz zu rechnen. Im reduzierenden Bereich kann zum einen die Mineralphase Vivianit ($\text{Fe(II)}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$) die Löslichkeit begrenzen⁶⁸, zum anderen kommt eine Sorption an Calcitoberflächen in Betracht. Die beobachtete Konzentration ist das Resultat des Gleichgewichts zwischen dem Angebot und den Sorptions- und Mineralgleichgewichten.

Tab. 9.62.: Kennwerte der Phosphor-Verteilungen des Grundwassermonitorings von 2004 bis 2006, Aufteilung der Werte von 2006 in die Tiefenklassen flach, mitteltief, tief und rinne; Werte in mg L^{-1} .

SRP	no	n	min	p25	p50	p75	p90	p95	p97.5	max
cmp04	112	109	-0.01	0.05	0.15	0.37	0.73	1.45	2.26	3.0
cmp05	112	108	0.02	0.12	0.30	0.54	1.02	1.88	2.44	3.39
cmp06	112	107	0.01	0.09	0.22	0.5	0.67	1.75	2.18	3.28
flach	91	91	0.03	0.15	0.63	1.84	3.34	8.09	10.1	10.5
mittel	94	94	0.01	0.06	0.12	0.29	0.59	0.8	3.19	3.39
tief	135	135	-0.01	0.05	0.11	0.36	0.46	0.52	0.59	0.79
rinne	80	80	0.02	0.22	0.39	0.55	0.64	0.68	0.74	0.81

Der Medianwert (p50) der drei Grundwasserkampagnen liegt zwischen 0.15 und 0.3 mg L^{-1} . Maximalwerte ($\geq p95$) liegen über 1.4 und 1.9 mg L^{-1} . Minimalwerte liegen im Bereich der Nachweisgrenze der Methode⁶⁹. Sowohl ein hoher Medianwert, als auch die höchsten Maximal- und Spitzenwerte sind in der Tiefenklasse „flach“ anzutreffen, in der flächendeckend oxidierende Verhältnisse herrschen. Die hohen Phosphatkonzentrationen des oberflächennahen Grundwassers sind als Hinweis auf Stoffeinträge an der Grundwasseroberfläche zu werten. Im badischen Raststatt gibt Wolf (2006) Medianwerte für PO_4^{2-} in mg L^{-1} im Grundwasser für 4 Messtellengruppen an: agrarische Landnutzung 0.7 mg L^{-1} , Stadtgrenze 0.7 mg L^{-1} , Stadt Hintergrund 0.7 mg L^{-1} und Abwasserbeobachtungstellen 1 mg L^{-1} . Der Medianwert im gesamten Messnetz der Südstadt ist weniger als halb so hoch wie der städtische Hintergrund von Rastatt (Wolf, 2006).

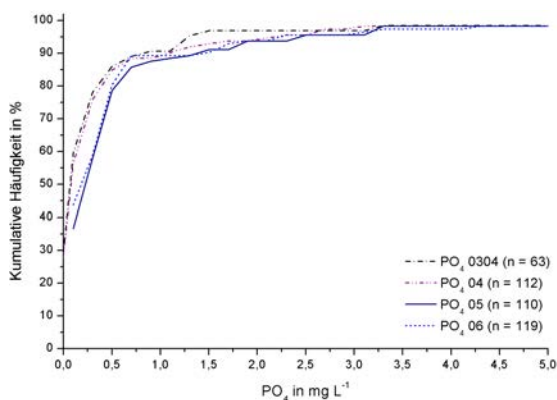


Abb. 9.186.: Summenkurven der Phosphat-Verteilungen von 2004 bis 2006.

⁶⁸Die im sauren, oxidierenden Bereich vorkommende Mineralphase Strengit ($\text{Fe(III)PO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) ist im stabil pH-gepufferten Bereich von Hannover Südstadt ohne Bedeutung.

⁶⁹Phosphor wurde in diesem Projekt aus der im Gelände filtrierten Probe emmissionspektrometrisch (ICP-OES) bestimmt.

Räumliche Verteilung Die projizierten Vertikalverteilungen in Abb. 9.187 bestätigen den Eindruck eines Stoffeintrages an der Grundwasseroberfläche. Als Zweites ist zu erkennen, dass in tiefen Grundwasser auf der Anstromseite und in der Rinne ebenfalls erhöhte Konzentrationen auftreten, die deutlich höher sind als die Konzentrationen auf der Abstromseite. Dieser „Keil“ phosphatreichen, reduzierten Grundwassers wurde ähnlich auch bei den Parametern Eisen (S. 269ff.), Ammonium und Redoxpotential beobachtet. Der Zusammenhang mit den eisenreduzierenden Bedingungen in diesem Bereich ist sehr wahrscheinlich.

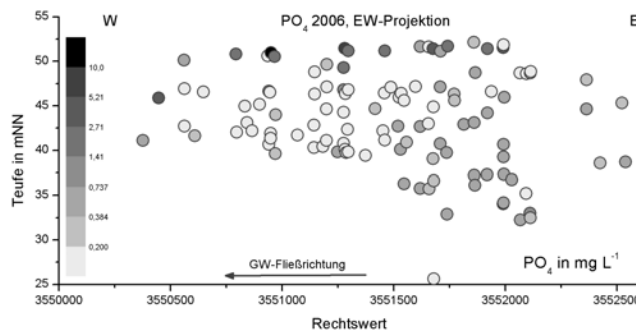


Abb. 9.187.: Vertikale Verteilung von Phosphor in der EW-Projektion.

In Abb. 9.188 ist zu erkennen, dass einige der blau ausgewiesenen, oxidierten Bereiche deutlich niedrigere Phosphorkonzentrationen als auf der Zustromseite aufweisen. Maximal- und Spitzenwerte kommen nur in den oberflächennahen Grundwassermessstellen 180967 Weinstr. 2 / Gesundheitsamt und der GWM 180930 Lutherstr. 32a vor.

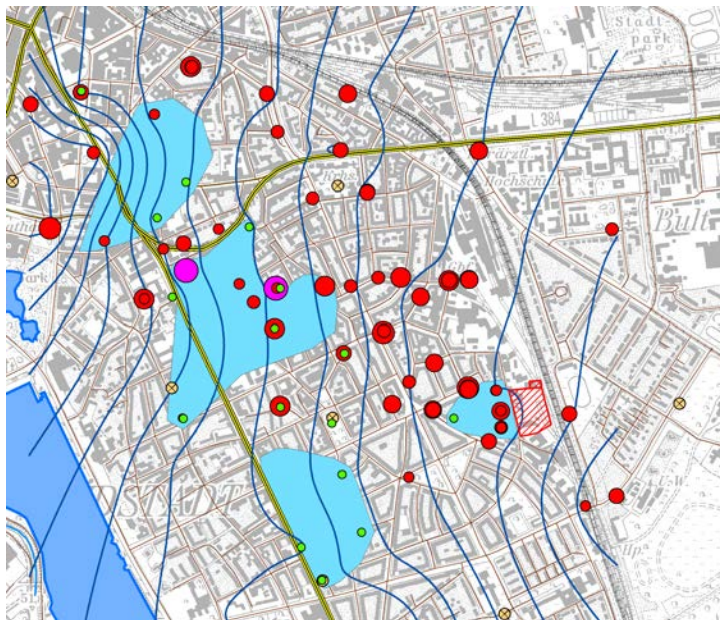


Abb. 9.188.: Phosphorkonzentration im Messnetz der Südstadt 2006; alle Teufenklassen, grün = \leq NWG, rot = Belastung, magenta = \geq p95, gelb = Stadtkarte Hannover, Ausrichtung Nord, unmaßstäblich.

Die Verteilung von gelöstem Phosphor im Messnetz der Südstadt ist klar durch ober-

flächennahe Stoffeinträge auf der einen Seite und durch Vorgänge im Zusammenhang mit der mikrobiellen Eisenreduktion auf der anderen Seite gesteuert. Die Konzentrationen liegen deutlich unter dem Beispiel von Wolf (2006) für ein Mittelzentrum, das auf quartären Lockersedimenten des Rheintalgrabens liegt und insofern lithologisch ähnliche Verhältnisse repräsentiert. Zu vermuten ist, dass die im Pleistozän abgelagerten Sedimente von Hannover Südstadt einen höheren Anteil reaktiver Eisenphasen enthalten als in Rastatt.

9.8.10.5. Silicium

Die Konzentration von SiO_2 wird durch Freisetzung infolge der Silikatverwitterung und von den sich einstellenden Lösungsgleichgewichten geregelt. Oft sind amorphe Kieselsäure oder ein wasserhaltiger, bestenfalls mikrokristalliner Quarzvorläufer die Phase, die die Siliziumkonzentration begrenzt. Für den Schadstoffabbau besitzt die durch Säuren, insbesondere durch H_2CO_3^* ausgelöste Silikatverwitterung keine bekannte Bedeutung. Silicium wird hier deshalb der Vollständigkeit halber nur berichtet.

Tab. 9.63.: Kennwerte der Silicium-Verteilungen des Grundwassermonitorings von 2004 bis 2006, Aufteilung der Werte von 2006 in die Tiefenklassen flach, mitteltief, tief und rinne; Werte in mg L^{-1} .

SiO ₂	no	n	min	p25	p50	p75	p90	p95	p97.5	max
cmp04	112	111	5.5	11.1	13.4	15.1	16.2	16.6	18.3	22.0
cmp05	112	112	4.6	9.0	10.8	12.5	13.4	14.8	17.2	17.9
cmp06	118	117	4.9	11.5	13.4	15.6	17.0	18.0	18.4	23.1
flach	93	93	4.6	9.6	12.6	15.2	17.6	19.0	20.3	23.1
mitteltief	102	102	6.7	10.2	11.5	13.4	15.6	16.8	21.0	22.6
tief	155	155	7.6	11.0	12.4	14.6	16.0	16.9	17.4	18.4
rinne	120	120	8.2	13.5	14.8	15.9	17.2	17.6	18.0	18.3

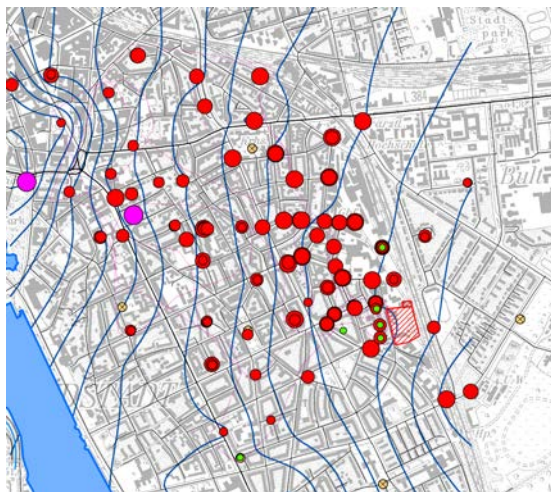


Abb. 9.189.: Skizze der 2006er Silicium-Konzentration im Messnetz der Südstadt; alle Tiefenklassen, grün = \leq NWG, rot = Belastung, magenta = \geq p95, gelb = Stadtkarte Hannover, Ausrichtung Nord, unmaßstäblich.

In Tab. 9.63 liegen mittlere SiO_2 -Konzentrationen zwischen 11 und 13 mg L^{-1} . Maximalwerte überschreiten 18 mg L^{-1} kaum. Nur in 25 % aller Fälle liegen die Gehalte unter

11 mg L⁻¹. Eine Betrachtung in Teufenklassen zeigt kein eindeutiges vertikales Muster. Scheinbar nimmt die Spannweite der Konzentrationen und damit deren Variabilität mit zunehmender Tiefe des Grundwasser ab. In Abb. 9.189 sieht es aus, als ob die SiO₂-Konzentration sowohl im Zustrom als auch im Abstrom niedriger ist als im stark reduzierten Bereich. Dies könnte ein Hinweis darauf sein, dass Minerallösungsprozesse in diesem Bereich intensiver ablaufen, wobei eine mögliche Ursache unklar bleibt, da z.B. beim pH-Wert keine Gradienten zu erkennen sind.

9.8.10.6. Organischer Gesamt-Kohlenstoff (TOC)

Dem reduzierten organischen Kohlenstoff im Wasser, hier standardmäßig⁷⁰ als NPOC⁷¹ bzw. gängiger als TOC (total organic carbon) bestimmt, kommt als einer Nahrungsquelle (Substrat) für Mikroorganismen im Grundwasserleiter eine wichtige Bedeutung zu. Unglücklicherweise sagt die Konzentration des Summenparameters TOC/DOC nichts über die Verfügbarkeit des gelösten organischen Kohlenstoffs für Mikroorganismen aus (Krom u. Sholkovitz, 1977), (Hartog u. a., 2004)⁷².

Alle Vorstellungen zu heterotrophen mikrobiellen Stoffumsätzen im Sediment oder im Grundwasserleiter gehen von einer Nutzung des TOC aus. Aus diesem werden durch bestimmte Fermentierer lösliche organische Säuren (z.B. Essigsäure, Propionsäure usw.) freigesetzt, die dann von anderen Spezialisten als Substrat benötigt werden und den für die Reduktion nötigen Wasserstoff liefern (Lovley, 1991), (Lovley u. a., 2004).

Kennwerte und Verteilung Die Median (p50)-Konzentration in Tab. 9.64 liegt bei etwa 4.5 mg L⁻¹ TOC. Es ist eine leichte Zunahme der Mediankonzentration mit der Teufe von 3.8 auf 5.4 mg L⁻¹ in der Rinne festzustellen. Gleichzeitig ist die Spannweite der Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser am höchsten und nimmt mit zunehmender Teufe ab.

Die Medianwerte (p50) betragen weniger als 1/3 der Porenwasserkonzentration in ästuarinen Sedimenten (Kringel, 1992) und liegen im mittleren Bereich der von Appelo u. Postma (2005) für Grundwasser angegebenen Spanne von 0.01 bis 1 mmol L⁻¹ (12 mg L⁻¹ für DOC/TOC). Die Konzentrationen sind also als nicht hoch zu bewerten.

⁷⁰Oft wird die Bestimmung von DOC gefordert. Abhängig von der Güte und Vorbereitung der erforderlichen Filter für die DOC-Filtration ist nach den hier vorliegenden Erfahrungen im Grundwasserbereich der zusätzliche Aufwand zur Bestimmung i.d.R. nicht gerechtfertigt, da sich die Werte von DOC und TOC bei klaren, sedimentfreien und repräsentativ genommenen Grundwasserproben nur so geringfügig unterscheiden, dass die Differenz im Bereich der Präzision der C-Analytik liegt. Die Bestimmung von TOC ist robuster, weil mit weniger Fehlermöglichkeiten behaftet. Bei standardmäßig verwendeten 0.45 µm Spritzenvorsatzzeimfiltern mit einer Membran aus Celluloseacetat mussten zunächst ca. 0.2 L H₂O_{dest} vorfiltriert werden, um den DOC-Hintergrund des Filters (Vorsatz und Membran) unter die Nachweisgrenze der C-Analytik zu drücken.

⁷¹non purgeable organic carbon

⁷²Spezialuntersuchungen des TOC/DOC wie die Flüssigkeitschromatografie mit gekoppelter TOC-Onlineanalytik zur Differenzierung der funktionellen Stoffgruppen des TOC/DOC waren an 15 Grundwassermessstellen geplant, wurden aber aus Zeitgründen nicht mehr durchgeführt.

Tab. 9.64.: Kennwerte der TOC (NPOC)–Verteilungen des Grundwassermonitorings von 2003 bis 2006, Aufteilung der Werte von 2006 in die Tiefenklassen flach, mitteltief, tief und rinne; Werte in mg L^{-1} .

TOC	no	n	min	p25	p50	p75	p90	p95	p97.5	max
cmp04	111	111	2.4	3.8	4.4	5.5	5.9	6.3	7.4	9.3
cmp05	112	112	2.4	3.6	4.3	5.3	5.9	6.5	7.4	8.9
cmp06	118	118	2.0	3.9	4.7	5.6	6.2	6.5	7.4	9.4
flach	92	92	2.2	3.1	3.8	5.7	7.1	8.8	9.1	9.4
mittel	96	96	2.4	3.7	4.0	4.5	5.3	5.7	6.8	7.5
tief	136	136	2.6	3.9	4.3	5.0	5.6	5.8	5.9	6.2
rinne	79	79	2.0	4.9	5.4	5.8	6.1	6.4	6.5	6.5

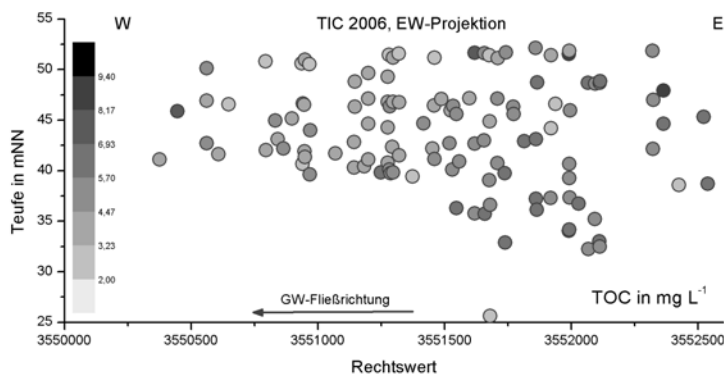


Abb. 9.190.: Vertikale Verteilung von TOC in der EW–Projektion.

Räumliche Verteilung In Abb. 9.190 und in Abb. 9.192 ist erkennbar, dass die TOC–Konzentrationen im Zustrom und im reduzierten Millieubereich signifikant höher sind als abstromseitig. Maximalkonzentrationen werden 2006 oberflächennah in der GWM 181010 Geibelplatz und in der östlich der Bahnlinie gelegenen GWM 180931 Findorfstr. angetroffen, während z.B. alle Grundwassermessstellen parallel zur Hildesheimer Str. durch Konzentrationen unterhalb des Medianwertes gekennzeichnet sind. Die oxidierten (blaue Flächen) Bereiche sind damit eher TOC–arm. Im SN–Schnitt (Abb. 9.191) sind die verhältnismäßig hohen Konzentration in der Rinne gut zu erkennen.

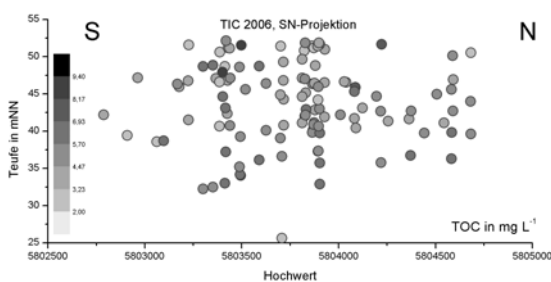


Abb. 9.191.: Vertikale Verteilung von TOC in der SN–Projektion.

TOC als Summenparameter repräsentiert einen sehr dynamischen Stoffpool, der durch bakterielle Aktivität aus dem TOC des Sedimentes oder der Bodenzone hervorgeht. Von der Konzentration kann nicht direkt auf die Konzentration oder das gelöste Inventar der zur Verfügung stehenden Elektronendonatoren geschlossen werden, da die Freisetzung von H_2 –liefernden Quellen aus dem TOC i.d.R. kinetisch kontrolliert ist. Gradienten in

der Konzentration sind jedoch ein zusätzlicher Hinweis auf unterschiedliche geochemische Zonen.

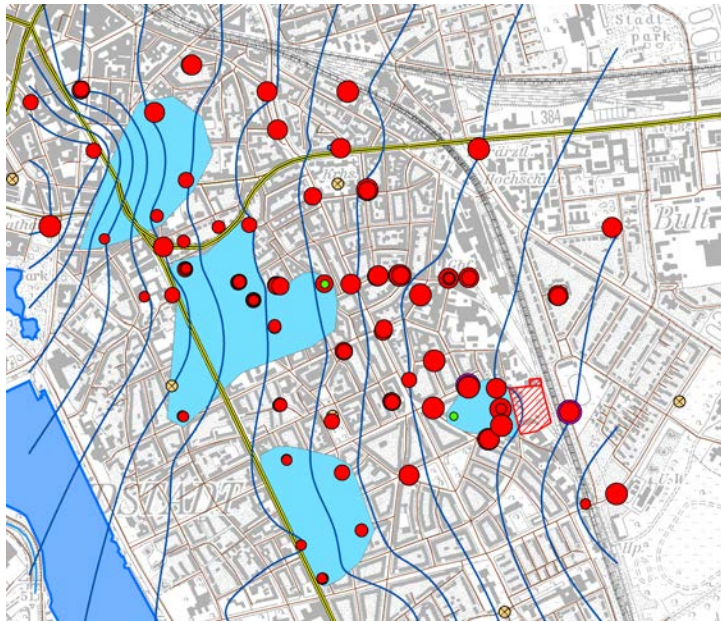


Abb. 9.192.: Skizze der 2006er TOC-Konzentration im Messnetz der Südstadt; alle Tiefenklassen, grün = \leq NWG, rot = Normalbereich Konzentration größenabhängig, magenta = \geq p95, gelb = Stadtkarte Hannover, Ausrichtung Nord, unmaßstäblich.

Anhand der Verteilung von TOC ist festzustellen, dass es in der Südstadt mit dem Grundwasserstrom einen Massenfluß von TOC/DOC in das Gebiet gibt. Zusammen mit gelöstem Fe(II) und Ammonium gibt es damit einen Zustrom von reduzierten Wasserinhaltsstoffen in das Projektgebiet, wie auch durch die Studienarbeit von Koch (2006a) belegt wird, in der der Grundwasser-Zustrom auf die Südstadt vom Neubildungsgebiet her untersucht wurde. TOC ist gleichzeitig eine Quelle von Elektronendonatoren für Reduktionsprozesse. Zeitliche Trends sind nicht zu erwarten und wurden nicht beobachtet.

9.8.11. Redox–Indikatoren

Eine eingehende, dreidimensionale Analyse der Redoxeigenschaften des Grundwassers besitzt große praktische Bedeutung, weil sowohl die reduktive Dechlorierung als ein bedeutender Abbauweg (Bradley u. Chapelle, 1997), (Wiedemeier u. a., 1999), (Bradley, 2003) als auch oxidative Abbauege in ihrer Bedeutung erkannt worden sind. Beiden Prozessgruppen wurden unterschiedliche Redoxbereiche zugeordnet. Bereits bei der Grundwasser–Probenentnahme im Gelände wird in der Durchflussmesszelle das operationelle Redoxpotential bestimmt und auf die Standard–Wasserstoffelektrode (SHE) bezogen ausgewertet (vgl. S. 225ff.). Die Bestimmung des gelösten Sauerstoffs (DO) ist mit amperometrischen Sensoren (Clark–Elektrode) in LCKW–kontaminierten Wässern hingegen mit erheblichen messtechnischen Problemen behaftet und kann daher im kontaminierten Bereich nicht empfohlen werden⁷³. Die organoleptische Detektion (insbes. Geruchsprobe) von Spuren von H₂S aus der Wasserprobe im Gelände ergab in etlichen Fällen Hinweise auf sulfatreduzierende Bedingungen im Grundwasser, die in Kap. 9.8.5, S. 218) diskutiert wurden.

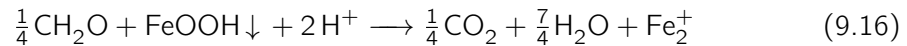
Als direkte und redoxabhängige Standardparameter der anorganischen Laboranalytik sind bei Wasserproben gelöstes Fe, NH₄⁺, NO₃[–] und gelöstes Mn geeignet. Das aus den Konzentrationen der anorganischen Stickstoffverbindungen abgeleitete molare Verhältnis NO₃/TIN ist eine weitere abgeleitete Größe zur Definition von Redoxbedingungen. Als Zusatzinformationen zu den hydrochemischen Bedingungen können hier auch As und U herangezogen werden. Beide unterliegen ebenfalls direkten mikrobiellen Stoffumsetzungen und liegen in unterschiedlichen Oxidationsstufen vor, deren Komplexe sich in ihrem hydrochemischen Verhalten stark unterscheiden. Bei der organischen Analytik eignen sich CH₄ und vor allem Ethen (C₂H₄) als Produkt der reduktiven Dechlorierung zur Feststellung stark reduzierender Bedingungen. Ausgangspunkt der Einteilung von Redoxzonen entsprechend der vorherrschenden Redoxreaktionen sind Froehlich u. a. (1979) und Champ u. a. (1979).

9.8.11.1. Eisen

Kennwerte und Verteilung Gelöste Eisenkonzentrationen über 0.01 mg L^{–1} sind in hydrogenkarbonat–gepuffertem Grundwasser ein sicherer Anzeiger für reduzierende Bedingungen, da die Oxidation von Fe(II) in Gegenwart von O₂ oder NO₃[–] sehr schnell verläuft (Stumm u. Morgan, 1996). Eisen wird bei einer Reihe mikrobieller Reaktionen cometabolisch aus Fe(III)–Phasen freigesetzt (Lovley, 1991). Von ungleich größerer Bedeutung ist aber nach Lovley (1997) die enzymatische dissimilatorische Eisenreduktion

⁷³Die Reproduzierbarkeit ist nicht gegeben. Trotz stark verkürzter Wartungsintervalle des Elektrodensystems und mindestens täglicher Kalibration kommt es bei ausweislich der Eisenkonzentrationen sauerstofffreien und belasteten Grundwässern zu z.T. beachtlichen Blindströmen. Diese Blindströme lassen sich mit keinem der bestimmten LCKW korrelieren. Ähnliche Probleme mit DO bei der Überwachung von Deponie–Grundwassermessstellen berichtete mündlich M. Petersen / BWS GmbH. Weitere Ergebnisse werden hier nicht gezeigt.

(Gl. 9.16),



bei der die Oxidation eines organischen Substrates mit der Reduktion von Fe(III) zu Fe(II) gekoppelt ist und dabei Energie für das Wachstum der katalysierende Mikroorganismen gewonnen wird (Lovley u. a., 2004). Durch den Verbrauch von H_3O^+ trägt die Reaktion zur Erhöhung der Alkalinität und des TIC bei.

Tab. 9.65.: Kennwerte der Eisen-Verteilungen des Grundwassermonitorings von 2004 bis 2006, Aufteilung der Werte von 2006 in die Tiefenklassen flach, mitteltief, tief und rinne; Werte in mg L^{-1} .

Eisen	no	n	min	p25	p50	p75	p90	p95	p97.5	max
cmp04	112	112	0.001	0.020	1.15	9.4	15.2	17.9	18.3	23.3
cmp05	112	112	-0.003	0.041	1.22	9.7	15.2	17.7	18.3	22.2
cmp06	118	118	0.001	0.035	1.41	9.9	15.2	17.4	18.1	23.0
cmpDP	64	64	1.66	8.15	10.2	13.7	17.1	21.1	24.0	26.2
flach	93	93	0.001	0.008	0.021	0.052	0.101	1.11	1.3	6.0
mittel	102	102	-0.003	0.01	0.56	9.1	15.5	17.0	18.4	26.2
tief	155	155	-0.002	0.13	5.96	11.8	17.9	19.5	22.7	24.2
rinne	120	120	0.002	5.9	8.3	11.1	15.6	17.5	17.8	19.1

Die Kennwerte in Tab. 9.65 und die Summenkurven der drei Grundwasser-Kampagnen mit vergleichbarem Messnetz in Abb. 9.193 geben einen ersten Einblick in die geringe zeitliche Variabilität von gelöstem Fe im GW-Messnetz. Nahezu identische Summenkurven fallen dabei ins Auge, wobei die beiden abweichenden Summenkurven andere Messnetze betreffen. Etwa 50 % aller Grundwassermessstellen weisen nur Spurenkonzentrationen auf, sind also praktisch eisenfrei, während der Bereich deutlicher Fe-Konzentrationen von 0.6 mg L^{-1} bis etwa 26 mg L^{-1} reicht. Maximalwerte \geq (p95) liegen über 17.5 mg L^{-1} . Mit der Direct-Push (DP) Kampagne wurde vor allem im eisenreichen Bereich im Umfeld der Rinne beprobt. Die Teufenklassifikation in Tab. 9.65 zeigt dass oberflächennahe Grundwässer überwiegend eisenfrei sind. Bereits in den mitteltiefen Grundwassermessstellen ist Eisen häufig gelöst. Die Konzentration nimmt in den tiefen Grundwassermessstellen noch einmal zu.

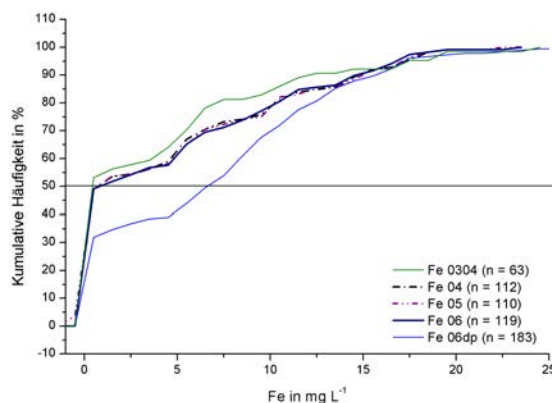


Abb. 9.193.: Summenkurven der Fe-Verteilungen von 2004 bis 2006.

Räumliche Verteilung Die o.g. summarisch angedeutete vertikale Zonierung wird in der EW-Projektion in Abb. 9.194 besonders deutlich. Eine etwa 6 m mächtige Zone des oberflächennahen Grundwassers ist Fe-frei. Nur in sehr wenigen flachen Grundwassermessstellen treten Fe-Konzentrationen unter 0.5 mg L^{-1} auf., die Hinweis auf lokal reduzierende Verhältnisse sind. Unterhalb dieser oxidierten Zone nehmen sowohl Fe-Konzentrationen als auch Häufigkeit zu. Auf der Zustromseite, im Bereich der Rinne und in deren Abstrom werden dabei die höchsten Fe-Konzentrationen angetroffen. Eisen korreliert räumlich sehr gut mit dem niedrigen Redoxpotential (Abb. 9.143, S. 227). Westlich der 3551250-Koordinate sind im tiefen und mitteltiefen Grundwasser unerwartet niedrige Fe-Konzentrationen anzutreffen. Erst im weiteren Abstrom nimmt die Eisenkonzentration nach Westen hin wieder zu.

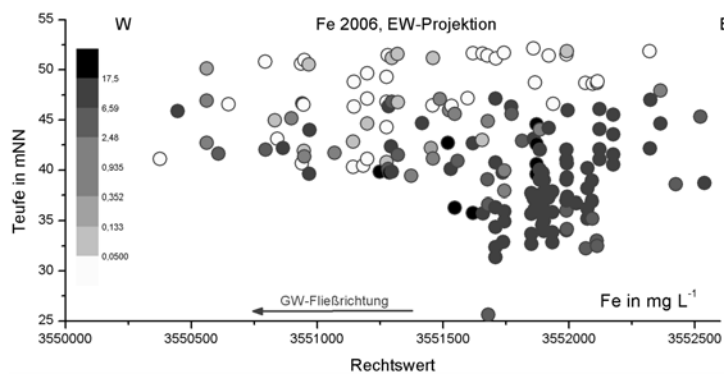


Abb. 9.194.: Vertikale Verteilung von Fe in der EW-Projektion.

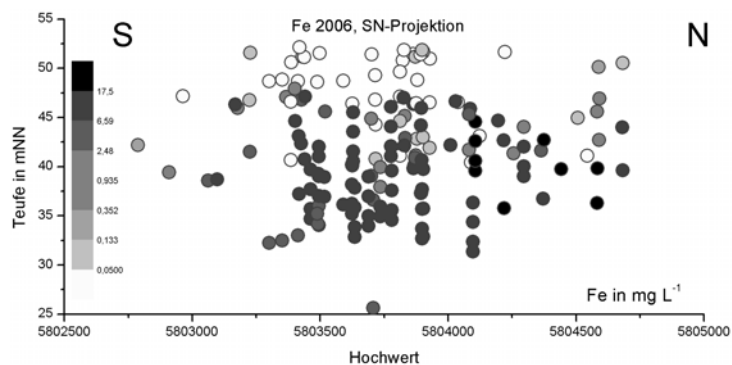


Abb. 9.195.: Vertikale Verteilung von Fe in der SN-Projektion.

Die vertikale Zonierung ist auch im SN-Schnitt (Abb. 9.195) gut zu sehen. Zusätzlich ist erkennbar, dass die höchsten Konzentrationen in der nördlichen Hälfte des Messnetzes gefunden werden.

In Abb. 9.196 ist ein Streifen mit Maximalkonzentrationen ($\geq p95$) erfasst, der sich, ausgehend vom der ehemaligen Schadensquelle, in Richtung NNW bis zur Messstellengruppe GWM 180952, 180950, 180951 Johannsenstr./Landwirtschaftskammer erstreckt. Die durch hohe Redoxwerte gekennzeichneten Bereiche im tiefen Grundwasser sind als mittelblaue Flächen abgrenzt⁷⁴. Sie fallen überwiegend mit sehr niedrigen Fe-Konzentrationen zusammen. Eine vergleichende Betrachtung der vorliegenden Eisenverteilung mit den

⁷⁴Methodik: manuell auf Grundlage der Redox-Meßergebnisse unter Berücksichtigung der aktuellen GW-Strömungsrichtung und der Untergrundbauwerke

tabellierten Ergebnissen aus der Stadtkarte Hannover (Rohde u. a., 1998) zeigt sehr hohe Fe-Konzentrationen in den grünflächen- oder waldreichen und tiefliegenden Stadtteilen von Hannover (z.B. Leineaue, Eilenriede) und sehr niedrige Konzentrationen in denjenigen Gebieten, wo präquartärer Untergrund unter geringmächtiger Bedeckung zu finden ist (z.B. Lindener Berg, Bemerode). Die Spitzenwerte in Hannover-Südstadt sind dabei niedriger als Spitzenwerte im gesamten Stadtgebiet von Hannover (Rohde u. a., 1998).

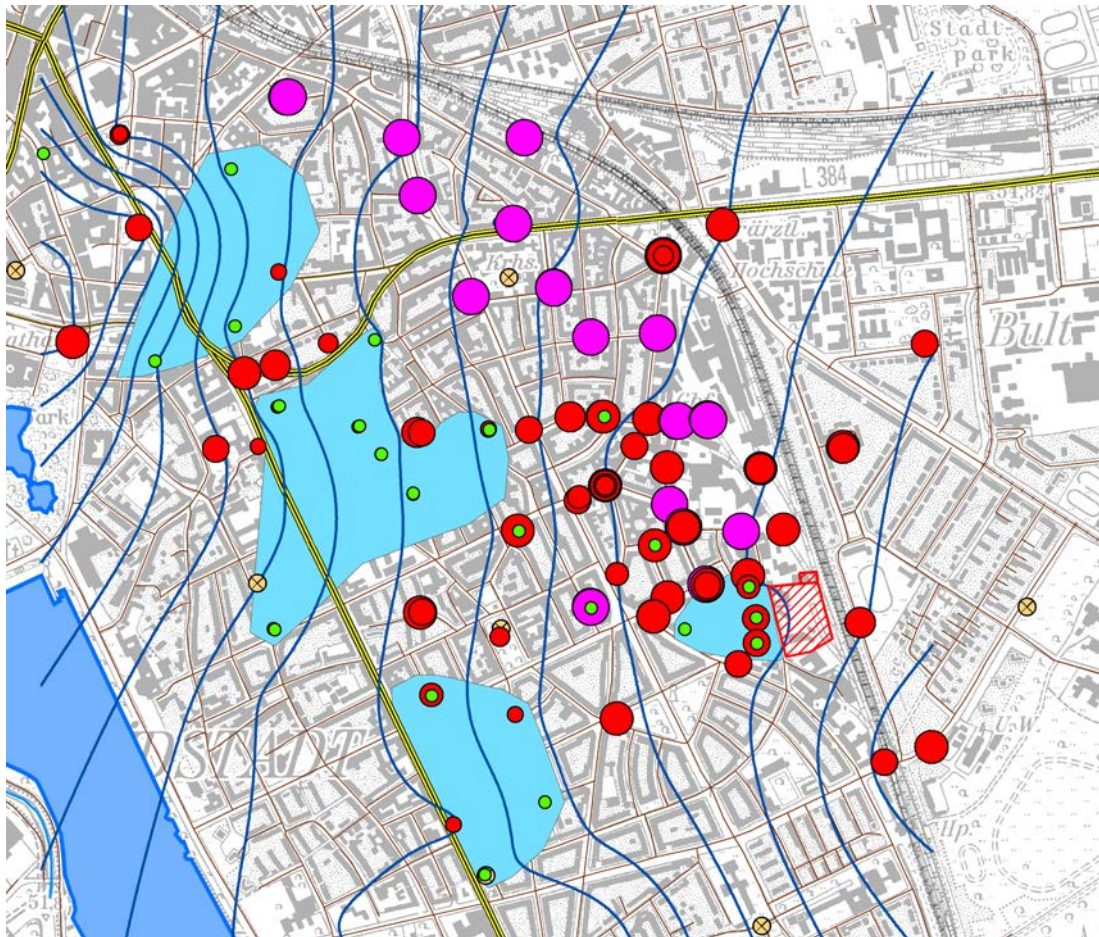


Abb. 9.196.: Fe-Konzentration im Messnetz der Südstadt 2006 mit oxidierten Zonen (mittelblaue Flächen) im tiefen GW; alle Teufenklassen, grün = nahe der NWG, rot = deutlich bis hoch, magenta = $\geq p95$, Ausrichtung Nord, unmaßstäblich.

Da die Eisenkonzentration im Grundwasser stark an mikrobielle Vorgänge (Lovley u. a., 2004), (Stumm u. Morgan, 1996) sowie an heterogene Löslichkeitsgleichgewichte vor allem mit $\text{Fe}(\text{OH})_3 \downarrow$, FeOOH im oxidierenden Milieu und FeCO_3 , FePO_4 im reduzierenden Milieu gekoppelt ist (Appelo u. Postma, 2005), (Stumm u. Morgan, 1996) sind die Gründe für diese auffällige Verteilung möglicherweise von Bedeutung für die natürliche Schadstoffminderung am Standort. Sie sollen daher zusammen mit den anderen redoxempfindlichen Parametern und der Metabolitenverteilung eingehender untersucht

werden.

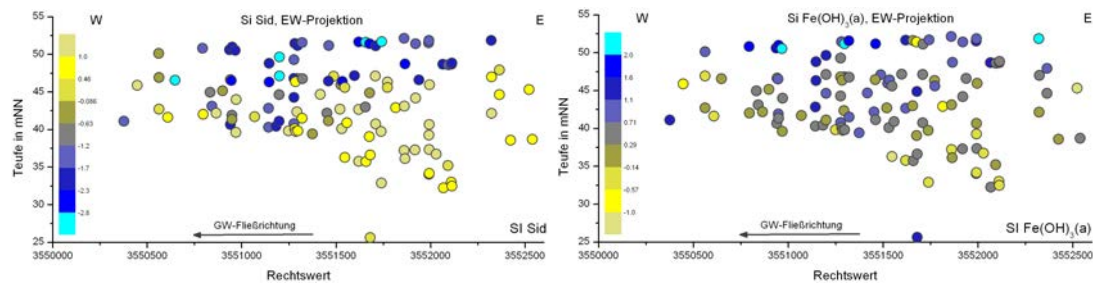


Abb. 9.197.: Vertikale Sättigungsindizes (SI) der Mineralphasen Siderit (I) und $\text{Fe(OH)}_{3(a)}$ (r) in der EW-Projektion.

Eine Festlegung von gelöstem Eisen in der Mineralphase Siderit ist weiten Teilen mit Ausnahme des oberflächennahen Grundwassers und der oxidierten, tiefen Bereiche im Fahnenzentrum möglich (Abb. 9.197 (I)). In Abb. 9.197 (r) sind die bezüglich $\text{Fe(OH)}_{3(a)}$ untersättigten Bereiche im Bereich der quartären Rinne erkennbar, die sich durch hohe Eisenkonzentrationen auszeichnen. Die in Grundwasserfließrichtung schnell abnehmende Konzentration von Eisen wird zunächst durch die Bildung von Eisenkarbonat (häufig als Mischkarbonat vorkommend) und in den oxidierenden Zonen weiter im Abstrom zusätzlich durch das Löslichkeitsgleichgewicht mit Eisen(III)oxyhydroxid begrenzt.

Trends Zeitliche oder räumliche Trends waren bei den Eisenkonzentrationen nicht zu beobachten.

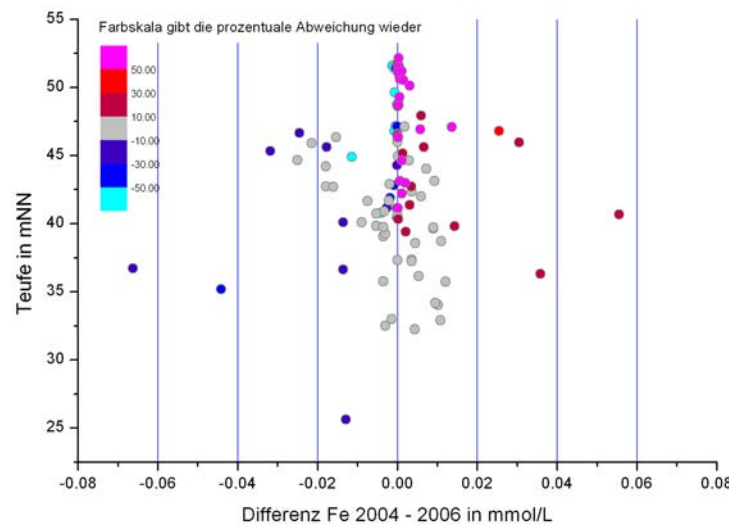


Abb. 9.198.: Differenz der Fe-Konzentrationen 2004, 2006 in Abhängigkeit von der Teufe in m ü.NN; Differenzen in mm mit prozentualer Abweichung als Farbskala.

9.8.11.2. Mangan

Mangan(IV)oxide unterliegen grundsätzlich ähnlichen mikrobiellen Reduktionprozessen wie Fe(III) oxyhydroxide (Lovley u. a., 2004). Das Mobilisationsverhalten ähnelt daher

dem von Fe. Allerdings ist die Festlegung im oxidierten Milieu erheblich langsamer, da zum Einen die Oxidation kinetisch gehemmt ist (Appelo u. Postma, 2005) und sich zum zweiten keine schnellen heterogenen Löslichkeitsgleichgewichte analog zum $\text{Fe}(\text{OH})_3$ einstellen.

Tab. 9.66.: Kennwerte der Mangan-Verteilungen des Grundwassermonitorings von 2003 bis 2006, Aufteilung der Werte von 2006 in die Tiefenklassen flach, mitteltief, tief und rinne; Werte in mg L^{-1} .

Mangan	no	n	min	p25	p50	p75	p90	p95	p97.5	max
cmp04	112	112	0.006	0.81	1.21	1.62	2.1	2.7	3.5	6.9
cmp05	112	112	0.005	0.78	1.17	1.60	2.2	2.9	3.3	8.1
cmp06	118	118	0.002	0.79	1.12	1.55	2.1	2.8	3.7	9.0
cmpDP	64	64	0.789	0.93	1.01	1.35	1.8	2.0	2.4	2.9
flach	93	93	0.002	0.04	0.59	1.5	3.5	5.7	7.1	9.0
mittel	102	102	0.023	1.09	1.5	2.1	2.7	2.9	3.0	3.2
tief	155	155	0.40	1.07	1.3	1.6	1.8	1.9	2.3	2.9
rinne	120	120	0.36	0.89	1.02	1.2	1.3	1.6	1.8	2.4

In Tab. 9.66 ist im Vergleich zum Fe zu erkennen, das

- die Konzentrationen nur etwa $\frac{1}{3}$ der Eisenkonzentrationen erreichen,
- die Spannweite der Messwerte viel geringer ist,
- nur wenige Proben mit Werten nahe der Nachweisgrenze zu finden sind.

Der Medianwert (p50) liegt bei etwa 1.2 mg L^{-1} . Eine Tiefenzonierung ist nur schwach ausgeprägt. Die flachen GWM weisen mit 0.59 mg L^{-1} im Verhältnis zu den mitteltiefen GWM (1.5 mg L^{-1}) einen niedrigen p50 auf. Gleichzeitig ist die Spannweite im oberflächennahen Grundwasser am höchsten, was ein Hinweis auf lokal vorkommende schwach reduzierende Bereiche gewertet werden kann. Zu größerer Teufe hin nehmen der p50 mit 1.3 mg L^{-1} und die Maximalwerte wieder ab. Die mitteltiefen Grundwassermessstellen weisen die höchste Mobilität von Mn auf.

Die Korrelation von Fe mit Mn ist in Abb. 9.199 in doppelt-logarithmischer Skalierung dargestellt, um den gesamten Wertebereich darstellen zu können. Mit dem unabhängig gemessenen operationellen Redoxpotential zusätzlich farblich markiert, erscheinen Fe und Mn als weitgehend unabhängig voneinander. Der oxidierte Bereich (blau) mit hohem Redoxpotential ist ein Bereich von Spurenkonzentrationen. Bei niedrigen Eisenkonzentrationen bis $0.005 \text{ mmol L}^{-1}$ ist bei Mn die gesamte Spannweite der Konzentrationen möglich. Hier ist u.U. die von Lovley (1991) beschriebene abiotische Reaktion $\text{Mn}(\text{IV})\downarrow + 2 \text{Fe}(\text{II}) \rightarrow \text{Mn}(\text{II}) + 2 \text{Fe}(\text{III})\downarrow$ wirksam, bei der gelöstes Fe^{2+} durch $\text{Mn}(\text{IV})$ oxid niedergeschlagen wird. Bei Fe-Konzentrationen über 0.01 mmol L^{-1} kommen jedoch auch nur Mn-Konzentrationen über 0.01 mmol L^{-1} vor. Der reduzierte (gelbe) Fe-Konzentrationsbereich ≥ 0.01 bis 0.5 mmol L^{-1} ist mit linearer Skala als Einsetzgrafik dargestellt. Hier ist erkennbar, dass für den reduzierten Bereich nur ein sehr schwacher positiver Zusammenhang zwischen Fe und Mn existiert, wie durch den Regressionskoeffizienten von $R = 0.35$ belegt wird.

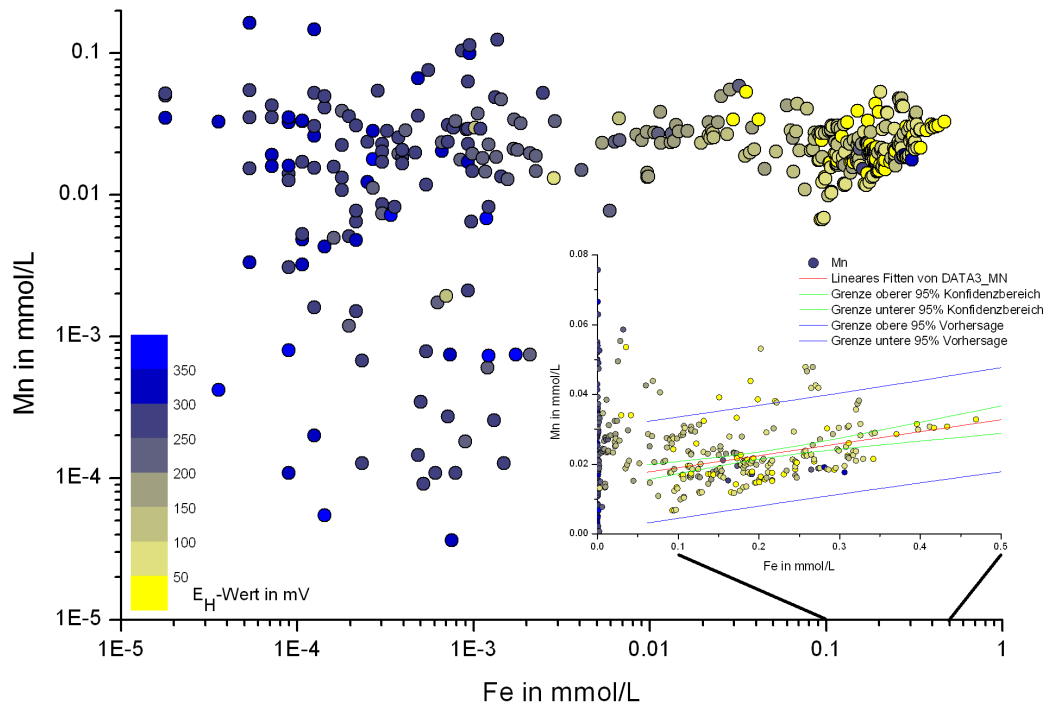


Abb. 9.199.: Korrelation von gelöstem Fe und Mn, Farbskala entsprechend dem operationellen Redoxpotential; Einschub: linearer Fit von 0.1 mm bis 0.5 mm Fe mit Konfidenzbändern und Vorhersagebereich (95 %).

Die Verteilung des gelösten Mn in Abb. 9.200 ist homogen verglichen mit der Verteilung von Fe (Abb. 9.196). Maximalkonzentrationen ($\geq p95$) werden in der GWM 18074 Am Südbahnhof, in der GWM 180983 Kleine Düwelstr. 12 und der DP_01_193 Am Südbahnhof / Gr. Düwelstr. festgestellt. Minimalkonzentrationen liegen in 4 von 5 Fällen innerhalb der oxidierten Bereiche im tiefen Grundwasser. Bei Mangan sind weder zeitliche noch räumliche Trends zu beobachten. Die Bedeutung von Mangan für den Stoffumsatz ist auf jeden Fall viel geringer als die von Eisen. Dies ergibt sich auch aus den erheblich niedrigeren Gesamtgehalten im Sediment (vgl. Kap. 9.6.4.2, S. 134). Mangan wird daher hier als minder wichtig eingestuft und nicht weiter behandelt werden.

9.8.11.3. Arsen und Uran

Im Verlauf des Monitorings wurden 2004 auch Arsen und Uran als im Grundwasser gelöste Spurenelemente bestimmt. Beide Spurenelemente unterliegen mikrobiell katalysierten Redoxprozessen und kommen in unterschiedlichen Redoxstufen vor. Die Ergebnisse werden im Anhang dargestellt.

In der EW-Projektion der Daten ist bei Uran deutlich erkennbar, dass die niedrigsten Konzentrationen unter $0.2 \mu\text{g L}^{-1}$ im stark reduzierenden Tiefenwasser, parallel mit hohen Eisen- und Vinylchlorid-Konzentrationen vorkommen. Im oberflächennahen Grundwasser und im

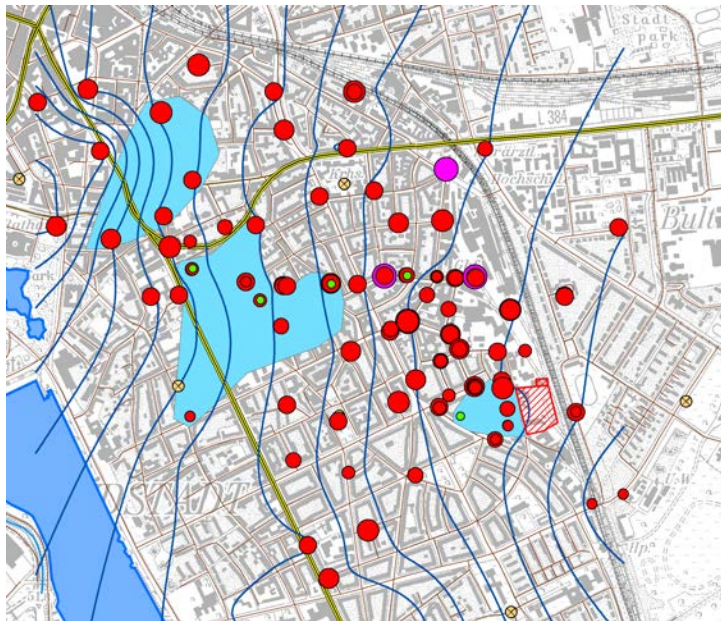


Abb. 9.200.: Mangan-Konzentration im Messnetz der Südstadt 2006; alle Teufenklassen, grün = , rot = Belastung, magenta = $\geq p95$, gelb = Stadtkarte Hannover, Ausrichtung Nord, unmaßstäblich.

Abstrom der Vinylchlorid-Zone kommen die höchsten Konzentrationen vor. Die Uranmobilität ist im oxidierenden Bereich erheblich höher als unter reduzierenden Bedingungen. Spitzenwerte von über $7.5 \mu\text{g L}^{-1}$ werden nur oberflächennah und in den mitteltiefen Grundwassermessstellen angetroffen. Erhöhte Urankonzentrationen ($3 \mu\text{g L}^{-1}$) kommen auch im Strömungsschatten der Dichtwand vor (Anhang ??, S. ??).

Bei Arsen nimmt die Konzentration mit der Tiefe der Grundwassermessstellen von $1 \mu\text{g L}^{-1}$ zu ca. $5 \mu\text{g L}^{-1}$ zu. Die Mehrzahl aller Meßwerte liegt unterhalb des Geringfügigkeitsschwellenwertes der (LAWA). Die Projektion lässt den reduzierenden, keilförmigen Wasserkörper nicht so klar hervortreten wie bei Uran. Das reduzierende Grundwasser hat zwar höhere As-Konzentrationen als das Oberflächenwasser. In der tiefen GWM 180929 Lutherstr. 32a kommt $29.7 \mu\text{g L}^{-1}$ als Spitzenwert benachbart zur tiefen Doppel-GWM 40339 Ostermannstr vor, die im südwestlichen Abstrom liegt. Dazwischen liegt allerdings die Grenze des stärker oxidierten Bereiches, der sich durch niedrige Eisenkonzentrationen auszeichnet (Anhang ??, S. ??).

9.8.12. Grundwassertyp

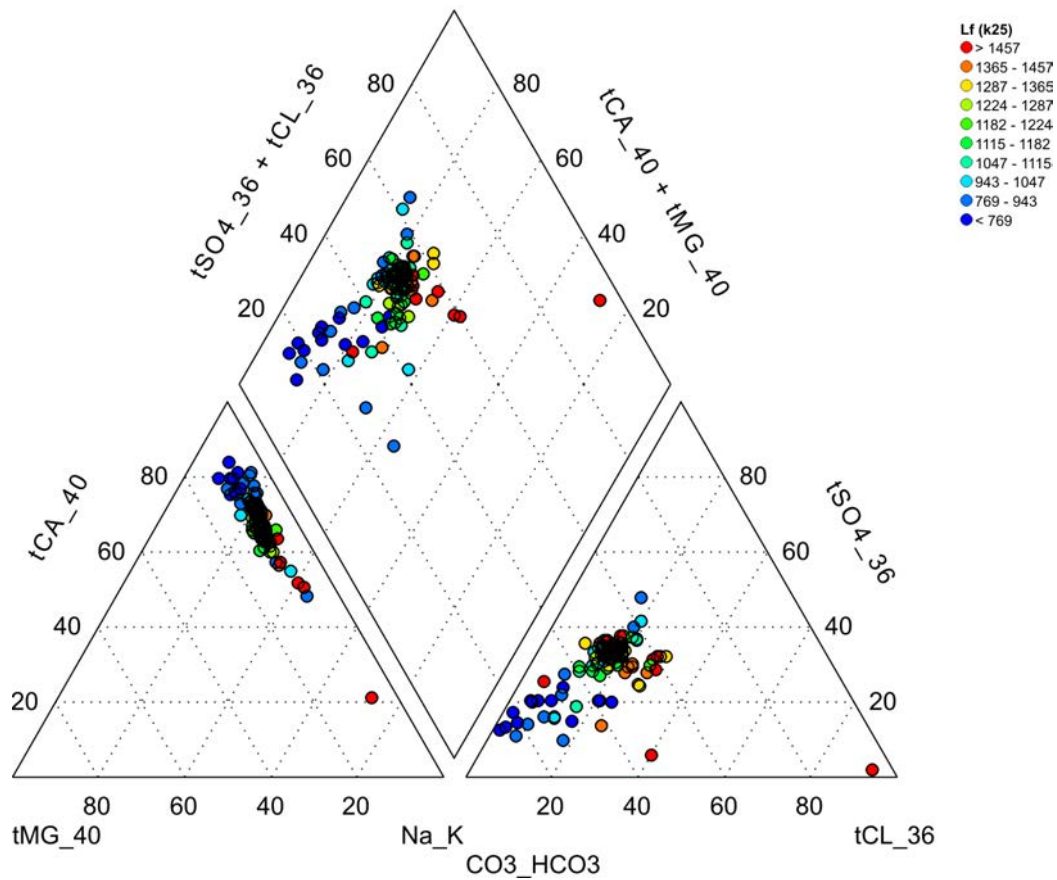


Abb. 9.201.: Piper-Diagramm aller Grundwasserproben von 2006. Farbskala repräsentiert die elektrische Leitfähigkeit in $\mu\text{S cm}^{-1}$ in Perzentilen. Der Unterschied zwischen niedrig mineralisiertem, oberflächennahen Grundwasser vom Ca-HCO₃-Typ und tiefen Grundwasser vom Ca-HCO₃-SO₄-Typ ist gut erkennbar.

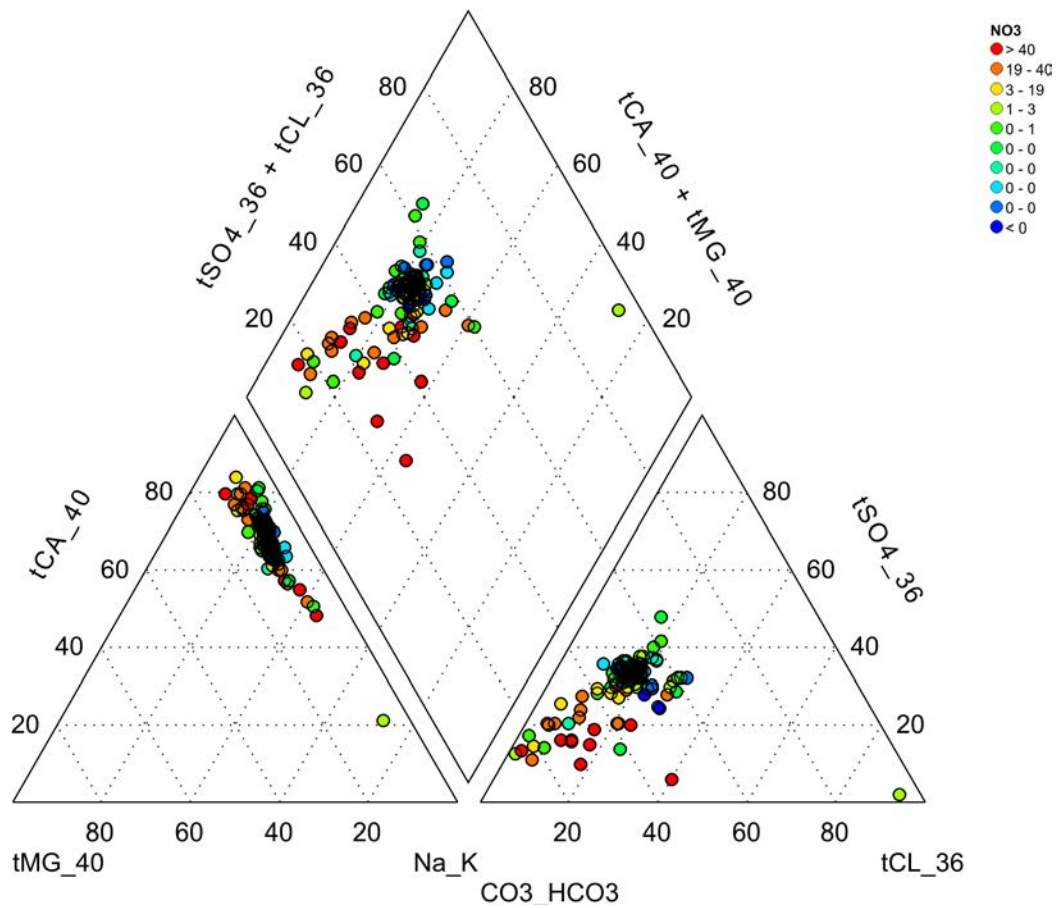


Abb. 9.202.: Piper-Diagramm aller Grundwasserproben von 2006. Farbskala repräsentiert die NO_3^- -Konzentration in $\mu S\ cm^{-1}$ in Perzentilen. Der oberflächennahe Nitratintrag ist deutlich zu erkennen.

9.8.13. Methane

9.8.13.1. Methan

Kennwerte und Verteilung Methan (CH_4) ist als gelöstes Gas entweder ein Produkt der mikrobiellen Methanfermentation oder es ist ein Produkt der thermochemischen Methanogenese. Die mikrobielle Methanogenese läuft unter strikt anaeroben Bedingungen im Grundwasserleiter ab und kann in unterschiedlichen Mechanismen entweder Acetat oder CO_2 als C-Quelle haben (Hoefs, 2004). Im zweiten Fall kann Aufstieg aus TOC-reichen Formationen im Liegenden in den Grundwasserleiter die Quelle des Methans darstellen. Im oxischen und suboxischen Mileu wird Methan mikrobiell katalysiert oxidiert und dient als Energieträger. Die Gegenwart von Methan zeigt nach Wiedemeier u. a. (1999) die Eignung für reduktive Dechlorierung an. Methan ist ein geeignetes Co-Substrat zur Oxidation von Chlorethenen (Tiehm u. a., 2008) und kann sowohl zur Denitrifikation als auch zur Sulfatreduktion dienen (Thauer u. Shima, 2006).

Tab. 9.67.: Kennwerte für die Methan-Verteilungen des Grundwassermonitorings von 2004 bis 2006, Aufteilung der Werte von 2006 in die Tiefenklassen flach, mitteltief, tief und rinne; Werte in $\mu\text{g L}^{-1}$.

Methan	no	n	min	p25	p50	p75	p90	p95	p97.5	max
cmp04	107	107	-0.10	0.8	4.5	15	28	59	100	612
cmp05	110	110	-0.024	0.3	3.2	13	29	41	92	580
cmp06	113	113	-0.024	0.8	4.4	14	28	68	118	1164
flach	77	77	-0.1	0.05	0.13	0.49	3.3	12.2	25.9	75.7
mittel	78	78	-0.02	0.88	2.5	10.2	21.8	37.6	100	155
tief	109	109	0.05	1.96	7.3	17.1	27.5	74.5	84.8	703
rinne	66	66	-0.02	5.7	13.2	27.3	40.2	210	607	1164

Der Medianwert (p50) von CH_4 liegt in allen Kampagnen bei etwa $4 \mu\text{g L}^{-1}$, wie aus Tab. 9.67 hervorgeht. Die Summenkurven der drei Kampagnen sind sehr gut vergleichbar (Abb. 9.203). Maximalwerte ($\geq p95$) liegen bei ca. $60 \mu\text{g L}^{-1}$. Die Einteilung in Teufenklassen ergibt eine deutliche Abnahme von der Rinne über die tiefen Grundwassermessstellen bis hin zum oberflächennahen Grundwasser in den flachen Grundwassermessstellen. Anders als z.B. bei den reduzierten Verbindungen Vinylchlorid und Ethen, ist das oberflächennahe Grundwasser aber nicht in jedem Fall methanfrei, sondern enthält deutlich nachweisbare Spuren von CH_4 .

Räumliche Verteilung Der o.g. vertikale Gradient tritt auch in der EW-Projektion deutlich heraus. In Abb. 9.204 ist darüber hinaus erkennbar, dass die horizontale Verteilung nicht gleichmäßig ist. Die im Tonstein verfilterte Grundwassermessstelle in der Sallstr. 55/Nazarethkirche weist den Spitzenwert auf. Ein grundsätzlich ähnliches Ergebnis ergibt sich auch in der SN-Projektion (Abb. 9.205). Zusammenfassend ist ein vertikale Konzentrationsgradient festzustellen, der in die Atmosphäre gerichtet ist. Dies ist Hinweis auf einen CH_4 -Stoffstrom in die Atmosphäre.

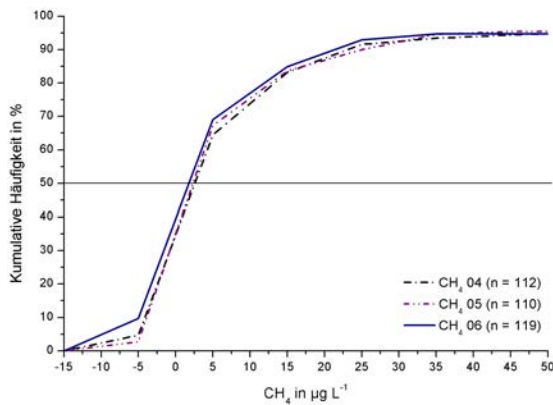


Abb. 9.203.: Summenkurven der Methan-Verteilungen von 2004 bis 2006.

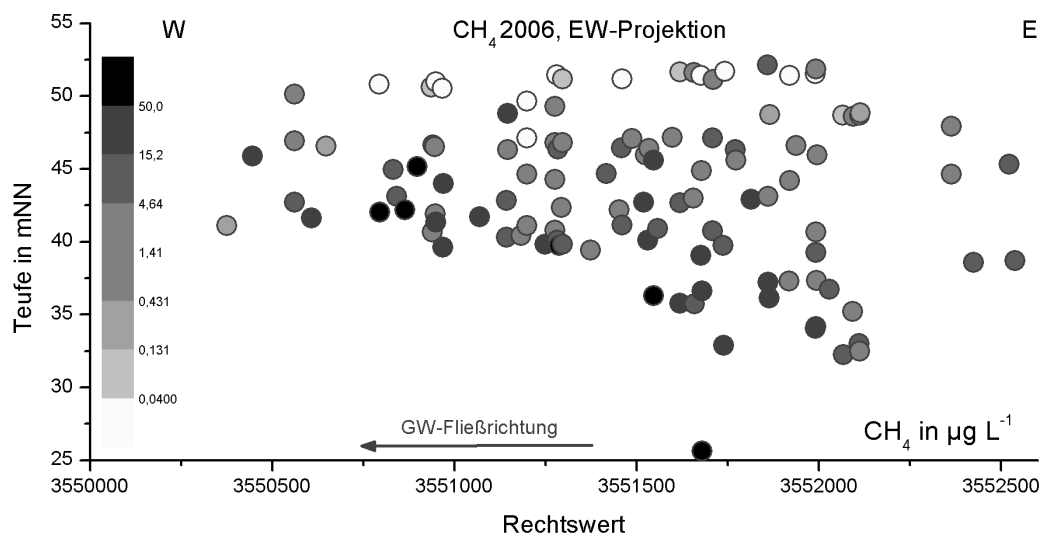


Abb. 9.204.: Vertikale Verteilung von Methan in der EW-Projektion.

Die horizontale Verteilung ist in Abb. 9.206 wiedergegeben. Im Zustrom auf die Fahne herrschen trotz reduzierender Bedingungen niedrige CH_4 -Konzentrationen bis $7 \mu\text{g L}^{-1}$ vor. In stark belasteten Gruppen wie Geibelplatz, Bauwo ML, Berliner Allee werden über $80 \mu\text{g L}^{-1}$ nachgewiesen. Der Spitzenwert wurde in der im Tonstein verfilterten GWM 30644 Sallstr./Nazarethkirche nachgewiesen⁷⁵. Der höchste Wert im Kies wurde in GWM 30567 Hildesheimer Str. 17 angetroffen. Bei der Befahrung mit einer Multiparamter-Tiefensonde in der GWM 41069 (4", lange Filterstrecke, kein Geruch nach H_2S) wurde aktiver Blasenanstieg beobachtet, bei dem es sich teilweise um Methan gehandelt haben muss ($28 \mu\text{g L}^{-1}$). Auffällig ist, dass sich die blau unterlegten, oxidierten Bereiche in Abb. 9.206 durch meist mehrere Grundwassermessstellen mit Werten unterhalb der Nachweisgrenze auszeichnen. Dies kann entweder ein Hinweis auf verstärkte Methanoxidation oder aber eine schwächere Methanogenese sein.

Aufgrund der vertikalen Verteilung von Methan erscheint eine (zusätzliche) Quelle von

⁷⁵Diese GWM ist nicht ergiebig

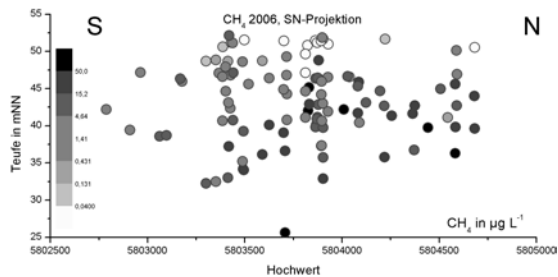


Abb. 9.205.: Vertikale Verteilung von Methan in der SN-Projektion.

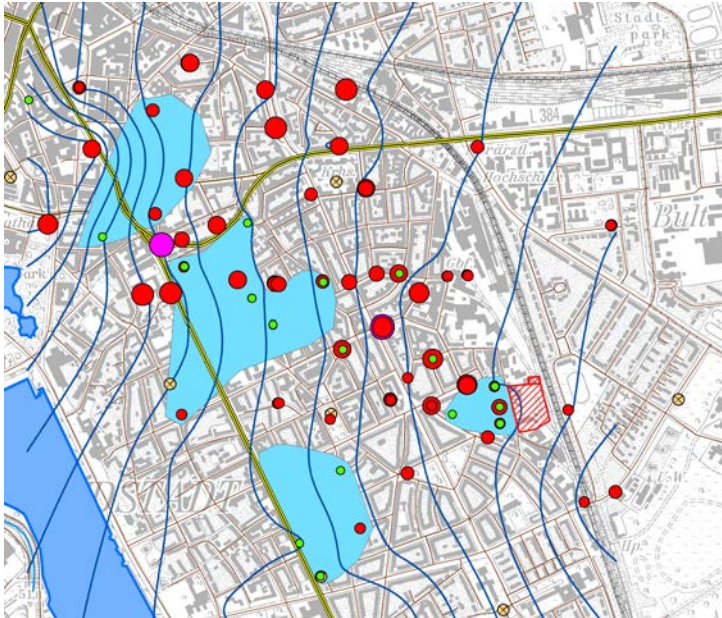


Abb. 9.206.: Methan-Konzentration im Messnetz der Südstadt 2006; alle Tiefenklassen, grün = \leq NWG, rot = Normalbereich Konzentration größer als p95, magenta = \geq p95, gelb = Stadtkarte Hannover, Ausrichtung Nord, unmaßstäblich.

unterhalb des Grundwasserleiters in der Südstadt möglich. Die Frage nach der Quelle des Methans kann jedoch nicht geklärt werden, ohne die stabilen Isotopensignaturen ($\delta^{13}\text{C}$) des Methans zu berücksichtigen. Bei 58 Messungen werden Häufungen um -50 , -35 und -10 ‰ $\delta^{13}\text{C}$ festgestellt, wie in Abb.9.243, S. 318 zu erkennen ist.

Die isotopisch leichten (negative) Werte von -50 ‰ sind erheblich leichter als die Werte von organischem Material in Sedimenten (Hoefs, 2004), einschließlich von Kohlen⁷⁶. Werte von -50 bis -65 ‰ sind nach Whiticar (1999) typisch für biogenes Methan in Süßwasserumgebungen. Im oxidierten oberflächennahen Grundwasser ist ein oxidativer Methanabbau, im suboxischen GW auch unter Nutzung von Nitrat wahrscheinlich (Thauer u. Shima, 2006).

9.8.13.2. Chlormethane

Chlormethane konnten nur im seltenen Einzelfall als Tetrachlormethan ($\leq 0.4 \mu\text{g L}^{-1}$, NWG $< 0.025 \mu\text{g L}^{-1}$) und als Trichlormethan ($\leq 2 \mu\text{g L}^{-1}$, NWG $< 0.5 \mu\text{g L}^{-1}$) mit

⁷⁶Letzere sind feindispers vorhanden und könnten im vorliegenden Fall eine mögliche Quelle für Methan bilden

Werten knapp über der Nachweisgrenze nachgewiesen werden. Dichlormethan wurde nicht nachgewiesen. Bei Trichlormethan handelt es sich um eine Chlorverbindung, die in großen Mengen durch mikrobielle Prozesse erzeugt wird [Gribble \(1994\)](#). Da die Chlor-methane in der Kontamination keine Rolle spielen, werden sie hier nicht weiter behandelt.

9.8.14. Ethene

9.8.14.1. Tetrachlorethen

Kennwerte und Verteilung Das mit vier Chloratomen substituierte Tetrachlorethen bzw. Perchlorethen ist zusammen mit Trichlorethen der häufigste Grundwasserkontaminant der LCKW–Stoffgruppe Schulle (1988), Arneht u. a. (1989), Stupp u. a. (2005). Perchlorethen⁷⁷ selbst ist reizend, akut relativ gering toxisch und als stark oxidierte Verbindung reaktionsträge. Deshalb fand es weite Anwendung in Industrie und Handwerk als unpolares Lösungsmittel Schulle (1988), Bradley (2003). Die Produktion und der Einsatz von Perchlorethen sind seit dem Spitzenjahr 1978 (Jahresproduktion Alte Bundesländer für Perchlorethen: 147.000 t) stark zurückgegangen. Von seinen in Tab. 5.1, S. 16 genannten physikalischen Eigenschaften sind vergleichend vor allem seine Dichte (ρ) und seine Löslichkeit von 140 mg L^{-1} in Wasser von Bedeutung. Für die analytische Summe von Perchlorethen und Trichlorethen gilt in der TrinkwV (2001) der Grenzwert von $10 \mu\text{g L}^{-1}$. Die Nachweisgrenze der Methode (Kap. 9.8.3.3, S. 211) liegt bei $0.06 \mu\text{g L}^{-1}$ und der Geringfügigkeitsschwellenwert (LAWA) entspricht der TrinkwV (2001). Ein biogener Hintergrund ist bisher nicht bekannt, in Spurenkonzentrationen kann Perchlorethen jedoch natürlich in Vulkanen entstehen Gribble (1994).

Tab. 9.68.: Kennwerte der Perchlorethen–Verteilungen des Grundwassermonitorings von 2004 bis 2006, Aufteilung in die Tiefenklassen flach, mitteltief, tief und rinne; Werte in $\mu\text{g L}^{-1}$.

PCE	no	n	min	p25	p50	p75	p90	p95	p97.5	max
cmp04	112	112	-0.06	-0.06	0.08	0.31	1.10	2.2	4.3	169.3
cmp05	110	110	-1.20	-0.06	0.10	0.28	1.07	2.3	7.2	184.4
cmp06	119	119	-0.08	-0.06	0.06	0.14	0.54	1.0	2.7	143.3
cmpDP	64	64	-0.07	-0.02	0.07	0.11	0.39	0.6	1.4	1.7
flach	93	93	-0.08	-0.06	-0.06	0.13	0.8	7.7	170	184
mittel	102	102	-1.2	-0.06	0.10	0.24	0.64	1.4	3.3	4.0
tief	154	154	-0.08	-0.06	0.08	0.42	1.01	2.15	3.2	12.1
rinne	119	119	-0.07	-0.06	0.07	0.14	0.55	1.09	1.4	4.9

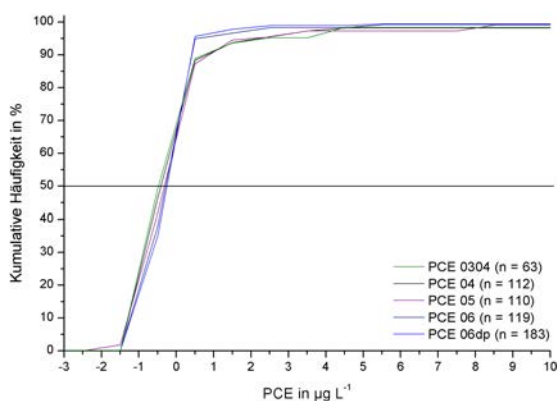


Abb. 9.207.: Summenkurven der Perchlorethen–Verteilungen von 2004 bis 2006.

⁷⁷EC: Carcinogenic Category 3; Dangerous for the Environment; R 40 51/53, S 23 36/37 61, Wassergefährdungsklasse (WGK) 3

Tab. 9.68 mit den statistischen Kennwerten der Grundwasserkampagnen von 2003 bis 2006 zeigt, dass der Medianwert (p50) nur knapp über der Nachweisgrenze liegt. Fast alle Proben liegen damit unter dem TVO-Grenzwert. Nur die flache GWM 41044 (Wredestr.) bildet mit bis zu $185 \mu\text{g L}^{-1}$ eine Ausnahme. Die Tiefenklassierung in Tab. 9.68 zeigt, dass bei den tiefen GWM Maximalwerte bis $3 \mu\text{g L}^{-1}$ vorkommen. Wie weiter unten zu diskutieren, stimmt dies mit dem bekannten DNAPL-Schadstoffverhalten Schwille (1988) der LCKW überein, wie auch bei den anderen Kontaminanten, insbesondere 1,2-*cis*-Dichlorethen und Vinylchlorid zu erkennen ist. Ein Vergleich der Werte in Tab. 9.68 sowie der Summenkurven in Abb. 9.207 zeigt eine geringe Abnahme bei insgesamt sehr niedrigem Konzentrationsniveau.

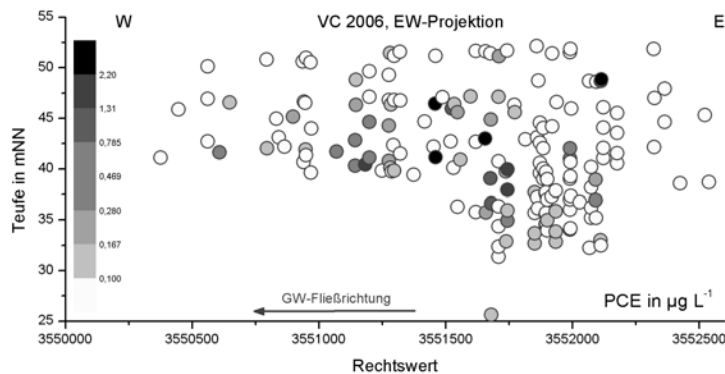


Abb. 9.208.: Vertikale Verteilung von Perchlorethen in der EW-Projektion.

Die vertikale Verteilung wird anschaulich mit den auf den EW-Schnitt projizierten Proben aus 2006 in Abb. 9.208. Das oberflächennahe Grundwasser ist Perchlorethen-frei. Niedrige Maximalwerte sind im mitteltiefen und tiefen Grundwasser westlich der 3551750-Koordinate an den Stationen Nazarethkirche und Kleine Düwelstrasse erkennbar. Im Kartenbild ergibt sich eine flache Ellipse, die sich vom ehemaligen Schadensherd in NW Richtung bis zur GWM 30479, Papenstieg 5 erstreckt. Auch in GWM 30399, Georgsplatz werden niedrige Konzentrationen angetroffen. Bei einigen Probenentnahmen im Bereich der „Rinne“ wurde aus Proben, die mit dem Direct Push-Verfahren (DP) gewonnen wurden Perchlorethen detektiert.

Eine mögliche Quelle von Perchlorethen in Abb. 9.209 am Beispiel der GWM 41044 Wredestraße ist lokal begrenzt. Hierbei handelt es sich um den sog. „hängenden Schaden“ direkt ausserhalb der Dichtwand gelegen, der sich heute im Strömungsschatten der gesicherten Schadensquelle befindet und der Behörde bekannt ist. Eine vollständige Darstellung der Perchlorethen-Verteilungen von 2004 und 2006 finden sich im Anhang ??, S. ??ff. und wird hier nicht weiter diskutiert.

Perchlorethen ist zum Berichtszeitpunkt nicht mehr als relevanter Kontaminant zu betrachten, sein Verteilungsmuster gibt Hinweise auf die ursprüngliche Hauptverteilung der Schadstoffe.

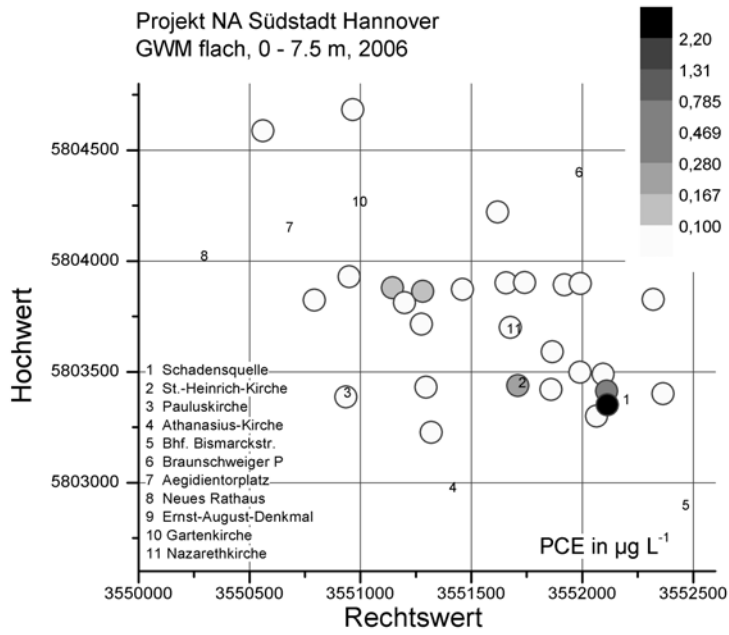


Abb. 9.209.: Verteilung von PCE in den flachen Grundwassermessstellen, Kampagne 2006 einschließlich Direct Push in $\mu\text{g L}^{-1}$.

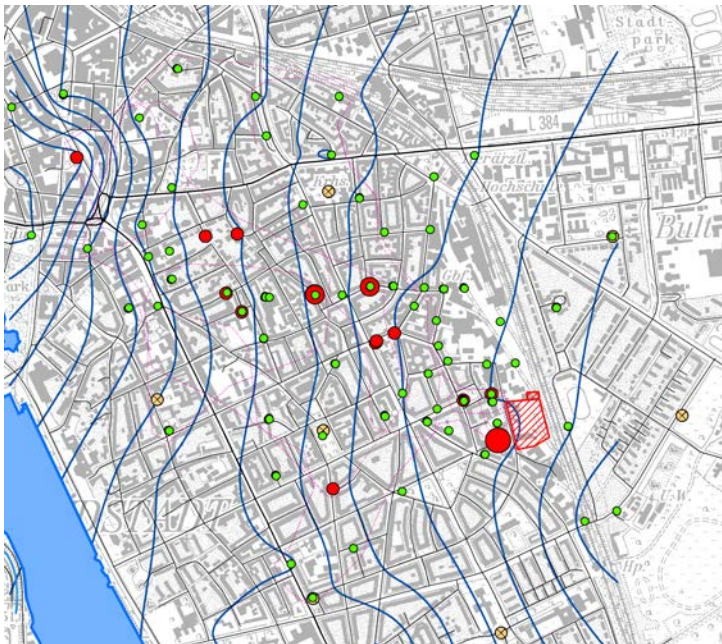


Abb. 9.210.: Perchlorethen-Belastung im Messnetz der Südstadt 2006; alle Teufenklassen, grün = \leq NWG, rot = Belastung, magenta = \geq p95, gelb = Stadtkarte Hannover, Ausrichtung Nord, unmaßstäblich.

9.8.14.2. Trichlorethen (TCE)

Kennwerte und Verteilung Das mit drei Chloratomen substituierte Trichlorethen wurde ebenfalls in grossem Maßstab produziert und wird seit den 30er Jahren in Deutschland als Lösungsmittel gehandelt (Stupp u. a., 2005). Die Einsatzmengen gingen seit Ende der 70er Jahre stark zurück und liegen nun in der gleichen Höhe wie Perchlorethen. Die TrinkwV (2001) gibt für die Summe aus Trichlorethen und Perchlorethen den Grenzwert von $10 \mu\text{g L}^{-1}$ an. Trichlorethen⁷⁸ selbst ist giftig und wurde früher als Anästhetikum verwendet. Die Nachweisgrenze der Methode (Kap. 9.8.3.3) liegt bei $0.08 \mu\text{g L}^{-1}$ und der Geringfügigkeitsschwellenwert (LAWA) entspricht der TrinkwV (2001). Ein biogener Hintergrund für Trichlorethen ist von marinen Algen bekannt (Gribble, 1994).

Tab. 9.69.: Kennwerte der TCE-Verteilungen des Grundwassermonitorings von 2004 bis 2006, Aufteilung in die Tiefenklassen flach, mitteltief, tief und rinne; Werte in $\mu\text{g L}^{-1}$.

Trichlorethen	no	n	min	p25	p50	p75	p90	p95	p97.5	max
cmp04	112	112	-0.25	0.29	1.65	28.5	130	166	224	268
cmp05	110	110	-0.25	-0.08	1.23	29.2	135	180	197	253
cmp06	119	119	-0.25	-0.08	0.96	15.1	84.7	133	150	172
cmpDP	64	64	-0.25	0.24	0.35	0.57	1.18	5.56	17.1	20.0
flach	93	93	-0.25	-0.25	1.06	7.9	36.6	64.8	91.0	104
mitteltief	102	102	-0.25	0.44	8.1	58.8	152	181	216	261
tief	154	154	-0.25	0.29	1.46	74.9	149	176	201	268
rinne	119	119	-0.25	0.26	0.47	1.07	4.79	18.6	21.9	26.9

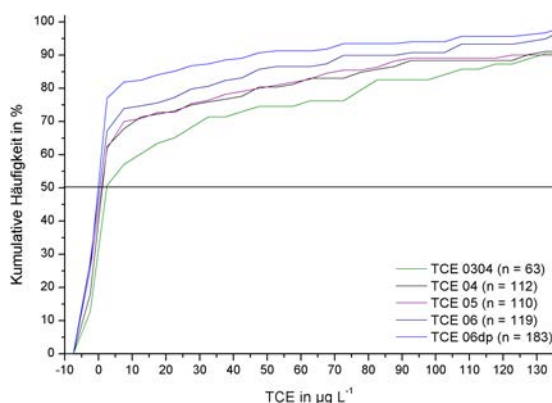


Abb. 9.211.: Summenkurven der TCE-Verteilungen von 2003 bis 2006.

Tab. 9.69 mit den stat. Kennwerten der Grundwasserkampagnen von 2004 bis 2006 zeigt, dass der Medianwert deutlich unter dem TVO-Grenzwert und an der unteren Grenze des analytischen Arbeitsbereiches (Tab. 9.38) liegt. Maximalwerte (p95) erreichen bis zu $180 \mu\text{g L}^{-1}$. Bei den hohen Konzentrationen ist eine Abnahme von 2004 bis 2006 erkennbar. Die Einteilung in Teufenklassen lässt erkennen, dass die Konzentrationen in den mitteltiefen und tiefen GWM am höchsten sind, während der Anstrombereich mit GWM und DP im Bereich der Rinne nur sehr niedrige Trichlorethen-Konzentrationen aufweist. Abweichend

⁷⁸EC: Carcinogenic Category 2; Mutagenic Category 3, Dangerous for the Environment; R 45 36/38 52/53 67 68, S 53 45 61, Wassergefährdungskategorie (WGK) 3

zu Perchlorethen (s.o.) ist auch in mehreren flachen GWM Trichlorethen nachweisbar. Der Konzentrationsbereich von Trichlorethen ist erheblich höher als bei Perchlorethen und liegt weit über den (LAWA)–Geringfügigkeitsschwellenwerten.

Ein Vergleich der Summenkurven in Abb. 9.211 legt eine Abnahme des p50 und eine deutliche Abnahme der Maximalwerte im Messnetz im Beobachtungszeitraum nahe. Das Altmessnetz betont mit nur 63 Stationen das Fahnenmaximum, wie aus dem deutlich höheren p50 zu erkennen ist. Die Beprobung der Rinnenstruktur mit DP zeigt, dass in diesem Bereich praktisch keine Trichlorethen–Belastung vorliegt.

Räumliche Verteilung Im Folgenden wird die räumliche Verteilung der Trichlorethen–Belastung anhand der Ergebnisse der Grundwasserprobenentnahme–Kampagne 2006 diskutiert, die das niedrigste Konzentrationsniveau aufweist (Tab. 9.69). Ein eingehender Vergleich der Trichlorethen–Kontamination zwischen 2004 und 2006 ist anhand der Abbildungen im Anhang ??, S. ??ff. möglich.

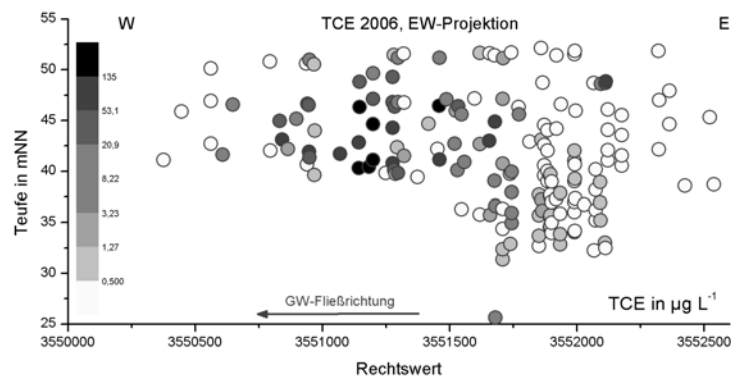


Abb. 9.212.: Vertikale Verteilung von Trichlorethen in der EW–Projektion.

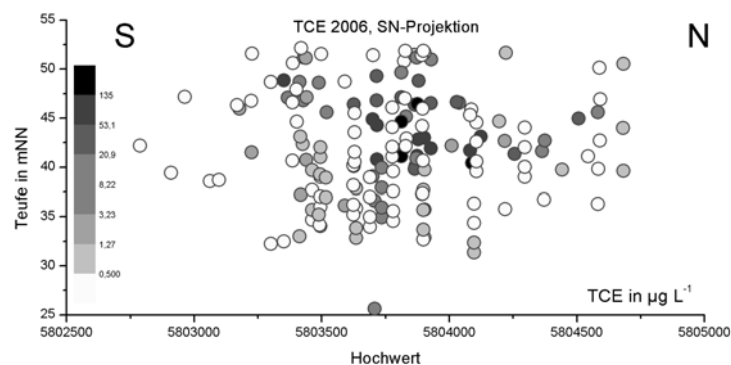


Abb. 9.213.: Vertikale Verteilung von Trichlorethen in der SN–Projektion.

Die lokale Perchlorethen–Quelle in der Wredestraße im Strömungsschatten der Dichtwand ist auch an erhöhten Trichlorethen–Konzentrationen erkennbar (Abb. 9.214). Darüberhinaus sind aber die flachen Grundwassermessstellen westlich der 3551500–Koordinate deutlich belastet. Bereits in den mitteltiefen GWM werden bei Trichlorethen Maximalwerte erreicht, die sich — losgelöst vom Schadensherd — in ungefähr nordwestlicher Richtung von der St. Heinrichskirche zum Ägidientorplatz erstrecken.

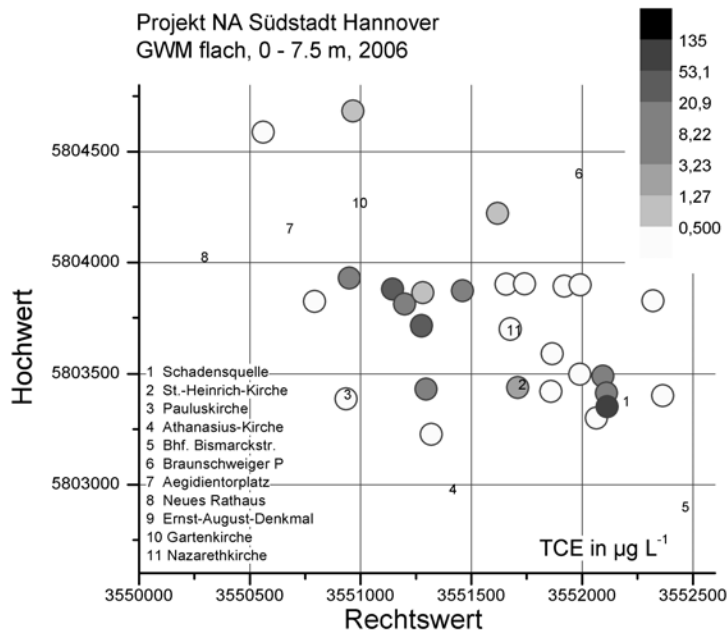


Abb. 9.214.: Verteilung von Trichlorethen in den flachen GWM, Grundwasserkampagne 2006 einschließlich DP in $\mu\text{g L}^{-1}$.

In Abb. 9.212 ist erkennbar, dass im Anstrombereich niedrige Konzentrationen vorkommen ($\leq 8 \mu\text{g L}^{-1}$) aber im Abstrom deutlich westlich der Sallstraße hohe und Maximalkonzentrationen ($p_{95}, \geq 135 \mu\text{g L}^{-1}$) vorkommen. Westlich der U-Bahnlinie Hildesheimer Straße — Kröpke ist das Grundwasser mit Ausnahmen⁷⁹ Trichlorethen-frei. Die am höchsten kontaminierten Messtellen sind GWM 30045, Baumstrasse 16, GWM 40494 Lutherstr. 27 und GWM 40339 Ostermannstr und die im Zustrom gelegene mitteltiefe GWM 180991 Große Barlinge 49. Das Zentrum der Kontamination befindet sich innerhalb eines Polygons, das von Diekmannstrasse, Schlägerstrasse, Seilerstrasse, Wilhelmstrasse und deren Verbindungen gebildet wird. In der Skizze Abb. 9.215 ist die aktuelle Belastungssituation von 2006 erkennbar. Vor allem die Grenze auf der Zustromseite ist für Trichlorethen sehr gut definiert, aber auch die nördlichen und südlichen unkontaminierten Bereiche werden klar.

Das heutige Verteilungsbild der Trichlorethen-Kontamination zeigt eine sich nordwestlich erstreckende Fahne im Grundwasser (Abb. 9.215). Diese Richtung stimmt jedoch nicht mit der seit Ende der U-Bahn-Baumaßnahmen vorherrschenden Grundwasserfließrichtung überein, sondern steht in einem Winkel von 45° dazu. In der historischen Betrachtung (Kap. 9.7.1ff.) entspricht diese Richtung den Zentren der Absenkung, wie sie im Juni/Juli 1976 (Abb. 9.108, S. 179) und später wieder im Juni/Juli 1984 und danach existierten (Abb. 9.110, S. 180). Die beobachtete Diskrepanz zwischen der aktuellen Grundwasserfließrichtung und der Fahnenausrichtung ist ein wichtiger Hinweis auf den Zusammenhang der mobilen, gelösten Fahnenkonzentration mit einem immobilen Reservoir oder einer Quelle. Aufgrund des geringen Querschnittes evtl. vorhandener vertikaler Zonen residualer Sättigung in der Größenordnung von 0.1 m (in Wiedemeier u. a. (1999)) kann auf Grundlage der Lösungskonzentrationen allein keine Aussage zur An- oder Abwesenheit residualer Phase gemacht werden (vgl. hierzu Kap. 9.6.4.7).

⁷⁹GWM 30399 Georgsplatz, GWM 40194 Friedrichstr. 9 und GWM 30164, Hildesheimerstr. 20

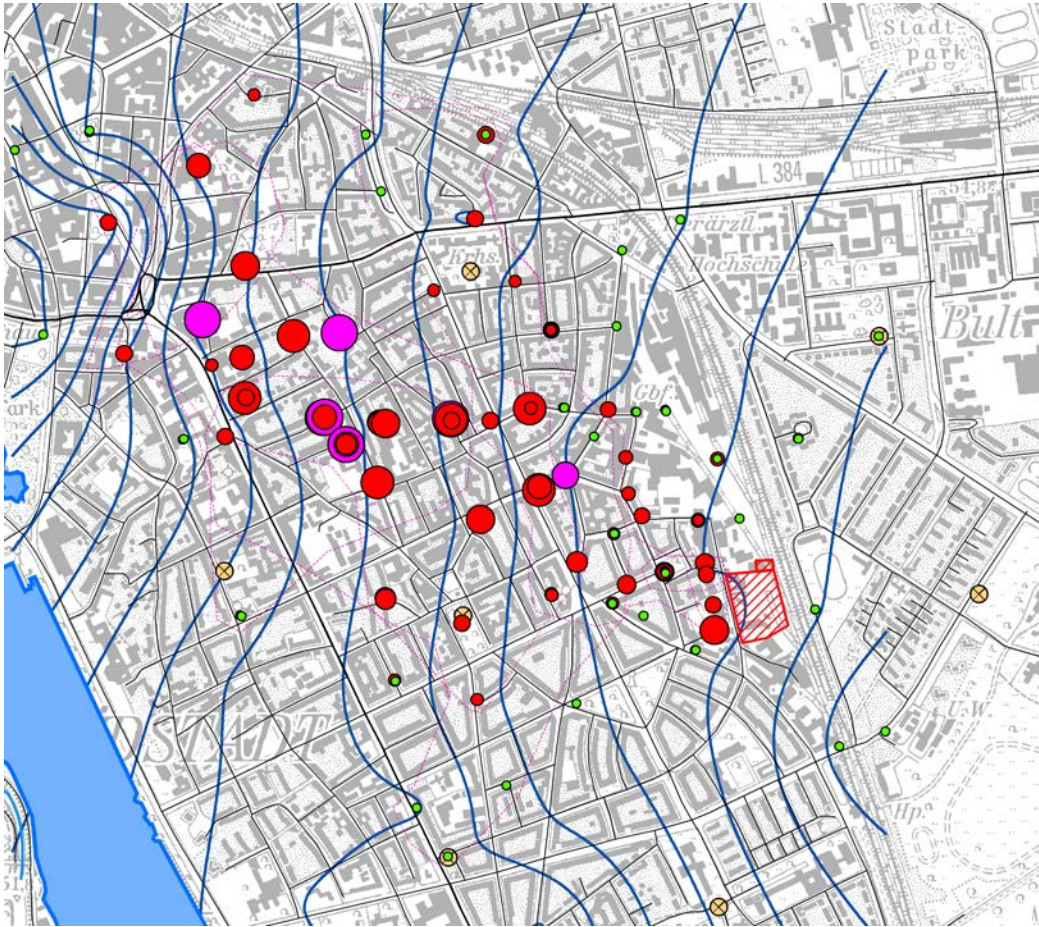


Abb. 9.215.: Skizze der 2006er Trichlorethen-Belastung im Messnetz der Südstadt; alle Teufenklassen, Konzentrationseinteilung analog Abb. 9.214, grün = \leq NWG, rot = Belastung, magenta = \geq p95, gelb = Stadtkarte Hannover, Ausrichtung Nord, unmaßstäblich.

Da Grundwassermessstellen mit i.d.R. kurzer 2 m Filterstrecke beprobt wurden, muss nicht von einer starken beprobungsbedingten Erniedrigung durch Mischwasserentnahme ausgegangen werden. Diese Ansicht wird durch die Ergebnisse der Dialysesammler (Kap. 9.8.2ff.) und der Feststoffbeprobungen gestützt (Kap. 9.6.4.7ff.).

Trends Wichtig für die Bewertung der Kontamination ist vor allem deren zeitliche Entwicklung innerhalb des Monitorings (vgl. Kap. 9.8.4). Die drei Kampagnen bilden dafür die Datenbasis. Die Beschreibung der Altdaten (vgl. Kap. 9.7.2, Abb. 9.113ff.) wird mit herangezogen.

Die früheste Einzelstoffbeobachtung liegt für Trichlorethen im Jahre 1987 vor. Im Bereich der Marienstrasse wurden 1987 über $375 \mu\text{g L}^{-1}$ nachgewiesen, von denen heute in der GWM 40011 Marienstr. 31 nur noch $47 \mu\text{g L}^{-1}$ geblieben sind. 1984 wurden in diesem Bereich mehr als $2800 \mu\text{g L}^{-1}$ Σ LHKW bestimmt. Der Standort Nazarethkirche war mit über $625 \mu\text{g L}^{-1}$ belastet und erreicht heute nur $73 \mu\text{g L}^{-1}$ in GWM 180960 Sallstraße

55 (Nazarethkirche). Das o.g. heutige Zentrum war damals nicht durch Grundwassermessstellen belegt. Dieses Schadensbild trat erst bis 1998 mit dem Bau zusätzlicher GWM hervor. Zu diesem Zeitpunkt war das Konzentrationsniveau auf unter $400 \mu\text{g L}^{-1}$ gesunken (vgl. Abb. 9.113, S. 182). Die vorhandenen Altdaten für Trichlorethen legen seit 1987 eine deutliche Abnahme der Konzentrationen in der Schadstofffahne der Südstadt nahe.

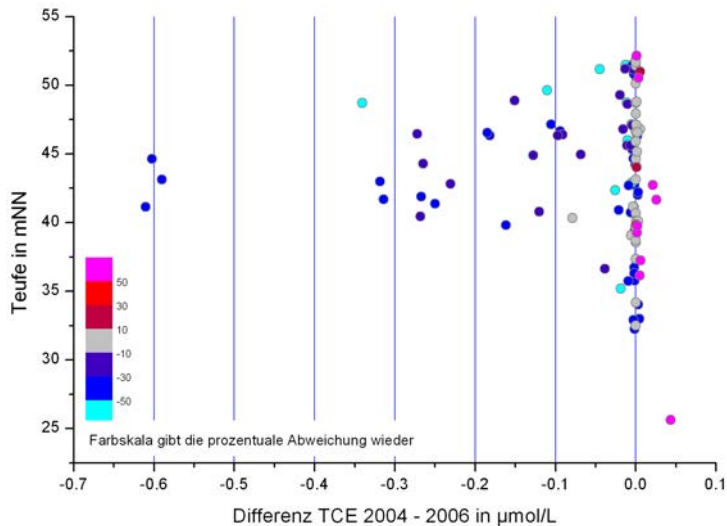


Abb. 9.216.: Differenz der Trichlorethen-Konzentrationen 2004, 2006 in Abhängigkeit von der Teufe in m ü.NN; Differenzen in $\mu\text{mol L}^{-1}$ mit prozentualer Abweichung als Farbskala.

Von 2004 bis 2006 konnte in der in einer Anzahl von Grundwassermessstellen⁸⁰ eine Trichlorethen-Abnahme von über $0.1 \mu\text{mol L}^{-1}$ oder zwischen 15 und 92 % des 2004'er-Messwertes festgestellt werden. Die grössten Abnahmen von über $0.3 \mu\text{mol L}^{-1}$ wurden im heutigen Kontaminationszentrum beobachtet⁸¹.

Eine Zunahme von mindestens 50 % des 2004-Wertes wurde in mitteltiefen und tiefen Grundwassermessstellen⁸² beobachtet. Nur im Fall der GWM 30644 Sallstr. /Nazareth Kirche 55, 30399 Georgsplatz und 30532 Marienstr. 83 kann von einer deutlichen Konzentrationserhöhung gesprochen werden. Auch in den oberflächennahen GWM 180952 Johannsenstr. 10, Landwirtschaftskammer und GWM 180989 Geibelstraße 11 wurde eine Zunahme festgestellt.

Im Gesamtbild überwiegt die Abnahme der Trichlorethen-Konzentrationen in den mitteltiefen und tiefen Grundwassermessstellen gegenüber einer leichten Zunahme in wenigen GWM, wie in Abb. 9.216 zu erkennen ist. Viele GWM zeigen keine signifikanten Unterschiede zwischen den zwei Kampagnen, wie an den vielen grauen Symbolen in Abb. 9.216 (weniger

⁸⁰ 40683, 43401, 180929, 40011, 30170, 180982, 43391, 40340, 40339, 180966, 181006, 30479, 180965, 44921, 41044, 30045, 44941, 180960, 180991, 40492

⁸¹ GWM 40683 An der Weide/Ecke Rüsterburg, 30170 Höltystr. 5, 180982 Kleine Düwelstraße 12, 43391 u. 40339 Ostermannstr. und 30479 Papenstieg 5

⁸² GWM 181009 Geibelplatz, 30620 Berliner Allee 56, 40603 Spielhagenstr., 30644 Sallstr. /Nazareth Kirche 55, 180987 Geibelstraße 11, 30399 Georgsplatz, 30532 Marienstr. 83

als 10 % relativer Änderung) auf der 0-Linie zu erkennen ist, welche anzeigt dass keine absoluten Änderungen von 2004 bis 2006 aufgetreten sind. Trichlorethen spielt als gelöster primärer Kontaminant in Hannover-Südstadt noch eine signifikante Rolle. Allerdings ist das Konzentrationsniveau bereits deutlich niedriger als bei den Produkten 1,2-*cis*-Dichlorethen und Vinylchlorid.

9.8.14.3. *cis*-1,2-Dichlorethen

Als in Deutschland unübliches Handelsgut (Stupp u. a., 2005) gibt es keinen gesonderten Grenzwert⁸³ der TrinkwV (2001) und der 98/83/EC (1998) für den Kontaminanten 1,2-*cis*-Dichlorethen. 1,2-*cis*-Dichlorethen entsteht durch reduktiven Abbau (Bradley, 2003) aus den Edukten Perchlorethen und Trichlorethen. Seine Löslichkeit beträgt $3.49 \cdot 10^6 \mu\text{g L}^{-1}$ bei 25°C. Der weitere Abbau kann nach Bradley (2003) weiter reduktiv, verbunden mit einer Akkumulation von Vinylchlorid und Ethen verlaufen. Diese ist eine Folge der langsameren reduktiven Dechlorierung der chlorarmen Ethene. Oxidative Abbauewege liegen in der anaeroben Oxidation an Fe(III)oxyhydroxiden (Bradley u. Chapelle, 1997) oder in der aeroben Oxidation die sowohl mit Co-Substrat als auch ohne Co-Substrat möglich ist (Tiehm u. a., 2008). Der oxidative Abbaueweg verläuft schneller als der reduktive Abbaueweg. Er hat den Nachteil im Gelände schwer direkt nachweisbar zu sein, da seine Produkte CO₂ und Cl⁻ sich vom geogenen Hintergrund i.d.R. nicht abheben. Hier können Isotopenmethoden nützlich sein (Meckenstock u. a., 2004).

Kennwerte und Verteilung Die deskriptive statistische Kennwertverteilung von 1,2-*cis*-Dichlorethen für die Ergebnisse der 4 Monitoringkampagnen wird in Tab. 9.70 dargestellt. Die Jahre 2004, 2005 und 2006 können dabei direkt miteinander verglichen werden, weil – relativ gesehen – nach 2004 nur noch ein geringer Ausbau des Messnetzes stattfand. Die Beprobung des geprüften Altmessnetzes von 2003 bis 2004 und die zusätzliche Beprobung der 16 DP-Bohrungen in 2006 (vgl. Kap. 9.6.1) sind enthalten.

Da die Daten nicht annähernd normalverteilt sind (Abb. 9.217), ist eine Angabe von arithmetischem Mittel und Standardabweichung hier nicht sinnvoll, stattdessen werden Kennwerte der Verteilung als Perzentile angegeben.

Mehr als 25% aller Werte liegen unter der Nachweisgrenze und gehören damit zum unbelasteten Grundwasser-Bereich. Der Medianwert (p50) liegt zwischen 20 und 30 $\mu\text{g L}^{-1}$ für das gesamte Messnetz. Die Abnahme des p90 sowie der Maximalwerte (\geq p95) zeigt eine Abnahme von Spitzenkonzentrationen im Messnetz von 2004 bis 2006. Dies ist auch in Abb. 9.218 deutlich nachzuvollziehen. Das Altmessnetz betont mit nur 63 Stationen das Fahnenmaximum, wie aus dem deutlich höheren p50 zu erkennen ist. Die zielgerichtete Beprobung der Rinnenstruktur mit direct push betont den Randbereich der 1,2-*cis*-Dichlorethen-Fahne. Der Einfluß der Messnetzkonfiguration auf die statistischen Kennwerte ist deutlich erkennbar.

⁸³Für die Summe aus Perchlorethen und Trichlorethen wird $10 \mu\text{g L}^{-1}$ und für das toxische und cancerogene Produkt Vinylchlorid $0.5 \mu\text{g L}^{-1}$ angegeben (TrinkwV, 2001).

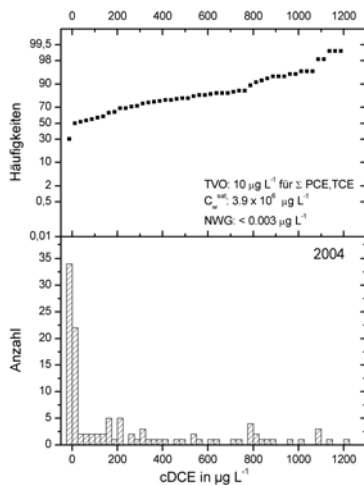


Abb. 9.217.: Histogramm und Summenkurve der cDCE-Verteilungen von 2004.

Tab. 9.70.: Kennwerte der cDCE-Verteilungen des Grundwassermonitorings von 2004 bis 2006, Aufteilung in die Tiefenklassen flach, mitteltief, tief und rinne; Werte in $\mu\text{g L}^{-1}$.

1,2- <i>cis</i> -Dichlorethen	no	n	min	p25	p50	p75	p90	p95	p97.5	max
cmp04	112	112	-4	-1.3	22.4	349	813	1014	1096	1223
cmp05	110	110	-4	-1.3	31.1	411	823	986	1028	1131
cmp06	119	119	-1.33	-1.3	21.3	341	760	846	941	1033
cmpDP	64	64	-4	-1.3	-1.3	46	316	580	726	958
flach	93	93	-4	-1.33	-1.33	12.1	134	262	316	460
mitteltief	102	102	-4	11.5	181	416	861	977	1022	1418
tief	154	154	-4	8.4	162	707	894	1026	1085	1223
rinne	119	119	-4	-1.33	8.7	180	709	1004	1109	1322

Eine Zuordnung der Filterstrecken/Entnahmeteufen zu Tiefenklassen ergibt einen Überblick über die vertikale Verteilung der Kontamination. Die flachen GWM (≤ 7.5 m uGOK) sind zu ca. 75 % unbelastet. Erst in den Tiefenklassen „mitteltief“ ($\geq 7.5 - 11.5$ m uGOK) und „tief“ ($\geq 11.5 - 15.5$ m uGOK) ist die Kontamination anzutreffen. Die Konzentrationen in der Rinnestruktur (≥ 15.5 m uGOK) sind deutlich geringer, was auf die deutlich zonierte Verteilung hindeutet.

Räumliche Verteilung Die vertikale Verteilung von 1,2-*cis*-Dichlorethen in Abb. 9.219 bestätigt die tabellarische Beschreibung. Der Grundwasserzustrom ist 1,2-*cis*-Dichlorethen-frei. Hohe 1,2-*cis*-Dichlorethen-Konzentrationen kommen ab der Rinnestruktur unterhalb von 47 mNN vor. Ein Zentrum der Kontamination ist die Gruppe aus Bestandsmessstellen an der Sallstr./Nazarethkirche, wo die tiefe GWM 180959 und die mitteltiefe GWM 180960 stark belastet sind, während die flache GWM 180961 1,2-*cis*-Dichlorethen-frei ist. Sehr hohe Konzentrationen wurden auch in der DP_05_196 Krausenstr./Heidornstr., nur 75 m ENE gelegen angetroffen.

Weitere Maximalkonzentrationen werden in der Gruppe Birkenstr., in der Gruppe Lutherstr. 32a, in der Lutherstr. 27 und in den Grundwassermessstellen Wilhelmstr. 2–4

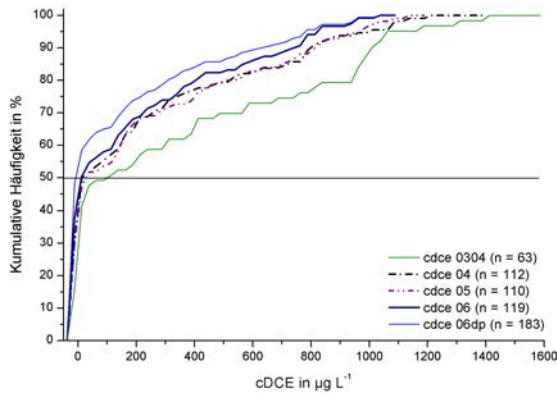


Abb. 9.218.: Summenkurven der 1,2-*cis*-Dichlorethen-Verteilungen von 2003/04 bis 2006 im Vergleich mit Anzahl der GWM.

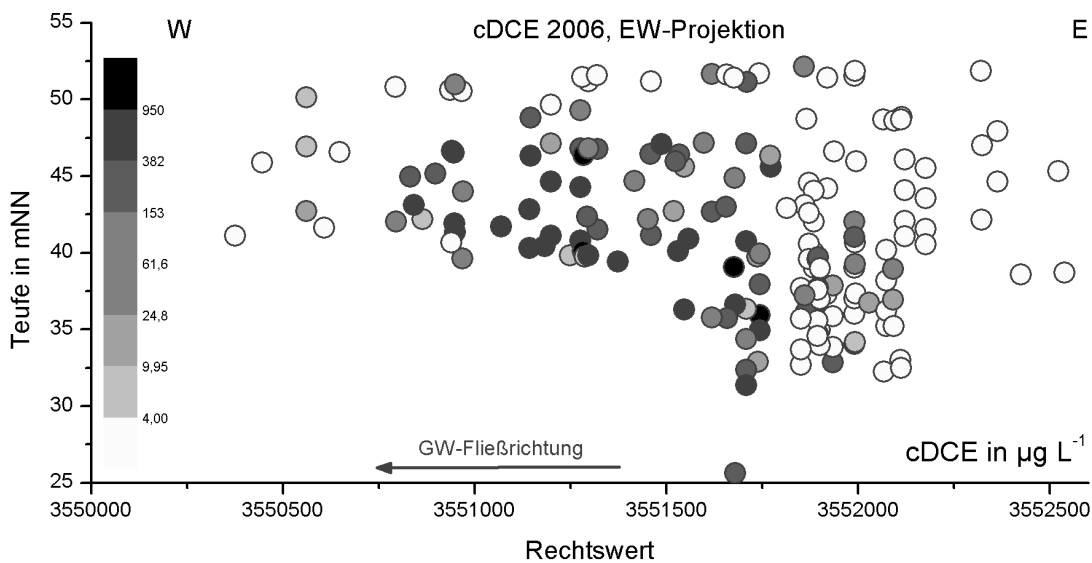


Abb. 9.219.: Vertikale Verteilung von 1,2-*cis*-Dichlorethen in der EW-Projektion.

und Höltystr. 5 angetroffen. Mit Ausnahme der räumlich isolierten 2er-Gruppe in der Kestnerstr., die zu einem separaten Schadensfall gehört, liegen die genannten Grundwassermessstellen auf einem etwa 300 m breiten Streifen, der sich vom Geibelplatz in Richtung Ägidientorplatz erstreckt (Abb. 9.221). Diese Erstreckung verläuft in einem Winkel von ca. 45° zur gegenwärtigen Grundwasserströmungsrichtung. Die zustromseitig gelegenen direct push-Proben sind 1,2-*cis*-Dichlorethen-frei. Maximalkonzentrationen wurden in der DP_03_189 Gr. Düwelstr./Annenstr. und in der DP_10_181 Geibelstr./Wildenbruchweg festgestellt⁸⁴. Die Konzentrationen nehmen in Richtung auf die Dichtwand hin ab.

Westlich der Hildesheimer Str. sind in der GWM 47339 geringe Konzentrationen anzutreffen.

⁸⁴Ein auffälliges Detail bei vielen DP-Stationen (4 Proben) ist, dass die tiefste Probe nicht gleichzeitig auch die am höchsten belastete ist. Es existiert scheinbar eine vertikale Schichtung im Meter-Maßstab, die deutlich unter der vertikalen Auflösung des Grundwasser-Messnetzes liegt.

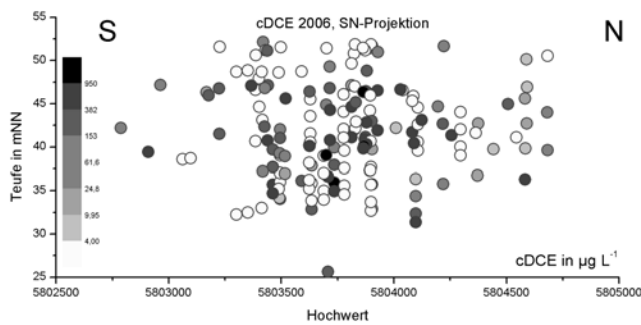


Abb. 9.220.: Vertikale Verteilung von 1,2-*cis*-Dichlorethen in der SN-Projektion.

Die als Abstrommessstellen eingerichtete Gruppe Meterstr. ist jedoch 1,2-*cis*-Dichlorethen-frei. In der tiefen GWM 30430 Hildesheimer Str. 103 wurden nur mittlere Kontaminationen festgestellt. Die Fahne überschreitet die U-Bahn Linie nur an wenigen Stellen in geringen Konzentrationen.

Oberflächennahe Kontaminationen bis $300 \mu\text{g L}^{-1}$ wurde in den flachen GWM 44951 Lutherstr. 27, GWM 44931 Birkenstr. und in GWM 180964 Simrockstr./ St. Heinrichskirche festgestellt. Niedrige Konzentrationen bis $40 \mu\text{g L}^{-1}$ kommen in den GWM 180958 Rautenstr./Sonnenweg, GWM 180967 Weinstr./Gesundheitsamt und in GWM 180989 Geibelstr. 11 vor.

Obwohl der Schwerpunkt der 1,2-*cis*-Dichlorethen-Belastung eindeutig im tiefen Grundwasser liegt, gibt es Bereiche an der eine 1,2-*cis*-Dichlorethen-Kontamination auch in der Nähe der Grundwasseroberfläche besteht. Im Fall der GWM 44951, 44931 und 180989 fallen diese Vorkommen mit einer Trichlorethen-Belastung zusammen (s.o.). In Abb. 9.220 ist die SN-Erstreckung der Belastung im tiefen Grundwasserleiter gut zu erkennen und die weitgehend 1,2-*cis*-Dichlorethen-freien DP-Proben sind gut zu erkennen.

Trends Die zeitliche Entwicklung innerhalb des Monitorings (vgl. Kap. 9.8.4) ist ein wichtiger Hinweis auf Verlagerungs- und abbauprozesse. Die Beschreibung der Altdaten (vgl. Kap. 9.7.2, Abb. 9.115ff.) wird mit herangezogen.

Die erste Einzelstoffbeobachtung liegt für 1,2-*cis*-Dichlorethen ab 1983 vor. Im Bereich der Marienstrasse wurden 1985 bis zu $3200 \mu\text{g L}^{-1}$ nachgewiesen, von denen heute in der GWM 40011 Marienstr. 31 nur noch $620 \mu\text{g L}^{-1}$ geblieben sind. Die im Zusammenhang mit dem U-Bahnbau ermittelten 1,2-*cis*-Dichlorethen-Konzentrationen betragen heute maximal die Hälfte. Der Standort Nazarethkirche war 1987 mit bis zu $3200 \mu\text{g L}^{-1}$ belastet und erreicht heute $1033 \mu\text{g L}^{-1}$ in GWM 180959 Sallstraße 55 /Nazarethkirche. Die heute klar erkennbare SE-NW-Ausrichtung der Maximalkonzentrationen von 1,2-*cis*-Dichlorethen war damals noch nicht durch Grundwassermessstellen belegt. Es trat erst bis 1998 mit dem Bau zusätzlicher Grundwassermessstellen hervor. Zu diesem Zeitpunkt war das Konzentrationsniveau (vgl. Abb. 9.116, S. 185) noch wesentlich höher als heute. Die

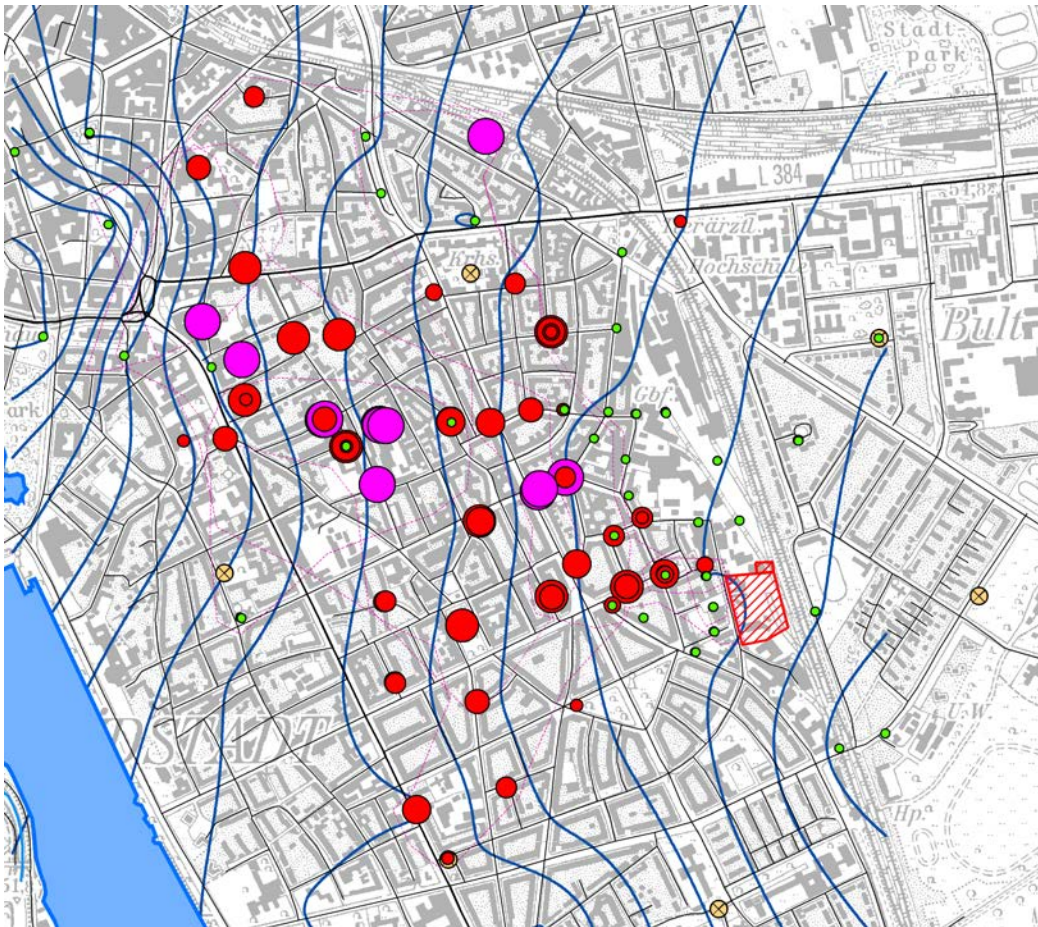


Abb. 9.221.: 1,2-*cis*-Dichlorethen-Belastung im Messnetz der Südstadt 2006; alle Teufenklassen, grün = \leq NWG, rot = Belastung, magenta = \geq p95, gelb = Stadtkarte Hannover, Ausrichtung Nord, unmaßstäblich.

Altdaten für 1,2-*cis*-Dichlorethen legen eine deutliche Abnahme der Konzentrationen in der Schadstofffahne der Südstadt seit 1985 nahe.

In Abb. 9.222 sind zum Einen viele Grundwassermessstellen zu erkennen, wo von 2004 bis 2006 keine (absoluten) Konzentrationsänderungen beobachtet wurde. Mehr als 22 mitteltiefe und tiefe Grundwassermessstellen⁸⁵ zeigen jedoch eine deutliche Konzentrationsabnahme, der eine relativen Abnahme von 10 bis 20 % entspricht. Die größte Änderung wurde dabei in der GWM Rautenstrasse Sonnenweg beobachtet. Die Grundwassermessstellen mit deutlicher Abnahme liegen überwiegend im Zentrum der 1,2-*cis*-Dichlorethen-Kontamination im Abstrom der reduzierten Zone. Andererseits kommen auch Grundwassermessstellen

⁸⁵GWM 180956 Rautenstr./Sonnenweg, 44951 Lutherstr. 27, 43391 u. 40339 Ostermannstr., 36441, 180960 u. 180959 Sallstr. /Nazareth Kirche 55, BauWo ML1t Kestnerstr. 42/43, 44921 Birkenstrasse, 30430 Hildesheimer Str. 103, 180928, 180929 u. 181006 Lutherstr. 32 a, 180965 u. 180966 Weinstr. 2/Gesundheitsamt, 40705 Schiffgraben, 180991 Große Barlinge 49, 30479 Papenstieg 5, 40011 Marienstr. 31, 41114 Stephansplatz, 30170 Höltystr. 5, 30045 Baumstr. 16

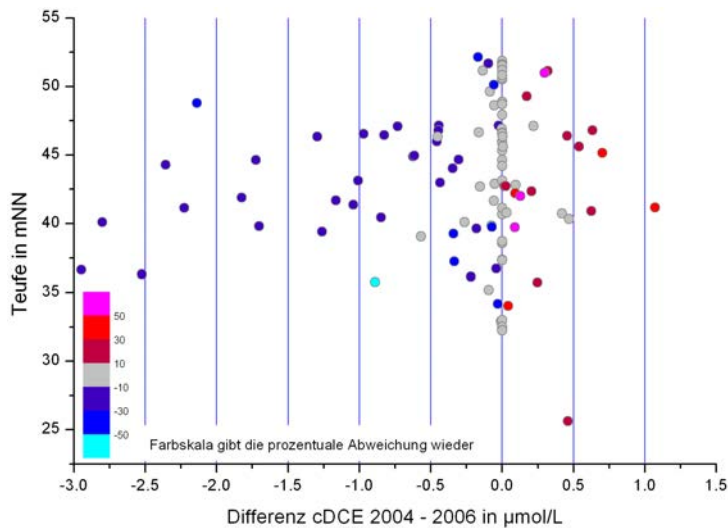


Abb. 9.222.: Differenz der 1,2-*cis*-Dichlorethen-Konzentrationen 2004, 2006 in Abhängigkeit von der Tiefe in m ü.NN; Differenzen in $\mu\text{mol L}^{-1}$ mit prozentualer Abweichung als Farbskala.

mit einer deutlichen ($\geq 0.025 \mu\text{mol L}^{-1}$) Konzentrationszunahme⁸⁶ vor, mit relativen Zunahmen von z.T. über 50 %.

Teilweise sind auch flache Grundwassermessstellen betroffen, wie in der GWM 180964 Simrockstr., St.-Heinrichs-Kirche, der GWM 180967 Weinstr. 2/Gesundheitsamt und der GWM 40493 Birkenstr.. Die Zunahme in flachen Grundwassermessstellen kann Hinweis auf ein fortgesetztes, lokal begrenztes Eintragungsgeschehen im Zustrombereich der genannten GWM sein. In der Gesamtheit der Fahne überwiegt jedoch eine deutliche Abnahme der 1,2-*cis*-Dichlorethen-Konzentrationen, was auch aus den Altdaten der 80er Jahren erkenntlich ist, die z.T. erheblich höher waren.

9.8.14.4. *trans*-1,2-Dichlorethen

Das Stereoisomer 1,2-*trans*-Dichlorethen⁸⁷ kommt im Vergleich zum etwas energieärmeren 1,2-*cis*-Dichlorethen nur in sehr geringen Konzentrationen vor (Tab. 9.223). Die Maximalwerte ($\geq p95$) erreichen bis zu $21 \mu\text{g L}^{-1}$ im mitteltiefen und tiefen Grundwasser und in der Rinne die dreifache Konzentration. Das oberflächennahe Grundwasser ist weitgehend 1,2-*trans*-Dichlorethen-frei.

Zeitliche Unterschiede sind nicht erkennbar (Abb. 9.223). In der vertikalen und flächenhaften kommt 1,2-*trans*-Dichlorethen dort vor, wo auch 1,2-*cis*-Dichlorethen vorkommt. In Anhang ?? sind die vertikalen und horizontalen Verteilungen dokumentiert. Dabei ist die 1,2-*trans*-Dichlorethen-Konzentration weitgehend unabhängig von der 1,2-*cis*-Dichlorethen-Konzentration (Abb. 9.224). Es gibt allerdings einzelne Grundwassermessstellen mit

⁸⁶GWM 40494 Lutherstr. 27, 180962 u. 180964 Simrockstr., St.-Heinrichs-Kirche, 47337 Oesterleyplatz 18, 30645 Sallstr. /Heidornstrasse, 30643 Sallstr. /Ecke kleine Düwelstr., 40493 Birkenstrasse, 30644 Sallstr. /Nazareth Kirche 55, 180990 Große Barlinge 49, 30164 Hildesheimer Str. 20/ Akazienstr., 180967 Weinstr. 2/Gesundheitsamt

⁸⁷„Bananenbindung“, längerer Cl-Abstand

Tab. 9.71.: Kennwerte der 1,2-*trans*-Dichlorethen Verteilungen des Grundwassermonitorings von 2004 bis 2006, Aufteilung der Werte von 2006 in die Tiefenklassen flach, mitteltief, tief und rinne; Werte in $\mu\text{g L}^{-1}$.

1,2- <i>trans</i> -Dichlorethen	no	n	min	p25	p50	p75	p90	p95	p97.5	max
cmp04	112	112	-4	-1.33	-1.33	11.5	18.0	21.5	24.2	86.9
cmp05	110	110	-26.6	-1.33	-1.33	9.9	16.5	18.8	21.6	82.7
cmp06	119	119	-4	-1.33	-1.33	7.6	13.5	16.9	21.7	64.8
cmpDP	64	64	-4	-4	-1.33	-1.33	-1.33	13.4	22.6	72.8
flach	93	93	-4	-1.33	-1.33	-1.33	-1.33	9.46	19.0	24.1
mittel	102	102	-27	-1.33	5.06	12.5	18.9	21.2	22.4	25.3
tief	154	154	-4	-1.33	-1.33	13.0	16.9	18.9	22.0	26.0
rinne	119	119	-4	-4	-1.33	5.31	15.7	61.6	77.1	86.9

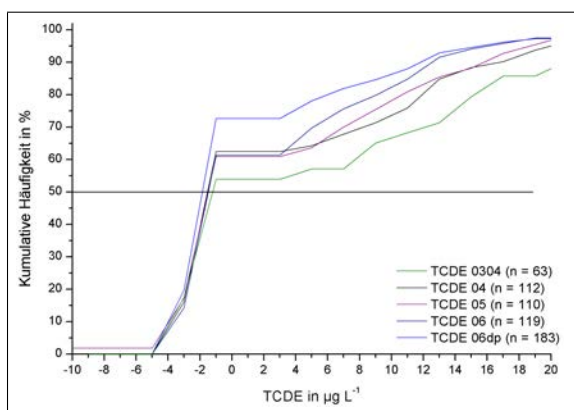


Abb. 9.223.: Summenkurven der 1,2-*trans*-Dichlorethen-Verteilungen von 2003/04 bis 2006.

bis zu $500 \mu\text{g L}^{-1}$ 1,2-*cis*-Dichlorethen, in denen 1,2-*trans*-Dichlorethen nicht nachgewiesen wurde (Werte auf oder unter der 0-Linie).

1,2-*trans*-Dichlorethen über $40 \mu\text{g L}^{-1}$ wurde in den GWM 36441 u. 180959 Sallstr./Nazareth Kirche 55 sowie in der DP_05_196 Krausenstrasse/Heidornstrasse beobachtet.

9.8.14.5. 1,1-Dichlorethen

1,1-Dichlorethen hat im Projektgebiet als Spurenstoff eine geringe Bedeutung. Mehr als 80 % der Grundwassermessstellen sind frei von 1,1-Dichlorethen. Die bisher nachgewiesenen Kontaminationen waren vor allem in den mitteltiefen Grundwassermessstellen angetroffen worden. Unter den in der Rinne vorherrschenden stark reduzierenden Bedingungen kommt der Stoff fast nicht vor. In Abb. 9.224 ist zu erkennen, dass hohe 1,2-*cis*-Dichlorethen-Konzentrationen durchaus nicht immer mit meßbaren 1,1-Dichlorethenkonzentrationen

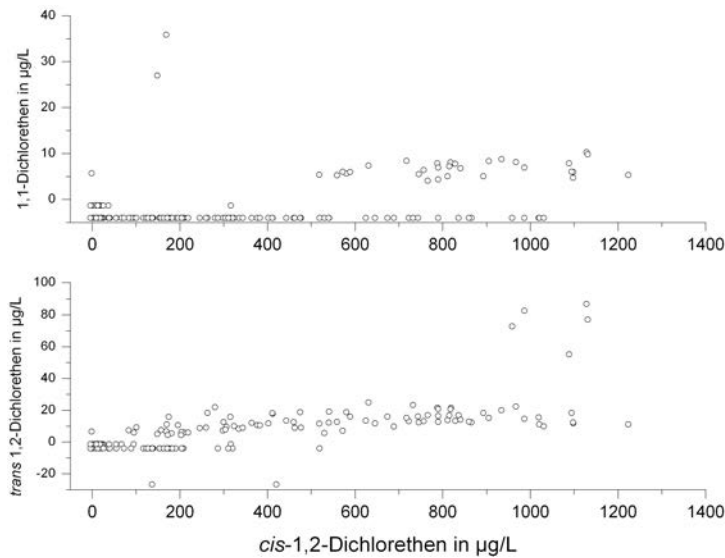


Abb. 9.224.: Konzentrationsniveaus und Zusammenhang zwischen 1,2-*cis*-Dichlorethen sowie 1,2-*trans*-Dichlorethen und 1,1-Dichlorethen; negative Konzentration = Wert < NWG.

einhergehen⁸⁸.

Tab. 9.72.: Kennwerte der 11-Dichlorethen Verteilungen des Grundwassermonitorings von 2004 bis 2006, Aufteilung der Werte von 2006 in die Tiefenklassen flach, mitteltief, tief und rinne; Werte in $\mu\text{g L}^{-1}$.

1,1-Dichlorethen	no	n	min	p25	p50	p75	p90	p95	p97.5	max
cmp04	112	112	-4	-4.0	-1.3	-1.3	5.8	7.7	8.1	35.9
cmp05	108	108	-4	-4.0	-1.3	-1.3	6.0	8.1	8.7	27.0
cmp06	119	119	-4	-4.0	-4.0	-1.3	-1.3	1.6	4.8	19.7
cmpDP	64	64	-4	-4.0	-1.3	-1.3	-1.3	-1.3	-1.3	-1.3
flach	93	93	-4	-4	-1.33	-1.33	-1.33	-1.33	5.7	8.3
mittel	100	100	-4	-4	-4	-1.33	7.4	9.4	27.0	35.9
tief	154	154	-4	-4	-1.33	-1.33	6.8	7.9	8.4	9.2
rinne	119	119	-4	-4	-1.33	-1.33	-1.33	5.3	8.9	11.5

Die geringe Bedeutung von 1,1-Dichlorethen lässt es zu, nur die betroffenen Messstellengruppen zu diskutieren. Erkennbar an der kontinuierlichen Abnahme des Maximalwertes (p95) von 2003/04 bis 2006 in Tab. 9.72 ist mit einem Ausklingen der 1,1-Dichlorethenbelastung zu rechnen. Konzentrationen über $10 \mu\text{g L}^{-1}$ werden in GWM 40865 Engelhardtstr. und 36441 Sallstr. /Nazareth Kirche 55 angetroffen. Als GWM mit niedriger 1,2-*cis*-Dichlorethen-Konzentration und hoher 1,1-Dichlorethenkonzentration fallen die GWM 40865 Engelhardtstr. und die GWM 41044 Wredestr. auf.

Von den Isomeren des Dichlorethen besitzt nur 1,2-cis-Dichlorethen quantitative Bedeutung für die Grundwasserbelastung.

⁸⁸Ob aus der teilweisen Unabhängigkeit von 1,2-*cis*-Dichlorethen mit 1,2-*trans*-Dichlorethen und 1,1-Dichlorethen Informationen über die Abbauprozesse und/oder die Primärquelle abgeleitet werden können, bleibt derzeit unklar

9.8.14.6. Chlorethen (VC, Vinylchlorid)

Kennwerte und Verteilung Das mit nur einem Chloratom substituierte Vinylchlorid (Chlorethen) findet zwar als Gas in der PVC–Synthese Verwendung, wird aber als Lösungsmittel nicht gehandelt. Alle Befunde von Vinylchlorid im Grundwasser sind deshalb Produkte des reduktiven Abbaues der Chlorethene (Bradley, 2003). Der Grenzwert der TrinkwV (2001) für Vinylchlorid beträgt $0.5 \mu\text{g L}^{-1}$ ebenso wie der Geringfügigkeitsschwellenwert (LAWA). Die Nachweisgrenze der Methode (Kap. 9.8.3.3) liegt bei $0.08 \mu\text{g L}^{-1}$. Vinylchlorid⁸⁹ ist aufgrund seiner Toxizität ein bedeutender Grundwasserkontaminant.

Tab. 9.73.: Kennwerte der VC–Verteilungen des Grundwassermonitorings von 2004 bis 2006, Aufteilung der Werte von 2006 in die Tiefenklassen flach, mitteltief, tief und rinne; Werte in $\mu\text{g L}^{-1}$.

Vinylchlorid	no	n	min	p25	p50	p75	p90	p95	p97.5	max
cmp04	112	112	-10	-3.33	-3.33	77.4	353	512	638	1183
cmp05	109	109	-66.6	-3.33	-3.33	107	325	562	694	1038
cmp06	119	119	-10	-3.33	-3.33	51.3	296	561	643	976
cmpDP	64	64	-10	-3.33	129.7	379	706	823	1095	1865
flach	93	93	-3.3	-3.3	-3.3	-3.3	-1.3	-1.3	-1.3	-1.3
mittel	102	102	-66.6	-3.3	-3.3	10.1	138	312	379	598
tief	153	153	-10	-3.3	-1.3	93.1	193	347	474	662
rinne	119	119	-10	-2.8	263	509	790	1008	1153	2777

Tab. 9.73 mit den stat. Kennwerten der Grundwasserkampagnen von 2003 bis 2006 zeigt, das Vinylchlorid in mehr als 60 % aller GWM nicht nachgewiesen wurde. Der p75 für die drei direkt vergleichbaren Kampagnen liegt zwischen 51 und $107 \mu\text{g L}^{-1}$. Die Maximalwerte (\geq p95) liegen zwischen 512 und $560 \mu\text{g L}^{-1}$. Bei den Spitzenwerten ist eine Abnahme um $200 \mu\text{g L}^{-1}$ zu beobachten. Die Grundwasserbeprobungen mit DP haben speziell den Rinnenbereich und damit die reduzierte Zone zum Ziel gehabt, entspricht damit einem anderen Datenkollektiv und kann nicht direkt verglichen werden. Die grundsätzlich ähnlichen Verteilungen für Vinylchlorid ergeben sich auch aus den Summenkurven in Abb. 9.225. Die Konzentrationsbereiche von Vinylchlorid und 1,2-*cis*-Dichlorethen sind gleich und bedeutend höher als bei Trichlorethen.

Die Einteilung in Teufenklassen zeigt, dass Vinylchlorid nicht im oberflächennahen GW, wohl aber im mitteltiefen und tiefen GW mit zur Tiefe schwach ansteigenden Konzentrationen vorkommt. Dieser Umstand ist bewertungsrelevant, da erkennbar ist, dass das kontaminierte Grundwasser von einer etwa 3.5 m mächtigen Vinylchlorid–freien Schicht (oxidierten) Grundwassers überlagert wird. Eine Ausgasung in die ungesättigte Zone ist damit nicht zu erwarten. Weiter ist erkennbar, dass die Spitzenkonzentrationen von Vinylchlorid in der Rinnenstruktur angetroffen werden können. Die Rinnenstruktur zeichnet sich auch durch niedrige E_{H} –Werte (Kap. 9.8.5) und die höchsten Eisenkonzentrationen (Kap. 9.8.11.1) aus. Im Vorgriff auf die u.g. Verteilung des Endproduktes der reduktiven

⁸⁹EC: Carcinogenic Category 2; Mutagenic Category 3, Dangerous for the Environment; R 45 36/38 52/53 67 68, S 53 45 61, Wassergefährdungsklasse (WGK) 3

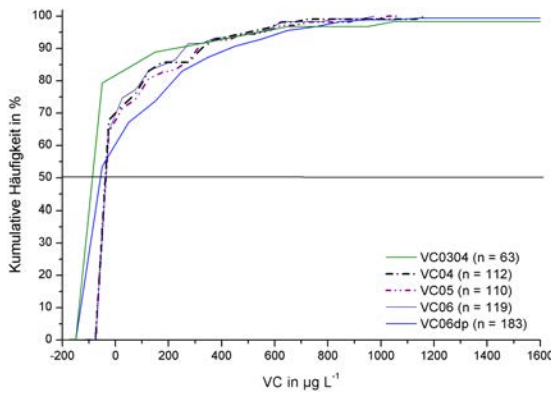


Abb. 9.225.: Summenkurven der Vinylchlorid-Verteilungen von 2004 bis 2006.

Dechlorierung, des chlorfreien Ethens sei auf die Korrelation von Vinylchlorid und Ethen hingewiesen.

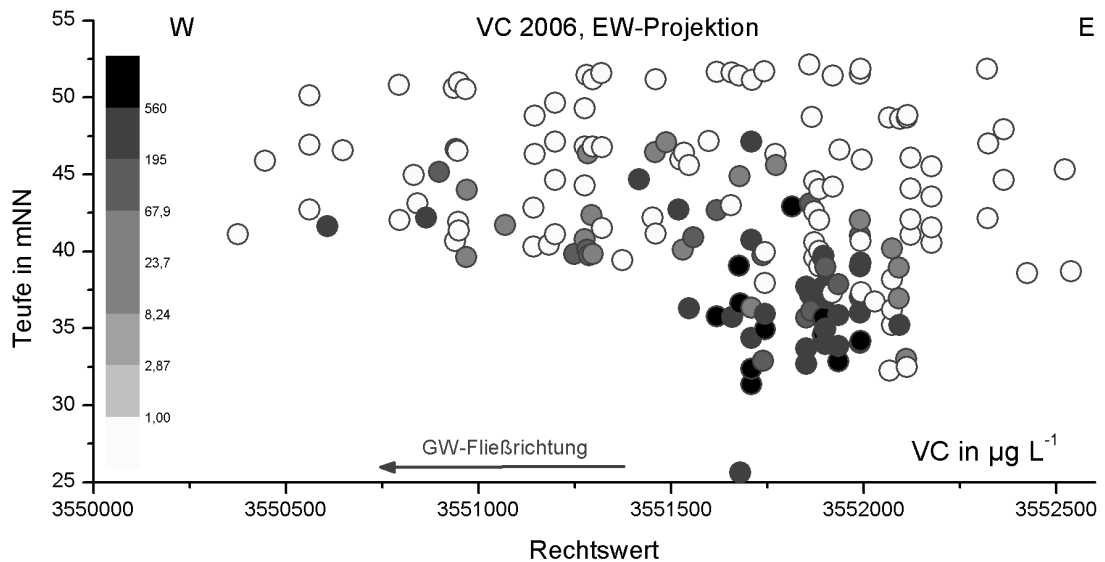


Abb. 9.226.: Tiefenverteilung von Vinylchlorid in der EW-Projektion.

Räumliche Verteilung Die o.g. klare Tiefenverteilung von Vinylchlorid wird in der EW-Projektion in Abb. 9.226 besonders deutlich. Zentrum der VC-Kontamination ist der tiefe Grundwasserleiter in der Rinne und in deren unmittelbarem Abstrom. Dabei kann die Sallstr. als ungefähre Grenze einer starken Vinylchlorid-Belastung über $400 \mu\text{g L}^{-1}$ im tiefen GW gelten. Westlich der Sallstr. in den mitteltiefen und tiefen GWM 180928 u. 180929 Lutherstr. 32 a, 40492 Birkenstr., 47335 Wildermuthweg 13G und 41114 Stefansplatz kommt Vinylchlorid in Konzentrationen deutlich unter $100 \mu\text{g L}^{-1}$ vor. In der Nachbarschaft kommen Grundwassermessstellen ohne Vinylchlorid-Befunde bis auf die Quartärbasis vor. Die mitteltiefen und tiefen Grundwassermessstellen der Gruppe Simrockstr./St. Heinrichskirche zeigen abweichend höhere Konzentrationen. Auffällig ist,

dass Grundwassermessstellen in direkter Nähe zu den U-Bahn Bauwerken wie GWM 30164 Hildesheimer Str./Akazienstr., 30567 Hildesheimer Str. 17, 30476 Wilhelmstr. 2–4, 30479 Papestieg 5 und 30399 Georgsplatz deutlich höhere Konzentrationen aufweisen⁹⁰. Die letztgenannten Grundwassermessstellen zeichnen sich auch durch reduzierenden Redoxindikatoren aus (Fe, H₂S–Geruch, E_H–Wert etc.). Die vertikale Verteilung in der SN–Projektion in Abb. 9.227 bestätigt die Überschichtung des Vinylchlorid–haltigen Grundwassers.

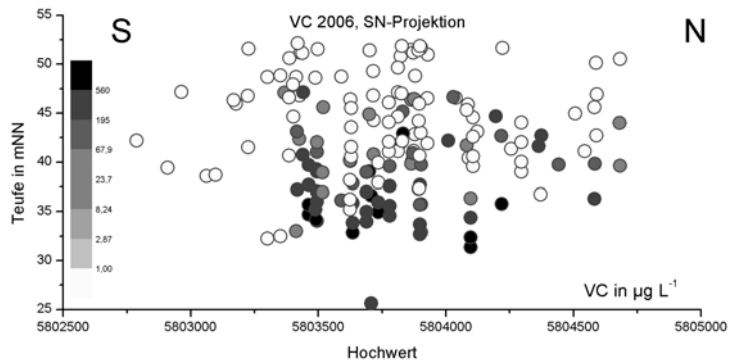


Abb. 9.227.: Tiefenverteilung von Vinylchlorid in der SN–Projektion.

In der flächenhaften Darstellung in Abb. 9.228 ist erkennbar, dass die Vinylchlorid–Zone sich als ein ca. 400 m breiter Streifen auf der Anstromseite der LCKW–Fahne in der Südstadt befindet⁹¹. Dieser Streifen erstreckt sich in NNW–Richtung Südstadt.

Trends Die zeitliche Entwicklung innerhalb des Monitorings (vgl. Kap. 9.8.4) ist ein wichtiger Hinweis auf Verlagerungs– und Abbauprozesse. Die Beschreibung der Altdaten (vgl. Kap. 9.7.2, Abb. 9.117ff.) wird mit herangezogen.

Die erste Einzelstoffbeobachtung liegt für Vinylchlorid 1987 vor. Im Bereich der Marienstrasse wurden 1987 bis zu $740 \mu\text{g L}^{-1}$ nachgewiesen, von denen heute in der GWM 30532 Marienstr. 83 noch $374 \mu\text{g L}^{-1}$ geblieben sind. Im Bereich der Gruppe Große Barlinge 49 wurden 1989 $625 \mu\text{g L}^{-1}$ nachgewiesen. An dieser Station werden in der mitteltiefen GWM 180991 heute $10 \mu\text{g L}^{-1}$ nachgewiesen, während die tiefe GWM 180990 Vinylchlorid–frei ist. Am Standort Sallstr. 55/Nazarethkirche wurden 1989 $4500 \mu\text{g L}^{-1}$ nachgewiesen, denen heute nur noch $650 \mu\text{g L}^{-1}$ entsprechen. Die Untersuchungen von Vinylchlorid ende der 1980'–er Jahre stehen im Zusammenhang mit den Wasserhaltungsmaßnahmen beim Bau der U–Bahnstrecke. Die Altdaten für Vinylchlorid legen eine deutliche Abnahme der Konzentrationen in der Schadstofffahne der Südstadt seit 1987 nahe.

In Abb. 9.229 sind die absoluten und relativen Unterschiede in der Vinylchlorid–Konzentration in Abhängigkeit von der Filtertiefe dargestellt. Es gibt GWM mit einer deutlichen Abnahme von Vinylchlorid von bis zu 50 % im Beobachtungszeitraum. Grundwassermessstellen mit

⁹⁰Ob dies mit Störungen des Grundwasser–Strömungsfeldes durch die tiefe einbindenden Untergrundbauwerke zusammenhängt, kann hier nicht geklärt werden.

⁹¹Aufgrund der horizontalen Abfolge VC, cDCE wurde diese Befund mit dem Begriff *inverse Fahne* belegt.

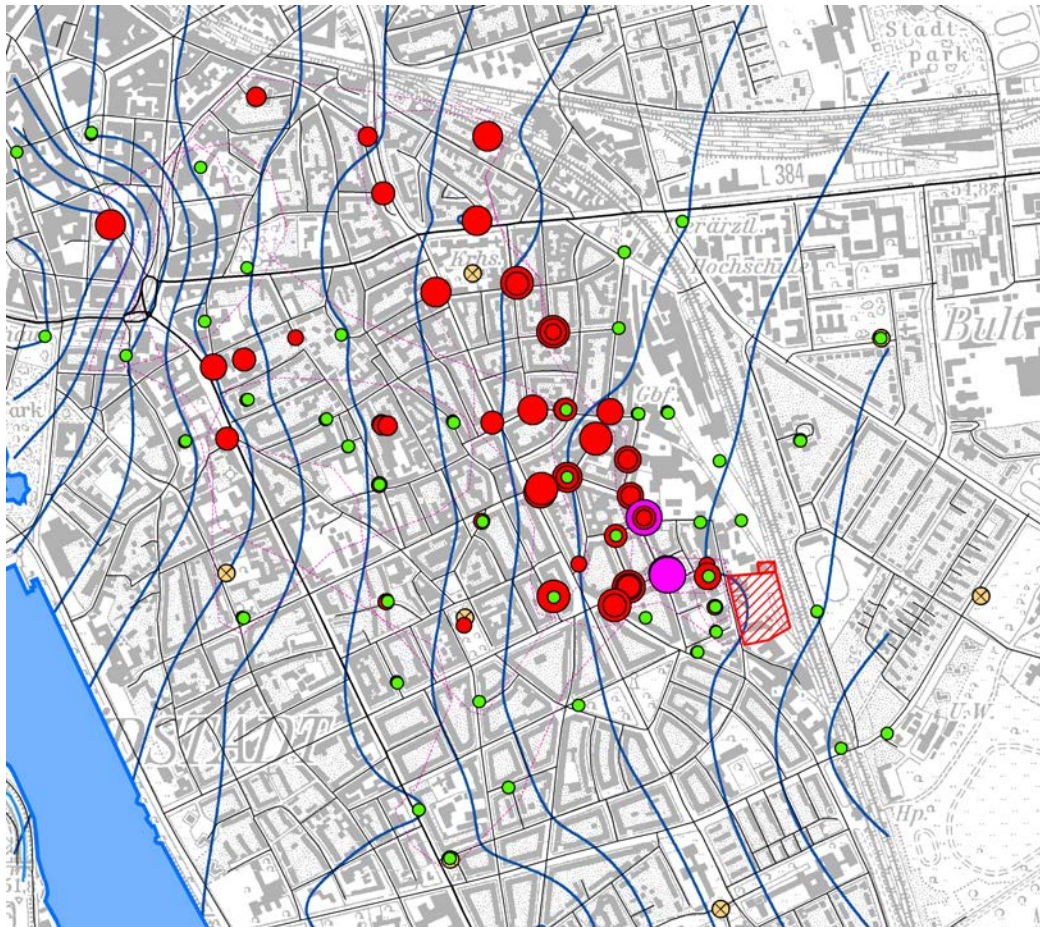


Abb. 9.228.: Vinylchlorid-Belastung im Messnetz der Südstadt 2006; alle Teufenklassen, grün = \leq NWG, rot = Belastung, magenta = \geq p95, gelb = Stadtkarte Hannover, Ausrichtung Nord, unmaßstäblich.

einer Abnahme von mehr als $0.5 \mu\text{mol L}^{-1}$ sind mitteltiefe und tiefe Grundwassermessstellen⁹², die sich sowohl auf der Zustromseite, als auch auf der Abstromseite der heutigen Vinylchlorid-Fahne befinden. Die stärksten Abnahmen wurden in den GWM 180934, 36441, 30644 und 180963 beobachtet.

Erhebliche (über $0.5 \mu\text{mol L}^{-1}$) Vinylchlorid-Zunahmen von z.T. über 50 % der Konzentration von 2004 wurden im mitteltiefen und tiefen Grundwasser in neun Grundwassermessstellen⁹³ beobachtet. In der Gruppe am Geibelplatz wurde eine Verdoppelung der Konzentrationen beobachtet. Dies ist im Fall der GWM 181007 und 181009 mit einer

⁹²GWM 180934 Pilotystr./An der Weide, 180959, 36441 u. 30644 Sallstr. /Nazareth Kirche 55, 180963 u. 180962 Simrockstr., St.-Heinrichs-Kirche, 30619 Berliner Allee 38, 180928 Lutherstr. 32 a, 180988 Geibelstraße 11, 30399 Georgsplatz, 30643 Sallstr. /Ecke kleine Düwelstr., 180987 Geibelstraße 11 und 180956 Rautenstr./Sonnenweg, Spielplatz

⁹³GWM 180203 An der Weide/Ecke Rüsterburg, 30642 Sallstr. /Kortumstrasse, 30532 Marienstr. 83, 30164 Hildesheimer Str. 20/ Akazienstr., 41069 Grosse Düwelstr. 44-46, 180954 Kl. Düwelstr./Stolzestr., 181009, 181007 u. 181008 Geibelplatz

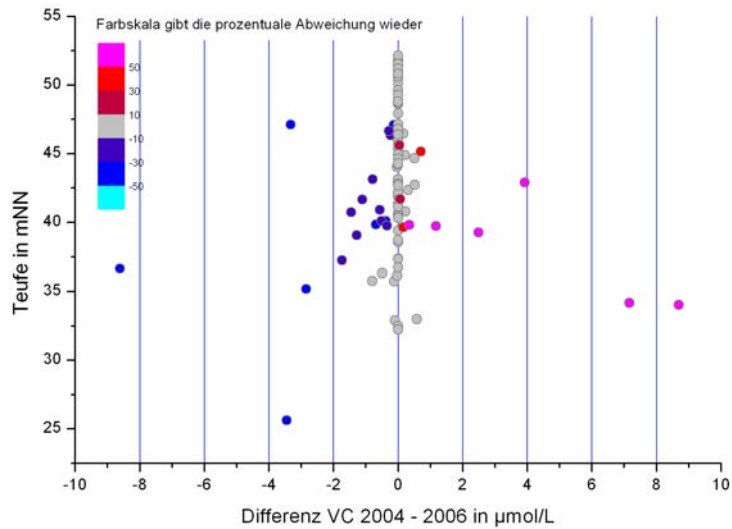


Abb. 9.229.: Differenz der Vinylchlorid-Konzentrationen 2004, 2006 in Abhängigkeit von der Teufe in m ü.NN; Differenzen in $\mu\text{mol L}^{-1}$ mit prozentualer Abweichung als Farbskala.

schwachen 1,2-*cis*-Dichlorethen-Abnahme verbunden, die aber nicht in derselben Größenordnung ist. In GWM 181009 Geibelplatz ist eine Trichlorethen-Zunahme um 57 % zu beobachten.

Die grundsätzlich möglichen Ursachen für die Konzentrationsänderung in einer Grundwassermessstelle (Variante Advektion/Dispersion oder Reaktion) werden in Kap. 9.12.2 diskutiert und bewertet.

9.8.14.7. Ethen

Kennwerte und Verteilung Ethen ist ein energiereiches Substrat für oxidierende Mikroorganismen und kann als Co-Substrat genutzt werden. Unter oxidierenden Verhältnissen ist mit einer schnellen Oxidation zu CO_2 zu rechnen. Gleichzeitig ist es das unchlorierte Endprodukt der reduktiven Ethen-Dechlorierung (Bradley, 2003). Unter reduzierenden Verhältnissen kann es zur Anreicherung im Grundwasser kommen (Tiehm u. a., 2008).

Tab. 9.74.: Kennwerte der Ethen-Verteilungen des Grundwassermonitorings von 2003 bis 2006, Aufteilung der Werte von 2006 in die Tiefenklassen flach, mitteltief, tief und rinne; Werte in $\mu\text{g L}^{-1}$.

Ethen	no	n	min	p25	p50	p75	p90	p95	p97.5	max
cmp04	107	107	-0.024	-0.024	-0.024	-0.024	8.2	14.8	23.3	34.1
cmp05	110	110	-0.024	-0.024	-0.024	0.22	11.1	31.3	66.0	148
cmp06	113	113	-0.024	-0.024	-0.024	0.03	8.3	18.7	45.3	148
flach	77	77	-0.024	-0.024	-0.024	-0.024	-0.024	-0.024	-0.024	-0.024
mittel	78	78	-0.024	-0.024	-0.024	-0.024	0.61	3.2	4.8	8.6
tief	109	109	-0.024	-0.024	-0.024	0.18	2.1	6.4	8.6	10.8
rinne	66	66	-0.024	-0.024	6.8	17.9	48.2	115	144	148

In ca. 75 % der Proben ist Ethen bei einer Nachweisgrenze von $0.024 \mu\text{g L}^{-1}$ nicht nachweisbar (Tab. 9.74). Die Spitzenkonzentration erreicht $148 \mu\text{g L}^{-1}$. Eine Betrachtung in Teufenklassen zeigt, dass im mitteltiefen und tiefen Grundwasser nur geringe Ethen-Konzentrationen angetroffen werden. Die Maximal- ($\geq p95$: $115 \mu\text{g L}^{-1}$) und Spitzenwerte werden ausschließlich in der Rinne-Struktur angetroffen. Die Vergleiche der drei Kampagnen sind in Abb. 9.230 wiedergegeben.

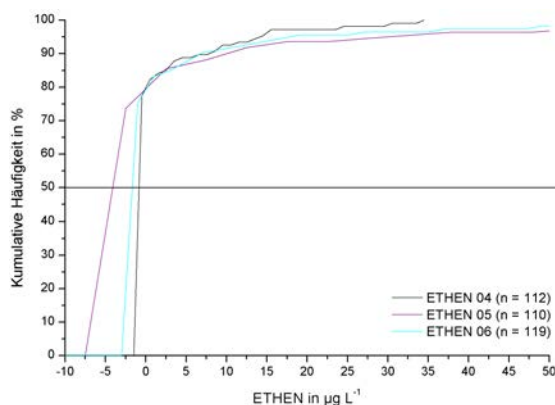


Abb. 9.230.: Summenkurven der Ethen-Verteilungen von 2004 bis 2006.

Räumliche Verteilung In der EW-Projektion (Abb. 9.231) ist die enge räumliche Begrenzung der Ethen-Zone auf die Rinne und deren unmittelbaren Abstrom zu erkennen. Sie ist weniger ausgedehnt als die Verteilung von Vinylchlorid. In der horizontalen Ausdehnung wird dies noch deutlicher (Abb. 9.233). Als der einzigen Grundwassermessstelle deutlich westlich der Sallstr. wurde Ethen in der tiefen GWM 30567 Hildesheimer Str. 17

nachgewiesen. Die höchsten Konzentrationen kommen in der Gruppe am Geibelplatz vor. Eine allgemein positive Korrelation zwischen Ethen und Vinylchlorid, die jedoch nicht linear ist, ist in Abb. 9.232 dargestellt.

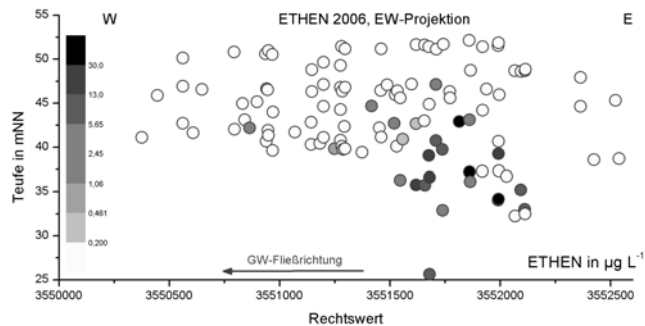


Abb. 9.231.: Tiefenverteilung von Ethen in der EW-Projektion.

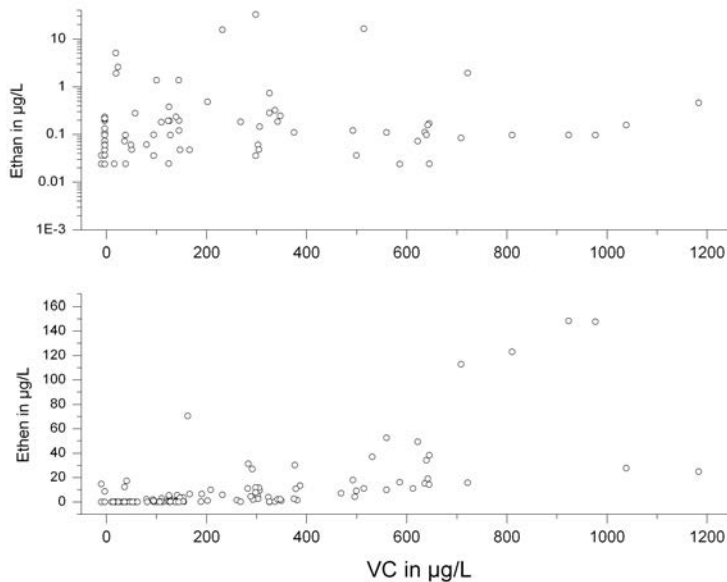


Abb. 9.232.: Zusammenhang zwischen Vinylchlorid und Ethen und Ethan.

Trends In Abb. 9.234 sind Grundwassermessstellen zu erkennen, bei denen von 2004 bis 2006 keine (absoluten) Konzentrationsänderungen beobachtet wurden oder aber Ethen nicht nachweisbar war. Eine Zunahme der Werte über $0,02 \mu\text{mol L}^{-1}$ konnte in tiefen GWM⁹⁴ festgestellt werden. Die Zunahme in der GWM 180954 Kl. Düwelstr./Stolzestr. betrug 240 %. Eine Abnahme der Werte unter $-0,02 \mu\text{mol L}^{-1}$ wurde in anderen tiefen Grundwassermessstellen⁹⁵ festgestellt. Die stärkste Abnahme im Kern der Kontamination

⁹⁴GWM 180956 Rautenstr./Sonnenweg, 180987 Geibelstraße 11, 180959 Sallstr. 55, Nazarethkirche, 180981 Kleine Düwelstraße 12, 40603 Spielhagenstr., 30642 Sallstr. /Kortumstrasse, 41069 Grosse Düwelstr. 44-46 und 180954 Kl. Düwelstr./Stolzestr.

⁹⁵GWM 180966 Weinstr. 2/Gesundheitsamt, BauWo ML1t Kestnerstr. 42/43, 36441 u. 30644 Sallstr. /Nazareth Kirche 55, 180962 Simrockstr., St.-Heinrichs-Kirche, 180934 Pilotystr./An der Weide, 180203 An der Weide/Ecke Rüterburg und 180988 Geibelstraße 11

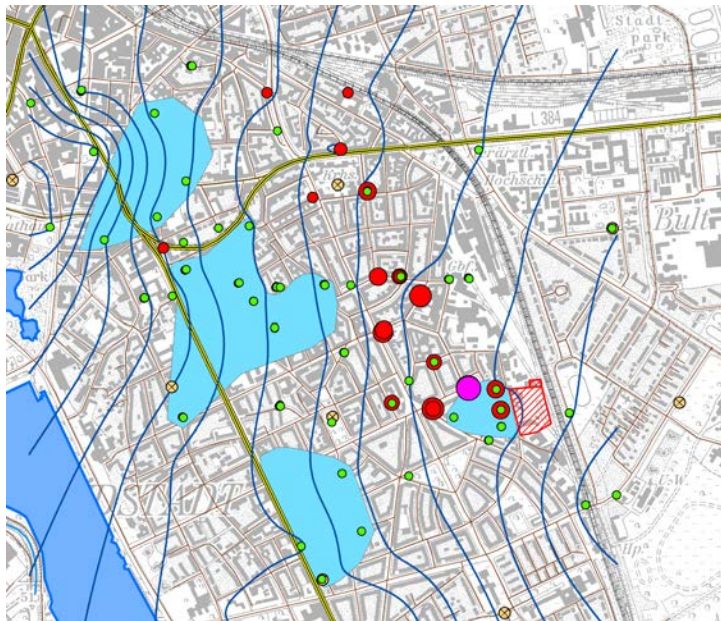


Abb. 9.233.: Skizze der 2006er Ethen-Belastung im Messnetz der Südstadt; alle Teufenklassen, grün = \leq NWG, rot = Belastung, magenta = \geq p95, gelb = Stadtkarte Hannover, Ausrichtung Nord, unmaßstäblich.

wurde in den beiden tiefen Grundwassermessstellen der Gruppe Sallstr. /Nazareth Kirche 55 festgestellt. Gerade auf der Anstromseite sind Grundwassermessstellen mit Abnahme und Zunahme z.T. eng benachbart.

9.8.15. Ethane

9.8.15.1. Chlorethane

Als Chlorethan kommt vor allem das Isomer 1,1-Dichlorethan im Grundwasser der Südstadt vor. Dichlorethan ist vorwiegend als chemisches Zwischenprodukt bei der Synthese in Verwendung und ist nur selten als Lösungsmittel in Gebrauch.

Tab. 9.75.: Kennwerte der 1,1-Dichlorethan-Verteilungen des Grundwassermonitorings von 2004 bis 2006; Werte in $\mu\text{g L}^{-1}$.

11Dichlorethan	no	n	min	p25	p50	p75	p90	p95	p97.5	max
cmp04	111	111	-1.3	-1.3	-1.3	41.2	59.4	70.6	79.5	87.5
cmp05	108	108	-1.3	-1.3	18.3	49.1	61.2	70.9	82.3	93.8
cmp06	119	119	-1.3	-1.3	-1.3	53.5	77.4	84.2	91.8	119
cmpDP	64	64	-1.3	-1.3	20.1	68.4	111.4	177	221	257

In Abb. 9.235 ist erkennbar, dass die räumliche Verteilung von 1,1-Dichlorethan sich i.d.R. recht gut mit der Verteilung des Abbauproduktes 1,2-*cis*-Dichlorethan deckt, wenn auch auch viel geringerem Konzentrationsniveau. Abweichend dazu fällt auf, dass der Schadensfall der beiden BauWo, Kestnerstr. völlig frei von 1,1-Dichlorethan ist. Dies gilt auch für die Grundwassermessstellen-Gruppe Johannsenstr. und die Messstelle 40705 am

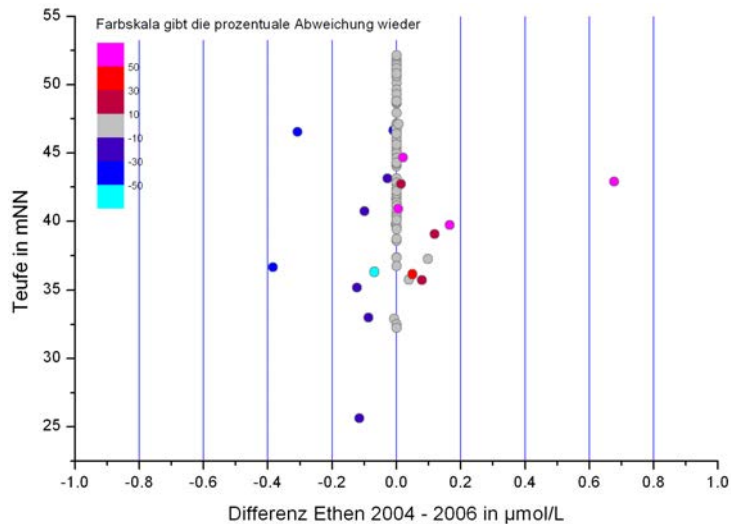


Abb. 9.234.: Differenz der Ethen-Konzentrationen 2004, 2006 in Abhängigkeit von der Teufe in m ü.NN; Differenzen in $\mu\text{mol L}^{-1}$ mit prozentualer Abweichung als Farbskala.

Tab. 9.76.: Kennwerte der 111Trichlorethan-Verteilungen des Grundwassermonitorings von 2004 bis 2006; Werte in $\mu\text{g L}^{-1}$.

111Trichlorethan	no	n	min	p25	p50	p75	p90	p95	p97.5	max
cmp04	112	112	-0.10	-0.10	-0.03	-0.03	0.36	0.68	1.3	6.3
cmp05	108	108	-0.10	-0.10	-0.10	-0.03	0.34	0.54	0.9	6.2
cmp06	119	119	-0.10	-0.10	-0.03	-0.03	0.21	0.41	0.6	4.7
cmpDP	64	64	-0.10	-0.10	-0.03	-0.03	0.24	1.29	2.9	3.1

Schiffgraben. Dies ist ein Hinweis auf die unterschiedliche Herkunft der Kontaminanten im östlichen Sektor nördlich der U-Bahnstrecke.

Alle Analysen auf 1,1,2,2-Tetrachlorethan lagen unterhalb der Nachweisgrenze von $1.3 \mu\text{g L}^{-1}$. Bei 1,2-Dichlorethan lagen fast alle Werte unter der Nachweisgrenze von $1.3 \mu\text{g L}^{-1}$. Nur in den Kampagnen 2004 bis 2006 wurden in wenigen GWM von 1.3 bis $11.8 \mu\text{g L}^{-1}$ 1,2-Dichlorethan nachgewiesen.

9.8.15.2. Ethan

In mehr als 75% der Proben ist Ethan nicht nachweisbar. Ausser aus dem Abbau von Chlorethanen tritt es auch als Bestandteil von Erdgas auf. Es besitzt nur eine geringe Bedeutung im Grundwasser. Maximal- und Spitzenkonzentrationen werden im tiefen GW und in der Rinne angetroffen (Tab. 9.77).

In Abb. 9.236 ist ein Bereich hoher Ethankonzentrationen SE des Aegidientorplatzes erkennbar. auch nördlich der Marienstrasse wird Ethan nachgewiesen. Diese Verteilung weicht von der Verteilung der Ethene deutlich ab.

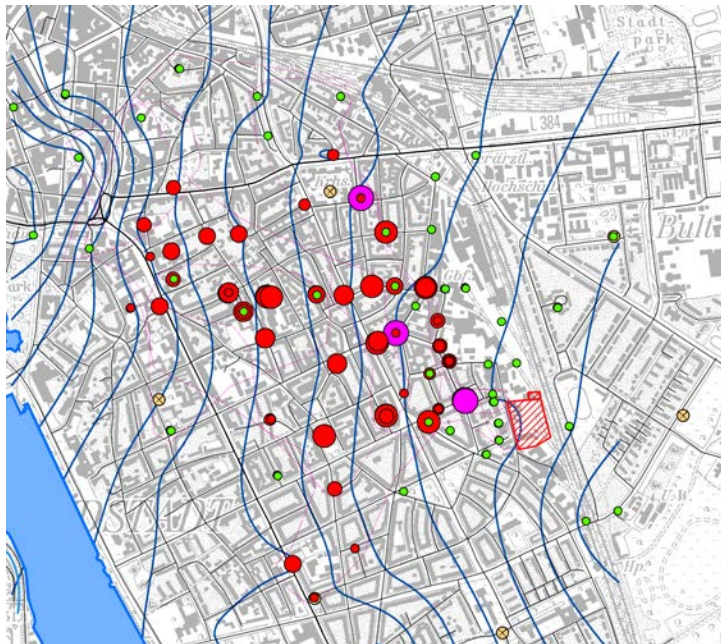


Abb. 9.235.: Skizze der Dichlorethan-Belastung im Messnetz der Südstadt 2006; alle Tiefenklassen, grün = \leq NWG, rot = Belastung, magenta = \geq p95, gelb = Stadtkarte Hannover, Ausrichtung Nord, unmaßstäblich.

Tab. 9.77.: Kennwerte der Ethan-Verteilungen des Grundwassermonitorings von 2004 bis 2006, Aufteilung der Werte von 2006 in die Tiefenklassen flach, mitteltief, tief und rinne; Werte in $\mu\text{g L}^{-1}$.

Ethan	no	n	min	p25	p50	p75	p90	p95	p97.5	max
cmp04	107	88	-0.100	-0.024	-0.024	-0.024	-0.02	-0.02	-0.02	-0.02
cmp05	110	110	-0.024	-0.024	-0.024	0.04	0.11	0.23	0.62	15.6
cmp06	113	113	-0.024	-0.024	-0.024	-0.012	0.11	0.21	1.08	32.7
flach	77	77	-0.1	-0.024	-0.024	-0.024	-0.024	-0.024	0.011	0.061
mitteltief	78	78	-0.1	-0.024	-0.024	-0.024	0.045	0.16	1.08	1.38
tief	109	109	-0.1	-0.024	-0.024	0.064	0.23	0.28	1.59	5.1
rinne	66	66	-0.1	-0.024	-0.024	0.097	0.19	4.7	16.4	32.7

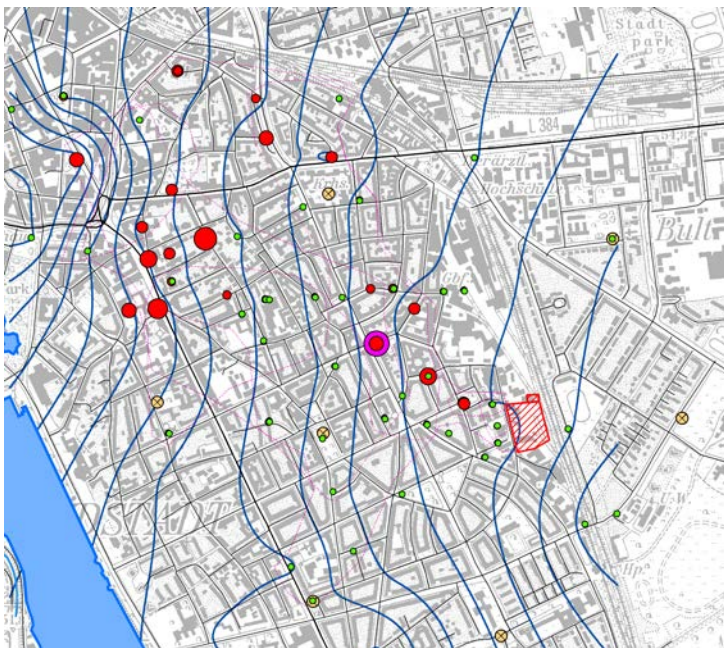


Abb. 9.236.: Skizze der Ethan-Konzentration im Messnetz der Südstadt 2006; alle Teufenklassen, grün = \leq NWG, rot = Belastung, magenta = \geq p95, gelb = Stadtkarte Hannover, Ausrichtung Nord, unmaßstäblich.

9.8.16. Monozyklische Aromaten (BTEX)

Von den monozyklischen Aromaten spielen nur Benzol und Toluol im Einzelfall eine Rolle, während Ethylbenzol, 1,2,4-Trimethylbenzol, 1,3,5-Trimethylbenzol, o-Xylol und m,p-Xylol in keiner Probe nachgewiesen wurden. Die statistischen Kennwerte für Benzol und Toluol sind in Tab. 9.78 für die Kampagnen zusammengefasst, wo Befunde vorliegen. Es ist erkennbar, dass Benzol vor allem im Bereich der Rinne angetroffen wird, die mit den Direct-Push Bohrungen zusätzlich beprobt wurde.

Tab. 9.78.: Kennwerte für Benzol- und Toluol-Verteilungen des Grundwassermonitorings von 2005 bis 2006, Aufteilung der Werte von 2006 in die Tiefenklassen flach, mitteltief, tief und rinne; Werte in $\mu\text{g L}^{-1}$.

Benzol	no	n	min	p25	p50	p75	p90	p95	p97.5	max
cmp05	108	108	-1.7	-1.7	-2	-2	8	12	19	26.1
cmp06	119	119	-1.7	-1.7	-2	-2	-2	4	16	24.9
cmpDP	64	64	-1.7	-1.7	-2	15	33	42	54	58.2
flach	93	93	-1.7	-1.7	-1.7	-1.7	-1.7	-1.7	-1.7	-1.7
mittel	100	100	-1.7	-1.7	-1.7	-1.7	-1.7	-1.7	-1.7	5.4
tief	154	154	-1.7	-1.7	-1.7	-1.7	-1.7	1.9	7.7	11.6
rinne	119	119	-1.7	-1.7	-1.7	12.4	21.5	33.9	42.2	58.2
Toluol	no	n	min	p25	p50	p75	p90	p95	p97.5	max
cmp05	108	108	-1.7	-1.7	-2	-2	-2	-2	5	6.7
flach	93	93	-1.7	-1.7	-1.7	-1.7	-1.7	-1.7	-1.7	-1.7
mittel	100	100	-1.7	-1.7	-1.7	-1.7	-1.7	-1.7	-1.7	-1.7
tief	154	154	-1.7	-1.7	-1.7	-1.7	-1.7	-1.7	-1.7	5.2
rinne	119	119	-1.7	-1.7	-1.7	-1.7	-1.7	-1.7	1.7	6.7

Bei der geringen Anzahl von Nachweisen ist es sinnvoll, das Auftreten der BTEX-Aromaten Grundwassermessstellen-bezogen zu diskutieren und diese Grundwassermessstellen in Bezug zur Milieuzone zu setzen. In Abb. 9.237 ist erkennbar, dass Benzol in sehr niedrigen Konzentrationen auf der Zustromseite der Fahne und dort vor allem im tiefen Grundwasser der Rinne nachgewiesen wird.

Da aromatische Lösungsmittel zum primären Schadstoffinventar der Quelle gehörten (Kap. 5.3, S. 18), handelt es sich möglicherweise um die aromatischen Reste des primären Schadstoffcocktails, die gemischt mit chlorierten DNAPL in die Rinne verlagert wurden, wo sie ausschließlich reduktivem Abbau unterlegen haben. Aromaten haben dabei wahrscheinlich eine bedeutende Rolle bei dem schnellen, cometabolischen Abbau gespielt. Die Dichte der Daten erlaubt keine Aussagen zu Trends.

9.8.17. Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW)

Bei der ersten Grundwasser-Probenentnahmekampagne im Projektzeitraum konnten keine aliphatischen Mineralölkohlenwasserstoffe nachgewiesen werden. Sie kommen daher auch

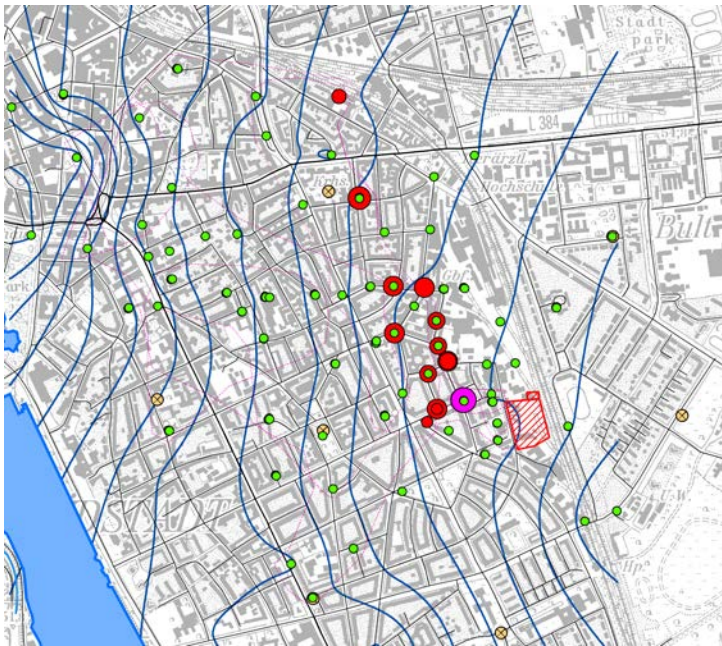


Abb. 9.237.: Skizze der Benzol-Belastung im Messnetz der Südstadt 2006; alle Teufenklassen, grün = \leq NWG, rot = Belastung, magenta = \geq p95, gelb = Stadtkarte Hannover, Ausrichtung Nord, unmaßstäblich.

nicht als Substrat für einen schnellen cometabolischen Schadstoffabbaues in Frage. Ob aliphatische Mineralölkohlenwasserstoffe zu einem früheren Zeitpunkt der Schadensentwicklung eine Rolle gespielt haben könnten, ist Kap. 5.3, S. 18 zu entnehmen. Auch 1,1,1-Trichlorpropan konnte als Einzelstoff in keiner Probe nachgewiesen werden (NWG $1.3 \mu\text{g L}^{-1}$).

Aliphatische Mineralölkohlenwasserstoffe spielen in Hannover Südstadt im aktuellen Stand der Fahnenentwicklung keine Rolle, aromatische Kohlenwasserstoffe (BTEX) sind in fast allen Fällen unterhalb der Bestimmungsgrenze bzw. der Nachweisgrenzen des angewandten GC-FID/ECD-Verfahrens konzentriert. Exemplarische Parallelbeprobungen ausgewählter Messstellen (identisches Regime der Probenentnahme) in 2005 mit nachfolgender Analytik mit einem bezüglich der BTEX-Einzelkomponenten nachweisstärkeren GC-MS Verfahren ergaben eher niedrige, jedoch nachweisbare Konzentrationen für BTEX.

9.9. Hinweise auf mikrobiologischen Abbau

Vorbemerkung Mikrobiologie im Sinne einer Identifizierung der abbaufähigen Organismengemeinschaften mit molekularbiologischen Methoden, mit Inkubationsversuchen zum Stoffabbau im Labor oder mit molekularbiologischen Methoden (PCR, FISH) waren nicht Bestandteil des Antrags innerhalb des Projektes Hannover Südstadt im KORA–Teilverbund 3 "Chemische Industrie". Im Sinne der Schwerpunktbildung bei den 6 Standortprojekten lag dieser hier auf dem 3D–Monitoring, der 3D–Modellierung des Untergrundes (vorliegender Bericht) und der daran anschließenden reaktiven numerischen Transportmodellierung mit Hilfe eines Prozessmodells (Schlenz u. a., 2008) und eines reaktiven 3D–Schadstofftransportmodell für den Standort (M & P in [Region Hannover \(2007\)](#)). TV3–Standortprojekte mit einer starken mikrobiologischen Komponente waren hingegen Perleberg (TP 3.2), Karlsruhe–Ost/Killisfeld (TP 3.3), Frankenthal (TP 3.6) und Düsseldorf–Lierenfeld (TP 3.4).

Trotzdem konnten im Rahmen der projektübergreifenden Zusammenarbeit im KORA TV3 Verbund Grundwasserproben für die direkte Untersuchung mit molekularbiologischen Methoden (PCR, nested PCR) entnommen werden, die von der FAL Braunschweig durch [Miethling–Graf u. a.](#) untersucht wurden. Die Ergebnisse wurden dem Standortprojekt in Form eines Kurzberichtes (Kap. 9.9.1) zugänglich gemacht.

Teil des Antrages waren jedoch Untersuchungen des $\delta^{13}\text{C}$ der Chlorethene, die als Unterauftrag an das Labor IGU Sehnde vergeben werden konnten (Kap. 9.9.2.1). Zusätzlich wurde mit eigenen Mitteln an ausgewählten Proben die stabile Isotopie des Kohlenstoffs in CH_4 , CO_2 , TIC und Ethen bestimmt (Kap. 9.9.2.2).

9.9.1. Direkte Hinweise auf Biodegradation durch FAL / Braunschweig

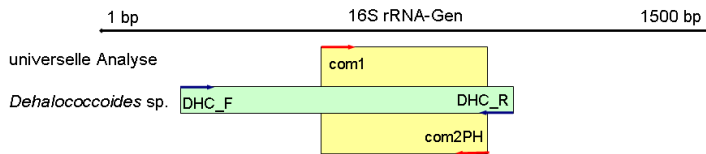
Ein strenger "Beweis" für mikrobielle reduktive Dechlorierung bis zum Endprodukt Ethen steht aus. Da aber eine klar umgrenzte Zone von Ethen (Abb. 9.233, S. 306) auf der Zustromseite der Fahne identifiziert wurde und zugleich bekannt ist, dass die abiotische reduktive Dechlorierung nicht zur Anreicherung des parallel zu Ethen in hohen Konzentrationen vorhandenen Vinylchlorid führt ([Lee u. Batchelor, 2002a](#)), ist ein hoher Anteil der Mikroorganismen an der Summe der wirksamen reduzierenden Prozesse anzunehmen.

Probenentnahme, Kühlung und schneller Transport zur FAL / Braunschweig wurden nach Vorgabe der FAL durch das Projektpersonal durchgeführt.

Untersucht wurden 11 Grundwasserproben aus tiefen Messtellen: 1) Tiestestr.2 t, 2) Neues Kreishaus t, 3) Hildesheimerstr. 103, 4) Rautenstr./Sonnenweg t, 5) Höltystr., 6) Geibelplatz t, 7) Lutherstr.27, 8) Lutherstr.32a m, 9) Lutherstr.32a t, 10) Nazarethkirche t, 11) An der Weide f sowie die Referenzen DHC positiv Kontrolle und NK negativ Kontrolle. Angewandt wurde dabei die molekularbiologischen Methoden der PCR (Polymerase chain

Gruppenspezifische PCR

Position universeller ssU rDNA Primer und gruppenspezifischer Primer



nested PCR

Kombination von zwei Amplifikationsschritten unterschiedlicher Spezifität

1. Amplifikation der Ausgangs-DNA mit **gruppenspezifischen** Primern
2. Einsatz der PCR-Produkte als *template* für die 2. PCR mit **universellen** Primern

Abb. 9.238.: Prinzipskizze zur Analytik gruppenspezifischer PCR von *Dehalococcoides sp.*; Quelle: Miethling-Graf u. a..

Nachweisgrenzen von *Dehalococcoides* in der PCR

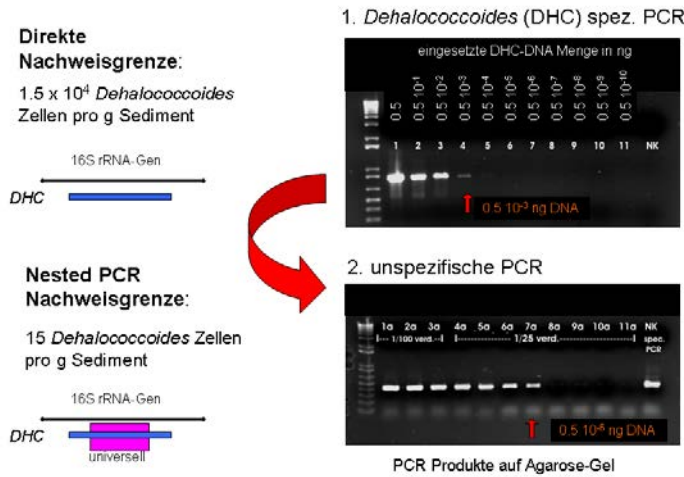


Abb. 9.239.: Methodik und Nachweisgrenzen zum Nachweis von *Dehalococcoides sp.*–Zellen im Grundwasser; Quelle: Miethling-Graf u. a..

reaction) und der "nested-PCR" zur Bestimmung der gruppenspezifischen 16S rRNA des Mikroorganismus *Dehalococcoides sp.*.

Zur Zusammenfassung wird die Ergebniserläuterung von [Miethling-Graf u. a.](#) wörtlich wiedergegeben:

Bei dem gruppenspezifischen PCR-Nachweis von *Dehalococcoides* handelt es sich um einen qualitativen Nachweis. Die Auswertung der beiden PCR-Schritte ermöglicht jedoch eine semi-quantitative Aussage. Ist nach der ersten, spezifischen PCR bereits ein Produkt auf dem Agarose-Gel zu erkennen, so liegt *Dehalococcoides* in erhöhter (angereicherter) Konzentration in der Probe vor. Diese könnte man dann auch in einer quantitativen PCR (realtime PCR) quantifizieren. Sieht man in der ersten Reaktion nichts, kann man durch die zweite, nachgeschaltete PCR (nested PCR) das Detektionsniveau erniedrigen und *Dehalococcoides* in sehr niedrigen Konzentrationen nachweisen. Je stärker

Grundwasserproben Hannover-Südstadt

1	Tiestestr.2 t
2	Neues Kreishaus t
3	Hildesheimerstr.103
4	Rautenstr./Sonnenweg t
5	Höltlystr.
6	Geibelplatz t
7	Lutherstr.27
8	Lutherstr.32a m
9	Lutherstr.32a t
10	Nazarethkirche t
11	An der Weide f
DHC	positiv Kontrolle
NK	negativ Kontrolle

1. PCR mit spezifischen *Dehalococcoides* Primern:



2. PCR mit universellen Primern:



Abb. 9.240.: Ergebnisse der Messungen zur markierten *Dehalococcoides* sp.-16S rRNA auf den Agarose Elektrophorese-Platten; Quelle: Miethling-Graf u. a..

das PCR Produkt im Gel ist, desto höher war die Konzentration der Ausgangs-DNA. Dieses sollte man jedoch noch überinterpretieren.

In allen Grundwasserproben aus Hannover-Südstadt konnte *Dehalococcoides* mit der nested PCR nachgewiesen werden, allerdings nicht in angereicherten Konzentrationen (kein Produkt in der 1. PCR). Vergleicht man die Stärke der PCR Produkte mit der nested PCR, so kann man vorsichtig interpretieren, dass in Probe 11⁹⁶ die größte Konzentration nachgewiesen wurde, ebenfalls leicht erhöht in Probe 8⁹⁷, 6⁹⁸ und 2⁹⁹. Diese Unterschiede sind aber sehr gering.

FAZIT: Das Potential zur vollständigen Dechlorierung liegt vor, der Prozess scheint jedoch limitiert zu sein und hat daher noch nicht zu einer starken Anreicherung von *Dehalococcoides* geführt.

9.9.2. Indirekte Hinweise auf Biodegradation durch stabile Isotope

9.9.2.1. $\delta^{13}\text{C}$ der Chlorethene

Die IGU GmbH, Sehnde erhielt den Auftrag zur Analytik der stabilen Kohlenstoffisotope der gelösten Chlorethene im Grundwasser. Nach einem methodischen Vorlauf in 2005 wurden im Rahmen des Grundwassermonitorings 2006 zusätzliche Proben für die IGU GmbH entnommen. Diese wurden nach der im Ergebnisbericht (Paetsch, 2006) beschriebenen Methodik analysiert. Die Ergebnisse werden in Paetsch (2006) in Grafiken und thematischen

⁹⁶An der Weide f

⁹⁷Lutherstr. 32a m

⁹⁸Geibelplatz t

⁹⁹Neues Kreishaus t

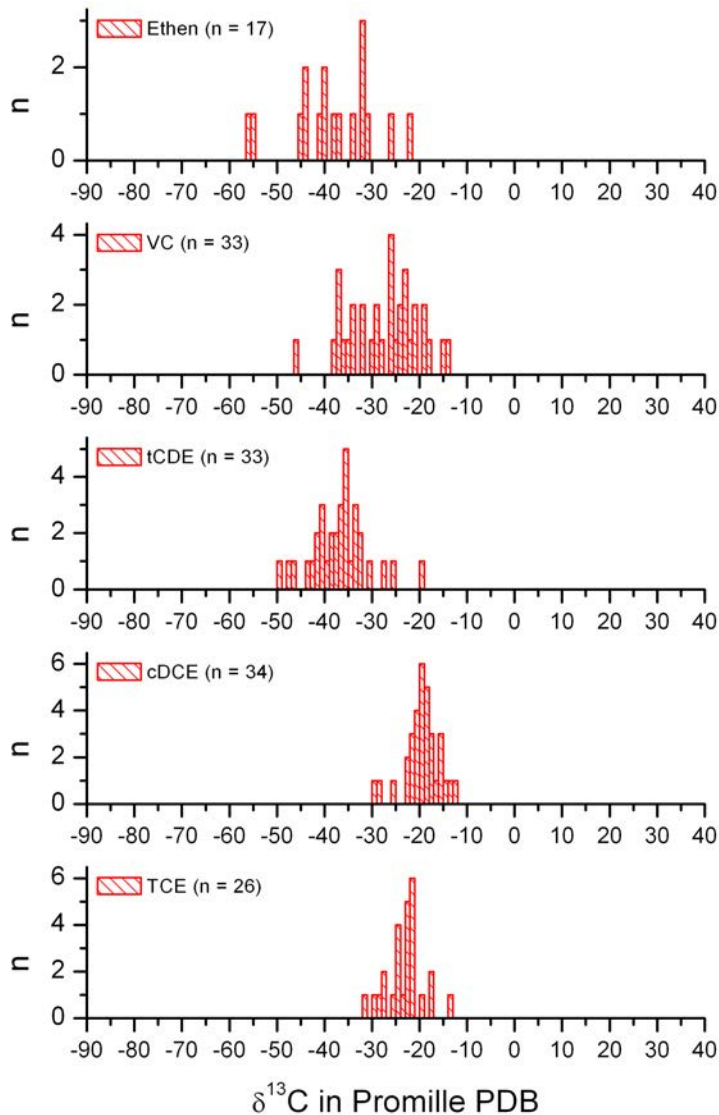


Abb. 9.241.: Histogramme der $\delta^{13}\text{C}$ -Werte der Chlorethen-Abbaukette in Hannover Südstadt von Trichlorethen bis zum chlorfreien Produkt Ethen; Trichlorethen ist leichter als 1,2-*cis*-Dichlorethen, die Spannweite der Werte ‰ PDB nimmt mit der fortschreitenden Dechlorierung zu.

Kartendarstellungen messstellenbezogen dargestellt und qualitativ beschrieben (Kap. ??, S. ??ff.).

Bei den maximal 34 Grundwasserproben für die Isotopenanalytik (1,2-*cis*-Dichlorethen) wurden ausschließlich tiefe oder mitteltiefe GWM beprobt. Paetsch (2006) stellt die Unabhängigkeit der $\delta^{13}\text{C}$ -Werte von Trichlorethen, 1,2-*cis*-Dichlorethen, 1,2-*trans*-Dichlorethen, Vinylchlorid, Ethen und CH_4 von deren Stoffkonzentrationen fest und weist auf den weiten Wertebereich für CH_4 hin, für den eine geogene Quelle vermutet wird. 1,2-*cis*-Dichlorethen und Trichlorethen weisen gegenüber Vinylchlorid und Ethen eine relativ enge, unimodale Verteilung auf. In Abb. 9.241 sind die $\delta^{13}\text{C}$ -Werte aus Paetsch (2006) mit einer Klassenbreite von 1 ‰ (bezogen auf den PDB-Standard) dargestellt.

Die für die mikrobielle Dechlorierung zu erwartende Tendenz zur ^{12}C -reicheren, d.h.

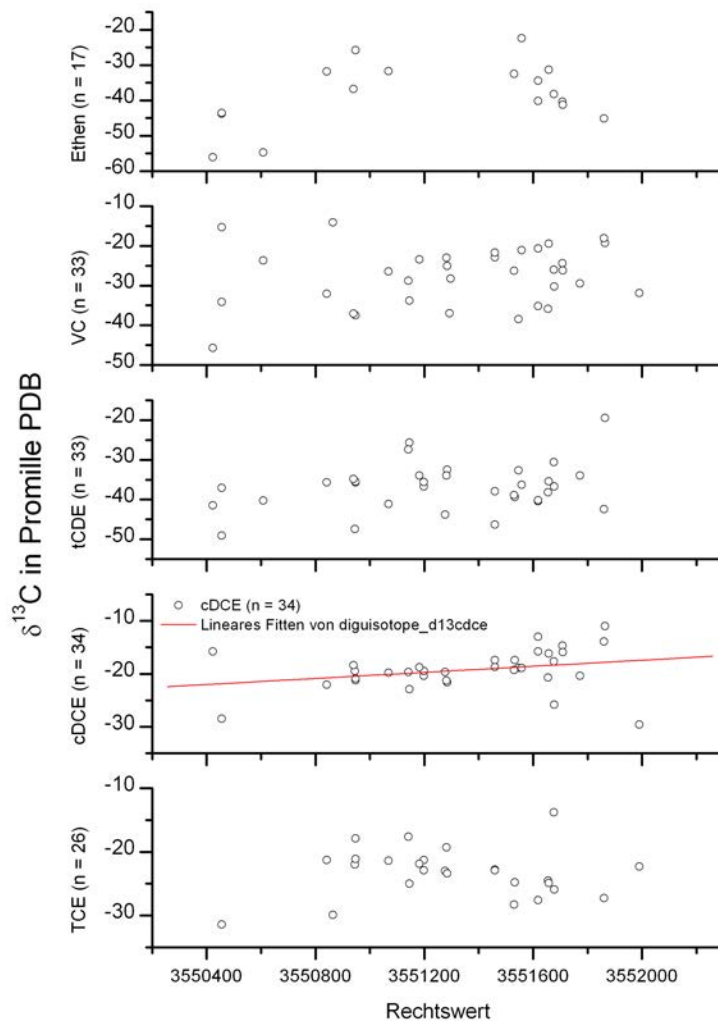


Abb. 9.242.: Verteilung der $\delta^{13}\text{C}$ -Werte der reduktiven Chlorethen-Abbaukette in der EW-Projektion; Im Mittel wird entlang der Fließrichtung Trichlorethen auf Kosten von 1,2-*cis*-Dichlorethen schwerer; Ethen wird im Bereich der Rinne in Fließrichtung schwerer.

isotopisch leichteren Tochterprodukten (negativere $\delta^{13}\text{C}$ -Werte)¹⁰⁰ ist für die Paare 1,2-*cis*-Dichlorethen—Vinylchlorid und Vinylchlorid—Ethen in Abb. 9.241 zu beobachten. Die Spannweite der Werte nimmt mit zunehmender Dechlorierung von 1,2-*cis*-Dichlorethen zu Ethen deutlich zu (Abb. 9.241). Das Paar Trichlorethen—1,2-*cis*-Dichlorethen scheint zur Annahme einer reduktiven, mikrobiologischen Trichlorethen-Abbaukette nicht zu passen, da Trichlorethen im Mittel leichter ist als 1,2-*cis*-Dichlorethen. Nach Hunkeler u. a. (2002) ist dies jedoch ein natürliches Phänomen, wenn die Dichlorethen-Isomere Produkte eines fortgeschritten Perchlorethen- und Trichlorethen-Abbaues sind, bei dem 1,2-*cis*-Dichlorethen quasi übrigbleibt und — relativ gesehen — akkumuliert während das leichte Isotop sich in den weiter dechlorierten Produkten anreichert. Zusätzlich besitzt die Trichlorethen-Belastung einen unterschiedlichen räumlichen Schwerpunkt (Kap. 9.8.14.2, S. 286), wie auch aus dem Anhang (Abb. ??, S. ??) hervorgeht. Paetsch (2006) vermutet isotopisch unterschiedliche Trichlorethen-Quellen in der Fahne.

¹⁰⁰Mikroorganismen bevorzugen aus energetischen Gründen das leichtere Molekül als Elektronenakzeptor. Dadurch wird bei der Halo-Respiration der Metabolit am leichten Isotop ^{12}C angereichert, während das Ausgangsprodukt daran verarmt und schwerer wird.

Die Betrachtung des Gesamtdatensatzes (Abb. 9.241) wird hier mit einer Betrachtung im Fließgeschehen kombiniert (Abb. 9.242, GW–Fließrichtung von E nach W), bei der alle GWM auf die EW–Koordinate projiziert werden. Auffällig ist zunächst die Spannweite der Messwerte. Bei 1,2-*cis*-Dichlorethen ist erkennbar (linearer Fit), dass es von der Zustromseite zur Abstromseite um etwa 5 ‰ leichter wird. Jenseits der Hildesheimer Str. kommt wieder schwereres 1,2-*cis*-Dichlorethen vor, was Hinweis auf starken Abbau sein kann (mündl. Mittl. K. Schmidt, TZW Karlsruhe). Für Trichlorethen ist in Fließrichtung ein entgegengesetzter Trend hin zu isotopisch schwerem Trichlorethen zu erkennen. Dies könnte Hinweis auf eine Verarmung des Trichlorethen durch bevorzugten Abbau des leichten Ausgangsproduktes sein. In der Betrachtung der durch die Art der Darstellung (Projektion) gemittelten Trends scheint ein sinnvoller Abbauzusammenhang zwischen Trichlorethen und 1,2-*cis*-Dichlorethen erkennbar zu sein. Diese ist aus der Betrachtung der Gesamtheit der Daten (Abb. 9.241) allein nicht erkennbar, sondern wird eher verborgen. Ethen wird im unmittelbaren Bereich der Rinne in Strömungsrichtung erkennbar schwerer und ist jenseit dieser Zone nicht mehr nachzuweisen.

Zur Darstellung im Kartenbild wurde in Abstimmung von AG und AN zum Einen vereinbart, nur in 3 Farbklassen (rot, gelb grün) eingeteilte Einzelwerte in ihrer Zuordnung zu den Teufenklassen darzustellen, Einzelheiten der Isotopensignale finden sich im Anhang im Kartenbild in Abb. ??, S. ??ff. Zum Anderen wurden die Differenzen der Paare Trichlorethen—1,2-*cis*-Dichlorethen, 1,2-*cis*-Dichlorethen—Vinylchlorid und 1,2-*cis*-Dichlorethen—Ethen dargestellt (Abb. ??, S. ??ff).

In der Gesamtschau entsteht das Bild einer vertikal und lateral sehr heterogenen Verteilung der Isotopensignale, die den Gedanken an unterschiedliche Ausgangsprodukte, verschiedene Eintragsorte und Abbauzustände nahe legt. Das modellhaft–schlüssige Isotopenbild, das im Themenverbund TV3 "Chemische Industrie, Metallverarbeitung" am Standortprojekt Frankenthal (TV3.6) erarbeitet wurde, ist hier nicht erkennbar. Dies ist wahrscheinlich eine Folge der hydraulisch ereignisreichen Standortgeschichte (Kap. 9.7.1), der grossen Ausdehnung der Fahne senkrecht zur heutigen Grundwasserströmungsrichtung und der historischen Entwicklung der Quelle. Möglicherweise wechselte auch die Isotopie der Ausgangskontaminanten Perchlorethen und Trichlorethen im Zuge der Entwicklung der Syntheseverfahren.

Meckenstock u. a. (2004) nennen noch weitere Prozesse, die in Hannover Südstadt dazu geführt haben könnten, dass nicht von einer modellhaften Isotopenanreicherung ausgegangen werden darf. Dazu gehören vor allem die Fraktionierung aufgrund von Chromatographie–Effekten (Caimi u. Brenna, 1997) und die Fraktionierung bei abiotischen Dechlorierungsreaktionen (Dayan u. a., 1999) wie hier z.B. an den vorhandenen Pyritoberflächen (vgl. Pyritschwefel in Kap. 9.6.4.6, S. 144ff.), die nach Lee u. Batchelor (2002a) ebenfalls für eine reduktive Dechlorierung relevant sind.

9.9.2.2. $\delta^{13}\text{C}$ von CH_4 , CO_2 , TIC und Ethen

Zusätzlich zur o.g. Vergabe (Kap. 9.9.2.1) wurden in den BGR-Laboren¹⁰¹ Untersuchungen der stabilen Kohlenstoffisotopenverhältnisse von CO_2 , CH_4 , TIC und von Ethen durchgeführt. Ziel der Untersuchung war es, Hinweise auf eine mögliche Veränderung des $\delta^{13}\text{C}$ im gelösten anorganischen Kohlenstoff auf dem Fließweg zu bekommen. Obwohl eine direkte, starke Veränderung des Isotopensignals im TIC aufgrund der Mineralisation der Chlorethene zu CO_2 aufgrund der unterschiedlichen Konzentrationsbereiche (TIC $\approx 10 \text{ mmol L}^{-1}$ vs. 1,2-*cis*-Dichlorethen $\approx 10 \mu\text{mol L}^{-1}$) als wenig wahrscheinlich betrachtet wurde, könnte der mikrobielle Gesamtumsatz im Grundwasserleiter aus dem sedimenteigenen TOC eine Veränderung des Signals bewirken. Die Maxima von Trichlorethen ($\approx -23\text{‰}$) und 1,2-*cis*-Dichlorethen ($\approx -20\text{‰}$) liegen nahe den $\delta^{13}\text{C}$ -Werten von CO_2 mit $\approx -22\text{‰}$, der aus dem Headspace von Grundwasserproben bestimmt wurde (Abb. 9.243). Die $\delta^{13}\text{C}$ -Werte der beiden Verfahren für Ethen stimmen gut überein.

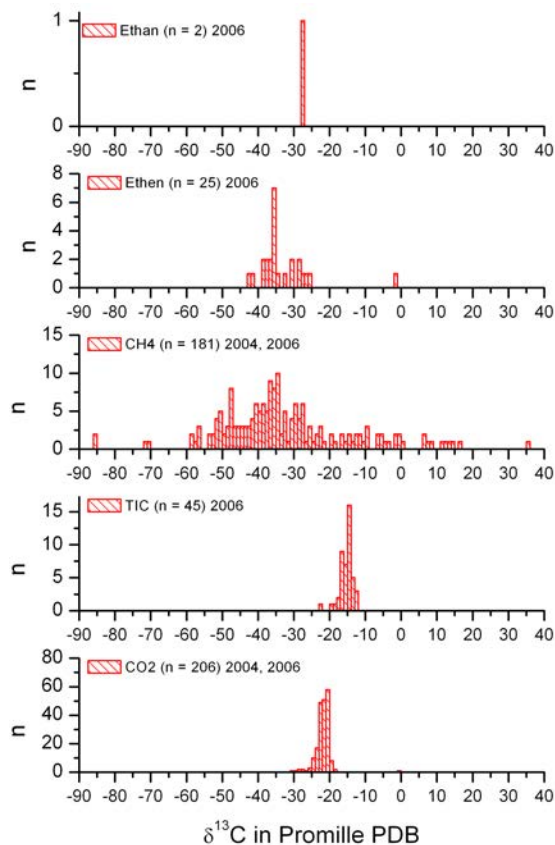


Abb. 9.243.: Histogramme der $\delta^{13}\text{C}$ -Werte von CO_2 (Headspace), TIC (Gasbench), CH_4 und Ethen (Headspace); CO_2 ist systematisch leichter als TIC, CH_4 weist eine grosse Spannweite der Werte mit mehreren Maxima auf, Ethen fällt mit dem stärksten Maximum von CH_4 zusammen.

Die Isotopensignatur der Kontaminanten in Abb. 9.241 ist also sehr ähnlich wie die Signatur des H_2CO_3^* , das sich im Gleichgewicht mit HCO_3^- im Headspace einstellt¹⁰² (Abb. 9.243). Zusätzlich wurde deshalb an 45 Proben im Vollaufschluss an der Gasbench die Isotopensignatur des TIC bestimmt, die mit $\approx -15\text{‰}$ systematisch schwerer ist als

¹⁰¹B4.11 und B4.13

¹⁰²Hierbei geht das leichte Isotop bevorzugt in die Gasphase über.

das CO_2 . Atmosphärisches CO_2 besitzt einen $\delta^{13}\text{C}$ -Wert von $\approx -7.6\text{‰}$ (Hoefs, 2004). Während marine Carbonate schwer sind und um 0‰ gruppieren, weist leichte organische Substanz, einschließlich der Kohle, Wertebereiche von -18 bis -35‰ (Hoefs, 2004), meist jedoch enger von -22 bis -28‰ auf, während humose Substanz im Boden zwischen -20 und -30‰ liegt. Der TIC ist also deutlich leichter als das CO_2 der Atmosphäre oder die Nebenkomponekte Kalkstein (Abb. 9.74, S. 140). In Abb. 9.243 fällt die enge Verteilung des $\delta^{13}\text{C}$ von TIC und CO_2 ins Auge.

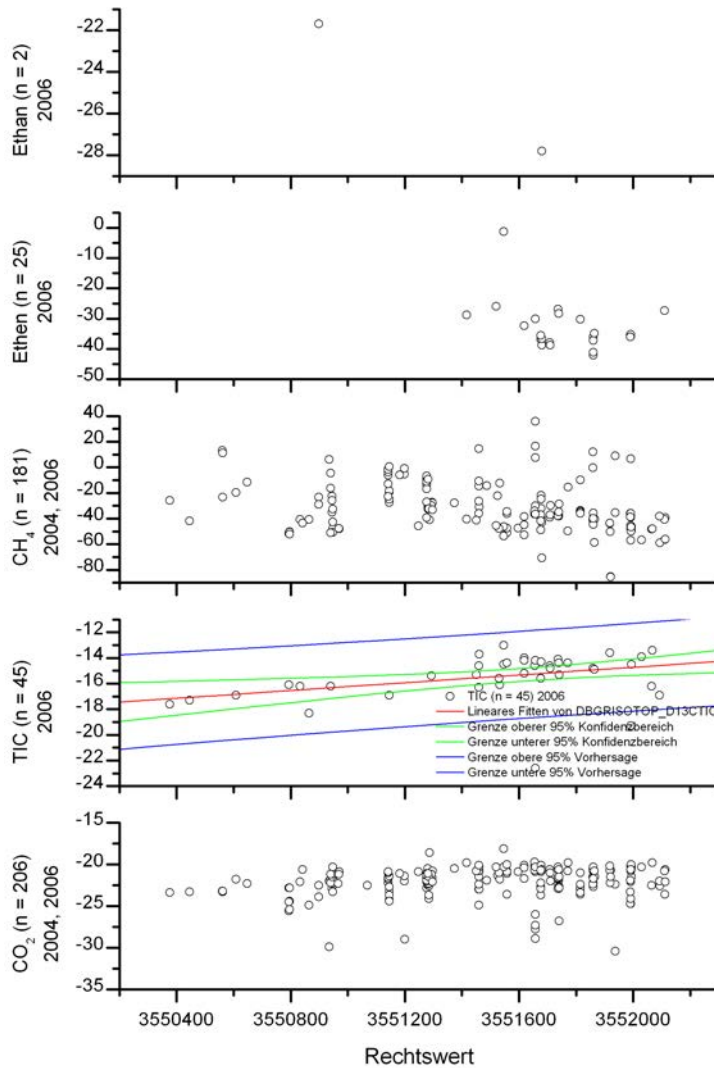


Abb. 9.244.: Verteilung der $\delta^{13}\text{C}$ -Werte von CO_2 , CH_4 , TIC und Ethen in der EW-Projektion; die jeweils schwersten Werte von CO_2 werden mit der Fließrichtung leichter, der TIC (nur tiefe und mitteltiefe Proben) wird auf der Fließstrecke im Mittel um -3‰ PDB leichter, eine leichte CO_2 -Quelle ist anzunehmen.

Abb. 9.244 zeigt, dass die isotopische Zusammensetzung des TIC auf der Fließstrecke messbar leichter wird. Der TIC steht für den Hydrogenkarbonatpuffer des Grundwasserleiters. Dieser ist über das Projektgebiet ausgesprochen stabil (Kap. 9.8.9.1, S. 248ff.). Es ist eine Zufuhr von isotopisch leichtem CO_2 aus einer organischen Quelle anzunehmen. Ein Einfluß abgebauter Chlorethene würde einen unrealistisch hohen Stoffumsatz voraussetzen und kann daher quantitativ ausgeschlossen werden. Sehr wahrscheinlich ist jedoch die Zufuhr aus dem TOC des Sedimentes kombiniert mit der Oxidation des CH_4 , welches z.T.

extrem leicht ist (Abb. 9.243).

Die extrem grosse Spannweite der $\delta^{13}\text{C}$ -Werte bei CH_4 von -60‰ bis $+15\text{‰}$ PDB mit Ausreissern von -85‰ bis $+35\text{‰}$ ist ein interessantes Phänomen am Standort. In Kap. 9.8.13.1, S. 279 wird die Konzentrationsabnahme von Methan zur Grundwasseroberfläche hin dargestellt und diskutiert. Die isotopisch leichten Proben um -50‰ sind nach Hoefs (2004) typisch für Methanogenese in Süßwassersedimenten. Die Ursachen für die sehr viel leichteren Werte der GWM 180985 Tiestestr. bleiben unklar. Das Maximum der Verteilung von Methan liegt zwischen -40 und -25‰ etwa in dem Bereich organischer Substanz, also auch von Kohle (-28 und -22‰). Bei der Freisetzung aus Kohle wäre keine wesentliche Änderung des Isotopensignals zu erwarten. Positive Werte sind bei einer fortschreitenden Methanoxidation möglich.

Mögliche Quellen für Methan sind:

- mikrobielle Methanogenese aus unterschiedlichen TOC-Quellen.
- marine Tonsteine im Liegenden
- disperse Kohlepartikel (Kap. 9.6.5.3)
- Abbau der Chlorethene

Es wurde in Kap. 9.8.14.7, S. 304ff. gezeigt, dass Ethen ausschließlich an stark reduzierende Milieuzonen gekoppelt ist und das Produkt der vollständigen reduktiven Dechlorierung von Vinylchlorid darstellt. Die leichteren Isotopensignale gegenüber den Chlorethenen widersprechen dem zumindest nicht.

9.9.3. Sulfatreduktion in "Zufalls-Mikrokosmen"

Bei der GW-PN beim Ziehen der DP-Sonde wurden besondere Grundwasserproben genommen (Kap. 9.6.1.3.2, S. 124). Aus ca. 6 L der mit Peristaltikpumpe geförderten dünnen Suspension wurde eine 100 mL Kationenprobe filtriert und 3 Headspacefläschchen für die GC-Analytik abgefüllt. Das Ergebnisse der GC-Analytik passt gut in das bekannte horizontale Schadstoffverteilungsbild. Die erhöhte vertikale Auflösung hat zusätzliche vertikale Gradienten auf der Anstromseite ergeben.

Die überzähligen, nicht vermessenen und trüben Headspaceproben (Verdünnungsproben) wurden für evtl. spätere Referenz bei Raumtemperatur (20 – 23°C) und Licht gelagert. Die 20 mL-Klarglas-Headspacegläschen waren mit ca. 10 mL Suspension (± 0.03 mL) befüllt. Die Lagerdauer betrug vom 9. bis zum 15.05.2006 bis zum 15.01.2007, also 244 Tage.

Befund

Innerhalb dieses Zeitraumes entwickelten 58 von 86 Headspacefläschchen intensive, schwarze und flockige Niederschläge. Das ursprünglich ockerbraune Sediment wurde nach tief-schwarz verfärbt, vereinzelt kommen am Behälterboden noch kleine ockerbraune Sedimentreste vor (Abb. 9.245). In einem Messprogramm wurde der Sulfatumsatz quantifiziert. Bestimmt wurden: der Geruch nach Öffnung, der pH-Wert und in einem Aliquot der Probe mit ICP-OES die Konzentrationen von S, Ca, Fe und Cl und der Rückstand. Aus der Differenz zwischen der Grundwasserprobe und den Konzentrationen in den "Zufalls-Mikrokosmen" wurde der reduktive Schwefelumsatz bestimmt.



Abb. 9.245.: "Zufalls"-Mikrokosmen als Nachweis mikrobieller Sulfatreduktion im Rinnenbereich des Grundwasserleiters (DP-Proben); Bodensatz aus Suspension in den Headspacefläschchen braun: (unverändert) vs. schwarz: starke FeS-Entstehung.

Während der Versuchsdauer nahm die gelöste Eisenkonzentration um fast 100 % auf Werte nahe der Nachweisgrenze ab. Die Ca-Konzentrationen nahmen im Mittel (p50) um 40 % (Bereich 10 bis 66 %) ab. Die gelösten Schwefelkonzentrationen (Annahme: Sulfat)

nahm im Mittel (p50) um 17 % ab. Dies entspricht einem Schwefelumsatz von im Mittel $5.4 \mu\text{mol}$ während der Standzeit (Versuchsdauer).

Die Analyse der Suspensionsrückstände (Proben xxx734 und xxx763) mit SEM/EDX zeigte vereinzelt kleine ($2 \mu\text{m}$) Framboide (Abb. 9.246) und vereinzelt FeS_2 -Aggregate mit Kristalliten im sub- μm Bereich. Diese waren jedoch nicht ursächlich für den schwarzen Niederschlag, dessen geringe Korngröße einen elektronenoptischen Nachweis nicht zuließ.

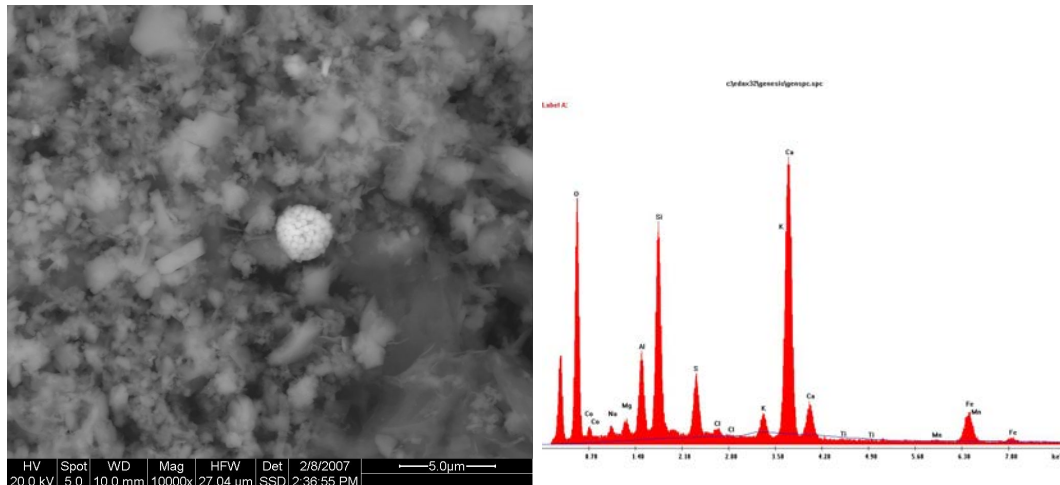


Abb. 9.246.: Analyse des Feststoffes (überwiegend Tonfraktion) aus der Direct-Push Grundwasserprobe, in der Sulfatreduktion nachgewiesen wurde, links: Framboid in silikatischem Detritus, rechts: Elementspektrum der Probe; Aufnahme D. Klosa.

Ein Zusatzbefund waren auffällige Konzentrationen von *Bromid* in den meisten der Ansätze von im Mittel (p50) 22 mg L^{-1} (Bereich 0.01 bis 113 mg L^{-1}). Diese Werte liegen weit über den Konzentrationen in den jeweiligen Grundwasserproben, die maximal 0.38 mg L^{-1} erreichen. Werte über 10 mg L^{-1} Bromid wurden in den DP-Stationen, Pilotystr., Geibelplatz, Wildenbruchstr / Geibelplatz, Spielhagenstr. 19 und Südbahnhof 14 angetroffen. Niedrige Konzentrationen weit unter 10 mg L^{-1} kamen in den Stationen Tiestestr. 14, Tiestestr. 24, Lutherstr. / Annenstr. und Spielhagenstr. 20 vor. Es kommt also über die Versuchsdauer zu einer bedeutenden Freisetzung von Bromid aus der Festphase des Suspensionsedimentes in die Lösung.

Fazit und Bedeutung

Die Bedingungen in den "Zufalls-Mikrokosmen" erlaubten mikrobielle Sulfatreduktion. Es kam zur Ausfällung von Eisenmonosulfiden. Dies bedeutet, dass lebensfähige Bakterien (Sulfatreduzierer) und geeignetes Substrat (Nährstoffe) in ausreichender Menge in der Suspension vorhanden waren. Die Langzeitdichtigkeit der Butylgummisepten reicht zur Ausbildung strikt anerober Bedingungen. Ockerbraune Farben sind in einigen Fällen auf locker sitzende Septen zurückzuführen. Die Änderung von Ca gibt indirekt Aufschluss über den Anstieg der Alkalinität

Die Ergebnisse belegen, dass Sulfatreduktion im Grundwasserleiter auf der Zustromseite in geringem Ausmaß als Prozess stattfindet. Die bisherige, durch organoleptisch gestützte Vermutung, kann hier qualitativ bestätigt werden. Das im Grundwasserleiter vorkommende organische Material eignet sich (teilweise) als Substrat für den reduktive Umsetzungen. Die Bromidfreisetzung könnte z.B. auf eine Kontamination mit Flammschutzmitteln hinweisen, die oft Bromverbindungen enthalten. Die Abweichung von den In-Situ Bedingungen sind die um ca. 10°C höhere Temperatur, Lichtbestrahlung und vor allem eine Anreicherung der Feinfraktion durch die Schlagimpulse im Korngerüst.

9.10. Untersuchung des 3D-Beschaffenheitsdatensatzes zur statistischen Absicherung der Abbauzonen im Grundwasser (A. Bahr)

9.10.1. Geostatistische Betrachtungen

Für die Massenbilanzierung gelöster Schadstoffe (Kap. 9.12.1ff.) ist eine Interpolation von Messwerten erforderlich. Variogramme dienen in der Geostatistik zur Beurteilung, ob eine Interpolation sinnvoll ist bzw. ob dabei Probleme zu erwarten sind. Darüber hinaus erlauben sie Eingangsgrößen für geostatistische Interpolationsverfahren wie z.B. Kriging zu ermitteln. Im Folgenden werden sie nur zur Prüfung verwendet, ob die Wahl einer geostatistischen Interpolationsmethode fachlich sinnvoll und begründet wäre.

9.10.1.1. Datengrundlage

Aus dem Gesamtdatensatz¹⁰³ wurden für die Ermittlung von Variogrammen nur Daten von 2006 benutzt.

9.10.1.2. Besonderheiten des Datensatzes

9.10.1.2.1. Normalverteilungsannahme Die Beschaffenheitsdaten von Grundwässern liegen in der Regel nicht in einer Normalverteilung vor. Auch mit einer einfachen Transformation der Daten (z.B. Logarithmieren) kann keine Normalverteilung erzeugt werden, wie in Abb. 9.247 zu erkennen ist.

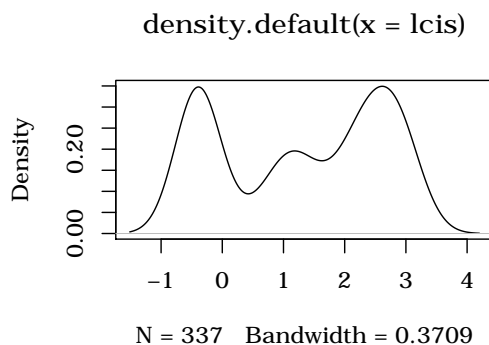


Abb. 9.247.: Dichteplot, 1,2-*cis*-Dichlorethen, logarithmiert, Gesamtdatensatz.

Dies hat damit zu tun, dass besonders bei den organischen Parametern oft eine beträchtliche Zahl der Messwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze liegt. Diese Werte wurden bei einer logarithmischen Transformation auf „0.3 * Bestimmungsgrenze“ gesetzt. Bei anderen Parametern wie Vinylchlorid findet man bedingt, durch Abbaumechanismen

¹⁰³smpgroup_id: 1,2,3,7,9 ohne stat.id 92 und smp.id 316660

von chlorierten Kohlenwasserstoffen, nur an einigen Stellen bedeutende Konzentrationen. Im Rest des Untersuchungsgebiets ist Vinylchlorid hingegen praktisch nicht nachweisbar.

Bei der Auswertung muss somit davon ausgegangen werden, dass die Normalverteilungsannahme nicht erfüllt ist. Die Anwendung von statistischen Verfahren, die eine Normalverteilung der Daten voraussetzen, ist bei diesen Daten daher nicht sachgerecht.

9.10.1.2.2. Räumliche Anordnung Die Proben stellen eine 3D Beprobung eines einzigen Grundwasserleiters dar. Die vertikale Ausdehnung (ca. 20 m) ist im Vergleich zur horizontalen Ausdehnung (>1000 m) relativ gering. Proben aus dem oberen oder unteren Rand des Grundwasserleiters unterscheiden sich von Proben im Zentrum bei gleichen Rechts- und Hochwert oft viel stärker als Proben in der Mitte des Grundwasserleiters, die einen beträchtlichen horizontalen Abstand aufweisen. Die Varianz der Werte ist somit stark anisotrop in Bezug auf die z-Richtung.

9.10.1.3. Variogramme

Die Erstellung der Variogramme erfolgte mit dem Paket *gstat* (Pebesma, 2004) des Statistikprogrammes *R* (R Development Core Team, 2007). Die Wahl war durch die Möglichkeit, 3-dimensional rechnen zu können bedingt.

Um auf eine horizontale Anisotropie zu prüfen, wurde neben einer Rechnung ohne Richtungsbeschränkung jeweils eine Rechnung für 0, 45, 90, und 135° angestellt. Die Toleranz war dabei 20°. Um der Anisotropie in z-Richtung Rechnung zu tragen, wurde einmal mit vertikaler Toleranz 90° (d.h. ohne Beschränkung, zu Vergleichszwecken) und einmal mit 1° gerechnet. Die Einschränkung der vertikalen Toleranz führt dazu, dass direkt übereinander liegende Proben als Punktpaare nicht mehr in die Rechnung eingehen. Dadurch werden Varianzen bei kleinen Distanzen deutlich kleiner (siehe Abb. 9.248).

Bei der Betrachtung der Variogramme ist festzustellen, dass es einige Parameter gibt, die eine räumliche Abhängigkeit der Varianz zeigen (z.B. Fe, Ca, siehe Abb. 9.249, 9.250). Eine Reihe von Parametern zeigt aber keine erkennbare Abhängigkeit (z.B. Ethan, siehe Abb. 9.250). Eine horizontale Anisotropie ist in den meisten Fällen auch nicht zu erkennen. Fe (siehe Abb. 9.249) bildet da eine Ausnahme. Hier ist bei 135° die Varianz am kleinsten. Die Richtung liegt zwischen der Längs-Erstreckung der Rinnenstruktur und der Längs-Erstreckung der Schadstofffahne, d.h. das Ergebnis ist plausibel.

Versuche, Variogramme mit logarithmierten Werten oder mit gespreizten z-Werten zu ermitteln, führten zu nicht wesentlich anderen Ergebnissen. Deshalb wurde auch darauf verzichtet, bei den z-Werten zu versuchen das Gefälle des Grundwasserleiters herauszurechnen. Damit könnte sichergestellt werden, dass die vertikale Toleranz in die richtige Richtung wirkt.

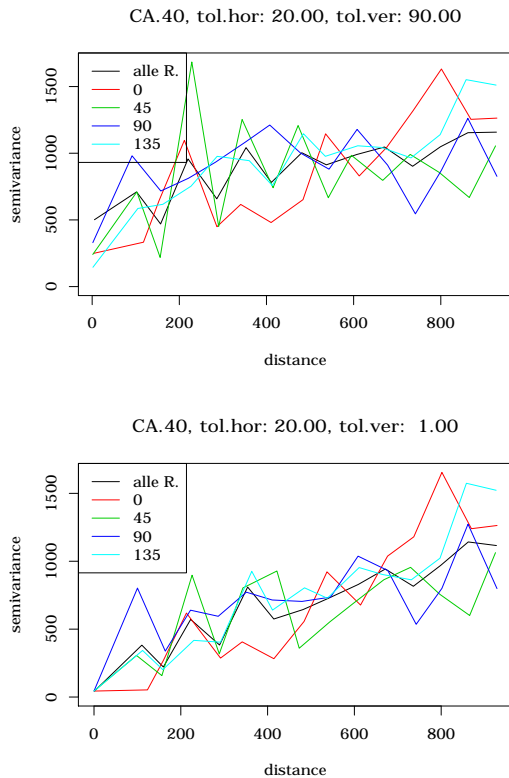


Abb. 9.248.: Variogramm, Ca.

9.10.1.4. Bewertung

Die Daten weisen eine starke Anisotropie in z-Richtung auf, d.h. die Werte variieren in z-Richtung auf viel kürzeren Entfernungen (bedingt durch Höhe des Grundwasserleiters) als horizontal. Dies ist bei Interpolationen auf jeden Fall zu berücksichtigen. Dazu kann z.B. für die Interpolation der z-Bereich gespreizt werden.

Die betrachteten Variogramme zeigen, dass eine räumliche Abhängigkeit der Varianz nicht bei allen Parametern erkennbar ist. Eine Interpolation der Daten mit der geostatistischen Methode des Krigings ist deshalb mehr oder weniger kritisch zu bewerten.

9.10.2. Multivariate Statistik

9.10.2.1. Veranlassung

Ziel der multivariaten Statistik ist es, die hydrochemischen Reaktionszonen, die bei der Betrachtung der flächenhaften und vertikalen Verteilungsgrafiken ins Auge fallen, auch mit geeigneten, bezüglich der chemischen Zusammenhänge „fachlich blinden“ multivariaten statistischen Verfahren zu finden. So können evtl. „Vorurteile“, die vom Betrachter abhängig sind, bei der Betrachtung der Daten minimiert werden.

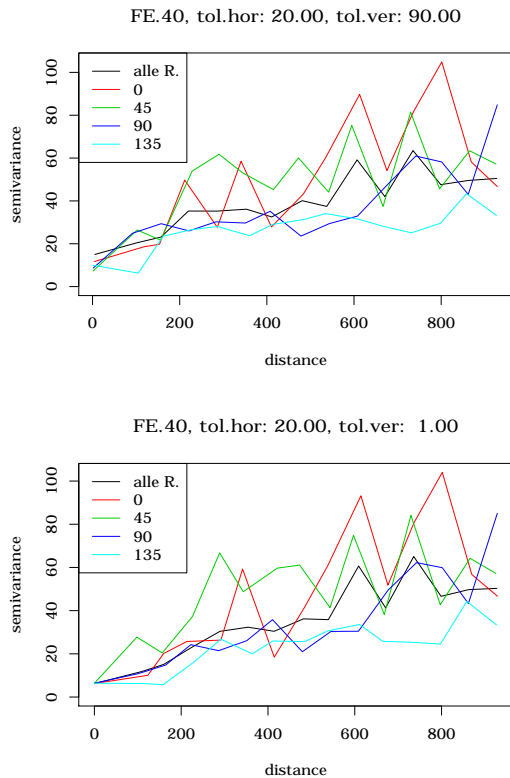


Abb. 9.249.: Variogramm, Fe.

9.10.2.2. Datengrundlage

Für die Berechnungen z.B. zur Clusterermittlung wurden die Ergebnisse aller Monitoringkampagnen (smpgroup_id: 1,2,3,7,9) ohne die Ausreisser stat.id 92 und smp.id 316660 zu Grunde gelegt.

9.10.2.2.1. Besonderheiten des Datensatzes Zusätzlich zu den unter 9.10.1.2 beschriebenen Problemen kommt bei den multivariaten Betrachtungen hinzu, dass viele anorganischen Parameter keine große Varianz zeigen. Wie Abb. 9.251 zu entnehmen ist, liegen z.B. die Werte für TIC (Total Inorganic Carbon) fast alle um 100 mg L^{-1} .

Dies ist nicht anders zu erwarten, da die Proben ja alle aus dem gleichen Grundwasserleiter eines nicht allzu großen Gebietes stammen. Für multivariate Betrachtungen sind Parameter mit unbedeutenden Varianzen uninteressant.

Ein weiteres Problem besteht darin, dass sich die anorganischen Parameter im Grundwasserleiter natürlich nicht sprunghaft von einem Punkt zum nächsten ändern. Dies wäre aber für eine Clusterung mit scharfen Clustergrenzen wünschenswert.

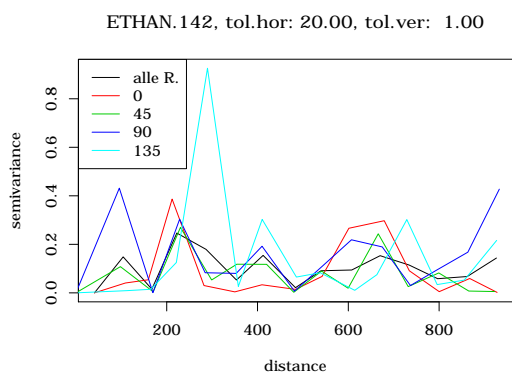
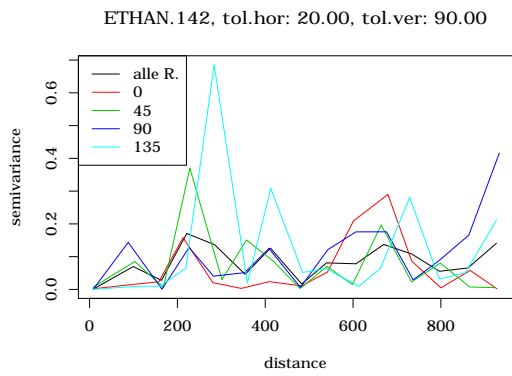


Abb. 9.250.: Variogramm, Ethan.

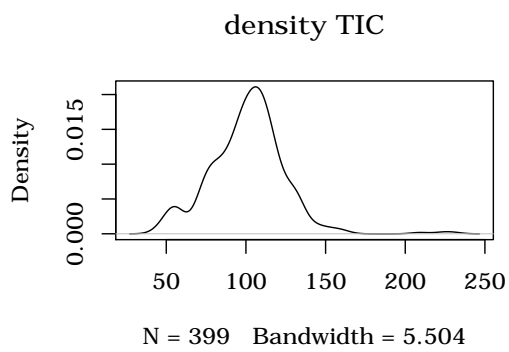


Abb. 9.251.: Dichteplot, TIC, Gesamtdatensatz.

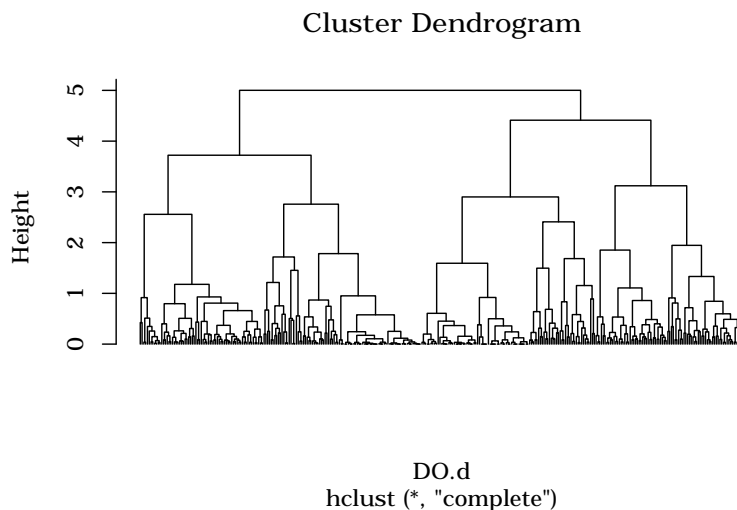


Abb. 9.252.: Dendrogramm; $\lg(\text{Fe})$, $\lg(1,2\text{-cis-Dichlorethen})$, $\lg(1,1\text{-Dichlorethan})$; complete linkage.

9.10.2.3. Klassische Clusteranalyse

9.10.2.3.1. Verfahren Bei den klassischen Verfahren der Clusteranalyse werden Proben in Gruppen aufgeteilt, wobei sich ähnliche Proben in der gleichen Gruppe wiederfinden sollen. Sowohl für die Berechnung der Ähnlichkeit (bzw. Distanz) von Proben, als auch für die Bildung der Gruppen (Cluster), gibt es verschiedene Verfahren.

Für die Berechnung der Ähnlichkeit von Proben wurde die euklidische Distanz gewählt, wobei die Daten zunächst standardisiert wurden. Außerdem wurden Parameter so ausgewählt, dass nicht mehrere gut miteinander korrelierte Parameter vorhanden waren. Um einer Normalverteilung näher zu kommen, wurden die Werte logarithmiert.

Für die Bildung der Cluster wurden sowohl ein partitionierendes Verfahren (k-means) als auch ein hierarchisches Verfahren angewendet.

9.10.2.3.2. Ergebnisse Betrachtet man die Dendrogramme der hierarchischen Clusterungen (siehe Abb. 9.252, 9.253) so entsteht der Eindruck, dass die Daten durchaus eine zum Clustern geeignete Struktur aufweisen. Bei der Agglomeration mittels „complete linkage“ (Unterschied zweier Cluster ist gleich dem maximalen Abstand zweier Proben) erfolgt die Zunahme der Unähnlichkeit zu vereinigender Cluster zwar relativ kontinuierlich, bei der Methode nach Ward sieht man aber deutliche Sprünge der Unähnlichkeit bei Reduktion der Clusterzahl. Die Ward-Methode bewertet die Zunahme der Varianz bei der Vereinigung zweier Cluster.

Die Darstellung der Ergebnisse der Clusteranalyse im Raum (Abb. 9.254) ergab, dass ein räumlicher Zusammenhang der Clusterzugehörigkeit nicht gegeben ist. Andere Variablenkombinationen, hierarchisches oder partitionierendes Clustern führten zu vergleichbar

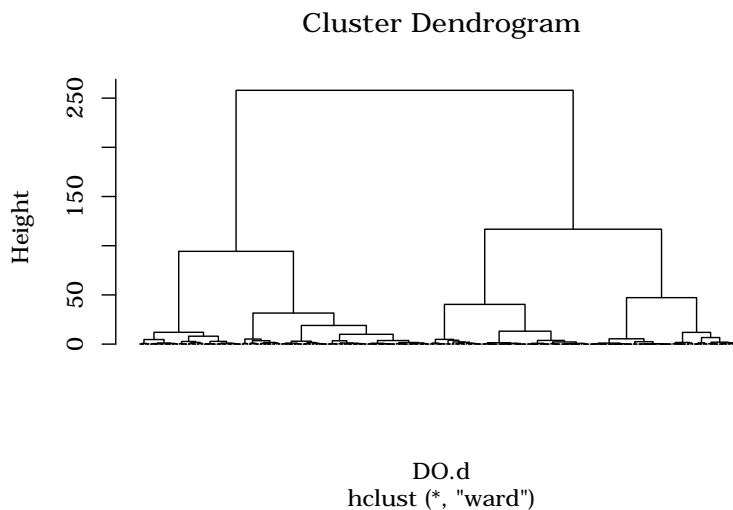


Abb. 9.253.: Dendrogramm; $\lg(\text{Fe})$, $\lg(1,2\text{-}cis\text{-Dichlorethen})$, $\lg(1,1\text{-Dichlorethan})$; Ward's method.

aussageschwachen Ergebnissen. Die Gründe hierfür sind in der beschriebenen Datenlage (siehe Kap. 9.10.2.2.1) zu suchen.

9.10.2.4. Fuzzy Clusteranalyse

Parameter ändern sich im Grundwasser oft kontinuierlich und nicht sprunghaft. Bei einer Einteilung in Cluster ist es dann schwierig eine klare Grenze zu definieren. Bei der Fuzzy Clusteranalyse weist man deshalb jeder Probe für jeden Cluster eine Maßzahl zu, die den Grad der Zugehörigkeit wieder gibt. Die Maßzahlen entstammen dem Intervall 0 bis 1 wobei 1 bedeutet, dass die Probe eindeutig zum entsprechenden Cluster gehört.

Zur Veranschaulichung der Ergebnisse einer Fuzzy Clusterung mit 3 Clustern wurden die Maßzahlen der Clusterzugehörigkeit in eine RGB-Farbe umgewandelt. Somit werden Proben mit einer vergleichbaren Clusterzugehörigkeit in einer ähnlichen Farbe dargestellt. Proben, die eindeutig einem der 3 Cluster zuzuweisen sind, werden in der Darstellung rot, blau oder grün dargestellt. Bei nicht eindeutiger Zuordnung ergeben sich Mischfarben. Im Beispiel von Abb. 9.255 ist nun auch der räumliche Zusammenhang der Cluster erkennbar. Dieser erscheint deutlich besser als bei der klassischen Clusterung (Abb. 9.254).

In Abb. 9.256 sind die Clusterzugehörigkeiten wieder als RGB-Farben codiert. Die an den Probenpunkten dargestellten 3 Kugeln übereinander repräsentieren die Clusterzugehörigkeit der Proben von 2004, 2005 bzw. 2006 (von unten nach oben). An der Farbgebung ist zu erkennen, dass Proben, die vom gleichen Probenahmeort stammen, i.d.R. auch eine sehr ähnliche Clusterzugehörigkeit haben. Dies war im Zentrum des Arbeitsgebiets auch nicht

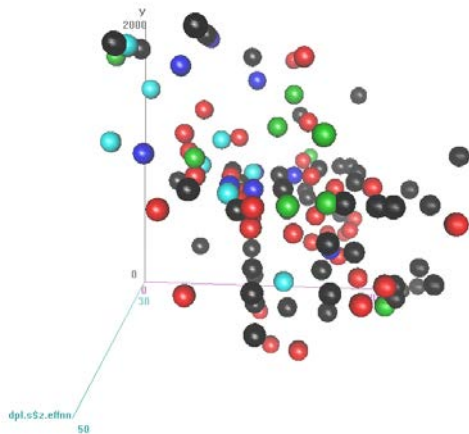


Abb. 9.254.: Cluster, k-means, (1,2-*cis*-Dichloroethen, 1,1-Dichlorethan, Fe, HCO₃, Vinylchlorid, NPOC, Na, Mg), alle logarithmiert, Modellgebiet stark überhöht von oben betrachtet; 5 Cluster; Clusterzugehörigkeit ist farblich markiert.

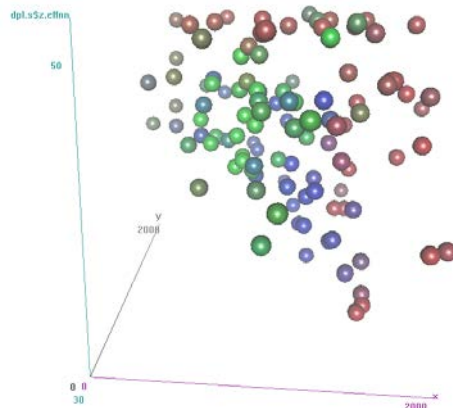


Abb. 9.255.: Fuzzy Cluster, (1,2-*cis*-Dichloroethen, 1,1-Dichlorethan, Fe, HCO₃, Vinylchlorid, NPOC, Na, Mg), alle logarithmiert, Modellgebiet stark überhöht von vorn betrachtet; 3 Cluster; Clusterzugehörigkeit durch RGB-Farbe wiedergegeben, Daten von 2006.

anders zu erwarten. Änderungen über die Jahre sind vor allem in den Randbereichen zu erwarten. Tatsächlich findet man die meisten erkennbaren Unterschiede bei der Clusterzuweisung von Proben (am gleichen Ort) am Rand des Arbeitsgebiets.

Im Gegensatz zur klassischen Clusteranalyse liefert die „fuzzy“-Clusteranalyse somit interpretierbare Ergebnisse.

9.10.2.5. Hauptkomponentenanalyse

Eine weitere Möglichkeit, Strukturen in Daten aufzudecken, stellt die Hauptkomponentenanalyse dar. Die Idee dahinter ist es, ein neues Koordinatensystem zu suchen, bei dem mit möglichst wenigen Dimensionen möglichst viel Varianz erklärt werden kann.

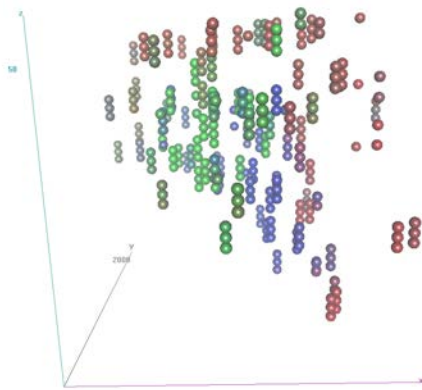


Abb. 9.256.: Fuzzy Cluster, (1,2-*cis*-Dichlorethen, 1,1-Dichlorethan, Fe, HCO₃, Vinylchlorid, NPOC, Na, Mg), alle logarithmiert, Modellgebiet stark überhöht von vorn betrachtet; 3 Cluster; Clusterzugehörigkeit durch RGB-Farbe wiedergegeben, Daten von 2004,2005,2006 als 3 Kugeln übereinander dargestellt.

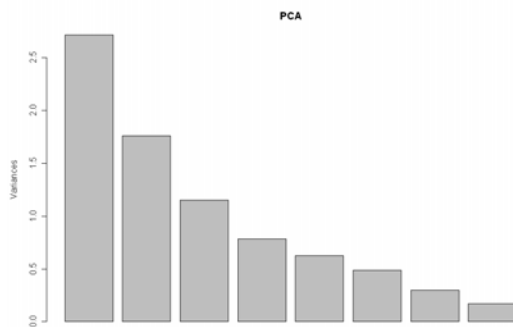


Abb. 9.257.: Varianzen der Hauptkomponenten, Parameter: 1,2-*cis*-Dichlorethen, 1,1-Dichlorethan, Fe, HCO₃, VC, NPOC, Na, Mg.

Unter Verwendung des gesamten Datensatzes sowie der Parameter 1,2-*cis*-Dichlorethen, 1,1-Dichlorethan, Fe, HCO₃, Vinylchlorid, NPOC, Na, Mg wurde eine Hauptkomponentenanalyse durchgeführt. Die Parameter wurden zuvor standardisiert. Wie aus Abb. 9.257 ersichtlich ist, nehmen die, von den einzelnen Komponenten repräsentierten, Varianzen kontinuierlich ab, was keine Hinweise auf Besonderheiten in den Daten liefert. Nur die ersten drei Komponenten zeigen Varianzen über 1, d.h., sie erklären mehr Varianz als ein einzelner Parameter.

Um die Ergebnisse zu veranschaulichen, wurden die ersten drei Koordinaten der Proben im Hauptkomponenten Koordinatensystem als RGB-Farbe codiert. Ähnliche Farben bedeuten somit eine ähnliche Position im Parameterraum.

Die Ergebnisse sind in Abb. 9.258 und 9.259 dargestellt. So wie bei der „fuzzy“-Clusteranalyse ist auch hier ein räumlicher Zusammenhang bei den durch die Farbe wiedergegebenen Komponentenkoordinaten zu erkennen. Proben, die vom gleichen Ort, aber verschiedenen Jahren stammten, zeigen auch hier ähnliche Farben, d.h. sie liegen an ähnlichen Orten im Parameterraum.

Die visuelle Auswertung über die Farbgebung stellt analog zur „fuzzy“-Clusteranalyse ein unscharfes Verfahren dar. Die unscharfen Verfahren sind offenbar geeigneter, um interpretierbare Ergebnisse zu erzielen.

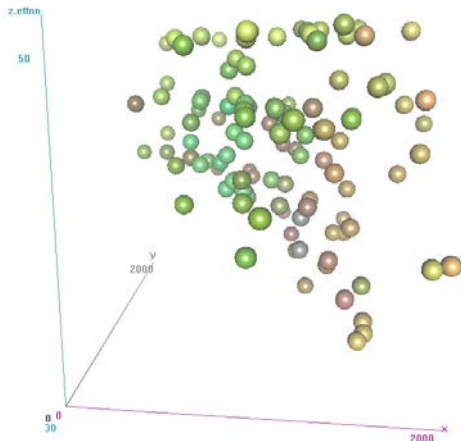


Abb. 9.258.: Ergebnisse der Hauptkomponentenanalyse, Parameter: 1,2-*cis*-Dichlorethen, 1,1-Dichlorethan, Fe, HCO₃, Vinylchlorid, NPOC, Na, Mg. Die Farbe entspricht den ersten 3 Komponenten. Daten von 2006.

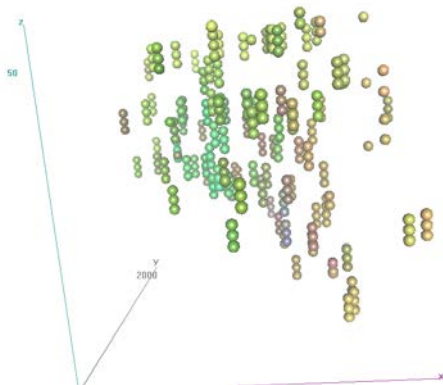


Abb. 9.259.: Ergebnisse der Hauptkomponentenanalyse, Parameter: 1,2-*cis*-Dichlorethen, 1,1-Dichlorethan, Fe, HCO₃, Vinylchlorid, NPOC, Na, Mg. Die Farbe entspricht den ersten 3 Komponenten. Daten von 2004, 2005, 2006.

9.10.2.6. Bewertung

Die Anwendung der klassischen Clusteranalyse zur Gruppierung der Daten führte nicht zu interpretierbaren Ergebnissen. Die Cluster waren im Parameterraum heterogen verteilt. Sie stehen in keinem Zusammenhang mit der Zonengliederung, die durch den geschulten Beobachter aufgrund der räumlichen Verteilung der LCKW-Metaboliten und der Elektrodenakzeptoren vorgenommen wird. Die Ursache für die mangelnde Eignung der klassischen Clusteranalyse wurde noch nicht hinreichend ergründet.

Die Anwendung der „fuzzy“-Clusteranalyse sowie der Hauptkomponentenanalyse mittels Veranschaulichung über RGB-Farben führten hingegen zu interpretierbaren Ergebnissen, die die Zonengliederung des geschulten Beobachters anähernd wiedergeben. Ob mit diesen Methoden neue Erkenntnisse gewonnen werden können, muss allerdings noch geprüft werden. Es wäre z.B. interessant zu betrachten, warum in einigen wenigen Fällen Proben vom gleichen Ort, aber aus unterschiedlichen Jahren, unterschiedlich klassifiziert werden.

9.11. Auswertung der Monitoringdaten mit 3D-Modellen

9.11.1. Bohr- und Ausbaudatenbank

9.11.1.1. Einführung

Im Projektverlauf sind Informationen über Untergundaufschlüsse ganz verschiedener Herkunft und Qualität angefallen, die einer systematischen Klassifizierung und Speicherung zum schnellen Zugriff und zur übersichtlichen Darstellung bedurften. Bei den Aufschlussdaten handelte es sich um Bohrungs- und Ausbauinformationen von

- ingenieurgeologischen Bohrungen, die im Rahmen von Baugrunduntersuchungen gewonnen wurden (z.B. im U-Bahn-Bau oder bei Gründungen)
- Aufschlussbohrungen zur Kontrolle der Absenkungen während des U-Bahn-Baus
- Bohrungen zur Trinkwassernotversorgung
- Bohrungen zur Grundwassersanierung
- Forschungs- und Erkundungsbohrungen
- Grundwassermessstellen des Grundwasserstands- und Grundwassergütemessnetzes
- Grundwassermessstellen zur Überwachung der Grundwasserqualität bei Schadensfällen.

Quellen der Originaldaten waren

Amt für Geoinformation der Landeshauptstadt Hannover Die Informationen über das städtische Messnetz umfasst über 500 Messstellen (9.1.1), von denen die relevanten Aufschlüsse in das Projektdatenbanksystem übernommen wurden. Aufgrund der Inkompatibilität der beiden Datenbanksysteme wurden die relevanten Aufschlüsse (Grundwasserhöhen- und -gütemessnetz) händisch aus den Archiven des Amtes für Geoinformation ausgesucht und in die Datenbank ebenfalls händisch in die LBEG-Datenbank überführt.

GeoData Die Informationen über Kontroll- und Sanierungsbrunnen den Sanierungsfall Kertess betreffend wurden von der Fa. Geodata, Garbsen zur Verfügung gestellt. Für die Projektbearbeitung wurden im Wesentlichen Grundwassermessstellen(-gruppen) aus dem unmittelbaren Umfeld der Dichtwand in die Datenbank aufgenommen. Bohrungen aus dem inneren Bereich wurden lediglich zum Profilabgleich für die seismischen Messungen (9.5.2) verwendet.

Stadtwerke Hannover Informationen über Trinkwassernotbrunnen.

Bohrdatenbank Niedersachsen Die im LBEG für das Projektgebiet vorhandenen Bohrdaten wurden in die Projektdatenbank überführt.

Zu Beginn des Forschungsprojektes wurde ein Datenbanksystem ausgewählt, mit dem die o.g. Informationen abrufbar vorgehalten werden sollten. Es wurden Kriterien formuliert, die das System erfüllen sollte:

1. Sammlung von Schichtenverzeichnissen unterschiedlichster Qualität
2. Kompatibilität zur Bohrdatenbank Niedersachsen (SEP3-Format)
3. SQL-gestützte Datenbank (Datenaustausch, Multuserfähigkeit, eigene Abfragen)
4. Grafische Auswerte- und Darstellungsmöglichkeiten
5. Im- und Exportmöglichkeiten
6. Benutzerfreundliches System
7. Low-cost bis no-cost-Datenzugriffs-Variante für z.B. universitäre Partner
8. Ausbaubarer Datenbankteil für Grundwasser- und Bodenchemie (dieser Teil wurde nicht in *GeODin* realisiert, sondern in der bei der BGR entwickelten Datenbankanwendung *Aqua* (Kapitel 9.11.2)).
9. Offengelegte Architektur für Datenbankschnittstellen
10. Speicherung von und Zugriff auf Bildmaterial und Dokumente

Als Datenbanksystem für die Zusammenführung und Datenhaltung aller relevanten Informationen über geologische Bohrprofile, Ausbau- und Probandaten wurde die beim LBEG vorhandene Datenbanksoftware *GeODin* (Fugro Consult GmbH, 2006) eingesetzt. *GeODin* diente im Projekt als Frontend für eine serverbasierte SQL-Datenbank zur zentralen Speicherung und Abfrage der Datensätze sowie als CAD-Tool für die zeichnerische Ausgabe von Profilen und Ausbauezeichnungen.

Abgesehen von Punkt 7 erfüllte die Software *GeODin* o.g. Kriterien vollumfänglich. Die Realisierung einer Webserveranwendung, wie sie zu Projektbeginn geplant war, wurde gestoppt, da der Aufwand nicht im Verhältnis zum tatsächlichen Nutzen gestanden hätte.

GeODin hält ein umfangreiches Modul zur Verwaltung von Grundwasser- und Bodenchemiedaten vor. Projektintern wurde zugunsten der BGR-Datenbank *Aqua* auf die Verwendung des Moduls verzichtet, da in *Aqua* umfangreichere Datenhaltungs- und Auswertemöglichkeiten vorhanden sind und darüber hinaus frei verfügbar (z.B. zur Weitergabe an die Region Hannover) ist. In Kapitel 9.11.2 wird die Datenhaltung in *Aqua* beschrieben.

Die Eingabe und Speicherung der geologischen und Ausbaudaten in *GeODin* erfolgte im SEP 3-Datenformat (Preuss u. a., 1991). Nachfolgend wird in Kapitel 9.11.1.2 eine kurze Übersicht über die mit SEP 3 erfassbaren Daten gegeben.

9.11.1.2. Format SEP 3

Der Aufschlusstyp SEP 3 des LBEG ist die konsequente Weiterentwicklung der Erfassungsprogramme SEP 1 und SEP 2 (SEP = Schichten-Erfassungs-Programm). SEP 3 ist jedoch kein eigenständiges Programm, sondern eine Formatbeschreibung des für die Bohrdatenbank von Niedersachsen definierten Aufschlusstyps und wurde ursprünglich als Schnittstelle zwischen der Bohrdatenbank und der im LBEG eingesetzten Software *GeODin* entwickelt. Die Vorgängerversion SEP 1 ist als eigenständiger Aufschlusstyp (SEP-kompatibel) ebenfalls in die *GeODin*-Software integriert, um bereits bestehende Bohrungs- und Schichtdaten weiterhin bearbeiten zu können.

Zu den Bohrungsdaten, die mit SEP 3 erfasst werden können, gehören:

Stammdaten Die Stammdaten dienen der Identifizierung einer Bohrung und enthalten u.a. Angaben zur Lokation der Bohrung, zu beteiligten Firmen und Behörden sowie Informationen zur Erfassung und Bearbeitung.

Titeldaten Die Titeldaten stehen immer in Zusammenhang mit einem Schichtenverzeichnis. Jedem Schichtenverzeichnis einer Bohrung ist bei der Erstbeschreibung oder Interpretation ein Titeldatensatz zugeordnet, der Angaben zum Bearbeitungsdatum und zum Bearbeiter sowie zur Art der Interpretation und zur Interpretationsbasis enthält. Auf diese Weise ist es möglich, Schichtenverzeichnisse mit unterschiedlichen Interpretationen zu einer Bohrung vorzuhalten.

Schichtdaten Schichtdaten sind Beschreibungen des Bohrguts im Bohrprofil. Sie sind Tiefenintervallen zugeordnet. Zu den Schichtdaten gehören Angaben zur Stratigraphie, Petrographie, Genese, Farbe und Zusatz. Darüber hinaus stehen die Felder Kalkgehalt, Beschaffenheit nach Bohrgut und Bohrvorgang, Bodengruppe und Ergänzende Bemerkungen (Klartexteingabe) sowie die Interpretationsfelder Interpretationsgruppe, Interpretationsklasse und Interpretationsnotiz als separate Eingabefelder zur Verfügung.

Probendaten Die Probendaten enthalten Angaben zu Probenart, Probenbereich, Probenahmegerät, Probenlabor, Probenuntersuchung und Untersuchungsergebnis.

Ausbaudaten Zu den Ausbaudaten gehören Angaben zum Ausbau des Bohrlochs, zur Verfüllung, zu Filtern und dem Ausbau zu Grundwassermessstellen sowie zu Sonderbauten.

Bohrlochmessungen/Sondierungen Zu den Bohrlochmessungen/Sondierungen gehören die Logmessungen und Sondierungen mit ihren spezifischen Stammdaten (Bohrloch-Messfirma, Methode usw.).

Grundwasserdaten Die Grundwasserdaten enthalten alle die Angaben, die im Zusammenhang mit den angetroffenen Grundwasserverhältnissen stehen (z.B. Grundwasser angetroffen bei, gefallen bis, gestiegen bis, Ruhewasserspiegel) sowie Angaben zu Pumpversuchen und Wasseranalysen.

(Denino-Thiessen u. a., 2002)

Die Kodierung sämtlicher Aufschluss-, Bohr- und Ausbaudaten erfolgt innerhalb des *GeO-Din/SEP 3*-Kontextes mittels des in Preuss u. a. (1991) beschriebenen „Symbolschlüssel Geologie“

9.11.1.3. Bohrdatenbestand

Die 62 Stück Grundwassermessstellen aus dem Projekt Hannover–Südstadt (Kapitel 9.2.13) sind mit Stammdaten (Koordinaten und Namensgebung), geologischen Profildaten, Ausbaudaten, Bohrlochmessungen und Grundwasserstandsdaten sowie Lageskizzen und Photographien (zur Wiederfindung) vollständig im System abgelegt.

16 Stück Direct–Push–Sondierungen (9.6.1) sind mit Stammdaten, Bohrlochmessungen (EC–Logs) und ggf. Ausbaudaten gespeichert.

241 Datensätze stammen aus den o.g. Quellen und sind, auch bedingt durch die teilweise recht alten Aufzeichnungen, sehr heterogener Natur. Während die Stammdaten und dort vor allem Bezeichnungen und Koordinaten i.d.R. vollständig sind, liegen im Bereich Profil- und vor allem Ausbaudaten häufig lückenhafte bis keine Information vor. Die Aufnahme solcher unvollständiger Datensätze in die Projektdatenbank erfolgte dann, wenn der vorhandene Informationsteil nutzbringend war.

9.11.2. Hydrogeochemische Datenbank

Alle für die hydrogeochemische Auswertung erforderlichen Daten im Projekt werden mit der relationalen Client–Server Datenbank *Aqua* (Bahr u. Kringel, 2005) gespeichert, verwaltet und für die Auswertung vorgehalten. Die Struktur der Datenbank stellt einen sinnvollen Kompromiss zwischen der *Normalisierung* der Daten und einem fachlich nachvollziehbaren Datenmodell dar. Massendaten, wie z.B. chemische Messergebnisse oder physikalische Wasserstandsmessungen aus Druckloggern werden in einer stark normalisierten, parametrischen Form gespeichert, während z.B. Messtellendaten eher normalen Tabellen ähneln.

Durch Vorgabe einer Mindestmenge an Pflichtfeldern (NOT NULL Constraints) für jedes Datenbankobjekt und die Nutzung von sog. FOREIGN KEY Constraints, d.h. Vorgabewerte in Hilfstabellen, wird sichergestellt, dass nur auswertbare Daten in die Datenbank gelangen. Die referentielle Integrität der Daten wird durch PRIMARY KEY und FOREIGN KEY constraints jederzeit sichergestellt. Das Datenmodell von *Aqua* greift Empfehlungen der Staatlichen Geologischen Dienste auf. Zu den erfassten Daten gehören vor allem:

1. Projektinformationen in Tabelle *project*
2. Lagedaten von GWM, Brunnen und sonstigen Aufschlüssen projektweise in Tabelle *station*

3. Teilmenge der Ausbaudaten wie z.B. Filterteufen, Rohr- und Bohrdurchmesser in Tabelle `wells`
4. Probandaten mit Probenart, Entnahmedatum, Entnahmeart etc. in Tabelle `sample`
5. Messergebnisse in Tabelle `result` in parametrischer Form. Da Nachweisgrenzen häufig probenspezifisch und matrixabhängig sind, werden Messwerte $< \text{NWG}$ mit der negativen Konzentration als Zahlenwert in dem Datentyp `float` abgelegt. So werden auch unterschiedliche Nachweis- und Bestimmungsgrenzen transparent gespeichert.
6. Methodenbeschreibung der Messparameter (`parameter`) die $n : 1$ zu bestimmten `methods` zusammengefasst sind
7. Dokumentation der GW-Probenentnahme und der Speicherung der Wasserstände mit `head_info 1 : n head_dat`
8. Speicherung von Loggerdaten mit `log_info 1 : n log_dat`

Die Eingabe in die Datenbank erfolgt über tab-getrennte Textdateien mit dem Werkzeug *dbauf* (Bahr, 2006b) über ODBC oder über SQL-serverseitige Werkzeuge. Im Intranet des Geozentrums stehen die Daten allen angemeldeten, befugten Bearbeitern (Datenbanknutzern) mit Leserechten zur Verfügung. Die Ergebnisse konnten zunächst über eine MS Access-Oberfläche abgefragt werden, die 2005 von einem Java-Datenbankfrontend abgelöst wurde (Bahr, 2006a)¹⁰⁴.

Das Java-Frontend von Bahr (2006a) bietet u.a. einen Browser-Modus (Abb. 9.260) für die Suche nach einzelnen Datensätzen, verschiedene Abfragemöglichkeiten (projektbezogen, probengruppenbezogen, messnetzbezogen und TK25-bezogen) und den zeitsparenden Datenexport in eine Anzahl auswertungsrelevanter Dateiformate, so z.B. auch in das weithin genutzte *ESRI *.shp*-Format. Die Umrechnung von Messwerten von mg L^{-1} bzw. $\mu\text{g L}^{-1}$ (default) nach mmol L^{-1} bzw. $\mu\text{mol L}^{-1}$ wird ebenso unterstützt, wie geographische Koordinatentransformationen von einem Bezugssystem, z.B. Gauss Krüger Bessel in ein anderes Bezugssystem, wie z.B. UTM. Die Umrechnung erfolgt unter Nutzung der *EPSG*-Datenbank.

Die relationale Struktur der Daten und der Sprachumfang des SQL-Servers ermöglichen eine schnelle und flexible Abfrage der Mess- und Lagedaten in unterschiedlichen Formaten. Auch Teilschritte der Auswertung können bereits serverseitig vorgenommen werden. Die Abgabe der Monitoringdaten an die externen Projektpartner erfolgte als Abfrageergebnis aus der Datenbank *Aqua* in Form von tab-getrennten Textdateien.

¹⁰⁴*Aqua* läuft gegenwärtig auf dem *MS SQL Server 2000*. Seine Struktur ist jedoch leicht auf andere SQL-Server und andere Systemarchitektur wie z.B. *Linux* portierbar.

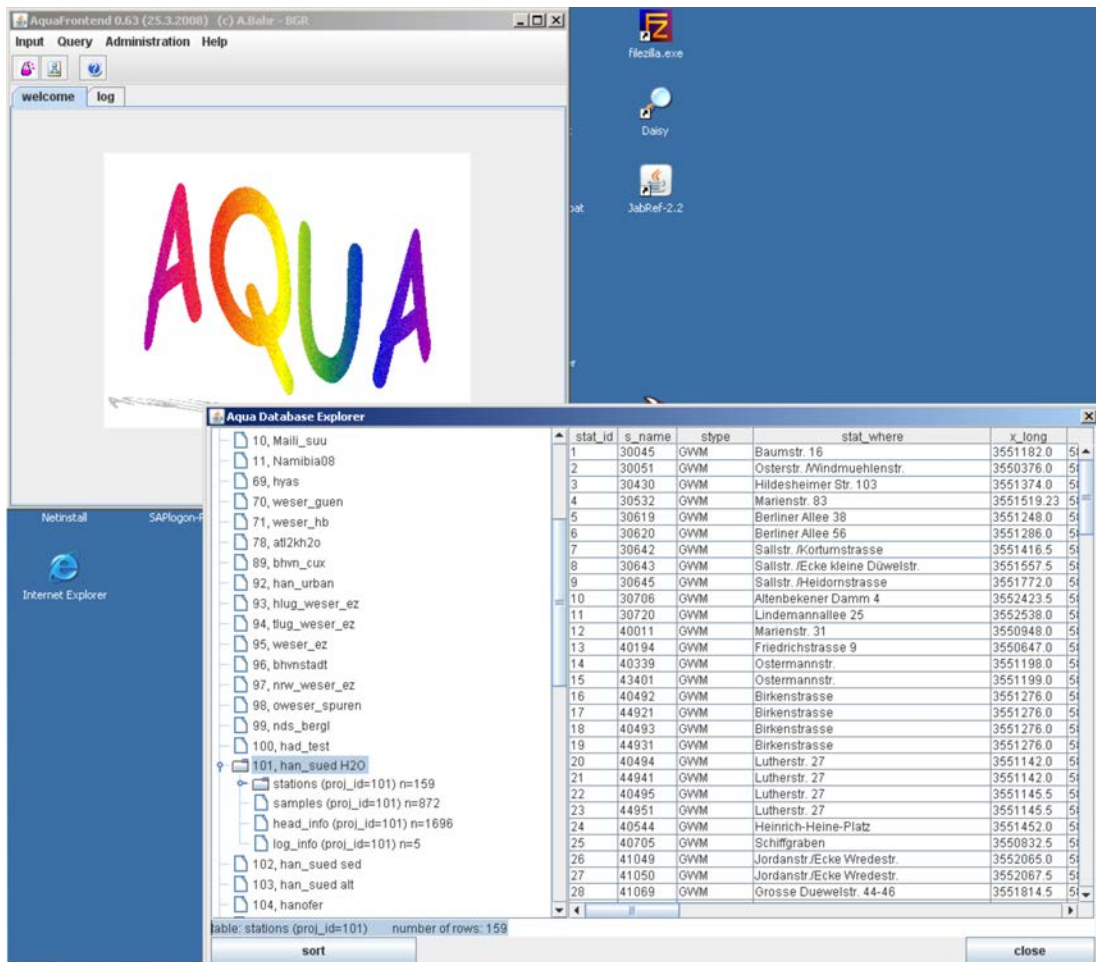


Abb. 9.260.: Datenbank *Aqua* in der Browseransicht. Java-Frontend/Client mit Zugriff auf den SQL-Server.

9.11.3. Schadstoffinventarisierung mit GRASS GIS (C. Mautalen, A. Bahr, A. Jobard & R. Kringel)

9.11.3.1. Veranlassung

Grundwassermonitoring besteht aus fünf Teilaufgaben:

1. Messnetzbau und -pflege
2. Grundwasserstandsmonitoring (Grundwasserdynamik)
3. Grundwassergütemonitoring (Grundwasserbeschaffenheit)
4. Wasseranalytik
5. Plausibilitätskontrolle, Datenspeicherung, Berichtswesen und Datenweitergabe

Ziel des Monitorings in Hannover-Südstadt war die Aufklärung der hydrogeochemischen Prozesse, die Feststellung der vorhandenen Schadstoffinventare und die Erfassung zeitlicher und räumlicher Veränderungen im Beobachtungszeitraum. Die Gewinnung repräsentativer und genauer (präziser) Stoffkonzentrationen im Grundwasser bildet dazu die Grundlage. Die Ergebnisse einer Kampagne (Kap. 9.4.3, S. 84ff.) werden aus der relationalen Projektdatenbank (Kap. 9.11.2) als Punktwolke im Koordinatenraum (x,y,z) abgerufen. Ihre horizontale und vertikale Verteilung wurde in den stoff- und beschaffenheitsbezogenen Kapiteln (9.8.5, S. 218ff.) mit univariaten Methoden und in Grafiken beschrieben.

Punktwolken im 3D-Raum sind oft wenig anschaulich. Auch lassen sie die Ableitung betroffener GW-Volumina nicht direkt zu. Deshalb sollten ausgesuchte Parameter in eine 3D-Verteilung im Koordinatenraum interpoliert werden. Die Interpolation erfolgt dabei in ein reguläres, dreidimensionales Gitter (Voxel-Gitter). Der Bezug der Interpolationsergebnisse zu den anderen räumlichen Daten¹⁰⁵ im Geografischen Informationssystem (GIS) musste erhalten bleiben. Die numerische, univariate Auswertung der Voxel-Gitter ermöglicht eine Inventarisierung (Bilanzierung) der gelösten Schadstoffe, da die Stoffkonzentration, die Porosität des GWL und das Volumen des Voxels bekannt sind.

Das Open Source GIS GRASS (GRASS Development Team, 2007) erhielt ab der Entwicklerversion 6.3 durch Gebbert (2007) zu den umfangreichen 2D Raster- und Vektoroperationen einen kleinen Satz neuer 3D-Module hinzu. Diese Module erweiterten die Funktionalität der schon lange bestehenden 3D Basis-Module (Neteler u. Mitasova, 2008) erheblich. So ist nunmehr die Verschneidung der Voxel-Gitter mit beliebigen räumlichen Oberflächen in 2.5D, wie z.B. digitalen Geländemodellen möglich. Dies war insbesondere nötig, um Interpolations-Artefakte sinnvoll entfernen zu können. Artefakte entstehen, da die Interpolationensalgorithmen i.d.R. räumliche Grenzen nicht berücksichtigen. Damit eignet sich Grass (GRASS Development Team, 2007) in besonderer Weise für die Interpolation von kleinen bis grossen 3D-Punktwolken aus beliebigen Messwerten, wie sie z.B. in größeren Grundwassermessnetzen anfallen.

Aus GRASS (GRASS Development Team, 2007), der relationalen PostgreSQL Datenbank (Ver. 8.1) (PostgreSQL Global Development Group, 2008) zur Verwaltung von Attribut- und Messdaten und dem externen 3D-Viewer Paraview (Henderson Squillacote u. a., 2006) wurde schrittweise eine GIS-Arbeitsumgebung mit allen erforderlichen Geo- und Messdaten aufgebaut¹⁰⁶.

Studenten der Université Michel de Montaigne, Institut EGID Bordeaux 3 Mautalen (2005) (Anhang ??, S. ??ff.) und Jobard (2006) testeten und nutzten diese Arbeitsumgebung im Rahmen ihres Betriebspraktikums, um die 3D-Daten zu interpolieren, darzustellen und auszuwerten. In Kap. 9.10.1 wurde unter Nutzung des Open Source Statistikpaketes R (R Development Core Team, 2007) mit dem Modul *gstat* (Pebesma, 2004) mit Hilfe von Semivariogrammen festgestellt, dass die Struktur der Messdaten, insbesondere die \pm ähnlichen horizontalen Abstände der Proben voneinander und deren ungeeignete

¹⁰⁵Überwiegend in 2D oder 2.5D

¹⁰⁶Die Arbeitsumgebung kann ohne Lizenz-Verletzung z.B. bei der Region identisch aufgebaut und genutzt werden.

statistische Verteilung, eine Anwendung von geostatistischen Kriging–Verfahren nicht sinnvoll erscheinen lassen.

9.11.3.2. Vorgehensweise bei der 3D Interpolation und Darstellung

Eine aktualisierte Kurzanleitung zur Auswertung der Beschaffenheitsdaten in 3D mit GRASS GIS aus Mautalen (2005) wird untenstehend dokumentiert¹⁰⁷. Unter den Modul–Namen findet sich die Funktionsbeschreibung unter GRASS Development Team (2007).

1. Anlegen einer Location, die das gewünschte geographische Referenzsystem (Ellipsoid, den Projektions–Typ, den Zentralmeridian) mit Vorgabe der Standardauflösung für Rasterkarten festlegt. Unter der Location werden alle Daten und Datenverweise für das GIS–Projekt abgelegt, für das eine DEFAULT REGION als „bounding box“ definiert werden muss. Spätere Änderung mit `g.region` ist möglich. Der Kartensatz (MAPSET) PERMANENT wird automatisch angelegt. Die in der `proj4`–Library und in der `EPSG`–Datenbank dokumentierten geografischen Referenzsysteme sind zulässig.
2. Import vorhandener Geodaten mit Hilfe der in GRASS verwendeten Open Source Libraries `Gdal` für Rasterdaten und `OGR` für Vektordaten nach PERMANENT oder nach neu anzulegende MAPSET. Das Modul `r.in.gdal` ist für den Rasterimport zuständig. Das Module `v.in.ogr` ermöglicht den Vektorimport¹⁰⁸ und mit `v.in.ascii` ist der Import von `*.csv`–Tabellen in einer wenig flexiblen Form möglich.

Zur Verwaltung der Attributdaten von Vektorgeometrien und für die Verwaltung beliebiger Messdaten empfiehlt sich jedoch die Nutzung von `PostgreSQL`. Bei dem Import von Vektorgeometrien mit `v.in.ogr` werden automatisch Attributtabelle erzeugt, wenn die Datenbank existiert, mit `db.connect` und `db.login` von dem zulässigen Datenbanknutzer verbunden wurde. Einige grundlegende SQL–Befehle, mit denen Tabellen erweitert und manipuliert werden können, können aus dem GIS heraus ausgeführt werden. Die mögliche Komplexität der Abfragen ergibt sich dabei aus dem Sprachumfang des Servers.

3. Der Import beliebiger Mess– und Vermessungsdaten in Tabellenform zu weiteren Verarbeitung mit GRASS nutzt zunächst die Importmöglichkeiten von `PostgreSQL` und der verwendeten Verwaltungsoberflächen, z.B. `phpPgAdmin` als GUI für die Datenbank. Bei grossen Datensätzen wie z.B. einem digitalen Geländemodell, empfiehlt sich die Anlage der geeigneten Tabellenstruktur mit `CREATE TABLE` und das Hinzufügen der Daten als `*.csv`–Datei mit dem `copy` –Werkzeug des Servers.
4. Um Daten aus einer Datenbanktabelle als Vektordaten mit Raumkoordinaten nutzen zu können, muss `v.in.db` auf die Tabelle angewandt werden. Zunächst jedoch ist sicherzustellen, ob diese Tabelle eine PRIMARY KEY Spalte mit dem Namen „ID“ des Datentyps `integer` erhält. Diese ist ggf. zu erzeugen. `v.in.db` erzeugt aus der Tabelle ein 2D oder 3D–Punkt–Vektorlayer mit entsprechender Attributtabelle, der mit den Standard GIS–Werkzeugen

¹⁰⁷Die Anwendung erfordert Grundkenntnisse von GIS–Methoden, Kenntnisse im Umgang mit SQL–Datenbanken und mit GRASS, die hier vorausgesetzt werden.

¹⁰⁸Als verbreitetes „simple feature“–Vektorformat werden `ESRI .shp`–Dateien gelesen und geschrieben. Bei dem Import werden nicht–topologische Vektordaten analysiert und dann in topologische Vektordaten umgewandelt, wobei erkannte logische Fehler gesondert dokumentiert werden.

dargestellt und weiterbearbeitet werden kann. Mit Nutzung der `WHERE`-Klausel können grosse Datensätze zerlegt werden.

- Die Interpolation eines 3D Vektor-Layers erfolgt mit Hilfe des `regularized spline tension` Algorithmus (RST) (Mitasova u. Lubos, 1993a) mit dem Modul `v.vol.rst`. Dieser Interpolationsmechanismus versucht eine Splinefunktion optimal durch die Punktwolke zu legen. Das Verfahren enthält keinen geostatistischen Ansatz. Das reguläre Voxel-Gitter wird mit den interpolierten Werten belegt. Von der Warte des Grundwassermonitoring ist die vorliegende Datenbasis als sehr detailliert zu bezeichnen (≤ 160 DS), für das Modul `v.vol.rst` liegt sie jedoch eher im unteren Arbeitsbereich. `v.vol.rst` enthält mächtige Funktionen zur Steuerung der Interpolation mit einer Möglichkeit für segmentierte Prozessierung (grosse Datenmengen). Die wichtigsten Parameter sind:

- Glättung (`smoothing`): Zulässige Abweichung von der Stützstelle, es ist auch ein ortabhängige Glättung möglich
- Spannung (`tension`): Steifigkeit der Splinefunktion
- Überhöhung (`zmult`)

Die Güte der Interpolation kann mit `cross validation`, einer Modulfunktion separat ermittelt und als 3D-Vektorlayer ausgegeben werden. Zusätzlich ist die Berechnung zahlreicher statistischer Grössen möglich, die die Raumlage, Krümmung der berechneten Körper beschreiben. Für die Daten in Hannover Südstadt wurde zunächst iterativ die Auflösung des Voxel-Gitters festgelegt ($20 \text{ m} \times 20 \text{ m} \times 1 \text{ m}$) und dann durch `cross validation` eine Minimierung der Varianz herbeigeführt. Die solchermaßen ermittelten Parameter wurden dann für die Interpolation verwendet.

Das Ergebnis der Interpolation liegt als Voxel-Gitter vor, welches physikalische Grenzen nicht berücksichtigen kann.

- Die Lösung, das Voxel-Gitter zu beschneiden liegt darin, dieses mit einem 3D-Voxelgitter mit `r3.mapcalc` zu multiplizieren, welches bei gleicher horizontaler und vertikaler Auflösung nur 0 oder 1 als Voxelwerte enthält.

Seit Einführung des Moduls `r.to.rast2elev` (Gebbert, 2007) können aus beliebigen 2.5D-Oberflächen, die wie z.B. Geländemodellen oder Grundwasseroberflächen mit `r.surf.rst` aus Messdaten erzeugt werden können, Voxel-Gitter erzeugt werden. In zwei Schritten kann so ein komplexe Maskendatei erzeugt werden, die aus der 3D-interpolierten Schadstoffverteilung nur sinnvolle, d.h. grundwassererfüllte Zellen übrig lässt.

Vielfach ist der Rand einer Fahne nicht bekannt, weil Stützstellen, d.h. Grundwassermessstellen fehlen. Es wäre denkbar, Stützstellen zu „raten“ und diese in der Interpolation berücksichtigen zu lassen. Die Vorhersage dieser Grenzen wäre jedoch sehr willkürlich und statistisch nicht zu begründen. Im vorliegenden Fall wurde deshalb auf Grundlage der Verteilung der Voxelwerte für jeden Parameter mit `r3.mapcalc` die Werte unterhalb eines definierten Schwellenwertes „cut off value“ auf 0 gesetzt. Die niedrig konzentrierten Randbereiche der Fahne gehen bei diesem Verfahren nicht in die Berechnung ein.

- Die Ergebnisse können mit `r3.out.ascii` als Datenarray und mit `r3.out.vtk` im VTK-Format ausgegeben werden, dass eine Anzeige von 3D-Daten im 3D-Viewer *Paraview* erlaubt (Abb. 9.261).

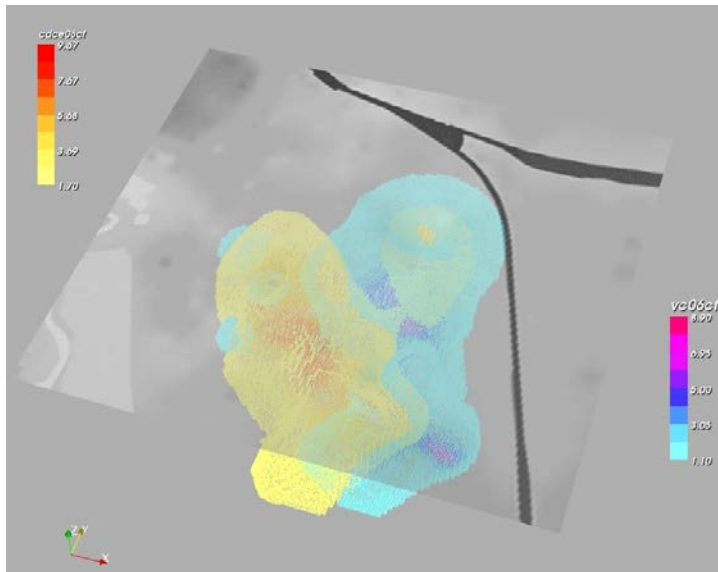


Abb. 9.261.: Kontaminationswolken von Vinylchlorid (r, blau) und 1,2-*cis*-Dichlorethen (l, gelb) im Grundwasser der Südstadt. Digitales Geländemodell der Stadt mit Maschsee und Bahndämmen zur Orientierung; Nordausrichtung, Werte in $\mu\text{mol L}^{-1}$.

8. Im vorliegenden Fall wurde mit Hilfe von *Java* von Bahr (2005) ein Betrachter für Voxel-Gitter programmiert, der eine univariate Auswertung in frei wählbaren Konzentrationsklassen anbietet und einen Export der ASCII-Daten im Format *x,y,z,Reihe,Spalte,Ebene,Wert* vorsieht. *r3.univar* ist ein neues Modul (Gebbert, 2007), das den univariaten Teil dieser Funktionalität anbietet.
9. Die Ergebnisse dieser Operationen können mit *r3.to.rast* als 2D-Rasterkarten für beliebige Tiefenstufen ausgegeben werden. Die Umwandlung in 2D-Isokonzen ist ebenfalls möglich. Im Einzelnen ist möglich:
 - 3D Verteilungen als farbige Netzgitter (Abb. 9.261), durchscheinende Wolken oder Isokonzenkörper
 - Schnittebenen durch 3D Verteilungen
 - 2D Rasterdaten für Tiefenebenen
 - 2D Isolinien für Tiefenebenen
 - *x,y,z,Wert*-ASCII Dateien

Interpolierte und sinnvoll verschnittene 3d-Verteilungen für Trichlorethen, 1,2-*cis*-Dichlorethen und Vinylchlorid wurden für das reaktive Schadstofftransportmodell als *x,y,z,Reihe,Spalte,Ebene,Wert*-ASCII Dateien exportiert und dem Projektpartner Mull & Partner für die Berechnungen mit *FeFlow* als Anfangsbedingungen für die Modellberechnungen zur Verfügung gestellt (Region Hannover, 2007).

Es wurde ein mächtiges und frei verfügbares Softwarewerkzeug eingeführt, getestet und angewandt, welches die Integration der komplexen Grundwassermonitoringdaten (Grundwassergüte mit vielen Parametern, Grundwasserstand) in drei Dimensionen erlaubt und eine rationelle Verarbeitung der Daten mit GIS-Werkzeugen ermöglicht. Die Rechenmöglichkeiten mit den Voxel-Gittern lassen auch komplexere Analysen zu. Die Weitergabe für weitergehende Modellierung ist möglich.

9.11.4. openGeo (J. Wilke, S. Hoffmann)

Dieser Berichtsteil beruht im Wesentlichen auf einer im Projekt durchgeführten Diplomarbeit an der Universität Hannover von [Wilke \(2005\)](#).

9.11.4.1. Einleitung

Ein Ziel des Teilprojektes von LBEG und BGR war die dreidimensionale Darstellung der im Projekt gewonnenen Bohrdaten und die Zusammenführung dieser und der bereits aus anderen Aufschlüssen vorhandenen Daten zu einem dreidimensionalen hydrogeologischen Strukturmodell.

Hierzu sollten die gesammelten Erkenntnisse in digitaler und in analoger Form zusammengetragen und ausgewertet werden. Daten in analoger Form der unterschiedlichsten Art, wie den geologischen und hydrologischen Karten, geologischen Schnitten, Bohrbefunden und geophysikalischen und hydrochemischen Messergebnissen wurden in digitale Form überführt und mit den bereits digital vorliegenden Daten in einem projektspezifischen Modell zusammengefasst. Dazu wurde das 3D-Programm *OpenGEO4* für die Modellierung verwendet, in dem weitere Daten im Nachhinein hinzugefügt werden können, so dass eine Aktualisierung der 3D-Ansicht des Untergrundes zu jeder Zeit möglich war. Der essentielle Teil dieses Arbeitspaket bestand darin, die lithologischen Befunde in Form von Bohrdaten zu hydrogeologischen Modellbaueinheiten zu bearbeiten und zusammenzufassen und schließlich als 3D-Volumenkörper darzustellen. Auskünfte über Lokationen und die dazugehörigen Bohrdaten sowie die Begrenzungen und Verteilungen von Grundwasserkörpern sind somit jederzeit abrufbar.

9.11.4.2. Numerische Modellierung

Der Einsatz numerischer Modellierungen sind in der Hydrogeologie inzwischen schon zu einer Standardanwendung geworden ([Dörhöfer u. a., 2000](#)). Das 3D-Strukturuntergrundmodell dient unter anderem als Grundlage für den Aufbau und die Anwendung numerischer Grundwasserströmungs- und Transportmodelle. Hieraus ergeben sich eine Vielzahl von Einsatzbereichen Als Beispiele seien die Möglichkeiten des Ressourcenmanagements bei der Gewinnung von Grundwasser für die Trinkwasserversorgung oder zum anderen, wie im Fall Hannover-Südstadt, Möglichkeiten für die Bestimmung der Belastung des Lockergesteinsaquifers genannt ([DVGW \(2004\)](#), [Dörhöfer u. a. \(2000\)](#)).

Grundwassermodelle schließen die Lücke zwischen der Erkundung bzw. Überwachung und der Beschreibung des Systemverhaltens von Strömungs- und Transportprozessen in Grundwasservorkommen. Sie zeichnen sich dadurch aus, dass sie die jeweiligen naturräumlichen Gegebenheiten unter Einbeziehung aller wesentlichen Einflussgrößen aus Geologie und Hydrogeologie modellhaft widerspiegeln und flächendeckende, zeitlich differenzierte Analysen und Prognosen liefern. Modellansatz, Datenlage und Kalibrierungsaufwand müssen dabei der Aufgabenstellung und der erforderlichen Wiedergabetreue des Grundwassermodells

angemessen sein (DVGW (2004), Dörhöfer u. a. (2000)). Das Verständnis der geohydraulischen Prozesse und Zusammenhänge im Untersuchungsgebiet, das sich aus dem Aufbau und der Anwendung eines numerischen Grundwassermodells ergibt, macht einen großen Wert einer Modellierung aus (DVGW, 2004).

Das hydrogeologische Modell ist eine konzeptionelle und im Sinne des Systemverhaltens in sich schlüssige Beschreibung und Darstellung der hydrogeologischen Verhältnisse und der beteiligten Komponenten der Grundwasserströmung. Es enthält abstrahierte und vereinfachende, im Hinblick auf die Aufgabenstellung adäquate Annahmen zur geologischen Struktur des Untergrundes und seiner hydraulischen Eigenschaften (DVGW (2004), Dörhöfer u. a. (2000)).

Das hydrogeologische Modell entsteht aus einer durch Annahmen, Vereinfachungen und Idealisierungen erstellten Modellvorstellung, deren Basis alle verfügbaren Erkundungsergebnisse, wie z.B. geologische und hydrogeologische Karten, Profilschnitte, Bohrprofile, geologische Schnitte, Stoffkonzentrationen, sind (DVGW, 2004).

Das numerische Grundwassermodell ist die numerische Lösung zur Beschreibung von Strömungs- und Transportprozessen. Es handelt sich dabei um Differentialgleichungssysteme, die auf physikalischen Gesetzen der Volumen-, Massen- und Energiebilanz und zugehörigen Strömungs-, Transport- und Reaktionsgesetzen beruhen. Vervollständigt wird dieses Gleichungssystem durch Bedingungsgleichungen: Anfangsbedingungen, die den Zustand zu Berechnungs- oder Prozessbeginn beschreiben und Randbedingungen, die den Systemzustand an den Rändern des gewählten Untersuchungsgebietes charakterisieren. Um die Gleichungen auf den Betrachtungsraum anwenden und lösen zu können, muss dieser in eine endliche Anzahl kleiner Raumteile zerlegt werden (Diskretisierung). Innerhalb eines diskreten Raumteiles sind systembeschreibende Parameter örtlich konstant (DVGW, 2004).

9.11.4.3. Bearbeitungsrahmen, Modellgebiet

Das Modellgebiet liegt auf den Blättern 3624 und 3625 der Topographischen Karte TK25 im Maßstab 1:25.000. Es hat eine Größe vom 63,5 km², mit einer Länge von 8,25 km und 7,8 km Breite.

Die Datengrundlage der 3D-Strukturuntergrundmodellierung des Stadtgebietes Hannover bilden insgesamt 2144 Vertikalbohrungen. 1854 Bohrungen stammen aus der Bohrdatenbank Niedersachsen (BDN) des LBEG und weitere 290 Bohrungen aus der Projektdatenbank Hannover-Südstadt (9.11.1) des Projektes. Vorab werden die Daten in eine separate Projektdatenbank im Microsoft (MS)-Access-Format übertragen und hinsichtlich der Qualität der Bohrungsangaben gesichtet. Zunächst wird mittels einer Abfrage zur Duplikatsuche überprüft, dass keine der Bohrlokationen mehrfach in der neu erstellten Datenbank enthalten sind. Doppelte Lokationen können im Modellierprogramm nicht dargestellt werden und müssen aus diesem Grund entfernt werden. Die geologischen (GE), hydrogeologischen (HY) und ingenieurgeologischen (IG) Bohrungen sollen vollständige Informationen zu Stammdaten und Schichtdaten enthalten.

Die Stammdaten und die Schichtdaten enthalten eine Vielzahl von Informationen, die im Folgenden auszugsweise aufgeführt werden.

Die Stammdaten geben Auskunft über:

- Lage- und Höhenkoordinaten (XCOORD, YCOORD, ZCOORD und ZCCOORDB)
- Namen der Ursprungsdatenbank (PROJECT_ID)
- Bohrungsnamen in ausführlicher (LONGNAME) und abgekürzter Form (SHORTNAME)
- sowie Angaben zum Bohrverfahren, Bearbeiter und Projekt.

Schichtdaten beinhalten unter anderem Angaben über:

- Petrographie
- Stratigraphie
- Genese
- Farbe
- Kalkgehalt
- die jeweiligen Tiefen der Horizonte.

Die Anzahl der Bohrungen in Bezug auf die Größe des Bearbeitungsgebiets ist relativ hoch. Für die modellhafte Darstellung des Untergrundes ist eine Reduzierung auf letztendlich 100 – 150 repräsentative, vollständige Bohrungen ratsam und ausreichend.

Weitere Kriterien für die Auswahl von Bohrungen außer der Vollständigkeit der Schichtenverzeichnisse sind die erreichten Tiefen mit einem Minimum von 5 m und eine möglichst homogene Verteilung der Bohrungen. Daten, die die Auswahlkriterien nicht erfüllen, werden dauerhaft aus dem Datenpool entfernt. Die Untersuchung der weiteren Kriterien ist allerdings zu komplex, um sie mittels einfacher Abfragen aus dem Datenpool herausfiltern zu können. Eine visuelle Überprüfung der einzelnen Datensätze wird unbedingt empfohlen.

Vielerorts liegen Bohrungen in höherer Dichte vor. Besonders im Bereich der U-Bahn-Linien auf der Hildesheimer Straße und der Marienstraße kann eine Vielzahl Bohrungen ausgliedert werden.

An die Sichtung der Datenbasis (9.262) schließt sich das Einladen der Daten in das Modellierungsprogramm *OpenGEO4* an. Die Projektdatenbank enthält zu diesem Zeitpunkt noch 810 Bohrungen. Davon stammen 614 aus der Bohrdatenbank Niedersachsen (BDN) und 196 aus der Projektdatenbank Hannover- Südstadt (HanSüd).

Die Messstellen der Bohrungskampagnen des Projektes Hannover-Südstadt bleiben gemäß Aufgabenstellung komplett enthalten. Von den 810 Bohrungen werden ca. 150 zur Modellierung verwendet. In einem weiteren Arbeitsschritt werden im Modellierungsprogramm *OpenGEO4* nun die 150 Bohrungen anhand der Schichtenverzeichnisse selektiert. Eine homogene Verteilung der Bohrungen im Modellgebiet ist notwendig.

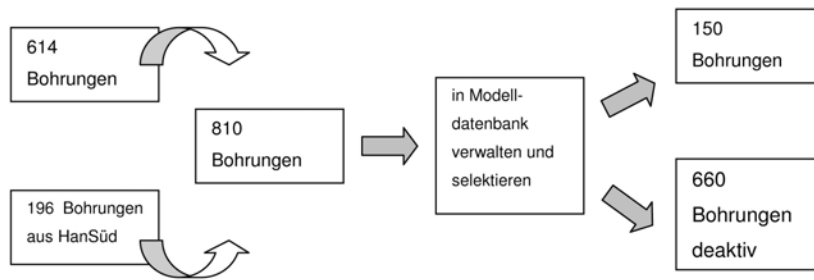


Abb. 9.262.: Selektierung der Bohrdaten nach dem ersten Sichten der Datengrundlage

Weitere 660 Bohrungen bleiben in der Datenbank erhalten. Die Bohrungen werden nicht gelöscht, sondern zunächst in den inaktiven Modus überführt und nicht in die Modellierung eingebunden. Diese Bohrungen können aber jederzeit reaktiviert und für weitere Aufgabenstellungen im Rahmen der Modellierung verwendet werden.

9.11.4.4. Qualitätsansprache Bohrungen

Die Grundlage einer hydrogeologischen Modellierung des Untergrundes mit dem Programm *OpenGEO4* bilden die vollständigen Informationen aus den Bohrungen. Die Qualität eines Modells ist abhängig von der Homogenität der Bohrungsinformationen, der erreichten Tiefen und der flächenhaften, homogenen Verteilung der Bohrungen. Es bedarf einer intensiven Untersuchung dieser Parameter hinsichtlich der Aufgabenstellung, bevor mit der eigentlichen Modellierung begonnen werden kann. Bohrungen mit zweifelhaften Angaben sollten bei der Konstruktion des Modells nicht berücksichtigt werden.

Nachdem in einem ersten Schritt die Bohrungsinformationen der Bohrdatenbank Niedersachsen (BDN) und der Projektdatenbank Hannover–Südstadt (HanSüd) zusammengefügt wurden, schließt sich die Sichtung und die Selektion der insgesamt 2144 Bohrungen in mehreren Teilschritten an. Dabei wird schnell ersichtlich, dass die Bohrungsinformationen nicht in einer einheitlichen Qualität vorliegen. Das Ergebnis sollte eine konsistente Datenbank sein, die ausschließlich solche Bohrungen enthält, die für die Konstruktion des hydrogeologischen Modells verwendbar sind. Dieser Arbeitsschritt stellt den essentiellen Teil der Vorbereitungen dar. Zunächst erfolgt die Festlegung der Kriterien, die das fertige hydrogeologische 3D-Modell erfüllen soll. Anhand dieser Parameter erfolgen erste Kontrollen, die den Datenpool eingrenzen sollen:

- Erreichen der Mindesttiefe von 5 m
- Vollständigkeit der Stammdaten (x-, y-Koordinaten, Bohrungsname)
- Vollständigkeit der Schichtdaten (Genese, Stratigraphie, Petrographie)
- Erreichen des Grundwasserstauers.

Die Tiefen der Bohrungen variieren basierend in Bezug auf den ursprünglichen Zweck zum Teil sehr stark. Es liegen Tiefen im Bereich von < 5,00 m bis 842 m vor. Eine Mindesttiefe

von 5,00 m u. GOK wird für die Modellierung vorausgesetzt. Viele Grundwassermessstellen im Bereich der Stadtbahnlinien erreichen 5,00 m u. GOK nicht. Ausnahmen stellen hier die einzelnen Tiefenbohrungen im Bereich der Stadtbahnlinie D dar. Diese Bohrungen haben eine Teufe bis zu 842 m und sind über die gesamte Teufe sehr detailliert aufgenommen. Die Bohrungen, die die Mindestteufe nicht erreichen, bieten für die Konstruktion des Modells keine ausreichenden Informationen. Diese werden mittels einer Abfrage herausgefiltert und aus dem Datenpool gelöscht.

Weiterhin ist es nötig, dass möglichst alle Bohrungen, mit denen modelliert werden soll, die stauende Schicht unterhalb des Grundwasserleiters erreichen. Bohrungen mit gleichen Tiefen ermöglichen eine gestützte Konstruktion des Untergrundes auf horizontaler Modellierungsebene. In Gebieten mit geringer Bohrdichte und fehlenden Tiefenbohrungen müssen Ausnahmen gemacht und flachere Bohrungen mit weniger Informationen in die Modellierung einbezogen werden. Im Modellgebiet fehlen häufig Bohrungen, die den kreidezeitlichen Grundwasserstauer erreichen. Das führt zu Ungenauigkeiten und Fehlinterpretationen bei der Modellierung der Quartärbasis.

Die Teufe ist ein erstes Auswahlkriterium für Bohrungen. Zusätzlich wurde auf die Vollständigkeit der Stammdaten, Schichtdaten und Bohrbeschreibungen geachtet. Bohrungen, die fehlende oder fehlerhafte Informationen bezüglich der Genese, Stratigraphie und der Petrographie besitzen, liegen sehr häufig vor. Die Schichtenverzeichnisse wurden von verschiedenen Bearbeitern aufgabenorientiert mit unterschiedlicher Genauigkeit aufgenommen. Diese Bohrungen sind nur in geringem Maß repräsentativ, daher wird nach diesen Kriterien erneut eine Auswahl getroffen und betroffene Bohrungen werden nicht weiter berücksichtigt.

Ferner ist zu erwähnen, dass die mangelhaften Angaben zur Stratigraphie und Genese sich unweigerlich negativ auf die Modellkonstruktion auswirken. Das führt des Öfteren zu Fehlinterpretationen, die während der Modellierung im Konstruktionsprogramm *OpenGEO4* nachträglich behoben werden müssen.

Des Weiteren weisen hydrogeologische Bohrungen (HY) im quartären Bereich meist ausführlichere Schichtbeschreibungen auf, als die der ingenieurgeologischen (IG) und geologischen (GE) Tiefenbohrungen. Die Tiefenbohrungen führen mit zunehmender Tiefe jedoch ausführliche Informationen über Kreide und Jura, die hydrogeologischen Bohrungen hingegen erreichen in den seltensten Fällen die Schichten im Liegenden des Quartärs.

Ergebnis der Selektion sollte eine repräsentative Bohrdatenbank sein, aus der für die modellhafte Darstellung des Untergrundes 100 – 150 Bohrungen ausgewählt werden, die die Kriterien in Bezug auf eine homogene Verteilung der Bohrungen über das gesamte Modellgebiet, das Erreichen der grundwasserstauenden Stauer, und aufschlussreiche Information zur Lithologie weitestgehend erfüllen kann. Für die Modellierung im Bearbeitungsgebiet ist eine Bohrdatenbank zusammengestellt worden, die diesen Qualitätsansprüchen entspricht.

9.11.4.5. 3D-Modellierung mit OpenGeo4

Die 3D-Strukturmodellierung wurde mit der Software *OpenGEO4* durchgeführt. *OpenGEO4* basiert auf dem Konstruktionsprogramm *AutoCAD*. Es ist kompatibel mit den Versionen *AutoCAD*¹⁰⁹ 2000 und *AutoCAD* 2002. Beim Start von *OpenGEO4* (Abbildung 9.263) wird automatisch die Benutzeroberfläche von *AutoCAD* geladen und das Menü von *OpenGEO4* hinzugefügt.

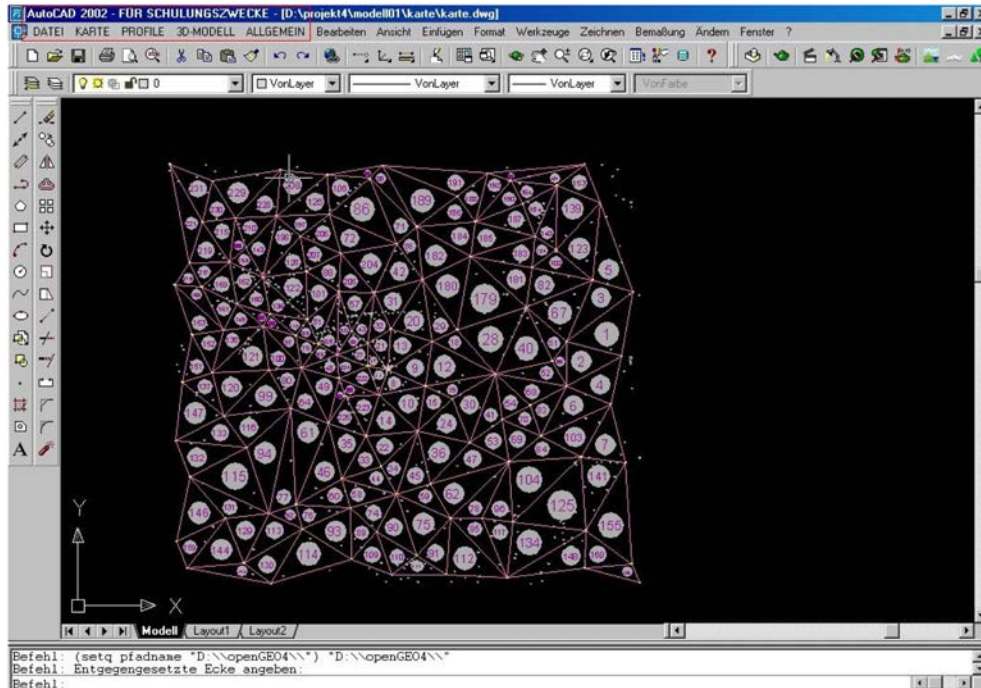


Abb. 9.263.: Die Benutzeroberfläche von *AutoCAD* 2002 und *OpenGEO4* mit den vier zusätzlichen Programmpunkten Datei, Karte, Profil und 3D-Modell (rot umrandet) mit Kartenansicht

Die vier zusätzlichen Programmpunkte

- Datei,
- Karte,
- Profil und
- 3D-Modell

stehen dem Benutzer nun zur Verfügung.

Nach dem ordnungsgemäßen Beenden von *OpenGEO4* wird wieder die Benutzeroberfläche von *AutoCAD* bereitgestellt.

¹⁰⁹ Autodesk Inc.

9.11.4.5.1. Datenimport Nach der vollständigen Sichtung und Erfassung der Daten wie in Kapitel 9.11.4.3 und 9.11.4.4 der separaten Projektdatenbank werden die Einheiten für die Erstellung des Modells festgelegt. Anschließend erfolgt das Einladen in *OpenGEO4*. In Abbildung 9.264 sind die für die hydrogeologische Strukturuntergrundmodellierung relevanten Daten dargestellt.

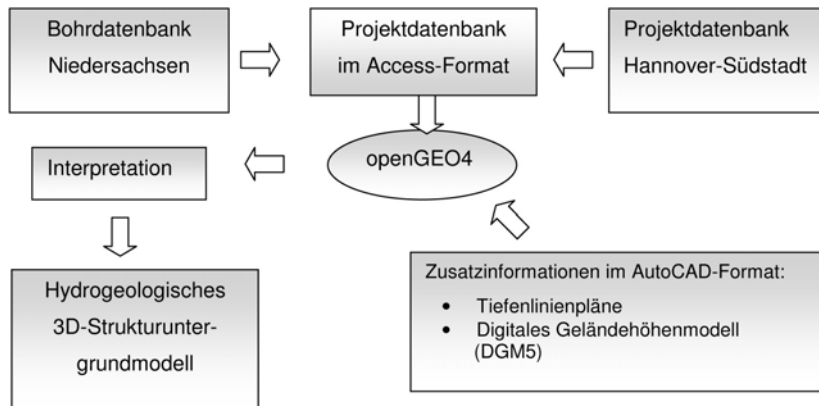


Abb. 9.264.: Datenfluss im Strukturmodell

9.11.4.5.2. Zusätzliche Datenquellen Für die Konstruktion der Modellierung können weitere Datenquellen in unterschiedlichen Formaten zusätzlich zu den Bohrungen von Nutzen sein. Diese Sekundärquellen geben visuelle Hilfestellung und stellen zusätzliche Informationen bei der Modellkonstruktion. Diese Daten sollten in einem qualitativ hochwertigen Modell einlesbar sein. Des Weiteren wurden zusätzliche Informationen, die nicht in digitaler Form vorlagen, aufbereitet und digitalisiert.

Die zusätzlichen Datenquellen für das Modellgebiet bestehen aus:

- Geologischen Karten (GK25)
- Topographischen Karten (TK25)
- Digitales Geländehöhenmodell (DGM5)
- Basiskarten/Tiefenlinienpläne von quartären Schichten
- Geologischen und hydrogeologischen Profilschnitten in analoger Form aus Bohrberichten und Gutachten.

Die Quartärbasiskarte im Maßstab 1:500.000 von [Kuster u. Meyer \(1995\)](#) lag digital im AutoCAD-Format (.dwg) vor, das in *OpenGEO4* eingelesen werden kann. Nach dem Einladen in das Konstruktionsprogramm liegt die Basiskarte zunächst in zweidimensionaler Form vor. Um die Tiefenlinien der Quartärbasiskarte als sekundäre Informationen nutzen zu können, werden den einzelnen Höhenlinien die z-Koordinaten zugewiesen. Des Weiteren sind keine Fazies- und weitere Basiskarten für das Bearbeitungsgebiet vorhanden. Aufgrund der hohen Bohrungsdichte wurde auf das zusätzliche Aufarbeiten von analogen Profilschnitten aus Bohrberichten und Gutachten verzichtet.

Das Geländehöhenmodell wurde aus dem DGM 5 der Landesvermessung + Geobasisinformation Niedersachsen (LGN) konstruiert. Ein Digitales Geländehöhenmodell (DGM) beschreibt die Geländeoberfläche durch die räumlichen Koordinaten einer repräsentativen Menge von Geländepunkten. Somit werden Höheninformationen maßstabsunabhängig und datenverarbeitungsgerecht bereitgestellt.

Die Anzahl der verwendeten Dateien beläuft sich auf 25 Dateien mit jeweils 25.921 Lagepunkten. Die Dateien des Digitalen Geländehöhenmodells 5 (DGM 5) enthalten Lagepunkte mit Angaben der Rechts- und Hochwerte und die Höhenangabe. Die DGM 5-Punkte sind lagemäßig im Gauß-Krüger-Koordinatensystem bestimmt. Ihre Höhe (z) bezieht sich auf Normal Null (NN). Die Einheit der Lagekoordinaten und der Höhenkoordinate ist in m angegeben. Eine Umrechnung der Parameter in km ist vor dem Einladen in *OpenGEO4* notwendig. *OpenGEO4* liest Tiefenlinienpläne im AutoCAD-Format (.dwg) oder im Surfer-Grid-Format (.grd). Dazu erfolgt in diesem Fall die Konvertierung von der DGM-Datei (.dgm) zum Grid-Format.

9.11.4.5.3. Schichtgruppierung Die eigentliche Modellierung erfolgt anhand von Profilkonstruktionen. Die Darstellung der Einträge der Bohrdatenbank liefert erste wichtige Anhaltspunkte für die Profilkonstruktion. Dazu werden die Schichtenverzeichnisse der Bohrdatenbank als graphische Informationen in Form von farbigen Balken an den Bohrachsen in den Profilen angezeigt. Mit der Funktion „Schichtentabelle verwalten“ können die Schichten in Baueinheiten eingeteilt werden. Die Einteilung (Tabelle 9.79) der Baueinheiten in Grundwasserleiter und Grundwassergeringleiter erfolgt anhand der Petrographie in den Bohrungen, sowie deren hydraulischen Eigenschaften. Je nach dem Grad der Durchlässigkeit werden Gesteinskörper (Lockergesteine) als Leiter bzw. Grundwassergeringleiter bezeichnet werden.

Tab. 9.79.: Einteilung in Leiter, Geringleiter und Nichtleiter. Aus: [Hölting \(1996\)](#)

Gestein bzw. Gesteinskörper (Lockergesteine)	Leiter	Geringleiter	Nichtleiter
Kiese	—		
Sand-Kies-Gemisch	—		
grobkörnige Sande	—		
mittelkörnige Sande	—		
feine Sande	—		
sehr feine Sande	...	—	
Sand-Schluff-Gemisch	...	—	
Geschiebelehm u. dergl.		—	
Schluffe, sandige Tone		—	...
unverwitterte Tone		...	—

Dieser vorbereitende Schritt ist erforderlich, um in der Profilkonstruktion den Flächen innerhalb der Schichtgrenzen eine geologische Bedeutung zuteilen zu können. Die Benennung und Farbgebung der Baueinheiten kann jederzeit geändert und angepasst werden.

In Tabelle 9.80 wird ein Überblick über die im Modell verwendeten Baueinheiten und die zugeordneten Farbkombinationen gegeben.

Tab. 9.80.: Baueinheiten und Farbkombinationen

Baueinheiten mit Abkürzung []	Farbe
künstliche Aufschüttung	Grau
Quartärer Leiter Sand [QLSand]	Gelb
Quartärer Leiter Kies [QLKies]	Orange
Quartärer Geringleiter Ton, Schluff [QGL]	Rot
Geringleiter Kreide [KRUGL]	Grün
Geringleiter Jura [JOGL]	Blau

Die *künstlichen Aufschüttungen* (Y) umfassen anthropogen aufgefüllte Senken, Bauschutthalden, Straßendecken, Kellerböden und Schürfgruben. Zu den quartären Leitern (QL) zählen die Schmelzwasserablagerungen der Elster-, Drenthe- und des Warthe-Stadiums sowie die Ablagerungen der Ober-, Mittel- und Niederterrassen. Aus dem Holozän stammen die Auen-, Dünen-, Niederungs- und Flugsande.

Der *quartäre Geringleiter* (QGL) setzt sich aus Geschiebemergel und -lehm der Elstervereisung und dem saalezeitlichen Drenthe 1-Vorstoß zusammen. Weiterhin zählen Holstein-Beckenschluffe, Schluffablagerungen der Interglaziale dazu. Die holozänen Ablagerungen wie Hochmoor- und Niedermoortorf, Anmoor und Auenlehm wurden aufgrund ihrer hydrogeologischen Eigenschaften zu den Geringleitern gerechnet.

Die Ablagerungen der Kreide und des Jura bilden die *Festgesteinsgeringleiter*. Sie bestehen aus Tonen der Unterkreide und Oberkreide (KRUGL) sowie Tonen des Jura (JOGL).

9.11.4.5.4. Triangulation Direkt nach dem Start des Modellierungsprogramms wird die Karte des Bearbeitungsgebietes geladen. Alle Bohrungen werden georeferenziert im Gauß-Krüger-Koordinatensystem in diese Karte eingetragen. Die Bohrsymbole liegen auf den exakten z-Werten des Bohransatzpunktes. Von der Karte aus werden wichtige Befehle zur Darstellung von Datenquellen, Modellkonstruktionen und -darstellungen aufgerufen.

Das Modell (Abbildung 9.265) setzt sich aus vielen kleinen prismatischen Teilmodellen mit vertikalen Seitenflächen zusammen. Die einzelnen Körper werden durch sogenannte Triangelkanten begrenzt. Die Triangelkanten werden erzeugt, indem die Bohrungen aus der Bohrdatenbank in der Karte miteinander verbunden werden. Es ist zweckmäßig, Triangelkanten senkrecht zu bekannten und komplexen Untergrundstrukturen zu setzen.

Die automatische Berechnung der 3D-Flächen in den Dreiecksflächen für die einzelnen Schichtkörper wirkt stark begradigend. Bei der Erzeugung der Teilmodelle sollten gleichseitige, nahezu gleichgroße, regelmäßige Dreiecke gewählt werden; sie wirken sich

günstig auf die Berechnung aus. Abschließend wird eine optische Kontrolle der Vollständigkeit der Dreiecke durchgeführt. Jeder Triangelkante und jedem Profil wird eine fortlaufende Identnummer zugeteilt, die eine Orientierungshilfe für weitere Arbeitsschritte darstellt.

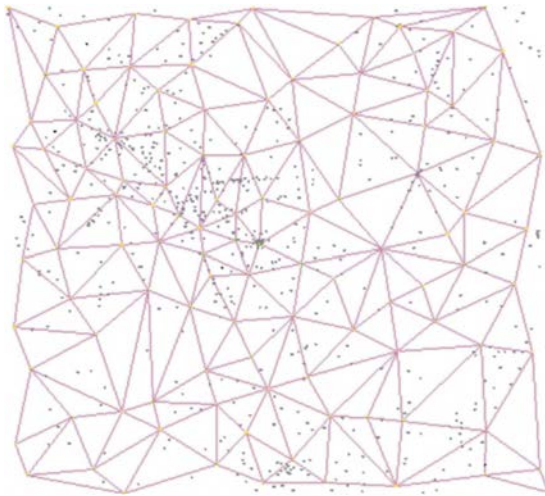


Abb. 9.265.: Triangulationskanten im Modell Hannover

9.11.4.5.5. Statistische Auswertung Im Rahmen der Modellerstellung für das Gebiet Hannover–Südstadt und Umgebung wurden drei Teilmodelle konstruiert. Je nach Größe des jeweiligen Bearbeitungsgebietes liegen bis maximal 810 Bohrungen vor, anhand derer eine repräsentative Auswahl für die Triangulation erstellt wird. Wichtigstes Kriterium für die Selektion der Bohrungen ist, neben den unbedingt erforderlichen Angaben zur Lage der Punkte, die Vollständigkeit der Schichtenverzeichnisse, die die Grundlage für die Baueinheiten des Modells bilden.

Aufgebaut werden die drei Teilmodelle aus einer unterschiedlichen Anzahl von Triangulationsdreiecken, begrenzt durch Triangelkanten. Tabelle 9.81 gibt neben den oben genannten Bauelementen eine Übersicht über die verwendeten Bohrungen.

Tab. 9.81.: Übersicht über die Anzahl der Bohrungen, Triangulationsdreiecke und Triangelkanten in den Modellen Hannover, Südstadt und Rinnenstruktur

	Verwendete Bohrungen	Anzahl der Triangulationsdreiecke	Anzahl der Triangelkanten
Modell Hannover	111	231	302
Modell Südstadt	63	99	166
Modell Rinnenstruktur	25	44	63

Für Modell *Hannover* (Tab. 9.82) sind 111 Bohrungen mit repräsentativen Schichtinformationen ausgewählt worden. Das Modell baut sich aus 231 Triangulationsdreiecken, mit 302 Triangelkanten auf. Die Kantenlänge variiert im Bereich <300 - 2000 m. Die kürzeste

Kante hat eine Länge von 275 m, die längste von 2000 m. Modell 1 ist hauptsächlich aus relativ langen Kanten aufgebaut. Im Vergleich zu den anderen Teilmodellen besteht Modell 1 zu 39% aus Kanten mit einer Länge von 600 – 900 m und zu 48% von >1000 m bis maximal 2000 m.

In Modell *Südstadt* (Tab. 9.82) sind aus 63 Bohrungen insgesamt 99 Triangulationsdreiecke konstruiert worden. Daraus resultieren 166 Kanten. Im Zentralbereich des Gebietes beträgt die durchschnittliche Kantenlänge 600 bis 700 m (66%) und in den Randbereichen 300 bis 600 m (27%). Die kürzeste Kante ist 275 m und die längste 2000 m lang.

Die Konstruktion des Modells *Rinnenstruktur* (Tab. 9.82) wird aus 44 Triangulationsdreiecken mit 63 Kanten aufgebaut. Die Rinnenstruktur in diesem Bearbeitungsgebiet soll möglichst detailliert dargestellt werden. Die durchschnittliche Kantenlänge von >200 bis 600 m (82%) ermöglicht eine relativ kleinräumige modellhafte Darstellung.

Tab. 9.82.: Verteilung der Kantenlängen in den Modellen Hannover, Südstadt und Rinnenstruktur

	Länge Triangelkanten >0–300 m	Länge Triangelkanten 300–600 m	Länge Triangelkanten 600 – 900 m	Länge Triangelkanten ≤2000m
Modell Hannover	6	33	117	146
Modell Südstadt	7	45	111	2
Modell Rinnenstruktur	23	29	10	1

9.11.4.5.6. Profilkonstruktion Das eigentliche Modell wird über die Profilkonstruktion angefertigt. Der Verlauf eines Profils wird durch Selektierung der Triangelkanten auf der Karte definiert und geöffnet. Sichtbar wird ein Rohschnitt bestehend aus:

- Bohrachsen
- Höhenskala
- Kilometrierung
- Obere und untere Begrenzung des Profils
- Angabe der Überhöhung des Profils
- Beschriftung.

Zusätzlich können nun sekundäre Datenquellen, wie die Quartärbasis und das Geländehöhenmodell, zur optischen Unterstützung in das Profil geladen werden. Die Tiefenlinie weicht mit wenigen Ausnahmen generell von der im Profil konstruierten Basis ab. Ähnliche Abweichungen treten auch bei der Linie des Digitalen Geländehöhenmodells 5 (DGM 5) auf. Dies kann verschiedene Ursachen haben. Im Fall der Basiskarte des Quartärs kann es sich zum einen um eine veraltete Ausgabe handeln, die die Informationen aus den verwendeten Bohrungen bisher nicht enthält. Zum anderen sind die Angaben bezüglich der Stratigraphie in den Schichtverzeichnissen der Bohrungen größtenteils lückenhaft. Die Interpretation in

Abstimmung mit den benachbarten Bohrungen kann eine abweichende Lage der Quartärbasis ergeben. Im Rahmen der Bohrkampagnen des Projektes Hannover-Südstadt erfolgten vor Ort geodätische Einmessungen der Grundwassermessstellen (Kapitel 9.2). Die eingemessenen Höhen weichen sehr häufig von den Angaben des Digitalen Geländehöhenmodells 5 (DGM 5) ab. Somit stellt der veränderte Verlauf in beiden Fällen eine Aktualisierung dar.

Bei der Profilkonstruktion werden Schichtgrenzen, Schichtflächen sowie Schichtvertice anhand lithologischer bzw. hydraulischer Schichtcharakteristika erzeugt. Die Schichtgrenzen sind Polylinien, die digital auf die Oberfläche gezeichnet werden, indem sie an einer Bohrsäule beginnend in die benachbarte eingehängt wird. Die Schichtflächen müssen geschlossen sein.

Nach der Erzeugung der Schichtgrenzen ist zunächst zu überprüfen, ob die Lage und Anzahl der Vertice Ungenauigkeiten in der numerischen Berechnung herbeiführen können. Danach werden den Schichtflächen die Farben gemäß Schichtentabelle zugewiesen, damit das Programm *OpenGEO44* die Ausbisslinien und lateralen Schichtgrenzen den Baueinheiten zuordnen kann. In einem abschließenden Schritt werden die Konstruktionsdaten der Konsistenzprüfung (siehe Kapitel 9.11.4.5.7) unterzogen und anschließend in Daten umgewandelt, die eine Ansicht der Konstruktionsdaten in 3D-Flächen ermöglicht. Diese Daten sind jederzeit wieder abrufbar. Bereits verwendete Triangelkanten werden in der Karte nun in einer anderen Farbe dargestellt. Die oben genannten Schritte werden für alle Kanten durchgeführt, die die Bohrungen des Modells verbinden.

Die Konstruktion des Modells ist neben der Profilsansicht zusätzlich auch in der 3D-Ansicht der Profilebenen möglich. Die räumlichen Zusammenhänge bei komplexen Schichtkörpern sind auf diese Weise leichter zu erfassen.

9.11.4.5.7. Kontrolle Das Programm stellt mehrere Möglichkeiten zur Verfügung, die eine Kontrolle der Daten in den einzelnen Arbeitsschritten zulässt.

In diesem Schritt können numerische Ungenauigkeiten in den Konstruktionsdaten ausfindig gemacht werden, die zu falschen Ergebnissen führen könnten. Grundsätzlich treten solche numerischen Rundungsungenauigkeiten auf, wenn zum Beispiel im Modul „Profilkonstruktion“ Schichtgrenzen zu spitzwinklig gezeichnet wurden oder Schichtgrenzpunkte zu dicht beieinander liegen. In der Karte werden Kanten mit Fehlern markiert. Die Fehlerbehebung erfolgt dann in der Profilkonstruktion, indem das betroffene Profil erneut geöffnet und bearbeitet wird.

In Tabelle 9.83 werden die Prüfungen dargestellt, die im Rahmen dieser Ausarbeitung genutzt wurden.

Bei der *Prismenanalyse* sollen strukturelle Fehler in Form von offenen und geschlossenen Spiralen innerhalb der Konstruktionsdaten aufgezeigt werden. Die beiden Fehler können erst im Zusammenhang eines Dreiecksprismas dargestellt werden.

Bei *offenen Spiralen* ist eine Schicht auf allen drei Kanten eines Dreiecks vorhanden. Auf zwei Kanten verläuft sie ununterbrochen, während sie auf der dritten Kante unterbrochen

Tab. 9.83.: Auswahl von Kontrollfunktionen, die während der Modellkonstruktion angewendet werden sollten

Prüfungsvorgang	geprüft wird
Dreieckskontrolle	Vollständigkeit der Dreiecke in der Karte \Rightarrow nach der Triangulation
Lückenlosigkeit des Modells	Vollständigkeit der Schichtflächenkonstruktion im Modell \Rightarrow nach der Profilkonstruktion
Konsistenzprüfung	Konsistenzen innerhalb der Struktur bzw. der Modelldaten
Prismenanalyse	Aufzeigen von offenen und geschlossenen Spiralen innerhalb der Konstruktionsdaten

ist. Die Schicht endet jeweils hinter den beiden Bohrungen der Kante, dazwischen ist eine Lücke.

Bei *geschlossenen Spiralen* verlängert sich ein freies Ende einer offenen Spirale und schiebt sich unter das andere freie Ende, mitunter über die Bohrung hinaus bis zur nächsten Kante. Eine automatische Erzeugung des 3D-Körpers für die Schichtkörper ist nicht möglich, daher müssen die Fehler im Modul „Profilkonstruktion“ behoben werden.

9.11.4.5.8. Raummodellierung Im Anschluss an die Profilkonstruktion erfolgt als letzter Schritt die Raummodellierung. Das Modell kann in der 3D-Ansicht anhand der Profile konzipiert und gegebenenfalls geändert werden.

Anhand von sog. Schachtelansichten, in denen die Dreiecksnetzwerke ohne Verfüllung der Zwischenräume dargestellt werden, kann der Verlauf der Schichten in Bezug auf die Verbreitung der hydrogeologischen Baueinheiten, Lage, Form oder oberflächliches Auskeilen der Schichten kontrolliert werden.

Zunächst werden die Flächen der Triangulationsdreiecke mittels der Funktion Flächenumrandung definiert. Bei Lücken oder Durchdringungen der Baueinheiten im Modell können zur Problembehebung Stützlinien, Netzlinien oder Doppelausbisslinien eingesetzt werden. Diese Konstruktionshilfen bewirken eine Anpassung der Flächen hinsichtlich Form und Lage. Die Definition muss für jede einzelne Fläche einer Modellbaueinheit in allen Triangulationsdreiecken durchgeführt werden.

Sind alle Schichten und Schichtkörper konsistent, kann ein vollständiges 3D-Modell erzeugt werden.

Aus dem 3D-Modell kann eine Vielzahl von Daten in digitaler und analoger Form für die weiteren Bearbeitungen exportiert werden, z.B.

- Tiefenlinienpläne
- Hydrogeologische Schnitte in horizontaler und vertikaler Ausrichtung

- Kanten und Bohrungen
- Dateien, für den Import in weitere Modellierungsprogramme wie *FeFlow* und *GRASS-GIS*.

9.11.4.6. Modellbeschreibung

Das für die vorliegende Arbeit bearbeitete Gebiet „Modell Hannover“ nimmt große Teile des Stadtgebietes der niedersächsischen Landeshauptstadt Hannover ein. Es liegt auf den Blättern 3624 (Hannover) und 3625 (Lehrte) der Topographischen Karte TK25 im Maßstab 1:25.000.

Das Modellierungsgebiet umfasst insgesamt eine Fläche von 63,53 km². Verwendet wurden Bohrungen mit Endteufen >5 m bis 845 m u. GOK. Vom Gesamtmodell ausgehend entwickelte sich eine Untergliederung der Aufgabenerstellung um zwei weitere Teilmodelle, dem Modell „Hannover-Südstadt“ und dem „Modell Rinnenstruktur“. Im Stadtteil Hannover-Südstadt und im Bereich der Rinnenstruktur ist eine detailliertere Betrachtung des Untergrundes in der näheren Umgebung des Schadenseintragsortes erforderlich. Dazu wurde die Bohrdichte in dem betroffenen Gebiet im Vergleich zum übrigen Stadtgebiet erhöht und eine engerräumigere Triangulation durchgeführt. Für eine bessere Übersicht über das gesamte Modellgebiet wurde eine Gliederung in die nachstehend aufgeführten drei Teilmodelle durchgeführt:

- Modell Hannover
- Modell Hannover-Südstadt
- Modell Rinnenstruktur

Für jedes Teilmodell werden nachfolgend die jeweiligen Baueinheiten in der Reihenfolge Jura, Kreide, Quartär und anthropogene Auffüllungen beschrieben. Als Basishorizont für alle Modelle wurde die Geringleiter des Juras bzw. der Kreide gewählt. Um einen gleichmäßigen Abschluss zu erhalten, wurde die Endteufe der Modelle bei 25–30 m u. GOK festgesetzt. Anschließend werden in der Interpretation die Merkmale der vier Abschnitte zusammengefasst und diskutiert. Die graphischen Darstellungen der 3D-Modelle und Profilschnitte im Anschluss an die Teilmodellbeschreibungen sollen der Veranschaulichung dienen. Zur besseren Erläuterung und Beschreibung werden die drei Teilmodelle 20-fach und die Profilschnitte 15-fach überhöht dargestellt.

9.11.4.6.1. Modell Rinnenstruktur Die Rinnenstruktur (Abbildung 9.266) erstreckt sich auf einer Fläche von ca. 1,54 km² zentral von Nordost nach Südwest durch das Modellgebiet. In der Darstellung ist der Bereich 1,58 km lang und 1,25 km breit. Zwei Profilschnitte zeigen den Verlauf und die morphologische Form der Rinnenstruktur. Der Verlauf der Profile (Abbildung 9.267) ist N/S und NNW/SSW.

In diesem Modell wird ausschließlich die nähere Umgebung im Stadtteil Südstadt modelliert, in der eine Rinnenstruktur vermutet wird. Das Gebiet der Rinnenstruktur liegt auf TK25-Blatt 3624 (Hannover).

Ausgehend vom Emmichplatz in der Oststadt verläuft die Gebietsgrenze im Norden durch den Stadtteil Zoo. Von dort reicht die östliche Begrenzung über Hans-Böckler-Allee im Stadtteil Südstadt westlich der Tierärztlichen Hochschule und biegt südlich des Güterbahnhofes bis Südseite des Schadensortes. Die westliche Grenze erreicht den Geibelplatz und die Nazarethkirche/ Ecke Krausenstraße. Anschließend verläuft die Begrenzung in nördlicher Erstreckung in ca. 400 m Entfernung parallel zur Sallstraße und im weiteren Verlauf zur Berliner Allee.

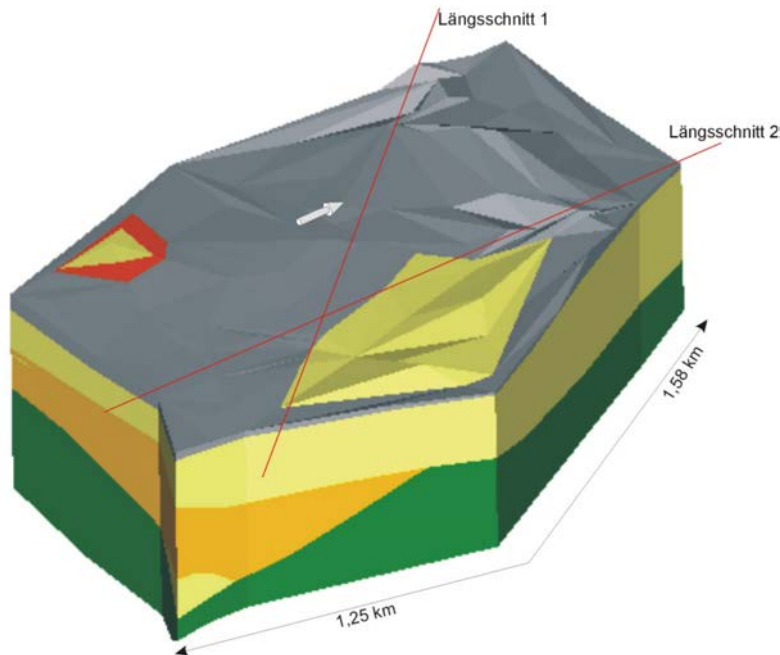


Abb. 9.266.: 3D-Körper Rinnenstruktur mit Abmaßen

Der Jura im Modell Rinnenstruktur Jurazeitliche Schichten wurden in diesem Bereich nicht dargestellt.

Die Kreide in Modell Rinnenstruktur Das Teilmodell ist bis in die Kreide erstellt worden und endet in einer Tiefe von 25 – 30 m u. NN mit den geringleitenden Schichten der Unterkreide. Die Gesamtmächtigkeit des Geringleiters kann nicht ermittelt werden, da die Basis der Unterkreide nicht exakt bekannt ist, aber eine Mächtigkeit von mehreren hundert Metern erwartet wird. Im Zentrum des Modells hat ein Geringleiter eine rinnenartige Depression in Richtung Nordost–Südwest eingeschnitten. Die Ostflanke der Struktur ist relativ steil ausgebildet, während die Flanke an der Westseite stärker abgeflacht ist.

Das Quartär im Modell Rinnenstruktur In der Rinne hat sich ein gut durchlässiger Leiter entwickelt. Im Rinneninneren ist der Leiter ca. 30 m mächtig. Dieser besteht aus

Sanden und Kiesen, die sich im Gebiet rund um die Rinnenstruktur mit einer Mächtigkeit von 10 – 15 m fortsetzen. An der Basis ist der Grundwasserleiter mittelsandig mit Feinkies als Nebenkomponente ausgebildet. Auf der Ostflanke der Rinnenstruktur ist ein 3 m mächtiger Grundwassergeringleiter ausgebildet, der vom Komponentengehalt ausgehend als Geschiebemergel angesprochen werden kann.

Der 7 – 9 m mächtige kiesige Leiter überlagert flächendeckend den kreidezeitlichen Geringleiter im Liegenden. In den sandigen Leitern sind vereinzelt dünne Schlufflinsen von 0,20 - 0,30 m eingeschaltet.

Die anthropogenen Auffüllungen im Modell Rinnenstruktur Die anthropogenen Auffüllungen liegen in ihrer durchschnittlichen Mächtigkeit von maximal 3 m flächendeckend vor. Aufgrund ihrer stark inhomogenen Zusammensetzung wurde im Allgemeinen auf die Bestimmung des Durchlässigkeitsbeiwertes verzichtet.

Interpretation des Modell Rinnenstruktur In diesem Teilmodell hat sich ein durchgehender Grundwasserleiter ausgebildet, der aus grobsandigen Kiesen und kiesigen Sanden besteht. Im Rinnenzentrum weist er eine maximale Mächtigkeit von 30 m auf, außerhalb erreichen die gut durchlässigen pleistozänen Sande und Kiese noch Mächtigkeiten von 10 – 15 m.

Zu den anthropogenen Aufschüttungen werden in diesem Bereich hauptsächlich Schotter, Steine, Bauschutt gerechnet. Im zentralen Teil sind Sande häufig aufgrund der hydrogeologischen Eigenschaften nicht zu den Auffüllungen zusammengefasst, sondern zur Baueinheit des quartären Leiters.

9.11.4.6.2. Modell Südstadt Das Gebiet (Abb. 9.268) nimmt eine Fläche von ca. 17,7 km² ein. Der dargestellte Abschnitt hat eine Länge von 4,4 km und ist durchschnittlich 5 km breit. Ergänzend zur Beschreibung des Untergrundes, wurden zwei senkrecht zueinander verlaufende Profile (Nordwest–Süd und West–Ost) aus dem Modell ausgewählt. Ihr Verlauf ist in Abbildung 9.269 dargestellt.

Im Norden verläuft die Grenze des Modellgebietes auf Höhe des Hauptzollamtes durch den Stadtteil Vahrenwald, quert in südsüdwestlicher Richtung den Stadtwald Eilenriede und den Zoo Hannover. Die Begrenzung in östlicher Richtung verläuft über die Kreuzung am Pferdeturm im Stadtteil Kleefeld, weiter auf Höhe Bischofshol zum Kreuz Seelhorst. Anschließend erreicht die Westgrenze Waldheim und Waldhausen, schneidet die Hildesheimer Straße im Stadtteil Südstadt und das Rudolf-von-Bennigsen-Ufer in Döhren. Des Weiteren verläuft die Grenze in westlicher Richtung parallel zum Südufer des Maschsees, kreuzt den Fluss Leine und die Ricklinger Kiesteiche. Im Anschluss reicht die Grenze in nordnordwestlicher Richtung parallel zum Fluss Ihme zurück durch den Stadtteil Ricklingen. Hier biegt die Grenze in nordöstlicher Richtung zur AWD-Arena und dem Neuen Rathaus um, verläuft durch die hannoversche Innenstadt bis in die Nordstadt.

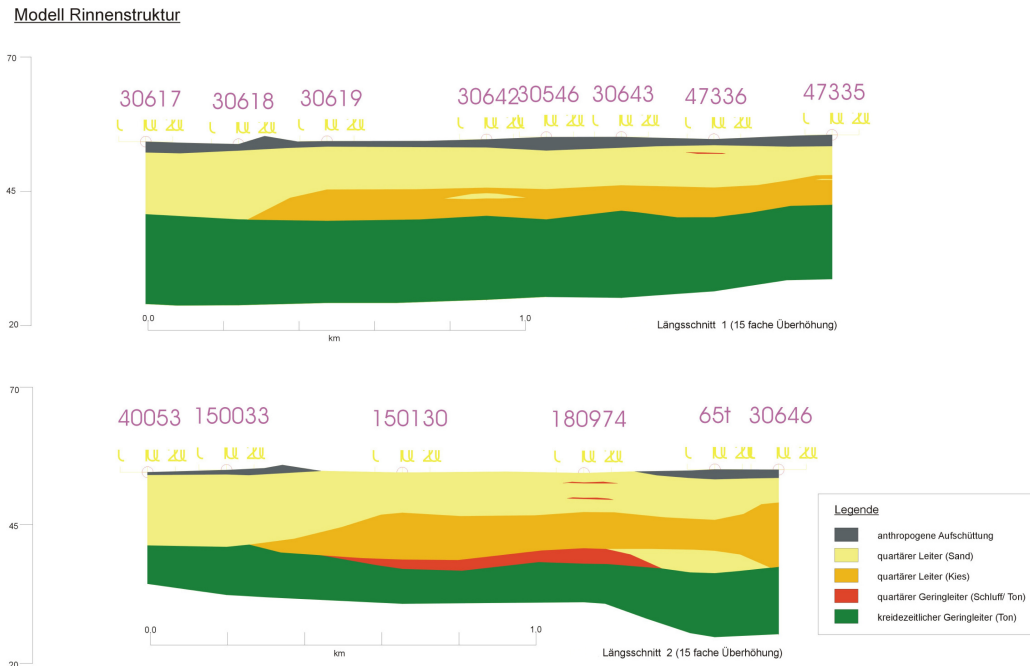


Abb. 9.267.: Schnitte durch das Modell Rinnenstruktur. Oben: Längsschnitt 1. Unten: Längsschnitt 2

Der Jura im Modell Südstadt Grundwassergeringleitende Schichten des Jura bilden im westlichen Randgebiet die Basis in einer Tiefe von 30 m u. NN. Sie unterlagern den kreidezeitlichen Geringleiter. In nördlicher Richtung nimmt die Mächtigkeit ab und gegen Osten keilen die Schichten aus.

Über die Gesamtmächtigkeit des Geringleiters des Jura kann keine Aussage getroffen werden, da die Basis des Juras konstruiert wurde. Grundwassergeringleitende Schichten der Kreide überlagern die Ablagerungen des Jura.

Die Kreide im Modell Südstadt Für weite Teile des Modells bildet die Kreide in einer Tiefe von 25 – 30 m u. GOK mit den grundwassergeringleitenden Schichten der Unterkreide die Basis des Modells. Die Gesamtmächtigkeit des Geringleiters kann nicht ermittelt werden, da die Basis der Unterkreide nicht exakt bekannt ist, aber eine Mächtigkeit von mehreren hundert Metern erwartet wird.

Das Quartär im Modell Südstadt Die Abgrenzung zwischen kreidezeitlichen und quartären Schichten erfolgte anhand der Schichteinträge aus den Bohrungen in Korrelation mit der Basiskarte des Quartärs. Im Bereich der Abgrenzung bestehen die quartären Schichten vorwiegend aus grobsandigen Mittelsanden und Kies. Im Bereich der Basis lagern auch grundwassergeringleitende Schichten aus schluffigem Material oder aber in Ausbildung eines Geschiebemergels auf den Schichten der Unterkreide.

An der Basis des Quartärs hat sich ein welliges Relief ausgebildet.

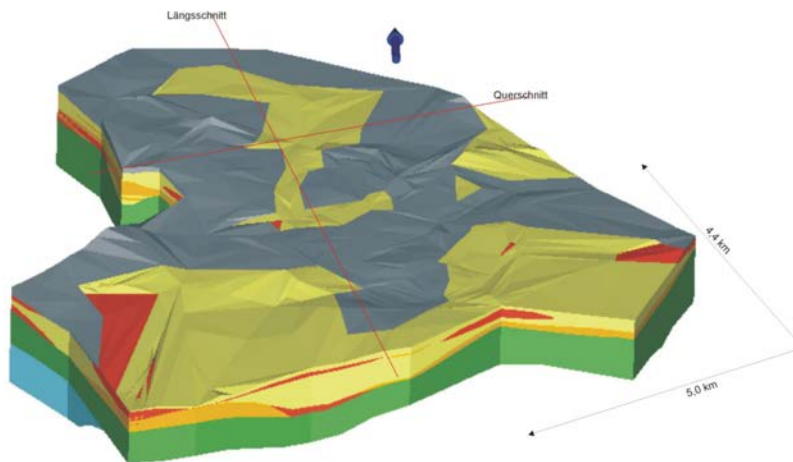


Abb. 9.268.: 3D-Körper aus Modell Südstadt mit Abmaßen

Pleistozäne Sande treten in Mächtigkeiten zwischen 15 – 20 m in flächendeckender Verbreitung auf. Fein- bis mittelsandige Ablagerungen überlagern die grundwasserleitenden Kiese, die vereinzelt auch lagenweise in den Sand eingeschaltet sind. Im Nordosten fehlen Kiesablagerungen. Geringleitende Schluffbänder sind sowohl den Kiesen als auch den Sanden in geringen Mächtigkeiten zwischengeschaltet. Das Quartär liegt in einer Gesamtmächtigkeit von maximal 30 m vor.

Die anthropogenen Auffüllungen im Modell Südstadt Zu den anthropogenen Aufschüttungen werden für die Modellierung hauptsächlich Schotter, Steine und Bauschutt gerechnet. Im Bereich des zentralen Teils sind Sande häufig aufgrund der hydrogeologischen Eigenschaften nicht zu den Auffüllungen zusammengefasst, sondern zur Baueinheit des quartären Leiters.

Interpretation des Modells Südstadt In diesem Gebiet ist ein durchgehender Grundwasserleiter, der sich aus Sanden und Kiesen des Pleistozäns zusammensetzt, ausgebildet. Die quartären Ablagerungen des Grundwasserleiter sind vereinzelt von kleinen geringleitenden Linsen unterbrochen. Diese Wechsellagerung bewirkt allerdings keine Trennung des Grundwasserstockwerks. Der Austausch von dem höher zu dem tiefer gelegenen Grundwasser ist gewährleistet.

9.11.4.6.3. Modell Hannover Das Modell Hannover (Abbildung 9.270) nimmt die größte Fläche mit 63,5 km² ein. Dieser Bereich wurde auf einer Länge von ca. 8,25 km und 7,8 km Breite modelliert. Für eine detaillierte Übersicht sind zwei N–S und W–E verlaufende Profile in Abbildung 9.271 dargestellt, die senkrecht zueinander stehen.

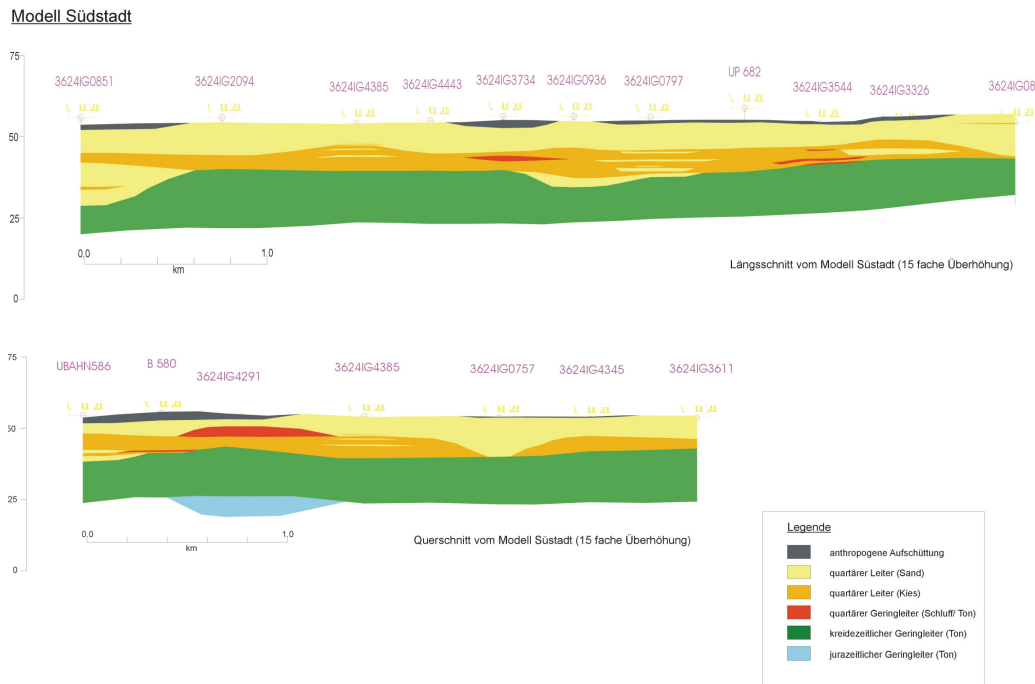


Abb. 9.269.: Schnitte durch das Modell Südstadt. Oben: Längsschnitt. Unten: Querschnitt

Das Modell Hannover liegt auf den TK25-Blättern 3624 (Hannover) und 3625 (Lehrte). Die Gebietsgrenze im Norden verläuft durch den Stadtteil Herrenhausen, anschließend in östlicher Richtung entlang des Bahnhofes Leinhausen im Stadtteil Hainholz, durch die Nordstadt und Vahrenwald. Im weiteren Verlauf biegt die Grenze parallel zur Nordwest-Begrenzung des Stadtwaldes Eilenriede um. Vom Stadtteil List verläuft die Grenze in westlicher Richtung durch die Eilenriede bis nach Groß Buchholz im Nordosten des Modellgebietes. Die Begrenzung im Osten reicht in südlicher Richtung über die Stadteile Roderbruch, Misburg, Kirchrode und Bemerode bis zum Kronsberg im Südosten. Von hier verläuft die Gebietsgrenze im Süden über Mittelfeld, Wülfel und die Stadt Hemmingen-Westerfeld bis nach Wettbergen. Anschließend reicht die Westgrenze in nördlicher Richtung zurück durch Oberricklingen und den Stadtteil Linden.

Der Jura des Modell Hannover Jurazeitliche Geringleiter treten ausschließlich im Westen dieses Teilmodells oberflächennah auf. Die Mächtigkeit ist in diesem Bereich stark schwankend. Eine genaue Mächtigkeitsangabe des Juras kann an dieser Stelle nicht erfolgen, da während der Modellierung die Basis der jurazeitlichen Schichten nicht ausgearbeitet wurde.

Die Kreide des Modell Hannover Die Begrenzung der kreidezeitlichen zu den Schichten des Juras resultiert aus den Einträgen in den Schichtenverzeichnissen der Bohrungen.

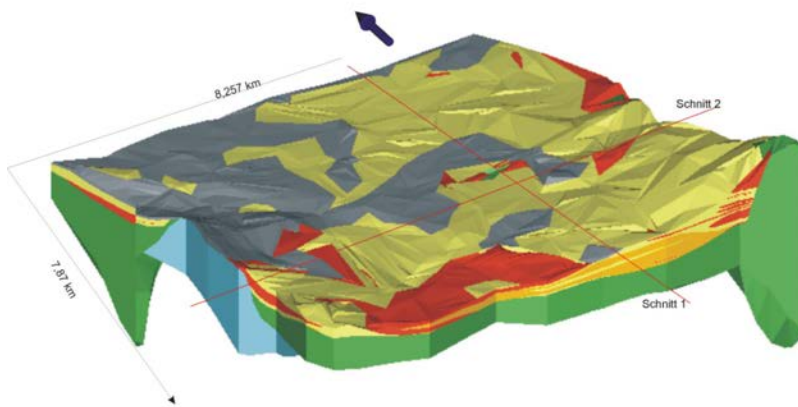


Abb. 9.270.: 3D-Körper aus Modell Hannover mit Abmaßen.

Das Teilmodell ist bis in die Kreide erstellt worden und endet in einer Tiefe von 25 – 30 m u. NN mit den geringleitenden Schichten der Unterkreide. Auf eine genaue Mächtigkeitsangabe der Kreide muss verzichtet werden, da während der Modellierung die Basis der kreidezeitlichen Schichten nicht ausgearbeitet wurde.

Auf dem Top des kreidezeitlichen Stauers hat sich ein welliges, unebenes Relief ausgebildet.

Das Quartär des Modell Hannover Die Abgrenzung zwischen kreidezeitlichen und quartären Schichten erfolgte anhand der Schichteinträge aus den Bohrungen in Korrelation mit der Basiskarte des Quartärs.

Das Gebiet setzt sich in seiner ganzen Verbreitung aus einem durchgehenden, sandigen und kiesigen Grundwasserleiter zusammen in einer Gesamtmächtigkeit von ca. 15 – 20 m.

Im Osten des Gebietes besteht der Leiter ausschließlich aus Sanden. Unterlagert wird der gut durchlässige Leiter von kreidezeitlichen Geringleitern. Ein quartärer Geringleiter mit geringer Mächtigkeit deckt den Leiter flächenhaft ab. Im Südosten ist der Grundwasserleiter von mehreren geringmächtigen schluffig-tonigen Geringleitern durchsetzt. Im weiteren Verlauf keilt der Leiter gegen den oberflächennah anstehenden Geringleiter der Kreide aus.

Die anthropogenen Auffüllungen in Hannover Die anthropogenen Aufschüttungen liegen im westlichen Modellgebiet in einer durchschnittlichen Mächtigkeit von bis zu 3 m vor. Außerhalb dieses Gebiets sind sie nicht flächenhaft vertreten. Aufgrund ihrer stark inhomogenen Zusammensetzung wurde im Allgemeinen auf die Bestimmung des Durchlässigkeitsbeiwertes verzichtet.

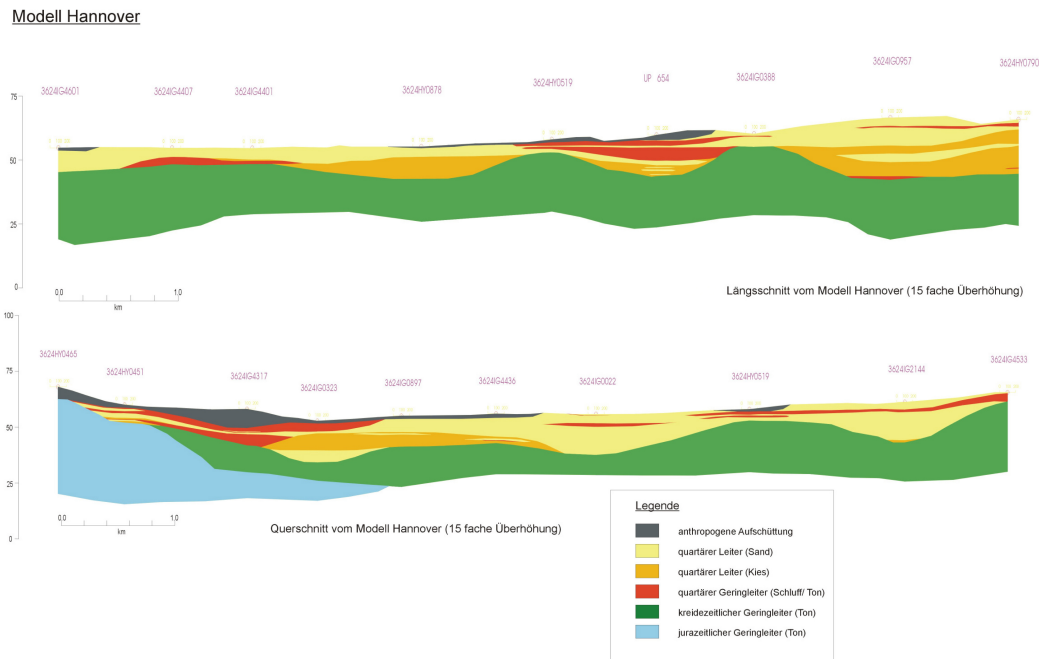


Abb. 9.271.: Schnitte durch das Modell Hannover. Oben: Längsschnitt. Unten: Querschnitt.

Interpretation des Modells Hannover Generell existiert in diesem Modellgebiet ein durchgehender und zusammenhängender Grundwasserleiter, der sich aus pleistozänen feinsandigen und kiesigen Ablagerungen zusammensetzt. Im Südosten und im Westen sind Wechsellagerungen von Leitern und Geringleitern zu erkennen, die eine Grundwasserstockwerkstrennung bedingen. In diesem Bereich liegt die Grundwasserleiterbasis aufgrund von Erhebungen im Untergrund höher. Dadurch ist mit einem lokal beschränkten Austausch vom oberen zum tiefer gelegenen Grundwasser zu rechnen.

Zu den anthropogenen Aufschüttungen werden für die Modellierung hauptsächlich Schotter, Steine, Bauschutt gerechnet. Im Bereich des zentralen Teils sind Sande häufig aufgrund der hydrogeologischen Eigenschaften nicht zu den Auffüllungen zusammengefasst, sondern zur Baueinheit des quartären Leiters.

9.11.4.7. Diskussion

Der Untergrund im Gebiet Hannover wurde durch ein hydrogeologisches Strukturmodell mit Schwerpunkt auf den Stadtteil Südstadt anhand von älteren und aktuellen Bohrungen dargestellt. Dieses Modell beinhaltet eine aktuelle Interpretation der räumlichen Verteilung der Grundwasserleiter und –geringleiter in dreidimensionaler Form.

Das Modell enthält folgende Baueinheiten:

Anthropogene Auffüllung mit unterschiedlicher Zusammensetzung, mit stark wechselnden k_f -Wert-Werten (Bauschutt, Straßendecke, verfüllte Bombentrichter)

Quartärer Leiter Sand fluviatile Ablagerungen der Leine, Schmelzwassersande,
 k_f -Wert-Wert : $4 \cdot 10^{-4}$ m/s

Quartärer Leiter Kies fluviatile Ablagerungen der Leine, Schmelzwasserkiese,
 k_f -Wert-Wert : $> 1 \cdot 10^{-3}$ m/s

Quartärer Geringleiter Auenlehm, Beckenschluffe, Geschiebemergel/lehm,
 k_f -Wert-Wert: $1 \cdot 10^{-6} - 1 \cdot 10^{-9}$ m/s

Kreidezeitlicher Geringleiter Tonstein, Mergelkalkstein,
 k_f -Wert-Wert: $< 1 \cdot 10^{-9}$ m/s. Tonstein,

Jurazeitlicher Geringleiter Tonmergelstein, Mergelkalkstein,
 k_f -Wert-Wert: $< 1 \cdot 10^{-9}$ m/s.

Die anthropogenen Auffüllungen treten in fleckhafter Verteilung in einer Mächtigkeit von bis zu 3 m im Modellgebiet auf. Die Baueinheit „quartärer Leiter Sand“ ist in einer Mächtigkeit von 15 – 25 m über das gesamte Modellgebiet flächenhaft verteilt und überlagert den Kieskörper. Der quartäre Leiter Kies überlagert das mesozoische Festgestein mit einer Mächtigkeit 7 - 9 m und tritt in flächenhafter Verteilung im Modellgebiet auf. Dem quartären Geringleiter werden die Sedimente Beckenschluff, Auenlehm und Geschiebelehm und –mergel zugeordnet. Sie liegen in Mächtigkeiten bis 4 m vor. Beckenschluffe durchsetzen die quartären Leiterbereiche Sand und Kies. Die Geschiebemergel und –lehm lagern sich im Liegenden des Stauers ab und die Auenlehme überlagern die Grundwasserleiter. Die Basis des Modells bilden kreidezeitliche und jurazeitliche Geringleiter, deren maximale Mächtigkeit nicht ermittelt wurde. Der hydrogeologische Aufbau des Modells gliedert sich in die Deckschichten, den Grundwasserleiter und die Grundwasserleiterbasis. Zu den Deckschichten zählen die anthropogenen Auffüllungen und Auenlehme. Auenlehme, aus Schluff und untergeordnet aus Feinsand bestehend, sind charakteristische Sedimente der Talauen. Im Gebiet der Südstadt sind sie nicht vorhanden. Die Zusammensetzung der anthropogenen Schichten variiert stark, dadurch ist kaum eine Schutzwirkung für das Grundwasser vorhanden.

An die Deckschichten schließt sich der Grundwasserleiter an. Er setzt sich aus 15 – 25 m, lokal bis 30 m mächtigen Sanden und Kiesen des Pleistozäns und eventuell des Holozäns zusammen. In den Grundwasserleiter sind häufig linsenartige Schlufflagen zwischengeschaltet. Diese recht typischen Schlufflagen weisen nur eine geringe flächenhafte Verbreitung auf, was für ein kaltzeitliches Flusssystem mit stark wechselnden Abflussmengen und lokalen Fließfäden charakteristisch ist.

Im Südosten des Modells schließen sich Grundwasserleiter im starken Wechsel mit Geringleitern an. Der Geringleiter setzt sich aus schluffig-sandigen bis schluffig-tonigen pleistozänen Sedimenten zusammen. In diesen Bereichen besteht eine Grundwasserstockwerkstrennung. Es kann lokal zu Beeinträchtigungen kommen. Anthropogene Auffüllungen überlagern den Grundwasserleiter flächendeckend.

Zu beachten ist, dass die Basis des Grundwasserleiters nicht der Quartärbasis im Modell entspricht, da auf dem Top der Kreide nicht selten Geschiebemergel bzw. –lehm abgelagert wurde, der zu den geringleitenden Gesteinen zählt. Anhand des Modells lässt sich die Morphologie vom Top der kreide- und jurazeitlichen Gesteine beschreiben. Insgesamt betrachtet,

weist das Relief eine wellige, unebene Ausbildung auf. Im Bereich des Leinetals stehen an der Oberfläche präquartäre hydrogeologische Baueinheiten an.

Das Modell spiegelt die gegebenen Verhältnisse in der Geologie wider. Die Leine hat sich im Arbeitsgebiet in die kreidezeitlichen Schichten eingetieft und mit Kiesen und Sanden anschließend aufgefüllt. Die Ergebnisse der 3D-Strukturmodellierung zeigen, dass das gesamte Gebiet aus einem durchgehenden, wenig kompliziert strukturierten Grundwasserleiter aufgebaut ist.

Im Gebiet der Südstadt wird eine rinnenartige Hohlform vermutet. Die Entstehung dieser Struktur konnte anhand des Modells nicht geklärt werden.

9.11.4.8. Weiterführende Verwendung des 3D-Modells

Das 3D-Modell der hannoverschen Südstadt wurde mit den Zielen entwickelt

- Bestimmung der hydrogeologischen Einheiten
- Darstellung der Grundwasserleiterbasis und der hydrogeologischen Einheiten in einem 3D-Modell
- Übernahme der des hydrogeologischen 3D-Modells in das Grundwasserströmungsmodell

Während eine Differenzierung der hydrogeologischen Einheiten und deren schichtförmige Darstellung im 3D-Raum mittels *OpenGEO4* möglich war und erfolgreich durchgeführt wurde, ist die direkte Softwareübernahme der gewonnenen Daten in das von den Projektpartnern verwendete Grundwasserströmungsmodell (*FeFlow*) nicht möglich gewesen. Die Ausgabestruktur der *OpenGEO4* war inkompatibel mit den Eingangsvoraussetzungen des Softwarepaketes *FeFLOW*. Die Versuche der Definition und Programmierung einer Schnittstelle zwischen 3D- und Grundwasserströmungsmodell mit dem Ziel der vollen Integration der Schichtkörper in das Strömungsmodell wurden eingestellt. Daher wurde auf der Basis der *OpenGEO4*-Schichtklassifikationen (Kapitel 9.11.4.5.3) eine Datenbank erstellt, aus der mit dem Programmpaket *Rockworks* ein 3D-Schichtenmodell erstellt und in *FeFlow* überführt werden konnte (vgl. Kap. 9.11.5).

9.11.5. Regelprofil und hydrogeologisches Strukturmodell (M. Wieschemeyer, M. Wegener)

9.11.5.1. Geologie und Hydrogeologie

Die Geologie vom Standort Hannover-Südstadt bildet eine maßgebliche Grundlage zum Verständnis und zur Modellierung der natürlichen Abbauprozesse. Durch die räumliche Extrapolation vorhandener geologischer Informationen wird die Struktur des nachfolgenden Grundwasser- und Schadstoffmodells festgelegt.

Zur Modellerstellung liegen für die Innenstadt von Hannover bereits durch umfangreiche Untersuchungen vor Projektbeginn eine Vielzahl von geologischen Informationen vor. Durch umfangreiche geologische und hydrogeologische Erkundungen während des Projektphase wurden zudem gezielt qualitativ hochwertige Daten zur Erstellung eines detaillierten hydrogeologischen Modells erfasst, die für die weiteren Modellrechnungen benötigt wurden. Aufgrund der Bedeutung des hydrogeologischen Modells für die weiteren Rechenschritte wird die Vorgehensweise bei der Aufbereitung der Daten zur Erstellung des hydrogeologischen Modells beschrieben. Die Modellgröße, der Modellaufbau, die Diskretisierung sowie das Datenformat wurden mit der Region Hannover, vertreten durch ihren Auftragnehmer, die Mull und Partner Ingenieurgesellschaft, abgestimmt, weil die Daten direkt in das von M & P aufzubauende Grundwassermodell und in die späteren weiterführenden Modellberechnungen eingehen sollten.

9.11.5.2. Vorgehensweise

Zum Aufbau des hydrogeologischen Modells wurden alle im Modellgebiet verfügbaren geologischen Punktdaten (Bohrprofile) gesichtet und in eine Datenbankstruktur überführt. Entsprechend der Lage und der Qualität erfolgte die Auswahl repräsentativer und qualitativ ausreichender Bohrprofile (Abb. 9.272).

In einem anschließenden Arbeitsschritt wurde anhand der vorliegenden Profile ein schlüssiges hydrogeologisches Regelprofil (Abb. 9.273) erstellt, welches den Schichtenaufbau im Modellgebiet repräsentiert und alle maßgeblichen hydrogeologischen Einheiten einhält. Anhand des erstellten Regelprofils wurde für alle ausgewählten Bohrdaten eine Einteilung in hydrogeologische Einheiten vorgenommen, wobei fehlenden Einheiten eine Mächtigkeit von 0 m zugewiesen wurde (insuläre Strukturen). Hierdurch konnte dem hydrogeologischen System eine einheitliche Layer-Struktur zugewiesen werden, welche für die technisch-logische Umsetzung in die nachfolgende Grundwasser- und Schadstofftransportmodellierung erforderlich ist. Die Interpolation der Punktinformationen erfolgte durch das Programmpaket *Rockworks*. Durch einen interaktiven Abgleich mit den erzeugten hydrogeologischen Strukturen erfolgte eine Korrektur der ausgewählten Bohrungen und der händischen Einteilung in hydrogeologische Einheiten.



Abb. 9.272.: Verteilung der verwendeten Bohrungen im Modellgebiet.

9.11.5.3. Ergebnisse

Im Ergebnis zeigt sich, dass nach der Interpolation der vorliegenden Punktdaten eine vergleichsweise homogene Struktur des Aquifers vorliegt. Aufschüttungen sind dabei weitgehend nur in ungesättigten Bereichen des Aquifers vorhanden. Die kiesigen und sandigen Strukturen mit unterschiedlicher Mächtigkeit sind durchgängig im Modellgebiet entsprechend dem ausgewiesenen Regelprofil (Abb. 9.273) verbreitet. Aus hydraulischer Sicht liegen somit weitgehend homogene Verhältnisse vor, welche nur durch bauliche Störkörper und die ausgewiesenen Rinnenstrukturen unterbrochen sind. (siehe Abb. 9.274).

Zur Erstellung des layer-basierten hydrogeologischen Modells wurde die Software Rockworks, Version 2006 eingesetzt. Als Interpolationsalgorithmus wurde neben einer reinen Triangulation ein Wichtung der einzelnen Bohrungen eingeführt (natural neighbour). Hierdurch wird der Tatsache Rechnung getragen, dass die Abgrenzung der einzelnen Layer auf einer Interpretation des vorliegenden Schichtenverzeichnisses beruht.

Es ist jedoch darauf hinzuweisen, dass bei der Übertragung des Regelprofils auf alle ausgewählten Profildaten und bei der Interpolation der Punktdaten über das Modellgebiet

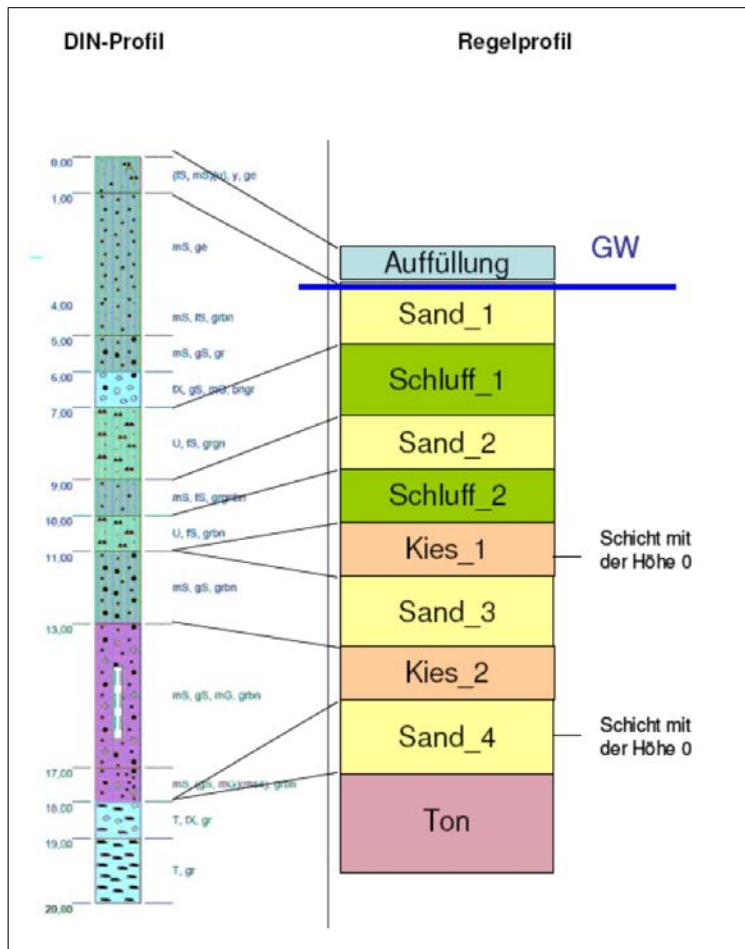


Abb. 9.273.: Hydrogeologisches Regelprofil im Modellgebiet.

Interpretationsfehler und Ungenauigkeiten entstehen. Diese haben Einfluss auf die Aussage schärfe der nachfolgenden Modellrechnungen. Aufgrund der iterativen Herangehensweise bei der Erstellung des hydrogeologischen Modells wurde die Genauigkeit erhöht. Ferner konnte durch die Einbeziehung neuer Bohrungen im Rahmen des Forschungsprojektes eine qualitativ hochwertige Datenbasis verwendet werden.

Zwei maßgebliche Ergebnisse des hydrogeologischen Modells sind zu nennen, welche für den zu modellierenden Stofftransport von Bedeutung sind:

- Rinnenstrukturen
- Verbreitung von Schlufflagen

Rinnenstrukturen Anhand des vorliegenden Modells ist deutlich eine Rinnenstruktur auszumachen, welche von dem Bereich der Schadensquelle bis zum Braunschweiger Platz reicht (Abb. 9.275). Die Rinnensohle hat eine Tiefe von max. 6 m gegenüber der Quartärbasis in der Umgebung. Weitere Rinnenstrukturen befinden sich im Westen des Modellgebietes.

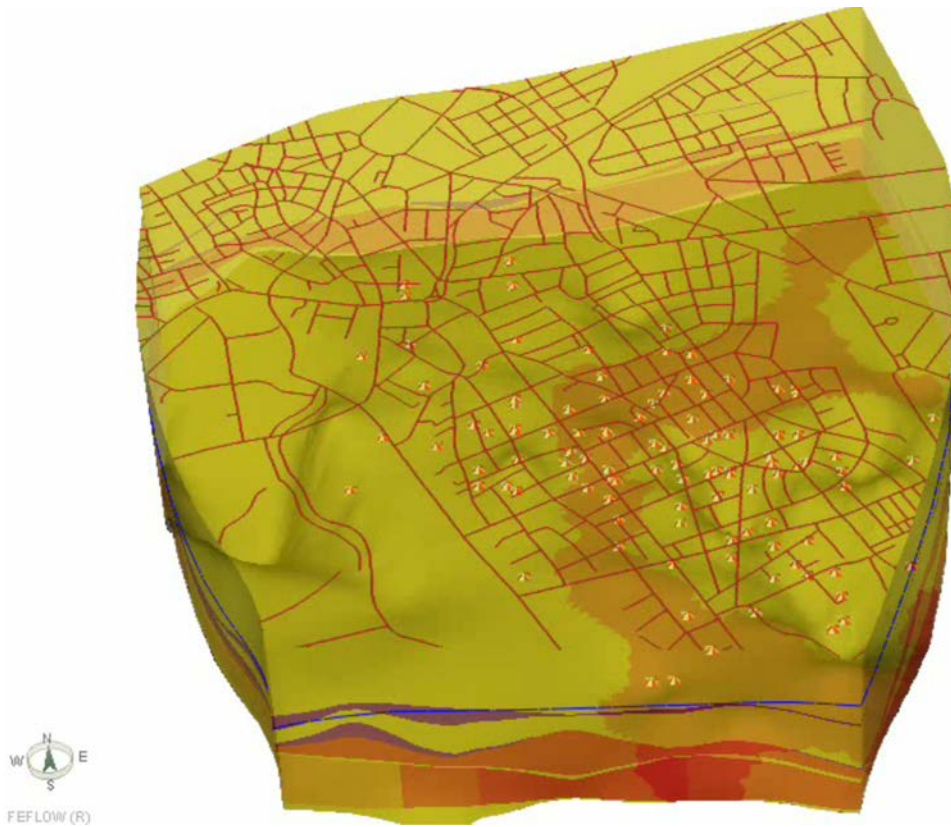


Abb. 9.274.: Darstellung der Interpolation mit Rockworks.

Es ist anhand der vorliegenden Struktur der Aquiferbasis daher denkbar, dass aufgrund des hohen Eintrages von Schwerphase (DNAPL) in der Vergangenheit eine gravitative Ausbreitung von der Schadstoffquelle in Richtung des Braunschweiger Platz stattgefunden haben kann (vgl. Standort–These „Rinne“ in Abb. 9.281, S. 383).

Verbreitung von Schlufflagen Es wird deutlich, dass trotz des weitgehend homogenen geologischen Aufbaus auch großflächig Schlufflagen mit unterschiedlichen Mächtigkeiten im wassererfüllten Bereich des Aquifer vorliegen. Der Gehalt an organischer Substanz ist in den Schlufflagen erhöht. Diese weisen daher grundsätzlich eine höhere Sorptionskapazität gegenüber LHKW auf als die sandigen und kiesigen Bereiche. Für die modellhafte Betrachtung der Sorption ist eine genaue Betrachtung von Bedeutung (vgl. Kap. 9.6.6).

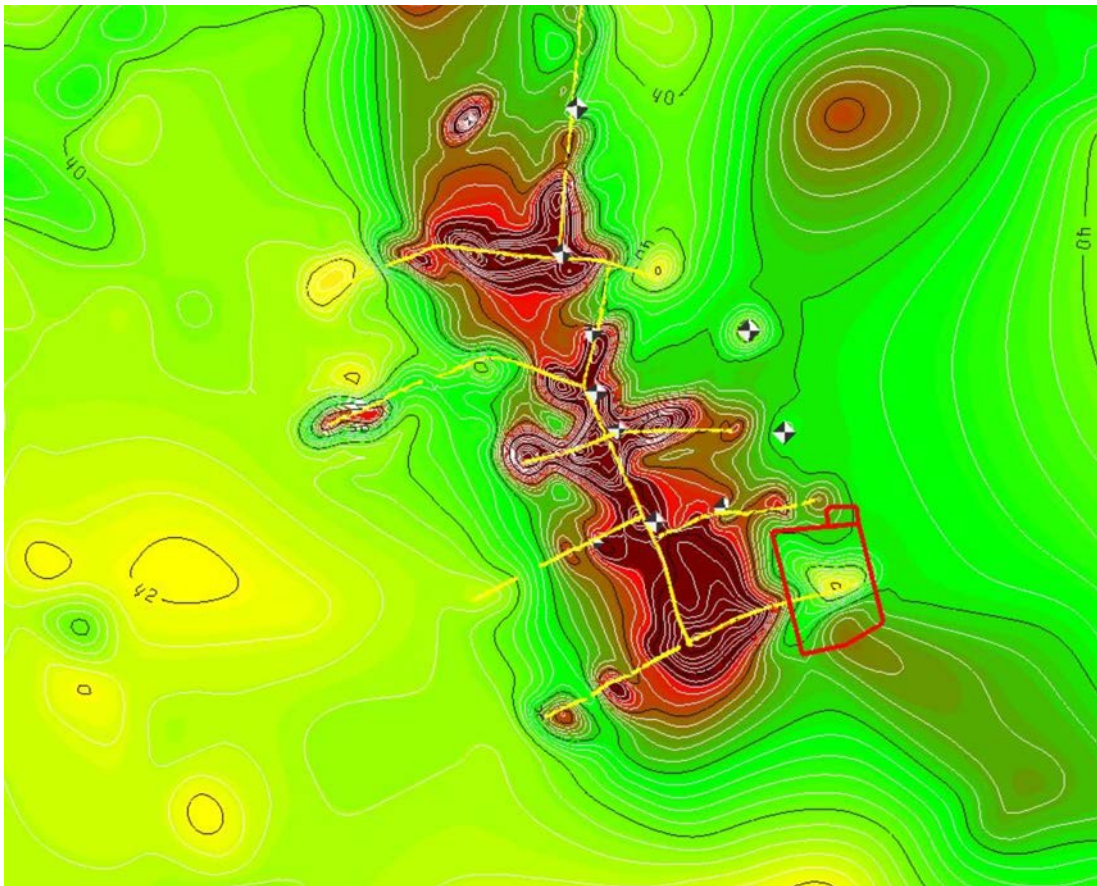


Abb. 9.275.: Rinnenstruktur und Lage der Schadensquelle. Darstellung mit *GoCAD* (Association Scientifique pour la Géologie et ses Applications, 2006), Quelle: LBEG

9.12. Natürliche Schadstoffminderungsprozesse

Im Folgenden werden die am Standort nachgewiesenen Prozesse der *natürlichen Schadstoffminderung* gemeinsam mit den Prozessen zusammengefasst, die in der Fachliteratur beschrieben wurden und für die am Standort die natürlichen Bedingungen vorliegen. Dabei wird auf die beobachtete räumliche Abgrenzung / Zonierung der natürlichen Abbaumillieus anhand der Verteilung der Elektronenakzeptoren (Trichlorethen, NO_3^-) und der weiter dechlorierten Metaboliten (1,2-*cis*-Dichlorethen, Vinylchlorid und Ethen) sowie der Reaktionsprodukte Fe(II) und CO_2 unter Verweis auf die entsprechenden Stoffkapitel Bezug genommen.

9.12.1. Stoffinventare und deren Abnahme im Projektzeitraum

Die Notwendigkeit der Inventarisierung gelöster Schadstoffe im Grundwasser von Hannover-Südstadt ergibt sich aus der Aufgabenstellung (Kap. 2, S. 6). Die angewandte Methodik ist in Kap. 9.11.3, S. 340 begründet und beschrieben. Die räumliche Struktur der Daten und ihre statistische Verteilung lassen die Anwendung geostatistischer Verfahren zur Interpolation nicht begründet erscheinen (vgl. Kap. 9.10.1, S. 324).

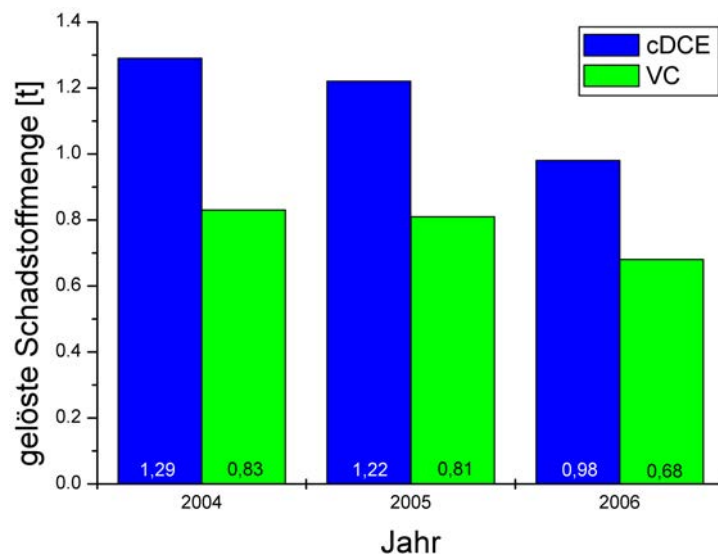


Abb. 9.276.: Gelöste Stoffmengen von 1,2-*cis*-Dichlorethen und Vinylchlorid aus den interpolierten 3D-Schadstoffverteilungen der Jahre 2004, 2005 und 2006. Es ist eine deutliche Abnahme im Versuchszeitraum beobachtet worden; Annahme Porosität 25 %, Werte in t.

In Abb. 9.276 ist die Inventarisierung der gelösten Metaboliten von Trichlorethen aus dem Grundwassermonitoring in Hannover-Südstadt zusammengefasst. Aus den GRASS GIS-gestützten 3D-Berechnungen sind die drei Monitoringkampagnen von 2004, 2005 und 2006 für die Metaboliten 1,2-*cis*-Dichlorethen und Vinylchlorid dargestellt. Diese können direkt miteinander verglichen werden, da das Messnetz nach 2004 im Wesentlichen fertig war. Mit Ausnahme der Konzentrationsdaten wurden alle Berechnungsparameter konstant gehalten. Für 1,2-*cis*-Dichlorethen ist eine relative Abnahme von 24 % und für Vinylchlorid

eine relative Abnahme von 18 % festzustellen. Die gelöste Stoffmengen von Trichlorethen macht nur noch etwa 10 % der Summe von Vinylchlorid und 1,2-*cis*-Dichlorethen aus. Die Vorherrschaft der Metaboliten bestätigt die Eingangshypothese, dass die Fahne von Hannover–Südstadt einen durch Abbauvorgänge bereits stark *gealterten* Schadensfall darstellt.

Während das *gelöste* Schadstoffinventar aus den Daten des Grundwassermonitorings mit der entsprechenden Auswertung mit guter Genauigkeit direkt ermittelt werden kann (Kap. 9.11.3), sind zur Abschätzung der sorptiv an die Matrix des Grundwasserleiters gebundenen Schadstoffe inverse Berechnungen erforderlich, wie sie in [Region Hannover \(2007\)](#) durchgeführt wurden.

Nach derzeitigem Kenntnissstand zeigt sich, dass die kinetisch gesteuerte Desorption der Chlorethene von Kohlepartikeln in der Sandfraktion der maßgeblich Quellterm am Standort ist (Kap. 9.6.6, S. 170). Es sind vereinfachend zwei Sorptionsspeicher, nämlich ein Sorptionsspeicher im thermodynamischen Gleichgewicht und ein kinetisch kontrollierter Sorptionsspeicher zu berücksichtigen. Dies gilt für alle beteiligten Metaboliten. Die Abschätzung beider Speicher benötigt Annahmen zu den Sorptionskonstanten und den relativen Gehalten beider Speicher im Grundwasserleiter. Sie können durch inverse Modellierung abgeschätzt werden und tragen zur Vorhersagebreite der sorbierten Schadstoffinventare bei ([Region Hannover, 2007](#)). Evtl. in residualer Sättigung im wassergesättigten GWL vorkommende Schadstoffe sind aufgrund des fingerförmigen Ausbreitungsverhaltens der DNAPL/LCKW ([Schwille, 1988](#)) nur schwer durch ein Monitoring zu erfassen und konnten im Rahmen des Projektes nicht nachgewiesen werden. Lokale DNAPL–Pools oder Rückdiffusion aus der Tonsteinbasis ([Grathwohl, 2006](#)) können vermutet werden, jedoch im Weiteren nicht berücksichtigt werden.

9.12.2. Hydrogeochemische Prozesse im Grundwasser

Tiefenzonierung

Ein wesentliches Merkmal des ungespannten Grundwasserkörpers der Südstadt ist die vertikale Zonierung in ein niedrig mineralisiertes, oberflächennahes und oxidiertes Grundwasser mit deutlichen Anzeichen von abwasserbürtigen Stoffeinträgen und in ein tieferes Grundwasser, das höher mit CaSO_4 mineralisiert und anoxisch ist. Die höchste Mineralisierung wird an der Tonsteinbasis beobachtet.

Der starke Kontrast in der hydraulischen Leitfähigkeit zwischen den hangenden Sanden und den liegenden Kiesen (Abb. 9.86, S. 152) bedingt, dass der Massentransport gelöster Schadstoffe vor allem im Kies stattfindet. Durch Grundwasserneubildung, die infolge des hohen Versiegelungsgrades jedoch als gering eingeschätzt wird ([Richmann, 2004](#)) und durch etwaige Leitungsverluste existiert eine abwärtsgerichtete Vertikalkomponente der Grundwasserbewegung, die Oxidationsmittel wie Nitrat und Sauerstoff in den anoxischen Bereich hinein verlagert. Beide Milieuzonen sind durch eine Übergangszone im mitteltiefen Grundwasser mit einem starken Gradienten des operationellen Redoxpotentials getrennt.

Erhöhte Konzentrationen von Mangan und TIC zeigen an, dass Manganreduktion und Denitrifikation in diesem Bereich ablaufen.

Abbausituation	
Grundwasser flach (<= 7.5 m) Sulfatarm Oxidierend Hinweise für Stoffeinträge von K, TIN, BO2, ... Starke horizontale Variabilität	TCE-Maximum ca. 1 km NW Schadensquelle, PCE & Ethan ohne Bedeutung
Grundwasser mittel (>7.5 m – 11.5 m) Reduzierend Horizontale Zonierung Denitrifikation, TIC erhöht, Fe erhöht NW-SE Fahnen Schwerpunkt für TCE & CIS	Fahnenzentrum im 45° Winkel zur gegenwärtigen Grundwasserströmungsrichtung ausgelängt
Grundwasser tief (>11.5 m – 15.5 m) Sulfatreich <i>Reduzierend an Fahnenrändern, oxidiert im Schwerpunkt</i> Deutlicher + breiter NW-SE Fahnenbereich für TCE & CIS	Reduzierende Fahnenbereiche im Zustrom,
Grundwasser Rinne (>15.5 m) Geringere Mineralisation im SE-Zustrom <i>Stark reduzierend, [Fe], [TOC] erhöht</i> VC & Ethen im Rinnenabstrom	oxidierende Bereiche im Fahnenzentrum

Abb. 9.277.: Synopse der Abbausituation der Chlorethene im Grundwasser von Hannover Südstadt.

Bei der Diskussion der heute vorherrschenden Milieuzonierung ist auf die massiven Eingriffe in den Grundwasserhaushalt während der U-Bahnbauphase hinzuweisen. Im Bereich der Hildesheimer Str. wurde um 1979 die freie Grundwasseroberfläche bis weit in den Kies hinein abgesenkt (Abb. 9.109, S. 180) und dadurch mehrjährig eine mächtige ungesättigte Zone geschaffen. Dies ist unter dem Gesichtspunkt der Schaffung oxidierender Bedingungen sowohl im Grundwasser als auch im Grundwasserleiter hin zu betrachten, denn der Grundwasserleiter enthält als Teil seines reaktiven Mineralbestandes u.a. FeS_2 (Abb. 9.80, S. 145). Dieser wird bei Entwässerung durch Zutritt von Nitrat und Sauerstoff oxidiert und reagiert im kalkhaltigen Milieu zu Gips und Fe(III)oxhydroxiden. Die Fe(III)oxhydroxide stellen nun einen zusätzlichen Vorrat an verfügbaren Elektronenakzeptoren in der Festphase dar.

Auch wenn diese Phase der Schadensentwicklung durch nur wenige Beschaffenheitsmesswerte belegt ist, darf vermutet werden, dass im gesättigten Teil des Kiesel beträchtliche Schadstoffmengen mit zugleich höheren Konzentrationen transportiert wurden. Beim Wiederanstieg füllte stark belastetes Grundwasser aus dem Kies die ungesättigte Zone und trug zur vertikalen Verbreitung der Schadstoffe bei. Abb. 9.277 ist eine Synopse der heutigen Beschaffenheitszonierung.

Anstromseite der Fahne

Das tiefe Grundwasser weist in der heutigen Grundwasserflussrichtung, entsprechend einem EW-Transekt, einen charakteristischen Redoxverlauf auf. Dieser ist aus dem Verlauf des operationellen Redoxpotentials (Kap. 9.8.5, S. 225ff.) und der ansteigenden und im Abstrom rasch fallenden Konzentration von Eisen (Kap. 9.8.11.1, S. 269) abzuleiten, die dann am Rand der Fahne wieder ansteigen. Mit Hilfe von Extraktionsversuchen konnten Fe(III)oxyhydroxide als quantitativ dominierender Elektronenakzeptor festgestellt werden (Kap. 9.6.4.5, S. 141). Deren Erschöpfung ist in absehbarer Zukunft nicht anzunehmen. Parallel dazu findet auch Sulfatreduktion statt, wie Geruchspuren von H_2S (Abb. 9.135, S. 219) und „junge“ Pyrite in der Festphase zeigen (Abb. 9.92, S. 158). Es ist festzustellen, dass Sulfatreduktion stattfindet, ohne dass das operationelle Redoxpotential in Grundwasserproben einen E_{H} -Wert von 0 mV wesentlich unterschreitet.

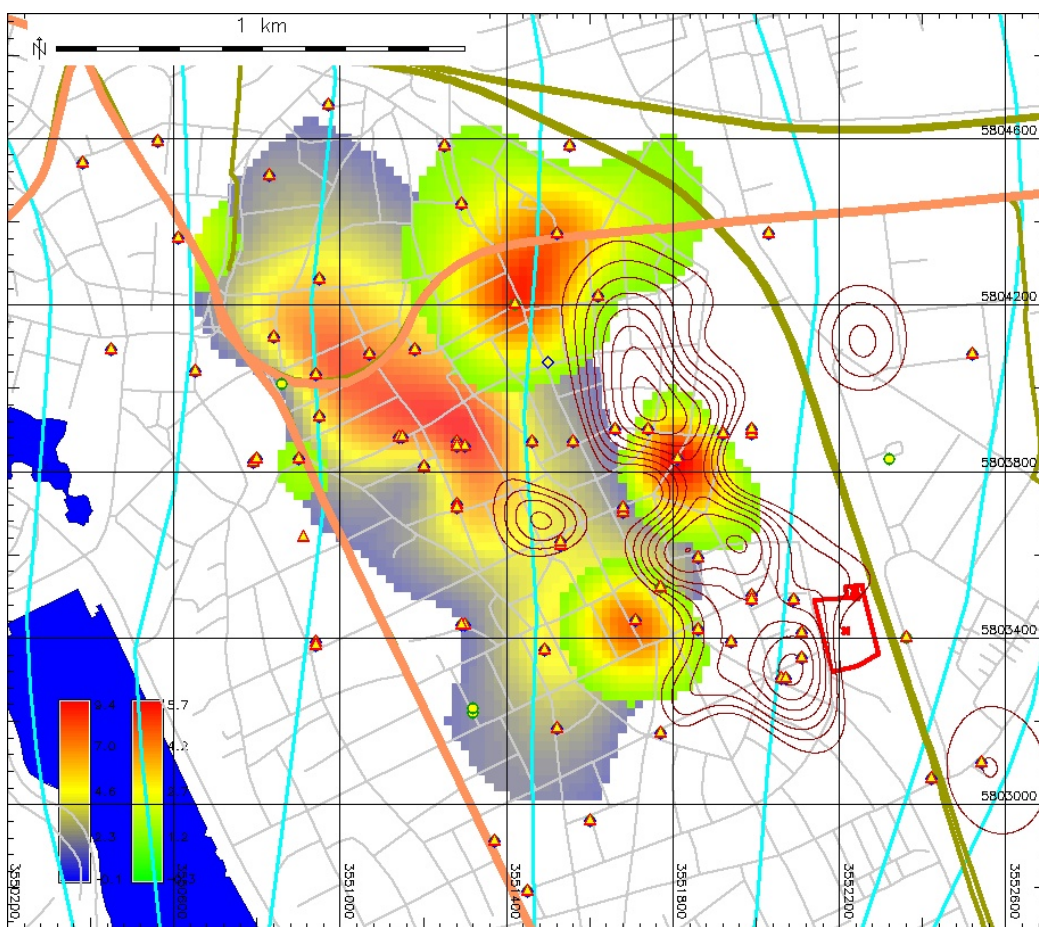


Abb. 9.278.: Interpolierte Verteilung von 1,2-*cis*-Dichlorethen und Vinylchlorid im tiefen Grundwasser der Südstadt im Verhältnis zur quartären Rinne.

Die anoxischen, sulfat- und eisenreduzierenden Bedingungen auf der Zustromseite der Fahne werden durch die Advektion von anoxischem Grundwasser mit Fe(II) , NH_4^+ sowie TOC als Elektronendonator gefördert. Die Bedingungen ermöglichen die vollständige

reduktive Dechlorierung der LCKW nach Bradley (2003) durch Halorespiration, die auf der Zustromseite bis zur typischen Akkumulation von Vinylchlorid und Ethen geführt hat (Tiehm u. a., 2008). Aus Grundwasserproben wurde die Existenz des halorespirierenden Organismus *Dehalococcoides* sp. nachgewiesen (Kap. 9.9.1, S. 312). Perchlorethen, überwiegend auch Trichlorethen werden bis zum heutigen Zeitpunkt zu ihren Metaboliten umgesetzt. Messbare Trichlorethen-Gehalte im Sediment (Kap. 9.6.4.7, S. 147) zeigen, dass ein gewisser Vorrat von Trichlorethen auf der Anstromseite noch existiert. Geringe Benzolkonzentrationen (Abb. 9.237, S. 311) und der unabhängige Hinweis auf bromierte Kohlenwasserstoffe in diesem Bereich (Kap. 9.9.3, S. 321) weisen darauf hin, dass die primäre Quelle einen Mischschaden darstellte, der zu Beginn seiner Entwicklung auch unchlorierte Kohlenwasserstoffe enthielt. Diese haben einen schnellen cometabolischen Abbau gefördert, wie aus Untersuchungen an der Quelle bekannt ist (Deutsche Bahn AG, 1999).

Die heutige Abbaufont der Fahne ist durch GWM gut belegt und wurde durch teufenorizontierte Grundwasserbeprobungen mit Peristaltikpumpen im Zuge der Direct Push-Beprobungen (Kap. 9.6.1, S. 119ff.) weiter verdichtet. Sie liegt etwa in der Achsenmitte der NNW–SSE erstreckten quartären Rinnenstruktur. Die Rinne gliedert die Basis des Grundwasserleiters und trennt die ehemalige Quelle von der nach Westen unter der Südstadt ansteigenden, welligen Basis. Wahrscheinlich hat die Rinne während der Phase des U-Bahnbaues den Grundwasserstrom in Richtung Braunschweiger Platz durch die erhöhte Transmissivität stark beeinflusst. Die Abbaufont der Fahne hat trotz der vorherrschenden, hohen Fließgeschwindigkeiten in der Größenordnung von 100 m pro Jahr ihre (wahrscheinlich) östlichste Position bis zum heutigen Tag gehalten. Dies erfordert eine kontinuierliche Nachlieferung aus einem Stoffreservoir.

Parallel zur Halorespiration, deren Potential im Grundwasser mikrobiologisch nachgewiesen wurde (Kap. 9.9.1), laufen als hydrogeochemische Prozesse in grossem Umfang jedoch auch mikrobielle *Eisenreduktion* (Kap. 9.8.11.1) und in geringerem Umfang *mikrobielle Sulfatreduktion* (Kap. 9.9.3) ab. Eisen- und Sulfatreduktion sind als Konkurrenzprozesse der Halorespiration um Elektronendonatoren bzw. H_2 aufzufassen.

Die eng miteinander korrelierten Abbauprodukte Vinylchlorid und Ethen (Abb. 9.279) werden mit dem Grundwasser advektiv–dispersiv nach Westen verlagert (Kap. 9.8.14.6, S. 299). Jenseits der Sallstraße ist Vinylchlorid nur noch in geringen Konzentrationen nachzuweisen, was auf einen schnellen Abbau der reduzierten Metaboliten in diesem Bereich hindeutet. Die Bildung von Siderit ist ein möglicher Prozess der Verminderung der Eisenkonzentration. In Abstromrichtung zunehmend mikrobiell verfügbares Fe(III)oxyhydroxid (Abb. 9.78, S. 143) ermöglicht die anaerobe Oxidation von Vinylchlorid (Bradley u. Chapelle, 1996).

Fahnenzentrum

Betrachtet man die vertikale Verteilung der Metaboliten (Abb. 9.279), wird deutlich, dass 1,2-*cis*-Dichlorethen viel häufiger in mitteltiefen und selbst in flachen GWM vorkommt, während Vinylchlorid (und mehr noch Ethen) an die speziellen Bedingungen im tiefen

GW und an die quartäre Rinne mit ihrem unmittelbaren Abstrom gebunden sind. Da auch flache GWM mit 1,2-*cis*-Dichlorethen belastet sind, ist es wahrscheinlich, dass der Stoffeintrag der LCKW in die Fläche nicht nur von unten über den gut durchlässigen Kieskörper erfolgte, sondern auch von der Grundwasseroberfläche herrührte. Die von 1975 berichteten Transporte im Abwassernetz sind ein möglicher Mechanismus. Die vertikale und horizontale Verteilung des Metaboliten 1,2-*cis*-Dichlorethen zeigt recht zuverlässig die maximale Ausdehnung der Fahne.

Kennzeichnendes Merkmal des Fahnenbildes ist die *SE–NW Erstreckung einer Zone hoher Konzentrationen* über ca. 1400 m, die von der ehemaligen Quelle bis zum Ägidientorplatz reicht. Diese Erstreckung lässt sich für 1,2-*cis*-Dichlorethen (Abb. 9.221, S. 295), für das nur etwa $\frac{1}{5}$ so hoch konzentrierte Trichlorethen (Abb. 9.215, S. 289) und selbst noch für die sehr niedrigen Rest-Konzentrationen an Perchlorethen nachweisen (Abb. 9.210, S. 285). Die Richtung der Erstreckung entspricht der Strömungsrichtung während der starken Absenkung am Ägidientorplatz um 1976. Auch etwas weiter östlich wurde um 1992 (Abb. 9.112, S. 181) intensive Wasserhaltung betrieben. Die Erstreckung der Fahne steht in einem Winkel von ca. 45° zur heutigen Grundwasserströmungsrichtung. Auch dieser Befund, „stationäre Fahne“ genannt, deutet auf eine kontinuierliche Stoff-Nachlieferung aus einer weiteren Quelle.

In der Fachliteratur beschrieben und experimentell und mikrobiologisch (soweit relevant) nachgewiesen, sind die unten aufgeführten Reaktionen, die zu einer natürlichen Verminderung der gelösten LCKW im Grundwasser führen können. Dabei sind nur wenige Schlüsselveröffentlichungen genannt. Innerhalb der Aufzählung wird auf wichtige Indizien für diese Abbaureaktionen im Zentrum der Fahne am Standort Hannover–Südstadt hingewiesen:

1. Aerobe Oxidation des Metaboliten Vinylchlorid als alleiniger Kohlenstoffquelle, ist nach Coleman u. a. (2002b) eine Fähigkeit zahlreicher Mikroorganismen.

Tiehm u. a. (2008) beschreiben Versuche mit aus Grundwasser isolierten Bakterien, die unter aeroben Bedingungen in einer Vinylchlorid-Lösung im 10er mg L⁻¹-Bereich mit etwa $\frac{1}{3}$ 1,2-*cis*-Dichlorethen wachsen. Vinylchlorid wurde dabei vollständig umgesetzt, während 1,2-*cis*-Dichlorethen nur solange bis auf etwa $\frac{1}{3}$ seiner Ausgangskonzentration fiel, wie Vinylchlorid verfügbar war. Der 1,2-*cis*-Dichlorethen Abbau war daher cometabolisch.

2. Aerobe Oxidation des Metaboliten 1,2-*cis*-Dichlorethen als alleiniger Kohlenstoffquelle.

Nach Feldbeobachtungen von aeroben 1,2-*cis*-Dichlorethen-Abbau und dem möglichen thermodynamischen Energiegewinn eines aeroben 1,2-*cis*-Dichlorethen-Abbaues konnten Coleman u. a. (2002a) einen Bakterienstamm isolieren, der auf 1,2-*cis*-Dichlorethen wächst. Dabei wurde jedoch nur in 2 von 18 Standort-Proben Aktivität beobachtet. Aerobe 1,2-*cis*-Dichlorethen-Oxidation wird in der Natur beobachtet, sie läuft aber nicht zwangsläufig an jedem Standort ab und ist langsamer als die aerobe Vinylchlorid-Oxidation.

3. Anaerobe Oxidation von Vinylchlorid an Fe(III)oxyhydroxiden.

Bradley u. Chapelle (1996) brachten Beweise für die anaerobe Oxidation des reduzierten Metaboliten Vinylchlorid zu CO₂ unter Nutzung von Fe(III)-Komplexen nach der Gleichung:

$C_2H_2Cl + 10 Fe(III) + 4 H_2O \longrightarrow 2 CO_2 + 10 Fe(II) + HCl + 10 H^+$. Die Bioverfügbarkeit der Fe(III)oxyhydroxide ist dabei von grosser Bedeutung für den Stoffumsatz.

4. Anaerobe Oxidation von 1,2-*cis*-Dichlorethen.

Von Bradley u. a. (1998b) wurde die anaerobe Oxidation unter Nutzung von MnO_2 beschrieben. Da zur aeroben Oxidation des energieärmeren 1,2-*cis*-Dichlorethen befähigte Organismen nicht zahlreich sind (s.o.) und gleichzeitig die Reduktion von Fe(III)oxyhydroxiden ein niedrigeres Redoxpotential erfordert als die Mn(IV)–Reduktion (Appelo u. Postma, 2005), ist die *anaerobe* Oxidation von 1,2-*cis*-Dichlorethen an Fe(III)oxyhydroxiden als alleiniger Kohlenstoffquelle in Bradley (2003) als Prozess nicht beschrieben¹¹⁰.

Diese „Wunsch“-Reaktion ist beim oxidativen Abbau der Chlorethene bisher nicht beschrieben und wahrscheinlich thermodynamisch ungünstig. Die Dominanz von 1,2-*cis*-Dichlorethen im Fahnenzentrum ist die Folge.

5. Anaerobe Oxidation von 1,2-*cis*-Dichlorethen an Huminstoffen.

Die anaerobe Oxidation unter Nutzung der Huminstoffe als Elektronenakzeptoren wird von Bradley u. a. (1998a) beschrieben.

Im vorliegenden Fall ist der Anteil der Huminstoffe am niedrigen TOC des Sedimentes nicht untersucht worden. Er wird aber aufgrund der Befunde zu den Sedimentkomponenten (Kap. 9.6.5.2, S. 155ff.), insbesondere der Dominanz von Kohle, als untergeordnet eingeschätzt.

6. Aerober, cometabolischer Abbau.

Aerober, cometabolischer Abbau von Trichlorethen wurde von methanoxidierenden (Wilson u. Wilson, 1985) und von nitrifizierenden Bakterien (Vannelli u. a., 1990) beschrieben.

Diese Abbaumöglichkeit besteht im Bereich der Redoxgradienten im flachen und im mitteltiefen Grundwasser. Für Methan (Abb. 9.204, S. 280) und Nitrat (Abb. 9.177, S. 255) wurden entgegengerichtete Gradienten beobachtet. Methan ist im tiefen Grundwasser mit im Mittel $7 \mu g L^{-1}$ viel niedriger konzentriert als 1,2-*cis*-Dichlorethen.

7. Reduktiver, abiotischer Abbau an reduzierten Mineraloberflächen.

Für die von Lee u. Batchelor (2002a) und Lee u. Batchelor (2004a) beschriebenen abiotischen Reaktionen, stehen im GWL beträchtliche Mineralvorräte, primär Pyrit zur Verfügung (Abb. 9.81, S. 146). Auch diese Reaktion lässt sich im Gelände nicht direkt nachweisen.

Die Analyse des stofflichen und petrologischen Bestandes des Grundwasserleiters ergab als Neben- und Spurenminerale regelmäßig Pyrit, Magnetit und Glaukonit. Ilmenit, Staurolith und andere Spurenkomponenten kommen auch vor. Diese Spurenminerale gehören zum reaktiven Stoffbestand des Grundwasserleiters, da sie Fe(II), reduzierte Schwefelgruppen sowie Mischungen aus Fe(II) und Fe(III) enthalten.

Abb. 9.280 zeigt den Ausschluss von aeroben, oxischen und suboxischem Milieu mit Nitrat und anoxischem Milieu mit dominierender Eisenreduktion. Einige GWM, bei denen die Zusammenhänge anders zu sein scheinen, sind gekennzeichnet.

¹¹⁰Der beobachtete, gegenüber Vinylchlorid langsamere 1,2-*cis*-Dichlorethen–Abbau (Bradley u. Chapelle, 1997), war wahrscheinlich ein co-metabolischer Abbau, da TOC aus dem Bachsediment im Ansatz vorhanden war.

Die heutige Verteilung der Metaboliten im Fahnenzentrum ist ein Beleg für den schnellen Abbau von Trichlorethen zur 1,2-*cis*-Dichlorethen. Anaerober, reduktiver Abbau des Metaboliten 1,2-*cis*-Dichlorethen im Fahnenzentrum ist wahrscheinlich nur innerhalb von Mikromilieus möglich. Das dabei entstehende Vinylchlorid würde effektiv oxidiert werden, da jederzeit genug Fe(III)oxyhydroxide im Grundwasserleiter vorliegen. Der für den Standort wichtige anaerobe, oxidative Abbau von 1,2-*cis*-Dichlorethen ist hingegen nur mit Manganoxiden oder mit Huminstoffen möglich, nicht jedoch mit Fe(III)oxyhydroxiden. Hier ist nur ein co-metabolischer Abbau unter Nutzung organische Substrate möglich, zu denen der TOC des Sedimentes, der TOC/DOC des Grundwassers und gelöstes CH₄ gehören. Eine abiotische, reduktive Dechlorierung an reduzierten Mineraloberflächen von Pyrit, Magnetit oder eisenhaltigen Schichtsilikaten ist ein unabhängiger Prozess, für den die Voraussetzung im Grundwasserleiter der Südstadt durchaus vorliegen.

In keinem der genannten biotischen und abiotischen Fälle sind organische Reaktionprodukte nachzuweisen, da CO₂ und Chlorid die unspezifischen Endprodukte des oxidativen Abbaues sind, die sich im Gelände nicht nachweisen lassen. Die Verschiebung des $\delta^{13}\text{C}$ im TIC der Südstadt (Abb. 9.244, S. 319) hin zur Freisetzung von "leichtem" CO₂ ist jedoch ein Beleg für die anaerobe Oxidation organischer Substanz im Grundwasserleiter auch im Fahnenzentrum. Da die Stoffinventare von Trichlorethen und 1,2-*cis*-Dichlorethen im Beobachtungszeitraum messbar abgenommen haben und eine Verlagerung über die Fahngrenzen hinaus nicht beobachtet werden kann, verläuft der summierte Umsatz der natürlichen Minderungsprozesse schneller als die Nachlieferung aus dem Speicher.

Die Bedeutung der Kohlepartikel in der Sandfraktion (Kap. 9.6.5.3, S. 161) für die Speicherung und eine langsame Freisetzung wurde in Kap. 9.6.6, S. 170 auf der Grundlage von Säulenversuchen mit Standortmaterial experimentell nachgewiesen und analytisch modelliert. Die langsame, kinetisch gesteuerte Desorption von Schadstoffen aus dem Korngerüst in den Grundwasserleiter stellt denjenigen Prozess dar, mit dessen Hilfe die Ortsstabilität der Fahne plausibel erklärt werden kann.

Entscheidend für die Bewertung der natürlichen Schadstoffminderung ist, dass auch in Abwesenheit von Halorespiration in weiten Teilen der Fahne keine Verlagerung von 1,2-*cis*-Dichlorethen über die Fahngrenze hinaus zu beobachten ist, dass das gelöste 1,2-*cis*-Dichlorethen-Inventar abnimmt und die Reaktionsprodukte zu CO₂ abgebaut werden. In der Summe sind die im Untergrund der Südstadt ablaufenden Prozesse effektiv und bewirken eine stetige Abnahme des Schadstoffinventars. Dies wird auch im Vergleich mit den historischen Daten deutlich (Kap. 9.7.1, S. 175ff.).

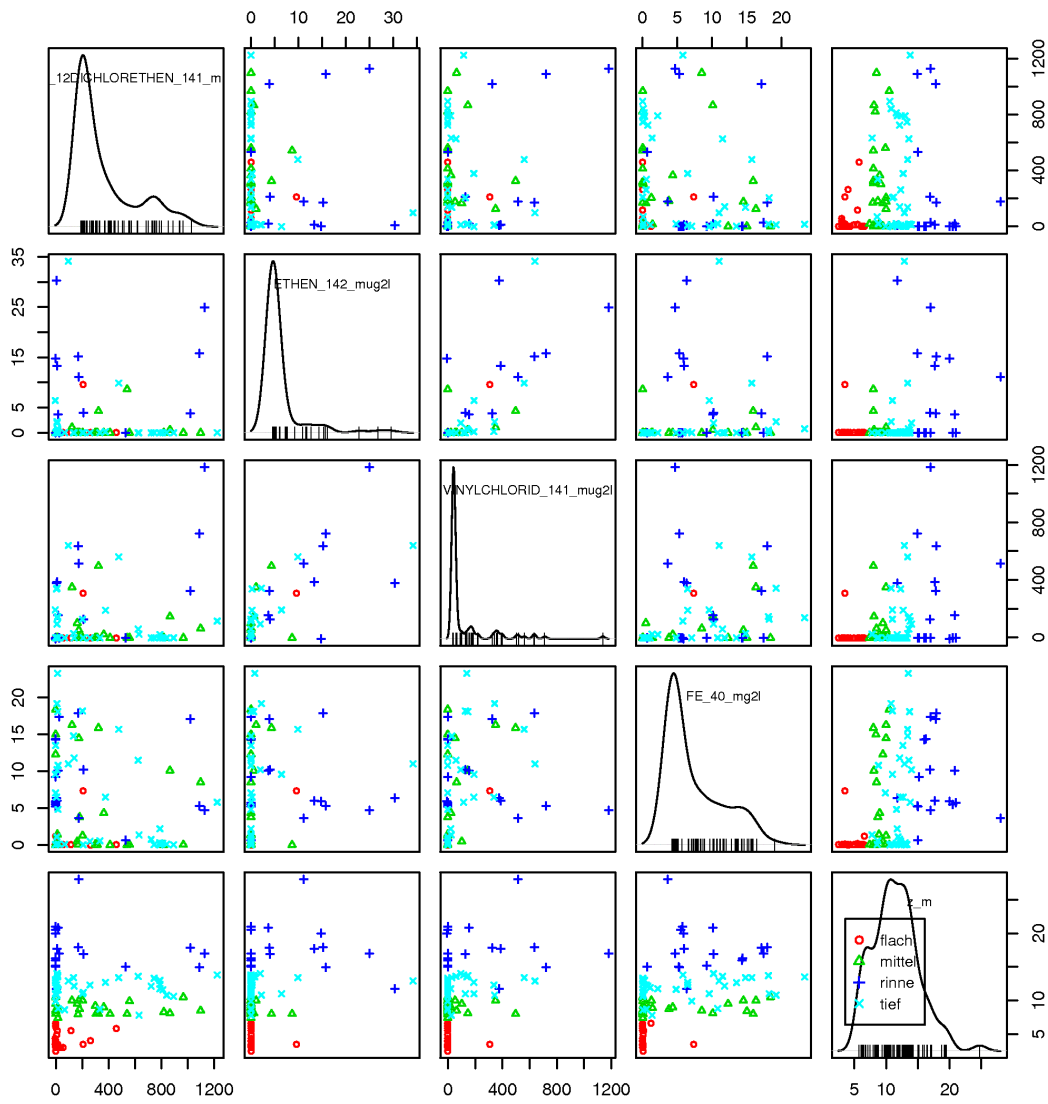


Abb. 9.279.: Kreuz-Korrelationsplot für die Metaboliten 1,2-*cis*-Dichlorethen, Vinylchlorid und Ethen mit Eisen und der Entnahmetiefe.

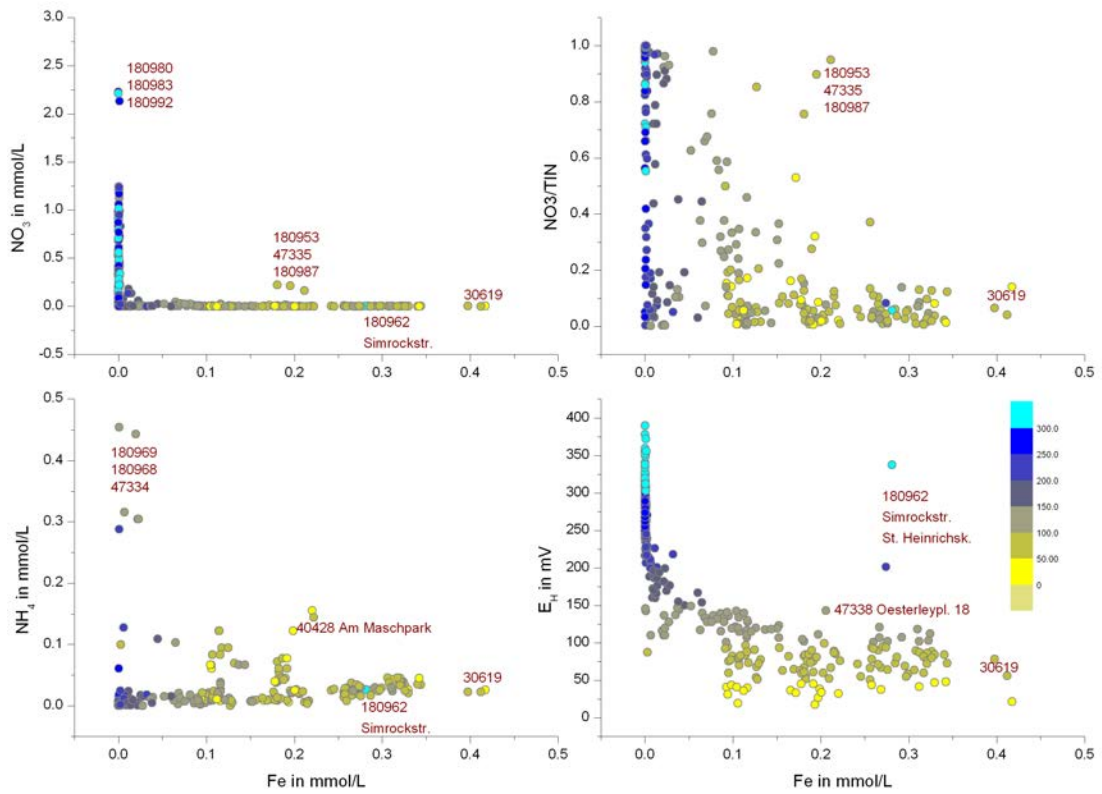


Abb. 9.280.: Korrelation der Stickstoffparameter Nitrat (links oben), NO_3^-/TIN (rechts oben) und Ammonium (links unten) mit Fe(II); Eh-Wert als Farbrampe. Ausreisser sind mit Messtellennamen gekennzeichnet.

9.12.3. Standortthesen

Die räumliche Stationarität der Fahne über mehr als 1 Jahrzent bei gleichzeitig hohen Abstandsgeschwindigkeiten verlangt zwingend die kontinuierliche Nachlieferung von Schadstoffen in das Grundwasser. Deshalb wurden innerhalb des Projektes mehrere *Standortthesen* formuliert, um mögliche Ursachen dieser Nachlieferung methodisch aufzuklären:

9.12.3.1. These 1: Aktive Quellen, Rinnenstruktur als Quellbereich

„Aktive Quellen¹¹¹, vor allem im Bereich der quartären Rinnenstruktur speisen die Schadstofffahne in der Südstadt“. Aus der Betriebsphase der Schadensquelle gibt es Hinweise auf den Transport von LCKW im kommunalen Abwassernetz. Die bis heute rückgewonnene Menge von ca. 200 t DNAPL zeigt, dass erhebliche Mengen Phase beteiligt waren. Der aufgrund des engen räumlichen Zusammenhanges von Fahnenfront und der quartären Rinne vermutete Spezialfall (Abb. 9.281) eines dichtegesteuerten Transportes von DNAPL in die quartäre Rinnenstruktur, aus der dann LCKW kontinuierlich nachgelöst werden können, kann durch detaillierte zusätzliche Beprobungen der Rinnenstruktur nach derzeitigem Kenntnisstand ausgeschlossen werden. Nur Rest-Konzentrationen des Kontaminanten Trichlorethen waren anzutreffen.

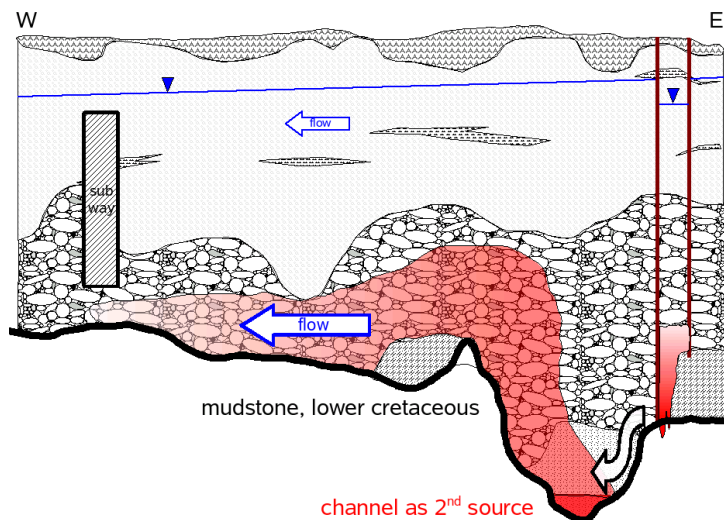


Abb. 9.281.: Standortthese 1: Aktive Quellen, vor allem im Bereich der quartären Rinnenstruktur speisen die weitgehend unbewegliche Schadstofffahne.

Abstromseitig ist die Basisfläche des Grundwasserleiters kleinräumig nicht eben, Höhenunterschied von 0.5 m in der Stauer Oberfläche wurden innerhalb weniger Meter angetroffen (Lutherstr. 32 a). Hinweise auf Taschen von Kies in der Tonsteinbasis liegen vor (Geibelplatz). Auf der Tonsteinbasis sind zusätzlich pleistozäne Permafroststrukturen und eistektonische Verschuppungen denkbar, die als isolierte Quellbereiche begrenzten Ausmaßes wirksam sein können, wenn ein Phasentransport durch das Abwassernetz stattgefunden

¹¹¹als residuale Phase oder Phasenpools

haben sollte. Sie konnten jedoch im Grundwassermonitoring nicht nachgewiesen werden und sind für die Erklärung des Phänomes auch nicht unbedingt notwendig. Möglicherweise stellt der langjährig beobachtete Standort Sallstr. 55/ Nazarethkirche eine Ausnahme dar.

9.12.3.2. These 2: Der Grundwasserleiter besitzt gering durchströmte Bereiche (heterogene Strömung)

Die Abstandsgeschwindigkeiten des Grundwassers liegen zwischen ca. 10 m a^{-1} im hangenden Sand und ca. 100 m a^{-1} im liegenden Kies. Teilweise sehr grobkörnigen Kiese, das glaziofluviale Ablagerungsmilieu mit grossen Schrägschichtungsstrukturen, Hinweisen auf Steilhänge und Tongerölle zeigen auf der Maßstabebene eines Baugrubenaufschlusses (Abb. 9.21, S. 71) dass der Grundwasserleiter heterogen und anisotrop aufgebaut ist.



Abb. 9.282.: Baugrubenaufschluß eines Eiskeiles in der Joachimstr., ca. 2.5 m tief, nördlich angrenzend des Projektgebietes mit feinkörniger Füllung; Quelle: M. Wieschemeyer & M. Wegner, M & P.

Im selben Aufschluss, direkt nördlich des Projektgebietes, wurde eine Eiskeilstruktur (Abb. 9.282) aufgeschlossen, die eine mittelgraue, feinsandig-schluffige Füllung enthielt. Da Eiskeile nicht isoliert auftreten, sondern zu einem für Permafrostgebiete typischen Polygonmuster gehören (Eissmann u. Wimmer, 1996), sind derartige Strukturen im Grundwasserleiter systematisch zu vermuten. Diese Eiskeile reichen tief in den Kiesgrundwasserleiter hinein, der dadurch in Polygonkörper aufgeteilt wird, die durch geringer durchlässige Eiskeilfüllungen voneinander getrennt sind. Es ist davon auszugehen, dass solche linearen Elemente in der Summe die Dispersion im Grundwasserleiter erhöhen und Zonen unterschiedlicher Abstandsgeschwindigkeiten schaffen.

9.12.3.3. These 3: Nachlieferung von LCKW durch Desorption

Es wurde schnell deutlich, dass die niedrigen TOC-Gehalte des Grundwasserleiter bei weitem nicht hinreichend waren, um die Langzeit-Stabilität der Fahne durch Desorption zu erklären, wenn der einfache K_{OC} -Ansatz (Karickhoff u. a., 1977) zugrundegelegt wird. Die Untersuchung der Kornkomponenten (Kap. 9.6.5.2, S. 155) und die Analyse der Kohlenpartikel in der Sandfraktion, zeigte jedoch, dass der TOC überwiegend aus Kohlepartikeln mit Struktur besteht (Kap. 9.6.5.3, S. 161) und zusätzlich Tonsteinpartikel mit innerer Porosität wesentliche Sedimentkomponenten sind. Geochemisch gesehen, sind die Komponenten des Grundwasserleiters damit viel sorptiver und reaktiver als bei einem vergleichbar durchlässigen, quarzreichen Grundwasserleiter, der den TOC in Form von Huminstoffen enthält.

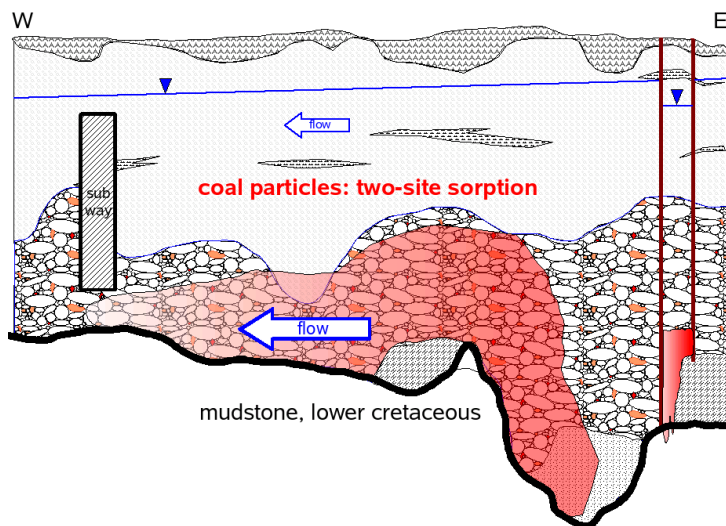


Abb. 9.283.: Standortthese 3: Desorption der LCKW von dispersen Kohlepartikeln in der Sandfraktion.

Bei Säulenversuchen mit ^{14}C -markiertem 1,2-*cis*-Dichlorethen und Standortmaterial wurde folgerichtig eine kinetisch gesteuerte Desorption beobachtet (Kap. 9.6.6, S. 170), die eindeutig auf die Eigenschaften der dispers im Sediment verteilten Kohle zurückzuführen war. Die Wirkung von Kohle, Kerogenen oder komplexer organischer Substanz auf die langsame Desorption von organischen Schadstoffen wurde z.B. von Altfelder u. a. (2000) und Allen-King u. a. (2002) beschrieben.

Abb. 9.283 repräsentiert die These der kinetisch gesteuerten Desorption aus den geringen Gehalten des dispers verteilten TOC, mit der das Fahnenverhalten plausibel beschrieben werden kann. Das Desorptionsverhalten kann als *two-site sorption* (Van Genuchten u. Wagenet, 1989) mathematisch beschrieben und modelltechnisch umgesetzt werden. Es wurde zur Prognose der weiteren Fahnenentwicklung im reaktiven Schadstofftransportmodell für den Standort verwendet (Region Hannover, 2007).

9.12.3.4. Zusammenfassende Bewertung der Standortthesen

Die These 3 (Nachlieferung von LCKW durch Desorption) können zusammen mit Anteilen von These 2 (der Grundwasserleiter besitzt gering durchströmte Bereich) in Summe für das Phänomen der ortstabilen Metabolitenfahne in Hannover–Südstadt verantwortlich gemacht werden. Das bisherige Verhalten der Fahne lässt sich nun prozessorientiert plausibel beschreiben und daher auch mit Berechtigung in die Zukunft prognostizieren (Region Hannover, 2007).

Da die Eiskeile im Projektgebiet systematisch zu vermuten sind und diese z.T. feinkörnige Füllungen besitzen (Abb. 9.282) kann der mittlere TOC–Gehalt des Grundwasserleiters (Kap. 9.6.4.3, Abb. 9.71, S. 138) in der Summe höher als 0.07 Gew.% sein, wenn der Homogenitätsbereich größer angesetzt wird und auch horizontal heterogener verteilt sein, als aus der begrenzten Zahl von 20 geochemisch beprobten Bohrungen (Punktaufschlüsse) abzuleiten ist.

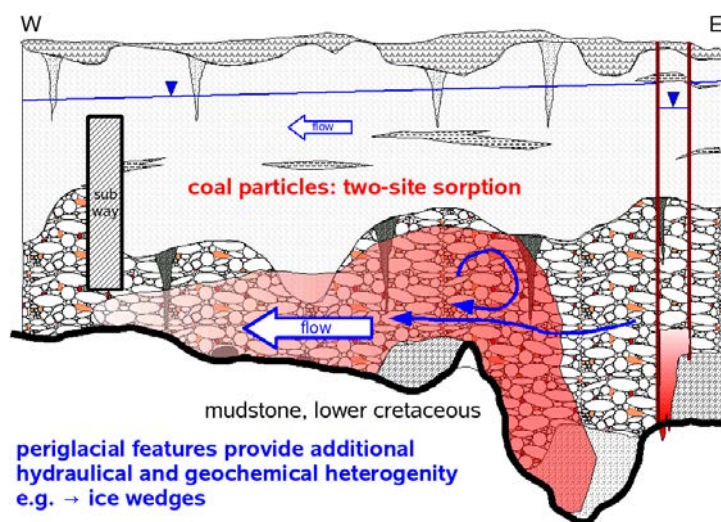


Abb. 9.284.: Standortthese 4: Desorption der LCKW von dispersen Kohlepartikeln in der Sandfraktion und heterogener Durchströmung durch Polygonmuster von Eiskeilen.

Abb. 9.284 gibt die Situation im Grundwasserleiter der Südstadt als Kombination der Thesen 2 und 3 wieder. Bei ungesicherter Schadensquelle wurde während der Phase des U–Bahnbaues die Schadstofffahne über den Grundwasserleiter in verschiedenen Richtungen verteilt. Bei höheren Konzentrationen als heute zu beobachten und höheren Anteilen der Ausgangsprodukte (Trichlorethen), wurden dispers verteilte Kohlepartikel und andere sorptive Oberflächen mit Trichlorethen und 1,2-*cis*-Dichlorethen „aufgeladen“. Deren langsame „Entladung“ durch kinetische gesteuerte Desorption ist ein Prozess, mit der sich die Entwicklung der Schadstofffahne seitdem plausibel modelltechnisch beschreiben lässt. Sie wird weiter fortschreiten, da die Quelle für die ortstabile Fahne der Grundwasserleiter selbst ist (*Quelle als Fahne*) und weitere externe Quellen nicht nachgewiesen werden konnten. In der modelltechnischen Umsetzung der relevanten Prozesse wurde die weitere Entwicklung des Grundwasserschadens von Hannover–Südstadt in Region Hannover (2007) mit einem reaktiven Schadstofftransportmodell numerisch prognostiziert. Die höheren LCKW–Konzentrationen im Verlauf der Standortgeschichte und die im Projektzeitraum

beobachtete Abnahme des gelösten LCKW-Inventars stimmen mit den Ergebnissen der Modellierung gut überein.

Auf der Datengrundlage eines dreidimensionalen Grundwassermonitorings wurden in Hannover-Südstadt Prozesse der *Natürlichen Schadstoffminderung* im Grundwasserleiter detailliert erkannt und beschrieben. Die Daten des Grundwassermonitorings, das die Analyse der Ausgangsschadstoffe, ihrer Metaboliten sowie die anorganische Grundwasserchemie umfasste, wurden durch prozessorientierte Untersuchungen des Stoffbestandes des Grundwasserleiters ergänzt. Dabei standen die *Verfügbarkeit von Elektronenakzeptoren*, die *Reduktionskapazität* und die *Sorptionskapazität* im Vordergrund. In der Synthese der Untersuchungsergebnisse wurden hydrogeochemische Milieuzonen mit charakteristischem Schadstoffmuster und Redoxbedingungen ausgewiesen. Der anaerobe, reduktive Abbau zu Vinylchlorid und Ethen ist auf der *Anstromseite* der Fahne weit fortgeschritten. Im anaeroben, aber stärker oxidierten *Fahnenzentrum* dominieren oxidative Abbauprozesse, bei denen cometabolischer Abbau wahrscheinlich den bedeutenden Anteil hat. Die Größe der verbliebenen gelösten Schadstoffinventare konnte ermittelt und ihre Abnahme im Beobachtungszeitraum von zwei Jahren nachgewiesen werden. Aus dem 3D-Untergrundmodell wurde das Strömungsmodell für das reaktive Schadstofftransportmodell des Standortes abgeleitet. 3D-Verteilungen aus dem Grundwassermonitoring 2005 dienten als Startbedingungen für die Prognose mit dem reaktiven Schadstofftransportmodell ([Region Hannover, 2007](#)). Die Zielstellungen des Forschungsvorhabens in Kap. 2, S. 6 wurden damit vollumfänglich erreicht.

10. Zusammenfassung

Im Rahmen des BMBF-Forschungsverbundes KORA wurde am Standort Hannover-Südstadt die ca. 2 km² ausgedehnte LCKW-Fahne intensiv untersucht, um Art und Umfang der natürlichen Schadstoffminderung zu ermitteln. Die seit 1998 gesicherte Primärquelle, sowie die davon abgelöste und überwiegend aus den Trichlorethen-Metaboliten 1,2-*cis*-Dichlorethen und Vinylchlorid bestehende Fahne im tieferen Bereich des ungespannten, quartären, sandig-kiesigen Grundwasserleiter ist kennzeichnend für den dicht bebauten Standort.

Im hier berichteten Teilprojekt „Datenmanagement und dreidimensionales, hydrogeologisches und hydrogeochemisches Untergrundmodell“ wurde die Datengrundlage für die beiden Teilprojekte „Reaktives, 3-dimensionales Stofftransportmodell“ der [Region Hannover \(2007\)](#) und „Modellierung der Abbaukinetik chlorierter Kohlenwasserstoffe“ der Christian-Albrechts Universität Kiel ([Schlenz u. a., 2008](#)) erarbeitet. Die Teilprojekte waren im KORA-BMBF Standortprojekt „Hannover-Südstadt“ mit dem offiziellen Titel: *„Raumdifferenziertes innovatives Monitoring von CKW-Grundwasser-Kontaminationen in einem strukturierten Lockergesteinsaquifer am Beispiel eines CKW-Schadensfalls in Hannover-Südstadt“* verbunden.

Ziel des Standortprojektes war es, der zuständigen Behörde ein Instrument für den weiteren Umgang mit dem Schadensfall bereitzustellen, welches das noch vorhandene Schadstoffinventar und die am Standort wirksamen Schadstoffminderungsprozesse berücksichtigt und die folgenden zwei Fragen beantwortet:

- Existiert eine natürliche Schadstoffminderung (Natural Attenuation) am Standort, die bis auf Weiteres anhalten und weitere aktive Maßnahmen überflüssig machen wird?
- Können ansonsten die Schadstoffminderung unterstützende biologische *in-situ*-Techniken sinnvoll eingesetzt werden (Enhanced Natural Attenuation)?

Aufgaben des Teilprojektes waren:

- Hydrogeologische Erkundung des Standortes durch Archiv-Recherche, das Abteufen von Aufschlussbohrungen mit Messstellenbau (s.u.), „Direct-Push“-Sondierungen und durch den Einsatz geophysikalischer Methoden
 - Modellgestützte Projektierung von Grundwassermessstellen in Gruppen
 - Bau von 60 Messstellen in 20 Gruppen mit kurzen Filterstrecken (2 m)
- Grundwassermonitoring zur Ermittlung von Beschaffenheit und Grundwasserdynamik (vierteljährlich) unter besonderer Berücksichtigung der Reproduzierbarkeit. Test innovativer Verfahren

- Chemische Grundwasseranalytik von gelösten Schadstoffen, ihren Abbauprodukten, der anorganischen Beschaffenheit, gelösten Gasen und stabilen Isotopen
- Geochemische Charakterisierung von Sedimentproben zur Ermittlung reaktiver Sedimentbestandteile
- Datenhaltung aller Projektdaten unter Nutzung relationaler Datenbanken und GIS, Berichtswesen für die Projektpartner
- Auswertung von Altdaten
- Analyse der hydrogeochemischen Milieuzonierung am Standort in 3 Dimensionen, Stoffinventarisierung der gelösten Metaboliten und der Varianz im Projektzeitraum, Bereitstellung der Anfangsverteilungen für das reaktive Stofftransportmodell des Standortes
- Aufbau eines 3D-Strukturmodells aus der hydrogeologischen Erkundung zur Nutzung im reaktiven Stofftransportmodell des Standortes

Das dreijährige, teufendifferenzierte Monitoring der Grundwasserbeschaffenheit im erweiterten Messnetz bildete die Datenbasis für die aktuellen Auswertungen. Das Monitoring bestand aus den Komponenten:

- Validierung des bestehenden Messnetzes
- Pflege des bestehenden Messnetzes
- Grundwasserstandsmonitoring (vierteljährlich)
- Grundwassergütemonitoring in 4 Kampagnen inkl. Qualitätssicherung
- Grundwasseranalytik inkl. Qualitätssicherung (LCKW, BTEX, C1 – C5 Gase, anorganische Wasseranalytik)
- Datenhaltung
- Berichtswesen

Zusätzlich wurden Dialysesammler und die Entnahme von Grundwasserproben aus „Direct Push“-Bohrungen als innovative Methoden zur Aufschlussverdichtung eingesetzt. Die Ergebnisse des Grundwassergütemonitorings dienten der Bestimmung des Ist-Zustandes der Belastung und der Aufklärung der hydrogeochemischen Prozesse im Grundwasserleiter.

In der Fahne wurden räumlich differenzierte, hydrochemische Milieubereiche ausgewiesen, denen auf Grundlage der Metabolitenverteilung unterschiedliche Abbauprozesse zugeordnet werden können. Der ungespannte Grundwasserkörper weist eine vertikale Zonierung von einem oberflächennahen, oxisch bis suboxischen und LCKW gering belastetem Grundwasser zu einem anoxischen, mit Gips höher mineralisierten (ca. $1300 \mu\text{S cm}^{-1}$) und mit LCKW stark belastetem Grundwasser auf. Im oberflächennahen Grundwasser liegen Anzeichen für diffusen Abwassereintrag vor (Gradienten von K, BO_2 und NO_3^-). Im tiefen Grundwasser ist nahe der *Anstromseite der Fahne* die reduktive Dechlorierung mit Vinylchlorid und Ethen als Produkten der dominierende, weit fortgeschrittene Abbauweg. Mikrobielle Eisen- und Sulfatreduktion sind parallel ablaufende Konkurrenzreaktionen der mikrobiellen Halorespiration, die auch mikrobiell nachgewiesen wurde. Eisenkonzentrationen bis zu 25 mg L^{-1} und

FeS₂-Neubildungen im Sediment kennzeichnen diese Zone. Die reduzierenden Bedingungen werden durch reduzierende Bedingungen im Grundwasserzustrom gefördert. Das geringer mineralisierte (ca. 860 μS cm⁻¹) oberflächennahe Grundwasser überschichtet die Bereiche hoher Vinylchlorid-Konzentration, die sich im östlichen Bereich der Fahne dem Anstrombereich am nächsten befinden. Im *Fahnenzentrum* herrschen demgegenüber im mitteltiefen und tiefen Grundwasser 1,2-*cis*-Dichlorethen und untergeordnet Trichlorethen vor. Parallel dazu werden niedrige Eisenkonzentrationen, ein erhöhter operationeller E_H-Wert und vereinzelt Nitrat bis auf die Basis des Grundwasserleiters angetroffen. Dies zeigt, dass die Bedingungen für reduktive Dechlorierung hier nicht gegeben sind. Anaerob oxidative und co-metabolische Abbauege unter Nutzung von Methan und TOC, verbunden mit anaerober, abiotischer Oxidation an FeS₂ und Magnetit bewirken jedoch in Summe auch hier eine Minderung von Konzentration und Masse der gelösten LCKW. Die Veränderung des δ ¹³C im TIC des Grundwassers in Grundwasserfließrichtung ist ein wichtiger Hinweis für die biologischen Abbauprozesse und den Umsatz von TOC.

Das Ausmaß der Minderung der gelösten Stoffinventare von 1,2-*cis*-Dichlorethen, Vinylchlorid, untergeordnet Trichlorethen wurde aus 3D-interpolierten Verteilungen der Monitoringergebnisse ermittelt, zu denen das Open Source GIS GRASS ([GRASS Development Team, 2007](#)) eingesetzt wurde. Für 1,2-*cis*-Dichlorethen wurde eine relative Abnahme von 24 % auf ca. 1 t und für Vinylchlorid eine relative Abnahme von 18 % auf ca. 0.7 t von 2004 bis 2006 festgestellt. Der Test auf eine alternativ mögliche geostatistisch Herangehensweise ergab, dass der Einsatz der 3D-Splineinterpolation vorteilhaft ist, da die räumliche Verteilung der Daten zu gleichartig ist und die Konzentrationsdaten nicht normalverteilt sind. Die gelöste Stoffmengen von Trichlorethen macht nur noch etwa 10 % der Summe von Vinylchlorid und 1,2-*cis*-Dichlorethen aus. Aus den interpolierten Verteilungen wurden die Anfangsbedingungen für das reaktive Schadstofftransportmodell bereitgestellt.

Die Ursache der stärker oxidierenden Bedingungen im tiefen Grundwasser des *Fahnenzentrums* ist wahrscheinlich in der intensiven Sümpfung des Grundwasserleiters während des Baues der U-Bahnstrecke zu suchen, die quer zu Grundwasserströmungsrichtung verläuft. Um das Jahr 1979 wurde die ungesättigte Zone bis in den liegenden, gut durchlässigen Kies hinein abgesenkt, wobei Oxidationsmittel eingetragen und der reaktive Mineralbestand des kalkhaltigen Grundwasserleiters (5 Gew.%) oxidativ verändert worden sein muss. So wurde eine relative Zunahme reaktiver Fe(III)oxyhydroxide am extrahierbaren Eisen aus dem Grundwasserleiter in Grundwasserfließrichtung festgestellt. Durch Analyse der Altdaten konnte festgestellt werden, dass die maximalen Schadstoffkonzentrationen zur Bauzeit der U-Bahn deutlich höher als heute waren und die anteilige Bedeutung von Trichlorethen größer war. Die große Breite der Fahne quer zur heutigen Grundwasserfließrichtung ist Resultat der intensiven Wasserhaltungsphasen mit wechselndem Focus, bei der die Schadstoffe im Grundwasserleiter verteilt wurden.

Die *räumliche Stabilität* der Fahne von 1992 bis heute, bedurfte im Licht der Abstandsgeschwindigkeit von ca. 100 m a⁻¹ im liegenden Kies und dem mittleren TOC-Gehalt von nur 0.07 Gew.% einer Erklärung für die Stoffnachlieferung. Es wurden dazu 3 Standortypothesen aufgestellt, die im Projektverlauf intensiv bearbeitet wurden. Die These einer Nachlieferung gelöster LCKW aus *verbliebenen DNAPL-Quellen* von der Basis der 6 m

tiefen, quartären Rinnenstruktur konnte durch die Beprobung der Rinne mit „Direct–Push“-Sondierungen und Vermessung mit Scherwellenseismik nicht bestätigt werden. Für die These einer *heterogenen Grundwasserströmung* fand sich auf der Maßstabebene eines Baugrubenaufschlusses ein wesentlicher Hinweis in Form eines Eiskeils mit feinkörniger Füllung. Diese tiefreichende, periglaziale Sedimentstruktur ist als Indiz für ein Eiskeil–Polygonmuster im Grundwasserleiter anzusehen. Dieses Muster kann zu einer Erhöhung des mittleren TOC führen und Zonen geringerer Durchlässigkeit schaffen.

Die These einer erhöhten Sorption wurde zunächst durch die sedimentpetrographische und die kohlenpetrographische Analyse der Komponenten in der Sandfraktion bearbeitet. Dabei zeigte sich, dass der TOC überwiegend von Kohlepartikeln in der Sandfraktion gestellt wird und zusätzlich marine Tonsteinklasten mit innerer Porosität einen nennenswerten Anteil der Kornkomponenten ausmachen. Batchversuche mit Kernmaterial zur Sorption und Desorption und vier Säulenversuche mit ^{14}C -markiertem 1,2-*cis*-Dichlorethen wurden durchgeführt, um standortspezifische Sorptionparameter für die reaktive Schadstofftransportmodellierung ([Region Hannover, 2007](#)) zu ermitteln. Die Auswertung der Versuchsdaten mit analytischen und numerischen Methoden ergab, dass sich das Desorptionsverhalten der Kohlepartikel mit einem „two–site–sorption“ Ansatz ([Van Genuchten u. Wagenet, 1989](#)) beschreiben lässt, bei dem ein kinetisch kontrollierter Sorptionsanteil vorliegt. Dieser langsame Desorptionsanteil stellt eine plausible Erklärung für die räumliche Stabilität der Schadstofffahne dar. Die Fahne in Hannover–Südstadt wäre damit ein Beispiel von „Fahne als Quelle“. Das gesamte verbliebene Schadstoffinventar ergibt sich damit aus dem gelösten Anteil (gemessen) und dem sorbierten Anteil, der im Partnerprojekt durch inverse Modellierung abgeschätzt wurde ([Region Hannover, 2007](#)).

Aus Bohrchivdaten, den eigenen Bohraufschlüssen und der Scherwellenseismik wurden das 3D–Untergrundmodell entwickelt und für das reaktive Schadstofftransportmodell bereitgestellt.

Das nun vorliegende, detaillierte hydrogeochemische Bild der Schadstofffahne von Hannover–Südstadt zeigt eine immobile (ortstabile) „gealterte“ Fahne aus Metaboliten, in der die Ausgangskontaminanten (v.a. Trichlorethen) nur noch geringe Bedeutung besitzen. Diese Fahne wurde in der Vergangenheit und wird voraussichtlich in der Zukunft durch kinetisch gesteuerte Desorption aus dem Korngerüst des Grundwasserleiters gespeist. Die dominierenden Metaboliten Vinylchlorid und 1,2-*cis*-Dichlorethen unterliegen in ihren Zonen reduktiver, bzw. oxidativer Biodegradation. Ihre Konzentration und Masse hat im Beobachtungszeitraum messbar abgenommen. Verdünnung aufgrund von hydrodynamischer Dispersion sind am Standort keine Faktoren, die zu einer Überschätzung des intrinsischen Abbaupotentials führen könnten, wie [Thiem u. Schmidt](#) argumentieren, da die Fahne Hannover–Südstadt in ihrer Ausdehnung ungewöhnlich breit und durch gering kontaminiertes GW überschichtet ist. Die geringen Gehalte dispers verteilter Sorptionsplätze an den Kohlekörnern der Sandfraktion wurden vor der Quellenanierung aus dem Grundwasser mit LCKW „aufgeladen“. Zusätzlicher, heterogen verteilter TOC in Eiskeilfüllungen ist ein als wahrscheinlich anzunehmendes Standortphänomen, dass zusätzlich eine höhere Sorptionkapazität zulässt. Die Eingangsfragestellung des Standortprojektes (s.o.) insgesamt wird nach den Ergebnissen der reaktiven Stofftransportmodellierung durch die [Region Hannover \(2007\)](#) dahingehend beantwortet, dass in einem langen, aber endlichen Zeitraum

die natürliche Schadstoffminderung ausreicht um die aktuellen Sanierungszielwerte zu erreichen.

11. Veröffentlichungen im Projekt

11.1. Fachartikel

Hoffmann, S., Beilecke, T., Polom, U., Werban, U., Leven, C., Engeser, B. (2008): Integrierter Einsatz von Scherwellenseismik und Direct-Push-Verfahren zur Erkundung eines urbanen Grundwasserleiters. Grundwasser. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s00767-008-0067-8>.

Blumöhr, R., Fischer, K., Hoffmann, S., Kringel, R. (2005): Erkundung von Schadstofffahnen in urbanen Bereichen. bbr Fachmagazin für Brunnen - und Leitungsbau, 12, 70-77.

Schlenz, B., Schäfer, D., Grandel, S., Dahmke, A. (2005): Der quantitative Einfluss von Beprobungsfehlern auf die Erkundungsqualität - Eine Virtuelle Aquifer Studie. Altlasten Spektrum, 4, 203-209

11.2. Vorträge

Beilecke, T., Polom, U., Hoffmann, S., Werban, U., Leven, C. (2007): Seismische Scherwellenmessungen zur Kartierung der Aquiferbasis in Hannover Südstadt. GGA-Seminar, Geozentrum Hannover.

Beilecke, T., Polom, U., Buness, H., Cramm, S., Rode, W., Hoffmann, S., Rühaak, W., Leven, C., Werban, U. (2006): Oberflächennahe Scherwellenreflexionsseismik über versiegelten Oberflächen mittels eines Landstreamers. GGA-Austauschsitzung, 30.11.2006, Geozentrum Hannover

Dahmke, A., Grandel, S. (2006): Überblick zu den Projekten des KORA Themenverbundes 3 „Chemische Industrie, Metallverarbeitung“. - Regionaler Workshop des Landes Niedersachsen „BMBF-Förderschwerpunkt KORA“, 4. Juli 2006 in Hannover.

Grandel, S., Blumöhr, R., Held, T., Hornburch, G., Karch, U., Peter, G., Tebbe, C. C., Schäfer, D., Schlenz, B., Wickert, F., Dahmke, A. (2005): A critical assessment of the

existing database for model predictions at chlorinated solvent sites. ConSoil, 3.-7.10.2005, Bordeaux.

Grandel, S., Blumöhr, R., Held, T., Karch, U., Peter, G., Tebbe, C.C., Schäfer, D., Schlenz, B., Wickert, F., Dahmke, A. (2005): Eine neue Datengrundlage für MNA-Prognosen an CKW-Standorten. 7. Symposium Natural Attenuation, 21.-22.11.2005, Frankfurt.

Hoffmann, S., Wehner, H., Fischer, K., Vidal, A., Kringel, R. (2005): Die aktuelle LHKW-Belastungssituation im Grundwasser der Südstadt Hannover unter Berücksichtigung der Standortgeschichte; Hauskolloquium des Geozentrums Hannover; 29.11.2005

Hoffmann, S. (2005): Forschungsprojekt Hannover-Südstadt: Erkundung und Grundwassermonitoring. Informationsveranstaltung der Region Hannover mit Teilnehmern der Stadt und der Region Hannover sowie weiteren Behördenvertretern. Hannover 15.12.2005

Kringel, R., Dethlefsen, F., Petersen, M., Wienberg, R., Blumöhr, R., Wehner, H. (2005): Natürliche Schadstoffverminderung in der Südstadt Hannover: Wirksame Prozesse, deren Zonierung und die Möglichkeit der Quantifizierung auf Grundlage von Monitoringergebnissen. Hauskolloquium des Geozentrums Hannover 29.11.2005

Kringel, R. (2005): Forschungsprojekt Hannover-Südstadt: Chemische Beschaffenheit des Grundwasserleiters. Informationsveranstaltung der Region Hannover mit Teilnehmern der Stadt und der Region Hannover sowie weiteren Behördenvertretern. Hannover 15.12.2005

Poggendorf, C. (2005): Beiträge zur Diskussion der Akzeptanz von MNA an LCKW-Standorten - Standorterfahrungen aus Hannover-Südstadt. 2. Statusseminar KORA zu TV 3, 21.-23.11.2005, Frankfurt/M. Poggendorf, C. (2005): Forschungsprojekt Hannover-Südstadt - Stand der Arbeiten im Sommer 2005. Workshop 4 „Grundwasserqualität in urbanen Räumen“, Altlastentag Hannover, 8.9.2005.

Wegner, M.; Wieschemeyer, M.(2003): Rechenmodelle als Prognoseinstrument zum natürlichen CKW-Abbau am Beispiel des Schadensfalls Hannover-Südstadt. 5. Symposium Natural Attenuation Integrierte Konzepte und Sanierungstechnologien"02. - 03. Dezember 2003, Frankfurt

Wegner, M., Hoffmann, S., Wieschemeyer, M. (2005): Modelling natural attenuation of a CHC groundwater contamination in Hanover/Germany. 8th Int. in situ and on-site Bioremediation Symposium (Baltimore/MD), USA

11.3. Conference Proceedings

Schäfer, D., Ebert, M., Hornbruch, G., Schlenz, B., Stender, T., Grandel, S. und Dahmke, A., (2003): Anwendung virtueller Aquifere am Beispiel der Standortprojekte Hannover Südstadt und Castrop-Rauxel, BMBF-Statusseminar des KORA-TV 7: Modellierung und Prognose von NA- und ENA-Prozessen im Untergrund, Dresden, 97-98.

Wegner, M., Hoffmann, S. (2005): Understanding natural attenuation: Prognosis of NA processes in a widespread complex CHC-plume in an urban area. In: Proceedings of the ConSoil 2005 Conference, Bordeaux, France.

Wegner, M., Hoffmann, S., Wieschemeyer, M. (2005): Modelling natural attenuation of a CHC groundwater contamination in Hanover/Germany. In: Proceedings (abstracts) of the 8th Int. in situ and on-site Bioremediation Symposium (Baltimore/MD), USA

Wegner, M. et al. (2004): Natural Attenuation of a ground water contamination with CVOCs. in Hanover/Germany. In: Proceedings (abstracts) of the 4th Int. Battelle Conf. on Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds, May 24-27, Monterey, USA

Wegner, M. (2003): Rechenmodelle als Prognoseinstrument zum natürlichen CKW-Abbau am Beispiel des Schadensfalls „Hannover-Südstadt“. In: 5. Symposium Natural Attenuation: Integrierte Konzepte und Sanierungstechnologien, Frankfurt a. M. 2-3 Dez. 2003, DECHEMA

Hoffmann, S., Fischer, K., Kringel, R., Kus, J., Vidal, A., Wehner, H., Polom; U., Beilecke, T. (2006): Investigating NA-Reaction Zones in a Complex Urban CHC-Plume. In: Symposium In-Situ-Sanierung. Frankfurt a.M., 20.-21. Nov. 2006, DECHEMA

Hoffmann, S., Fischer, K., Kringel, R., Kus, J., Vidal, A., Wehner, H., Polom; U., Beilecke, T. (2006): Investigating NA-Reaction Zones in a Complex Urban CHC-Plume. In: Proceedings of the 5th International Conference of Chlorinated and Recalcitrant Compounds. May 22-25, 2006; Monterey/CA. BATTLE Press.

Beilecke, T., Polom, U., Hoffmann, S. (2006): Efficient High Resolution Subsurface Shear Wave Reflection Imaging in Sealed Urban Environments. - Extended Abstract, EAGE Near Surface 2006 Conference & Exhibition, 04.-06.09.2006; Helsinki, Finland.

Poggendorf, C. (2006): NA-Prozesse am Beispiel einer großflächigen innerstädtischen CKW-Kontamination, XVII. Sächsisches Altlastenkolloquium, BWK/DGFZ, 7./8.11.2006, Dresden

11.4. Poster

Grandel, S., Blumöhr, R., Tebbe, C.C., Wickert, F., Held, T., Peter, G., Karch, U., Dahmke, A. (2004): Assessment of MNA at six German sites contaminated with chlorinated solvents - first results. 4th International Conference on Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds, Battelle, Monterey, California, May 2004.

Kringel, R., Bahr, A., Mautalen, C., Jobard, A., Vidal, A., Wehner, H., Flohr, F., Glatte, W., Fischer, K., Hoffmann, S. (2006): Bestimmung des gelösten Stoffinventars einer LHKW-Fahne im Grundwasser mit Open Source GIS. GeoBerlin 2006, 158. Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Geowissenschaften (DGG), 2.- 4.10.2006, Berlin.

Schlenz, B., Wegner, M., Wieschemeyer, M., Schäfer, D., Dahmke, A. (2005): Modellierung des vollständigen natürlichen Abbaus von chlorierten Ethenen in einem urbanen Aquifer durch reduktive und oxidative Abbauprozesse in milieudifferenzierten Zonen. 7. Symposium „Natural Attenuation“, Nov. 2005, Frankfurt.

Wegner, M., Hoffmann, S. (2005): Understanding natural attenuation processes: prognosis of NA processes in a widespread complex CHC-plume in an urban area. 2nd European Conference on Natural Attenuation, Soil and Groundwater Risk Management, May 2005, Frankfurt.

Beilecke, T., Polom, U., Buness, H., Cramm, S., Rode, W., Hoffmann, S., Rühaak, W., Leven, C., Werban, U. (2006): Near surface reflection seismics in sealed urban environments. BurVal Final Conference and Workshop, 29.-30.11.2006, Hanover, Germany.

12. Danksagung

Dank an:

- die Referate L3.2, B4.16, B4.11 und B4.13 von LBEG und BGR
- allen Kolleginnen und Kollegen bei LBEG, BGR, GGA, FAL, M&P, BIG, BWS, IGU, CAU, TUB, Université Bordeaux, Stadt und Region Hannover:

Kerstin Fischer, Angelika Vidal, Hermann Wehner, Annegret Tietjen, Wolfgang Glatte, Jürgen Rausch, Fred Flohr, Jürgen Poggenburg, Christian Wöhl, Eberhard Faber, Andreas Bahr, Christoph Vinke, Stephan Kaufhold, Friedrich W. Luppold, Aenne Balke, Melanie Hein, Michaela Zimmermann, Baba, Janice Wilke, Claire Mautalen, Florent Bertin, Florient Viollet, Martin Wegner, Matthias Wieschemeyer, Christian Poggenborn, Bastian Schlenz, Marcus Alter, Hanno Paetsch, Johannes Müller, Bernhard Engeser, Herbert Röhm, Gunther Dörhöfer, Frank Dethlefsen, Reinhard Wienberg, Momme S. Petersen, Rainer Blumöhr, Ulrich Polom, Thies Beilecke, Jolanta Kus, Thomas Wonik, Ferdinand Hölscher, Haifa Rifai, Regina Kappes, Stefan Cramer, Wolfgang Weitmüller, Walter Rode, Robert Klesper, Thomas Jelinski, Dorothee Koch, Sascha Lenne, Christoph C. Tebbe, Rona Miethling-Graff, Kerstin Dowideit, Agnes Richmann, Ralf Hiller

Der Projektkoordination im Teilverbund 3 (Andreas Dahmke, Sibylle Grandel) und dem Projektträger des BMBF (Iris Bernhardt, Frau Horak) sei für die wohlwollende und kritische Begleitung herzlich gedankt.

Die hier vorgestellten Arbeiten sind im Rahmen des Forschungsvorhabens „Hannover–Südstadt“ entstanden, das im Rahmen des KORA–Verbundvorhabens des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF) gefördert wurde.

BMBF-Förderkennzeichen (02WN0367-02WN0369)

13. Literaturverzeichnis

- [2000|60|EC 2000] 2000|60|EC, European Parliament: Directive 2000|60|EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. In: *Official Journal of the European Communities* Bd. L 327. European Union, December 2000, S. 72
- [2003/0210 (COD) 2003] 2003/0210 (COD), European Parliament, Council: Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates zum Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung. In: *Official Journal of the European Communities*. European Union, December 2003, S. 21
- [2006|118|EC 2006] 2006|118|EC, European Parliament, Council: Directive 2006/118/EC of the European Parliament and of the Council of 12 December 2006 on the protection of groundwater against pollution and deterioration. In: *Official Journal of the European Communities* Bd. L372. European Union, December 2006, S. 13
- [98|83|EC 1998] 98|83|EC, Council European Union: Directive 98|83|EC of the Council of 3 November 1998 on the quality of water intended for human consumption. In: *Official Journal of the European Communities* Bd. L 330. European Union, December 1998, S. 32 – 54
- [Aggarwal u. a. 2006] Aggarwal, Vaneet ; Li, Hui ; Boyd, Sephen A. ; Teppen, Brian J.: Enhanced Sorption of Trichloroethene by Smectite Clay Exchange with Cs+. In: *Environ. Sci. Technol.* 40 (2006), S. 894–899
- [Allen-King u. a. 2002] Allen-King, R. M. ; Grathwohl, P. ; Ball, W. P.: New modeling paradigms for the sorption of hydrophobic organic chemicals to heterogeneous carbonaceous matter in soils, sediments and rocks. In: *Advances in Water Res.* 25 (2002), S. 985–1016
- [Alter 2006] Alter, Marcus D.: *Die Wasserstoffkonzentration als Parameter zur Identifizierung des natürlichen Abbaus von leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffen (LCKW) im Grundwasser*. Berlin, TU Berlin, Diss., Juni 2006
- [Alter u. Steiof 2002] Alter, M.D. ; Steiof, M.: Hydrogen as a Redox Parameter - Improved Sampling Method. In: *Proceedings of the European Conference on Natural Attenuation, 15. – 17.10.2002, Heidelberg, 2002*
- [Alter u. Steiof 2005] Alter, M.D. ; Steiof, M.: Optimized Method for dissolved hydrogen sampling in groundwater. In: *Journal of Contaminant Hydrology* 78 (2005), S. 71–86
- [Altfelder u. a. 2000] Altfelder, S. ; Streck, T. ; Richter, J.: Nonsingular Sorption of Organic Compounds in Soil: the Role of Slow Kinetics. In: *J. Environmental Quality* 29 (2000), Nr. 3, S. 917–925
- [Altfelder u. a. 2007] Altfelder, Sven ; Duijnsveld, Wilhelmus H. M. ; Streck, Thilo ; Meyenburg, Gunnar ; Utermann, Jens: Quantifying the Influence of Uncertainty and Variability on Groundwater Risk Assessment for Trace Elements. In: *Vadose Zone Journal* 6 (2007), Nr. 3, S. 668–678
- [Altfelder u. Streck 2006] Altfelder, Sven ; Streck, Thilo: Capability and limitations of first-order and diffusion approaches to describe long-term sorption of chlortoluron in soil. In: *J. Contaminant Hydrology* 86 (2006), S. 279–298
- [Altfelder u. a. 1999] Altfelder, Sven ; Streck, Thilo ; Richter, Jörg: Effect of Air-Drying on Sorption Kinetics of the Herbicide Chlortoluron in Soil. In: *J. Environmental Quality* 28 (1999), Nr. 4, S. 1154–1161
- [Alvarez u. Illman 2006] Alvarez, P.J.J. ; Illman, W. ; Schnorr, J.L. (Hrsg.) ; Zehnder, A. (Hrsg.): *Bioremediation and Natural Attenuation - Process Fundamentals and Mathematical Models*. Wiley-Interscience, 2006. – 609 S.
- [Appelo u. Postma 2005] Appelo, C.A.J. ; Postma, D.: *Geochemistry, Groundwater and Pollution*. 2. nd. Leiden, London : Balkema, 2005. – 649 S. – ISBN 04 1536 421 3
- [Arneth u. a. 1989] Arneth, G. J.D. and M. J.D. and Milde ; Kerndorf, H.H. ; Schleyer, R.: Waste deposit influences on groundwater quality as a

- tool for waste type and site selection for final storage quality. In: Baccini, P. (Hrsg.): *The Landfill* Bd. 20. Berlin : Springer, 1989
- [Association Scientifique pour la Geologie et ses Applications 2006] Association Scientifique pour la Geologie et ses Applications: *GoCAD (2.1.6)*. 2.1.6. Centre de Recherches Petrographiques et Geochimiques (CRPG) and the School of Geology at Nancy Université, 2006. <http://www.gocad.com/>
- [Atlas u. Philp 2005] Atlas, R.M. ; Philp, J.: *Bioremediation - Applied Microbial Solutions for Real-World Environmental Cleanup*. ASM Press, 2005
- [Bahr 2006a] Bahr, Andreas: "AquaFrontend", ein JAVA-Client zur SQL-Server Datenbank "Aqua" der BGR (Version 0.46 (2006) – 0.63 (25.03.2008)). Hannover: Bundesanstalt f. Geowissenschaften und Rohstoffe, 2006. – Dynamisches Dokument, da kontinuierlich weiterentwickelt und Teil der Programmhilfe
- [Bahr 2006b] Bahr, Andreas: "jdbauf", ein JAVA-Importclient für ASCII-Daten in SQL-Server Datenbanken () der BGR (Version 1.07 (2006) (25.04.2007)). Hannover: Bundesanstalt f. Geowissenschaften und Rohstoffe, 2006. – Dynamisches Dokument, da kontinuierlich weiterentwickelt
- [Bahr u. Kringel 2005] Bahr, Andreas ; Kringel, Robert: "Aqua", eine SQL-Server Datenbank zur auswertungsfreundlichen Verwaltung von hydrogeochemischen Daten mit Ortsbezug im Intranet der BGR. Hannover: Bundesanstalt f. Geowissenschaften und Rohstoffe, 2005. – Dynamisches Dokument im Intranet der BGR, datenbankinterne Dokumentation
- [Ball u. Nordstrom 1991] Ball, James W. ; Nordstrom, Kirk D.: User's Manual for WATEQ4F, with Revised Thermodynamic Database And Test Cases For Calculating Speciation of Major, Trace and Redox Elements in Natural Waters / U.S. Geological Survey. Menlo Park, California, April 1991 (Open-File Report 91-183). – Open-File Report. – Database updated at intervals
- [Ballapragada u. a. 1997] Ballapragada, B. S. ; Stensel, H. D. ; Puhakka, J. A. ; Ferguson, J. F.: Effect of hydrogen on reductive dechlorination of chlorinated ethenes. In: *Environmental Science & Technology* 31 (1997), Nr. 6, S. 1728–1734
- [Beblo 1997] Beblo, M.: *Umweltgeophysik*. Ernst&Sohn, Berlin, 1997. – 465 S.
- [Beilecke u. Polom 2007] Beilecke, T. ; Polom, U.: Reflexionsseismische Messungen Hannover-Südstadt / Leibniz-Institut für Geowissenschaftliche Gemeinschaftsaufgaben (GGA-Institut). 2007 (Archivnummer: 0126542). – Forschungsbericht
- [Beilecke u. a. 2006] Beilecke, T. ; Polom, U. ; Hoffmann, S.: Efficient High Resolution Subsurface Shear Wave Reflection Imaging in Sealed Urban Environments. In: *Proceedings (Abstracts) of Near Surface 2006, Helsinki, Finland 4. - 6. 09. 2006*, 2006
- [Öberg 2004] Öberg, G.: The natural chlorine cycle - fitting the scattered pieces. In: *Appl. Microbiol. and Biotechnol.* 58 (2004), Nr. 5, S. 565 – 581. <http://dx.doi.org/10.1007/s00253-001-0895-2>. – DOI 10.1007/s00253-001-0895-2
- [Berlin 2007] Berlin, Senatsverwaltung S.: *Digitaler Umweltatlas Berlin*. Berlin : Berlin, Senatsverwaltung Stadtentwicklung, 2007 http://www.berlin.de/sen/umwelt/wasser/hydrogeo/de/gw_temp.shtml
- [Berner 1981] Berner, R.A.: A new geochemical classification of sedimentary environments. In: *JSP* 51 (1981)
- [Bernhardt u. a. 2003] Bernhardt, I. ; Förster, A. ; Michels, J.: BMBF-Förderschwerpunkt "KORA" gestartet. In: *TerraTec* 6 (2003), Nr. 6, S. 22–24
- [Bertin 2004] Bertin, Florent: *IUP 2 Placement Report - Natural Attenuation: Hannover Südstadt Projekt*. August 2004. – unveröfftl. Praktikumsbericht Institute EGID, Universite Michel De Montaigne / Bordeaux 3, 35 Seiten, Datenanhang, Betreuer Kringel, R. BGR
- [Bertram u. a. 1971] Bertram, H. ; Kemper, E. ; Rohde, P.: Eine neue Karte des mesozoischen Untergrundes im östlichen Stadtgebiet von Hannover. In: *Beihefte zu den Berichten der Naturhistorischen Gesellschaft zu Hannover (Eilenriede-Festschrift)* 7 (1971), S. 13–26
- [Beyer u. Walter 1991] Beyer, Hans ; Walter, Wolfgang ; Beyer, Hans (Hrsg.) ; Walter, Wolfgang (Hrsg.): *Lehrbuch der Organischen Chemie*. 22. Stuttgart : S. Hirzel Verlag, 1991. – 1029 S.
- [Beyer 1964] Beyer, W.: Zur Bestimmung der Wasserdurchlässigkeit von Kiesen und Sanden aus der Kornverteilung. In: *Wasserwirtschaft-Wassertechnik (WWT)* (1964), S. 165–169

- [Birk u. a. 2004] Birk, Steffen ; Molinero Garcia, Alicia ; Kleineidam, Sybille ; Bold, Steffen ; Vogt, Carsten ; Liedl, Rudolf: Schadstofffreisetzung und -transport in braunkohlehaltigen Sedimenten. In: *Grundwasser* 9 (2) (2004), S. 127–134
- [Birke u. a. 2006] Birke, V. ; Ebert, M. ; Finkel, M. ; Rosenau, D. ; Schad, H. ; Burmeier, H.: Anwendung von durchströmten Reinigungswänden zur Sanierung von Altlasten / BMBF Schwerpunktprogramm RUBIN. Universität Lüneburg, Fakultät III (Umwelt und Technik), Campus Suderburg, Herbert-Meyer Str. 7, 29556 Suderburg, Juli 2006 (0271241). – Bericht im Selbstverlag, wenige Exemplare
- [Blos 2003] Blos, M.J.: *Nachweis flüchtiger organischer Schadstoffe im Grundwasser anhand von Keramikdosimetern: Evaluierung von Adsorbentmaterialien und vergleichende Felduntersuchungen*, Eberhard-Karls Universität Tübingen, Diplomarbeit, 2003
- [Blume u. a. 2002] Blume, Hans-Peter ; Brümmer, Gerhard W. ; Schwertmann, Udo ; Horn, Rainer ; Kögel-Knabner, Ingrid ; Stahr, Karl ; Auerswald, Karl ; Beyer, Lothar ; Hartmann, Anton ; Litz, Norbert ; Scheinost, Andreas ; Stanjek, Helge ; Welp, Gerhard ; Wilke, Bernd-Michael ; Blume, Hans-Peter (Hrsg.) ; Brümmer, Gerhard W. (Hrsg.) ; Schwertmann, Udo (Hrsg.) ; Horn, Rainer (Hrsg.) ; Kögel-Knabner, Ingrid (Hrsg.) ; Stahr, Karl (Hrsg.) ; Auerswald, Karl (Hrsg.) ; Beyer, Lothar (Hrsg.) ; Hartmann, Anton (Hrsg.) ; Litz, Norbert (Hrsg.) ; Scheinost, Andreas (Hrsg.) ; Stanjek, Helge (Hrsg.) ; Welp, Gerhard (Hrsg.) ; Wilke, Bernd-Michael (Hrsg.): *Lehrbuch der Bodenkunde*. 15., neu bearbeitet u. erweitert. Heidelberg - Berlin : Spektrum, 2002. – 593 S. – ISBN 3-432-84771-8
- [Boetius u. a. 2000] Boetius, Antje ; Ravensschlag, Katrin ; Schubert, Carsten J. ; Rickert, Dirk ; Widdel, Friedrich ; Giesecke, Armin ; Amann, Rudolf ; Joergensen, Bo B. ; Witte, Ursula ; Pfannkuche, Olaf: A marine microbial consortium apparently mediating anaerobic oxidation of methane. In: *Nature* 407 (2000), S. 623–626
- [Bojemüller 2003] Bojemüller, Enno: *Porenstruktur und Adsorptionsverhalten von Tonmineralen*. Kiel, Christian-Albrechts Univ. Kiel, Diss., 2003
- [Bopp u. a. 2004] Bopp, S. ; Weiss, H. ; Schirmer, M. ; Grathwohl, P. ; Schirmer, K.: Passive Probenahme im Grund- und Oberflächenwasser - Ein Überblick. In: *Grundwasser* 9 (2004), Nr. 2, S. 109–116. <http://dx.doi.org/10.1007/s00767-004-0032-0>. – DOI 10.1007/s00767-004-0032-0
- [Bopp u. Schirmer 2002] Bopp, S.K. ; Schirmer, K.: Passivsammler für die zeitintegrierte chemische und toxikologische Überwachung des Schadstoffgehaltes in Grund- und Oberflächenwasser. In: *Ökotox* 14 (2002), S. 45–51. <http://dx.doi.org/10.1065>. – DOI 10.1065
- [Bradley 2003] Bradley, Paul M.: History and Ecology of Chloroethene Biodegradation: A Review. In: *Bioremediation Journal* 7(2) (2003), S. 81–109
- [Bradley u. Chapelle 1996] Bradley, Paul M. ; Chapelle, Francis H.: Anaerobic Mineralization of Vinyl Chloride in Fe(III)-Reducing, Aquifer Sediments. In: *Environ. Sci. Technol.* 30 (1996), Nr. 30, S. 2084–2086
- [Bradley u. Chapelle 1997] Bradley, P.M. ; Chapelle, F.H.: Kinetics of DCE and VC mineralisation under methanogenic and Fe(III)-reducing conditions. In: *Environ. Sci. Technol* 31 (1997), S. 2692–2696
- [Bradley u. a. 1998a] Bradley, P.M. ; Chapelle, F.H. ; Lovley, D.R.: Humic acids as electron acceptors for anaerobic microbial oxidation of vinylchloride and dichloroethene. In: *Appl. Environ. Microbiol.* 64 (1998), S. 3102–3105
- [Bradley u. a. 1998b] Bradley, P.M. ; Landmeyer, J.E. ; Dinicola, R.S.: Anaerobic oxidation of 1,2-¹⁴C dichloroethene under Mn(IV)-reducing conditions. In: *Appl. Environ. Microbiol.* 64 (1998), S. 1560–1562
- [Braun u. a. 2005] Braun, Jürgen (Hrsg.) ; Koschitzky, Hans-Peter (Hrsg.) ; Müller, Martin (Hrsg.): *Resource Untergrund, 10 Jahre VEGAS: Forschung und Technologieentwicklung zum Schutz von Grundwasser und Boden*. Stuttgart : Inst. f. Wasserbau, Univ. Stuttgart, 2005 (Mitteilungen / Inst. f. Wasserbau, Univ. Stuttgart 145)
- [Bürgerinitiative Umweltschutz e.V. 1987] Bürgerinitiative Umweltschutz e.V., Hannover ; Fedders, S. (Hrsg.) ; Oldenburg, M. (Hrsg.): *Kertess und kein Ende - eine Dokumentation*. Bürgerinitiative Umweltschutz e.V., Hannover, 1987. – 167 S.
- [Caimi u. Brenna 1997] Caimi, R. J. ; Brenna, J.T.: Quantitative evaluation of carbon isotope fractionation during reversed-phase high-performance liquid chromatography. In: *J. Chromatogr. A* 757 (1997), Nr. 1-2, S. 307–310

- [Canfield u. a. 1986] Canfield, D. E. ; Raiswell, R. ; Westrich, J. T. ; Reaves, C. M. ; Berner, R. A.: The use of chromium reduction in the analysis of reduced inorganic sulfur in sediments and shales54,. In: *Chemical Geology* 54 (1986), S. 149–155
- [Canfield 1989] Canfield, D.E.: Reactive iron in marine sediments. In: *GCA* 53 (1989), S. 619–632
- [Canfield u. Berner 1986] Canfield, D.E. ; Berner, R.A.: Dissolution and pyritization of magnetite in anoxic marine sediments. In: *GCA* 51 (1986), S. 645–659
- [Canfield u. a. 1991] Canfield, D.E ; Raiswell, R. ; Botrell, S.: The reactivity of sedimentary iron minerals towards sulfide. In: *subm. 1991 to Am. J. Sci.* (1991)
- [Capasso u. Inguaggiato 1998] Capasso, G. ; Inguaggiato, S.: A simple method for the determination of dissolved gases in natural waters. An application to thermal waters from Vulcano Island. In: *Applied Geochemistry* 13 (1998), Nr. 5, S. 631–642
- [Champ u. a. 1979] Champ, D.R. ; Gulens, J. ; Jackson, R.E.: Oxidation-reduction sequences in ground water flow systems. In: *Can. J. Earth Sci.* 16 (1979), S. 12–23
- [Chapelle u. a. 2002] Chapelle, Francis H. ; Bradley, Paul M. ; Lovley, Derek R. ; O'Neill, Kathleen ; Landmeyer, James E.: Rapid Evolution of Redox Processes in a Petroleum Hydrocarbon-Contaminated Aquifer. In: *Ground Water* 40 (2002), Nr. 4, S. 353–360
- [Chapman u. Parker 2005] Chapman, Steven W. ; Parker, Beth L.: Plume persistence due to aquitard back diffusion following dense nonaqueous phase liquid source removal or isolation. In: *Wat. Res. Research* 41 (2005), S. W12411–W12411
- [Cheng u. Reinhard 2006] Cheng, H. ; Reinhard, M.: Sorption of Trichloroethylene in Hydrophobic Micropores of Dealuminated Y Zeolites and Natural Minerals. In: *Environmental Science & Technology* (2006). <http://dx.doi.org/10.1021/es060886s>
- [Cherry u. a. 1983] Cherry, J.A. ; Gillham, R.W. ; Anderson, E.G. ; Johnson, P.E.: Migration of contaminants in groundwater in a landfill: a case study. 2. Groundwater monitoring devices. In: *J. Hydrol.* 63 (1983), S. 31–49
- [Christensen u. a. 2000] Christensen, T. H. ; Bjerg, P. L. ; Banwart, S. A. ; Jakobsen, R. ; Heron, G. ; Albrechtsen, H.-J.: Characterization of redox conditions in groundwater contaminant plumes. In: *Journal of Contaminant Hydrology* 45 (2000), Oktober, Nr. 3-4, 165–241. <http://www.sciencedirect.com/science/article/B6V94-416C1P9-1/2/893c9cf813831b972c398487294f1faf>
- [Chu u. Alvarez-Cohen 1998] Chu, Kung-Hui ; Alvarez-Cohen, Lisa: Effect of Nitrogen Source on Growth and Trichloroethylene Degradation by Methan-Oxidizing Bacteria. In: *Appl. Environ. Microbiol.* 64 (1998), Nr. 9, S. 3451–3457
- [Church 2001] Church, Peter E.: Evaluation of a Diffusion Sampling Method for Determining Concentrations of Volatile Organic Compounds in Ground Water, Hanscom Air Force Base, Massachusetts. In: *U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 00-4242* 01-4061 (2001), S. E-1 – E20. – in: User's Guide for Polyethylene-Based Passive Diffusion Bag Samplers to Obtain Volatile Organic Compound Concentrations in Wells. Pt. 2: Field Tests Ed.: Don A. Vroblesky
- [Coleman u. a. 2002a] Coleman, N.V. ; Mattes, T.E. ; Gossett, J.M. ; Spain, J.C.: Biodegradation of cis-dichloroethene as the sole carbon source by a β -proteobacterium. In: *Appl. Environ. Microbiol.* 68 (2002), Nr. 6, S. 2726–2730
- [Coleman u. a. 2002b] Coleman, N.V. ; Mattes, T.E. ; Gossett, J.M. ; Spain, J.C.: Phylogenetic and kinetic diversity of aerobic vinyl chloride-assimilating bacteria from contaminated sites. In: *Appl. Environ. Microbiol.* 68 (2002), Nr. 12, S. 6162–6171
- [Compagnone u. a.] Compagnone, Letizia ; Cuomo, Massimo ; Pace, Gaetano ; Pirelli, Luigi ; Ghiglieri, Giorgio: RIADE, ACS, GRASS strikes back:-) research, business and free software NVIZ site management: variable attribute (size/color), LUTs, picking and multimedia.
- [Cornelissen u. a. 2005] Cornelissen, G. ; Gustafsson, O. ; Bucheli, T.D. ; Jonker, M.T.O. ; Koelmans, A.A. ; vanNoort, P.C.M.: Extensive Sorption of Organic Compounds to Black Carbon, Coal, and Kerogen in Sediments and Soils: Mechanisms and Consequences for Distribution, Bioaccumulation, and Biodegradation. In: *Environ. Sci. Technol.* 39 (2005), Nr. 18, 6881–6895. <http://dx.doi.org/10.1021/es050191b>

- [Cornelissen u. a. 2004] Cornelissen, Gerard ; Kukulka, Zofia ; Kalaitzidis, Stavros ; Kimon, Christanis ; Gustafsson, Örjan: Relations between Environmental Black Carbon Sorption and Geochemical Sorbent Characteristics. In: *Environ. Sci. Technol.* 38 (2004), Nr. 38, 3632–3640. <http://dx.doi.org/10.1021/es050191b>
- [Crawford u. a. 1960] Crawford, J.M. ; Doty, W. ; Lee, M.R.: Continuous signal seismograph. In: *Geophysics* 25 (1960), S. 95–105
- [Dayan u. a. 1999] Dayan, H. ; Abrajano, T. ; Sturchio, N.C. ; Winsor, L.: Carbon isotope fractionation during reductive dehalogenation of chlorinated ethenes by metallic iron. In: *Org. Geochem.* 30 (1999), Nr. 8A, S. 755–763
- [De Boer 2007] De Boer, Cjestmir: *Characteristics and Mobility of Zero-Valent Nano-Iron in Porous Media (a Laboratory Assessment Study)*. Utrecht / Vegas Stuttgart, University of Utrecht, Diplomarbeit, September 2007
- [De Gruijter u. a. 2006] De Gruijter, Japp J. ; Brus, Dick ; Bierkens, Marc ; Knotters, Martin ; De Gruijter, Japp J. (Hrsg.) ; Brus, Dick (Hrsg.) ; Bierkens, Marc (Hrsg.) ; Knotters, Martin (Hrsg.): *Sampling for Natural Resource Monitoring*. Berlin, Heidelberg : Springer, 2006. – 332 S.
- [Dehnert u. a. 2001] Dehnert, J. ; Kuhn, Karin ; Grischek, Thomas ; Lankau, Rosemarie ; Nestler, Wolfgang: Eine Untersuchung zum Einfluss voll verfilterter Messstellen auf die Grundwasserbeschaffenheit. In: *Grundwasser* 6(4) (2001), Nr. 1, S. 174–182
- [Dehnert u. a. 2003] Dehnert, Jörg ; Neitzel, Peter L. ; Döring, Uwe ; Lankau, Rosemarie ; Schneider, Petra ; Freyer, Klaus ; Kuhn, Karin: Bestimmung geeigneter Förderraten bei der Grundwasserprobenentnahme mithilfe von Partikel- und Radonmessungen. In: *Grundwasser* 8(2) (2003), S. 91–102
- [Dehnert u. a. 1997] Dehnert, Jörg ; Nestler, W. ; Freyer, K. ; Treulter, H.C. ; Neitzel, P. ; Walther, W.: Radon 222 – ein neuer Leitkennwert zur Bestimmung optimaler Abpumpzeiten von Grundwassermessstellen. In: *Grundwasser* 2(1) (1997), S. 25–33
- [Denino-Thiessen u. a. 2002] Denino-Thiessen, D. ; Dominik, M. ; Haertlé, T. ; Hoffers, B. ; Hofmann, M. ; Preuss, H.: Anleitung zur Erfassung von Bohrungs- und Schichtdaten mit SEP 3 / Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung. Hannover, 2002. – Forschungsbericht
- [Dermietzel 2003] Dermietzel, Jürgen: Zur Kinetik der Schadstoffdesorption aus kontaminierter Braunkohle in das Grundwasser. In: *Grundwasser* 8(2) (2003), S. 75–80
- [Dethlefsen u. a. 2004] Dethlefsen, F. ; Bliss, F. ; Wachter, T. ; Dahmke, A.: Reaktive Tracer zur Bestimmung der sedimentären Aquifer-Oxidationskapazität im Labor- und Feldversuch. In: *Grundwasser* 9 (2004), Nr. 1, S. 12–20. <http://dx.doi.org/10.1007/s00767-004-0017-z>. – DOI 10.1007/s00767-004-0017-z
- [Dethlefsen u. a. in V] Dethlefsen, F. ; Kringel, R. ; Hoffmann, S. ; Petersen, M.S. ; Engeser, B. ; Wienberg, R.: Prozessidentifikation an einem LCKW-kontaminierten Aquifer durch Feststoffanalysen - Möglichkeiten und Einschränkungen. In: *MS in Vorbereitung* (in Vorb.), S. 10
- [Dethlefsen 2004] Dethlefsen, Frank: *Entwicklung und Anwendung reaktiver Tracerverfahren zur Bestimmung der Aquifer-Oxidationskapazität*. Kiel, Christian-Albrechts Universität Kiel, Diss., 2004
- [Dethlefsen u. Wienberg 2006] Dethlefsen, Frank ; Wienberg, Reinhard: *Labortracerversuche zur Ermittlung des Retardationsverhaltens von cis-DCE am Standort Hannover Südstadt*. Mai 2006. – unveröffentlichter Ergebnisbericht im Auftrag von LBEG/BGR
- [Deutsche Bahn AG 1999] Deutsche Bahn AG: Modellhafte Sanierung des Kertess-Geländes in Hannover. Abschlußbericht des FuE-Vorhabens im Rahmen des BMBF-Förderschwerpunktes "Modellhafte Sanierung von Altlasten" (FKZ 14606571) / Deutsche Bahn AG. Hannover, 1999. – BMBF Abschlussbericht. – unveröffentlichter Abschlußbericht
- [Dietrich u. Leven 2006] *Kapitel Direct Push Technologies*. In: Dietrich, P. ; Leven, C.: *Groundwater Geophysics. A tool for hydrogeology*. Berlin : Springer, 2006
- [DIN 38 402 1985] DIN 38 402 ; Dt. Inst. f. Normung e.V. (Hrsg.): *Probenahme aus Grundwasserleitern, DIN 38 402 (A13)*. Berlin : Beuth Verlag, 1985. – 14 S.
- [DIN 38 406, E5 1983] DIN 38 406, E5 ; Dt. Inst. f. Normung e.V. (Hrsg.): *Kationen (Gruppe E), Bestimmung des Ammonium-Stickstoffs (E5), Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser-*

- und Schlammuntersuchung. Berlin : Beuth Verlag, 1983
- [DIN 38 409, H7 1979] DIN 38 409, H7 ; Dt. Inst. f. Normung e.V. (Hrsg.): *Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen (Gruppe H), Bestimmung der Säure- und Basenkapazität (H7), Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung*. Berlin : Beuth Verlag, 1979
- [DIN 4022 1-3 1981] DIN 4022 1-3 ; Dt. Inst. f. Normung e.V. (Hrsg.): *Baugrund und Grundwasser, Benennen und Beschreiben von Boden und Fels Teil 1: Schichtenverzeichnis für Bohrungen ohne durchgehende Gewinnung von gekernten Proben in Boden und Fels (Sept. 1987) Teil 2: Schichtenverzeichnis für Bohrungen im Fels (März 1981) Teil 3: Schichtenverzeichnis für Bohrungen mit durchgehender Gewinnung von gekernten im Boden (Lockergestein) (Mai 1982)*. Berlin : Beuth Verlag, 1981 - 1987. – 14 S.
- [DIN EN 1484 1997] DIN EN 1484 ; Dt. Inst. f. Normung e.V. (Hrsg.): *Anleitung zur Bestimmung des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) und des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC), Wasseranalytik*. Berlin : Beuth Verlag, 1997
- [DIN EN 26777 1993] DIN EN 26777 ; Dt. Inst. f. Normung e.V. (Hrsg.): *Bestimmung von Nitrit, Spektrometrisches Verfahren (ISO 6777:1984), Wasserbeschaffenheit*. Berlin : Beuth Verlag, 1993
- [DIN EN ISO 10304-1 1995] DIN EN ISO 10304-1 ; Dt. Inst. f. Normung e.V. (Hrsg.): *Bestimmung der gelösten Anionen Fluorid, Chlorid, Nitrit, Orthophosphat, Bromid, Nitrat und Sulfat mittels Ionenchromatografie; Teil 1: Verfahren für gering belastete Wässer (ISO 10304-1:1992)*. Berlin : Beuth Verlag, 1995
- [DIN EN ISO 11885 1997] DIN EN ISO 11885 ; Dt. Inst. f. Normung e.V. (Hrsg.): *Bestimmung von 33 Elementen durch induktiv gekoppelte Plasma-Atom-Emissionsspektrometrie (ISO 11885 1996)*. Berlin : Beuth Verlag, 1997
- [DIN ISO 11277 2002] DIN ISO 11277 ; Dt. Inst. f. Normung e.V. (Hrsg.): *Bodenbeschaffenheit - Bestimmung der Partikelgrößenverteilung in Mineralböden - Verfahren mittels Siebung und Sedimentation (ISO 11277:1998 + ISO 11277:1998 Corrigendum 1:2002)*. Berlin : Beuth Verlag, 2002
- [Dortch u. a. 2001] Dortch, Mark S. ; McGrath, Christian J. ; Nitao, John J. ; Widdowson, Mark A. ; Yabusaki, Steve: *Development of Simulators for in Situ Remediation Evaluation, Design, and Operation: Final Report / U.S. Army Corps of Engineers*. Washington, DC, September 2001 (ERD/EL TR-01-03). – Work Unit CU-1062, Strategic Environmental Research and Development Program
- [Drangmeister u. a. 2007] Drangmeister, J. ; Großmann, J. ; Willand, A. ; Frauenstein, J. (Hrsg.): *GWKON - Eine Auswertung von durchgeführten Grundwassersanierungen der Länder und Ansätze zur Optimierung zukünftiger Maßnahmen*. Dessau : UBA, 2007. – 80 S. – 8 Anhänge
- [Dörhöfer u. a. 2000] Dörhöfer, G. ; Müller, U. ; Neuss, M.: *Hinweise zur Anwendung numerischer Modelle bei der Beurteilung hydrogeologischer Sachverhalte und Prognosen in Niedersachsen*. Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung : Geofakten 8, 2000
- [Druivenga u. a. 2005] Druivenga, G. ; Grossmann, E. ; Grüneberg, S. ; Polom, U. ; Rode, W.: *Transportabler Scherwellenvibrator*. In: *Deutsches Patent- und Markenamt Offenlegungsschrift DE 103 27 757 A1 (2005)*
- [DVGW 1988] DVGW ; DVGW (Hrsg.): *Bau und Betrieb von Grundwasserbeschaffenheitsmessstellen, Merkblatt W 121*. Eschborn : Dt. Ver. des Gas- und Wasserfaches e.V., 1988 (Technische Mittl., Merkblatt W 121). – 19 S.
- [DVGW 2003] DVGW: *Bau und Ausbau von Grundwassermessstellen, DVGW-Arbeitsblatt W 121 / DVGW*. 2003. – Forschungsbericht
- [DVGW 2004] DVGW: *Aufbau und Anwendung numerischer Grundwassermodelle in Wassergewinnungsgebieten*. Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH, Bonn : Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfaches: DVGW-Arbeitsblatt W 107, 2004
- [DVWK 1990] DVWK ; DVWK (Hrsg.): *Einflüsse von Messstellenausbau und Pumpenmaterialien auf die Beschaffenheit einer Wasserprobe, Mittl. 20*. Hamburg : Paul Parey, 1990 (Mitteilungen 20). – 141 S.
- [DVWK 1992] DVWK ; DVWK (Hrsg.): *Entnahme und Untersuchungsumfang von Wasserproben, Regeln 128*. Hamburg : Paul Parey, 1992 (Regeln 128). – 35 S.

- [DVWK 1997] DVWK ; DVWK (Hrsg.): *Tiefenorientierte Probennahme aus Grundwassermessstellen, Merkblatt 245*. Hamburg : Paul Parey, 1997 (Merkblätter 245). – 14 S.
- [Eguchi u. a. 2001] Eguchi, Masahiro ; Kitagawa, Masami ; Suzuki, Yoshihiko ; Nakamura, Mithutoshi ; Kawai, Tatsushi ; Okamura, Kazuo ; Sasaki, Syouichi ; Miyake, Yusaku: A Field Evaluation of In Situ Biodegradation of Trichloroethylene through Methane Injection. In: *Wat. Res.* 35 (2001), Nr. 9, S. 2145–2152
- [Eissmann u. Wimmer 1996] Eissmann, Lothar ; Wimmer, Roland: Der "Lissaer Eiskeil": Prototyp einer Eiskielpseudomorphose und eines geologischen Grabenbruches'. In: *Mauritiana (Altenburg)* 16 (1996), S. 1–14
- [Eiswirth 1998] Eiswirth, M.: Stellen defekte Abwasserkanäle Gefährdungspotentiale für das Grundwasser dar? In: *Schriftenreihe Angewandte Geologie Karlsruhe* 50 (1998), S. 97–116
- [Eiswirth u. Hötzl 1999] Eiswirth, M. ; Hötzl, H.: Gefährdungspotential von Abwasserversickerungen auf urbane Grundwasserleiter. In: *WasserAbwasserPraxis* 5 (1999), S. 10–15
- [Eller u. a. 2005] Eller, Gundula ; Känel, Layla ; Krüger, Martin: Cooccurrence of Aerobic and Anaerobic Methane Oxidation in the Water Column of Lake Plußsee. In: *Appl. and Environm. Microbiol.* 71 (2005), Nr. 12, S. 8925–8928
- [Eyles 1997] Eyles, N.: *Environmental Geology of Urban Areas*. St. John's, Newfoundland : Geolog. Assoc of Canada, 1997 (GeoText3). – 590 S.
- [Ferrely u. Wilson 2002] Ferrely, Mark ; Wilson, John: Complete Natural Attenuation of PCE and TCE without Vinyl Chloride and Ethene Accumulation. In: Gavaskar, A.R. (Hrsg.) ; Chen, A.S.C. (Hrsg.): *Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds*, Batelle Press, 2002, S. 8
- [Fetter 2001] Fetter, C.W.: *Applied Hydrogeology*. 4. Upper Saddle River, N.J. : Prentice-Hall, 2001. – 598 S.
- [Fischer u. a. 2005] Fischer, K. ; Hoffmann, S. ; Kringel, R. ; Blumöhr, R.: Erkundung von Schadstoffzonen in urbanen Bereichen. In: *bbr* 12 (2005), S. 70–77
- [Froehlich u. a. 1979] Froehlich, P.N. ; Klinkhammer, G.P. ; Bender, M.L. ; Luedtke, N.A. ; Heath, G.R. ; Cullen, D. ; Dauphin, P. ; Hammond, D. ; Hartman, B. ; Maynard, V.: Early oxidation of organic matter in pelagic sediments of the eastern equatorial Atlantic: suboxic diagenesis. In: *GCA* 43 (1979), S. 1075–1090.
- [Fugro Consult GmbH 2006] Fugro Consult GmbH: *GeODin Version 5*. <http://www.geodin-system.com/>. Version: 2006
- [Gödeke u. a. 2004] Gödeke, S. ; Weiss, H. ; Geistlinger, H. ; Fischer, A. ; Richnow, H.H. ; Schirmer, M.: Strömungs- und Tracer-Transportmodellierung am Natural Attenuation-Standort Zeitz. In: *Grundwasser* 9 (2004), Nr. 1, S. 3–11. <http://dx.doi.org/10.1007/s00767-004-0016-0>. – DOI 10.1007/s00767-004-0016-0
- [Gebbert 2007] Gebbert, Sören: *Konzeption eines gekoppelten Strömungs- und Stofftransportmodells in GIS GRASS*. Berlin, TU Berlin, Diplomarbeit, November 2007
- [Geibel 2006] Geibel, N.M.: Use of Passive-Diffusion Bag Samplers to Profile Low-Level Trichloroethene Concentrations in Ground-Water Extraction Wells. In: *Environmental & Engineering Geoscience* XII (2006), November, Nr. 4, S. 361–368
- [Geller 2001] *Kapitel* Leitfaden "Biologische Verfahren zur Bodensanierung". In: Geller, A.: *Grundlagen der biologischen Bodensanierung*. Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, 2001, 5-272
- [Ghabbour u. Davies 2004] Ghabbour, Elham A. ; Davies, Geoffrey ; Ghabbour, Elham A. (Hrsg.) ; Davies, Geoffrey (Hrsg.): *Humic Substances - Nature's Most Versatile Materials*. New York : Taylor and Francis, Inc, 2004. – 372 S.
- [Grandel u. a. 2003] Grandel, Sibylle ; Stender, Thimo ; Schlenz, Bastian ; Schäfer, Dirk ; Dahmke, Andreas: Die notwendige und verfügbare Datenbasis zur Modellierung von NA-Prozessen. In: *Proceedings BMBF-Statusseminar TV7*. Dresden, 2003, S. 53–64
- [GRASS Development Team 2007] GRASS Development Team: *Geographic Resources Analysis Support System (GRASS) Software*. Trento, Italy: ITC-irst, 2007. <http://grass.itc.it>
- [Grathwohl 2006] Grathwohl, Peter: Langzeitverhalten organischer Schadstoffe in Boden und Grundwasser. In: *Grundwasser* 11(3) (2006), S. 157–163

- [Gröger u. a. 2008] Gröger, J. ; Franke, J. ; Hamer, K. ; Schulz, H.D.: Evaluation of a modified single-step distillation of chromium-reducible sulfur: Improved recoveries of elemental sulfur and enhanced background reduction. In: *submitted to*: (2008), S. 30
- [Gröger 2006a] Gröger, Jens: Acid Sulfate Soils Bericht zum Projekt: Methodenentwicklung zur Beurteilung der Verwertungsfähigkeit von Bodenaushub (Auenlehme und Torf) im Land Bremen - Literaturstudie - / Universität Bremen im Auftrag der Senatsverwaltung. 2006. – Forschungsbericht
- [Gröger 2006b] Gröger, Jens: *Das Versauerungspotential quartärer Lockersedimente im Bremer Raum: Ein Methodenvergleich*. Bremen, Univ. Bremen, Diplomarbeit, 2006
- [Gribble 1994] Gribble, G. W.: The natural production of chlorinated compounds. In: *Environ. Sci. Technol.* 28 (1994), S. 310A–319A
- [Gribble 2003] Gribble, Gordon W.: The diversity of naturally produced organohalogenes. In: *Chemosphere* 52 (2003), S. 289–297
- [Grossman u. a. 2002] Grossman, Ethan L. ; Cifuentes, Luis A. ; Cozzarelli, Isabelle M.: Anaerobic Methane Oxidation in a Landfill-Leachate Plume. In: *Environ. Sci. Technol.* 36 (2002), S. 2436–2442
- [Hartog u. a. 2004] Hartog, N. ; Bergen, P.F. van ; De Leeuw, J.W. ; Griffioen, J.: Reactivity of organic matter in aquifer sediments: Geological and geochemical controls. In: *Geochim. Cosmochim. Acta* 68 (2004), S. 1281–1292
- [Helsel u. Hirsch 2002] *Kapitel A3 Statistical Methods in Water Resources*. In: Helsel, D.R. ; Hirsch, R.M.: *Book 4, Hydrological Analysis and Interpretation*. USGS, 2002 (Techniques of Water-Resources Investigations of the United States Geological Survey), S. 524
- [Henderson Squillacote u. a. 2006] Henderson Squillacote, A. ; Ahrens, J. ; Law, C. ; Geveci, B. ; Moreland, K. ; King, B. ; Henderson Squillacote, A. (Hrsg.): *The Paraview Guide*. Kitware Inc., 2006. – 365 S.
- [Henningsen u. Katzung 1998] Henningsen, D. ; Katzung, G.: *Einführung in die Geologie Deutschlands*. 4. Auflage. Deutscher Taschenbuchverlag Ferdinand Enke, 1998
- [Heron u. Christensen 1995] Heron, G. ; Christensen, T.H.: Impact of Sediment-Bound Iron on Redox Buffering in a Landfill Leachate Polluted Aquifer (Vejen, Denmark). In: *Environ. Sci. Technol.* 29 (1995), S. 18X–192
- [Heron u. a. 1994] Heron, G. ; Crouzet, C. ; Bourg, A.C.M. ; Christensen, T.H.: Speciation of Fe(II) and Fe(III) in Contaminated Aquifer Sediments Using Chemical Extraction Techniques. In: *Environ. Sci. Technol.* 28 (1994), S. 1698–1705
- [Herrera u. Pinder 2005] Herrera, Graciela S. ; Pinder, George F.: Space-time optimization of groundwater quality sampling networks. In: *Water Resources Research* 41 (2005), S. 12407, 1 – 15
- [Hirvonen u. a. 1996] Hirvonen, Arja ; Tuhkanen, Tuula ; Kalliokoski, Pentti: Treatment of tce and pce contaminated groundwater using uv/h₂o₂ and o₃/h₂o₂ oxidation processes. In: *Water Science and Technol* 33 (1996), Nr. 6, S. 67–73. [http://dx.doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/0273-1223\(96\)00330-7](http://dx.doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/0273-1223(96)00330-7). – DOI [http://dx.doi.org/10.1016/0273-1223\(96\)00330-7](http://dx.doi.org/10.1016/0273-1223(96)00330-7)
- [Höltling 1996] Höltling, B.: *Hydrogeologie - Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie*. 5. Stuttgart : Ferdinand-Enke-Verlag, 1996. – 441 S.
- [Hoefs 2004] Hoefs, Jochen ; Hoefs, Jochen (Hrsg.): *Stable Isotope Geochemistry*. Fifth Revised and Updated Edition. Berlin, Heidelberg, New York : Springer, 2004
- [Hoffmann u. Dietrich 2004] Hoffmann, R. ; Dietrich, P.: Geoelektrische Messungen zur Bestimmung von Grundwasserfließrichtungen und -geschwindigkeiten. In: *Grundwasser* 9 (2004), Nr. 3, S. 194–203. <http://dx.doi.org/10.1007/s00767-004-0045-8>. – DOI 10.1007/s00767-004-0045-8
- [Hoffmann u. a. 2008] Hoffmann, Sven ; Beilecke, Thies ; Werban, Ulrike ; Leven, Carsten ; Engeser, Bernhard ; Polom, Ulrich: Integrierter Einsatz von Scherwellenseismik und Direct-Push-Verfahren zur Erkundung eines urbanen Grundwasserleiters. In: *Grundwasser Online* (2008), S. 13 Seiten
- [Honig u. a. 1999] Honig, A. ; Manz, N. ; Paul, A. ; Röttger, S. ; Keyser, U.: Radondiffusion unterschiedlicher Schlauchmaterialien. In: *PTB Jahresbericht 1988*. Physikalisch Technische Bundesanstalt, 1999, S. 250–251

- [Hornik 2007] Hornik, Kurt: *The R FAQ*. Web-Publication. <http://CRAN.R-project.org/doc/FAQ/R-FAQ.html>. Version: 2007. – ISBN 3-900051-08-9
- [Hütter 1994] Hütter, Leonhard A.: *Wasser und Abwasseruntersuchung*. 6. erw. und aktual. Aufl. Frankfurt (M) : Salle + Sauerländer, 1994 (Laborbücher Chemie). – 515 S.
- [Huffman 2002] Huffman, Ragan L.: Comparison of Passive Diffusion Bag Samplers and Submersible Pump Sampling Methods for Monitoring Volatile Organic Compounds in Ground Water at Area 6, Naval Air Station, Whidbey Island, Washington. In: *U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 02-4203* (2002), S. 1–24
- [Hunkeler u. a. 2002] Hunkeler, D. ; Aravena, R. ; Cox, E.: Carbon Isotopes as a Tool To Evaluate the Origin and Fate of Vinyl Chloride: Laboratory Experiments and Modeling of Isotope Evolution. In: *Environ. Sci. Technol.* 36 (2002), S. 3378–3384
- [Huttenloch 2002] Huttenloch, Petra: *Neue Sorptionsmedien für die Grundwassersanierung mit Reaktiven Wänden*. Karlsruhe, Universität Karlsruhe, Diss., 2002
- [Hwang u. a. 2005] Hwang, Inseong ; Park, Hyun-Jin ; Kang, Wan-Hyup ; Park, Joo-Yang: Reactivity of Fe(II)/cement systems in dechlorinating chlorinated ethylenes. In: *J. Hazardous Materials* 118 (2005), Nr. 1–3, S. 103–111. <http://dx.doi.org/doi:10.1016/j.jhazmat.2004.10.002>. – DOI doi:10.1016/j.jhazmat.2004.10.002
- [Hwang u. a. 2001] Hwang, Sungu ; Blanco, Mario ; Demiralp, Ersan ; Cagin, Tahir ; Goddard, William A. I.: The MS–Q Force Field for Clay Minerals: Application to Oil Production. In: *J. Phys. Chem.* 105 (2001), Nr. 19, S. 4122–4127
- [Hydrogeophysics Group 2007] Hydrogeophysics Group: *SiTEM/Semdi*. Aarhus, Denmark: University of Aarhus, 2007. <http://www.hgg.au.dk>
- [ICCP 2001] ICCP: The new inertinite classification. In: *Fuel* 80 (2001), S. 459–471
- [ITRC Diffusion Sampler Team 2004] ITRC Diffusion Sampler Team: *Technical and Regulatory Guidance for Using Polyethylene Diffusion Bag Samplers to Monitor Volatile Organic Compounds in Groundwater*. Interstate Technology & Regulatory Council, 2004
- [ITRC Sampling, Characterization and Monitoring Team 2006] ITRC Sampling, Characterization and Monitoring Team: *The Use of Direct-push Well Technology for Long-Term Environmental Monitoring in Groundwater Investigations*. ITRC (Interstate Technology & Regulatory Council), 2006
- [Jacobs u. a. 2001] Jacobs, James ; Guertin, Jacques ; Herron, Christy ; Jacobs, James (Hrsg.) ; Guertin, Jacques (Hrsg.) ; Herron, Christy (Hrsg.): *MTBE: Effects on Soil and Groundwater Resources*. Boca Raton, London, New York : Lewis Publishers, 2001. – 245 S.
- [Jaeger u. Liedl 2000] Jaeger, Rudi ; Liedl, Rudolf: Prognose der Sorptionskinetik organischer Schadstoffe in heterogenem Aquifermaterial. In: *Grundwasser* 5(2) (2000), S. 57–66
- [Jeong u. Hayes 2007] Jeong, Hoon Y. ; Hayes, Kim F.: Reductive Dechlorination of Tetrachloroethylene by Mackinawite (FeS) in the Presence of Metals: Reaction Rates. In: *Env. Science and Technol.* (2007), S. 6
- [Jobard 2006] Jobard, Adrien: *Assessing the mass of dissolved chlorinated ethenes in the subsurface of Hannover Südstadt for the groundwater monitoring campaigns 2004, 2005 and 2006 - report of end of study for obtaining the degree of substitute engineer*. September 2006. – unveröffentl. Praktikumsbericht Institute EGID, Université Michel De Montaigne / Bordeaux 3, 31 Seiten, Datenanhänge, Betreuer Krinkel, R. BGR
- [Jupp u. Vozoff 1975] Jupp, D.L.B. ; Vozoff, K.: Stable iterative methods of geophysical data. In: *Geophys. J. R. astr. Soc.* 42 (1975), S. 957–976
- [Kappes 2006a] Kappes, R.: NMR-Messungen an Karbonaten und Tonen zur Bestimmung der Bindungstypen von Wasser / Institut für Mineralogie, Universität Hannover. 2006 (Archiv-Nr. 0126375). – Forschungsbericht
- [Kappes 2006b] Kappes, R.: NMR-Spektroskopie in der Geophysik / Institut für Geowissenschaftliche Gemeinschaftsaufgaben, Hannover. 2006 (Archiv-Nr. 0125760). – Forschungsbericht
- [Karickhoff u. a. 1977] Karickhoff, S.W. ; Brown, D.S. ; Scott, T.A.: Sorption of Hydrophobic Pollutants on Natural Sediments. In: *Water Research* 13 (1977), S. 241–248

- [Kavanaugh u. a. 2003] Kavanaugh, Michael C. ; Rao, P. Suresh C. ; Abriola, Linda ; Cherry, John ; Destouni, Georgia ; Falta, Ronald ; Major, David ; Mercer, James ; Newell, Charles ; Sale, Thomas ; Schoemaker, Stephen ; Siegrist, Robert ; Teutsch, Georg ; Udell, Kent: The DNAPL Remediation Challenge: Is There a Case for Source Depletion? / U.S. EPA. Cincinnati/Ohio, December 2003 (EPA/600/R-03/143). – Forschungsbericht
- [Kendall u. McDonnell 1998] Kendall, Carol ; McDonnell, Jeffrey J. ; Kendall, Carol (Hrsg.) ; McDonnell, Jeffrey J. (Hrsg.): *Isotope Tracers in Catchment Hydrology*. Amsterdam : Elsevier, 1998. – 839 S.
- [Keppler u. a. 2002] Keppler, Frank ; Borchers, Reinhard ; Pracht, Jens ; Rheinberger, Stefan ; Schöler, Heinz F.: Natural Formation of Vinyl Chloride in the Terrestrial Environment. In: *Environ. Sci. Technol.* 36 (2002), S. 2479 – 2483
- [Keppler u. a. 2000] Keppler, Frank ; R., Eiden. ; Niedan, V. ; Pracht, J. ; Schöler, H.F.: Halocarbons produced by natural oxidation processes during degradation of organic matter. In: *Nature* 403 (2000), S. 298–299
- [Klapper u. a. 2002] Klapper, Lisa ; McKnight, Diane M. ; Fulton, Robin J. ; Blunt-Harris, Elizabeth L. ; Nevin, Kelly P. ; Lovley, Derek R. ; Hatcher, Patrick G.: Fulvic Acid Oxidation State Detection Using Fluorescence Spectroscopy. In: *Environ. Sci. Technol.* 36 (2002), Nr. 14, S. 3170–3175
- [Kleineidam u. a. 2002] Kleineidam, S. ; Schüth, C. ; Grathwohl, P.: Solubility-Normalized Combined Adsorption-Partitioning Sorption Isotherms for Organic Pollutants. In: *Environ. Sci. Technol.* 36 (2002), S. 4689–4697
- [Knödel u. a. 1997] Knödel, K. ; Krummel, H. ; Lange, G.: *Geophysik. Handbuch zur Erkundung des Untergrundes von Deponien und Altlasten*. Bd. 3. Hannover : Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, 1997
- [Koch 2006a] Koch, D.: *Redoxverhältnisse des Grundwassers im Zustrom auf die Südstadt von Hannover*. November 2006. – unveröfftl. Projektbericht im Rahmen des Studienganges MSC Geowissenschaften der Universität Bremen, 20 Seiten, Anhang Betreuer: Kringel, R. BGR Hannover, Hamer, K. Uni Bremen
- [Koch 2006b] Koch, D.: *Sorption und Desorption von Chlorethenen an einem sandig-kiesigen quartären Grundwasserleiter des KORA-Standortes Hannover Südstadt - Ergebnisse einer sediment-petrografischen Untersuchung*. Juli 2006. – unveröfftl. Laborbericht BGR/LBEG im Rahmen KORA-Projektes Hannover Südstadt, 35 Seiten Betreuer: Kringel, R., Klosa, D., Bitz, I. u.a. (BGR/LBEG Hannover)
- [Koch 2007] Koch, Dorothee: *Untersuchungen zu den Transporteigenschaften von nullwertigen Fe-Nanopartikeln in Säulenversuchen*. Bremen, Universität Bremen, Diplomarbeit, Oktober 2007
- [Kram u. a. 2001] Kram, Mark L. ; Keller, Arturo A. ; Rossabi, Joseph ; Lorne, Everett G.: DNAPL Characterization Methods and Approaches, Part 1: Performance Comparisons. In: *GWMR Fall 2001* (2001), S. 109–123
- [Kram u. a. 2002] Kram, Mark L. ; Keller, Arturo A. ; Rossabi, Joseph ; Lorne, Everett G.: DNAPL Characterization Methods and Approaches, Part 2: Cost Comparisons. In: *GWMR Winter 2002* (2002), S. 46–61
- [Kringel 1992] Kringel, R.: *Diagenetische Eisen(II)-Karbonate in einem Schlickwattgebiet des Weser-ästuars; Abiotische Reduktionsprozesse und Dissimilatorische Eisenreduktion*, Universität Bremen, Diplomarbeit, 1992. – 100 S.
- [Kringel u. a. 2006] Kringel, R. ; Bahr, A. ; Jobard, A. ; Mautalen, C. ; Fischer, K. ; Hoffman, S.: Bestimmung der Stoffinventare einer ausgedehnten LHKW-Fahne in einem Grundwasserleiter mit Open Source GIS. In: *GeoBerlin 2006*, 2006
- [Kringel u. a. in V] Kringel, R. ; Schmalz, B. ; Tallig, A. ; Baumann, J. ; Rehder, S. ; Kringel, R. (Hrsg.) ; Schmalz, B. (Hrsg.) ; Tallig, A. (Hrsg.) ; Baumann, J. (Hrsg.) ; Rehder, S. (Hrsg.): *Grundwasserbeschaffenheit im Einzugsgebiet der Weser*. In Vorbereitung, in Vorb. (Arbeitsheft Grundwasser)
- [Krom u. Sholkovitz 1977] Krom, M.D. ; Sholkovitz, E.R.: Nature and reactions of dissolved organic matter in the interstitial waters of marine sediments. In: *GCA* 41 (1977), S. 1565–1573
- [Krumbein 1983] Krumbein, W.E.: *Microbial Geochemistry*. Oxford : Blackwell, 1983. – 330 S.
- [Kueper u. a. 2003] Kueper, B.H. ; Wealthall, G.P. ; Smith, J.W.N. ; Leharne, S.A. ; Lerner, D.N.: An illustrated handbook of DNAPL transport and fate

- in the subsurface / Environment Agency (UK). Bristol, June 2003. – Forschungsbericht
- [Kus u. Balke 2005] Kus, Jolanta ; Balke, Aenne: *Organisch-petrographische Untersuchungen zur mikropetrographischen Zusammensetzung des organischen Substanz und zur Bestimmung des Reifegrades der organischen Substanz Sedimentproben aus Hannover, Südstadt, Abt. - Nr. : 46487 LIMS-Nr.:0311166, 0311170, 0311172, 0311221, 0311227.* August 2005. – unveröffentl. Ergebnisbericht BGR im Rahmen KORA-Projektes Hannover Südstadt, 8 Seiten
- [Kus u. Balke 2006] Kus, Jolanta ; Balke, Aenne: *Organisch-petrographische Untersuchungen zur mikropetrographischen Zusammensetzung des organischen Substanz und zur Bestimmung des Reifegrades der organischen Substanz in quartären Sedimentproben aus Hannover, Südstadt. Abt.-Nr.: 46487 LIMS-Nr.:0311158-A0, 0311159-A0, 0311160-A0, 0311192-A1, 0311194-A1, 0311195-A1, 0311196-A1, 0311200-A1, 0311201-A1, 0316307-A1, 0316308-A1, 0316309-A1, 03163010-A1, 0316591, 0316592, 0316593, 0316594, 0316595, 0316596.* April 2006. – unveröffentl. Ergebnisbericht BGR im Rahmen KORA-Projektes Hannover Südstadt, 15 Seiten
- [Kuster u. Meyer 1995] Kuster, H. ; Meyer, K.-D.: *Karte der Lage der Quartärbasis in Niedersachsen und Bremen 1:500.000-.* Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, 1995. – Digitale Karte
- [LABO/ALA 2005] LABO/ALA ; Ad-hoc-Unterausschuss "Natural Attenuation" ALA/LABO (Hrsg.): *Berücksichtigung natürlicher Schadstoffminderungsprozesse bei der Altlastenbearbeitung. Positionspapier des ALA/LABO-Unterausschusses "Natural Attenuation".* Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz – Ständiger Ausschuss Altlastenausschuss - ALA Ad-hoc Unterausschuss "Natural Attenuation", 2005
- [LABO/ALA 2006] LABO/ALA ; Altlasten, LABO/ALA Ständiger A. (Hrsg.): *Bericht des ALA über "Bundesweite Kennzahlen zur Altlastenstatistik" (Stand.16.10.2006).* Dessau : Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz – Ständiger Ausschuss Altlastenausschuss - ALA Ad-hoc Unterausschuss "'Natural Attenuation", 2006. – 16 S.
- [Landeshauptstadt Hannover, Bereich Wahlen und Statistik 2006] Landeshauptstadt Hannover, Bereich Wahlen und Statistik: *Strukturdaten 2006.* http://www.hannover.de/de/buerger/wahlen/statistikstelle_LHH/strukturdaten2006.html. Version: 2006
- [Lang 1971] Lang, H.D.: Die quartären Ablagerungen in der Eilenriede und ihrer Umgebung. In: *Beihefte zu den Berichten der Naturhistorischen Gesellschaft zu Hannover (Eilenriede-Festschrift) 7 (1971), S. 79–86*
- [Langguth u. Voigt 2004a] Langguth, H.-R. ; Voigt, R.: *Hydrogeologische Methoden.* Heidelberg : Springer, 2004. – 1005 S.
- [Langguth u. Voigt 2004b] Langguth, Horst-Robert ; Voigt, Rudolf ; Langguth, Horst-Robert (Hrsg.) ; Voigt, Rudolf (Hrsg.): *Hydrogeologische Methoden.* 2. Aufl. Berlin, Heidelberg : Springer, 2004. – 1005 S.
- [Lastoskie u. a. 1993] Lastoskie, Christian ; Gubbins, Keith E. ; Quirke, Nicolas: Pore Size Distribution Analysis of Microporous Carbons: A Density Functional Theory Approach. In: *J. Phys. Chem.* 97 (1993), Nr. 97, S. 4786–4796
- [(LAWA) 2004] (LAWA), Länderarbeitsgemeinschaft W. ; (LAWA), Länderarbeitsgemeinschaft W. (Hrsg.): *Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser.* LAWa, 2004. – 33 S.
- [Lücke 1991] Lücke, Annemarie: *Umsetzungsprozesse organischer Substanz während der Frühdiagenese in Ästuarinen Sedimenten.* Bremen, Universität Bremen, Diss., Juli 1991
- [Lee u. Batchelor 2002a] Lee, Woojin ; Batchelor, Bill: Abiotic Reductive Dechlorination of Chlorinated Ethylenes by Iron-Bearing Soil Minerals. 1. Pyrite and Magnetite. In: *Environ. Sci. Technol.* 36 (2002), S. 5147–5154
- [Lee u. Batchelor 2002b] Lee, Woojin ; Batchelor, Bill: Abiotic Reductive Dechlorination of Chlorinated Ethylenes by Iron-Bearing Soil Minerals. 2. Green Rust. In: *Environ. Sci. Technol.* 36 (2002), S. 5348–5354
- [Lee u. Batchelor 2004a] Lee, Woojin ; Batchelor, Bill: Abiotic reductive dechlorination of chlorinated ethylenes by iron-bearing phyllosilicates. In: *Chemosphere* 56 (2004), Nr. 10, S. 999–1009. <http://dx.doi.org/doi>

- 10.1016/j.chemosphere.2004.05.015. – DOI doi:10.1016/j.chemosphere.2004.05.015
- [Lee u. Batchelor 2004b] Lee, Woojin ; Batchelor, Bill: Abiotic reductive dechlorination of chlorinated ethylenes by soil. In: *Chemosphere* 55 (2004), Nr. 5, S. 705–713. <http://dx.doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2003.11.033>. – DOI <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2003.11.033>
- [Lenné 2006] Lenné, S.: *Labor- und Geländeversuche zur Sanierung eines Grundwasserschadensfalles in Hannover-Südstadt mit reaktiven Nanopartikeln*, Universität Hannover, Diplomarbeit, 2006
- [Lerner 2004] Lerner, David N.: *Urban Groundwater Pollution*. International Association of Hydrogeologists, 2004
- [Lerner u. Teutsch 1995] Lerner, D.N. ; Teutsch, G.: Recommendations for level-determined sampling in wells. In: *J. Hydrology* 171 (1995), S. 355–377
- [Leven u. a. 2006] Leven, C. ; Werban, U. ; Dietrich, P.: Direct Push-Sondierungen in einem Teilbereich der Südstadt von Hannover. – Detailerkundung im Forschungsprojekt "Natural Attenuation Hannover-Südstadt" / Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ. 2006. – Forschungsbericht
- [Leventhal u. Taylor 1990] Leventhal, Joel ; Taylor, Cliff: Comparison of methods to determine degree of pyritization. In: *Geochim. Cosmochim. Acta* 54 (1990), S. 2621–2625
- [Li u. Werth 2004] Li, Jun ; Werth, J. Charles: Slow Desorption Mechanisms of Volatile Organic Chemical Mixtures in Soil and Sediment Micropores. In: *Environ. Sci. Technol.* 38 (2004), S. 440–448
- [Loke u. Barker 1995] Loke, M.H. ; Barker, R.D.: Least-squares deconvolution of apparent resistivity pseudosections. In: *Geophysics* 60 (1995), S. 1682–1690
- [Lovley 1997] Lovley, Derek R.: Microbial Fe(III) reduction in subsurface environments. In: *FEMS Microbiology Reviews* 20 (1997), S. 305–313
- [Lovley 1991] Lovley, D.R.: Dissimilatory Fe(III) and Mn(IV) Reduction. In: *MR* 55 (1991)
- [Lovley u. a. 2004] Lovley, D.R. ; Holmes, D. E. ; Nevin, K. P.: Dissimilatory Fe(III) and Mn(IV) Reduction. In: *Advances in Microbial Physiology* 49 (2004), S. 220–286
- [Mallet 2002] Mallet, J.-L. ; Journel, André G. (Hrsg.): *Geomodeling*. Oxford University Press, 2002
- [Marczinek u. a. 2006] Marczinek, Silke ; Schäfer, Wolfgang ; Peiffer, Stefan: Identifizierung und Quantifizierung natürlicher Abbauprozesse in einem mit Chlorethenen kontaminierten Grundwasserleiter. In: *Grundwasser* 11 (2006), Nr. 3, S. 207–216
- [Martus u. a. 2002] Martus, Peter ; Blesken, Michael ; Reisinger, Hartwig ; Püttmann, Wilhelm: Hydrogeologische Untersuchungen bei der Anwendung von Monitored Natural Attenuation (MNA) an einem BTEX-kontaminierten Grundwasserleiter. In: *Grundwasser* 7 (2002), Juni, Nr. 2, 78–86. <http://www.springerlink.com/openurl.asp?genre=article&id=doi:10.1007/s007670200012>
- [Mattheß 1990] Mattheß, G.: *Lehrbuch der Hydrogeologie*. Bd. 2: *Die Beschaffenheit des Grundwassers*. 2. Gebrüder Borntraeger. Berlin, Stuttgart, 1990
- [Mautalen 2005] Mautalen, Claire: *Master 1 Report: Assessing the Plume of CVOC Contaminants in the Subsurface of Hannover*. August 2005. – unveröffl. Praktikumsbericht Institute EGID, Université Michel De Montaigne / Bordeaux 3, 33 Seiten, Datenanhänge, Betreuer Kringel, R. BGR
- [Mayer u. a. 2001] Mayer, K.U. ; Benner, S.G. ; Frind, E.O. ; Thornton, S.F. ; Lerner, D.N.: Reactive transport modelling of processes controlling the distribution and natural attenuation of phenolic compounds in a deep sandstone aquifer. In: *J. Contaminant Hydrology* 53 (2001), S. 341–368
- [Mazor 1997] Mazor, E.: *Chemical and Isotopic Groundwater Hydrology*. 1. Halsted Press, N.Y., 1997
- [McElnea u. a. 2002a] McElnea, Angus E. ; Ahern, Col R. ; Menzies, Neal W.: Improvements to peroxide oxidation methods for analysing sulfur in acid sulfate soils. In: *Aust. J. Soil Res.* 40 (2002), S. 1115–1132
- [McElnea u. a. 2002b] McElnea, Angus E. ; Ahern, Col R. ; Menzies, Neal W.: The measurement of actual acidity in acid sulfate soils and the determination of sulfidic acidity in suspension after peroxide oxidation. In: *Aust. J. Soil Res.* 40 (2002), S. 1133–1157

- [Meckenstock u. a. 2004] Meckenstock, Rainer U. ; Morasch, Barbara ; Griebler, Christian ; Richnow, Hans H.: Stable isotope fractionation analysis as a tool to monitor biodegradation in contaminated aquifers. In: *J. Contaminant Hydrology* 75 (2004), S. 215–255
- [Meier u. Kahr 1999] Meier, L. P. ; Kahr, G.: Determination of the Cation Exchange Capacity (CEC) of Clay Minerals Using the Complexes of Copper(II) Ion with Triethylenetetramine and Tetraethylenepentamine. In: *Clays and Clay Minerals* 47 (1999), S. 386–388
- [Michels u. a. 2003] Michels, J. ; Wachinger, G. ; Franzius, V.: *BMBF-Förderschwerpunkt "Natural attenuation": KORA - Kontrollierter Natürlicher Rückhalt und Abbau von Schadstoffen bei der Sanierung kontaminierter Grundwässer und Böden*. Beitrag zur Wasser Berlin am 09.04.2003. <http://www.natural-attenuation.de/media.php?mId=1419>. Version: 2003
- [Miethling-Graf u. a.] Miethling-Graf, Rona ; Doweid, Kirsten ; Tebbe, C.C.: Bericht zur mikrobiologischen Untersuchung von 10 Grundwasserproben aus Hannover Südstadt / FAL Braunschweig. – Forschungsbericht
- [Missteart u. a. 2006] Missteart, Bruce ; Banks, David ; Clark, Lewis ; Missteart, Bruce (Hrsg.) ; Banks, David (Hrsg.) ; Clark, Lewis (Hrsg.): *Water Wells and Boreholes*. Chichester : Wiley, 2006. – 498 S.
- [Mitasova u. Lubos 1993a] Mitasova, Helena ; Lubos, Mitas: Interpolation by Regularized Spline with Tension: I. Theory and Implementation. In: *Mathematical Geology* 25 (6) (1993), S. 641–655
- [Mitasova u. Lubos 1993b] Mitasova, Helena ; Lubos, Mitas: Interpolation by Regularized Spline with Tension: II. Application to Terrain Modeling and Surface Geometry Analysis. In: *Mathematical Geology* 25 (6) (1993), S. 657–669
- [MTVO 2001] MTVO, BMG and BMELV and Bundestag (Zustimmung): Verordnung über natürliches Mineralwasser, Quellwasser und Tafelwasser (Mineral- und Tafelwasserverordnung). In: *Bundesgesetzblatt* Bd. BGBl I. Bundesdruckerei, Oktober 2001, S. 2795 –. – Bundesministerin für Gesundheit und Bundesministerin für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft, and Deutscher Bundestag (Zustimmung),
- [Mull 1992] Mull, R.: *Endbericht zum Gutachten Grundwasserverhältnisse im Kronsberggebiet*. 02 1992
- [Mull 1995] Mull, R.: Beitrag zur Grundwasserbewirtschaftung in einem urbanen Raum am Beispiel Hannover. In: *Ber. Naturhist. Ges. Hannover* 137 (1995), S. 125–152
- [Nabighian u. Macnae 1991] *Kapitel Time Domain Electromagnetic Prospecting Methods*. In: Nabighian, M.N. ; Macnae, J.C.: *Electromagnetic Methods in Applied Geophysics*. Society of Exploration Geophysics, 1991, S. 427–520
- [Naumann u. a. 1999] Naumann, d. ; Erzinger, J ; Erbas, K. ; Faber, E.: Gasanalytik am Thermalwasser der Geothermieanlage Neustadt–Glewe – Ergebnisse und Rekonstruktion der Genese anhand der Isotopie. In: *Geothermie-Report 99-1*. Geoforschungszentrum Potsdam, 1999, S. 87–102
- [Neteler u. Mitasova 2004] Neteler, Markus ; Mitasova, Helena ; Neteler, Markus (Hrsg.) ; Mitasova, Helena (Hrsg.): *Open Source GIS A GRASS GIS Approach*. Second Edition. Kluwer Academic Publishers, 2004. – 401 S.
- [Neteler u. Mitasova 2008] Neteler, Markus ; Mitasova, Helena ; Neteler, Markus (Hrsg.) ; Mitasova, Helena (Hrsg.): *Open Source GIS A GRASS GIS Approach*. Third Edition. Springer, 2008. – 406 S.
- [Nitsche u. a. 2004] Nitsche, C. ; Helling, C. ; Kuhn, K. ; Barczewski, B. ; Bethge, C. ; Müller, K. ; Neumann, V.: Probennahme I — Grundwasser / Altlasten; Anwenderorientiertes Seminar / DGFZ e.V. and BGD GmbH. 2004. – Seminarunterlagen 27. und 28.02.2004.,. – Weiterbildung im DGFZ e.V.
- [Nkusi u. a. 1994] *Kapitel 3.9 Überblick zum Vorkommen biogener halogenorganischer Verbindungen (BHOV)*. In: Nkusi, Gerard ; Schöler, Heinz-Friedrich ; Müller, German: *Geowissenschaften und Umwelt*. Matschullat, J. and Müller, G., 1994, S. 151–158
- [Oberfinanzdirektion Hannover 1999] Oberfinanzdirektion Hannover: *Hinweise zu Planung, Bau und Betrieb von Grundwassermessstellen*. Materialien Arbeitshilfe Altlasten 2, 05 1999
- [O'Loughlin u. a. 2004] O'Loughlin, Edward J. ; Huizhong, Ma ; Burris, David R.: Catalytic Effects of

- Ni-Humic Complexes on the Reductive Dehalogenation of C1 and C2 Chlorinated Hydrocarbons. In: Ghabbour, Elham A. (Hrsg.) ; Davies, Geoffrey (Hrsg.): *Humic Substances - Nature's Most Versatile Materials*. New York : Taylor and Francis, Inc., 2004, S. 297–324
- [Paetsch 2006] Paetsch, Hanno: *Ergebnisbericht zu Isotopenuntersuchungen an Grundwasserproben aus der Südstadt Hannover; Beprobungszeitraum Frühjahr 2006*. Oktober 2006. – unveröffentlichter Ergebnisbericht im Auftrag von LBEG/BGR
- [Palacky u. West 1991] *Kapitel Airborne Electromagnetic Methods*. In: Palacky, G.J. ; West, G.F.: *Electromagnetic Methods in Applied Geophysics*. Society of Exploration Geophysics, 1991, S. 811–879
- [Pankow u. Cherry 1996] Pankow, James F. ; Cherry, John A. ; Pankow, James F. (Hrsg.) ; Cherry, John A. (Hrsg.): *Dense Chlorinated Solvents and other DNAPLs in Groundwater*. Waterloo : Waterloo Press, 1996
- [Parkhurst u. Appelo 1999] Parkhurst, David L. ; Appelo, C.A.J.: *User's Guide to PHREEQC (V.2) A Computer Program for Speciation, Batch-Reaction, One-Dimensional Transport, and Inverse Geochemical Calculations / U.S. Dept. of the Interior, U.S. Geological Survey*. Denver, Colorado, 1999 (99–4259). – Water Resources Investigations Report. – Das Handwerkszeug, Version 2.11 im Februar 2005
- [Parteikomitee 1971] Parteikomitee, der 2. Hydrogeologischen B.: *Anwendung der philosophischen Ideen des Vorsitzenden Mao beim Aufsuchen von Grundwasser*. Peking-Rundschau, Ausgabe vom 2.02.1971, Februar 1971
- [Pebesma u. Wesseling 1998] Pebesma, Edzer J. ; Wesseling, Cees G.: *Gstat: a program for geostatistical modeling, prediction and simulation*. In: *Computers & Geoscience* 24 (1998), Nr. 1, 17–31. <http://www.gstat.org/>
- [Pebesma 2004] Pebesma, E.J.: *Multivariate geostatistics in S: the gstat package*. In: *Computers & Geoscience* 30 (2004), 683–691. <http://www.gstat.org/>
- [van Pee u. Unversucht 2003] Pee, Karl-Heinz van ; Unversucht, Susanne: *Review: Biological dehalogenation and halogenation reactions*. In: *Chemosphere* 52 (2003), S. 299–312
- [Philipsborn 1990] Philipsborn, H.V.: *Radon und Radonmessung, Teil II*. In: *Geowissenschaften* 10 (1990), S. 324–338
- [Pignatello u. a. 2006] Pignatello, J.J. ; Kwon, S. ; Lu, Y.: *Effect of Natural Organic Substances on the Surface and Adsorptive Properties of Environmental Black Carbon (Char): Attenuation of Surface Activity by Humic and Fulvic Acids*. In: *Environmental Science & Technology* 40 (2006), 12, Nr. 24, 7757–7763. <http://dx.doi.org/10.1021/es061307m>
- [Pignatello u. Xing 1996] Pignatello, Joseph J. ; Xing, Baoshan: *Mechanisms of Slow Sorption of Organic chemicals to Natural Particles*. In: *Environ. Sci. Technol.* 30 (1996), Nr. 1, S. 11
- [Polom 2003] Polom, U.: *Schwingungserzeuger für seismische Anwendungen*. Deutsches Patent- und Markenamt, Patentschrift Nr. 102 35 126 C1, 2003
- [Polom 2005] Polom, U.: *Schwingungserzeuger für seismische Anwendungen*. Deutsches Patent- und Markenamt, Offenlegungsschrift Nr. 103 32 972 A1, 2005
- [Pope u. a. 2004] Pope, Daniel F. ; Acree, Steven D. ; Levine, Herbert ; Mangion, Steven ; Ee, Jeffrey van ; Hurt, Kelley ; Wilson, Barbara: *Performance Monitoring of MNA Remedies for VOCs in Ground Water / U.S. EPA*. Cincinnati/Ohio, April 2004 (EPA/600/R-04/027). – Forschungsbericht
- [PostgreSQL Global Development Group 2008] PostgreSQL Global Development Group: *PostgreSQL Global Development Group: PostgreSQL 8.2.7 Documentation*. 8.1 - 8.27. University of California: PostgreSQL Global Development Group, 2008. <http://www.postgresql.org>
- [Prechtel u. a. 2006] Prechtel, Alexander ; Bitterlich, Sandro ; Florin, Radu ; Knabner, Peter: *Natural Attenuation: hohe Anforderungen an die Modell-simulation (.)*. In: *Grundwasser* 11(3) (2006), S. 217–225
- [Preuss u. a. 1991] Preuss, H. ; Vinken, R. ; Voss, H.H.: *Symbolschlüssel Geologie*. 3. Hannover : Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung und Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, 1991. – 328 S.
- [Pritchard u. Herczeg 2003] Pritchard, J.L. ; Herczeg, A.L.: *Tracing Sources of Water to an alluvial Aquifer using Strontium Isotopes and Radon*. In: *Geophysical Research Abstracts* Bd. 5 European Geophysical Society, 2003

- [Ptak u. a. 2004] Ptak, T. ; Bayer-Raich, M. ; Bauer, S.: Tiefenorientierte integrale Erkundung der Schadstoffbelastung in grossräumig kontaminierten Aquiferen. In: *Grundwasser* 9 (2004), Nr. 4, S. 235–247. <http://dx.doi.org/10.1007/s00767-004-0056-5>. – DOI 10.1007/s00767-004-0056-5
- [R Development Core Team 2007] R Development Core Team: *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2007. <http://www.R-project.org>. – ISBN 3-900051-07-0
- [Raghoebarsing u. a. 2006] Raghoebarsing, Ashna A. ; Pol, Arjan ; van de Pas–Schoonen, Katinka T. ; Smolder, Alfons J. P. ; Ettwig, Katharina F. ; Rijpstra, W. Irene C. ; Schouten, Stefan ; Sinninghe Damste, Jaap S. ; Op den Camp, Huup J. M. ; Jetten, Mike S. M. ; Strous, Marc: A microbial consortium couples anaerobic methane oxidation to denitrification. In: *Nature* 440 (2006), S. 918–921
- [Ran u. a. 2002] Ran, Yong ; Huang, Weilin ; Rao, P.S.C. ; Liu, Dehan ; Sheng, Guoying ; Fu, Jiamo: The Role of Condensed Organic Matter in the Nonlinear Sorption of Hydrophobic Organic Contaminants by a Peat and Sediments. In: *J. Environ. Qual.* 31 (2002), S. 1953–1962
- [Ran u. a. 2005a] Ran, Yong ; Xing, Baoshan ; Huang, Weilin ; Peng, Ping'an ; Liu, Dehan ; Fu, Jiamo ; Sheng, Guoying: Organic Compounds in the Environment - Kerogen in Aquifer Material and Its Strong Sorption for Nonionic Organic Pollutants. In: *J. Environ. Qual.* 32 (2005), S. 1701–1709
- [Ran u. a. 2005b] Ran, Yong ; Xing, Baoshan ; Rao, P. Suresh C. ; Sheng, Guoying ; Fu, Jiamo: Sorption Kinetics of Organic Contaminants by Sandy Aquifer and Its Kerogen Isolate. In: *Environ. Sci. Technol.* 39 (2005), S. 1649–1657
- [Region Hannover 2007] Region Hannover: ABSCHLUSSBERICHT: RAUMDIFFERENZIIERTES INNOVATIVES MONITORING VON CKW-GRUNDWASSER-KONTAMINATIONEN IN EINEM STRUKTURIERTEN LOCKERGESTEINSAQUIFER AM BEISPIEL EINES CKW-SCHADENSFALLS IN HANNOVER-SÜDSTADT FÖRDERKENNZEICHEN 02WN0367 / Region Hannover (Federführung) mit den AN der Region: Mull und Partner GmbH, Labor Dr. Wienberg GmbH. Hannover, Dezember 2007. – BMBF Abschlussbericht
- [Reinecke u. Schlömann 2007] Reinecke, Walter ; Schlömann, Michael ; Reinecke, Walter (Hrsg.) ; Schlömann, Michael (Hrsg.): *Umweltmikrobiologie*. München : Elsevier Spektrum, 2007. – 407 S.
- [Richmann 2004] Richmann, A.: *GIS-gestützte Modellierung zur Ermittlung des Einflusses der urbanen Grundwasserneubildung auf die Schadstoffausbreitung im Grundwasser am Beispiel des LHKW-Schadensfalles "Hannover-Südstadt"*, Universität Hannover, Geographisches Institut, Diplomarbeit, 2004. – unveröffentlicht
- [Rijnaarts u. a. 1998] Rijnaarts, H.H.M. ; De Best, J.H. ; Van Liere, H.C. ; Bosma, T.N.P.: *Intrinsic biodegradation of chlorinated solvents: from thermodynamics to the field*. CUR/NOBIS 96004, 1998
- [Roden 2003] Roden, E.E.: Fe(III) Oxide Reactivity Toward Biological versus Chemical Reduction. In: *Environ. Sci. Technol.* 37 (2003), S. 1319–1324
- [Rohde u. a. 1998] Rohde, P. ; Becker-Platen, J.-D. ; Binot, F. ; Büchner, K.-H. ; Cepek, M. ; Hahn, J. ; Kantor, W. ; Kockel, F. ; Kropp, W.-R. ; Lopper, J. ; Luppold, F.-W. ; Merkt, J.: *Geologische Stadtkarte Hannover <1:25.000>*. Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, 1998
- [Ruettinger u. a. 2006] Ruettinger, Stefan ; Breitert, Roman ; Hirsch, Katharina ; Alejandro, Manuel ; Avila, Salaires ; Tobschall, Heinz J. ; Neeße, Thomas ; Bayer, Manfred: Natural Attenuation–Untersuchungen an einem mit LCKW kontaminierten Altdeponiestandort. In: *Grundwasser* 11 (3) (2006), S. 184–193
- [Saenton u. Illangasekare 2007] Saenton, Satawat ; Illangasekare, Tissa H.: Upscaling of mass transfer rate coefficient for the numerical simulation of dense nonaqueous phase liquid dissolution in heterogeneous aquifers. In: *Water Resources Res.* 43 (2007), S. 1–15. <http://dx.doi.org/doi:10.1029/2005WR004274>. – DOI doi:10.1029/2005WR004274
- [Sander u. Pignatello 2006] Sander, M. ; Pignatello, J.J.: On the Reversibility of Sorption to Black Carbon: Distinguishing True Hysteresis from Artificial Hysteresis Caused by Dilution of a Competing Adsorbate. In: *Environ. Sci. Technol.* (2006). <http://dx.doi.org/10.1021/es061346y>
- [Scheidleder u. a. 1999] Scheidleder, A. ; Grath, J. ; Winkler, G. ; Stärk, U. ; Koreimann, C. ; Gmeiner, C. ; Nixon, S. ; Casillas, J. ; Gravesen, P.

- ; Leonard, J. ; Elvira, M.: Groundwater quality and quantity in Europe / European Environment Agency. Copenhagen, Denmark, 1999. – report
- [Scherler u. Tiedemann 1971] Scherler, P.-Ch. ; Tiedemann, O.: Das Grundwasser in der Eilenriede und deren Umgebung. In: *Beih. Ber. naturhist. Ges.* 7 (1971), S. 111–119
- [Schlenz u. a. 2008] Schlenz, B. ; Dahmke, A. ; Schäfer, D.: Schlussbericht KORA Teilprojekt TV 3, TP3: Raumdifferenziertes innovatives Monitoring von CKW–Grundwasserkontaminationen am Beispiel Hannover–Südstadt TP3: Modellierung der Abbaukinetik chlorierter Kohlenwasserstoffe / CAU Kiel. Kiel, Januar 2008. – Abschlußbericht FKZ 02WN0369
- [Schlenz u. a. 2005] Schlenz, B. ; Schäfer, D. ; Grandel, S. ; Dahmke, A.: Der quantitative Einfluss von Beprobungsfehlern auf die Erkundungsqualität - Eine Virtuelle Aquifer Studie. In: *Altlastenspektrum* 4 (2005), S. 203–209
- [Schöler u. Niedan 2000] Schöler, Heinz F. ; Niedan, Volker W.: *ATV-DVWK-Schriftenreihe*. Bd. 18: *Natürliche Organohalogenverbindungen in der Umwelt*. ATV-DVWK, 2000. – 10 – 29 S.
- [Schmucker u. Weidelt 1975] Schmucker, U. ; Weidelt, P.: *Electromagnetic Induction in the Earth*. 1975. – Lecture Notes, Aarhus
- [Schöttler 2004] Schöttler, M.: Erfassung der Grundwasserströmung mittels des GFV–Messsystems. In: *geotechnik* 27 (2004), Nr. 1, S. 41–45
- [Schüring u. a. 2000] Schüring, J. ; Schulz, H.D. ; Fischer, W.R. ; Böttcher, J. ; Duijnsveld, W.H.M.: *Redox: Fundamentals, Processes and Applications*. Berlin, Heidelberg : Springer, 2000. – ISBN 3–540–66528–5
- [Schuster 2002] *Kapitel* Maßanalytische Bestimmungen in der Wasseranalytik. In: Schuster, R.: *Wasser: Nutzung im Kreislauf, Hygiene, Analyse und Bewertung Höll*. 8. völlig neubearb. A. Berlin, New York : de Gruyter, 2002
- [Schwarzenbach u. a. 1993] Schwarzenbach, Rene P. ; Gschwend, Philip M. ; Imboden, Dieter M. ; Schwarzenbach, Rene P. (Hrsg.) ; Gschwend, Philip M. (Hrsg.) ; Imboden, Dieter M. (Hrsg.): *Environmental Organic Chemistry*. New York : Wiley Interscience, 1993. – 681 S.
- [Schwille 1988] Schwille, Friedrich: *Dense Chlorinated Solvents in Porous and Fractured Media - Model Experiments* -. 3. reprint 1991. Boca Raton : Lewis, 1988. – 146 S.
- [Scott u. Morgan 1990] Scott, M.J. ; Morgan, J.J.: Energetics and conservative properties of redox systems. In: *ACS Symp. Series*, 1990 (ACS Symp. Series 416), S. 779–781
- [Shima u. Thauer 2005] Shima, Seigo ; Thauer, Rudolf K.: Methyl-coenzyme M reductase and the anaerobic oxidation of methane in methanotropic Archaea. In: *Current Opinion in Microbiology* 8 (2005), S. 1–6
- [Singh u. Ward 2004] Singh, Ajay ; Ward, Owen P. ; Singh, Ajay (Hrsg.) ; Ward, Owen P. (Hrsg.): *Biodegradation and Bioremediation*. Berlin : Springer, 2004 (Soil Biology). – 309 S.
- [Smatlak u. a. 1996] Smatlak, C. R. ; Gossett, J. M. ; Zinder, S. H.: Comparative kinetics of hydrogen utilization for reductive dechlorination of tetrachloroethene and methanogenesis in an anaerobic enrichment culture. In: *Environmental Science & Technology* 30 (1996), S. 2850–2858
- [Smith u. a. 1991] Smith, Richard L. ; Harvey, Ronald W. ; LeBlanc, Denis R.: Importance of closely spaced vertical sampling in delineating chemical and microbiological gradients in groundwater studies. In: *J. of Contaminant Hydrology* 7 (1991), S. 285–300
- [Spalding u. Watson 2006] Spalding, B.P. ; Watson, D.B.: Measurement of Dissolved H₂, O₂, and CO₂ in Groundwater Using Passive Samplers for Gas Chromatographic Analyses. In: *Environmental Science & Technology* (2006). <http://dx.doi.org/10.1021/es0613310>
- [Steuer 2002] Steuer, A.: *Kombinierte Auswertung von Messungen mit Transient-Elektromagnetik und Radio-Magnetotellurik zur Grundwassererkundung im Becken von Ouarzazate (Marokko)*, Institut für Geophysik und Meteorologie, Universität zu Köln, Diplomarbeit, 2002
- [Stumm u. Morgan 1996] Stumm, Werner ; Morgan, James J.: *Aquatic Chemistry*. 3. New York : John Wiley Interscience, 1996 (Environmental science and technology). – 1022 S. – ISBN 0–471–51184–6
- [Stupp 2001] Stupp, Hans D.: DNAPL in Boden und Grundwasser - Verhalten von LCKW und PAK-Ölen. Version: Dezember

2001. <http://www.dscweb.de/Publikationen/DNAPL%20in%20Boden/paper8.html>. In: Franziskus (Hrsg.) ; Wolf (Hrsg.) ; Brandt (Hrsg.): *Handbuch der Altlastensanierung*. 2001 (12/2001, Erg.-Lfg.)
- [Stupp u. a. 2007] Stupp, Hans D. ; Bakenhus, Albrecht ; Gass, M. ; Hüttmann, S. ; Engelmann, F.I.: Biologische Verfahren zur Sanierung von CKW-Grundwasserschäden - Systematik und Beschreibung der In-Situ-Techniken. In: *Altlastenspektrum* 1 (2007), S. 10
- [Stupp u. a. 2006a] Stupp, Hans D. ; Bakenhus, Albrecht ; Gass, Michael ; Schwaar, Ivonne ; Lorenz, Dietmar: Ausbreitung von CKW und MTBE im Grundwasser - Grundwassertransport und Fahnenlänge. In: *Altlastenspektrum* 5 (2006), S. 12
- [Stupp u. a. 2005] Stupp, Hans D. ; Bakenhus, Albrecht ; Lorenz, Dietmar: Grundwasserverunreinigungen durch CKW - Entwicklung des Kenntnisstandes über vier Jahrzehnte -. In: *WLB* 2 (2005), 5-9. <http://www.dscweb.de/Publikationen/Grundw-CKW/gw-ckw.htm>
- [Stupp u. a. 2006b] Stupp, Hans D. ; Bakenhus, Albrecht ; Stauffer, Ralph ; Lorenz, Dietmar: Kosten zur Sanierung von Grundwasserverunreinigungen durch CKW und Ansätze zur Definition der Verhältnismäßigkeit von Sanierungsmaßnahmen. In: *Altlastenspektrum* 1 (2006), 84-92. <http://www.dscweb.de/Publikationen/ckw-menge/ckw-menge.html>
- [Stupp u. a. 2006c] Stupp, Hans D. ; Bakenhus, Albrecht ; Stauffer, Ralph ; Lorenz, Dietmar: Sanierungsoptimierung von CKW-Grundwasserschäden. In: *Altlastenspektrum* 6 (2006), 313-323. <http://www.ckw-sanierung.de/>
- [Suarez u. Rifai 1999] Suarez, Monica P. ; Rifai, Hanadi S.: Biodegradation Rates for Fuel Hydrocarbons and Chlorinated Solvents in Groundwater. In: *Bioremediation Journal* 3 (1999), Nr. 4, S. 337-362
- [Sullivan u. a. 1999] Sullivan, L.a. ; Bush, R.T. ; McConchie, D. ; Lancaster, G. ; Haskins, P.G. ; Clark, M.W.: Comparison of peroxide-oxidizable sulfur and chromium-reducible sulfur methods for the determination of reduced inorganic sulfur in soil. In: *Aust. J. Soil Res.* 37 (1999), S. 255-256
- [Surbeck 1996] Surbeck, H.: A Radon-in-Water Monitor Based on Fast Gas Transfer Membranes. In: *International conference on technologically enhanced natural radioactivity (TENR) caused by non-uranium mining*. Szczyrlc, Poland, October 1996, S. 16-19
- [Sykorova u. a. 2005] Sykorova, I. ; Pickel, W. ; Christiania, K. ; Wolf, M. ; Taylor, G.H. ; Flores, D.: Classification of huminite ? ICCP System 1994. In: *Int. J. Coal Geology* 62 (2005), S. 85-106
- [Teutsch u. a. 1997] Teutsch, G. ; Gratwohl, P. ; Schiedik, T.: Literaturstudie zum natürlichen Rückhalt/Abbau von Schadstoffen im Grundwasser / Zentraler Fachdienst Wasser-Boden-Abfall-Altlasten bei der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. Version: 1997. <http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/16772/>. Landesanstalt für Umweltschutz, Karlsruhe, 1997 (35). – Texte und Berichte zur Altlastenbearbeitung
- [Thauer u. Shima 2006] Thauer, Rudolf K. ; Shima, Seigo: Methane and microbes. In: *Nature* 440 (2006), S. 878-879
- [Thiem u. Schmidt] Thiem, Andreas ; Schmidt, Kathrin R.: Methods to evaluate biodegradation at contaminated sites.
- [Tiehm u. a. 2008] Tiehm, Andreas ; Schmidt, Kathrin R. ; Pfeifer, Brigitte ; Heidinger, Michael ; Ertl, Siegmund: Growth kinetics and stable carbon isotope fractionation during aerobic degradation of cis-1,2-dichloroethene and vinyl chloride. In: *Water Research Proof* (2008), S. 8
- [Toride u. a. 1993] Toride, N. ; Leij, F.J. ; Van Genuchten, M.T.: A Comprehensive Set of Analytical Solutions for Nonequilibrium Solute Transport with First-Order Decay and Zero-Order Production. In: *Water Resources Res.* 29 (1993), Nr. 7, S. 2167-2182
- [Toride u. a. 1999] Toride, N. ; Leij, F.J. ; Van Genuchten, M.T.: The CXTFIT Code for Estimating Transport Parameters from Laboratory or Field Tracer Experiments – Version 2.1 / US Salinity Laboratory. Riverside, California, 1999 (137). – Manual, Version 2.1. – Research Project No. 137
- [TrinkwV 2001] TrinkwV, BMG and BMELV and Bundestag (Zustimmung): Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung - TrinkwV 2001). In: *Bundesgesetzblatt* Bd. BGBL I. Bundesdruckerei, Mai 2001, S. 959 –. – Bundesministerin für Gesundheit und Bundesministerin für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft, and Deutscher Bundestag (Zustimmung),

- [U.S. EPA 2000] U.S. EPA: *Guidance for Data Quality Assessment - Practical Methods for Data Analysis EPA QA/G-9 QA00 Update*. EPA/600/R-96/084. Office of Environmental Information: United States Environmental Protection Agency, July 2000
- [U.S. EPA, Office of Solid Waste and Emergency Response (OSWER) 1999] U.S. EPA, Office of Solid Waste and Emergency Response (OSWER): *Use of Monitored Natural Attenuation at Superfund, RCRA Corrective Action, and Underground Storage Tank Sites*. OSWER-Directive 9200.4-17-P, Washington D.C., April 1999
- [Van Genuchten u. Wagenet 1989] Van Genuchten, M.Th. ; Wagenet, R.J.: Two-site/two-region models for pesticide transport and degradation: theoretical development and analytical solutions. In: *Soil. Sci. Soc. Am. J.* 53 (1989), S. 1303–1310
- [Vannelli u. a. 1990] Vannelli, T. ; Logan, M. ; Arciero, D.M. ; Hooper, A.B.: Degradation of halogenated aliphatic compounds by the ammonium-oxidizing bacterium *Nitrosomonas europaea*. In: *Appl. Environ. Microbiol.* 56 (1990), S. 1169–1171
- [Viollet 2005] Viollet, Florian: *Master 1 Report: Geochemical properties of the aquifer material in relation to the plume of chlorinated organic compounds in the subsurface of Hannover*. August 2005. – unveröfftl. Praktikumsbericht Institute EGID, Université Michel De Montaigne / Bordeaux 3, 33 Seiten, Datenanhänge, Betreuer Wehner, H. + Kringel, R. BGR
- [Volkering u. a. 2007] Volkering, Frank ; Breukelen, Boris van ; Gemoets, Johan ; Veld, Harry ; Hunkeler, Daniel: *Relevance of Alternative Processes for chlorinated Hydrocarbons*. 3rd European Conference on Natural Attenuation and In-situ Remediation, November 2007
- [Vroblesky 2001] Vroblesky, D. A. ; USGS (Hrsg.): *User's Guide for Polyethylene-based Passive Diffusion Bag Samplers to obtain volatile organic compound concentrations in wells. Part 1: Deployment, Recovery, Data Interpretation and Quality Control and Assurance*. U.S. Geological Survey, 2001
- [Wachter u. a. 2004] Wachter, T. ; Dethlefsen, F. ; Güdeke, S. ; Dahmke, A.: Räumlich-statistische Charakterisierung der Hydrogeochemie einer BTEX-Grundwasserkontamination am Standort RETZINA/Zeitz. In: *Grundwasser* 9 (2004), Nr. 1, S. 21–32. <http://dx.doi.org/10.1007/s00767-004-0018-y>. – DOI 10.1007/s00767-004-0018-y
- [Wachter u. a. 2005] Wachter, T. ; Schäfer, D. ; Grandel, S. ; Dahmke, A.: Räumliche und zeitliche Variabilität hydrochemischer Parameter am BTEX-kontaminierten Standort in Zeitz/Sachsen-Anhalt. In: *Grundwasser* 10 (2005), S. 237. <http://dx.doi.org/10.1007/s00767-005-0105-8>. – DOI 10.1007/s00767-005-0105-8
- [Wachter 2004] Wachter, Thorsten: *Geostatistische Analyse der Variabilität hydrogeochemischer Parameter und Quantifizierung der NA-Kapazität am Beispiel des BTEX-kontaminierten Aquifers in Zeitz / Sachsen-Anhalt*, Uni Kiel (CAU), Diss., 2004. – 98 S.
- [Wallmann u. a. 1993] Wallmann, K. ; Kristof, H. ; König, I. ; Petersen, W. ; Knauth, H.D.: New Procedure for Determining Reactive Fe(III) and Fe(II) Minerals in Sediments. In: *Limnology and Oceanography* 38 (1993), S. 1803–1812
- [Warrelmann u. a. 2006] Warrelmann, J. ; Hettwer, W. Klaudia und H. Klaudia und Heyser ; Püttmann, W. ; Gaab, S. ; Drewes, U. ; Vehlhaber, D. ; Kabardin, B. (Hrsg.) ; Tertytze, K. (Hrsg.): *Handlungsempfehlungen zur Beurteilung des natürlichen Schadstoffabbaues und -rückhaltes in der ungesättigten Bodenzone*. Dessau : UBA, 2006. – 73 S.
- [Wassermann 2006] Wassermann, Carl D.: *Schwefelwasserstoff, das giftige und korrosive Zivilisationsgas und gleichzeitig Grundbaustein für die Entstehung des Lebens*. www.schwefelwasserstoff.de, Website. Version: Dezember 2006
- [Webb u. Orr 1997] Webb, P.A. ; Orr, C.: *Analytical Methods in Fine Particle Technology*. Norcross GA : Micromeritics Instrument Corp., 1997
- [Weidelt 1984] Weidelt, P.: Bericht über Inversion transient-elektromagnetischer Messungen über geschichtetem Untergrund / Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe. Hannover, 1984 (Archiv-Nr. 96720). – Forschungsbericht
- [Weigel 1978] Weigel, F.: Radon. In: *Chemiker-Zeitung* 102 (1978), Nr. 9, S. 287–299
- [Weitzel u. a. 2005] Weitzel, Ingrid ; Pelzer, Guido ; Hiller, Ralf: Kommunales Grundwassermonitoring - Das Grundmessnetz Hannover - / Landeshauptstadt Hannover Umweltdezernat. Hannover,

- Fachbereich Umwelt und Stadtgrün, Bereich Umweltschutz, 2005. – Forschungsbericht
- [Westcott u. Goodacre 2007] Westcott, Frank ; Goodacre, Ian: Use of Innovative Risk Management and Remediation Techniques to Reduce Environmental Liability Costs at UK Electricity Distribution Sites. In: *Book of Abstracts*. Frankfurt am Main : DECHEMA Eigenverlag, 2007
- [Whiticar 1999] Whiticar, M.J.: Carbon and hydrogen isotope systematics of bacterial formation and oxidation of methane. In: *Chem. Geol.* 161 (1999), S. 291–314
- [Wickert u. a. 2006] Wickert, F. ; Müller, V. ; Schäfer, W. ; Thiem, A.: Vergleich hochauflösender Grundwasserprobennahmeverfahren zur Charakterisierung der vertikalen LCKW-Verteilung im Grundwasserleiter. In: *Altlastenspektrum* 01 (2006), 02, S. 29–35
- [Wiedemeier u. a. 1999] Wiedemeier, T.H. ; Rifai, H.S. ; Newell, C.J. ; Wilson, J.T. ; Wiedemeier, T.H. (Hrsg.): *Natural Attenuation of Fuels and Chlorinated Solvents in the Subsurface*. John Wiley & Sons, Inc., 1999. – 617 S.
- [Wienberg 1989] Wienberg, Reinhard: Bewertung der Altlasten hinsichtlich der Sorption und Mobilität von organischen Schadstoffen im Boden. In: *Handbuch der Altlastensanierung*. Franzius, V. and Stegmann, R. and Wolf, K., 1989, Kapitel Teil 4.1.4.2, S. 15
- [Wikipedia 2008a] Wikipedia: Ethen. In: *Dynamisches Webdokument (DE)* (2008). <http://de.wikipedia.org/wiki/Ethen>
- [Wikipedia 2008b] Wikipedia: Ethin. In: *Dynamisches Webdokument (DE)* (2008). <http://de.wikipedia.org/wiki/Acetylen>
- [Wikipedia 2008c] Wikipedia: Methan. In: *Dynamisches Webdokument (DE)* (2008). <http://de.wikipedia.org/wiki/Methan>
- [Wilde u. a. 2008] Wilde, F.D. ; Radtke, D.B. ; et al. ; Wilde, F.D. (Hrsg.) ; Radtke, D.B. (Hrsg.): *National Field Manual for the Collection of Water-Quality Data*. Continuously updated documents. U.S. Geological Survey, 2008 (Handbooks for Water Resources Investigation). <http://water.usgs.gov/owq/FieldManual/>
- [Wilke 2005] Wilke, J.: *Hydrogeologische 3D-Strukturmodellierung im Raum Hannover - Geologische Kartierung im Raum Hannover-Südstadt im Massstab 1:10.000*, Universität Hannover, Diplomarbeit, 2005. – unveröffentlicht
- [Wilson u. Wilson 1985] Wilson, J.T. ; Wilson, B.H.: Biotransformation of trichloroethylene in soil. In: *Appl. Environ. Microbiol.* 49 (1985), S. 242–243
- [Wisconsin 2003] Wisconsin, Department of Natural R.: Understanding Chlorinated Hydrocarbon Behavior in Groundwater: Investigation, Assessment and Limitations of Monitored Natural Attenuation / Wisconsin Dept. of Natural Resources. P.O. Box 7921, Madison, WI 53707, USA, April 2003 (RR-699). – Forschungsbericht
- [Wolf 2006] Wolf, Leif: *Influence of leaky sewer systems on groundwater resources beneath the City of Rastatt, Germany*. Lehrstuhl f. Angewandte Geologie Karlsruhe, Universität Karlsruhe, Diss., Juli 2006
- [Wolf 1988] *Kapitel 11*. In: Wolf, Monika: *Torf und Kohle*. Stuttgart : Schweizerbart, 1988, S. 683–730
- [World Health Organization 2004] World Health Organization: Guidelines for Drinking-water Quality, Vol 1., 3.ed. / World Health Organization (WHO). Geneva, 2004. – Forschungsbericht. – ISBN 9 2 4 154638 7
- [Yang u. McCarty 1998] Yang, Y. ; McCarty, P.L.: Competition for hydrogen within a chlorinated solvent dehalogenating anaerobic mixed culture. In: *Environ. Sci. Technol.* 32 (1998), S. 3591–3597
- [Yeskis u. Zavala 2002] Yeskis, Douglas ; Zavala, Bernard: Ground-Water Sampling Guidelines for Superfund and RCRA Project Managers / USEPA. U.S. Environment Protection Agency, Region 5 77 West Jackson Boulevard; Region 19, 1200 Sixth Av. Seattle, Washington 98101, May 2002. – Ground Water Forum Issue Paper
- [Yong u. Mulligan 2003] Yong, Raymond N. ; Mulligan, Catherine N. ; Yong, Raymond N. (Hrsg.) ; Mulligan, Catherine N. (Hrsg.): *Natural Attenuation of Contaminants in Soils*. Lewis Publishers (CRC), 2003. – 307 S.
- [Zander u. a. 1999] Zander, C. ; Streck, T. ; Kümke, T. ; Altfelder, S. ; Richter, J.: Field-Scale Study of Chlortoluron Movement in a Sandy Soil over Winter: I. Experiments. In: *J. Environmental Quality* 28 (1999), Nr. 6, S. 1817–1823