

**Prognose zum Einsatz von Monitored Natural Attenuation  
nach einem Mineralölschadensfall**

vorgelegt von Diplom-Geologin

**Daniela Gerstner**

von der Fakultät VI • Planen Bauen Umwelt  
der Technischen Universität Berlin  
zur Erlangung des akademischen Grades

Doktorin der Naturwissenschaften

- Dr. rer. nat. -

genehmigte Dissertation

Promotionsausschuss:

Vorsitzender: Prof. Dr. Tiedemann

Berichter: Prof. Dr. Tröger

Berichter: Prof. Dr. Pekdeger

Berichter: PD Dr. Scheytt

Tag der wissenschaftlichen Aussprache: 24. Juni 2009

Berlin, 2009

D 83

## **Danksagung**

Die vorliegende Dissertationsschrift entstand im Rahmen eines von der Axa Colonia AG finanzierten Projektes in Zusammenarbeit mit der Deutschen Bahn Netz AG. Die Ergebnisse der Direct-Push-Untersuchungen wurden im Rahmen einer Vergleichsstudie gewonnen, die vom Bayerischen Landesamt für Umwelt (LfU) finanziell unterstützt wurde.

Mein herzlicher Dank gilt Herrn Prof. Dr. Uwe Tröger, der es mir ermöglichte in seinem Fachgebiet eine Doktorarbeit anzufertigen. Er hatte ein stetes Interesse am Fortgang dieser Arbeit und ein offenes Ohr für Probleme jeglicher Art.

Besonderer Dank gilt auch Herrn PD Dr. Traugott Scheytt, der dieses Projekt initiierte und stets für fachliche Diskussionen sowie für die fachliche Durchsicht meines Manuskriptes zur Verfügung stand.

Für die gute Projektzusammenarbeit und die Unterstützung der Durchführung von Geländearbeiten möchte ich mich bei dem Ingenieurbüro GEO-DITTMANN und Jörg Freigang, DIPLOM-GEOLOGE, bedanken.

Mein Dank für die Unterstützung bei den Arbeiten im Gelände, Labor und den statistischen Auswertungen gilt Robert Braatz, Judith Flügge, Dirk Radny und Simone Seibert, die als studentische Mitarbeiter im Projekt tätig waren. Auch Chistiane Falker sei gedankt, die im Rahmen der Direct-Push-Vergleichsstudie ihre Diplomarbeit anfertigte.

Für die orthografische Durchsicht meines Manuskriptes danke ich meinen Eltern, Christa und Harald Gerstner.

Mein persönlicher Dank gilt meiner Familie, ohne deren vielfältige Unterstützung die Fertigstellung dieser Arbeit nicht möglich gewesen wäre.

---

## Inhaltsverzeichnis

|         |  |    |
|---------|--|----|
| 1       | Einleitung.....  | 1  |
| 1.1     | Motivation.....  | 1  |
| 1.2     | Zielsetzung.....   | 3  |
| 2       | Grundlagen.....  | 5  |
| 2.1     | Natural Attenuation - Begriffsbestimmungen.....                  | 5  |
| 2.2     | NA-Prozesse.....   | 6  |
| 2.2.1   | Hydrodynamische Prozesse.....                                    | 6  |
| 2.2.1.1 | Advektion.....   | 7  |
| 2.2.1.2 | Molekulare Diffusion.....  | 7  |
| 2.2.1.3 | Hydromechanische und hydrodynamische Dispersion.....             | 8  |
| 2.2.2   | Sorption und Desorption.....                                     | 11 |
| 2.2.3   | Volatilisation.....  | 13 |
| 2.2.4   | Verdünnung.....  | 14 |
| 2.2.5   | Biologische Abbauprozesse.....                                   | 14 |
| 2.2.5.1 | Oxidations- und Reduktionskapazität.....                         | 17 |
| 2.2.5.2 | Reaktionen mit Eisen- und Manganfestphasen.....                  | 17 |
| 2.2.5.3 | Kinetik von Abbauprozessen.....                                  | 18 |
| 2.3     | BTEX, MTBE und TBA in der Umwelt.....                            | 19 |
| 2.3.1   | Herstellung, Vorkommen und Eigenschaften.....                    | 19 |
| 2.3.2   | Kontaminationsquellen im Untergrund: Organische Mischphasen..... | 21 |
| 2.3.3   | Abbaumechanismen von BTEX, MTBE und TBA.....                     | 22 |
| 2.3.3.1 | BTEX.....  | 22 |
| 2.3.3.2 | MTBE und TBA.....  | 23 |
| 3       | Material und Methoden.....                                       | 25 |
| 3.1     | Charakterisierung des Untersuchungsraumes.....                   | 25 |
| 3.1.1   | Geographische Lage.....  | 25 |
| 3.1.2   | Historie.....  | 26 |
| 3.1.3   | Geologische Verhältnisse.....                                    | 26 |
| 3.1.4   | Hydrogeologische Verhältnisse.....                               | 28 |
| 3.1.4.1 | Hydrogeologisches Strukturmodell.....                            | 28 |
| 3.1.4.2 | Grundwasserdynamik.....  | 29 |
| 3.1.5   | Böden und Bodennutzung.....                                      | 31 |
| 3.1.6   | Klima.....   | 31 |
| 3.1.7   | Oberflächengewässer.....   | 32 |
| 3.1.8   | Grundwasserneubildung.....                                       | 34 |
| 3.2     | Grundwassermonitoring.....                                       | 35 |
| 3.2.1   | Messstellennetz.....   | 35 |

---

|         |  |    |
|---------|--|----|
| 3.2.2   | Benzinphasenverbreitung .....  | 37 |
| 3.2.3   | Grund- und Oberflächenwasserstände .....                                     | 37 |
| 3.2.4   | Grundwasserbeschaffenheit .....  | 38 |
| 3.3     | Bestimmung hydraulischer Kennwerte .....                                     | 39 |
| 3.3.1   | Wiederanstiegs- und Pumpversuch .....  | 39 |
| 3.3.2   | Bodenprobennahme .....   | 40 |
| 3.3.3   | Korngrößenverteilung und Durchlässigkeitsbeiwerte .....                      | 40 |
| 3.4     | Einsatz von Direct-Push - Verfahren .....                                    | 41 |
| 3.4.1   | MIP-Sondiertechnik .....   | 42 |
| 3.4.2   | ROST <sup>TM</sup> /LIF-Technologie .....                                    | 44 |
| 3.4.2.1 | Teufenabhängige Grundwasserbeprobung .....                                   | 45 |
| 3.4.2.2 | Analytikprogramm .....   | 47 |
| 3.5     | Laboruntersuchungen .....  | 47 |
| 3.5.1   | Säulenversuche .....   | 48 |
| 3.5.1.1 | Versuchsaufbau .....   | 48 |
| 3.5.1.2 | Standortspezifische Versuchsmaterialien .....                                | 49 |
| 3.5.1.3 | Versuchsdurchführung .....   | 51 |
| 3.5.1.4 | Analytik .....   | 52 |
| 3.5.1.5 | Versuchsauswertung .....   | 52 |
| 3.5.2   | Wellenlängendispersive Röntgenfluoreszenzanalyse (WD-RFA) .....              | 54 |
| 3.5.3   | Rasterelektronenmikroskopie (REM) mit Energiedispersivem System (EDS) .....  | 54 |
| 3.5.4   | Chemische Extraktion zur Bindungsformanalyse .....                           | 55 |
| 3.6     | Numerisches Grundwasserströmungs- und -transportmodell .....                 | 55 |
| 3.6.1   | Strömungsmodellierung .....  | 56 |
| 3.6.1.1 | Anfangsbedingungen .....   | 56 |
| 3.6.1.2 | Randbedingungen .....  | 56 |
| 3.6.2   | Transportmodellierung .....  | 57 |
| 3.6.2.1 | Stabilitätskriterien .....   | 58 |
| 4       | Ergebnisse und Interpretation .....  | 59 |
| 4.1     | Grundwasserdynamik .....   | 59 |
| 4.1.1   | Räumliche Analyse der Grundwasserdynamik .....                               | 59 |
| 4.1.1.1 | GW-Fließrichtung SSW, mittlere Grundwasserstände, Stichtag: 12.07.2004 ..... | 59 |
| 4.1.1.2 | GW-Fließrichtung SSW, niedrige Grundwasserstände, Stichtag: 29.04.2004 ..... | 60 |
| 4.1.1.3 | Fließrichtung SW, mittlere Grundwasserstände, Stichtag: 26.05.05 .....       | 63 |
| 4.1.1.4 | Fließrichtung W, hohe Grundwasserstände, Stichtag 25.07.2005 .....           | 63 |
| 4.1.2   | Grundwasserentnahmen .....   | 64 |
| 4.1.3   | Grundwasserschwankung .....  | 65 |
| 4.1.3.1 | Phasenfreie Grundwassermessstellen .....                                     | 65 |

---

|         |  |     |
|---------|--|-----|
| 4.1.3.2 | Betriebswasserspiegel Sanierungsbrunnen .....                                      | 68  |
| 4.1.4   | Oberflächengewässer .....  | 70  |
| 4.2     | Hydraulische Kennwerte .....   | 73  |
| 4.2.1   | Wiederanstiegsversuch .....  | 73  |
| 4.2.2   | Pumpversuch .....  | 75  |
| 4.2.3   | Durchlässigkeitsbeiwerte aus Bohrungen .....                                       | 77  |
| 4.2.3.1 | Siebung .....  | 77  |
| 4.2.3.2 | Durchflussversuche nach DARCY .....  | 79  |
| 4.2.4   | Häufigkeitsanalyse .....   | 79  |
| 4.3     | Grundwasserbeschaffenheit .....  | 81  |
| 4.3.1   | Benzinphase .....  | 81  |
| 4.3.2   | Räumliche und zeitliche Entwicklung der Schadstoffverbreitung im Grundwasser ..... | 81  |
| 4.3.3   | Milieubedingungen .....  | 83  |
| 4.3.3.1 | Sauerstoff .....   | 83  |
| 4.3.3.2 | Redoxpotenzial .....   | 84  |
| 4.3.3.3 | pH-Wert .....  | 84  |
| 4.3.3.4 | Elektrische Leitfähigkeit .....  | 84  |
| 4.3.3.5 | Temperatur .....   | 84  |
| 4.3.3.6 | Teufenabhängiger Verlauf der physikochemischen Parameter .....                     | 84  |
| 4.3.4   | Relevante Schadstoffminderungsprozesse .....                                       | 88  |
| 4.3.4.1 | Aerober Abbau .....  | 88  |
| 4.3.4.2 | Denitrifikation .....  | 88  |
| 4.3.4.3 | Reduktion von Mn(III, IV)- und Fe(III)-Festphasen .....                            | 89  |
| 4.3.4.4 | Sulfatreduktion .....  | 89  |
| 4.3.4.5 | Methanogenese .....  | 90  |
| 4.3.4.6 | Teufenabhängige Konzentrationsentwicklung .....                                    | 90  |
| 4.4     | Direct-Push-Untersuchungen .....   | 96  |
| 4.4.1   | Detektionssonden .....   | 96  |
| 4.4.1.1 | Ergebnisse aus MIP-Sondierungen .....  | 96  |
| 4.4.1.2 | Ergebnisse aus ROST <sup>TM</sup> /LIF-Sondierungen .....                          | 98  |
| 4.4.2   | Probennahme .....  | 99  |
| 4.4.3   | Analytikergebnisse .....   | 100 |
| 4.4.3.1 | Vor-Ort-Parameter .....  | 100 |
| 4.4.3.2 | An- und Kationen .....   | 100 |
| 4.4.3.3 | Organische Substanzen .....  | 102 |
| 4.5     | Ergebnisse der Laboruntersuchungen .....   | 103 |
| 4.5.1   | Säulenversuche .....   | 103 |
| 4.5.1.1 | Hydrodynamische und transportrelevante Parameter .....                             | 103 |

---

|         |  |     |
|---------|--|-----|
| 4.5.1.2 | Physikochemische und hydrochemische Verhältnisse.....                          | 104 |
| 4.5.1.3 | Elektronendonatoren: Benzininhaltsstoffe.....                                  | 108 |
| 4.5.1.4 | Modellierung des Stofftransports mit CXTFIT .....                              | 110 |
| 4.5.1.5 | Elektronenakzeptoren .....   | 112 |
| 4.5.1.6 | Bilanzierung von Elektronenakzeptoren und – donatoren .....                    | 113 |
| 4.5.2   | WD-RFA .....   | 114 |
| 4.5.2.1 | Mineralogische Zusammensetzung des Untergrundes: Hauptelemente .....           | 114 |
| 4.5.2.2 | Eisen- und Mangangehalte.....  | 115 |
| 4.5.3   | REM .....  | 116 |
| 4.5.4   | Chemische Extraktion.....  | 118 |
| 4.6     | Numerisches Grundwasserströmungsmodell.....                                    | 120 |
| 4.6.1   | Aufbau des Grundwasserströmungsmodells.....                                    | 120 |
| 4.6.1.1 | Modellgeometrie.....   | 120 |
| 4.6.1.2 | Vertikaler Aufbau .....  | 120 |
| 4.6.1.3 | Finite-Elemente-Netz.....  | 121 |
| 4.6.2   | Parameterbelegung .....  | 121 |
| 4.6.2.1 | $k_f$ -Wert Modell.....  | 121 |
| 4.6.2.2 | Nutzbare Porosität.....  | 122 |
| 4.6.2.3 | Grundwasserneubildung .....  | 122 |
| 4.6.3   | Randbedingungen.....   | 123 |
| 4.6.3.1 | Nordrand .....   | 123 |
| 4.6.3.2 | Südrand, Schwarze Elster .....   | 123 |
| 4.6.3.3 | Grundwasserentnahmen durch Sanierungsbetrieb .....                             | 124 |
| 4.6.4   | Kalibrierung.....  | 124 |
| 4.6.4.1 | Stationäre Kalibrierung.....   | 124 |
| 4.6.4.2 | Instationäre Kalibrierung .....  | 129 |
| 4.7     | Transportmodellierung.....   | 133 |
| 4.7.1   | Aufbau des Stofftransportmodells .....   | 133 |
| 4.7.1.1 | Erhöhung der Netzdiskretisierung .....   | 133 |
| 4.7.1.2 | Schadstoffquelle.....  | 134 |
| 4.7.1.3 | Transportparameter .....   | 134 |
| 4.7.2   | Simulation des hydraulischen Sicherungsbetriebs: 09/1998 –12/2005 .....        | 135 |
| 4.7.3   | Szenarienbetrachtung.....  | 136 |
| 4.7.3.1 | Szenario 1 : Einfluss der Dispersion auf die Schadstoffverteilung.....         | 137 |
| 4.7.3.2 | Szenario 2: Auswirkungen von Abbau auf die Schadstoffausbreitung.....          | 140 |
| 4.7.3.3 | Szenario 3: Einfluss der Grundwasserschwankung und Grundwasserneubildung ..... | 144 |
| 4.7.4   | Frachtbetrachtungen .....  | 145 |
| 5       | Bedeutung der Ergebnisse für den Einsatz von MNA .....                         | 146 |

---

|     |  |     |
|-----|--|-----|
| 5.1 | Nachweis von NA-Prozessen im Bereich der Schadensquelle .....  | 146 |
| 5.2 | Möglichkeiten und Grenzen des Einsatzes von DP-Technologien .....  | 146 |
| 5.3 | Säulenversuche zur Identifizierung und Bilanzierung von Schadstoffminderungs-<br>prozessen .....             | 147 |
| 5.4 | Bestimmung der Oxidationskapazität des Grundwasserleitermaterials durch Eisen- und<br>Manganfestphasen ..... | 149 |
| 5.5 | Modellgestützte Prognose .....   | 149 |
| 6   | Zusammenfassung .....  | 152 |
| 7   | Literatur .....  | 156 |
| 8   | Anhang .....   | 167 |

## Abbilungsverzeichnis

|   |    |
|---|----|
| Abb. 1-1: Ausbreitung einer punktuell eingetragenen Benzinphase (LNAPL) im Untergrund (US EPA, 1999 b).....   | 1  |
| Abb. 2-1: Vorgehensweise zur Erarbeitung eines MNA-Konzepts (LABO, 2005).....   | 5  |
| Abb. 2-2: Entwicklung von Schadstofffahnen im Grundwasser über die Zeit; t1-t3: verschiedene Zeitpunkte (LFU, 1997, b).....   | 6  |
| Abb. 2-3: Physikalische Prozesse, die die hydromechanische Dispersion bedingen (Wiedemeyer et al., 1999).....   | 9  |
| Abb. 2-4: Einfluss von Advektion und hydrodynamischer Dispersion auf 1-dimensionale Durchgangskurven; links: kontinuierliche Stoffeingabe, rechts: momentane Stoffeingabe (Wiedemeyer et al., 1999).....  | 10 |
| Abb. 2-5: Abfolge der mikrobiell katalysierten Redoxprozesse im Grundwasser. Pfeilanzug: Bereich des Redoxpotenzials, ab dem die Reaktion auftritt; Pfeillänge: Maß für die bei der jeweiligen Reaktion freigesetzte Energie (nach Stumm & Morgan, 1996: in Christensen, 2000).....   | 15 |
| Abb. 2-6: Mineralölkontamination in einem Grundwasserleitersystem; links: Idealisierte Zonierung der Elektronenakzeptorprozesse (nach Lovley et al., 1994, a: in Wiedemeyer et al., 1999); rechts: Konzeptionelles Modell der Entwicklung der geochemischen Verhältnisse (nach Bouwer & McCarty, 1984: in Wiedemeyer et al., 1999)..... | 16 |
| Abb. 2-7: Schematische Übersicht des aeroben Abbaus verschiedener Aromaten (nach Schlegel, 1985 und Gottschalk, 1986).....  | 23 |
| Abb. 2-8: Mikrobieller Abbau von MTBE (Zwank et. al, 2004: in BMG, 2004).....   | 24 |
| Abb. 3-1: Lageplan Untersuchungsraum Elsterwerda (Kartengrundlage: Topografische Karte L4546).....  | 25 |
| Abb. 3-2: Links: Bilanzierung der entfernten Schadstoffmenge; rechts: Ertragseffizienz der hydraulischen Grundwassersanierung mittels Pump & Treat - Technik.....   | 26 |
| Abb. 3-3: Geologisches Profil Standort Bahnhof Elsterwerda, zur Lage des Profilschnitts siehe Abb. 3-7 (mit freundlicher Genehmigung von Dipl.-Geol. J. Freigang).....  | 27 |
| Abb. 3-4: Grundwassergleichplan Raum Elsterwerda (nach VEB, 1984, a und b).....   | 30 |
| Abb. 3-5: Langjährige Monatsmittel ausgewählter Klimagrößen der Station Doberlug-Kirchhain (Zeitreihe 01.01.1995-31.12.2005).....   | 32 |
| Abb. 3-6: Mittlerer Abflussjahresgang an den Pegeln Lauchhammer und Bad Liebenwerda (Daten aus DGJ, 1997: in BFG, 2003, a).....   | 33 |
| Abb. 3-7: Messstellennetz und Phasenverbreitung am Standort Bahnhof Elsterwerda (Kartengrundlage: Lageplan lvl 6135 GU, Deutsche Bahn AG, Geschäftsbereich Netz) ..   | 36 |
| Abb. 3-8: Ausgangssituation Wiederanstiegsversuch am 25.10.2004: Der Betrieb von 9 Sanierungsbrunnen führt zur Ausbildung eines asymmetrischen Absenkungsbereichs der Grundwasseroberfläche.....  | 40 |
| Abb. 3-9: Links: Funktionsweise MIP-Sondiertechnik (nach FUGRO, 2005), Rechts: MIP-Sonde mit Gestängeaufnehmer der Fa. Fugro Consult GmbH.....  | 43 |
| Abb. 3-10: Links: Typisches Wellenlängenverteilungsmuster ausgewählter Kohlenwasserstoffgemische (nach Fugro 2005), rechts: Saphirfenster der Fluoreszenzsonde ROST.....  | 45 |
| Abb. 3-11: Schematische Darstellung teufenabhängige Grundwasserbeprobung: Links: Verfahrensweise der Grundwassersondierung (Geo-log, 2005, a); rechts: Schematischer Aufbau des in situ Probennahmesystems BAT (Fugro, 2005).....   | 46 |

|  |    |
|--|----|
| Abb. 3-12: Lageplan Probennahme für Laboruntersuchungen .....  | 48 |
| Abb. 3-13: Schematischer Aufbau der Säulenversuche im „Open-Flow-Design“ .....   | 49 |
| Abb. 3-14: Einfluss von Abbau und Retardation auf Durchgangskurven im „Open-Flow-Design“,<br>Deterministisches Gleichgewichtsmodell, Randbedingung: kontinuierlicher<br>Konzentrationsinput zwischen $t = 1$ und $t = 11$ (Kurven berechnet mittels CXTFIT aus<br>synthetischen Datensätzen) ..... | 53 |
| Abb. 4-1: Grundwassergleichenplan Stadtgebiet Elsterwerda - Schwarze Elster, mittlere<br>Grundwasserstände, 12.07.2004 (Kartengrundlage: Topografische Karte L4547) .....  | 61 |
| Abb. 4-2: Grundwassergleichenplan Bahnhof Elsterwerda, mittlere Grundwasserstände, 12.07.2004<br>(Kartengrundlage: Lageplan lvl 6135 GU, Deutsche Bahn AG, Geschäftsbereich Netz) ..   | 62 |
| Abb. 4-3: Trendanalyse der Grundwasserfördermengen im Zeitraum September 1998 –<br>Dezember 2005 .....   | 64 |
| Abb. 4-4: Fördermengen der Sanierungsbrunnen September 1998 – Dezember 2005 .....  | 65 |
| Abb. 4-5: Unten: Grundwasserganglinien GWM M&P 2 und GWM DB 7; Oben: Niederschlag<br>Monatssummen an der Station Elsterwerda .....   | 66 |
| Abb. 4-6: Betriebswasserspiegel Sanierungsbrunnen, SB 9 und SB 10 .....  | 69 |
| Abb. 4-7: Wasserstände der Schwarzen Elster im Untersuchungsgebiet, Zeitreihe: Okt. 2002-Dez.<br>2005 .....  | 70 |
| Abb. 4-8: Vorflutverhältnisse Schwarze Elster: Oberflächen- und Grundwasserganglinien,<br>Wasserstandsdifferenzen zwischen Oberflächen- und Grundwasserständen,<br>Messstellenabstand: OFL 5-DB 34: 113 m; OFL 3 – DB 33: 548 m .....  | 72 |
| Abb. 4-9: Wiederanstiegsversuch vom 25.10.04-29.10.04: Mit Divern registrierte Ganglinie<br>am Brunnen SB 10 (oben) und Auswertung nach dem Gradlinienverfahren nach<br>Theis (unten) .....  | 74 |
| Abb. 4-10: Links: Wasserstandsganglinien während des Pumpversuchs, Divermessungen; rechts:<br>Beispiel einer Typkurvenanpassung nach Theis .....   | 75 |
| Abb. 4-11: Durchlässigkeitsbeiwerte aus Laborversuchen, DB 25 und DB 32: Zur Visualisierung der<br>Schlufflage im Profil von DB 25 wurde der $k_f$ -Wert wie im numerischen<br>Grundwassermodell mit $k_f = 1 \cdot 10^{-6}$ m/s angenommen .....  | 77 |
| Abb. 4-12: Häufigkeitsverteilungen Durchlässigkeitsbeiwerte .....  | 80 |
| Abb. 4-13: Zeitliche Entwicklung der Konzentrationsverteilung von BTEX im Grundwasser .....  | 82 |
| Abb. 4-14: Teufenabhängiger Konzentrationsverlauf von BTEX und MKW in den vier<br>neu errichteten Messstellengruppen .....   | 83 |
| Abb. 4-15: Teufenabhängiger Verlauf der Sauerstoffkonzentration und des Redoxpotenzials .....  | 85 |
| Abb. 4-16: Zeitliche Entwicklung der O <sub>2</sub> -Konzentrationsverteilung im Grundwasser .....   | 86 |
| Abb. 4-17: Zeitliche Entwicklung des Redoxpotenzials im Grundwasser .....  | 87 |
| Abb. 4-18: Zeitliche Entwicklung der NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -Konzentrationsverteilung im Grundwasser .....   | 91 |
| Abb. 4-19: Zeitliche Entwicklung der Fe <sup>2+</sup> -Konzentrationsverteilung im Grundwasser .....   | 92 |
| Abb. 4-20: Zeitliche Entwicklung der SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> -Konzentrationsverteilung im Grundwasser .....  | 93 |
| Abb. 4-21: Zeitliche Entwicklung der CH <sub>4</sub> -Konzentrationsverteilung im Grundwasser .....  | 94 |
| Abb. 4-22: Teufenabhängiger Konzentrationsverlauf Messstellengruppen .....   | 95 |
| Abb. 4-23: Kontaminierter Bereich: Ergebnisse Sondierprofil MIP 2 (FUGRO, 2005) .....  | 97 |
| Abb. 4-24: Kontaminierter Bereich: Ergebnisse Sondierprofil ROST 2 (FUGRO, 2005) .....   | 98 |

|   |     |
|---|-----|
| Abb. 4-25: Physikochemische Parameter, unkontaminierter Bereich.....  | 100 |
| Abb. 4-26: Ausgewählte Anionen und Kationen, kontaminierter Bereich.....  | 101 |
| Abb. 4-27: Vergleich Grundwasserbeprobung in ca. 5 m u. GOK mit Proben aus stationären<br>Messstellen (DB3, SB1 und SB9).....   | 101 |
| Abb. 4-28: BTEX und CH <sub>4</sub> : Links: Teufenabhängige Konzentrationen, Rechts: Vergleich mit<br>stationären Messstellen DB3, SB1 und SB9.....  | 102 |
| Abb. 4-29: Filtergeschwindigkeit, berechnet aus stündlichen Werten der Durchflussrate (V 2).....  | 103 |
| Abb. 4-30: Zeitlicher Verlauf der physikochemischen Parameter (V 2).....  | 105 |
| Abb. 4-31: Zeitlicher Verlauf der Anionen- und Kationenkonzentration (V 2).....   | 107 |
| Abb. 4-32: Zeitlicher Verlauf der Konzentrationsverhältnisse c/c <sub>0</sub> (V 2).....  | 108 |
| Abb. 4-33: Modellierung mittels CXTFIT: Modellanpassung von Teilstücken.....  | 111 |
| Abb. 4-34: Zeitliche Entwicklung Elektronenakzeptoren (V 2).....  | 112 |
| Abb. 4-35: Metallische Eisengehalte, bestimmt mittels WD-RFA, bei Doppelbestimmungen<br>wurde der Mittelwert dargestellt.....   | 116 |
| Abb. 4-36: links: Foto REM DB 25, Entnahmeteufe 1,5 m u. GOK mit Angabe des Messpunktes<br>der energiedispersiven Röntgenanalyse; rechts: Spektrum, Abszisse: Energie (keV),<br>Ordinate: Intensität (Counts).....  | 117 |
| Abb. 4-37: links: Foto REM DB 25, Entnahmeteufe 13,5 m u. GOK mit Angabe des Messpunktes<br>der energiedispersiven Röntgenanalyse; rechts: Spektrum, Abszisse: Energie (keV),<br>Ordinate: Intensität (Counts)..... | 117 |
| Abb. 4-38: Nasschemische Extraktion: Eisengehalte entlang der Bohrungen DB 25 (links) und<br>DB 32 (rechts).....  | 118 |
| Abb. 4-39: Nasschemische Extraktion mit Ammoniumacetat (pH = 6) an den Bohrungen DB 25<br>und DB 32 im Vergleich zu den im Grundwasser gemessenen Konzentrationen am<br>25.-27.08.2003.....                         | 119 |
| Abb. 4-40: Modellgebiet numerische Grundwassermodellierung.....   | 120 |
| Abb. 4-41: Schematische Darstellung der horizontalen kf-Wert Belegung (k <sub>fx</sub> = k <sub>fy</sub> ) der einzelnen<br>Modellschichten entlang eines NS-Profiles, vertikale Überhöhung 13,5fach.....           | 121 |
| Abb. 4-42: Niederschlagsmonatssummen der Jahre 2002/03 bis 2004/05 im Vergleich zum<br>langjährigen Mittel der Monatssummen (Zeitreihe 1995-2005), Niederschlagsstation<br>Elsterwerda.....                         | 122 |
| Abb. 4-43: Ergebnis der stationären Kalibrierung: Simulierter Grundwassergleichenplan am<br>12.07.2004.....   | 125 |
| Abb. 4-44: Detailansicht: simulierter Grundwassergleichenplan am 12.07.2004.....  | 126 |
| Abb. 4-45: Stationäre Kalibrierung: Vergleich der gemessenen und berechneten<br>Grundwasserstände.....  | 128 |
| Abb. 4-46: Strömungsprofil entlang des NS-Profiles (zur Lage siehe Abb. 4-40) am Stichtag<br>12.07.2004, dargestellt sind Isolinien (m NN) und Fließvektoren, 37fache vertikale<br>Überhöhung.....                  | 129 |
| Abb. 4-47: Instationäre Kalibrierung: Gemessener und simulierter Grundwassergang<br>ausgewählter Messstellen.....   | 130 |
| Abb. 4-48: Modellergebnis Grundwasserneubildung.....  | 130 |
| Abb. 4-49: Bilanz instationäre Kalibrierung: Zu- und Ausstrom über die Modellränder,<br>Grundwasserentnahme.....  | 132 |

---

|  |     |
|--|-----|
| Abb. 4-50: Einfluss der Grundwasserneubildung auf das Modell im Zeitraum 11/2003-10/2005 .....   | 133 |
| Abb. 4-51: Modellergebnis: Grundwasserentnahme 09/1998-12/2005 und<br>Grundwasserstandsentwicklung DB 14 und DB 5.....   | 135 |
| Abb. 4-52: Konzentrationsverteilung in slice 4: Hydraulischer Sicherungsbetrieb<br>09/1998-12/2005.....  | 136 |
| Abb. 4-53: Szenario 1, Variante 4: Konzentrationsverteilung nach verschiedenen<br>Simulationszeiten in slice 4 .....   | 138 |
| Abb. 4-54: Szenario 1, Variante 4: Konzentrationsverteilung Schnittlinie.....  | 139 |
| Abb. 4-55: Szenario 2, Variante 3: Stagnation der Schadstofffahne unter Berücksichtigung<br>einer Abbaurate von 0,0043 d-1, Konzentrationsverteilung in slice 4..... | 142 |
| Abb. 4-56: Szenario 2, Variante 3, Abbaurate=0,0043 d-1: Konzentrationsverteilung Schnittlinie...  | 143 |

## Tabellenverzeichnis

|  |     |
|--|-----|
| Tab. 2-1: Eisen- und Manganminerale in natürlichen Grundwasserleitern .....  | 17  |
| Tab. 2-2: Halbreaktionen der Reduktion von Eisen- und Manganfestphasen .....   | 18  |
| Tab. 2-3: Identifikation und ausgewählte stoffliche Eigenschaften der BTEX-Aromaten,<br>MTBE und TBA .....   | 20  |
| Tab. 2-4: Transportrelevante physikalisch-chemische Eigenschaften von BTEX, MTBE und TBA ...   | 21  |
| Tab. 3-1: Hydrogeologisches Strukturmodell Untersuchungsraum Elsterwerda: Stratigraphische<br>Zuordnung der Grundwasserleiter (GWL) und Grundwassernichtleiter bzw.<br>Grundwassergeringleiter (beide GWNL)..... | 29  |
| Tab. 3-2: Mittlere jährliche Klimagrößen, berechnet aus Tageswerten des Deutschen Wetterdienstes:<br>N: Niederschlag, Etpot.: potentielle Evapotranspiration nach Haude,<br>T: Lufttemperatur um 14 Uhr. ....    | 32  |
| Tab. 3-3: Gewässerkundliche Hauptzahlen der Abflusspegel Lauchhammer und Bad Liebenwerda,<br>Zeitreihe: 1974-1997 (DGJ, 1997 in: BFG, 2003, a).....  | 33  |
| Tab. 3-4: Mittlere Grundwasserneubildung .....   | 34  |
| Tab. 3-5: Grundwassermonitoring: Parameterspektrum Grundwasserbeschaffenheit .....   | 38  |
| Tab. 3-6: DP-Sondiertechnik: Systemaufbau und Ausrüstung verschiedener DP-Anbieter .....   | 42  |
| Tab. 3-7: Detektionsverhalten relevanter LHKW und BTEX-Aromaten (nach FUGRO, 2005).....  | 43  |
| Tab. 3-8: Analysenumfang teufenabhängige Grundwasserbeprobung.....   | 47  |
| Tab. 3-9: Physikalische und chemische Parameter des Versuchssediments .....  | 49  |
| Tab. 3-10: Physikochemische und anorganische Parameter des verwendeten Grundwassers,<br>Messstelle DB 24 .....   | 50  |
| Tab. 3-11: Durchschnittliche Ausgangskonzentrationen der organischen Stoffe in den<br>Säulenversuchen (in mg/l) .....  | 50  |
| Tab. 4-1: Statistische Kennwerte der Grundwasserstandsmessungen, phasenfremde Messstellen<br>Bahnhofsgebiet .....  | 67  |
| Tab. 4-2: Statistische Kennwerte Grundwasserstandsmessungen Sanierungsbrunnen .....  | 69  |
| Tab. 4-3: Vorflutverhältnisse Schwarze Elster: Statistische Kennwerte der<br>Oberflächenwasserstände, elsternaher Grundwasserstände<br>sowie verschiedener Wasserstandsdifferenzen .....                         | 71  |
| Tab. 4-4: Ergebnisse der Auswertung nach dem Wiederanstiegsverfahren von Theis .....   | 74  |
| Tab. 4-5: Hydraulische Kennwerte, berechnet aus dem Pumpversuch vom 29.10.2004 .....   | 76  |
| Tab. 4-6: Gesamtergebnis aus Wiederanstiegs- und Pumpversuch.....  | 77  |
| Tab. 4-7: Technische Merkmale der Verfahren zur Grundwasserprobennahme.....  | 99  |
| Tab. 4-8: Hydraulische Kenngrößen und Charakteristika der Säulenfüllung .....  | 104 |
| Tab. 4-9: Wiederfindung Tracer und Benzolnhaltsstoffe.....   | 110 |
| Tab. 4-10: Ergebnisse Modellanpassungen: Retardation und Abbau.....  | 112 |
| Tab. 4-11: Bilanzierung Elektronenakzeptoren und -donatoren .....  | 114 |
| Tab. 4-12: Im Modell verwendete Nutzporositäten .....  | 122 |
| Tab. 4-13: Jahreszeitlicher Gang der Grundwasserneubildung [mm/Monat] .....  | 123 |
| Tab. 4-14: Förderaten 11/2003-10/2004.....   | 124 |

---

|   |     |
|---|-----|
| Tab. 4-15: Stationäre Kalibrierung: Modellparameter .....   | 127 |
| Tab. 4-16: Bilanz der stationären Kalibrierung am Stichtag 12.07.2004 für das gesamte Modellgebiet .....  | 128 |
| Tab. 4-17: Transportparameter.....  | 134 |
| Tab. 4-18: Wasserbilanz des hydraulischen Sicherungsbetriebes nach 2679 Tagen für das gesamte Modellgebiet .....  | 135 |
| Tab. 4-19: Vergleich der simulierten Fahnenlängen Szenario 2 und 3, Bemessungsgrundlage: Südrand der Schadensquelle und 0,004 mg/l- und 1 mg/l Konzentrationsgleiches ..... | 140 |

## Abkürzungen

|          |   |
|----------|---|
| AAS      | Atomabsorptionsspektrometrie  |
| AES      | Atomemissionsspektrometrie  |
| BAT      | Bengt Arne Thorstensson (Entwickler der BAT-Sonde zur Entnahme von Grundwasserproben) |
| BSG      | Bestimmungsgrenze   |
| BTEX     | Benzen, Toluol, Ethylbenzen, Xylen-Isomere  |
| CKW      | Chlorierte Kohlenwasserstoffe   |
| CPT      | Cone Penetration Testing  |
| Cr       | Courant-Kriterium   |
| DELCD    | Dry Electronic Conductivity Detector  |
| DNAPL    | Dense NAPL (s. dort)  |
| DOC      | Dissolved Organic Carbon, gelöster organischer Kohlenstoff                            |
| DP       | Direct Push   |
| ENA      | Enhanced Natural Attenuation  |
| ETBE     | Ethyl-t-Butylether  |
| EZ       | Einzugsgebiet   |
| FE       | Finite Elemente   |
| FID      | Flammenionisationsdetektor  |
| Fo       | Neumann-Kriterium   |
| GC       | Gaschromatograph  |
| GW       | Grundwasser   |
| GWL      | Grundwasserleiter   |
| GWM      | Grundwassermessstelle   |
| GWNL     | Grundwassernichtleiter  |
| GWS      | Grundwassersondierung   |
| HDPE     | High Density PE (s. dort)   |
| IC       | Ionenchromatograph  |
| KW       | Kohlenwasserstoffe  |
| LHKW     | Leichtflüchtige halogenisierte Kohlenwasserstoffe                                     |
| LNAPL    | Light NAPL (s.dort)   |
| m u. GOK | m unter Geländeoberkante  |
| MIP      | Membrane Interface Probe  |
| MKW      | Mineralölkohlenwasserstoffe   |
| MNA      | Monitored Natural Attenuation   |
| MOSTAB   | Sonde zur Entnahme von Bodenproben  |
| MS       | Massenspektrometer  |
| MTBE     | Methyltertiärbutylether   |
| NA       | Natural Attenuation   |
| NAPL     | Non-Aqueous Phase Liquid, nicht mit Wasser mischbare Flüssigphasen                    |
| NPOC     | Non Purgable Organic Carbon, „nicht austreibbarer“ organischer Kohlenstoff            |
| OFL      | Oberflächengewässermessstelle   |
| OXC      | Oxidationskapazität   |
| PAK      | Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe  |
| PE       | Polyethylen   |
| Pg       | Gitter-Peclet-Zahl  |
| PID      | Photoionisationsdetektor  |
| PTFE     | Polytetrafluorethylen   |
| RDC      | Reduktionskapazität   |
| ROST/LIF | Rapid Optical Screening Tool / Laser Induced Fluorescence                             |
| TAA      | 2-Methyl-2-Butanol  |
| TAME     | t-Amyl-Methylether  |
| TBA      | Tertiärbutylalkohol   |
| TBF      | tert.-Butyl-formiat   |
| TC       | Total Carbon, Kohlenstoffgesamtgehalt   |

---

|     |   |
|-----|---|
| TIC | Total Inorganic Carbon, Anorganischer Kohlenstoffgehalt |
| TOC | Total Organic Carbon, gesamter organischer Kohlenstoff  |
| TTE | Trifluor-Trichlor-Ethan                                 |
| VOC | Volatile Organic Compounds                              |

## Formelzeichen

|   |  |
|---|--|
| a, b  | empirische Konstanten  |
| A   | durchflossene Querschnittsfläche [m <sup>2</sup> ]   |
| A <sub>EZ</sub>   | Fläche des Einzugsgebietes [km <sup>2</sup> ]  |
| c   | Stoffkonzentration [kg·m <sup>-3</sup> ]   |
| c <sub>1</sub> <sup>R</sup> , c <sub>2</sub> <sup>R</sup> | vorgeschriebene Randwerte einer Konzentration c  |
| C <sub>A</sub>  | Konzentration in der Luft [mol·m <sup>-3</sup> ]   |
| c <sub>o</sub>  | Ausgangskonzentration [kg·m <sup>-3</sup> ]  |
| C <sub>ol</sub>   | Konzentration einer Substanz in n-Octanol [kg·m <sup>-3</sup> ]  |
| C <sub>org</sub>  | organisch gebundener Kohlenstoffgehalt bezogen auf das Gesamtgewicht der Feststoffmasse [-]                      |
| c <sub>s,max</sub>  | maximal sorbierbare Konzentration des Sorbats [-]  |
| c <sub>s</sub>  | Beladung des Sorbents [-]  |
| c <sub>w</sub>  | Konzentration des Sorbats in Lösung [kg·m <sup>-3</sup> ]  |
| C <sub>w</sub>  | Konzentration in der wässrigen Phase [kg·m <sup>-3</sup> ] oder [mol·m <sup>-3</sup> ]                           |
| D*  | effektiver Diffusionskoeffizient [m <sup>2</sup> ·s <sup>-1</sup> ]  |
| d   | mittlerer Korndurchmesser [m]  |
| D   | Tensor der hydrodynamischen Dispersion [m <sup>2</sup> ·s <sup>-1</sup> ]  |
| D'  | Tensor der mechanischen Dispersion [m <sup>2</sup> ·s <sup>-1</sup> ]  |
| D' <sub>L</sub>   | longitudinaler Dispersionskoeffizient [m <sup>2</sup> ·s <sup>-1</sup> ]   |
| D' <sub>T[h]</sub>  | horizontaler transversaler Dispersionskoeffizient [m <sup>2</sup> ·s <sup>-1</sup> ]                             |
| D' <sub>T[v]</sub>  | vertikaler transversaler Dispersionskoeffizient [m <sup>2</sup> ·s <sup>-1</sup> ]                               |
| d <sub>10</sub>   | Korngröße eines Lockergesteins im Schnittpunkt der 10%-Linie mit der Summenkurve [mm]                            |
| d <sub>60</sub>   | Korngröße eines Lockergesteins im Schnittpunkt der 60%-Linie mit der Summenkurve [mm]                            |
| d <sub>K</sub>  | Schichtdicke Kolmationsschicht [m]   |
| D <sub>L</sub>  | longitudinaler hydrodynamischer Dispersionskoeffizient [m <sup>2</sup> ·s <sup>-1</sup> ]                        |
| D <sub>m</sub>  | molekularer Diffusionskoeffizient [m <sup>2</sup> ·s <sup>-1</sup> ]   |
| D <sub>T</sub>  | transversaler hydrodynamischer Dispersionskoeffizient [m <sup>2</sup> ·s <sup>-1</sup> ]                         |
| D <sub>w</sub> *  | effektiver Diffusionskoeffizient in wässriger Phase [m <sup>2</sup> ·s <sup>-1</sup> ]                           |
| D <sub>w</sub>  | molekularer Diffusionskoeffizient in wässriger Phase [m <sup>2</sup> ·s <sup>-1</sup> ]                          |
| E <sub>H</sub>  | Redoxpotenzial [mV]  |
| E <sub>t</sub> <sup>pot. Haude</sup>                      | potentielle Evapotranspiration nach Haude [mm·a <sup>-1</sup> ]  |
| f <sub>s</sub>  | Mantelreibung [MN·m <sup>-2</sup> ]  |
| H   | Henry-Konstante [Pa·m <sup>3</sup> ·mol <sup>-1</sup> ] oder [-]   |
| h   | hydraulische Druckhöhe (Piezometerhöhe) [m]  |
| h <sub>1</sub> <sup>R</sup> , h <sub>2</sub> <sup>R</sup> | vorgeschriebene Randwerte einer Piezometerhöhe h [m]   |
| HQ  | höchster Abfluss der Zeitreihe [m <sup>3</sup> ·s <sup>-1</sup> ]  |
| i   | hydraulischer Gradient [-]   |
| I <sub>ges</sub>  | Summenfluoreszenzintensität [pV]   |
| I <sub>λ</sub>  | Fluoreszenzintensität bei der Wellenlänge λ [pV]   |
| J <sub>adv</sub>  | Massenfluss eines Wasserinhaltsstoffes pro Einheitsfläche und Zeiteinheit [kg·m <sup>-2</sup> ·s <sup>-1</sup> ] |
| J <sub>dif</sub>  | Massenfluss pro Einheitsfläche und Zeiteinheit [kg·m <sup>-2</sup> ·s <sup>-1</sup> ]                            |
| J <sub>hdis</sub>   | hydrodynamisch dispersiver Massenfluss pro Einheitsfläche und Zeiteinheit [kg·m <sup>-2</sup> ·s <sup>-1</sup> ] |
| J <sub>mdis</sub>   | Massenfluss eines Wasserinhaltsstoffes pro Einheitsfläche und Zeiteinheit [kg·m <sup>-2</sup> ·s <sup>-1</sup> ] |
| K   | Durchlässigkeitstensor [m·s <sup>-1</sup> ]  |
| K <sub>d</sub>  | Verteilungskoeffizient, K <sub>d</sub> -Wert [m <sup>3</sup> ·kg]  |
| k <sub>f</sub>  | Durchlässigkeitsbeiwert [m·s <sup>-1</sup> ]   |
| K <sub>F</sub>  | FREUNDLICH-Verteilungskoeffizient [m <sup>3</sup> ·kg]   |
| k <sub>f</sub> <sup>in/out</sup>                          | Durchlässigkeitsbeiwert Kolmationsschicht [m·d <sup>-1</sup> ]   |
| K <sub>L</sub>  | LANGMUIR-Sorptionskoeffizient [-]  |
| K <sub>OC</sub>   | organischer Kohlenstoff/Wasser-Verteilungskoeffizient [m <sup>3</sup> ·kg]                                       |
| K <sub>OW</sub>   | n-Octanol/Wasser-Verteilungskoeffizient [-]  |

|                          |  |
|--------------------------|--|
| $K_{xx}, K_{yy}, K_{zz}$ | Durchlässigkeitstensor parallel zur x-, y- und z-Achse [ $m \cdot s^{-1}$ ]  |
| L                        | charakteristische Säulenlänge [m]  |
| l                        | lineare Fließstrecke [m]   |
| Lf                       | spezifische elektrische Leitfähigkeit [ $\mu S \cdot cm^{-1}$ ]  |
| MHQ                      | arithmetisches Mittel der Höchstwerte verschiedener Abflussjahre [ $m^3 \cdot s^{-1}$ ]  |
| MNQ                      | arithmetisches Mittel der Niedrigstwerte verschiedener Abflussjahre [ $m^3 \cdot s^{-1}$ ]   |
| MQ                       | arithmetisches Mittel der Zeitreihe [ $m^3 \cdot s^{-1}$ ]   |
| N                        | Niederschlag [ $mm \cdot a^{-1}$ ]   |
| n                        | Porosität [-]  |
| $n_e$                    | effektive Porosität [-]  |
| $n_f$                    | FREUNDLICH-Exponent [-]  |
| NQ                       | niedrigster Abfluss der Zeitreihe [ $m^3 \cdot s^{-1}$ ]   |
| Pe                       | Pecletzahl [-]   |
| pH                       | pH-Wert [-]: Negativer dekadischer Logarithmus der Wasserstoffionenkonzentration   |
| PNP                      | Pegelnullpunkt [m NN]  |
| Q                        | Durchflussrate [ $m^3 \cdot s^{-1}$ ]  |
| q                        | externer Zufluss oder Abfluss bezogen auf ein Kontrollvolumen, z. B. Grundwasserentnahme oder Grundwasserneubildung [ $m \cdot s^{-1}$ ] |
| $q_c$                    | Spitzendruck [ $MN \cdot m^{-2}$ ]   |
| $q_h^R(t)$               | vorgeschriebener Rand-Normalfluss [ $m \cdot d^{-1}$ ]   |
| $Q_m^W$                  | Förder-/Injektionsrate eines Einzelbrunnens m [ $m^3 \cdot d^{-1}$ ]   |
| $q_{nh}$                 | Darcy-Normalfluss [ $m \cdot d^{-1}$ ]   |
| $Q_p^W$                  | Brunnenfunktion [ $m^3 \cdot d^{-1}$ ]   |
| $Q_{Säule}$              | Durchfluss durch die Säule [ $m^3 \cdot s^{-1}$ ]  |
| $R^2$                    | Korrelationskoeffizient [-]  |
| $R_d$                    | Retardationsfaktor [-]   |
| $R_f$                    | Reibungsverhältnis [%]   |
| S                        | Speicherkoefizient [-]   |
| $S_s$                    | spezifischer Speicherkoefizient [ $m^{-1}$ ]   |
| T                        | Transmissivität [ $m^2 \cdot s^{-1}$ ]   |
| t                        | Zeit [s]   |
| $t_{0,5}$                | Zeit, wenn $c/c_o = 0,5$ erreicht ist [s]  |
| U                        | Ungleichförmigkeitsgrad [-]  |
| $v_a$                    | Abstandsgeschwindigkeit [ $m \cdot s^{-1}$ ]   |
| $v_f$                    | Filter- oder Darcygeschwindigkeit [ $m \cdot s^{-1}$ ]   |
| $V_m$                    | Molvolumen einer gelösten diffundierenden Substanz [ $m^3 \cdot mol^{-1}$ ]  |
| $V_{Säule}$              | Säulenvolumen [ $m^3$ ]  |
| WV                       | Wellenlängenverschiebung [-]   |
| x, y, z                  | x-, y-, z- Koordinatenachsen   |
| x                        | Abstand [m]  |
| $x_i$                    | geodätische Lage im Raum   |
| $x_i^m$                  | Koordinaten eines Einzelbrunnens m   |
| $\alpha$                 | Dispersivität [m]  |
| $\gamma_i$               | Impedanzfaktor [-]   |
| $\eta_w$                 | dynamische Viskosität des Wassers [ $kg \cdot m^{-1} \cdot s^{-1}$ ]   |
| $\lambda$                | Abbaukonstante [ $s^{-1}$ ]  |
| $\mu$                    | Abbaukonstante erster Ordnung [ $s^{-1}$ ]   |
| $\mu^E$                  | Abbaukonstante erster Ordnung im Gleichgewichtsmodell [-]  |
| $\rho_s$                 | Rohdichte der Feststoffphase [ $g \cdot cm^{-3}$ ]   |
| $\tau$                   | Halbwertszeit [s]  |
| $\tau$                   | Tortuosität [-]  |
| $\nabla c, dc/dx$        | Konzentrationsgradient [ $kg \cdot m^{-4}$ ]   |
| $\nabla h, dh/dl$        | hydraulischer Gradient [-]   |

|              |                                  |
|--------------|----------------------------------|
| $\phi_h$     | Transferkoeffizient [ $d^{-1}$ ] |
| $\delta(..)$ | Dirac Delta Funktion             |

**Bemerkung:** Unabhängig von den hier genannten Dimensionen gelten stets die im Text angegebenen Dimensionen.

# 1 Einleitung

## 1.1 Motivation

Die Belastung der Umwelt mit anthropogenen Schadstoffen, die auf die verstärkte wirtschaftliche Aktivität seit der Industrialisierung zurückzuführen ist, stellt für die Ökosysteme ein hohes Gefährdungspotenzial dar. In der Bundesrepublik Deutschland sind laut Angaben des Umweltbundesamtes (UBA, 2000) 362.689 Altlastverdachtsflächen registriert, wobei ein Großteil der Schadensfälle auf organische Verbindungen zurückgeführt wird. Die im Grundwasserabstrom von Schadensfällen am häufigsten auftretenden organischen Schadstoffe zählen zur Gruppe der chlorierten Kohlenwasserstoffe (ARNETH et al., 1991). Unter den 15 häufigsten Schadstoffen sind auch die aromatischen Kohlenwasserstoffe Benzen, Toluol, Ethylbenzen und Xylen (BTEX) vertreten.

Schadstoffeinträge organischer Substanzen in den Untergrund erfolgen meist punktuell (Abb. 1-1). Der Transport der Substanzen in der grundwasserungesättigten Bodenzone führt zunächst zur Kontamination des Bodens, der Bodenluft und des Bodenwassers. Erfolgt ein Eintrag der Substanzen in den grundwassergesättigten Bereich, kann es zur Lösung und anschließenden Migration der Stoffe im Grundwasser kommen, was zur Ausbildung von Schadstofffahnen im Grundwasserabstrom von Schadensfällen führt. Die Verteilung organischer Schadstoffe im Untergrund hängt dabei zum einen von den Eigenschaften der jeweiligen Stoffgruppe bzw. der Einzelstoffe ab, wie z. B. von deren Oberflächenspannung, Viskosität, Dichte und Wasserlöslichkeit. Zum anderen wird die Stoffverteilung durch verschiedene physikalische und chemische Transport- und Umwandlungsprozesse bestimmt, die von standortspezifischen Randbedingungen massgeblich gesteuert werden.

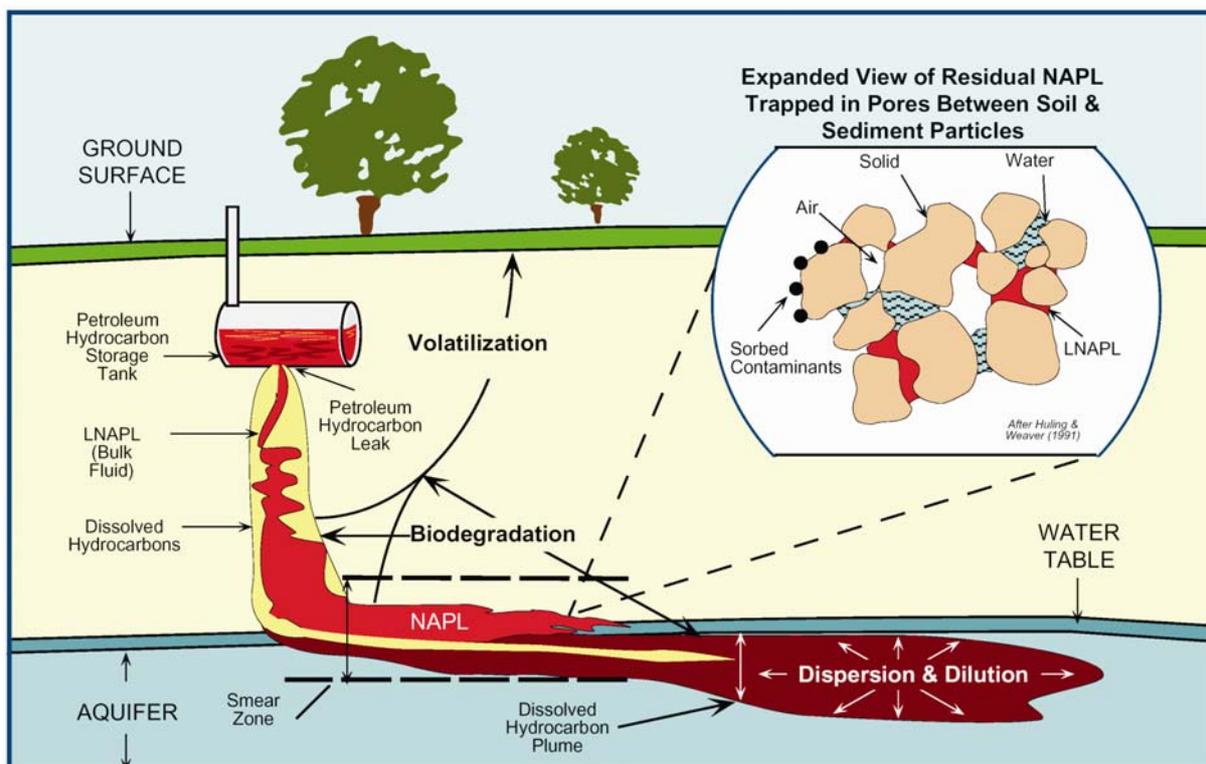


Abb. 1-1: Ausbreitung einer punktuell eingetragenen Benzinphase (LNAPL) im Untergrund (US EPA, 1999 b)

Entscheidende hydrodynamische Prozesse für die räumliche und zeitliche Entwicklung von Schadstofffahnen im Grundwasser sind Advektion, Diffusion und Dispersion, wodurch gelöste Stoffe mit der Grundwasserströmung transportiert werden. Zusätzlich können im Untergrund natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse, wie Sorption, Volatilisierung und Abbau wirken, die der

Schadstoffausbreitung entgegenwirken. Dies kann unter günstigen Bedingungen zu einer Stagnation oder einem Schrumpfen einer Schadstofffahne führen. Derartige natürliche Schadstoffminderungsprozesse werden von der U.S. EPA unter dem Begriff Natural Attenuation (NA) definiert (Definition siehe Kapitel 2.1).

In den wenigsten Fällen können Schadensherde von Untergrundverunreinigungen durch den Einsatz technischer in-situ-Maßnahmen ausreichend beseitigt werden. Dies ist häufig darauf zurückzuführen, dass die Lage eines Schadensherdes nicht genau bekannt oder unzugänglich ist, so dass z. B. eine vollständige Auskoffnung des kontaminierten Bereiches nicht vorgenommen werden kann. Studien bezüglich der Effizienz hydraulischer Sanierungsmaßnahmen mittels Pump & Treat – Technik haben gezeigt, dass trotz langer Sanierungsdauer das gestellte Sanierungsziel meist nur unzureichend oder gar nicht erreicht wird. Ursache dafür sind langsame Lösungs-, Sorptions- und Desorptionsprozesse der Schadstoffe, die eine langandauernde Schadstoffnachlieferung bewirken. Betrachtet man die Ertragseffizienz der Pump & Treat – Technik, ist nach anfänglich äußerst hoher Effizienz ein starker Rückgang zu verzeichnen, der im Anschluss in ein Tailing übergeht. Demgegenüber bleiben die hohen Sanierungskosten trotz Ertragsrückgang bestehen (MACKAY & CHERRY, 1989, NATIONAL RESEARCH COUNCIL, 1994, KEELY, 1989, TRAVIS & DOTY, 1990).

Die U.S. EPA sieht als Voraussetzung für die Anwendung von NA-Prozessen zur Sanierung von Grundwasserschadensfällen eine Langzeitüberwachung der Schadstofffahne vor. Zusammenfassend werden sogenannte passive und beobachtende Sanierungsoptionen, die natürliche Schadstoffminderungsprozesse ausnutzen, unter dem Begriff Monitored Natural Attenuation (MNA) definiert (siehe Kapitel 2.1). Im Vergleich zu den USA wird in Deutschland die Implementierung von MNA in der Altlastenbearbeitung noch intensiv diskutiert. Insbesondere besteht rechtlich Klärungsbedarf, wie die Begriffe Natural Attenuation, Monitored Natural Attenuation und Enhanced Natural Attenuation (siehe Kapitel 2.1) in das derzeit geltende Bundesbodenschutzgesetz (BodSchG, 1998) einzuordnen sind. Derzeit existieren weder eine einheitliche, bundesweit gültige Definition der Begriffe, noch konkrete Anforderungen in Bezug auf eine Eingliederung in die Bearbeitungsschritte der deutschen Systematik der Altlastenbearbeitung (ODENSAß, 2000). Unterschiedliche Interpretationen der Rechtslage sind z. B. in BEITINGER et al., 1999, HLUG, 2004, ITVA, 2004, MARTUS & PÜTTMANN, 2000, STEINER, 2001, STEINER & STRUCK, 2003 und SONDERMANN, 1999 dargestellt. Neben dem Positionspapier der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO, 2005) und der Arbeitshilfe des ITVA (ITVA, 2004) existieren bisher nur in wenigen Bundesländern Regelwerke, die die Berücksichtigung natürlicher Schadstoffminderungsprozesse bei der Altlastenbearbeitung thematisieren (LFW, 2004, HLUG, 2004). Neben der rechtlichen Diskussion besteht Klärungsbedarf, wie die natürlichen Schadstoffminderungsprozesse ganzheitlich bilanziert und kontrolliert werden können. Daher wurde der BMBF-Förderschwerpunkt „Kontrollierter Natürlicher Rückhalt und Abbau von Schadstoffen bei der Sanierung kontaminierter Grundwässer und Böden“ (KORA) initiiert.

Bei der Anwendung von MNA sind neben standortspezifischen Untersuchungen eine Vielzahl von zusätzlichen Untersuchungen nötig, um zu zeigen, dass natürliche Schadstoffminderungsprozesse im Grundwasserleiter auch tatsächlich so effizient sind, dass sich die Schadstoffe voraussichtlich nicht weiter ausbreiten werden. Diese Anforderung muss einer sicheren Prognose gerecht werden, die meistens auf einer Modellierung der Schadstoffausbreitung in Raum und Zeit unter Berücksichtigung von Transport-, Rückhalt- und Abbaureaktionen basiert. Da es bei den in der Literatur beschriebenen Standorten meistens bereits zur Ausbildung einer Schadstofffahne gekommen ist, konzentriert sich die qualitative und quantitative Ermittlung der Schadstoffminderungsprozesse auf die Analyse und Bewertung der räumlichen und zeitlichen Entwicklung der bereits existierenden Schadstofffahne.

Wie aber sieht eine Prognose in Raum und Zeit von (M)NA an einem Standort aus, an dem noch keine Ausbildung einer Schadstofffahne stattgefunden hat? Diese Problematik stellt sich am untersuchten Standort Elsterwerda, an dem die Schadensquelle durch hydraulische Maßnahmen bisher erfolgreich gesichert wurde. Spezifische Standortuntersuchungen zur hydrogeologischen Situation, sowie die Charakterisierung der Schadensquelle in Bezug auf das Schadstoffinventar (Art, Verteilung, Menge der Schadstoffe), können auch trotz Beeinflussung des hydraulischen Zustandes vorgenommen werden. Jedoch sind z. B. Aussagen in Bezug auf das Austragsverhalten aus der Quelle zum derzeitigen Zeitpunkt schwierig. Als anerkannte Laborversuche zur Quellemission gelten Batch- und

Säulenversuche, die die Freisetzungsrates von organischen Stoffen aus kontaminierten Böden ins Sicker- oder Grundwasser untersuchen. Differenzierte Aussagen zu mikrobiologischen Abbauprozessen, wie die Bestimmung von Abbauraten, werden derzeit mit Mikrokosmen- oder mittels Säulenversuchen untersucht. Bei diesen Untersuchungen ist allerdings zu beachten, dass die Übertragbarkeit der Ergebnisse von laborativen Untersuchungen auf den Feldmaßstab nur eingeschränkt zulässig ist, da die betrachteten Prozesse nicht ohne weiteres skalierbar sind.

Eine Erstbewertung im Sinne eines qualitativen Nachweises, ob NA-Prozesse an einem Standort wirksam sind, erfolgt meist anhand von Felddaten. So weisen z. B. Respirationsprodukte bzw. das Fehlen von Sauerstoff im Grundwasser oder die Bildung typischer Metabolite auf mikrobiologische Abbauprozesse hin. Während ein rein qualitativer Nachweis auch im Bereich einer Schadensquelle denkbar ist, wird eine Quantifizierung von NA-Prozessen in der Regel anhand der Schadstofffahne vorgenommen. Z. B. werden Schadstofffrachtbilanzen an abstromig positionierten Kontrollebenen innerhalb einer Schadstofffahne erstellt. Die Methode der Bilanzierung von Elektronenakzeptoren und –donatoren ermöglicht eine Reihe von Aussagen zur Charakterisierung des biogeochemischen Abbaumilieus und wird u. a. für die Kartierung unterschiedlicher Redoxzonen im Grundwasser im Abstrom von Schadensherden genutzt. Analysen, Bilanzen, sowie die direkten Messwerte im Bereich der Schadstofffahne, besitzen große Bedeutung für numerische und analytische Modelle, da sie die Möglichkeit zur Kalibrierung und Verifizierung der Modellergebnisse bieten und somit die Grundlage für eine gesicherte Prognose der Schadstoffminderungsprozesse in Raum und Zeit darstellen.

## 1.2 Zielsetzung

Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, eine Prognose für den Einsatz von (M)NA an einem benzinverunreinigten Standort zu erstellen, an dem auf Grund der erfolgreichen hydraulischen Sicherung der Schadensquelle bisher keine nennenswerte Ausbildung einer Schadstofffahne stattgefunden hat. Im Rahmen eines von der Axa Colonia AG geförderten Projektes wurde der Standort Elsterwerda untersucht, an dem die hydraulische Sanierung mittels Pump & Treat – Technik ein Ertragsminimum erreicht hat und daher die Verhältnismäßigkeit in Bezug auf die Sanierungskosten in Frage gestellt ist.

Neben dem qualitativen Nachweis von NA-Prozessen am Standort bildete die Quantifizierung des Abbau- und Rückhaltepotenzials des quartären Grundwasserleitersystems Schwerpunkt der Untersuchungen, um eine modellgestützte Langzeitprognose in Bezug auf die zukünftige Schadstoffverteilung bzw. -ausbreitung für den Einsatz von (M)NA zu erstellen. Der Arbeitsansatz der vorliegenden Arbeit besteht dabei darin, ein möglichst breites Spektrum an Untersuchungsmethoden im Feld- und Labormaßstab zum Einsatz zu bringen. Folgende Teilziele standen im Vordergrund:

- Entwicklung eines hydrogeologischen Modells als Basis für das Prozessverständnis am Standort: Vertiefung der hydrogeologischen Kenntnisse durch zusätzliche Untersuchungen mittels klassischer und innovativer Methoden, z. B. Direct-Push-Verfahren
- Qualitativer Nachweis von NA-Prozessen im Bereich der Schadensquelle anhand der Analyse von Elektronenakzeptoren und –donatoren; Raum-Zeit-Analyse der Redoxzonen im Grundwasser für den Ist-Zustand im kontaminierten Bereich und im natürlichen Grundwasserleiter
- Identifizierung, Quantifizierung (Bilanzierung von Elektronenakzeptoren und –donatoren, Oxidationskapazität) und numerische Simulation der für den Standort relevanten NA-Prozesse mittels Laborsäulenversuchen mit standortspezifischen Untergrundmaterialien; Untersuchung von biologisch gut abbaubaren (BTEX) und persistenten (Methyltertiärbutylether, Tertiärbutylalkohol) Stoffen
- Qualitative und quantitative Bestimmung der Oxidationskapazität des Grundwasserleitermaterials durch Eisen- und Manganfestphasen mittels verschiedener Methoden: Wellenlängendispersive Röntgenfluoreszenzanalyse, Rasterelektronenmikroskopie mit energiedispersivem System und chemische Extraktion

- 
- Entwicklung eines numerischen Grundwasserströmungsmodells für das Verständnis der geohydraulischen Situation am Standort während und nach Beendigung der hydraulischen Sicherung:
    - Grundwasserfließrichtung bzw. Richtung des natürlichen Grundwasserabstroms ausgehend von der Schadensquelle,
    - Fließgeschwindigkeiten,
    - Mengenbilanzierung der Grundwasserströme,
    - Einfluss saisonaler Veränderungen auf hydraulische und hydrologische Parameter
  - Langzeitprognose der räumlichen und zeitlichen Ausdehnung einer zukünftigen Schadstofffahne bei beginnender MNA-Maßnahme mit Hilfe eines Stofftransportmodells:
    - Szenarienbetrachtung zum Verständnis der relevanten Schadstofftransportprozesse, z. B. Dispersion, Abbau, Sorption; Bewertung von Schadstoffabstrombahnen von der Schadensquelle in Richtung Abstrom; Form und Bildungsgeschwindigkeit einer potenziellen Schadstofffahne,
    - Einfluss saisonaler Grundwasserschwankung und Grundwasserneubildung auf die Schadstoffverteilung,
    - Frachtbetrachtungen

## 2 Grundlagen

### 2.1 Natural Attenuation - Begriffsbestimmungen

Unter dem Begriff Natural Attenuation (NA) versteht man nach der U.S. EPA OSWER-Directive (US EPA OSWER, 1999 a) biologische, physikalische und chemische Prozesse, die im Boden und Grundwasser ohne menschliches Eingreifen natürlich wirken und dort zur Reduktion von Masse, Toxizität, Mobilität, Volumen und Konzentration von Schadstoffen beitragen. Zu diesen schadstoffmindernden Prozessen zählen biologischer Abbau, chemische Transformation, Sorption, hydrodynamische Dispersion, Verdünnung, und Volatilisation der Stoffe, die im Idealfall zur Festlegung, Zerstörung oder Transformation von Schadstoffen führen. Im Gegensatz zur Definition der U.S. EPA stellen nach LFW (2004) die Verdünnung und Volatilisation von Schadstoffen grundsätzlich keine akzeptable Gefahrenabwehr bzw. Schadensbeseitigung dar, da keine Reduktion der Schadstofffracht erfolgt, bzw. Schadstoffe lediglich in andere Umweltkompartimente verlagert werden. Im deutschen Sprachgebrauch ist Natural Attenuation am ehesten mit „natürlicher Rückhalt und Abbau“ von Schadstoffen (RÜGNER et al., 2001), oder mit „natürliche Schadstoffminderung“ (LFW, 2004, LABO, 2005) zu übersetzen.

Werden natürliche Schadstoffminderungsprozesse dauerhaft überwacht und in Hinblick auf ihre prognostizierte Wirksamkeit überprüft, spricht man von **Monitored Natural Attenuation (MNA)**, der „überwachten natürlichen Schadstoffminderung“. MNA impliziert keinerlei Eingriff in das ablaufende Prozessgeschehen. Die Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz definiert in ihrem Entwurf (LABO, 2005) den Begriff „MNA-Konzept“. Dieses Konzept dient zur Vorgehensweise in der Praxis der Altlastenbearbeitung und soll Grundlage für eine behördliche Entscheidung sein, die unter Berücksichtigung von NA und der Verhältnismäßigkeit ein Absehen von Sanierungsmaßnahmen in Verbindung mit MNA beinhaltet. In einer ersten Phase sollen die relevanten natürlichen Schadstoffminderungsprozesse ermittelt werden und eine Quantifizierung von Einzelprozessen erfolgen. Die Ergebnisse fließen dann in eine modellgestützte Prognose der Schadstoffausbreitung. Nach der Entscheidungsfindung, Phase 2, bezüglich des erstellten MNA-Konzepts und der Ausarbeitung eines Überwachungsplanes beginnt die eigentliche Phase von MNA (Phase 3), bei der eine dauerhafte Überwachung der Schadstoffminderung erfolgt und die Wirksamkeit der erstellten Prognose verifiziert werden soll.

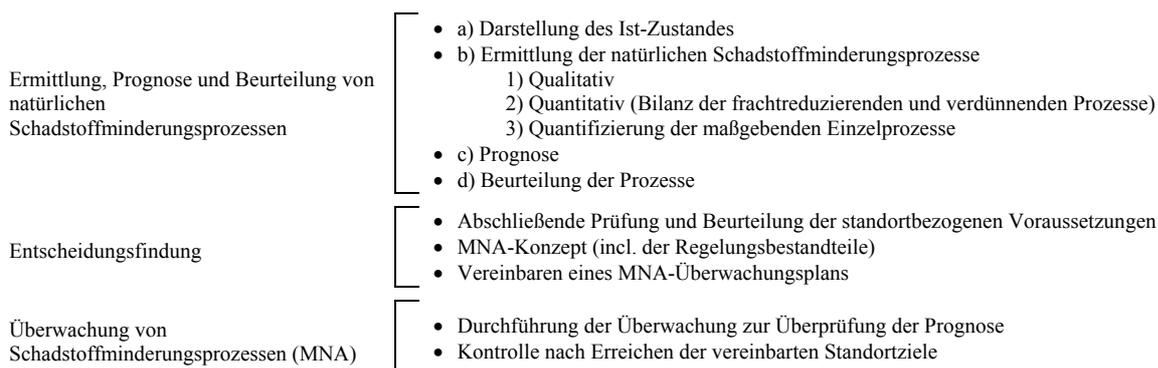


Abb. 2-1: Vorgehensweise zur Erarbeitung eines MNA-Konzepts (LABO, 2005)

Im Vergleich zu MNA wird bei **Enhanced Natural Attenuation (ENA)** durch biologische, chemische und physikalische technische Verfahren aktiv in das Prozessgeschehen eingegriffen. ENA wird daher als in-situ-Sanierungsmaßnahme angesehen, bei der z. B. eine Initiierung, Stimulierung oder Unterstützung von natürlichen Schadstoffminderungsprozessen durch das Einbringen von Substanzen erfolgt.

## 2.2 NA-Prozesse

Der Transport von im Grundwasser gelösten organischen Stoffen unterliegt zahlreichen physikalischen, chemischen und biologischen Prozessen. Der konservative Stofftransport wird durch hydrodynamische Prozesse gesteuert: Während die Advektion eine Konzentrationsfront mit der Geschwindigkeit und Richtung der Grundwasserströmung transportiert, wirkt die Dispersion verteilend und führt zur Aufweitung einer Schadstofffahne im Abstrom einer Kontaminationsquelle. Im Vergleich zur Advektion wirkt die Dispersion zwar konzentrationsmindernd auf eine Ausgangsverteilung, jedoch erfolgt bei keinem der beiden Prozesse eine Reduktion der Schadstofffracht im Grundwasser.

Weitere Transportmechanismen in natürlichen Grundwasserleitersystemen sind den hydrodynamischen Prozessen überlagert. Im folgenden werden Sorption/Desorption, Volatilisation, Verdünnung sowie Abbauprozesse beschrieben. Im Gegensatz zu den erstgenannten, nichtdestruktiven Prozessen, führen abiotischer und biotischer Abbau zur völligen oder partiellen Eliminierung von organischen Schadstoffen im Grundwasser, weshalb ihnen bei der Betrachtung von NA-Prozessen besondere Bedeutung zukommt. Den Einfluss einzelner Prozesse bei der Entwicklung von Schadstofffahnen im Grundwasser zeigt beispielhaft Abb. 2-2.

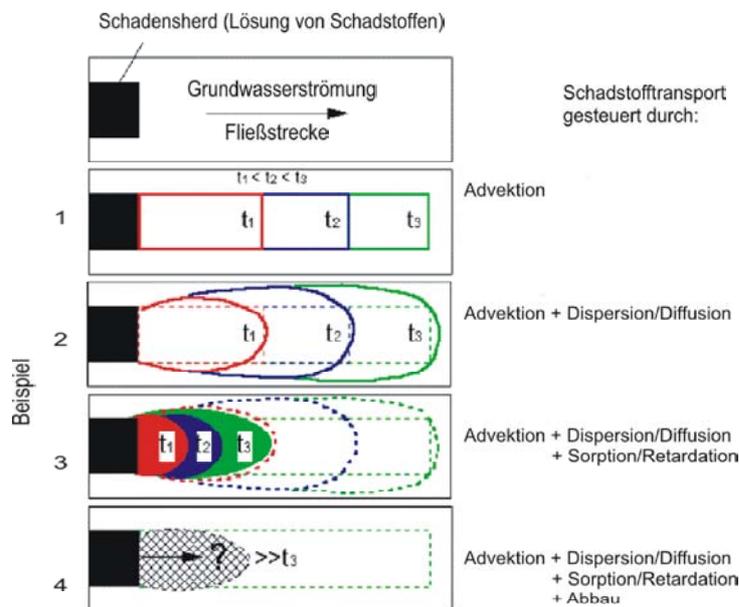


Abb. 2-2: Entwicklung von Schadstofffahnen im Grundwasser über die Zeit;  $t_1$ - $t_3$ : verschiedene Zeitpunkte (LFU, 1997, b)

### 2.2.1 Hydrodynamische Prozesse

Grundwasserfließvorgänge in porösen, isotropen Medien können mathematisch mit dem Gesetz von DARCY (1856) beschrieben werden, das anhand eindimensionaler Betrachtungen abgeleitet wurde:

$$\frac{Q}{A} = -k_f \frac{dh}{dl} \quad [\text{Gl. 2-1}]$$

mit:

- Q: Durchflussrate [ $\text{m}^3/\text{s}$ ]
- A: Durchflossene Querschnittsfläche [ $\text{m}^2$ ]
- $k_f$ : Durchlässigkeitsbeiwert [ $\text{m}/\text{s}$ ]
- $dh/dl$ : Hydraulischer Gradient  $i$  [-]

Der Quotient  $Q/A$  wird auch als Filter- oder Darcygeschwindigkeit  $v_f$  bezeichnet:

$$v_f = \frac{Q}{A} \quad [\text{Gl. 2-2}]$$

Die Abstandsgeschwindigkeit  $v_a$  berücksichtigt zusätzlich die effektive Porosität  $n_e$  des durchströmten Mediums und entspricht damit der tatsächlichen Fließgeschwindigkeit:

$$v_a = \frac{v_f}{n_e} \quad [\text{Gl. 2-3}]$$

Im anisotropen Fall wird das Gesetz von DARCY in die dreidimensionale Form übertragen:

$$\vec{v}_f = -K\nabla h \quad [\text{Gl. 2-4}]$$

mit:

$\vec{v}_f$ : Darcygeschwindigkeit [m/s]

K: Durchlässigkeitstensor [m/s]

$\nabla h$ : Hydraulischer Gradient [-]

Unter Verwendung eines kartesischen Koordinatensystems, in dem die Anisotropiehauptachsen des Grundwasserleiters parallel zur x-, y-, und z- Achse gelegt werden, resultiert für die einzelnen Filtergeschwindigkeiten in Richtung der Koordinatenhauptachsen:

$$v_{f_x} = -K_{xx} \frac{\partial h}{\partial x}, v_{f_y} = -K_{yy} \frac{\partial h}{\partial y}, v_{f_z} = -K_{zz} \frac{\partial h}{\partial z} \quad [\text{Gl. 2-5, Gl. 2-6, Gl. 2-7}]$$

Die z-Achse wird im allgemeinen mit der Schwerkraftrichtung gleichgesetzt, die x-Achse mit der Hauptströmungsrichtung. In natürlichen, porösen Grundwasserleitern können häufig die horizontalen Durchlässigkeitsbeiwerte gleichgesetzt werden, die bis zu mehreren Größenordnungen über der vertikalen Durchlässigkeit liegen können.

### 2.2.1.1 Advektion

Die Advektion beschreibt den Transport von gelösten Wasserinhaltsstoffen mit der Geschwindigkeit und Richtung der Grundwasserströmung. Eine Konzentrationsfront, die ausschließlich advektivem Transport unterliegt, wird ohne Veränderung ihrer Form bzw. ihrer Konzentration in Richtung des Strömungsvektors fortbewegt. Bei gleichförmiger Strömung entspricht demnach die Advektionsgeschwindigkeit der Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers, und somit gelten die Gleichungen 2-2 bis 2-4.

Anhand des advektiven Massenflusses wird die Masse einer Substanz quantifiziert, die mit dem Grundwasser transportiert wird. Es gilt für den drei- und eindimensionalen Fall:

$$3\text{-dim: } \vec{J}_{adv} = \vec{v}_a \cdot n_e \cdot c ; \quad 1\text{-dim: } J_{adv_x} = v_{a_x} \cdot n_e \cdot c \quad [\text{Gl. 2-8}]$$

mit:

$J_{adv}$ : Massenfluss eines Wasserinhaltsstoffes pro Einheitsfläche und Zeiteinheit [ $\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ ]

c: Konzentration des gelösten Stoffes [ $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$ ]

$v_a$ : Abstandsgeschwindigkeit [m/s]

Häufig wird der Begriff Konvektion als Synonym für Advektion verwendet, wobei die freie Konvektion ein Spezialfall der Advektion ist, bei der Strömungen durch Dichte- und Viskositätsunterschiede eines Fluids induziert werden (KOLDITZ, 1997).

### 2.2.1.2 Molekulare Diffusion

Die molekulare Diffusion beschreibt den Massentransport infolge der Brown'schen Molekularbewegung und führt zu einem Konzentrationsausgleich innerhalb eines Fluids. Sie trägt nur

dann merklich zur Stoffausdehnung bei, wenn die Fließgeschwindigkeit des Wassers sehr gering ist. Der diffusive Massenfluss in Einphasen-Systemen lässt sich mathematisch durch das 1. Fick'sche Gesetz beschreiben:

$$\text{3-dim: } \vec{J}_{dif} = -D_m \cdot \nabla c; \quad \text{1-dim: } J_{dif_x} = -D_m \cdot \frac{dc}{dx} \quad [\text{Gl. 2-9}]$$

mit:

|                        |  |
|------------------------|--|
| $J_{dif}$ :            | Massenfluss pro Einheitsfläche und Zeiteinheit [ $\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ ] |
| $D_m$ :                | Molekularer Diffusionskoeffizient [ $\text{m}^2\cdot\text{s}^{-1}$ ]                               |
| $c$ :                  | Stoffkonzentration [ $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$ ]   |
| $\nabla c$ , $dc/dx$ : | Konzentrationsgradient [ $\text{kg}\cdot\text{m}^{-4}$ ]   |

Der molekulare Diffusionskoeffizient ist abhängig von den physikochemischen Eigenschaften der diffundierenden Substanz, z. B. dem Molekulargewicht und Molvolumen, sowie von denen des Mediums, in dem die Diffusion stattfindet, z. B. der dynamischen Viskosität. Der molekulare Diffusionskoeffizient in wässriger Lösung kann nach der empirischen Gleichung von HAYDUK & LAUDIE (1974) berechnet werden (in: SCHWARZENBACH et al., 2003):

$$D_w = \frac{13,26}{(\eta_w \cdot 10^3)^{1,14} \cdot (V_m \cdot 10^6)^{0,589} \cdot 10^9} \quad [\text{Gl. 2-10}]$$

mit:

|            |   |
|------------|---|
| $D_w$ :    | Molekularer Diffusionskoeffizient in wässriger Phase [ $\text{m}^2\cdot\text{s}^{-1}$ ] |
| $V_m$ :    | Molvolumen der gelösten diffundierenden Substanz [ $\text{m}^3\cdot\text{mol}^{-1}$ ]   |
| $\eta_w$ : | Dynamische Viskosität des Wassers [ $\text{kg}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{s}^{-1}$ ]   |

In porösen Medien wird der Diffusionsprozess durch die Geometrie des Porenraumes (Tortuosität) zusätzlich behindert. Daher wird zur Berechnung des diffusiven Massenflusses in porösen Grundwasserleitersystemen der molekulare Diffusionskoeffizient in Gleichung 2-9 durch den effektiven Diffusionskoeffizienten  $D^*$  ersetzt. Dieser wird aus dem Produkt des molekularen Diffusionskoeffizienten und dem sog. Impedanzfaktor berechnet und besitzt stets geringere Werte als der molekulare Diffusionskoeffizient. Der Impedanzfaktor ist ein im Labor ermittelter empirischer Koeffizient, der alle Faktoren, die die Diffusion in porösen Medien behindern, zusammenfasst. Es gilt:

$$D_w^* = \gamma_i \cdot D_w \quad [\text{Gl. 2-11}]$$

mit:

|              |   |
|--------------|---|
| $D_w^*$ :    | Effektiver Diffusionskoeffizient in wässriger Phase [ $\text{m}^2\cdot\text{s}^{-1}$ ]  |
| $D_w$ :      | Molekularer Diffusionskoeffizient in wässriger Phase [ $\text{m}^2\cdot\text{s}^{-1}$ ] |
| $\gamma_i$ : | Impedanzfaktor [-]  |

Für den effektiven Diffusionskoeffizienten existieren teilweise unterschiedliche Definitionen. So wird dieser z. B. unter Berücksichtigung der Porosität und Tortuosität des betrachteten Gesteins berechnet, wobei die Tortuosität empirisch ermittelt wird. Näherungen berücksichtigen auch ausschließlich die Porosität als Multiplikationsfaktor, wobei nicht immer zwischen Gesamtporosität und effektiver Porosität  $n_e$  unterschieden wird. Im Folgenden sind zwei Beispiele aufgeführt (LEGE et al. 1996):

$$D_w^* = D_w \cdot \frac{n}{\tau^2} \approx D_w \cdot n \quad [\text{Gl. 2-12}]$$

mit:

|          |                 |
|----------|-----------------|
| $n$ :    | Porosität [-]   |
| $\tau$ : | Tortuosität [-] |

### 2.2.1.3 Hydromechanische und hydrodynamische Dispersion

Die hydromechanische Dispersion bewirkt eine Vermischung von gelösten Stoffen und führt zu einer Aufweitung einer Schadstofffahne im Abstrom einer Kontaminationsquelle. Sie findet nur unter der Voraussetzung einer Fluidbewegung statt. Im mikroskopischen Maßstab ist die hydromechanische

Dispersion auf verschiedene korngerüstbedingte Phänomene zurückzuführen: Unterschiedliche Fließgeschwindigkeiten durch unterschiedliche Porengröße, unregelmäßige Fließbahnen im Grundwasserleiter durch Umlenkung der Strömung am Korngerüst und ungleichförmige Geschwindigkeitsverteilung innerhalb einer Pore (Abb. 2-3). In Analogie zum ersten Fick'schen Gesetz kann der mechanisch dispersive Massenfluss hinreichend genau beschrieben werden (BEAR & VERRUIJT, 1987, SCHWARTZ & ZHANG, 2003):

$$3\text{-dim: } \vec{J}_{mdis} = -D' \nabla c ; 1\text{-dim: } J_{mdis_x} = -D'_{xx} \cdot \frac{dc}{dx} \quad [\text{Gl. 2-13}]$$

mit:

- $J_{mdis}$ : Massenfluss eines Wasserinhaltsstoffes pro Einheitsfläche und Zeiteinheit [ $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ ]
- $D'$ : Tensor der mechanischen Dispersion [ $\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ ]
- $c$ : Stoffkonzentration [ $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$ ]
- $\nabla c, dc/dx$ : Konzentrationsgradient [ $\text{kg} \cdot \text{m}^{-4}$ ]

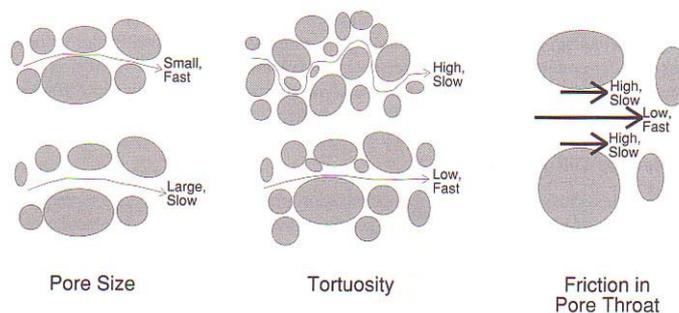


Abb. 2-3: Physikalische Prozesse, die die hydromechanische Dispersion bedingen (WIEDEMEYER et al., 1999)

Im Unterschied zur Diffusion ist die hydromechanische Dispersion auch im isotropen Medium richtungsabhängig. Sie ist stärker in Grundwasserfließrichtung (longitudinale Dispersion) als senkrecht dazu (transversale Dispersion), was mittels longitudinalem und transversalem Dispersionskoeffizienten quantitativ beschrieben wird. Legt man im kartesischen Koordinatensystem die Hauptströmungsrichtung mit der x-Achse zusammen, gilt:

$$D' = \begin{bmatrix} D'_{xx} & 0 & 0 \\ 0 & D'_{yy} & 0 \\ 0 & 0 & D'_{zz} \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} D'_L & 0 & 0 \\ 0 & D'_{T[h]} & 0 \\ 0 & 0 & D'_{T[v]} \end{bmatrix} \quad [\text{Gl. 2-14}]$$

mit:

- $D'_L$ : Longitudinaler Dispersionskoeffizient [ $\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ ]
- $D'_{T[h]}$ : Horizontaler transversaler Dispersionskoeffizient [ $\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ ]
- $D'_{T[v]}$ : Vertikaler transversaler Dispersionskoeffizient [ $\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ ]

Der longitudinale Dispersionskoeffizient  $D'_L$ , liegt parallel zur Grundwasserfließrichtung und ist aufgrund der Proportionalität zur Fließgeschwindigkeit stets größer als die transversalen Dispersionskoeffizienten  $D'_T$ . Man unterscheidet in der Praxis den transversalen Dispersionskoeffizienten in vertikaler und horizontaler Richtung. Die Dispersion in vertikaler Richtung ist dabei am geringsten.

Die beschriebenen Abhängigkeiten der hydromechanischen Dispersion von den Eigenschaften des Grundwasserleiters und der Strömungsgeschwindigkeit des Grundwassers lassen sich näherungsweise als Produkt aus der Dispersivität und dem Betrag der Abstandsgeschwindigkeit beschreiben. Die Dispersivität  $\alpha$  fasst dabei alle Eigenschaften des Grundwasserleiters, wie Porosität, Korndurchmesser und Kornform, die auf den Dispersionstensor wirken, zusammen. Es gilt:

$$D'_L = \alpha_L \cdot |v_a|, \quad D'_{T[h]} = \alpha_{T[h]} \cdot |v_a|, \quad D'_{T[v]} = \alpha_{T[v]} \cdot |v_a| \quad [\text{Gl. 2-15, Gl. 2-16, Gl. 2-17}]$$

mit:

$\alpha$ : Dispersivität [m]

Betrachtet man die Aufweitung einer Schadstofffahne im Grundwasser, so kann praktisch keine Differenzierung zwischen molekularer Diffusion und hydromechanischer Dispersion vorgenommen werden. Daher werden beide als Summe zur hydrodynamischen Dispersion zusammengefasst. Den Einfluss hydrodynamischer Dispersion im Vergleich zur Advektion verdeutlichen die in Abb. 2-4 dargestellten Durchgangskurven für den eindimensionalen Fall. Für den hydrodynamisch dispersiven Massenfluss gilt unter Berücksichtigung, dass der Transport eines gelösten Wasserinhaltsstoffes nur im durchflusswirksamen Porenraum ( $n_e$ ) des Grundwasserleiters stattfindet:

$$3\text{-dim: } \vec{J}_{hdis} = \vec{J}_{mdis} + \vec{J}_{dif} = -n_e D \nabla c; \quad 1\text{-dim: } J_{hdis_x} = -n_e D_{xx} \cdot \frac{dc}{dx} \quad [\text{Gl. 2-18}]$$

mit:

$J_{hdis}$ : Hydrodynamisch dispersiver Massenfluss pro Einheitsfläche und Zeiteinheit [ $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ ]

$D$ : Hydrodynamischer Dispersionstensor [ $\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ ]

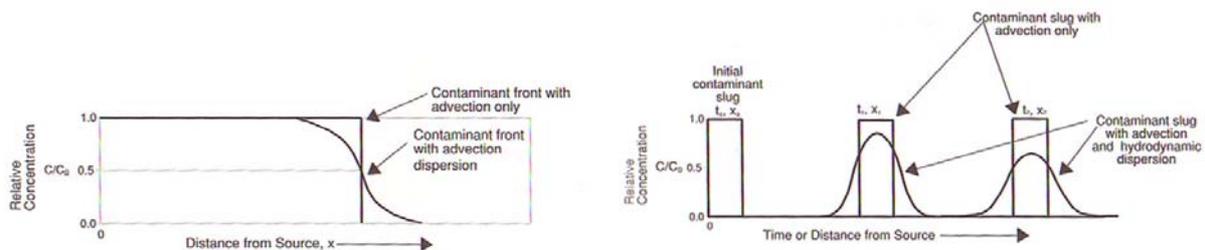


Abb. 2-4: Einfluss von Advektion und hydrodynamischer Dispersion auf 1-dimensionale Durchgangskurven; links: kontinuierliche Stoffeingebe, rechts: momentane Stoffeingebe (WIEDEMEYER et al., 1999)

Für den longitudinalen und transversalen hydrodynamischen Dispersionskoeffizienten gilt nach SCHEIDEGGER (1961):

$$D_L = \alpha_L \cdot |v_a| + D^* \quad \text{und} \quad D_T = \alpha_T \cdot |v_a| + D^* \quad [\text{Gl. 2-19, Gl. 2-20}]$$

mit:

$D_L$ : Longitudinaler hydrodynamischer Dispersionskoeffizient [ $\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ ]

$D_T$ : Transversaler hydrodynamischer Dispersionskoeffizient [ $\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ ]

$D^*$ : Effektiver Diffusionskoeffizient [ $\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ ]

Zahlreiche Untersuchungen haben gezeigt, dass es sich bei der Dispersion um ein skalenabhängiges Phänomen handelt: Während die korngerüstbedingte Dispersion über Entfernungen im Meterbereich wirkt, wird bei der Ausbreitung von Schadstoffen über größere Entfernungen die Dispersion durch die Existenz von makroskopischen Inhomogenitäten der Durchlässigkeit, z. B. Schichtung oder Tonlinsen, und den damit verbundenen Fließgeschwindigkeitsvariationen beeinflusst. Die aus Feld- und Markierungsversuchen bestimmten makroskaligen longitudinalen Dispersivitäten übersteigen nicht nur die Werte der korngerüstbedingten Dispersion um mehrere Größenordnungen, sondern zeigen auch den wachsenden Einfluß größerer Inhomogenitäten bei zunehmender Stoffausbreitung im Grundwasser (GELHAR, 1985, 1992).

Die molekulare Diffusion trägt insbesondere bei vergleichsweise langsamer Fließgeschwindigkeit des Sicker- und Grundwassers merklich zur Stoffverteilung bei. Zur Abschätzung des diffusiven gegenüber dem hydromechanischen Anteil am Stofftransportprozess dient die dimensionslose Pecletzahl:

$$Pe = \frac{v_a \cdot d}{D_m} \text{ bzw. } Pe = \frac{v_a \cdot l}{D_L} \quad [\text{Gl. 2-21}]$$

mit:

- Pe: Pecletzahl [-]  
d: Mittlerer Korndurchmesser [m]  
l: Lineare Fließstrecke [m]

Beide Prozesse sind in etwa gleichen Größenordnungen an der Stoffverteilung beteiligt, wenn gilt:  $0,4 \leq Pe \leq 5$ . Sind die Werte kleiner als der untere Grenzwert, dominiert die molekulare Diffusion, während oberhalb des oberen Grenzwertes die hydromechanische Dispersion überwiegt. Bei Pecletzahlen von  $Pe > 100$  besitzt die Diffusion keinen bedeutenden Einfluß auf die Stoffverteilung (BEAR & VERRUIJT, 1987).

## 2.2.2 Sorption und Desorption

Unter dem Begriff Sorption wird die Festlegung von Stoffen an Feststoffpartikeln zusammengefasst, wobei man prinzipiell zwischen Adsorption und Absorption unterscheidet. Die Adsorption beschreibt den Prozess, bei dem Stoffe an der Trennfläche zwischen zwei Phasen zurückgehalten werden, z. B. an der Grenzschicht Wasser und Feststoff. Im Vergleich dazu tritt beim Absorptionsprozess ein Stoff aus einer Phase in eine andere über, z. B. bei der Intrapartikeldiffusion. Da in natürlichen Systemen beide Prozesse nebeneinander ablaufen können und meist keine exakte Differenzierung vorgenommen werden kann, wird der zusammenfassende Begriff Sorption verwendet. Organische Schadstoffe werden durch Sorptionsprozesse dem Grundwasser entzogen. Daher bestimmt die Sorption die Retardation des Stofftransports im Grundwasser und steuert darüber hinaus weitere von der Konzentration in der wässrigen Lösung abhängige Prozesse, wie den biotischen und abiotischen Abbau. Ist die Sorption reversibel, kann eine Desorption erfolgen, d. h. eine Trennung des sorbierten Stoffes vom Sorbenten.

Zahlreiche Untergrundmaterialien, wie Tonminerale, Zeolithe, Eisen- und Manganoxide bzw. -hydroxide, Aluminiumhydroxyd, und organische Substanzen, darunter vor allem Huminstoffe, mikrobielle Schleime, Pflanzen und Mikroorganismen, wirken im Untergrund als Sorbenten (MATTHESS, 1990). Die Sorption von organischen Schadstoffen an Untergrundmaterialien kann prinzipiell durch physikalische oder chemische Wechselwirkungen bedingt sein, wobei deren Art und Bindungsstärke wesentlich durch die Polarität, Molekülgröße und den ionischen Charakter der Stoffe gesteuert wird. Bei unpolaren oder schwach polaren organischen Verbindungen resultiert die Sorption hauptsächlich aus schwachen physikalischen Bindungskräften. Diese Art der Sorption, die sog. Physisorption, beruht auf VAN-DER-WAALS'schen Wechselwirkungen zwischen Sorbat und Sorbent und stellt auch den relevanten Prozess für die unpolaren Stoffe BTEX dar (WEBER, 2002). Im Vergleich dazu führen bei polaren und ionisiert vorliegenden organischen Verbindungen meist chemische und starke elektrostatische Kräfte, wie sie beim Ionenaustausch, der Chelatbindung oder der Wasserstoffbrückenbildung auftreten, zu relativ starken, teilweise irreversiblen Bindungen zwischen Sorbat und Sorbent. Liegen organische Verbindungen wie BTEX undissoziiert im Wasser vor, besitzt der pH-Wert keinen maßgeblichen Einfluss auf ihr Sorptionsverhalten, während organische Stoffe, die im pH-Bereich mitteleuropäischer Grund- und Sickerwässer von etwa 3 bis 8 zu An- und Kationen dissoziieren, stark beeinflusst werden (z. B. LEWANDOWSKY et al., 1997, SCHWARZENBACH et al., 2003).

Sind die Zeiträume, die für den advektiven bzw. dispersiven Transport eines Stoffes benötigt werden, viel größer als die für die Sorptionsprozesse erforderlichen Zeiten, stellt sich im gesamten Grundwasserleiter ein Sorptions/Desorption-Gleichgewicht ein. Die für BTEX relevante Physisorption wird als relativ schnell ablaufender Prozess beschrieben (WEBER et al., 1991) und ist nachgewiesenermaßen reversibel (KARICKHOFF et al., 1979, SCHWARZENBACH & WESTFAL, 1981). Die Beschreibung von Sorptionsgleichgewichten erfolgt bei einer bestimmten Temperatur mittels Sorptionsisothermen, die die Beziehungen zwischen der Konzentration eines Stoffes in der wässrigen Phase und der Konzentration der an die feste Phase sorbierten Menge dieses Stoffes erfassen.

Die LANGMUIR- Isotherme beschreibt ein theoretisches, nichtlineares Sorptionsmodell, bei dem angenommen wird, dass Adsorption in einer einzelnen molekularen Schicht stattfindet, alle Sorptionsplätze gleichwertig sind, die Oberfläche gleichförmig ist und keine Wechselwirkungen zwischen benachbarten Sorptionsplätzen und den adsorbierten Teilchen stattfindet. Somit kann die LANGMUIR-Isotherme eine maximale Beladung der Sorptionsoberflächen abbilden:

$$c_s = c_{s,\max} \cdot K_L \cdot \frac{c_w}{1 + K_L \cdot c_w}$$

mit:

- $c_s$ : Beladung des Sorbents [ $\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ]
- $c_{s,\max}$ : maximal sorbierbare Konzentration des Sorbats [ $\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ]
- $K_L$ : LANGMUIR-Sorptionskoeffizient [-]
- $c_w$ : Konzentration des Sorbats in Lösung [ $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$ ]

Mit hinreichender Genauigkeit findet häufig die empirisch ermittelte FREUNDLICH-Isotherme Verwendung, die der Tatsache Rechnung trägt, dass bei stärkerer Beladung der Sorptionsoberflächen des Sorbenten weniger Sorbat aufgenommen werden kann. Es gilt:

$$c_s = K_F \cdot c_w^{n_f} \quad [\text{Gl. 2-22}]$$

mit:

- $c_s$ : Beladung des Sorbents [ $\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ]
- $c_w$ : Konzentration des Sorbats in Lösung [ $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$ ]
- $K_F$ : FREUNDLICH-Verteilungskoeffizient [ $\text{m}^3 \cdot \text{kg}$ ]
- $n_f$ : FREUNDLICH-Exponent [-]

Besteht eine lineare Beziehung zwischen der Konzentration der sorbierten Substanz und ihrer Konzentration in Lösung, gilt für die FREUNDLICH-Gleichgewichtskonstante  $n_f = 1$  und das Sorptionsgleichgewicht vereinfacht sich zur linearen HENRY-Sorptionsisotherme, wenn in Gleichung 2-22  $K_F$  durch den Verteilungskoeffizienten  $K_d$  ersetzt wird. Die HENRY-Isotherme ist definiert als:

$$c_s = K_d \cdot c_w \quad [\text{Gl. 2-23}]$$

mit:

- $c_s$ : Beladung des Sorbents [ $\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ]
- $c_w$ : Konzentration des Sorbats in Lösung [ $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$ ]
- $K_d$ : Verteilungskoeffizient,  $K_d$ -Wert [ $\text{m}^3 \cdot \text{kg}$ ]

Zahlreiche Untersuchungen (z. B. KARICKHOFF et al. 1979, SCHWARZENBACH & WESTFAL, 1981) zeigten, dass dies bei den im Grundwasser vorkommenden, relativ geringen Konzentrationen an organischen Substanzen erfüllt ist. Häufig weichen die Sorptions- von den Desorptionsisothermen ab, da viele Sorptionsvorgänge nicht vollständig reversibel sind oder die Raten beider Prozesse sich unterscheiden. Diese Hysterese-Effekte besitzen eine Vielzahl von Ursachen, wie z. B. die Ausfällung oder den Einbau in Boden- und Biomassen.

Da die FREUNDLICH- und HENRY-Sorptionsisothermen matrix- und substanzabhängig sind, und die Sorption von unpolaren organischen Verbindungen bei ausreichendem Organikgehalt fast ausschließlich auf dem organischen Material (KARICKHOFF et al. 1979, CHIOU et al. 1979, SCHWARZENBACH & WESTFAL, 1981) erfolgt, werden die Isothermen zur matrixunabhängigen Vergleichbarkeit verschiedener Substanzen auf den jeweiligen organischen Kohlenstoffgehalt der untersuchten Matrix bezogen. Für Sorbenten mit einem organischen Kohlenstoffgehalt größer als 0,1 % gilt:

$$K_{OC} = \frac{K_F}{C_{org}} \quad \text{oder} \quad K_{OC} = \frac{K_d}{C_{org}} \quad [\text{Gl. 2-24}]$$

mit:

- $K_{OC}$ : organischer Kohlenstoff/Wasser-Verteilungskoeffizient [ $\text{m}^3 \cdot \text{kg}$ ]
- $C_{org}$ : Organisch gebundener Kohlenstoffgehalt bezogen auf das Gesamtgewicht der Feststoffmasse [ $\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ]

Der  $K_{OC}$ -Wert einer Substanz besitzt bei verschiedenen Untergrundmaterialien eine deutlich geringere Schwankungsbreite als der  $K_F$ -Wert und stellt für nicht dissoziierende organische Stoffe ein praktikables Maß für die Beschreibung des Löslichkeits- bzw. Sorptionsverhaltens im Untergrund dar (LEWANDOWSKY et al., 1997). Unpolare organische Verbindungen mit niedriger bis mittlerer Lipophilie werden in natürlichen Grundwasserleitermaterialien zu 85% an der Partikelfraktion  $<125 \mu\text{m}$  sorbiert, die somit für die sorptiven Eigenschaften der Erdstoffe als repräsentativ angesehen werden kann (SCHWARZENBACH & GIGER, 1985).

Für eine Vielzahl von organischen Stoffen sind in Kombination mit verschiedenen Sorbenten empirische Beziehungen zur Korrelation von  $K_{OC}$ -Wert und dem n-Octanol/Wasser-Verteilungskoeffizienten ( $K_{OW}$ -Wert) aufgestellt worden. Allgemein gilt, dass bei abnehmender Wasserlöslichkeit bzw. steigender Hydrophobizität der  $K_{OC}$ -Wert, d. h. die Sorptionstendenz, zunimmt:

$$\log K_{OC} = a \cdot \log K_{OW} + b \quad [\text{Gl. 2-25}]$$

mit:

a, b: Empirische Konstanten

$$K_{OW} = \frac{C_{ol}}{C_w}$$

$K_{OW}$ : n-Octanol/Wasser-Verteilungskoeffizient [-]

$C_{ol}$ : Konzentration einer Substanz in n-Octanol [ $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$ ]

$C_w$ : Konzentration in der wässrigen Phase [ $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$ ]

Grundsätzlich gelten die ermittelten Beziehungen nur für die jeweils untersuchte Kombination von Sorbent und Sorbat, weshalb die ermittelten Konstanten a und b teilweise erheblich voneinander abweichen. Trotzdem können die aufgestellten empirischen Beziehungen gut zur Abschätzung des Sorptionsverhaltens von unpolaren organischen Verbindungen genutzt werden, wozu lediglich der organische Kohlenstoffgehalt eines zu untersuchenden Bodens bzw. Grundwasserleitermaterials bestimmt werden muss (MATTHESS, 1990, SCHWARZ & ZHANG, 2003).

Die Beschreibung der Verzögerung des Stofftransports organischer Wasserinhaltsstoffe in porösen Grundwasserleitersystemen gegenüber dem advektiven Transport eines Stoffes kann aus den Sorptionsisothermen abgeleitet werden. Unter der Voraussetzung eines linearen Sorptionsgleichgewichts wird die Transportverzögerung durch den Retardationsfaktor  $R_d$  beschrieben:

$$R_d = 1 + \frac{(1-n)}{n} \rho_s \cdot K_d = \frac{v_{a,Wasser}}{v_{a,Substanz}} \quad [\text{Gl. 2-26}]$$

$R_d$ : Retardationsfaktor [-]

$v_{a,Wasser}$ : Abstandsgeschwindigkeit des Wassers [ $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ ]

$v_{a,Substanz}$ : Transportgeschwindigkeit der Substanz [ $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ ]

n: Porosität [-]

$\rho_s$ : Rohdichte der Feststoffphase [ $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$ ]

Im Fall einer linearen Sorption ist die Verzögerung des Stofftransports im Grundwasserleiter gleichmäßig. Nichtlineare Isothermen wirken nicht nur verzögernd auf die Schadstoffausbreitung sondern auch verzerrend auf die Form der Konzentrationsfront. Sind die Voraussetzungen für die Anwendung eines Gleichgewichtsmodells z. B. auf Grund von zu hohen Fließgeschwindigkeiten im Grundwasserleiter nicht gegeben, müssen zur Beschreibung der Sorptionsvorgänge andere Modellansätze unter Berücksichtigung der Reaktionskinetik angewandt werden (LEGE et al., 1996).

### 2.2.3 Volatilisation

Ein weiterer Prozess, der die Schadstoffminderung im Grundwasser begünstigt, stellt die Volatilisation dar. Allgemein beschreibt die Volatilität die Tendenz eines Stoffes, aus der festen oder flüssigen Phase in die Gasphase überzugehen, und wird anhand des substanzspezifischen Dampfdruckes und der Henry-Konstante beschrieben, die beide stark temperaturabhängig sind. Zur Beschreibung der Gleichgewichtslage zwischen der Schadstoffverteilung im Grundwasser und der Bodenluft findet die

Henry-Konstante Verwendung. Diese wird häufig als Verhältnis zwischen dem Partialdruck in der Gasphase und der Gleichgewichtskonzentration im Wasser angegeben:

$$H = \frac{p_i}{C_w} \quad [\text{Gl. 2-27}]$$

mit:

H: Henry-Konstante [ $\text{Pa} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{mol}^{-1}$ ]

$C_w$ : Konzentration im Wasser [ $\text{mol} \cdot \text{m}^{-3}$ ]

oder als dimensionsloses Verhältnis der Gleichgewichtskonzentration zwischen Luft und Wasser:

$$H = \frac{C_A}{C_w} \quad [\text{Gl. 2-28}]$$

mit:

H: Henry-Konstante [-]

$C_A$ : Konzentration in der Luft [ $\text{mol} \cdot \text{m}^{-3}$ ]

Neben der Temperatur ist die Henry-Konstante auch von den Wasserinhaltsstoffen abhängig. Während hohe Salzgehalte das Gleichgewicht in Richtung Luft verschieben, führen organische Verbindungen häufig zu einer Erhöhung der Wasserlöslichkeit (Kosolvent-Effekt) und damit zu einer Verschiebung des Gleichgewichts in Richtung Wasser (SCHWARZENBACH et al. 2003).

Auf Grund der geringen Kontaktfläche zwischen Grundwasserleitersystem und Bodenluft wird die Volatilisation insgesamt als relativ langsamer Prozess eingestuft, der bei der Schadstoffbilanzierung vernachlässigt werden kann (WIEDEMEYER et al., 1999). CHIANG et al., 1989 zeigen, dass weniger als 5 % der Masse gelöster BTEX in einem gesättigten Grundwasserleiter durch Volatilisation vermindert wurde.

## 2.2.4 Verdünnung

Unter Verdünnung versteht man einen durch Grundwasserneubildung hervorgerufenen Mischungsvorgang im Grundwasserleiter. Ein Zustrom von Sickerwasser aus der ungesättigten Bodenzone oder von infiltrierendem Oberflächenwasser in einen kontaminierten Grundwasserleiter bewirkt dabei einerseits durch den Mischungsvorgang selbst eine lokale Konzentrationsverminderung. Zusätzlich kann es durch den Zustrom zur Nachlieferung von Elektronenakzeptoren kommen, die schadstoffreduzierende Prozesse kurzfristig begünstigen.

Durch unterschiedlichen Chemismus von Sicker- und Grundwasser kann es zur Verschiebung von im Grundwasserleiter herrschenden Gleichgewichten kommen. Diese können sowohl positive als auch negative Effekte in Bezug auf NA-Prozesse darstellen. Z. B. zeigten VROBLESKY & CHAPPELLE (1994), dass es an einem MKW-kontaminierten Standort nach einem Starkniederschlag durch die Nachlieferung von gelöstem Sauerstoff in den kontaminierten Grundwasserleiter zu einer erneuten Ausfällung von dreiwertigen Eisenmineralen an den Kornoberflächen kam. Trotz der bereits ablaufenden Methanogenese wurde die energetisch günstigere Eisen(III)-Reduktion durch Mikroorganismen erneut aktiviert (siehe auch Kapitel 2.2.5).

Wie bereits einleitend erwähnt, werden weder die Volatilisation noch die Verdünnung aus behördlicher Sicht bei MNA-Anwendungen als NA-Prozess anerkannt, da sie keinen effektiven Beitrag zur Massenreduzierung von Schadstoffen im Untergrund leisten.

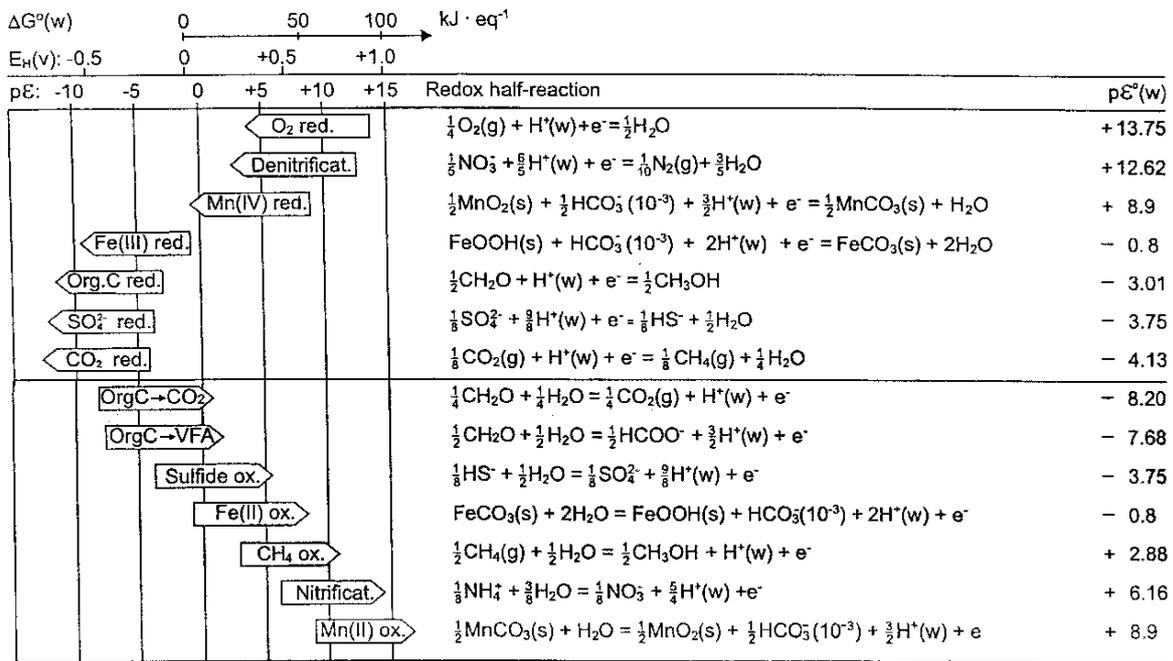
## 2.2.5 Biologische Abbauprozesse

Anders als die zuvor beschriebenen nicht destruktiven NA-Prozesse unterliegen organische Stoffe im Untergrund abiotischen und biotischen chemischen Reaktionen, die zu Ab- und Umbauprodukten und schließlich zur vollständigen Zersetzung zu einfachen anorganischen Verbindungen wie Kohlendioxid und Wasser und damit zu einer Frachtreduzierung führen. Zu den abiotischen Prozessen zählen rein chemische, wie Oxidation, Reduktion und Hydrolyse, sowie photochemische Reaktionen. Rein chemische Transformationen treten beim Abbau von organischen Stoffen im Untergrund in den

Hintergrund, da den Abbau hier vor allem mikrobiologische Prozesse steuern. Die am Abbau beteiligte Mikroflora umfasst Bakterien, Aktinomyzeten, Pilze und in der ungesättigten Zone Algen, deren Besiedlungsdichte prinzipiell vom mikrobiell sehr aktiven Oberboden zur Tiefe hin abnimmt. Für das Wachstum, d. h. zur Bildung von Biomasse, benötigen Mikroorganismen Energie und Bioelemente. Der Energiegewinn stammt dabei generell aus gekoppelten Redoxreaktionen, durch die Elektronen von einem Elektronendonator zu einem Elektronenakzeptor transferiert werden. Organische Substanzen und Mineralsalze dienen als Quelle für die benötigten Hauptelemente C, O, H, N, S, P, K, Fe u.a. (MATTHESS, 1990, SCHWARZENBACH et al., 2003, LFU, 1991).

Eine vollständige Mineralisierung organischer Stoffe zu anorganischen Produkten wie CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>O, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> etc. durch Mikroorganismen findet meist nicht direkt, sondern bei schwer abbaubaren Stoffen erst nach relativ langer Zeit und über viele Zwischenschritte unter der Bildung von Metaboliten statt. Metabolite sind häufig besser wasserlöslich und somit besser bioverfügbar als die Ausgangsstoffe und auch ihre Toxizität ist häufig geringer. Die Mineralisierung schwer abbaubarer Substanzen kann durch Cometabolismus begünstigt werden. Dabei wird eine nicht zum Wachstum der Mikroorganismen verwertbare Verbindung in Gegenwart eines zum Wachstum nutzbaren Substrates, dem sog. Cosubstrat, metabolisiert und dadurch die Mineralisierung ermöglicht. Die wichtigsten cometabolischen Umwandlungsprozesse sind Oxidation, Reduktion und Hydrolyse. Cometabolismus spielt insbesondere beim Abbau von CKW eine wichtige Rolle (SCHLEGEL, 1992, WIEDEMEIER et al., 1999).

Die Geschwindigkeit und damit die Effizienz des Abbaus von organischen Schadstoffen im Untergrund hängt wesentlich von der Geschwindigkeit der Adaptation und des Wachstums der Mikroorganismen ab, die wiederum von zahlreichen Milieufaktoren gesteuert werden. Zu den wichtigsten Faktoren zählen: pH-Wert, Temperatur, Sauerstoff- und Mineralsalzgehalt, Nährstoffangebot, Bioverfügbarkeit und die Redoxverhältnisse (ISAAC & JENNINGS, 1996, LFU, 1991).



a.  $pE^\circ(w)$  is the standard electron activity of the halfreaction at pH = 7.

Abb. 2-5: Abfolge der mikrobiell katalysierten Redoxprozesse im Grundwasser. Pfeilanfang: Bereich des Redoxpotenzials, ab dem die Reaktion auftritt; Pfeillänge: Maß für die bei der jeweiligen Reaktion freigesetzte Energie (nach STUMM & MORGAN, 1996: in CHRISTENSEN, 2000).

Die beim mikrobiellen Abbau von Mineralölprodukten ablaufenden Redox-Reaktionen können sowohl im aeroben als auch im anaeroben Milieu stattfinden. In Bezug auf das Verhältnis zum molekularen Sauerstoff lassen sich drei Hauptgruppen von Organismen unterscheiden: Aerobe, fakultativ und

obligat anaerobe Organismen. Während für aerobe Organismen molekularer Sauerstoff existenziell ist und unter Nutzung einer Kohlenstoffquelle in die Zellsubstanz eingebaut wird, wirkt dieser auf obligat anaerobe Organismen toxisch. Fakultativ anaerobe Organismen sind in der Lage bei Abwesenheit von molekularem Sauerstoff auf anaeroben Stoffwechsel umzuschalten. Einige Gruppen von Mikroorganismen benutzen dabei anaerob oxidierte anorganische Salze als Sauerstoffersatz. Unter aeroben Bedingungen werden organische Stoffe wie aromatische oder langkettige Kohlenwasserstoffe bei der vollständigen Mineralisierung zu Kohlendioxid oxidiert und dienen als Elektronendonatoren. Der bei der Redoxreaktion freiwerdende Wasserstoff wird auf den im Grundwasser gelösten molekularen Sauerstoff übertragen (Elektronenakzeptor), der dabei zu Wasser reduziert wird. Zum Gewinn von Stoffwechselenergie unter anaeroben Bedingungen dienen als Ersatz für molekularen Sauerstoff sauerstoffhaltige Verbindungen wie  $\text{NO}_3^-$  und  $\text{SO}_4^{2-}$  oder feste Phasen wie  $\text{MnO}_2$  oder  $\text{FeOOH}$  als Elektronenakzeptoren, die während der Oxidation von organischen Stoffen selbst reduziert werden (Abb. 2-5). Betrachtet man die bei den Redoxprozessen freigesetzten Energiebeträge bei der Oxidation des gleichen organischen Stoffes, ergibt sich folgende sequenzielle Abfolge der Elektronenakzeptoren:  $\text{O}_2 > \text{NO}_3^- > \text{Mn(IV)} > \text{Fe(III)} > \text{SO}_4^{2-} > \text{CO}_2$  (Abb. 2-5). Diese Reihe bildet sich dadurch heraus, dass zunächst die energetisch günstigeren Prozesse ablaufen, bevor Mikroorganismen weitere Elektronenakzeptoren als Quelle für Energie nutzen. Erfolgt der Abbau organischer Substanzen durch obligate Anaerobier fermentativ, wird der bei der Oxidation von organischen Substanzen freiwerdende Wasserstoff meist auf andere organische Substanzen übertragen, die so reduziert werden. Organische Stoffe können somit als Elektronendonator und -akzeptor dienen.

Aerober und anaerober Abbau unterscheiden sich stark im Nutzen für die Mikroorganismen, wie ein Vergleich der Energieausbeuten zeigt. Setzt man die Energieausbeute des aeroben Stoffwechsels gleich 100 %, beträgt die Energieausbeute der Denitrifikation noch 94 % des aeroben Energiegewinns, der Sulfatreduktion hingegen nur noch 15 % und der Methanogenese lediglich 5 %. Aus thermodynamischer Sicht wird demnach ein aerober oder denitrifizierender Abbau einem sulfatreduzierenden oder methanogenen Abbau vorgezogen (LFU, 1991, WIEDEMEIER et al., 1999, STUMM & MORGAN, 1996).

Tatsächlich wird auch in der Praxis eine räumliche und zeitliche Abfolge in der Verwertung der verschiedenen Elektronenakzeptoren beobachtet, die anhand der konzeptionellen Modelle in Abb. 2-6 dargestellt sind. Beim Durchströmen eines Schadensbereichs, in dem oxidativ abbaubare Schadstoffe vorliegen, bildet sich in der Regel eine charakteristische Abfolge von Redoxzonen im Grundwasser aus, wobei sich die am stärksten reduzierten Milieubedingungen der Schadensquelle am nächsten befinden.

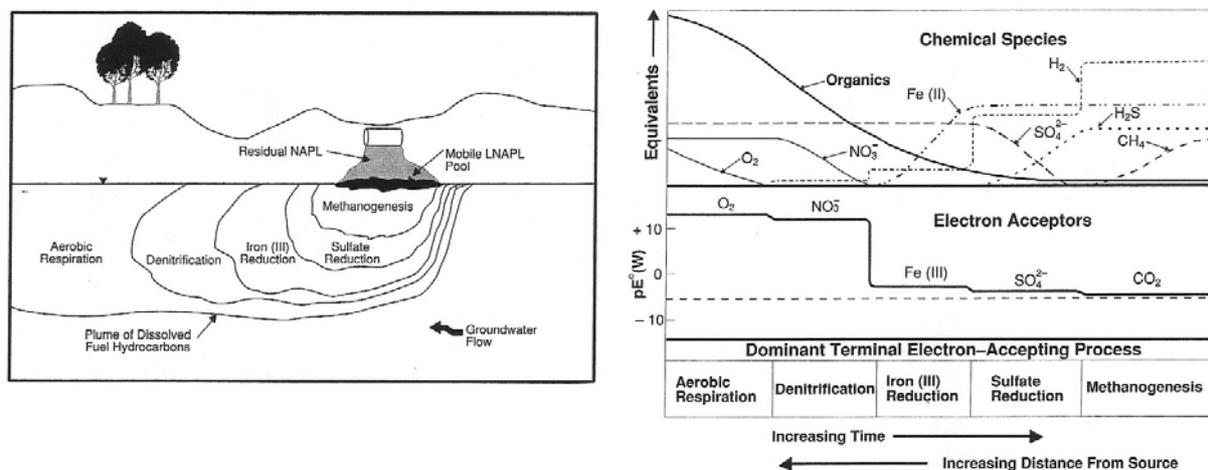


Abb. 2-6: Mineralölkontamination in einem Grundwasserleitersystem; links: Idealisierte Zonierung der Elektronenakzeptorprozesse (nach LOVLEY et al., 1994, a; in WIEDEMEYER et al., 1999); rechts: Konzeptionelles Modell der Entwicklung der geochemischen Verhältnisse (nach BOUWER & MCCARTY, 1984; in WIEDEMEYER et al., 1999)

Betrachtet man die zeitliche Entwicklung (Abb. 2-6, rechts) der Konzentrationen der gelösten organischen Stoffe und der Elektronenakzeptoren an einer Stelle innerhalb des Grundwasserleitersystems, zeigt sich Folgendes: Kurz nach dem Schadstoffeintrag beginnt der aerobe Abbau der organischen Stoffe, bis der im Grundwasser gelöste molekulare Sauerstoff vollständig aufgezehrt ist. Die nächste Stufe der biogeochemischen Reaktionskette, die Denitrifikation, bewirkt einhergehend mit einer weiteren Verminderung der Konzentration der organischen Stoffe den vollständigen Verbrauch des im Grundwasser vorhandenen Nitrats. Im Anschluss setzt die Reduktion von dreiwertigen Eisenfestphasen ein, begleitet von einem starken Absinken des Redoxpotenzials. Die Abbaugeschwindigkeit der organischen Stoffe verlangsamt sich stark in dieser Abbaustufe. Solange Fe(III)-Verbindungen des Grundwasserleiters bioverfügbar sind und somit zur Oxidation der organischen Stoffe zur Verfügung stehen, erfolgt ein Konzentrationsanstieg von  $\text{Fe}^{2+}$ -Ionen im Grundwasser. Als nächste Abbaustufe folgt die Sulfatreduktion, die durch eine Verminderung der im Grundwasser vorhandenen Sulfatkonzentration und einen Anstieg der Schwefelwasserstoffkonzentration gekennzeichnet ist. In der finalen Phase, der Methanogenese, steigen die Methankonzentrationen im Grundwasser durch die Reduktion von Kohlendioxid.

### 2.2.5.1 Oxidations- und Reduktionskapazität

Die volumen- oder massenbezogene Oxidationskapazität (OXC) eines Grundwasserleitersystems ist definiert als das Potenzial, reduzierte Spezies in einem Reaktionsraum zu oxidieren. In Analogie dazu beschreibt die Reduktionskapazität (RDC) die Kapazität, oxidierte Spezies im Reaktionsraum zu reduzieren (STUMM & MORGAN, 1996). OXC und RDC umfassen in einem Grundwasserleitersystem Komponenten, die in gelöster Phase als mobile Partikel oder als gelöste Gase im Grundwasser und in fester Phase am und im Sediment auftreten. Die Ermittlung der Oxidations- und Reduktionskapazität basiert auf Analysen der Grundwasserbeschaffenheit und Untersuchungen der Sedimente. Bei der Verwendung von OXC und RDC ist zu berücksichtigen, dass die Parameter theoretischen Charakter besitzen. Es handelt sich um eine quantitative Abschätzung der in einem betrachteten Bereich des Grundwasserleitersystems potenziell zur Verfügung stehenden Elektronenakzeptor- und Elektronendonatoräquivalente. Nur nach vollständigem Ablauf aller bilanzierten sequenziellen Redoxreaktionen entspräche die theoretische der tatsächlichen Oxidations- und Reduktionskapazität.

Für die Prognose von MNA am untersuchten Standort ist die Oxidationskapazität des Grundwasserleitersystems von Interesse. Diese kann wie folgt berechnet werden (HERON et al., 1994, a, BARCELONA & HOLM, 1991, SCOTT & MORGAN, 1990):

$$\text{OXC} = 4 [\text{O}_2] + 5 [\text{NO}_3^-] + 2 [\text{Mn(IV)}] + [\text{Fe(III)}] + 8 [\text{SO}_4^{2-}] + 4 [\text{TOC}]. \quad [\text{Gl. 2-29}]$$

Die Konzentrationsangaben erfolgen in Mol oder Äquivalenten pro  $\text{m}^3$  GWL.

### 2.2.5.2 Reaktionen mit Eisen- und Manganfestphasen

Für die Bestimmung der Oxidationskapazität des Grundwasserleiters führt eine konventionelle Bestimmung von Eisen- und Mangangehalten der Sedimente zur Überschätzung der Kapazität, da für die Verfügbarkeit für Redoxprozesse von Bedeutung ist, welche Eisen- und Manganspezies im Sediment und im Grundwasser vorhanden sind. In natürlichen Grundwasserleitern vorkommende oxidierte Eisen- und Manganspezies sind in Tab. 2-1 zusammengestellt.

Tab. 2-1: Eisen- und Manganminerale in natürlichen Grundwasserleitern

| Eisenmineral | Formel                         | Manganmineral | Formel                  |
|--------------|--------------------------------|---------------|-------------------------|
| Ferrihydrit  | $\text{Fe(OH)}_3$              | Pyrolusit     | $\text{MnO}_2$          |
| Goethit      | $\alpha\text{-FeOOH}$          | Birnessit     | $\text{MnO}_x$          |
| Lepidokrokit | $\gamma\text{-FeOOH}$          | Braunit       | $\text{Mn}_2\text{O}_3$ |
| Akaganeite   | $\beta\text{-FeOOH}$           | Manganit      | $\text{MnOOH}$          |
| Hämatit      | $\alpha\text{-Fe}_2\text{O}_3$ | Hausmannit    | $\text{Mn}_3\text{O}_4$ |
| Maghemit     | $\gamma\text{-Fe}_2\text{O}_3$ |               |                         |
| Magnetit     | $\text{Fe}_3\text{O}_4$        |               |                         |

Die wichtigsten Formen für die unter anaeroben Bedingungen ablaufende mikrobiell katalysierte Reduktion von Fe(III) zu Fe(II) unter gleichzeitiger Oxidation von organischen Substanzen sind reine Eisen(III)hydroxide, -oxyhydroxide und -oxide (LOVLEY, 1991). Die Halbreaktionen sind in Tab. 2-2 zusammengestellt.

In Bezug auf die Bioverfügbarkeit von Eisen(III)verbindungen zeigte sich, dass amorphe bis schwach kristalline Zwischenstufen von Eisenoxiden leichter zu lösen und zu reduzieren sind als die kristallinen Oxide Goethit und Hämatit (LOVLEY & PHILIPS, 1986). Untersuchungen zu den Abbaumechanismen der mikrobiologisch katalysierten Fe(III)-Reduktion ergaben, dass die Mikroorganismen in direktem Kontakt mit Fe(III) stehen müssen. Weitere Möglichkeiten, dass Fe(III) der durch Mikroorganismen katalysierten Reduktion zugänglich wird, bestehen über Chelat-Brücken oder durch Elektronen-Shuttle über Oxidation und Reduktion von Huminstoffen (LOVLEY, 1997, LOVLEY et al., 1998). Untersuchungen von RODEN & ZACHARA (1996) zeigen, dass eine Korrelation zwischen der spezifischen Eisenoxidoberfläche und der Menge an mikrobiell umsetzbarem Fe(III) besteht.

Tab. 2-2: Halbreaktionen der Reduktion von Eisen- und Manganfestphasen

| Eisen(III)-Reduktion  | Mangan(III, IV)-Reduktion  |
|---|--|
| $\text{Fe}_2\text{O}_3 + 6 \text{H}^+ + 2 \text{e}^- \rightarrow 2 \text{Fe}^{2+} + 3 \text{H}_2\text{O}$ | Mn(IV):  |
| $\text{Fe}(\text{OH})_3 + 3 \text{H}^+ + \text{e}^- \rightarrow \text{Fe}^{2+} + 3 \text{H}_2\text{O}$    | $\text{MnO}_2 + 4 \text{H}^+ + 2 \text{e}^- \rightarrow \text{Mn}^{2+} + 2 \text{H}_2\text{O}$                   |
| $\text{FeOOH} + 3 \text{H}^+ + \text{e}^- \rightarrow \text{Fe}^{2+} + 2 \text{H}_2\text{O}$              | $\text{MnO}_2 + \text{H}^+ + \text{e}^- \rightarrow \text{MnOOH}$  |
|   | $2 \text{MnO}_2 + 2 \text{HCO}_3^- + 3 \text{H}^+ + \text{e}^- \rightarrow 2 \text{MnCO}_3 + \text{H}_2\text{O}$ |
|   | Mn(III):   |
|   | $\text{MnOOH} + \text{H}^+ + \text{e}^- + \text{CO}_2 \rightarrow \text{MnCO}_3 + \text{H}_2\text{O}$            |

Auf Grund der meist deutlich geringeren Mangan- gegenüber Eisengehalten in Lockergesteinsgrundwasserleitern tritt die Reduktion von Manganfestphasen für die Bestimmung der Oxidationskapazität eines Grundwasserleiters in den Hintergrund. Relevante Halbreaktionen sind ebenfalls in Tab. 2-2 aufgeführt.

HERON et al. (1994, a und 1994, b) ermittelt anhand verschiedener chemischer Extraktionsverfahren die Eisen- und Mangan-Oxidationskapazität von Lockergesteinssedimenten. Dabei wird der Einsatz unterschiedlicher Extraktionsmittel verglichen: 1 M CaCl<sub>2</sub>, NaAc, Oxalat, Dithionit, Ti(III)-EDTA, 0,5 M HCl, heiße 6 M HCl, HI+Cr(II)HCl. Im Ergebnis wird Ti(III)-EDTA als ein sinnvolles Maß für die Oxidationskapazität von Sedimenten eingeschätzt.

### 2.2.5.3 Kinetik von Abbauprozessen

Mathematisch kann der mikrobielle Abbau organischer Substanzen näherungsweise mit einer Kinetik 1. Ordnung beschrieben werden:

$$c = c_0 \cdot e^{-\lambda t} \quad \text{mit: } \lambda = \frac{\ln 2}{\tau_{1/2}} \quad [\text{Gl. 2-30}]$$

und:

- c: Konzentration [kg·m<sup>-3</sup>]
- c<sub>0</sub>: Ausgangskonzentration [kg·m<sup>-3</sup>]
- λ: Abbaukonstante [s<sup>-1</sup>]
- t: Zeit [s]
- τ: Halbwertszeit[s]

Bei der Verwendung dieses Modellansatzes für den Abbau von Mineralölprodukten werden die standortspezifischen, für den Abbau verfügbaren Elektronenakzeptoren nicht berücksichtigt, weshalb die Halbwertszeiten einer Substanz nicht exakt definiert sind. Daher können auch unter speziellen Laborbedingungen bestimmte Abbaukonstanten nicht direkt auf den Feldmaßstab übertragen werden.

Einen komplexeren Modellansatz stellt die Monod-Kinetik dar (MONOD, 1949). Anstelle der Reaktionsgeschwindigkeit wird hier die Wachstumsrate der Mikroorganismen als Funktion der Substratkonzentration beschrieben. Schwierig bei komplexen Grundwasserleitersystemen ist häufig

die Ermittlung der für das Modell benötigten Parameter. Eine Methode zur Bestimmung von Monod-Parametern für BTEX basierend auf Batchversuchen stellt SCHIRMER (1998) vor.

## 2.3 BTEX, MTBE und TBA in der Umwelt

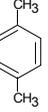
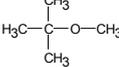
### 2.3.1 Herstellung, Vorkommen und Eigenschaften

Die aromatischen Kohlenwasserstoffe Benzen, Toluol, Ethylbenzen und Xylen (BTEX) werden durch die Aufarbeitung der bei der Erdölraffination bzw. der Koksherstellung anfallenden Kohlenwasserstoffgemische gewonnen. Sie stellen Grundstoffe in der chemischen Industrie zur Herstellung weiterer Derivate dar, dienen als Zusatz für hochwertige Treibstoffe, als Lösungs- und Extraktionsmittel. Zu den Emissionsquellen zählen insbesondere Kraftfahrzeugabgase, aber auch Tankstellen, Erdölraffinerien, Kokereien, Erdölumschlagplätze, Gaswerksgelände sowie die chemische Industrie. BTEX entstehen bei fast allen Verbrennungsvorgängen von organischem Material, da eine vollständige Umsetzung in Kohlendioxid und Wasser meist nicht erreicht wird. Erhebliche Mengen an BTEX werden daher durch die Verbrennung fossiler Energieträger und Treibstoffe in die Umwelt eingetragen. Auf Grund der hohen Mobilität in der Hydro- und Atmosphäre und des nachgewiesenen Gesundheitsrisikos dieser Stoffgruppe - Benzen wirkt kanzerogen, Toluol und Xylen neurotoxisch - stellen in die Umwelt emittierte BTEX ein erhebliches Gefährdungspotenzial für die Umwelt und den Menschen dar (z. B. BAHADIR et al., 2000, KOCH, 1995, STMUGV, 1999). Stoffliche Eigenschaften der BTEX-Aromaten im Vergleich zu MTBE und TBA zeigt Tab. 2-3.

Die Herstellung von Methyltertiärbuthylether (MTBE) erfolgt hauptsächlich in Raffinerien integrierten Anlagen mittels einer katalysierten Reaktion aus Isobutylol und Methanol. Alternativ dazu kann MTBE auch aus Methanol, Tertiärbuthylalkohol (TBA) und Diazomethan synthetisiert werden. Die Jahresproduktionsmenge von MTBE betrug in der EU im Jahr 1997 ca. 3 Mio. Tonnen. Von den ca. 2,3 Mio. Tonnen, die im selben Jahr in der EU verbraucht wurden, wurden 98,5 % als Benzinzusatzstoff verwendet. Ein geringer Teil der Produktionsmenge kommt als Lösungsmittel und für die Produktion von Isobutylol zum Einsatz (BMG, 2004). Die Bedeutung von MTBE in Europa wuchs seit Mitte der 70er Jahre, da bleiorganische Verbindungen, Benzen und andere aromatische Kohlenwasserstoffe, die zur Erhöhung der Klopfestigkeit in Ottokraftstoffen dienen und die eindeutig als umwelt- und gesundheitsgefährdend zu bewerten sind, durch MTBE ersetzt werden. Der durchschnittliche MTBE-Gehalt in Benzenen betrug in Deutschland im Jahr 2001 0,43 - 3 Vol. % (UBA, 2004). Des Weiteren wird MTBE vor allem in den USA und vereinzelt auch in Europa als sog. Oxygenat mit Konzentrationen von 11-15 Vol-% in Kraftstoffen eingesetzt. Durch den Eintrag von gebundenem Sauerstoff wird die Verbrennung verbessert und damit die Emission von Kohlenmonoxid und unverbranntem Treibstoff reduziert (EUROPEAN COMMISSION, 2002). Die Emission von MTBE in die Umwelt erfolgt durch Kraftfahrzeugabgase, Leckagen an Tankanlagen, Rohrleitungssystemen oder Kläranlagenabläufen von Produktionswässern der chemischen Industrie sowie bei Transportunfällen und Havarien.

Neben der synthetischen Herstellung von Tert-Butylalkohol (TBA) entsteht dieser als Metabolit von MTBE. TBA kann sich in der Atmosphäre durch die Oxidation und anschließende Hydrolyse von MTBE oder durch mikrobielle Aktivität in MTBE-belasteten Grundwässern bilden. Verwendung findet TBA ebenfalls als Antiklopfmittel in Ottokraftstoffen sowie als Denaturierungsmittel in Ethanol, zur Herstellung von Geruchsstoffen und Parfümen und als Lösungsmittel in der pharmazeutischen Industrie. Weiterhin dient TBA als Rohstoff für die Herstellung von Isobutylol, das wiederum für die MTBE - Produktion verwendet wird. Die Emissionsquellen sind im wesentlichen mit denen von MTBE identisch (BMG, 2004).

Tab. 2-3: Identifikation und ausgewählte stoffliche Eigenschaften der BTEX-Aromaten, MTBE und TBA

|  | Benzen  | Toluen  | Ethylbenzen   | o-Xylen   | m-Xylen   | p-Xylen   | MTBE  | TBA   |
|--|---|---|---|---|---|---|---|---|
| CAS-Nummer                               | 71-43-2   | 108-88-3  | 100-41-4  | 95-47-6   | 108-38-3  | 106-42-3  | 1634-04-4   | 75-65-0   |
| Summenformel                             | C <sub>6</sub> H <sub>6</sub>   | C <sub>7</sub> H <sub>8</sub>   | C <sub>8</sub> H <sub>10</sub>  | C <sub>5</sub> H <sub>12</sub> O  | C <sub>4</sub> H <sub>10</sub> O  |
| Strukturformel                           |  |  |  |  |  |  |  |  |
| Molekulargewicht [g/mol]                 | 78,11   | 92,14   | 106,17  | 106,17  | 106,17  | 106,17  | 88,15   | 74,12   |
| Dichte [g/cm <sup>3</sup> ] <sup>a</sup> | 0,8765 <sup>20°C</sup>  | 0,8668 <sup>20°C</sup>  | 0,8626 <sup>25°C</sup>  | 0,8802 <sup>10°C</sup>  | 0,8596 <sup>25°C</sup>  | 0,8566 <sup>25°C</sup>  | 0,7353 <sup>25°C</sup>  | 0,7887 <sup>20°C</sup>  |
| Schmelzpunkt [°C] <sup>a</sup>           | 5,49  | -94,95  | -94,96  | -25,2   | -47,8   | 13,25   | -108,6  | 25,69   |
| Siedepunkt [°C] <sup>a</sup>             | 80,09   | 110,63  | 136,19  | 144,5   | 139,12  | 138,37  | 55,0  | 82,4  |
| WGK                                      | 3 <sup>d</sup>  | 2 <sup>d</sup>  | 1 <sup>d</sup>  | 2 <sup>d</sup>  | 2 <sup>d</sup>  | 2 <sup>d</sup>  | 1 <sup>e</sup>  | 1 <sup>e</sup>  |
| BBodSchV <sup>c</sup> [µg/l]             | 1   |   |   | Summe BTEX: 20  |   |   | -   | -   |
| WHO: Trinkwasser [µg/l]                  | 10 <sup>b</sup>   | 700 <sup>b</sup>  | 300 <sup>b</sup>  | 500 <sup>b</sup>  | 500 <sup>b</sup>  | 500 <sup>b</sup>  | -   | -   |

mit:

<sup>a</sup> LIDE (2003)<sup>b</sup> KOCH (1995)<sup>c</sup> BBodSchV (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung, Prüfwert Grundwasser<sup>d</sup> LFU (1995)<sup>e</sup> BMG, 2004

WGK: Wassergefährdungsklasse (LTwS, 1999)

1: Schwach wassergefährdende Stoffe

2: Wassergefährdende Stoffe

3: Stark wassergefährdende Stoffe

Die Mobilität von MTBE und TBA in der Hydro- und Atmosphäre ist ebenfalls relativ hoch. Gemäß der EU-Risikobewertung (EUROPEAN COMMISSION, 2002) ist MTBE ein Grenzfall zwischen nicht klassifizierbar und Karzinogenitätsklasse 3. Zu dieser Klasse zählen Stoffe, die wegen möglicher krebserzeugender Wirkung beim Menschen zu Besorgnis Anlass geben. Die World Health Organization schließt in ihrem Bericht (WHO, 1998), dass für die allgemeine Bevölkerung mit hoher Wahrscheinlichkeit keine akuten Gesundheitsrisiken zu erwarten seien, stuft MTBE jedoch als Karzinogen für Nager ein. Die International Agency for Research on Cancer (IARC, 1999) stuft MTBE hinsichtlich einer Karzinogenität in die Gruppe 3, d. h. als nicht klassifizierbar ein, da nicht genügend Hinweise für eine Karzinogenität beim Menschen und beschränkte Hinweise für eine Karzinogenität im Tierversuch bestehen. Im Gegensatz dazu wird MTBE von der U.S. EPA und der kalifornischen EPA als karzinogen eingestuft, obwohl eine karzinogene Wirkung von MTBE auf Grund der fehlenden Genotoxizität nicht erklärbar ist und bei Tieren nur bei sehr hohen Dosen vorliegt (BMG, 2004). Auf Grund der unterschiedlichen Interpretationen der EU, WHO und U.S. EPA lässt sich zusammenfassen, dass eine karzinogene Wirkung beim Menschen auf Grund der vorhandenen Testergebnisse nicht abschließend beurteilt werden kann. Die Testergebnisse zur Toxizität von TBA sind denen von MTBE ähnlich, allerdings wurde dieser Stoff bisher noch von keiner Instanz abschließend bewertet.

Gesetzlich festgelegte Richt- oder Grenzwerte für MTBE und TBA im Grund- oder Trinkwasser existieren derzeit in Europa noch nicht. Eine Arbeitsgruppe der LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) hat basierend auf organoleptischen Eigenschaften als Geringfügigkeitsschwelle zur Bewertung der Einträge ins Grundwasser eine Konzentration von 5 µg/l vorgeschlagen. Toxikologisch ist dieser Wert nicht begründet (UBA, 2003). Vorschläge aus der Schweiz und Dänemark liegen im

Bereich von 2 bis 30 µg/l (SCHMIDT et al. 2002). Auch die U.S. EPA hat bisher keinen rechtsverbindlichen Grenzwerte festgelegt, definiert allerdings ein nicht verpflichtendes „consumer acceptance level“ von 20-40 µg/l MTBE im Trinkwasser.

Die in Tab. 2-4 zusammengestellten Daten zeigen, dass BTEX, MTBE und TBA in der Hydro- und Atmosphäre eine hohe Mobilität besitzen. Alle untersuchten Stoffe besitzen eine gewisse Wasserlöslichkeit und unterliegen somit den im Grundwasser ablaufenden Transport- und Abbauprozessen, wobei die hohe Löslichkeit von MTBE und die vollständige Mischbarkeit von TBA auffallen. Die hohen Löslichkeiten beider Substanzen stehen in Einklang mit ihren relativ geringen  $K_{OW}$ -Werten, die auf eine geringe Sorptionsneigung an die Bodenmatrix hinweisen. Während die BTEX-Aromaten auf Grund der Henry-Konstante in der Flüchtigkeitsstufe „hoch“ (LYMAN, 1983: in LFU, 1995) liegen, sind MTBE und TBA in die „mittlere“ Stufe einzuordnen. TBA besitzt die mit Abstand niedrigste Henry-Konstante und zeigt in Kontrast zu den restlichen Stoffen im Untergrund keine signifikante Elimination durch Verflüchtigung (BMG, 2004).

Tab. 2-4: Transportrelevante physikalisch-chemische Eigenschaften von BTEX, MTBE und TBA

|   | Benzen                | Toluen            | Ethylbenzen             | o-Xylen                              | m-Xylen            | p-Xylen            | MTBE                 | TBA                   |
|---|-----------------------|-------------------|-------------------------|--------------------------------------|--------------------|--------------------|----------------------|-----------------------|
| Wasserlöslichkeit [mg/l] (20 °C)                | 1780 <sup>a</sup>     | 515 <sup>a</sup>  | 140-152 <sup>a</sup>    | 175 <sup>a</sup>                     | 147 <sup>a</sup>   | 185 <sup>a</sup>   | 4200 <sup>b</sup>    | mischbar <sup>c</sup> |
| Dampfdruck [kPa] (20°C)                         | 10 <sup>a</sup>       | 2,9 <sup>a</sup>  | 0,933-1,99 <sup>a</sup> | 0,667 <sup>a</sup>                   | 0,800 <sup>a</sup> | 0,867 <sup>a</sup> | 0,270 <sup>b</sup>   | 0,0407 <sup>c</sup>   |
| Henry Konstante [Pa·m <sup>3</sup> /mol] (20°C) | 557 <sup>d</sup>      | 668 <sup>d</sup>  | 881 <sup>d</sup>        | 366 <sup>d</sup>                     | 487 <sup>d</sup>   | 512 <sup>d</sup>   | 43,8 <sup>b</sup>    | 1,2 <sup>e</sup>      |
| log $K_{ow}$                                    | 1,8-2,13 <sup>a</sup> | 2,69 <sup>a</sup> | 3,15 <sup>a</sup>       | 2,77 <sup>a</sup>                    | 3,2 <sup>a</sup>   | 3,1 <sup>a</sup>   | 1,06 <sup>b</sup>    | 0,35 <sup>c</sup>     |
| log $K_{oc}$                                    | 1,94 <sup>f</sup>     | 2,18 <sup>f</sup> | 2,20 <sup>f</sup>       | Mittelwert Xylene: 2,54 <sup>f</sup> |                    |                    | 0,9-1,2 <sup>b</sup> | 1,57 <sup>c</sup>     |

<sup>a</sup> KOCH (1995)

<sup>b</sup> EUROPEAN COMMISSION (2002)

<sup>c</sup> EUROPEAN COMMISSION (2000)

<sup>d</sup> LFU (1995)

<sup>e</sup> DROGOS (2002)

<sup>f</sup> US EPA (1996)

### 2.3.2 Kontaminationsquellen im Untergrund: Organische Mischphasen

BTEX, MTBE und TBA gelangen meist als Teil organischer Mischphasen in den Untergrund, wobei in 80 % der Fälle unsachgemäßer Umgang die Ursache der Kontamination darstellt (LFU, 1997, a). Bei Benzinen handelt es sich um organische Mischphasen, die aus ca. 150 Alkanen, Alkenen, Cycloalkanen und Aromaten zusammensetzt sind (BAHADIR et al., 2000) und die nicht mit Wasser mischbar sind (NAPL, „Non-Aqueous Phase Liquid“).

Erfolgt ein punktförmiger Eintrag einer organischen Mischphase in den Untergrund (siehe Abb. 1-1), ist im allgemeinen zunächst die ungesättigte Zone betroffen. Innerhalb dieser bewegt sich die Phase, der Schwerkraft folgend, vertikal abwärts in Richtung Grundwasserspiegel, wobei die Geschwindigkeit dieses Vorgangs von der Oberflächenspannung, Viskosität und Dichte der Phase, sowie von den Eigenschaften des Bodens abhängt. Das Fließverhalten unterschiedlicher Flüssigphasen in einem Mehrphasensystem folgt den Gesetzen des Mehrphasenfließens, wobei die zwischen den Phasen wirkenden Grenzflächenspannungen von Bedeutung sind. In dem Vierphasensystem „Boden – Bodenluft – Bodenwasser - organische Flüssigphase“ stellt bei feuchten Böden das Bodenwasser die benetzende Flüssigkeit in Bezug auf das Bodenmaterial dar und bildet in Form von Haftwasser einen Wasserfilm um die Bodenpartikel. Die eingetragene organische Flüssigphase wirkt auf diesen Wasserfilm nicht benetzend, jedoch in Bezug auf die Bodenluft benetzend. Daher wird beim Durchsickern der ungesättigten Zone hauptsächlich Bodenluft und kein Bodenwasser verdrängt. Bei Unterschreitung einer bestimmten Grenzsättigung, der Residualsättigung bricht jede weitere Bewegung der organischen Phase ab. Dies hat zur Folge, dass in den Poren nach Aufhören des Fließvorgangs Phase, nicht zusammenhängend an den engsten Stellen des Porengefüges, pendular verbleibt (UBA, 1990).

Ist die Eintragsmenge an NAPL relativ gering, ist es möglich, dass eine vollständige Immobilisierung als residuale Phase in der ungesättigten Zone erfolgt. Eine Gefährdung des Grundwassers kann in diesem Fall vom Sickerwasser ausgehen, das allmählich residual verbliebene Phase löst und ins Grundwasser verfrachtet. Bei einer relativ großen Eintragsmenge hingegen wird das Rückhaltevermögen der ungesättigten Zone überschritten und die organische Phase infiltriert bis in den Bereich des Kapillarsaums. Ein Durchbrechen des Kapillarsaums erfolgt nur dann, wenn die kritische Stauhöhe an Phase überschritten wird und damit ein entsprechender Eintrittsdruck erreicht wird, um das vorhandene Wasser aus den Poren zu verdrängen (SCHWILLE, 1984). Die Barrierewirkung des Kapillarsaums führt zu einer lateralen Ausbreitung von Phase im oberen Bereich des Kapillarsaums. Das Ausmaß der Ausbreitung ist abhängig von den physikochemischen Eigenschaften der NAPL, den spezifischen Eigenschaften des Grundwasserleiters, aber auch von der Eintragsmenge und -geschwindigkeit (FARMER, 1983). Insbesondere der Dichteunterschied zwischen NAPL und Wasser ist ausschlaggebend für die Ausbreitung von NAPL im wassergesättigten Bereich. NAPLs mit einer niedrigeren Dichte als Wasser („Light NAPL“ – LNAPL), wie z. B. Benzine mit einer durchschnittlichen Dichte im Bereich von  $0,7 - 0,8 \text{ g/cm}^3$  „schwimmen“ im Bereich der Grundwasseroberfläche und dem wassergesättigten Bereich des Kapillarsaumes auf und bewegen sich in Richtung des hydraulischen Gradienten. Kontaminationen durch LNAPL umfassen daher den Schwankungsbereich des Grundwasserspiegels (Abb. 1-1). Im Gegensatz dazu sinken DNAPLs („Dense NAPL“) wie z. B. Teeröle auf Grund ihrer gegenüber Wasser höheren Dichte bis an die Grundwasserleiterbasis ab und bilden dort Phasenlachen („pools“) aus. Die Bewegung dieser „pools“ erfolgt in Richtung des natürlichen Gefälles der geringleitenden Basisschicht, und kann der Grundwasserfließrichtung entgegengesetzt sein.

Das Schadensbild einer Benzinphase, die sich im Grundwasserschwankungsbereich lateral in Grundwasserfließrichtung ausgebreitet hat, ist durch die Ausbildung einer sog. „Schmierzone“ geprägt, die den Schwankungsbereich des Grundwassers umfasst und innerhalb der die Residualsättigung eine besondere Rolle spielt. Die residuale Verteilung in der grundwassergesättigten Zone kann insular sein, d. h., dass Phase in den Zentren der Porenhohlräume als einzelne Tröpfchen („blobs“) zurückbleibt oder auch pendular (UBA, 1990, WILSON & CONRAD, 1984). Vergleichsstudien zeigen, dass die Residualsättigung in der grundwassergesättigten Zone höher ist als in der ungesättigten. Abhängig ist sie von der Gesamtporosität und Porengrößenverteilung (Heterogenität), der Oberflächenspannung, Viskosität und Dichte sowie dem hydraulischen Gradienten (MERCER & COHEN, 1990). Untersuchungen in Bezug auf die Sanierungsmöglichkeiten der verbleibenden Restsättigung mittels Pump & Treat - Technik zeigten, dass auch unter Bedingungen eines sehr gut durchlässigen Untergrundes, wie z. B. Kiesen, und unter Realisierung eines für die Praxis untypisch hohen hydraulischen Gradienten keine wesentliche Mobilisierung von „blobs“ erzielt werden konnte (WILSON & CONRAD, 1984). Dies lässt die Grenzen der eingesetzten Methode deutlich erkennen.

### **2.3.3 Abbaumechanismen von BTEX, MTBE und TBA**

#### **2.3.3.1 BTEX**

Die Aromaten BTEX werden in Bezug auf ihre biologische Abbaubarkeit als gut abbaubar eingestuft. Gegenüber den Cycloalkanen ist ihre relative Abbaubarkeit besser, im Vergleich zu den verzweigten Alkanen schlechter. Mit zunehmender Zahl von Alkylsubstituenten nimmt die Abbaubarkeit der Aromaten ab. Bei Aromaten mit Alkylseitenketten, wie Ethylbenzen, können Mikroorganismen, die nicht befähigt sind Ringverbindungen abzubauen, die Seitenketten angreifen und so die biologische Abbaubarkeit begünstigen.

Unter aeroben Bedingungen zeigen die monocyclischen BTEX-Aromaten ein ähnliches Verhalten wie Phenole, Carbonsäuren und Metabolite der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe, d. h. des letzten verbleibenden Ringes dieser (Abb. 2-7). Der Abbau erfolgt im wesentlichen über drei Schritte: Zunächst wird der Benzenring unter Verbrauch von Sauerstoff in Brenzkatechin umgewandelt. Danach wird ebenfalls unter Verbrauch von Sauerstoff der Ring des Brenzkatechins entweder zwischen den beiden Hydroxylgruppen (ortho-Spaltung) oder zwischen einer Hydroxylgruppe und einem benachbarten Kohlenstoffatom (meta-Spaltung) gespalten. Im letzten Schritt werden die nun

offenkettigen Verbindungen in kleinere Moleküle aufgespalten, die unter Energie und Biomassegewinn verstoffwechselt werden können (LFU, 1991, SCHWARZENBACH et al., 2003).

Forschungsarbeiten, die den anaeroben Abbau von BTEX-Aromaten untersuchen, stammen überwiegend aus den letzten beiden Jahrzehnten. Der Benzenabbau wurde z. B. sowohl unter nitratreduzierenden (BURLAND & EDWARDS, 1999, COATES, et al. 2001) als auch unter Fe(III)-reduzierenden (LOVLEY et al., 1994, b, ANDERSON & LOVLEY, 1999), sulfatreduzierenden (LOVLEY et al., 1995, WEINER et al. 1998) und methanogenen (GRBIĆ-GALIĆ, 1990, WEINER & LOVLEY, 1998) Bedingungen nachgewiesen. In Bezug auf den Abbauweg existieren unterschiedliche Vorstellungen.

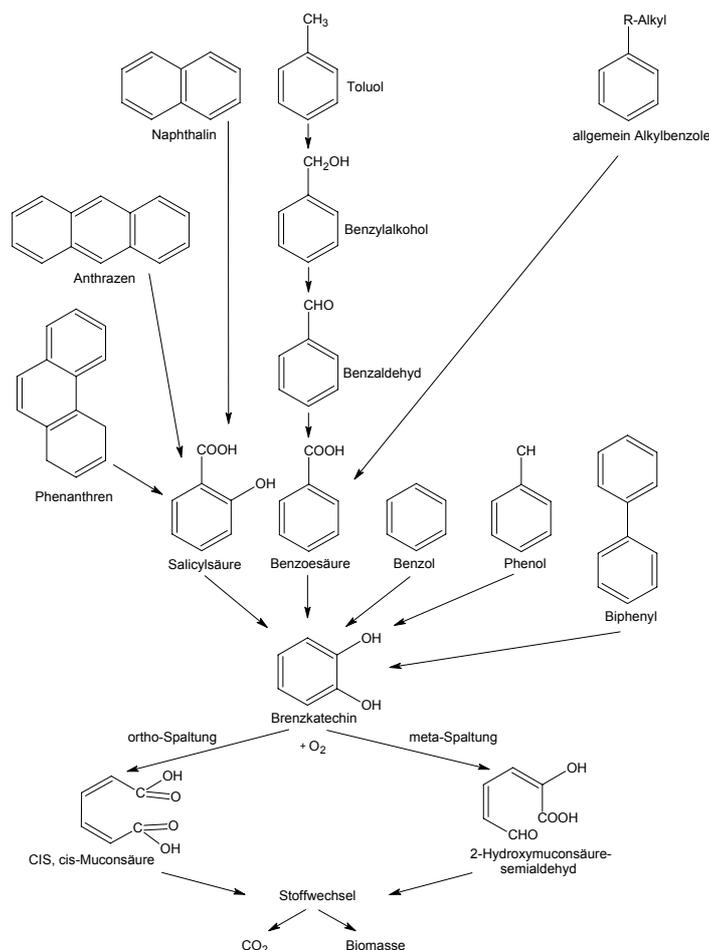


Abb. 2-7: Schematische Übersicht des aeroben Abbaus verschiedener Aromaten (nach SCHLEGEL, 1985 und GOTTSCHALK, 1986).

### 2.3.3.2 MTBE und TBA

Der mikrobielle Abbau von MTBE (Abb. 2-8) führt vermutlich zuerst über das Umwandlungsprodukt tert.-Butyl-formiat (TBF), das relativ instabil ist und relativ schnell zu TBA hydrolysiert. TBA wird anschließend weiter zu Isopropanol und Aceton abgebaut und bei der vollständigen Mineralisierung zu Kohlendioxid (ZWANK et al., 2004; in BMG, 2004). Bei Benzinschadensfällen reicht jedoch der Nachweis von TBA neben MTBE im Grundwasser nicht aus, um den biologischen Abbau von MTBE zu beweisen, da TBA ebenfalls als Additiv in Benzenen verwendet wird.

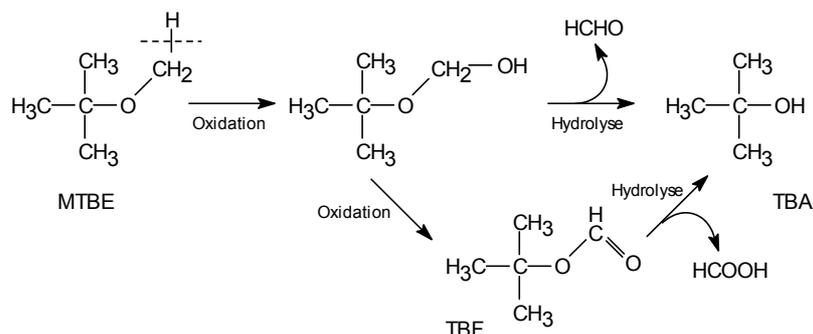


Abb. 2-8: Mikrobieller Abbau von MTBE (ZWANK et. al, 2004: in BMG, 2004)

Die Daten zum Abbau von MTBE sind teils widersprüchlich, da einige Feldstudien einen Abbau nachweisen, während an anderen Standorten MTBE persistent ist (KOLHATKAR et al., 2002, LANDMEYER et al., 2001, SCHIRMER, 1998, US EPA, 2000, BORDEN et al., 1997, BERG et al., 2005). Dabei ist nicht geklärt, ob die entsprechenden Bakterien fehlen oder ob der Abbau durch weitere Kontaminanten wie z. B. BTEX oder Aliphaten gehemmt wird. Teilweise wurde auch beobachtet, dass MTBE in Anwesenheit von Kohlenwasserstoffen cometabolisch abgebaut wird.

Unter aeroben Bedingungen sind MTBE und TBA durch adaptierte Bakterien praktisch vollständig abbaubar. In Laboruntersuchungen konnte die biologische Abbaubarkeit mit speziellen Reinkulturen und Anreicherungskulturen nachgewiesen werden (HATZINGER et al., 2001, HANSON et al., 1999, SALANITRO et al., 1994, KANE et al., 2001, FRANÇOIS et al., 2002, HRISTOVA et al., 2001, MO et al., 1997, HARDISON et al., 1997). Mittels Standardtestverfahren unter aeroben Bedingungen wurde MTBE und TBA als nicht leicht biologisch abbaubar eingestuft (BMG, 2004). Der cometabolische Abbau von MTBE wurde im Labor mit Material eines künstlich mit Cyclohexan belasteten Grundwasserleiters gezeigt (SCHIRMER et al., 2003).

Untersuchungen zum Abbau bei unterschiedlichen anaeroben Bedingungen in Mikrokosmen zeigten einen sehr langsamen und unvollständigen Abbau von MTBE, wobei teilweise eine Akkumulation von TBA nachgewiesen wurde. Unklar ist, ob TBA unter anaeroben Bedingungen persistent ist (BRADLEY et al., 2001 a/b, BRADLEY et al., 2002, FINNERAN et al., 2001, YEH & NOVAK, 1994, MORMILE et al., 1994). Auch Feldstudien zeigen den anaeroben Abbau von MTBE. Trotz langer Adaptationszeiten wurde somit die Wirksamkeit von NA in natürlichen Grundwasserleitern nachgewiesen. (KOLHATKAR et al., 2002, LANDMEYER et al., 2001, US EPA, 2000).

### 3 Material und Methoden

Zu Beginn dieses Kapitels wird eine Einführung in den Standort Bahnhof Elsterwerda und den weiteren Untersuchungsraum gegeben, und die vorhandenen Altdatenbestände des Standortes werden unter besonderer Berücksichtigung des Grundwassermonitorings vorgestellt. Im Anschluss werden die auf dem Bahnhofsgelände und im Labor vorgenommenen Untersuchungen erläutert. Dazu zählen hydraulische Untersuchungen wie Wiederanstiegs- und Pumpversuche im Jahr 2004. Weiterhin kamen verschiedene Direct-Push – Verfahren sowie teufenorientierte Grundwasserbeprobung im Jahr 2005 zum Einsatz, deren Technik erläutert und verglichen wird. Bei den Laborversuchen liegt der Schwerpunkt auf der Durchführung von Säulenversuchen. Aufbau und Versuchsablauf werden beschrieben. Abschließend wird eine Einführung in das für den Standort erstellte numerische Grundwasserströmungs- und –transportmodell gegeben.

#### 3.1 Charakterisierung des Untersuchungsraumes

##### 3.1.1 Geographische Lage

Der untersuchte Standort liegt an der Südgrenze des Landes Brandenburg, ca. 100 km südlich von Berlin im Niederungsgebiet der Schwarzen Elster (Abb. 3-1). Morphologisch ist das Gebiet sehr eben mit durchschnittlichen Höhen von 88 bis 92 m NN und wird aus Niederterrassen und Talauen aufgebaut. Der sich im Norden an Elsterwerda Biehla anschließende Hochflächenkomplex ist demgegenüber mit Höhen bis zu 153 m NN morphologisch exponiert. Die Schwarze Elster entwässert ihr Einzugsgebiet bis zum Zusammenfluss mit der Pulsnitz in Richtung Westen und ändert dann ihren Verlauf in Richtung Nordwesten bis zur Mündung in die Elbe. Zahlreiche Entwässerungsgräben, die Ende des 19. Jahrhunderts im Zuge der Regulierung und Eindeichung von Elster und Pulsnitz angelegt wurden, durchziehen das Gebiet.

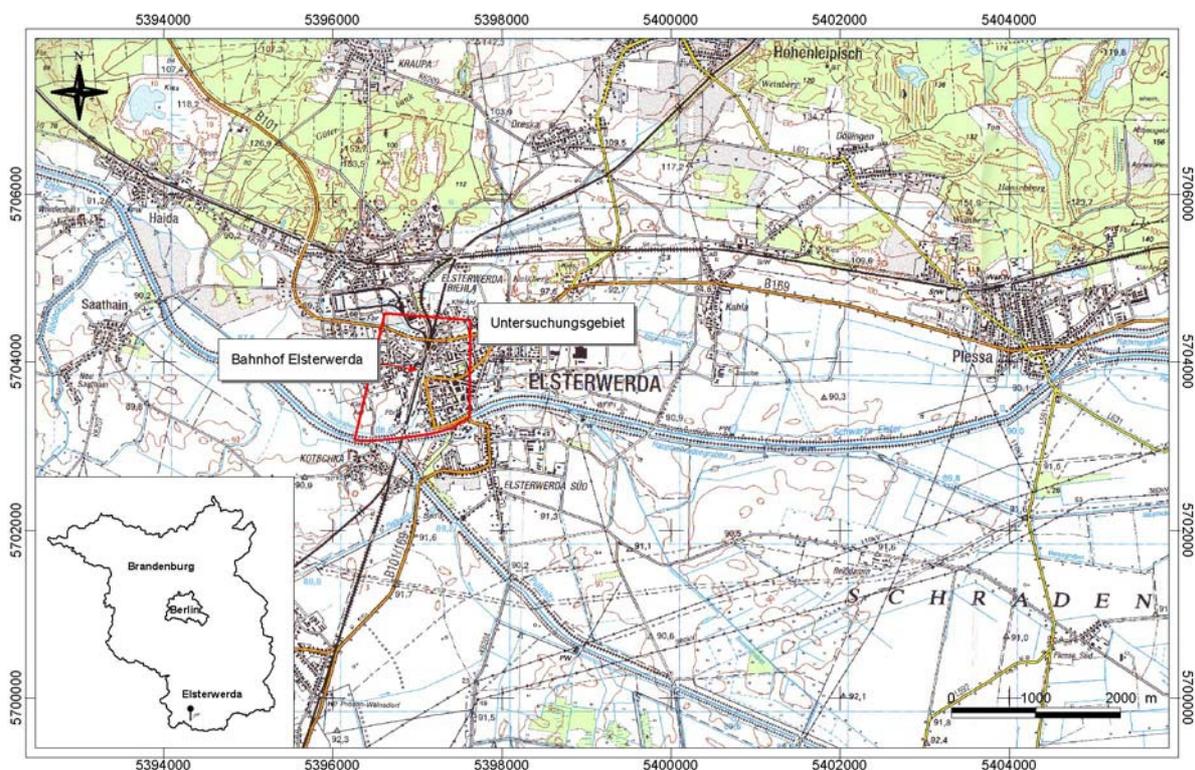


Abb. 3-1: Lageplan Untersuchungsraum Elsterwerda (Kartengrundlage: Topografische Karte L4546)

### 3.1.2 Historie

Am 20.11.1997 entgleisten auf dem Bahnhof Elsterwerda 15 von insgesamt 22 Kesselwagen, beladen mit Benzin. Dabei kam es zu einem unkontrollierten Austritt des Benzins aus den unfallbeschädigten Tanks, das in Brand geriet und die Explosion von 2 Kesselwagen verursachte. Insgesamt drangen ca. 590 m<sup>3</sup> (470 t) Benzin zusammen mit größeren Mengen Feuerlöschflüssigkeit im Bereich des Bahnhofsgeländes in den Untergrund ein und führten zur Kontamination von Boden, Bodenluft und Grundwasser.

Ein Großteil des Schadstoffes konnte bereits durch die Durchführung von Sofortmaßnahmen beseitigt werden (Abb. 3-2, links). Diese Maßnahmen umfassten das Auskoffern von 13.000 t Boden, einhergehend mit der direkten Entfernung von 200 m<sup>3</sup> Wasser-Phasen-Gemisch, das 120 m<sup>3</sup> Phase enthielt. Das anschließend umgesetzte Sanierungskonzept beinhaltet eine Bodenluftabsaugung und eine hydraulische Grundwassersanierung mittels Pump & Treat - Technik. Während die Bodenluftabsaugung auf Grund von geringer Effizienz nach 2002 nicht mehr betrieben wurde, wurde die Grundwassersanierung noch bis Anfang 2006 betrieben. Die hydraulische Sicherung erfolgte mit einem zweistufigen Pumpsystem: Durch das Fördern von Grundwasser wird die freie Grundwasseroberfläche abgesenkt und ein Zulauf der auf Grund der geringeren Dichte auf dem Grundwasser aufschwimmenden Benzinphase zum Sanierungsbrunnen erzielt. Das geförderte Grundwasser wird gereinigt, die Phase mittels Ejektorpumpen separat abgeschöpft und entsprechend entsorgt. Fasst man sämtliche Sanierungsmaßnahmen zusammen, so ergibt sich, dass insgesamt ca. 256 t, d.h. 55 % der Eintragsmenge entfernt wurden. Außerdem konnte eine Ausbreitung der Schadstoffe weitgehend verhindert werden.

Betrachtet man die Ertragseffizienz der Pump & Treat - Maßnahme am Standort, so ist ein starker Rückgang zu verzeichnen (Abb. 3-2, rechts). Von einer anfänglichen Effizienz von bis zu ca. 15 t entfernter Benzinmenge pro Quartal sinkt sie exponentiell auf Werte im Bereich von 10-50 l entfernter Benzinmenge/Quartal. Auf Grund dieses starken Rückgangs und der mit der Maßnahme verbundenen hohen Betriebskosten, stellt sich die Frage nach einer für diesen Zustand besser angepassten Methode.

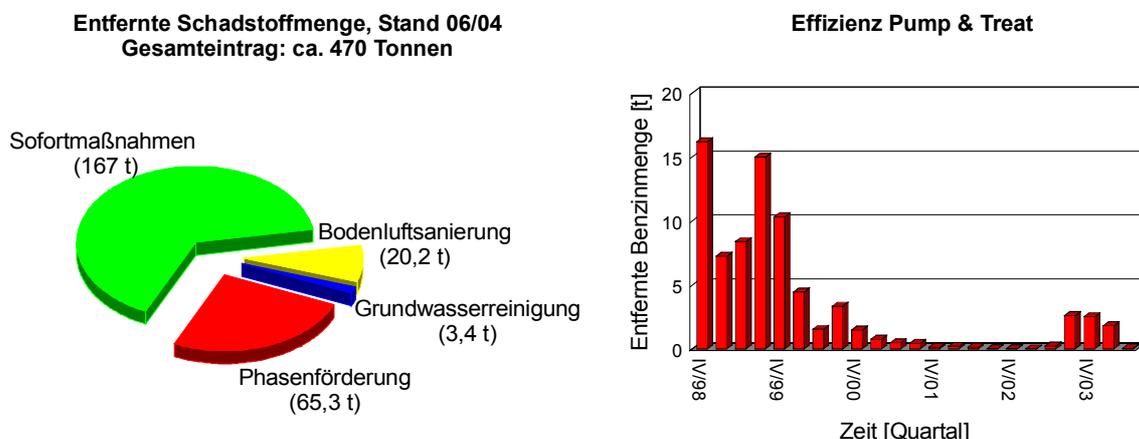


Abb. 3-2: Links: Bilanzierung der entfernten Schadstoffmenge; rechts: Ertragseffizienz der hydraulischen Grundwassersanierung mittels Pump & Treat - Technik

### 3.1.3 Geologische Verhältnisse

Die Geologie des Untersuchungsraumes (siehe Anhang A, Abb. A-1) ist durch die an der Oberfläche anstehenden quartären Schichten des Lausitzer Urstromtales geprägt, dem südlichsten großen Urstromtal des Norddeutschen Tieflandes. Nach der regionalen quartärgeologisch-morphologischen Gliederung (NOWELL, 1995) wird es im Norden durch ein Altmoränen- und Beckengebiet begrenzt, an das sich in nördlicher und nordöstlicher Richtung der Niederlausitzer Grenzwall anschließt. Südlich des Urstromtales befindet sich ebenfalls ein Altmoränengebiet, das zum Oberlausitzer Berg- und Hügelland überleitet. Die Altmoränengebiete entsprechen quartären Stauchungskomplexen und sind morphologisch exponiert.

Über dem variszisch konsolidierten Grundgebirge folgen im Bereich der Lausitzer Antiklinalzone, innerhalb der das Untersuchungsgebiet liegt, diskordant känozoische Sedimente (LGRB, 1997). Die Diskordanz taucht relativ schnell in Richtung Norden ab, was mit einer Mächtigkeitszunahme des Känozoikums auf bis zu ca. 200 m im zentralen Teil der Niederlausitz einhergeht. Der tertiäre Schichtaufbau umfasst hier Sedimentfolgen des mittleren Eozäns bis Pliozäns. Im Bereich des Urstromtals ist diese Abfolge auf die miozäne Untere und Obere Briesker Folge, auf eine Mächtigkeit von maximal 50 m reduziert und wird vollständig von quartären Sedimenten überlagert. Die Briesker Folge besteht aus Feinsanden, Schluffen und Tonen, denen bis zu sieben Braunkohlenflöze zwischengelagert sind. Teile der tertiären Sedimentfolge sind im Bereich der nördlich und südlich angrenzenden Hochflächenkomplexe oberflächlich aufgeschlossen (NOWELL, 1995). Partiiell z. B. östlich von Elsterwerda sind auch die Spremberger Schichten (Unteres Miozän) im Urstromtal verbreitet (VEB, 1984, a und b).

Der quartäre Schichtaufbau des Urstromtales wird von Ablagerungen der Elster- Saale- und Weichsel-Kaltzeit gebildet, die aus glaziofluviatilen und fluviatilen Sanden und Kiesen, sowie glaziolimnischen Schluffen und Geschiebemergeln bestehen. Einhergehend mit der Tertiärhochlage fehlen im Raum Elsterwerda elsterzeitliche Ablagerungen. Saale- und weichselzeitliche Ablagerungen besitzen eine Mächtigkeit von durchschnittlich ca. 20 m. Überlagert werden diese in den Niederungsgebieten der Schwarzen Elster und Pulsnitz von holozänen Ablagerungen, bestehend aus fluviatilen Sanden, Niedermoortorf, Moorerde und Auelehm. Die gesamte quartäre Abfolge ist sehr starken Mächtigkeitsunterschieden unterworfen und beträgt stellenweise mehr als 100 m (Tab. 3-1).

Die sich im Norden und Süden an das Urstromtal anschließenden Endmoränen- und Stauchendmoränenzüge des Saale II-Stadiums werden aus glazigen stark deformierten elster- und saalezeitlichen Sanden, Kiesen und Geschiebemergeln aufgebaut, die teilweise auch aufgestauchte, zumeist allochthone tertiäre Sedimentpakete enthalten. Der südliche Hochflächenkomplex ist weiterhin durch das Durchragen von einzelnen prätertiären Festgesteinen (Grauwacken, Graniten und Granodioriten) charakterisiert (NOWELL, 1995, PICARD, 1926, VEB, 1984, a und b).

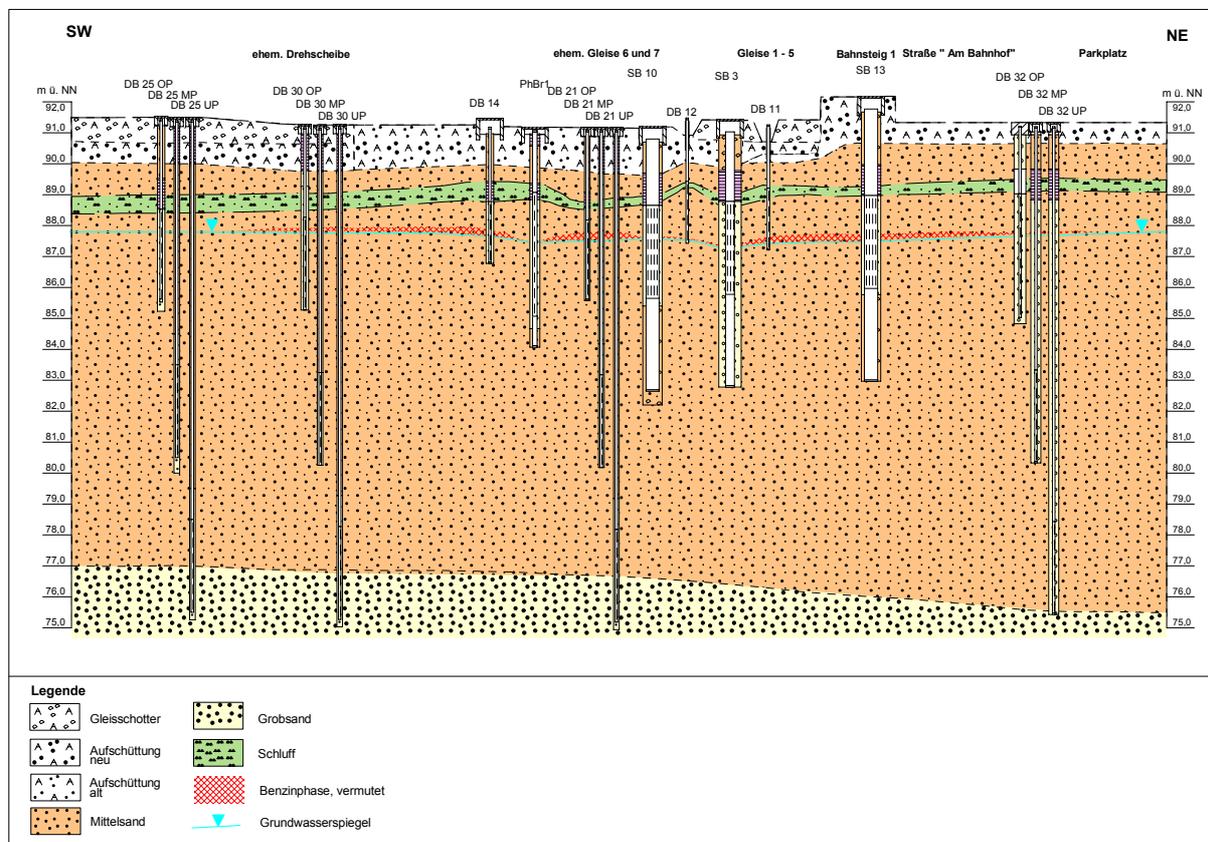


Abb. 3-3: Geologisches Profil Standort Bahnhof Elsterwerda, zur Lage des Profilschnitts siehe Abb. 3-7 (mit freundlicher Genehmigung von Dipl.-Geol. J. Freigang)

Der oberflächennahe geologische Bau am Standort Bahnhof Elsterwerda ist in Abb. 3-3 in Form eines NE-SW Profils dargestellt. Als Standardprofil für den Standort ist im Anhang A, Abb. A-2 die Bohrung B1 dargestellt, die auf Grund ihrer Endteufe von 22,5 m Aufschluss über die Quartär/Tertiär-Grenze gibt. An der Basis des Standardprofils, in einer Tiefe von 22,5 bis 20,5 m u. GOK, lagern tonig-schluffige Feinsande und Braunkohle, die von einer 4,9 m mächtigen Folge von Fein- und Mittelsanden, ebenfalls braunkohlehaltig, überlagert werden. Stratigraphisch sind diese Sedimente der tertiären Unteren Briesker Folge zuzuordnen. Im Hangenden schließen sich von 15,6 - 0 m u. GOK quartäre, saale- und weichselzeitliche Mittelsande an, die teilweise stark kiesig und steinig sind, aber auch feinsandige Einlagerungen enthalten. Im Bereich von ca. 2 bis 3 m u. GOK ist den Sanden eine 0,05 bis 1,4 m mächtige, fein- bis mittelsandige Schluffschicht zwischengelagert, die sehr unregelmäßig ausgebildet ist und deren Mächtigkeit nach Süden zunimmt. Bis zu 2 m u. GOK sind im Bereich der Bahngleise das Gleisplanum und der Schotterkörper der Gleistrasse im NE-SW-Profil als anthropogene Aufschüttung dargestellt.

### 3.1.4 Hydrogeologische Verhältnisse

#### 3.1.4.1 Hydrogeologisches Strukturmodell

Nach der allgemeinen Klassifikation der Grundwasserleiterkomplexe des Landes Brandenburg (MANHENKE et al., 1995), werden die weichsel- und saalezeitlichen Sande und Kiese des Lausitzer Urstromtals dem Grundwasserleiter GWL 1.1 zugeordnet. Es handelt sich hierbei um eine weitere Differenzierung des weitgehend unbedeckten Grundwasserleiterkomplexes GWLK 1. Hydraulisch ist dieser mit dem weitgehend bedeckten Grundwasserleiterkomplex GWLK 2, ebenfalls bestehend aus Sanden und Kiesen, verbunden. Die saalekaltzeitlichen Grundmoränen, die beide Leiterkomplexe voneinander hydraulisch trennen, sind im Lausitzer Urstromtal größtenteils erodiert (LGBR, 1997).

Im Untersuchungsraum Elsterwerda existieren vier regional verbreitete, quartäre Grundwasserleiter mit stark variablen Verbreitungsgrenzen und Mächtigkeiten (Tab. 3-1). Da zwischen diesen nur lokal Grundwassernichtleiter bzw. Grundwassergeringleiter auftreten, können auch hier die Grundwasserleiter zu einer hydraulisch wirksamen Einheit zusammengefasst werden. An der Quartärbasis des zentralen Teils des Urstromtales streicht größtenteils ein relativ mächtiger tertiärer Grundwassernichtleiter aus. Im Übergangsbereich zu dem nördlichen Stauchungskomplex hingegen befindet sich im Liegenden der Quartärbasis die hier auskeilende Briesker Folge. Ist die Obere Briesker Folge ausgebildet, steht sie hydraulisch mit dem vierten Grundwasserleiter in Kontakt, auch wenn sie eine geringere hydraulische Leitfähigkeit besitzt als dieser. Fehlt sie, so wird die Quartärbasis entweder durch den vierten Grundwassernichtleiter oder durch den fünften Grundwasserleiter der Unteren Briesker Folge unterlagert.

Tab. 3-1 zeigt eine Zusammenstellung weiterer Eigenschaften der hydrogeologischen Einheiten, abgeleitet aus dem hydrogeologischen Kartenwerk (VEB, 1984, a und b). In dem Kartenwerk sind Grundwasserleiter und Grundwassernichtleiter ab einer Mächtigkeit von mehr als 2 m dargestellt. Die Flächengröße der quartären Einheiten beträgt mehr als 0,1 km<sup>2</sup>, die der tertiären Einheiten mehr als 4 km<sup>2</sup>.

Der oberflächennahe Schadensfall liegt im ersten quartären Grundwasserleiter (S1n-Ho). Basierend auf dem geologischen Aufbau (siehe Profil in Abb. 3-3) kann eine weitere Differenzierung des ersten quartären Grundwasserleiters vorgenommen werden. Von der Basis des Profils ausgehend, besteht die Abfolge hauptsächlich aus Mittelsanden, die als Grundwasserleiter einzustufen sind. Durchschnittliche Durchlässigkeitsbeiwerte liegen hier im Bereich von  $k_f = 6 - 9 \cdot 10^{-4}$  m/s (siehe Kapitel 3.3). Die in ca. 2 bis 3 m u. GOK verbreitete Schlufflage liegt im Schwankungsbereich der Grundwasseroberfläche und wird als Grundwassergeringleiter eingestuft. Daher ergeben sich in Abhängigkeit vom Grundwasserstand gespannte oder freie Grundwasserhältnisse. Die grundwasserungesättigte Zone wird wie die gesättigte Zone aus hydraulisch gut durchlässigen Sanden aufgebaut. Die beschriebene quartäre Abfolge steht im Liegenden hydraulisch mit dem zweiten tertiären Grundwasserleiter in Kontakt (VEB, 1984, a), dessen hydraulische Durchlässigkeit im Bereich von  $k_f = 1 \cdot 10^{-5} - 1 \cdot 10^{-6}$  m/s liegt.

Tab. 3-1: Hydrogeologisches Strukturmodell Untersuchungsraum Elsterwerda: Stratigraphische Zuordnung der Grundwasserleiter (GWL) und Grundwassernichtleiter bzw. Grundwassergeringleiter (beide GWNL)

| Stratigraphie                                      | Lithologie                           | Genese                                     | Mächtigkeit, max. [m] | Nomenklatur (VEB, 1984, a,b) | Allgemeine Klassifikation (MAHNHENKE et al., 1995) | GWL/GWNL Untersuchungsraum | Durchlässigkeitsbeiwert $k_f$ [m/s] |       |        |
|--|--------------------------------------|--|-----------------------|------------------------------|--|----------------------------|-------------------------------------|-------|--------|
|  |                                      |  |                       |                              |  |                            | Min.                                | Max.  | Mittel |
| <b>Quartär</b>                                     |                                      |  |                       |                              |  |                            |                                     |       |        |
| Holozän  | Sande, Torf, Moorerde, Schluff, etc. | fluviatil                                  | > 2                   | Ho                           | GWLK 1<br>GWL 1.1                                  |                            | -                                   | -     | -      |
| Holozän bis Saale 1 Nachschütsande                 | Sande, Kiese, vereinzelt Schluff     | fluviatil, glaziofluviatil, glaziolimnisch | 18                    | S1n-Ho                       |  | 1.GWL                      | 3 E-4                               | 1 E-3 | 6 E-4  |
| Saale 1  | Geschiebemergel                      | glazial                                    | > 2                   | S1                           |  | 1.GWNL                     | -                                   | -     | <1E-5  |
| Saale 1 Vorschütsande bis Elster 2 Nachschütsande  | Sande, Kiese                         | fluviatil, glaziofluviatil                 | 22                    | E2n-S1v                      | GWLK 2   | 2.GWL                      | 3 E-4                               | 1 E-3 | 6 E-4  |
| Elster 2   | Geschiebemergel                      | glazial                                    | > 2                   | EII                          |  | 2.GWNL                     | -                                   | -     | <1E-5  |
| Elster 2 Vorschütsande bis Elster 1 Nachschütsande | Sande, Kiese                         | fluviatil, glaziofluviatil                 | 8                     | E1n-E2v                      |  | 3.GWL                      | 1 E-4                               | 1 E-3 | 5 E-4  |
| Elster 1   | Geschiebemergel                      | glazial                                    | > 2                   | EI                           |  | 3.GWNL                     | -                                   | -     | <1E-5  |
| Elster 1 Vorschütsande                             | Sande, Kiese                         | fluviatil, glaziofluviatil                 | 12                    | E1v                          |  | 4.GWL (1)                  | 1 E-5                               | 8 E-4 | 4 E-4  |
| <b>Tertiär</b>                                     |                                      |  |                       |                              |  |                            |                                     |       |        |
| Obere Briesker Folge                               | Sande                                | marin, brackisch                           | 20                    | Br O                         | GWLK 3   | 4.GWL (2)                  | 1 E-5                               | 1 E-4 | 5 E-5  |
| Untere Briesker Folge                              | Ton, Schluff, Braunkohle             | marin, brackisch, Kohlebildung             | 5                     | Br U                         |  | 4.GWNL                     | -                                   | -     | <1E-6  |
|  | Sande                                |  | 50                    |                              |  | 5.GWL                      | 1 E-5                               | 1 E-4 | 5 E-5  |

### 3.1.4.2 Grundwasserdynamik

Die regionale Grundwasserdynamik im Raum Elsterwerda ist durch folgende Situation gekennzeichnet (Abb. 3-4): Im Norden von Elsterwerda, im Bereich des Endmoränenkomplexes, ist eine Grundwasserscheide mit Höhen von 105 – 110 m NN ausgebildet. Der nördliche Grundwasserabstrom erfolgt in Richtung des nördlich gelegenen Beckengebietes. In Richtung Süden strömt das Grundwasser vom Endmoränenkomplex dem Urstromtal zu, wo die Entlastung in den Hauptvorfluter, die Schwarze Elster, erfolgt. Für den Bahnhofsbereich ergibt sich basierend auf dem regionalen Grundwassergleichenplan eine Grundwasserfließrichtung mit südwestlich bis südsüdwestlicher Richtung. Im Stadtgebiet Elsterwerda liegt der Grundwasserspiegel im langjährigen Durchschnitt bei ca. 88,5 m- 89,0 m NN. Der durchschnittliche Flusswasserstand der Schwarzen Elster, im südlichen Abstrom von Elsterwerda, ist in der Karte mit 88, 5 m NN angegeben. Ähnlich der von Norden nach Süden abflachenden Oberflächenmorphologie verringert sich auch der hydraulische Gradient entlang des Fließweges: Nördlich von Elsterwerda beträgt er bis zu ca. 1 %, während er zwischen Elsterwerda und Schwarzer Elster bei ca. 0,3 ‰ liegt.

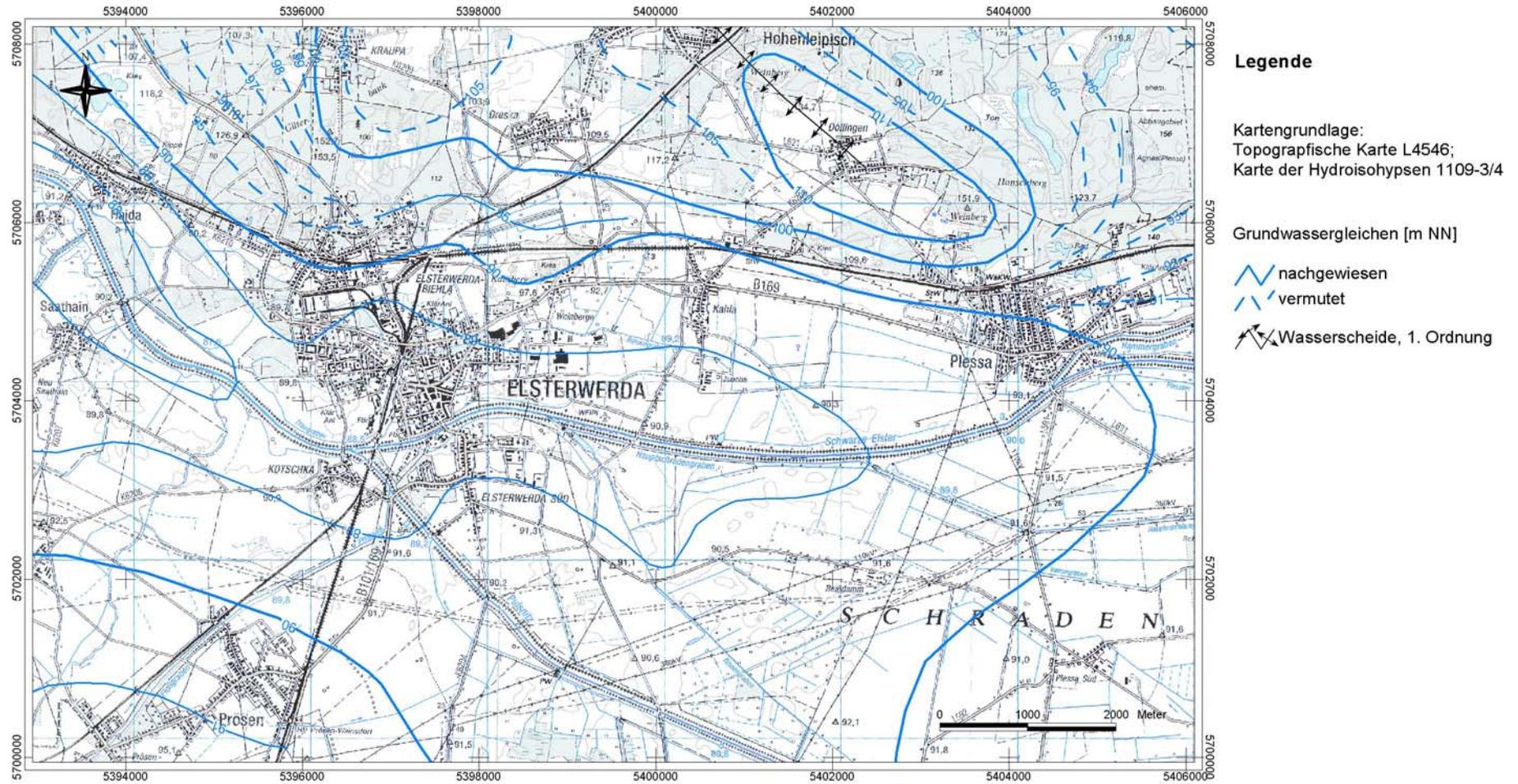


Abb. 3-4: Grundwassergleichplan Raum Elsterwerda (nach VEB, 1984, a und b)

Insgesamt ist das Urstromtal durch eine relativ gleichmäßige Grundwassermorphologie mit durchschnittlichen Flurabständen von bis zu maximal ca. 2 m charakterisiert (LUA, 2000). Wie PICARD (1926) berichtet: „...war das Urstromtal bei Elsterwerda ehemals ein Sumpfland mit sehr hohem Grundwasserstand, dessen Urbarmachung nur durch eine systematische Entwässerung mittels Abzugsgräben und Eindeichung der regulierten Schwarzen Elster und der Pulsnitz möglich war“. Innerhalb holozäner Ablagerungen, z. B. an Torfstichen, wurde das Grundwasser wenige Dezimeter unter der GOK angetroffen.

Der Endmoränenkomplex hingegen besitzt Flurabstände von meist mehr als 10 m. Die Grundwasseroberfläche ist auf Grund der gestörten geologischen Lagerungsverhältnisse teilweise unregelmäßig ausgebildet und durch „Sprünge“ charakterisiert. Dies zeigte sich im Rahmen von hydrogeologischen Untersuchungen zur Grundwasservorratsberechnung für Elsterwerda sowie der Ausweisung von Trinkwasserschutzgebieten der Wasserwerke Hohenleipisch und Döllingen (VEB HYDROGEOLOGIE NORDHAUSEN 1986, 1988).

Die lokale hydrodynamische Situation am Standort Bahnhof Elsterwerda ist durch die hydraulische Sanierungsmaßnahme geprägt. Seit 1998 werden 14 Sanierungsbrunnen im Schadenszentrum mit unterschiedlichen Entnahmeraten betrieben, was zu einer Absenkung des Grundwasserspiegels führt, die den gesamten Bahnhofsbereich beeinflusst. Der lokale hydraulische Gradient ist dadurch zum Schadenszentrum gerichtet (siehe z. B. Abb. 3-8).

### 3.1.5 Böden und Bodennutzung

Die beiden Hauptbodentypen im Lausitzer Urstromtal und den angrenzenden Hochflächen sind Gleyen und Braunerden. Der Auenbereich der Schwarzen Elster ist durch das Auftreten von Vega-Gleye, Auengleye und Auenhumusgleye aus Auelehmsand über Auesand charakterisiert. Teilweise treten auch Pseudogleyen (Auenton über Auensand oder –lehmsand) auf. Der Untersuchungsraum Elsterwerda einschließlich dem östlich gelegenen Schraden ist durch Gleye aus Flusssanden, vergesellschaftet mit Humus- und Anmoorgleye charakterisiert. Ebenfalls sind Moorgleye und Erdnieder Moore aus Torf über Flusssand verbreitet. Im Bereich des nördlich von Elsterwerda gelegenen Hochflächenkomplexes haben sich hauptsächlich podsolige und vergleyte Braunerden entwickelt (LGBR, 2001).

Landwirtschaftlich wird die Elsterniederung als Wiesen-, Weide- und Ackerland genutzt. Der Hochflächenkomplex wird forstwirtschaftlich genutzt und zeichnet sich hauptsächlich durch einen Nadelwaldbewuchs aus. Das Landschaftsbild innerhalb dieses Bereiches ist durch Abbaugruben und Kippen, die durch den Abbau von Kiessand entstanden sind, gestört.

### 3.1.6 Klima

Das Einzugsgebiet der Schwarzen Elster liegt im Übergangsbereich vom maritimen zum kontinentalen Klima. Langjährige Datenreihen des Deutschen Wetterdienstes existieren an der Klimastation Doberlug-Kirchhain, die ca. 20 km nördlich von Elsterwerda liegt, und an der Niederschlagsstation in Elsterwerda. Basierend auf Tageswerten wurden für den Zeitraum 1995-2005 Monatsmittel und Jahreswerte ausgewählter Klimagrößen berechnet.

Das niederschlagsärmste Jahr der Zeitreihe ist das Jahr 2003, siehe Tab. 3-2 und Anhang A, Abb. A-4, in dem in Elsterwerda Niederschläge in einer Höhe von 354 mm/a, in Doberlug-Kirchhain in einer Höhe von 389 mm/a fielen. Unter Ausnahme dieses Jahres sind die Jahresniederschläge in Elsterwerda höher als die an der Station Doberlug-Kirchhain. Auch der 10-jährige Mittelwert liegt mit 612 mm/a in Elsterwerda höher als in Doberlug-Kirchhain (577 mm/a). Das niederschlagsreichste Jahr des untersuchten Zeitraums ist das Jahr 2002, in dem ein überdurchschnittlicher Niederschlag von 751 mm/a in Elsterwerda registriert wurde. Auch bei den Jahren 2004 und 2005 handelt es sich um niederschlagsreiche Jahre.

Tab. 3-2: Mittlere jährliche Klimagrößen, berechnet aus Tageswerten des Deutschen Wetterdienstes: N: Niederschlag,  $E_{t_{pot.}}$ : potentielle Evapotranspiration nach HAUDE, T: Lufttemperatur um 14 Uhr.

| Jahr                        | 1995 | 1996 | 1997 | 1998 | 1999 | 2000 | 2001 | 2002 | 2003 | 2004 | 2005 | Mittelwert |
|-----------------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------------|
| Doberlug-Kirchhain          |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |            |
| N [mm/a]                    | 662  | 482  | 460  | 622  | 503  | 567  | 619  | 736  | 389  | 634  | 670  | 577        |
| $E_{t_{pot. Haude}}$ [mm/a] | 301  | 263  | 376  | 336  | 297  | 361  | 259  | 258  | 377  | 270  | 310  | 310        |
| T [°C]                      | 9,2  | 7,2  | 9,1  | 9,7  | 10,0 | 10,6 | 9,3  | 9,7  | 9,5  | 9,4  | 9,4  | 9,4        |
| Elsterwerda                 |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |            |
| N [mm/a]                    | 680  | 519  | 591  | 653  | 557  | 585  | 637  | 751  | 354  | 698  | 711  | 612        |

Das in Abb. 3-5 dargestellte Niederschlagsregime der Station Doberlug-Kirchhain zeigt eine monatliche Schwankungsbreite der Niederschlagsmenge von 27 mm im April bis zu 77 mm im Juli. Der Jahresgang der Niederschläge in Elsterwerda zeigt einen ähnlichen Verlauf, jedoch liegen, wie bereits erwähnt, die Niederschlagswerte etwas über denen der Station Doberlug-Kirchhain (siehe Anhang A, Abb. A-4). Die mittlere potentielle Evapotranspiration nach HAUDE (1955), die auf der Datengrundlage der relativen Luftfeuchte und Lufttemperatur basiert, liegt während des gesamten Jahres unterhalb der Niederschlagsmenge. Der Temperaturgang zeigt im Winter (Dezember/Januar) durchschnittliche Temperaturen um den Gefrierpunkt und ein ausgeprägtes Maximum in den Sommermonaten Juni bis August mit Temperaturen zwischen 17 – 19 °C.

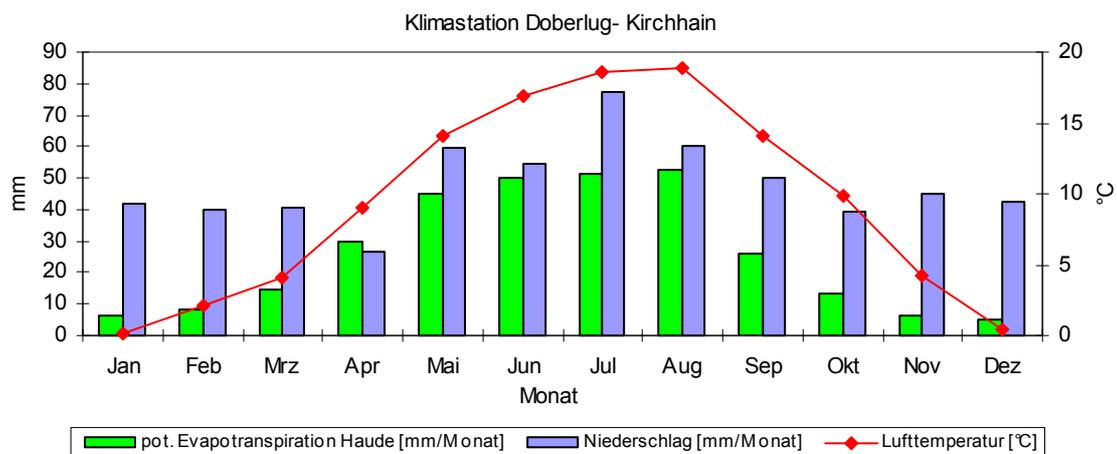


Abb. 3-5: Langjährige Monatsmittel ausgewählter Klimagrößen der Station Doberlug-Kirchhain (Zeitreihe 01.01.1995-31.12.2005)

### 3.1.7 Oberflächengewässer

Das Untersuchungsgebiet liegt in dem insgesamt 5541 km<sup>2</sup> großen Einzugsgebiet der Schwarzen Elster, die am Hochstein im Lausitzer Bergland entspringt und nach 179 km Lauflänge bei Elster in die Elbe mündet. Als rechter Nebenfluss der Elbe durchfließt sie die Bundesländer Sachsen, Brandenburg und Sachsen-Anhalt. Die Größe des Einzugsgebietes bei Elsterwerda beträgt ungefähr 1860 km<sup>2</sup>. Der Niederlausitzer Grenzwall trennt als Wasserscheide das Lausitzer vom Baruther Urstromtal und damit die Einzugsgebiete der Schwarzen Elster und der Spree. Das Quellgebiet der Schwarzen Elster besitzt Mittelgebirgscharakter mit einem durchschnittlichen Sohlgefälle von 11 ‰, das sich jedoch nach wenigen Flusskilometern stark verringert. Im Land Brandenburg beträgt das Sohlgefälle im Durchschnitt 0,3 ‰ (LUA, 1997, BFG, 2003, a).

Im Zuge der wirtschaftlichen Erschließung (Braunkohletagebau Niederlausitz und Folgeindustrie) sowie der Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung der Elsterniederung wurde die Schwarze

Elster im Zeitraum vom 1853 bis 1857 mehrfach reguliert. Verzweigte Elsterläufe wurden trockengelegt und das Gewässerbett begradigt, kanalisiert und eingedeicht. Zum Schutz vor periodischen Überschwemmungen wurde weiterhin ein Entwässerungssystem in der Niederung erbaut. Nach 1945 wurde infolge des fortschreitenden Tagebauaufschlusses der Verlauf nochmals verändert (LUA, 1997).

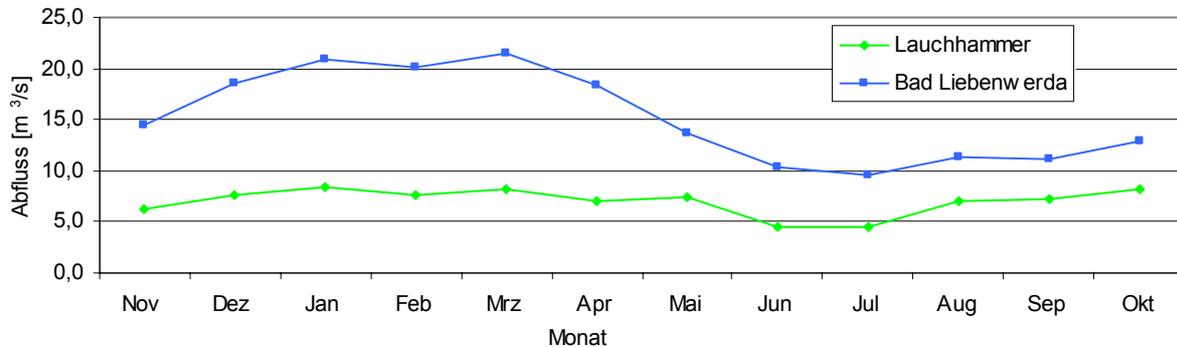


Abb. 3-6: Mittlerer Abflussjahresgang an den Pegeln Lauchhammer und Bad Liebenwerda (Daten aus DGJ, 1997: in BFG, 2003, a)

Infolge von Grundwassereinleitungen der intensiven Bergbautätigkeit im Raum Lauchhammer, Senftenberg und Hoyerswerda, durch Versickerung aus dem Gewässerbett und durch Wasserentnahme für die kommunale und industrielle Versorgung, werden die Abflussverhältnisse der Schwarzen Elster nachhaltig beeinflusst. Langjährige Abflussmessreihen liegen an den in der Nähe des Untersuchungsgebietes installierten Pegeln Lauchhammer und Bad Liebenwerda vor, die vom Landesumweltamt Brandenburg betrieben werden. Das Abflussregime ist durch ein Maximum im Winterhalbjahr (Januar bis März) und ein Minimum im Sommerhalbjahr (Juni und Juli) gekennzeichnet, was deutlicher bei dem unterstromigen Pegel Bad Liebenwerda zu erkennen ist (Abb. 3-6). Das Niveau des Abflussmaximums am oberstromigen Pegel liegt bei ca. 8 m³/s und steigt bis Bad Liebenwerda auf ca. 21 m³/s an. Im Sommer sinken die langjährigen, mittleren Abflüsse im Oberstrom auf ein Niveau von ca. 5 m³/s, im Unterstrom auf ca. 10 m³/s.

Die mittlere Abflusspende des gesamten Einzugsgebietes der Schwarzen Elster liegt bei 5,07 l/s·km² (BFG, 2003, a). An den Pegeln Lauchhammer und Bad Liebenwerda lassen sich im Vergleich dazu die Abflusspenden aus dem mittleren Abfluss (MQ, Tab. 3-3) mit Werten von 4,29 l/s·km² und 5,15 l/s·km² berechnen.

Tab. 3-3: Gewässerkundliche Hauptzahlen der Abflusspegel Lauchhammer und Bad Liebenwerda, Zeitreihe: 1974-1997 (DGJ, 1997 in: BFG, 2003, a)

| Pegel           | A <sub>EZ</sub><br>[km²] | Lage<br>[km] | PNP<br>[m NN] | NQ<br>[m³/s] | MNQ<br>[m³/s] | MQ<br>[m³/s] | MHQ<br>[m³/s] | HQ<br>[m³/s] |
|-----------------|--------------------------|--------------|---------------|--------------|---------------|--------------|---------------|--------------|
| Lauchhammer     | 1513                     | 87,5         | 91,86         | 1,8          | 3,1           | 6,5          | 21,3          | 37,6         |
| Bad Liebenwerda | 3184                     | 59,6         | 83,91         | 2,2          | 6,2           | 16,4         | 54,0          | 91,5         |

mit:

- A<sub>EZ</sub>: Fläche des Einzugsgebietes
- PNP: Pegelnullpunkt
- NQ: Niedrigster Abfluss der Zeitreihe
- MNQ: Arithmetisches Mittel der Niedrigstwerte verschiedener Abflussjahre
- MQ: Arithmetisches Mittel der Zeitreihe
- MHQ: Arithmetisches Mittel der Höchstwerte verschiedener Abflussjahre
- HQ: Höchster Abfluss der Zeitreihe

### 3.1.8 Grundwasserneubildung

Die flächendeckende Modellierung von Wasserhaushaltsgrößen (LUA, 2000) für das Land Brandenburg gibt für das Einzugsgebiet der Schwarzen Elster für die langjährige Zeitreihe von 1961-1990 eine mittlere Grundwasserneubildung von 116 mm/a an. Die Neubildung erfolgt stärker im Winter- (83 mm) als im Sommerhalbjahr (33 mm). Diese Ergebnisse wurden mittels des Abflußbildungsmodells ABIMO rasterbezogen berechnet, das als Grundlage das von GLUGLA et al. (1976 und 1989) entwickelte Verfahren RASTER verwendet, das wiederum auf der BAGROV-Beziehung (z. B. BFG, 2003, b und ZGI, 1980) beruht. Da der Oberflächenabfluß im Norddeutschen Tiefland nur einen geringen Prozentsatz des Gesamtabflusses beträgt, meist weniger als 10 %, kann bei Betrachtungen im Landesmaßstab die Grundwasserneubildung mit ausreichender Näherung dem Gesamtabfluss gleichgesetzt werden. Die recht groben Raster der flächendeckenden Karte des Programms RASTER zeigen bei Elsterwerda eine Belegung mit den beiden Klassen 50-100 und 100-150 mm/a. Die höheren Werte stehen besser mit den Einzelberechnungen aus Gutachten in Einklang, die nach dem gleichen Verfahren erfolgten (siehe Tab. 3-4). Im Vergleich dazu können mittels des zeitlich und räumlich hochauflösenden Modells ARC/EGMO Sickerwasserbildung und Oberflächenabfluss getrennt berechnet werden. Der durchschnittliche Wert der Sickerwasserbildung für das Einzugsgebiet der Schwarzen Elster liegt bei 77 mm/a. Die gesamte Grundwasserneubildung fällt hier auf das Winterhalbjahr, während in den Sommermonaten eine Aufzehrung, erkennbar an dem negativen Sommerwert, erfolgt.

Tab. 3-4: Mittlere Grundwasserneubildung

| Quelle   | Untersuchungsgebiet<br>(unterirdisches EZ)    | Zeitraum  | Methode  | Flächen-<br>differenziert | Grundwasser-<br>neubildung<br>[mm/a] |
|--|---|-----------|--|---------------------------|--------------------------------------|
| LUA (2000)                                     | EZ Schwarze Elster<br>(2859 km <sup>2</sup> ) | 1961-1990 | ABIMO  | ja                        | 116                                  |
|  |   | Winter    |  |                           | 83                                   |
|  |   | Sommer    |  |                           | 33                                   |
|  |   | 1961-1990 | RASTER   | ja                        | 100-150                              |
|  |   | 1961-1990 | ARC/EGMO<br>(Sickerwasserbildung)  | ja                        | 76,7                                 |
|  |   | Winter    |  |                           | 103,5                                |
|  |   | Sommer    |  |                           | -26,8                                |
|  |   | 1961-1990 | ARC/EGMO<br>(Gesamtabfluss)  | ja                        | 90,0                                 |
|  |   | Winter    |  |                           | 58,4                                 |
|  |   | Sommer    |  |                           | 31,8                                 |
|  |   | 1961-1990 | ARC/EGMO<br>(Oberflächenabfluss)   | ja                        | 13,2                                 |
| Winter   | 6,8   |           |  |                           |                                      |
| Sommer   | 6,4   |           |  |                           |                                      |
| JORDAN & WEDER<br>(1995)                       | Lausitzer Urstromtal                          | k.A.      | regionaler Mittelwert  | k.A.                      | 170-205                              |
| VEB Hydrogeologie<br>Nordhausen (1986)         | Esterwerda-Biehla                             |           | BAGROV/GLUGA   | ja                        |                                      |
|  | Fassung I (1 km <sup>2</sup> )                | 1954      |  |                           | 145                                  |
|  | Fassung II (1,2 km <sup>2</sup> )             | 1954      |  |                           | 158                                  |
|  | Fassung III (2,0 km <sup>2</sup> )            | 1954      |  |                           | 185                                  |
|  | Fassung I (1 km <sup>2</sup> )                | 1985      |  |                           | 249                                  |
|  | Fassung II (1,2 km <sup>2</sup> )             | 1985      |  |                           | 158                                  |
|  | Fassung III (2,0 km <sup>2</sup> )            | 1985      |  |                           | 233                                  |
|  | Kraupa (0,6 km <sup>2</sup> )                 | 1985      |  |                           | 287                                  |
| VEB Hydrogeologie<br>Nordhausen (1988)         | WW Hohenleipisch (2,42 km <sup>2</sup> )      |           | BAGROV/GLUGA   | ja                        | 244                                  |
|  | WW Döllingen ( 1,43 km <sup>2</sup> )         |           |  | ja                        | 269                                  |
| Fugro (2002)                                   | Oschätzchen                                   |           | BAGROV/GLUGLA  | ja                        | 142                                  |
| Folgende Datensammlung entstammt FUGRO (2002): |   |           |  |                           |                                      |
| VEB Hydrogeologie<br>Nordhausen (1968)         | WW Oschätzchen (37 km <sup>2</sup> )          | 1967-68   | ZIESCHANG  | nein                      | 126                                  |
| VEB Hydrogeologie<br>Nordhausen (1972)         | WW Oschätzchen (32,6 km <sup>2</sup> )        | 1970      | Durchfluß nach Darcy   | nein                      | 148                                  |
|  |   |           | GLUGLA   | ja                        | 158                                  |
|  |   |           | GLUGLA, minimales<br>Liefervermögen eines<br>Trockenjahres (N=409<br>mm/a) | ja                        | 79                                   |
|  | WW Oschätzchen (33,8 km <sup>2</sup> )        |           | sicherer unterirdischer<br>Mindestabfluss                                  |                           | 148                                  |
| Grundwasser-<br>prognose (1995)                | Oschätzchen                                   |           | Programm RASTER<br>(BAGROV/GLUGLA)   | ja                        | 164                                  |

Weitere Berechnungen zur Grundwasserneubildung und des verfügbaren Grundwasserdargebots wurden im Rahmen der Wasserwerksplanung im Bereich des Hochflächenkomplexes bei Elsterwerda-Biehla, Kraupa, Dreska, Hohenleipisch und Döllingen vorgenommen. Die Berechnungen der Grundwasserneubildung erfolgen flächendifferenziert und basieren auf der BAGROV-Beziehung. Für die Wasserfassungen des WW Elsterwerda wurde u. a. der Einfluss der vegetationslosen Flächen in Bezug auf die Grundwasserneubildung untersucht (VEB HYDROGEOLOGIE NORDHAUSEN, 1986). Die Berechnung der Grundwasserneubildung für das Jahr 1954 berücksichtigt die natürliche Vegetation und liegt im Bereich von 145 – 185 mm/a. Durch die Erweiterung des Kalksandsteinwerkes Mitte der 70er Jahre erhöhte sich sprunghaft der Anteil der devastierten Flächen, was eine Erhöhung der Grundwasserneubildung zur Folge hatte. Der Anteil der vegetationslosen Flächen steigt weiter bis zu den Jahren 1980/81. Daher zeigt die Grundwasserneubildung im Jahr 1985 im Vergleich zu 1954 höhere Werte, die zwischen 158 mm/a und 287 mm/a schwanken. Die Gültigkeit der Neubildungswerte wird höchstens bis zum Jahr 1995 angenommen, da im Gebiet die Wiederaufforstung geplant war bzw. auch erfolgt ist. Auf Grund des höheren vegetativen Anteils heutzutage gegenüber 1985 ist daher anzunehmen, dass die Werte der Grundwasserneubildung sich im Laufe der Zeit wieder vermindert haben. Die 1988 durchgeführten Berechnungen für die WW Hohenleipisch und WW Döllingen (VEB HYDROGEOLOGIE NORDHAUSEN, 1988) zeigen vergleichbare Neubildungswerte mit 244 mm/a und 269 mm/a.

Im Rahmen der Neufestsetzung des Wasserschutzgebietes für das Wasserwerk Oschätzchen, das heutzutage u. a. die Stadt Elsterwerda versorgt, wird die Grundwasserneubildung mit Werten im Bereich von 126 bis 164 mm/a angegeben (FUGRO, 2002).

## 3.2 Grundwassermonitoring

Begleitend zur hydraulischen Sanierung wird am Standort Bahnhof Elsterwerda ein Grundwassermonitoring durchgeführt, das eine Vielzahl von Wasserstandsdatensätzen, sowie Grundwasseranalysen mit unterschiedlichem Parameterumfang beinhaltet. Ende 2003 wurden in das Monitoringprogramm zur Bestimmung von Wasserständen auch Oberflächenwassermesspunkte integriert. Weiterhin liegen Analysenergebnisse zu Sediment- und Bodenluftuntersuchungen vor, die Aufschluss über die Bodenbelastung in der ungesättigten Zone liefern. Die Durchführung und Betreuung einschließlich der analogen und digitalen Datenverwaltung des Monitorings erfolgt durch das Ingenieurbüro GEO-DITTMANN und Jörg Freigang, DIPLOM-GEOLOGE. Die Sanierungsbegleitung wird in Form von halbjährlichen Berichten dokumentiert. In der vorliegenden Arbeit finden nur solche Datensätze Verwendung, die zur Bearbeitung der jeweiligen Fragestellung erforderlich sind.

### 3.2.1 Messstellennetz

Das seit 1997 ständig weiter ausgebauten Messstellennetz besteht aus 15 Sanierungsbrunnen und 65 Grundwassermessstellen. Messungen der Oberflächengewässer werden an 6 Messpunkten vorgenommen (Abb. 3-7 und Anhang A, Abb. A-5).

Da es sich um einen oberflächennahen Grundwasserschaden handelt, ist der Messstellenausbau auf dem Bahnhofsgelände, unter Ausnahme von vier neu errichteten Messstellengruppen, durch geringe Endteufen charakterisiert. Die Sanierungsbrunnen SB 1 bis SB 10 besitzen eine Endteufe von 8 m und sind im Bereich von 2 – 5 m u. GOK verfiltriert. Bei den Brunnen SB 10 bis SB 14 und Phasenbrunnen 1 (Phbr1) liegen die Filterstrecken bei ca. 3 – 6 m u. GOK und die Endteufe bei 9 m bzw. 7 m (Phbr1). Die Filterstrecken der Grundwassermessstellen liegen ebenfalls im Bereich von ca. 3 – 6 m u. GOK mit Endteufen von ca. 6 m u. GOK. Um auch die Beschaffenheit des tieferen Grundwasserleiters zu erkunden, wurden im August 2003 vier Messstellengruppen á 3 Messstellen konstruiert. Die Bohransatzpunkte wurden entlang einer Transekte durch das Schadenszentrum, parallel zur natürlichen Grundwasserfließrichtung, gelegt: DB 32 im Anstrom, DB 21 im Zentrum, DB 30 im Übergangsbereich und DB 25 im Abstrom des Schadenszentrums. Es handelt sich um einzeln gebohrte, 2''-Messstellen, die jeweils im Bereich von 3 - 6 m (OP), 8 - 11 m (MP) und 13 - 16 m (UP) u. GOK mit HDPE-Filterrohren ausgebaut wurden.

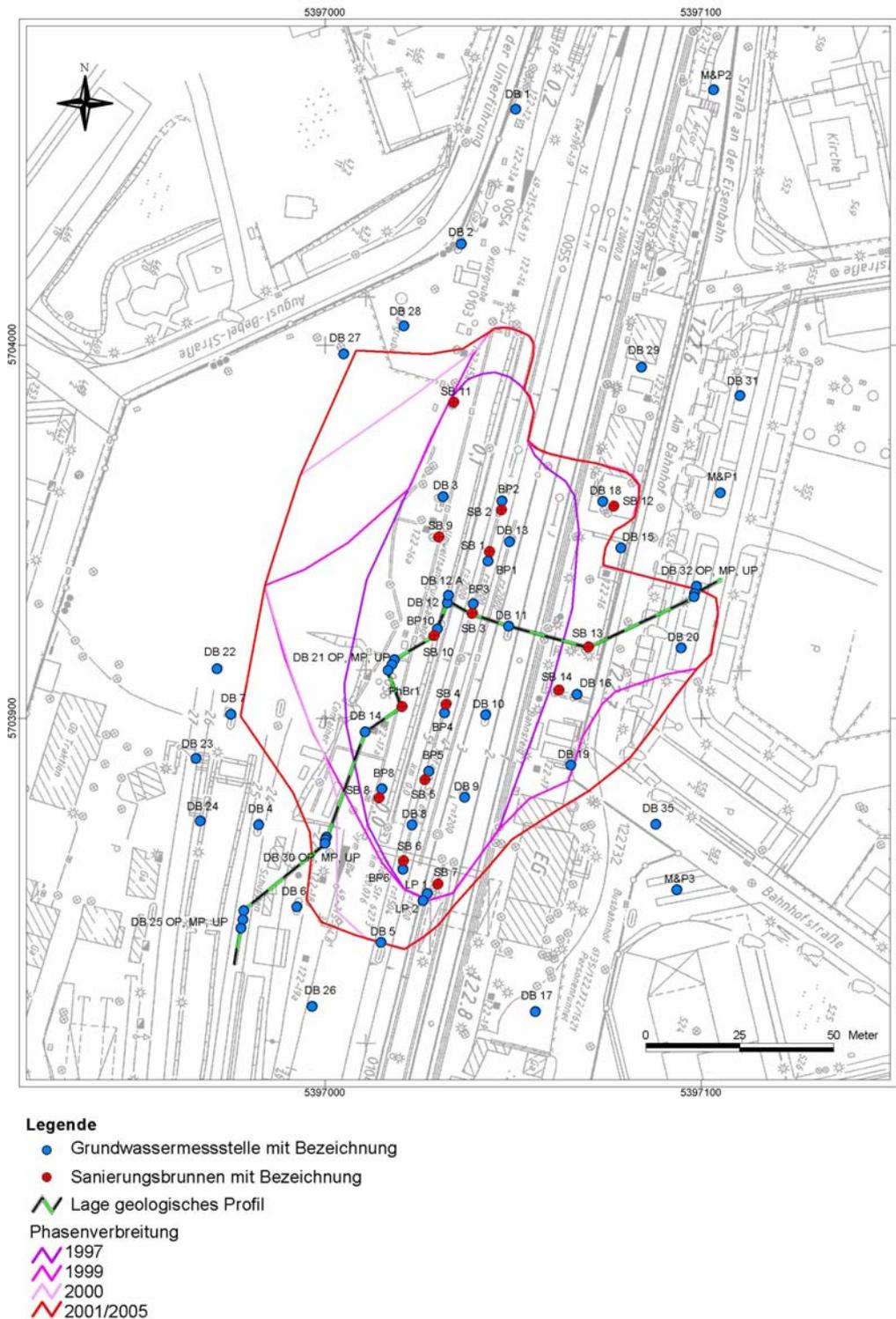


Abb. 3-7: Messstellennetz und Phasenverbreitung am Standort Bahnhof Elsterwerda (Kartengrundlage: Lageplan Ivl 6135 GU, Deutsche Bahn AG, Geschäftsbereich Netz)

Trotz hoher Messstellendichte im Bahnhofsbereich war für die Erstellung des numerischen Grundwassermodells eine Vergrößerung des GW-Messstellennetzes sowie die Untersuchung von Oberflächengewässern erforderlich. Ab Juni 2003 wurden dazu die im Umfeld des Bahnhofs gelegenen Grundwassermessstellen GWM 1 - 3 und die Feuerlöschbrunnen FLB 1 - 4, die für andere Messnetze bzw. zu anderen Zwecken errichtet wurden, in das Monitoringprogramm aufgenommen (Anhang A, Abb. A-5). Zur Analyse der hydraulischen Verbindung zwischen Schwarzer Elster und dem Grundwasserleiter wurden im August 2003 die elsternahen Grundwassermessstellen DB 33 und

DB 34 errichtet. Es handelt sich um 2“-Messstellen mit einer Filterstrecke von 2 - 5 m u. GOK. Wasserstände der Schwarzen Elster werden seit Oktober 2002 an den drei südlich gelegenen Brücken, den Messpunkten OFL 3 - 5 bestimmt. Da die Wasserstandsmessungen am Graben Lessingstrasse (OFL 1), dem Plessa-Haidaer-Binnengraben (OFL 2) und dem Thaugraben (OFL 6) zeigten, dass diese Gewässer im Untersuchungsgebiet keinen hydraulischen Kontakt zum Grundwasserleiter besitzen, wurde auf eine Berücksichtigung im Modell verzichtet.

### 3.2.2 Benzinphasenverbreitung

Das Monitoring umfasst die regelmäßige Kartierung der horizontalen Benzinphasenverbreitung. Anhand von ca. 142 oberflächennahen Schlitzbohrungen wurde die Verbreitungsgrenze bis zum Jahr 2001 bestimmt. Zu Beginn der Sanierungsmaßnahmen wurde für die Bestimmung ein monatliches Intervall gewählt, das später auf einen jährlichen Messturnus vergrößert wurde. Wie Abb. 3-7 zeigt, erfolgte während der ersten Jahre der hydraulischen Sanierung eine Ausweitung der Phasenverbreitung. Spätere Kartierungen - die letzte wurde im Jahr 2005 durchgeführt - zeigten keine wesentlichen Veränderungen der kartierten Grenze. Die Ausweitung der Phasenverbreitung liegt bei ungefähr 25 m zwischen den Jahren 1997 und 2001. Jedoch existiert ein Bereich bei der Messstellengruppe DB 32, d. h. in östlicher Richtung, bei dem gegenüber der Ausgangsverbreitung eine Vergrößerung von 40 m stattgefunden hat. In nordnordöstlicher und südsüdöstlicher Richtung hingegen sind die Verbreitungsgrenzen zwischen 1997 und 2001 praktisch identisch.

### 3.2.3 Grund- und Oberflächenwasserstände

Sanierungsbegleitend erfolgten regelmäßig Stichtagsmessungen in den Grundwassermessstellen. Dabei wurde der Grundwasserstand und im Schadenszentrum zusätzlich die Phasenober- und -unterkante in den Messstellen mit Mehrphasenmessgeräten ermittelt. Das Messintervall war zu Beginn der Sanierung ungefähr wöchentlich bei einer geringeren Anzahl von nur 17 Grundwassermessstellen. Ab September 1999 erfolgten die Stichtagsmessungen monatlich. Seit Januar 2005 erfolgt in ausgewählten Grundwassermessstellen die Messwerterfassung automatisch mittels Divern (Fa. Van Essen Instruments) im 2-stündigen Messintervall. Zur Datenverifizierung werden in regelmäßigen Abständen die Grundwasserstände zusätzlich manuell gemessen. Eine kontinuierliche Messwerterfassung liegt an den GWM DB 12A, DB 26 und den elsternahen Messstellen DB 33 und DB 34 vor. Auch im Rahmen des Wiederanstiegs- und Pumpversuchs kamen die Datenlogger zum Einsatz.

An den im Oktober 2002 ins Messprogramm aufgenommenen Oberflächenmesspunkten erfolgte die Bestimmung der Wasserstände mittels manueller Lotung. An der Schwarzen Elster wurde die Lotung von den Brücken an den Messpunkten OFL 3 - 5 vorgenommen. Die Messungen wurden zunächst in den monatlichen Turnus der Stichtagsmessungen aufgenommen. Um die Aussagekraft der Flusswasserstandsdaten zu erhöhen wurde ab März 2004 am Messpunkt OFL 5 ein wöchentliches bis halbwochentliches Messintervall vorgegeben.

Im Zeitraum von April 1998 – Dezember 2005 wurden insgesamt 5.457 Datensätze an Grund- und Oberflächenwassermessstellen gewonnen. Zur Interpretation der Grundwasserdynamik wurden die Datenreihen in Hinblick auf ihre zeitliche Entwicklung zunächst statistisch ausgewertet. Im Anschluss wurden für sämtliche Stichtage Grundwassergleichenpläne konstruiert. Dabei wurde die Interpolation mit dem Programm Surfer 7.0 (Fa. Golden Software) vorgenommen und die Ergebnisse zur Interpretation in ArcView 3.2 (Fa. ESRI) visualisiert. Da die Messstellen des lokalen Messnetzes im Bahnhofsbereich während des gesamten Untersuchungszeitraums durch Grundwasserentnahmen beeinflusst waren, ist hier eine Aussage in Bezug auf die natürlichen Bedingungen der Grundwasserdynamik, die für das numerische Grundwassermodell von Bedeutung sind, nur begrenzt möglich. Die sukzessive Vergrößerung des Messnetzes auf den nördlichen Anstrombereich bis hin zur Schwarzen Elster ermöglichte es ab Sommer 2003 auch die Grundwasserdynamik des weiteren Untersuchungsgebietes zu analysieren. Dabei wurden für die Konstruktion der Grundwassergleichen auch die Elsterwasserstände OFL 3 - 5 einbezogen um die Vorflutfunktion zu erkennen.

### 3.2.4 Grundwasserbeschaffenheit

Zur Überwachung der Ausbreitung von Schadstoffen am Standort, die eine Sicherung der uneingeschränkten Grundwasserqualität im Abstrom impliziert, werden seit November 1998 halbjährlich Grundwasserbeprobungen und -analysen von dem Labor für Wasser und Umwelt GmbH in Bad Liebenwerda (LWU) nach den gängigen DIN-Prüfverfahren und Regelwerken durchgeführt. Nicht nur das Messnetz wurde in den Folgejahren vergrößert, sondern auch der Parameterumfang wurde erhöht. Insbesondere durch die Diskussion der Möglichkeit von MNA am Standort wurde das Analysenspektrum so angepasst, dass auch natürliche Schadstoffminderungsprozesse für den Standort bewertet werden können. Im Zeitraum 1998 bis 2005 liegen 14 Datensätze von Stichtagsbeprobungen vor, die insgesamt mehr als 16.000 Einzelanalysen beinhalten. Die Datensätze umfassen physikochemische Parameter sowie Analysen der Beschaffenheit des Grundwassers. Eine Zusammenstellung des Parameterumfangs zeigt Tab. 3-5.

Tab. 3-5: Grundwassermonitoring: Parameterspektrum Grundwasserbeschaffenheit

| Parameter                       | Analysenumfang 11/2005, in runden Klammern: Bestimmungsgrenze (LWU)   |
|---------------------------------|---|
| Physikochemische Parameter:     | Lf [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ], pH [-], $E_H$ [mV], $\text{O}_2$ [mg/l, %], T [ $^{\circ}\text{C}$ ]  |
| Anorganik:                      | $K_{\text{S4,3}}$ -Wert (-), Gesamthärte (0,01 mgCaO/l)   |
| Anionen:                        | $\text{NO}_3^-$ (1,0 mg/l), $\text{NO}_2^-$ (0,05 mg/l), $\text{SO}_4^{2-}$ (1,0 mg/l), o- $\text{PO}_4^{3-}$ (0,05 mg/l), $\text{HCO}_3^-$ (-) |
| Kationen:                       | $\text{Fe}_{\text{ges}}$ , $\text{Fe}^{2+}$ , $\text{Fe}^{3+}$ , $\text{Mn}_{\text{ges}}$ , $\text{Mn}^{2+}$ , $\text{NH}_4^+$ (0,005 mg/l),    |
| Organik:                        | BTEX: Benzen, Toluol, Ethylbenzen, m-, p-Xylen, o-Xylen (4 $\mu\text{g}/\text{l}$ ),<br>MKW (0,01 mg/l), KW-Index (0,1 mg/l)                    |
| Undissoziierte Stoffe,<br>Gase: | $\text{SiO}_2$ (0,01 mg/l), $\text{CO}_2$ (-), $\text{H}_2\text{S}$ (0,01 mg/l), $\text{CH}_4$ (10 $\mu\text{g}/\text{l}$ )                     |

Um eine höhere Datendichte an den neu errichteten Messstellengruppen zu erzielen, wurden diese nach der turnusmäßigen Beprobung im August 2003 zusätzlich zweimal durch die TU Berlin im vierteljährlichen Abstand beprobt. Die Wasserentnahme aus den Grundwassermessstellen erfolgte mit einer Tauchpumpe MP1 (Fa. Grundfoss). Während der Beprobung wurden die physikochemischen Parameter spezifische elektrische Leitfähigkeit Lf, der pH-Wert, die Redoxspannung E, der Sauerstoffgehalt  $\text{O}_2$  und die Temperatur T nach DIN 38404 (2005) und DIN EN 27888 (1993) mit Messgeräten der Fa. WTW GmbH im Förderstrom einer Durchflusszelle registriert. Die gemessenen Redoxspannungen E wurden auf die Wasserstoffbezugselektrode umgerechnet und als Redoxpotenziale  $E_H$  angegeben. Die Vorgehensweise bei der Beprobung, Konservierung, Aufbewahrung und dem Transport der Proben erfolgte nach DVWK 128 (DVWK, 1992) und DVWK 245 (DVWK, 1997). Chemische Vor-Ort-Parameter wurden an nicht konservierten Proben mittels Schnelltests durchgeführt: Carbonat- und Gesamthärte mit Tests der Fa. Merck, zweiwertiges Eisen mit der Methode FerroZine der Fa. Hach an einem portablen Spektralphotometer HACH DR 2000.

Die Analysen der Hauptan- und -kationen erfolgte im Labor des Fachgebietes Hydrogeologie der TU-Berlin. Die Anionen Nitrat, Sulfat, Phosphat, Chlorid, Fluorid und Bromid wurden am Ionenchromatografen DIONEX DX120 analysiert. Für die Analyse der Kationen Natrium, Kalium, Calcium, Magnesium, Eisen und Mangan kamen Atomadsorptionsspektroskopie und Atomemissionsspektroskopie zum Einsatz. Die Kohlenstoffbestimmung wurde am Analysegerät LiqITOC TOC/TNb durchgeführt. In Anhang B ist eine Zusammenfassung der Merkmale der Probennahme, sowie eine Zusammenstellung der eingesetzten Analysegeräte bzw. -methoden einschließlich der jeweiligen Bestimmungsgrenzen gegeben. Die Analytik der organischen Inhaltsstoffe BTEX wurde vom Labor LWU durchgeführt.

Für die Bewertung des natürlichen Abbau- und Rückhaltepotenzials am Standort wurde im Rahmen der vorliegenden Arbeit die zeitliche und räumliche Entwicklung der Grundwasserbeschaffenheit

analysiert. Der Schwerpunkt lag dabei auf dem qualitativen Nachweis von NA-Prozessen und der Analyse der Redoxzonen im Grundwasser. Dazu wurden für einzelne Elektronenakzeptoren und –donatoren sowie für weitere ausgewählte Parameter Verteilungskarten für die einzelnen Stichtagskampagnen mittels Surfer 7.0 und ArcView 3.2 erstellt. In den Darstellungen wurde stets mit dem jüngsten Datensatz begonnen und die zeitliche Entwicklung rückschreitend dargestellt (siehe z. B. Abb. 4-13 oder Anhang E, Abb. E-1 bis E-13). Die teufenabhängige Entwicklung der Grundwasserbeschaffenheit wurde anhand von Profilen entlang der Messstellengruppen und zusätzlich aus den Analyseergebnissen der Direct-Push-Kampagnen ausgewertet.

### 3.3 Bestimmung hydraulischer Kennwerte

Zur Bestimmung hydraulischer Kennwerte des Grundwasserleitersystems wurden im Gelände Wiederanstiegs- und Pumpversuche durchgeführt. In Ergänzung dazu lieferten DARCY-Durchflussversuche und Siebanalysen an gestörten und ungestörten Bodenproben ebenfalls Daten zur hydraulischen Durchlässigkeit.

#### 3.3.1 Wiederanstiegs- und Pumpversuch

Mittels Wiederanstiegs- und Pumpversuchen wurden hydraulische Parameter des kontaminierten Grundwasserleiters bestimmt. Dazu musste eine vorübergehende Unterbrechung des laufenden Sanierungsbetriebs erfolgen. Für den Wiederanstiegsversuch wurde am 26.10.04 die gesamte Brunnenanlage ausgeschaltet und der Wiederanstieg des Grundwasserspiegels in verschiedenen Brunnen und Grundwassermessstellen registriert. Zu Versuchsbeginn waren die Brunnen SB 1, SB 2, SB 3, SB 4, SB 6, SB 8, SB 9, SB 10 und Phbr1 (Abb. 3-8) mit unterschiedlichen Förderraten in Betrieb. Die Registrierung der sich verändernden Grundwasserstände erfolgte in den Messstellen SB 8, SB 9, SB 10 und DB 12 A automatisch mittels Divern. Zusätzlich wurde in den Messstellen SB 3, BP 3, BP 8, BP 10, SB 14 und DB 30OP manuell mittels Lichtloten und Phasenmessgeräten gemessen. Die Auswertung des Wiederanstiegsversuchs erfolgte mit dem Geradlinienverfahren nach THEIS (1935) (z. B. in: KRUSEMANN & DE RIDDER, 1994, LANGGUTH & VOIGT, 1980). Der Wiederanstieg, der nach dem Abschalten der Pumpe beginnt, wird dabei so beschrieben, als ob ein Injektionsbrunnen anstelle des bisherigen Förderbrunnens Wasser in den Grundwasserleiter mit der Rate einspeist, die der bisherigen Förderrate entspricht. Durch den permanenten Sanierungsbetrieb ergibt sich die Problematik, dass einerseits die für die Auswertung benötigte Pumpdauer vor dem Abschalten der Pumpe unbekannt ist. Andererseits ist zu beachten, dass in Abweichung zu dem Verfahren nach THEIS die Grundwasseroberfläche durch eine Überlagerung von mehreren Absenktrichtern um die jeweiligen Entnahmebrunnen beeinflusst ist.

Vor der vollständigen Wiederinbetriebnahme der Sanierungsanlage am 29.10.04 wurde zur Durchführung eines hydraulischen Pumpversuchs nur der Sanierungsbrunnen SB 10 mit einer Förderrate von 9,79 m<sup>3</sup>/h für eine Dauer von 90 Minuten eingeschaltet. Die Absenkung des Grundwasserspiegels wurde in der Nähe des Entnahmebrunnens an den Messpunkten BP 10, DB 12A, DB 3 und DB 21OP automatisch und in weiter entfernt liegenden Messstellen manuell gemessen (DB 11, SB 9, DB 14, DB 3, BP 8, SB 8). Die Pumpversuchsauswertung erfolgte nach dem Auswerteverfahren von THEIS (1935) und verschiedenen Geradlinienverfahren nach COOPER & JACOB (1964) (z. B. in: KRUSEMANN & DE RIDDER, 1994, LANGGUTH & VOIGT, 1980).

Für die Auswertung der Versuche wurde die Software HydroTec2002 (Fa. GeoLogik) verwendet. Lagepläne, Messprogramm und die Einzelauswertung der durchgeführten Versuche befinden sich im Anhang D.

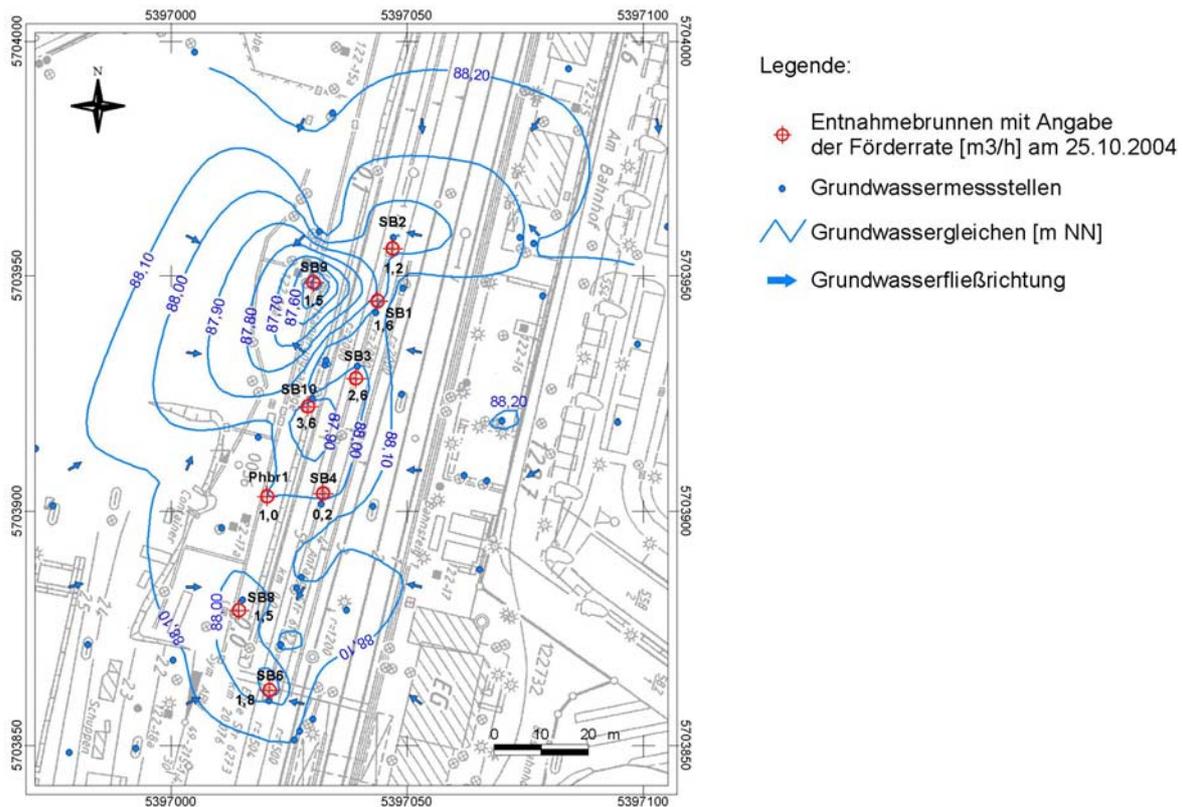


Abb. 3-8: Ausgangssituation Wiederanstiegsversuch am 25.10.2004: Der Betrieb von 9 Sanierungsbrunnen führt zur Ausbildung eines asymmetrischen Absenkungsbereichs der Grundwasseroberfläche

### 3.3.2 Bodenprobennahme

Für die Durchführung verschiedener Laboruntersuchungen erfolgte während der Errichtung der Messstellengruppen im August 2003 die Probenahme von gestörten und ungestörten Bodenproben. Das Probenmaterial wurde außerhalb des Schadenszentrums gewonnen und repräsentiert somit den nicht kontaminierten Grundwasserleiter.

An der Bohrung DB 25 UP wurden durch die Fa. Wöltjen GmbH während des Bohrvorgangs bis zu einer Tiefe von 14,5 m u. GOK ungestörte Bodenproben in 1 m langen PE-Linern gewonnen. Die Kerngewinnung erfolgte mit einem Nordmeyer Bohrergerät RSB 0/1.4 in Einfachkernrohren schlagend mit 15-30 Schlägen pro Minute unter Verwendung eines Rammhärens mit einem Fallgewicht von 100 kg.

Die Messstelle DB 32 wurde mittels Rammkernbohrverfahren durch die Fa. Rosenhahn Brunnenbau errichtet. Die Probenahme von gestörten Bodenproben erfolgte von 3 – 16 m u. GOK. Dazu wurden von dem geförderten Bohrgut meterweise Bodenproben in Plastikbehälter abgefüllt.

Für die im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Säulenversuche wurde mit einem Schneckenbohrgerät des Fachgebiets Hydrogeologie eine Bohrung in ca. 5 m südlicher Entfernung der Grundwassermessstelle DB 24 am 19.05.03 abgeteuft. Die Entnahmetiefe für den Säulenversuch 1 entsprach der Endtiefe der Bohrung, die bei 6 m u. GOK lag. Für den Versuch 2 wurde eine Mischprobe aus dem Teufenbereich von 4 bis 6 m u. GOK gewonnen. Das Bohrgut wurde für den ersten Versuch unter vollständiger Grundwassersättigung in mit Argon gespülte Behälter abgefüllt und bis zum Einbau in die Säule bei ca. 5 °C gelagert. Das Probenmaterial für den Versuch 2 wurde bis zum Versuchsbeginn bei –18 °C eingefroren.

### 3.3.3 Korngrößenverteilung und Durchlässigkeitsbeiwerte

Die Bestimmung der vertikalen hydraulischen Durchlässigkeit erfolgte an den ungestörten Linerproben des DB 25 UP mit einer Darcy-Versuchsapparatur mit konstanter Druckhöhe (DIN

18130-1, 1998). Dazu wurden die Linerverschlusskappen umgebaut, so dass die Liner direkt in die Versuchsapparatur eingebaut werden konnten. Im Anschluss wurde das Bohrgut aus den Linern für die weitere Bearbeitung entfernt.

Alle gewonnenen Bodenproben wurden petrographisch nach DIN 4022-3 (1982) beschrieben und ihre Korngrößenverteilung nach Trocknung bei 105 °C durch Siebung gemäß DIN 18123 (1983) bestimmt. Aus den Körnungslinien wurden die Korngrößen  $d_{10}$  und  $d_{60}$ , der Ungleichförmigkeitsgrad  $U$  ( $d_{60}/d_{10}$ ) und die Durchlässigkeitsbeiwerte nach HAZEN (1893) und BEYER (1964) ermittelt (z. B. in HÖLTING, 1996). Das in den Säulenversuchen verwendete Bohrgut wurde erst nach Abschluss der Säulenversuche getrocknet und wie beschrieben analysiert.

### 3.4 Einsatz von Direct-Push - Verfahren

Als Alternative zur konventionellen Standorterkundung von Altlasten können die Kompartimente Boden, Bodenluft, Sicker- und Grundwasser durch den Einsatz verschiedener Direct-Push (DP)-Verfahren untersucht werden.

Die konventionelle Erkundung der Grundwasserbeschaffenheit erfolgt bei einer Standorterkundung durch die Beprobung an Grundwassermessstellen. Die Grundwasserentnahmen erfolgen i. d. R. integrierend über die gesamte Filterstrecke, wodurch sich nur ein laterales Bild der Schadstoffverteilung an einem Standort ergibt. Tiefenorientierte Grundwasserentnahmen an konventionellen Grundwassermessstellen erfolgen entweder an speziell ausgebauten Grundwassermessstellen (Multilevelbrunnen, Messstellenbündel) oder mit Hilfe spezieller Probennahmetechniken (z. B. Doppelpacker, passive Verfahren). Der Aufwand bei der zusätzlichen Erfassung eines vertikalen Schadstoffkonzentrationsprofils ist jedoch deutlich höher. Von Vorteil ist die Möglichkeit der Mehrfachbeprobung an Grundwassermessstellen, wodurch sich in einem Schadensgebiet über einen längeren Zeitraum die Konzentration der erkundeten Schadstoffe beobachten und dokumentieren lässt. Nachteilig kann sich bei der Errichtung von Grundwassermessstellen wie auch im Zuge der Bodenprobennahme eine möglicherweise notwendige Entsorgung von kontaminiertem Bohrgut auswirken.

DP-Verfahren werden zur Erkundung von Baugrund und im Rahmen der Altlastenbearbeitung mit dem Ziel der Detektion möglicher Schadstoffe im Untergrund ohne vorherige Einrichtung ortsfester Anlagen, wie z. B. Brunnen oder Grundwassermessstellen eingesetzt. Auch entfällt in der Regel eine Entsorgung von Bohrgut. Es werden dazu Detektions- und Probennahmesonden mit geringen Durchmessern von 25 mm bis 50 mm verwendet. Während des Sondiervorgangs können mittels Detektionssonden kontinuierlich verschiedene Messungen durchgeführt werden, die Hinweise auf den Untergrundaufbau sowie vorhandene Kontaminationen geben. Die Aufzeichnung der gewünschten Messdaten erfolgt digital und kann online am Bildschirm verfolgt werden. Basierend auf den Ergebnissen, deren Interpretation direkt im Gelände erfolgt, kann im Anschluss ein teufenorientiertes Beprobungs- und Analytikprogramm zusammengestellt bzw. direkt umgesetzt werden. Je nach Kenntnisstand kann das Programm flexibel gestaltet und vor Ort bei Bedarf angepasst werden.

Schadstoffdetektierende Sonden, wie die MIP-Sonde und die ROST<sup>TM</sup>/LIF-Fluoreszenzsonde, kommen in Kombination mit unterschiedlicher Sondiertechnik zum Einsatz (Tab. 3-6). Je nach verwandter Technik können beim Sondiervorgang auch geotechnische Parameter, wie z. B. elektrische Formationsleitfähigkeit oder Porenwasserdruck bestimmt werden.

Mit Schwerpunkt der Erkundung der vertikalen Schadstoffverteilung am Standort Bahnhof Elsterwerda in der gesättigten Zone kamen im Rahmen einer vom Landesamt für Wasserwirtschaft Bayern geförderten Vergleichsstudie im Februar und März 2005 vier verschiedene DP-Systeme unterschiedlicher Anbieter (siehe Tab. 3-6) zum Einsatz (GERSTNER et al., 2006). Bei den Untersuchungen sollten auch die Möglichkeiten der Verfahren in Bezug auf die Interpretationsfähigkeit des geologischen Schichtenaufbaus genutzt werden. Um den quartären Schichtenaufbau sicher zu erfassen, wurde die Zielendteufe in den Bereich der Quartär-/Tertiärgrenze, in eine Tiefe von 20 m u. GOK, gelegt. Die Sondieransatzpunkte wurden im Schadenszentrum ca. 3 – 6 m westlich bis südwestlich des SB 9 gelegt und im natürlichen Abstrom, d. h. im unkontaminierten

Bereich, ca. 15 m südlich von der Grundwassermessstelle DB 24 (siehe Lageplan im Anhang F, Abb. F-1).

Tab. 3-6: DP-Sondiertechnik: Systemaufbau und Ausrüstung verschiedener DP-Anbieter

|   | Grisar                            | Wöltjen             | FUGRO   | Geo-log   |
|---|-----------------------------------|---------------------|---|---|
| Sondierverfahren                          | Rammsondierung                    | Rammsondierung      | Drucksondierung   | Rammsondierung  |
| Art der Kraftübertragung                  | dynamisch                         | dynamisch           | statisch,<br>dynamisch  | statisch,<br>dynamisch  |
| Sonden                                    | Rammspitze                        | Rammspitze          | CPT, MIP, ROST  | Rammspitze, MIP   |
| Messdaten                                 | Teufe                             | Teufe, Schlagzahlen | Teufe, Sondentemperatur,<br>Spitzendruck,<br>Mantelreibung,<br>Porenwasserdruck,<br>Eindringgeschwindigkeit,<br>FID, PID, DELCD,<br>Emissionsspektren | Teufe, Sondentemperatur,<br>Eindringgeschwindigkeit,<br>Leitfähigkeit,<br>FID, PID, DELCD,<br>Emissionsspektren |
| GW-Probennahme                            | Fußventilpumpe /<br>Schlauchpumpe | Fußventilpumpe      | BAT oder Pumpe  | Fußventilpumpe  |
| Durchmesser des<br>Gestänges (außen) [mm] | 25                                | 38                  | 33 (BAT)<br>35 (MOSTAP)   | 38  |
| Durchmesser der Spitze<br>[mm]            | 36                                | 50                  | 41  | 50  |
| Sondierfahrzeug                           | Nordmeyer RSB 0/1.4               | Nordmeyer DSB 0/3   | Drucksondier-LKW<br>Raupentieflader   | Nordmeyer RSB 0/1.4   |
| L x B x H                                 | 3,0 x 1,1 x 3,9                   |                     | 8,15 x 2,6 x 4,0 (LKW)<br>4,5 x 2,5 x 2,9 (abgeladene<br>Raupe)   | 3 x 1 x 4 m   |
| Gewicht [t]                               | 2                                 | 3,1                 | ca. 17  | 2,11  |

### 3.4.1 MIP-Sondiertechnik

Die **MIP-Sondiertechnik (Membrane Interface Probe)**, eine Entwicklung der Firma Geoprobe<sup>®</sup> Systems, Salina, USA, ist ein halbquantitatives Verfahren zur summarischen Erfassung von Kontaminationsprofilen leicht- bis mittelflüchtiger Substanzen (VOC: Volatile Organic Compounds), wie z. B. BTEX und LHKW, in der gesättigten und ungesättigten Bodenzone. Wesentlicher Bestandteil des MIP-Systems ist eine Sonde, an deren Mantel sich eine semipermeable Membran befindet (Abb. 3-9), die auf Grund ihrer hydrophoben Beschichtung für Gase durchlässig, für Flüssigkeiten dagegen undurchlässig ist.

Während des Sondiervorgangs wird die Membran durch einen Heizblock permanent auf Werte um 100°C erhitzt, wodurch leicht- bis mittelflüchtige Substanzen im Untergrund in der unmittelbaren Umgebung der Sonde verdampfen und durch die Membran in die dahinter liegende Kammer diffundieren. Durch das im Bohrgestänge mitgeführte Kapillarschlauchsystem wird in die Membrankammer ein Inertgasstrom mit konstanter Flussrate von ca. 40 ml/min geleitet, der die flüchtigen Substanzen aufnimmt und wieder zurück zum Sondier- bzw. Analysefahrzeug leitet. Hier erfolgt die Bestimmung der vorhandenen organischen Verbindungen als Summenparameter mit einem Gaschromatographen (GC), der mit drei Detektoren, PID (Photoionisationsdetektor), FID (Flammenionisationsdetektor) und DELCD (Dry Electrolytic Conductivity Detector) gekoppelt ist. Der FID misst insgesamt den organisch gebundenen Kohlenstoff. Vom PID werden diejenigen VOC registriert, deren Ionisationspotenziale unterhalb der Anregungsenergie von 10,6 eV liegen. Der DELCD erfasst ausschließlich organisch gebundenes Chlor, das bei ca. 1000 °C zu Chlordioxid reagiert und über eine Leitfähigkeitsmesszelle bestimmt wird. Basierend auf unterschiedlichen Stoffeigenschaften reagieren die einzelnen Substanzen bei den drei Detektoren mit jeweils unterschiedlicher Empfindlichkeit. Dadurch ist neben der summarischen Erfassung des Kontaminationsprofils auch eine grobe Selektion der detektierten Komponenten möglich. In Tab. 3-7 sind die unterschiedlichen Detektionsverhalten ausgewählter BTEX-Aromaten und LHKW aufgezeigt.

Benzininhaltsstoffe wie BTEX besitzen relativ ähnliche Empfindlichkeiten, so dass keine Differenzierung von Einzelstoffen vorgenommen werden kann.

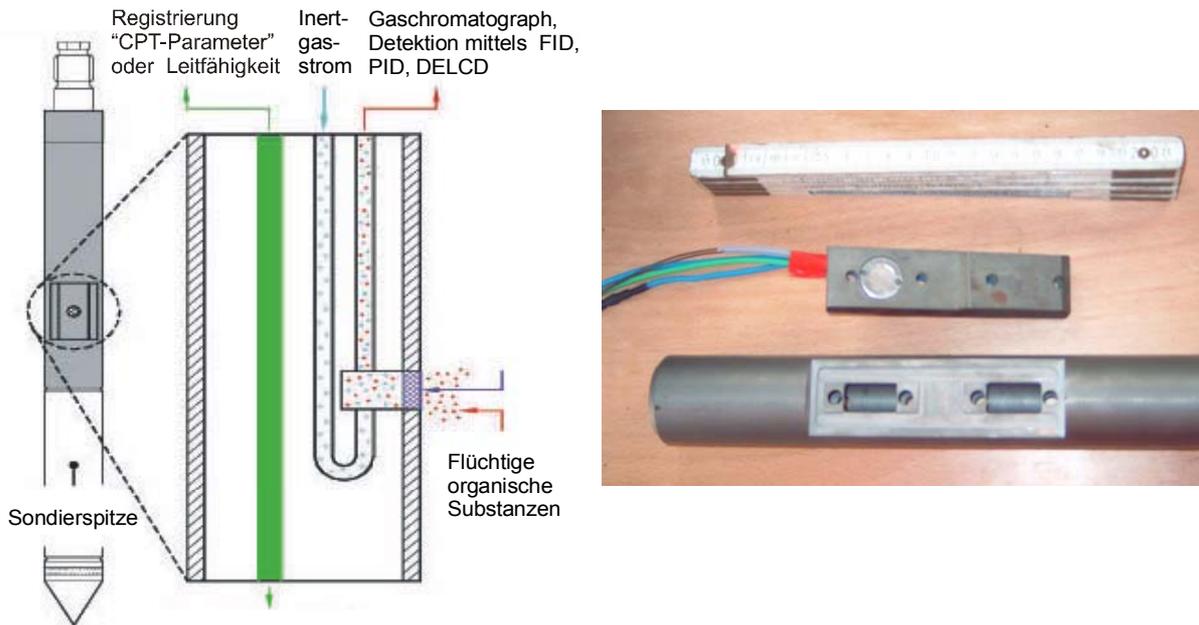


Abb. 3-9: Links: Funktionsweise MIP-Sondiertechnik (nach FUGRO, 2005), Rechts: MIP-Sonde mit Gestängeaufnehmer der Fa. FUGRO CONSULT GMBH

Tab. 3-7: Detektionsverhalten relevanter LHKW und BTEX-Aromaten (nach FUGRO, 2005)

| Substanz   | PID | FID | DELCD |
|--|-----|-----|-------|
| Benzen   | +++ | ++  | -     |
| Toluen   | +++ | ++  | -     |
| Ethylbenzen  | +++ | ++  | -     |
| Xylen  | +++ | ++  | -     |
| C <sub>5</sub> - C <sub>10</sub> Alkan-Kettenlängenbereich | +++ | ++  | -     |
| Tetrachlorethen  | +++ | -/+ | +++   |
| Trichlorethen  | +++ | -/+ | ++    |
| cis-1,2-Dichlorethen                                       | ++  | -/+ | +     |
| trans-1,2-Dichlorethen                                     | ++  | -/+ | +     |
| Tetrachlorethan  | -   | -/+ | ++    |
| Vinylchlorid   | +   | -/+ | +     |

mit:

Nachweisempfindlichkeit: +++ = gut, ++ = mittel, + = gering, - = kein Nachweis, -/+ = Nachweis nur bei ausreichend hohen Konzentrationen

Am Standort wurde die Geoprobe® MIP-Sondiertechnik der Fa. Geo-log GmbH mit einem hydraulischen Raupenbohrgerät, begleitet von einem Laborfahrzeug, eingesetzt. Durch eine Dipol/Dipol-Anordnung am Sondenkopf der MIP-Sonde wird dabei, ebenfalls kontinuierlich, die elektrische Leitfähigkeit der Bodenmatrix in Abhängigkeit von der angelegten Spannung im Boden zur Erfassung des lithologischen Untergrundaufbaus gemessen. Ein Vergleich des Leitfähigkeitsprofils mit den Detektorsignalen ermöglicht die Zuordnung der Schadstoffverteilung zum geologischen Schichtaufbau (GEO-LOG, 2005, b).

Die Fa. FUGRO Consult GmbH hat die beschriebene MIP-Sondiertechnik für den Einsatz mit der elektrischen Drucksondierung (CPT – Cone Penetration Testing), die hauptsächlich für geotechnische Fragestellungen eingesetzt wird (DIN 4094-1, 1990), weiterentwickelt. In Kombination mit CPT-Sonden wird das MIP-System von einem LKW aus mit einer Gesamtkraft von max. 200 kN hydraulisch mit konstanter Geschwindigkeit von ca. 2 cm/min in den Untergrund gedrückt. CPT-Sonden werden zur Messung von Spitzendruck und Mantelreibung eingesetzt, die von der Sondenspitze während des Bohrvorganges im Sekundentakt aufgenommen werden und als elektrische

Signale zur Registriereinheit übertragen werden. Aus den beiden Parametern wird das Reibungsverhältnis

$$R_f = \frac{q_c}{f_s} \cdot 100 \quad [\text{Gl. 3-1}]$$

mit:

$R_f$ : Reibungsverhältnis [%]

$q_c$ : Spitzendruck [ $\text{MN/m}^2$ ]

$f_s$ : Mantelreibung [ $\text{MN/m}^2$ ]

berechnet. Anhand dessen ist eine geologische Interpretation des Untergrundes möglich. Alternativ wird für sehr genaue Bestimmungen des Schichtenverlaufs und der geomechanischen Parameter des Untergrundes der Einsatz der Porenwasserdrucksonde empfohlen. Im Sondenkonus dieser Spezialausführung der CPT-Sonde ist ein Filter eingebaut, der mit einem hochviskosen Fluid gesättigt ist. Mithilfe von Kraftmesselementen wird während des dynamischen Sondiervorgangs der vom Porenwasser auf die Filterflüssigkeit wirkende Druck kontinuierlich gemessen. So lassen sich in der gesättigten Zone auftretende „Porenwasserüberdrücke“ registrieren, die vom lokalen hydrostatischen Druck abweichen und Rückschlüsse auf Beeinträchtigungen der hydraulischen Durchlässigkeit zulassen. Die Druckspiegelhöhen können zusätzlich mit statischen Messungen, sog. Dissipationstests, ermittelt werden. Dazu wird die Sonde angehalten und der Porenwasserdruck bis zur Druckkonstanz gemessen (FUGRO, 2005).

### 3.4.2 ROST™/LIF-Technologie

Die **ROST™/LIF**-Technologie (ROST: **R**apid **O**ptical **S**creening **T**ool; LIF: **L**aser **I**nduced **F**luorescence) ist ein laseroptisches Verfahren und dient zur Erkundung von Treibstoff-, Mineralöl- oder Teerkontaminationen. Detaillierte Beschreibungen zur Technologie finden sich in US EPA (1995) und BUJEWSKI & RUTHERFORD (1997).

Die Fa. FUGRO Consult GmbH setzt dieses Verfahren ebenfalls in Kombination mit der elektrischen Drucksondierung und den dabei verwendeten CPT-Standardsonden ein. Von einem Laser im Sondierfahrzeug wird über ein Lichtleiterkabel Laserlicht durch ein Saphirfenster (Abb. 3-10) im Sondentmantel in den Untergrund übertragen. Dadurch werden Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) in unmittelbarer Umgebung der Sonde zur Fluoreszenz angeregt. Durch die Absorption der Anregungsenergie des Laserstrahls mit der Wellenlänge von 290 nm gehen die Elektronen des PAK-Ringes in ein höheres Energieniveau über und emittieren bei der Rückkehr in den energieärmeren Zustand Photonen charakteristischer Wellenlänge. Diese werden mittels eines zweiten Lichtleiterkabels zur Analyseeinheit ins Fahrzeug geleitet, das aus einem Monochromator, Wandler und Oszillator besteht. Das gemessene Signal, die Summenfluoreszenz, wird spektral aufgelöst und bei Wellenlängen von 340, 390, 440 und 490 nm erfasst. Ihre Intensität wird summarisch in Prozent relativ zu einem als Standard definierten Aromatengehalt angegeben. Zur Identifikation verschiedener Kohlenwasserstoffgemische werden die Fluoreszenzintensitäten des weiteren getrennt ausgewertet. Die gemessenen Wellenlängenverteilungsmuster werden dabei mit typischen Spektralmustern unterschiedlicher Kohlenwasserstoffgemische, wie z. B. Benzin, Diesel, Teeröl etc. verglichen und identifiziert (Abb. 3-10). Für Benzin typische Verteilungsmuster zeigen dabei verhältnismäßig hohe Intensitäten bei niedrigen Wellenlängen, was auf einen erhöhten Anteil niedermolekularer Verbindungen hinweist. Im Vergleich dazu zeigen hohe Intensitäten bei den hohen Wellenlängen höhermolekulare Aromatenanteile an. Der beschriebene Zusammenhang findet Ausdruck in der Wellenlängenverschiebung, anhand deren Höhe die Reinheit der vorhandenen Mischphasen bewertet werden kann und die es ermöglicht, Rückschlüsse auf den Abbaugrad der Phase zu ziehen:

$$WV = \frac{(I_{440} + I_{490}) - (I_{340} + I_{390})}{I_{ges}} \quad [Gl. 3-2]$$

mit:

WV: Wellenlängenverschiebung [-]

$I_{\lambda}$ : Fluoreszenzintensität bei der Wellenlänge  $\lambda$  [pV]

$I_{ges}$ : Summenfluoreszenzintensität [pV]

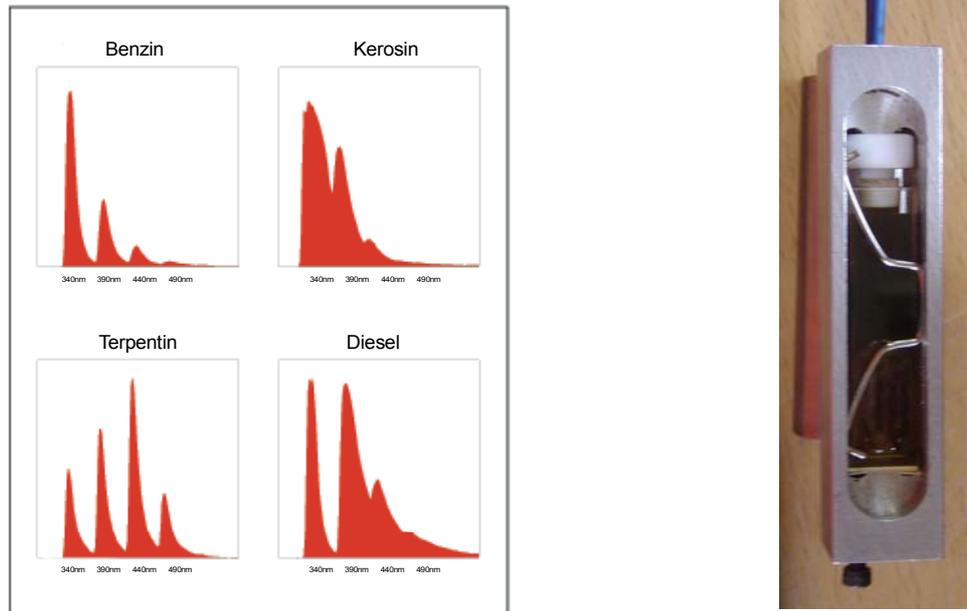


Abb. 3-10: Links: Typisches Wellenlängenverteilungsmuster ausgewählter Kohlenwasserstoffgemische (nach FUGRO 2005), rechts: Saphirfenster der Fluoreszenzsonde ROST

### 3.4.2.1 Teufenabhängige Grundwasserbeprobung

Alle im Folgenden vorgestellten Grundwasserprobennahmesysteme stellen eine Alternative zur Grundwasserbeprobung aus stationären Grundwassermessstellen dar.

Beim Verfahren der **Grundwassersondierung**, GWS (Geo-log) oder beim **GeoWater<sup>®</sup>-Verfahren** (Wöltjen) wird ein Hohlbohrgestänge mit eingebauter Probennahmesonde, die je nach Verfahren unterschiedliche technische Details besitzt, durch ein Sondiergerät in den Boden eingebracht. Je nach Aufgabenstellung und geologischen Bedingungen können unterschiedliche Filterlängen gewählt werden. Im Rahmen der Vergleichsstudie wurden Filterlängen von 100 cm (Geo-log), 40 cm (Wöltjen) und 30 cm (Grisar Bohrtechnik) gewählt. Nach Erreichen der gewünschten Entnahmeteufe (Abb. 3-11) wird das Sondiergestänge zum Öffnen der eingebauten Filterspitze um den der Filterstreckenlänge entsprechenden Betrag angehoben, so dass Grundwasser in das Gestänge einströmen kann. Während bei den beiden genannten Systemen eine Schutzverrohrung für die Filterstrecke verwendet wird und das System bis zum Erreichen des Zielhorizontes geschlossen verbleibt, werden auch Systeme ohne Schutzverrohrung, d. h. mit offenen Filterstrecken, angeboten. Ein solches System, die **GW-direct Sonde**, wurde von der Fa. Grisar Bohrtechnik am Standort Elsterwerda eingesetzt.

Zur Grundwasserprobennahme wird in das Hohlbohrgestänge ein Schlauch, an dessen unterem Ende ein Fußventil befestigt ist, bis auf die Tiefe der Filterspitze hinuntergelassen. Durch manuelles oder automatisches Heben und Senken des Schlauches öffnet und schließt sich das Fußventil zyklisch, wodurch sich eine kontinuierlich zunehmende Wassersäule aufbaut, die bis an die Geländeoberfläche gefördert wird. Im Anschluss wird wie bei einer herkömmlichen Probennahme verfahren (siehe Kapitel 3.2.4). Das geförderte Wasser wird in eine Durchflusszelle geleitet, in der sich Messsonden zur Bestimmung der physikochemischen Parameter befinden. Nach mehrfachem Austausch des

Schlauchvolumens bzw. nach Erreichen der Parameterkonstanz werden die Wasserproben direkt aus dem Schlauch entnommen, ggf. Konservierungsmaßnahmen unterzogen und bis zur Analyse gekühlt gelagert. Nach Abschluss der Grundwasserentnahme wird das System auf den darüber liegenden Probennehrehorizont angezogen und für eine weitere Beprobung vorbereitet. Dazu wird der Schlauch bei jeder Probenahme ausgetauscht, um Verschleppungen bestehender Kontaminationen zu vermeiden. Die Probenahmeteufen sind in Anhang F, Tab. F-1 aufgelistet.

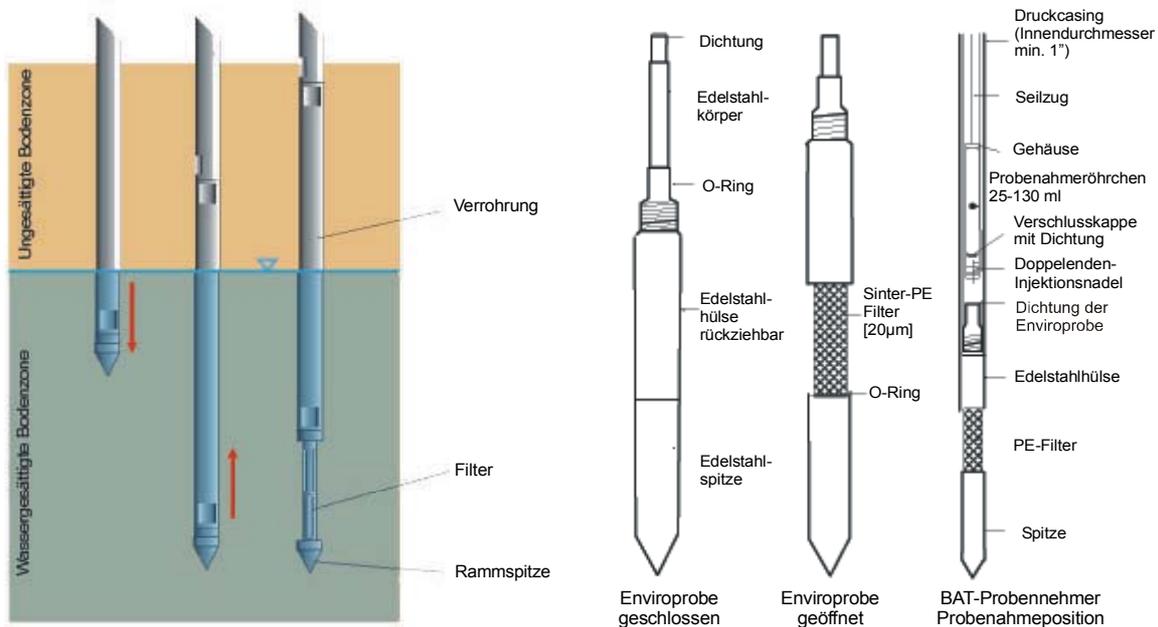


Abb. 3-11: Schematische Darstellung teufenabhängige Grundwasserbeprobung: Links: Verfahrensweise der Grundwassersondierung (GEO-LOG, 2005, a); rechts: Schematischer Aufbau des in situ Probennahmesystems BAT (FUGRO, 2005).

Das **BAT-System** zur Gewinnung von in-situ Grundwasserproben der Fa. FUGRO Consult GmbH dient vor allem der druckkonstanten Entnahme bei leichtflüchtigen Schadstoffen. Dazu wird eine Filterspitze mit einem Außendurchmesser von 45 mm zusammen mit einem Hohlbohrgestänge statisch auf die zuvor festgelegte Entnahmetiefe gedrückt. Der Aufbau des Systems ist in Abb. 3-11 dargestellt. Durch Anziehen des gesamten Gestänges um 10 cm öffnet sich der Sondenmantel, wobei die ebenfalls 10 cm lange Filterstrecke freigelegt wird. Der Filter hat einen Außendurchmesser von 33 mm und eine Porengröße von 20 µm. Über ein Shuttle-System wird ein evakuiertes Glasgefäß mit einem Füllvolumen von 130 ml im Hohlgestänge heruntergelassen. Das Gefäß ist mit einem Septum verschlossen. Beim Andocken des Gefäßes an den Filterraum durchsticht eine Doppelnadel das Septum, so dass Grundwasser bis zum Druckausgleich in das Gefäß strömen kann. Die gewonnene Wasserprobe ist gasdicht verschlossen und steht unter einem hydrostatischen Druck, der von der Entnahmetiefe abhängt. Nach dem Befüllen wird das Probengefäß durch das Gestänge wieder nach oben gezogen und bis zur Übergabe an das Analyzelabor gekühlt gelagert. Je nach Analysenumfang gefordertem Probenvolumen können in einem Zielhorizont mehrere Probengefäße nacheinander befüllt werden. Im Rahmen der Vergleichsstudie wurden je Teufe 3 Probengefäße befüllt, von denen jeweils die erste Probe als Vorprobe verwendet wurde, um die Befülldauer der folgenden Probengefäße abzuschätzen und organoleptische und physikochemische Parameter zu bestimmen. Für die Beprobung tieferer Horizonte im gleichen Sondierloch wurde die Probennahmegarnitur ausgebaut, das System mit einer dekontaminierten Filterspitze versehen und auf die nächste Entnahmetiefe gedrückt. Bei der GW-Beprobung mittels BAT-System wird oberflächennah begonnen. Die erste Probe wird in der geringsten, die letzte in der größten Teufe entnommen.

### 3.4.2.2 Analytikprogramm

Zur Bestimmung der Güte von DP-Verfahren wurden nicht nur die Verfahren selbst begutachtet, sondern insbesondere auch die einzelnen Analysenwerte aus den gewonnenen Grundwasserproben. Den Analysenumfang der teufenabhängigen Grundwasserbeprobung zeigt Tab. 3-8. Neben den physikochemischen Parametern wurden im Gelände auch die Carbonat- und Gesamthärte mittels Schnelltests, zweiwertiges Eisen und Ammonium spektralphotometrisch bestimmt. Informationen zu den Analyseverfahren finden sich in Anhang B. Des weiteren wurden die Förderrate und das Gesamtfördervolumen bestimmt und die Proben organoleptisch angesprochen.

Während bei den Grundwasserprobennahmen mittels Pumpe die Messung der physikochemischen Parameter im 5-Minuten-Intervall im Förderstrom in einer Durchflusszelle, in Anlehnung an DVWK 128 (DVWK, 1992) erfolgte, waren beim BAT-Verfahren auf Grund der verfahrenstechnischen Besonderheiten Messungen der physikochemischen Parameter nur eingeschränkt möglich. Die Messungen erfolgten an den Vorproben: Der Inhalt der Probennahmegefäße wurde im Gelände in ein Becherglas überführt und im Anschluss wurden die Messketten nacheinander in das Becherglas gehängt. Auch bei der eigentlichen Probennahme ergaben sich Unterschiede: Mit Ausnahme des BAT-Probennahmesystems wurden sämtliche Grundwasserproben direkt aus dem Abpumpschlauch gewonnen, in entsprechende Probennahmegefäße gefüllt, ggf. filtriert, konserviert und dem Labor überstellt.

Tab. 3-8: Analysenumfang teufenabhängige Grundwasserbeprobung

|                             | Parameter   | Konservierung                         | Probengefäß           | Labor               |
|-----------------------------|---|---------------------------------------|-----------------------|---------------------|
| Physikochemische Parameter: | Lf [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ], pH [-], $E_H$ [mV], $\text{O}_2$ [mg/l, %], T [ $^{\circ}\text{C}$ ]  | -                                     | -                     | TU Berlin           |
| Anorganik:                  | Carbonat- und Gesamthärte   | -                                     | -                     | TU Berlin           |
| Anionen:                    | $\text{NO}_3^-$ , $\text{SO}_4^{2-}$ , $\text{PO}_4^{3-}$ , Cl, F,  | TTE                                   | HDPE-Flaschen, 50 ml  | TU Berlin           |
| Kationen:                   | $\text{Na}^+$ , $\text{K}^+$ , $\text{Ca}^{2+}$ , $\text{Mg}^{2+}$ , $\text{Fe}_{\text{ges}}$ , $\text{Fe}^{2+}$ , $\text{Mn}^{2+}$ , $\text{NH}_4^+$ , | $\text{HNO}_3$                        | HDPE-Flaschen, 100 ml | TU Berlin           |
| Organik:                    | Benzen, Toluol, Etylbenzen, m-,p-Xylen, o-Xylen   | -                                     | Headspace Glas-Vials  | LWU Bad Liebenwerda |
| Gase:                       | $\text{H}_2\text{S}$ , $\text{CH}_4$  | $\text{H}_2\text{S}$ : $\text{HNO}_3$ | Headspace Glas-Vials  | LWU Bad Liebenwerda |

## 3.5 Laboruntersuchungen

Zur Identifizierung und Quantifizierung der für das quartäre Grundwasserleitersystem relevanten NA-Prozesse wurden mit standortspezifischen Untergrundmaterialien verschiedene Laboruntersuchungen durchgeführt. Säulenversuche dienten als Kombinationsversuche, bei denen Grundwasser und Sediment zusammen untersucht wurden und für die u.a eine Bilanz von Elektronenakzeptoren und -donatoren aufgestellt wurde. Für die qualitative und quantitative Ermittlung der Oxidationskapazität des Grundwasserleitermaterials durch Eisen- und Manganfestphasen wurden Sedimentproben mittels wellenlängendispersiver Röntgenfluoreszenzanalyse (RFA), Rasterelektronenmikroskopie mit energiedispersivem System (REM) und chemischer Extraktion analysiert.

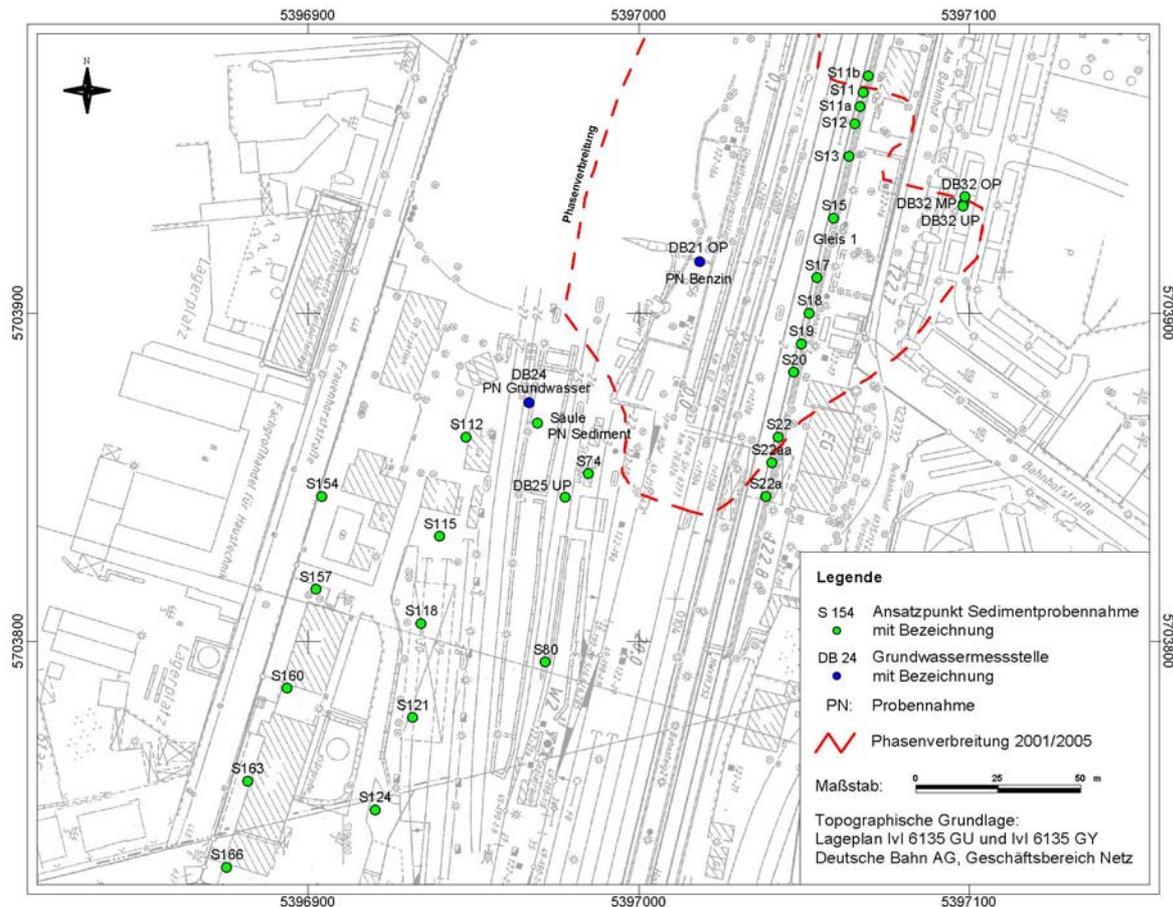


Abb. 3-12: Lageplan Probennahme für Laboruntersuchungen

### 3.5.1 Säulenversuche

Grundlage für die Durchführung von Säulenversuchen ist die Vornorm DIN V 19736 (1998). Die Norm beschreibt die Bestimmung der Freisetzungsrates von organischen Stoffen aus kontaminierten Böden ins Bodenwasser (Sicker- oder Grundwasser) mittels Säulenversuchen. Zum einen kann dabei die Gleichgewichtskonzentration bestimmt werden oder, unter Nicht-Gleichgewichtsbedingungen, die maximale Freisetzungsrates. Im Unterschied zur Vornorm war das Versuchssediment zu Beginn des Versuches nicht kontaminiert.

Insgesamt wurden zwei Säulenversuche mit unterschiedlicher Laufzeit durchgeführt: Der erste Versuch (V 1) wurde über einen Zeitraum von 30 Tagen, vom 30.05.03 bis zum 28.06.03, der zweite Versuch (V 2) 81 Tage, vom 16.02.04 bis 06.05.04 betrieben. Ein wesentlicher Unterschied zwischen den beiden Versuchen bestand nicht nur in der Länge der Laufzeit, sondern darin, dass im zweiten Versuch kein standortspezifisches Benzin wie im Versuch 1, sondern ein synthetisch hergestelltes Gemisch verwendet wurde.

#### 3.5.1.1 Versuchsaufbau

Abb. 3-13 zeigt den schematischen Aufbau der Säulenversuche, die unter anaeroben und wassergesättigten Bedingungen im „Open-Flow-Design“ durchgeführt wurden. Gemäß DIN V 19736, wurden als Materialien Edelstahl und Glas für die Versuchsausrüstung gewählt, so dass Sorptionseffekte an der Versuchsausrüstung minimiert wurden. Wegen der Leichtflüchtigkeit der untersuchten Stoffe wurden Tygon-Pumpschläuche mit sehr geringer spezifischer Gasdurchlässigkeit verwendet. Diese wurden zur Vermeidung photochemischer Reaktionen mit Aluminiumfolie umwickelt. Die verwendeten Teile der Versuchsausrüstung sind in Anhang G beschrieben.

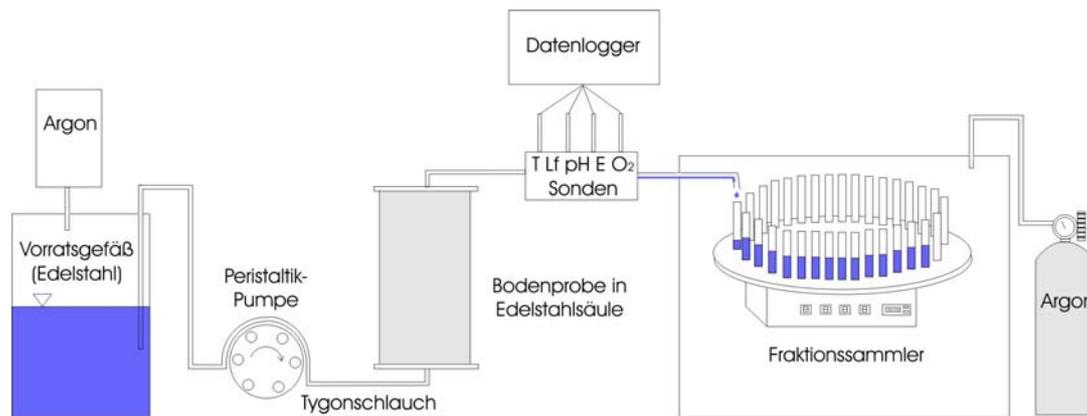


Abb. 3-13: Schematischer Aufbau der Säulenversuche im „Open-Flow-Design“

### 3.5.1.2 Standortsspezifische Versuchsmaterialien

Versuchssediment und Versuchswasser wurden im natürlichen, nicht kontaminierten Abstrombereich bei der GWM DB 24 gewonnen. Die Filterstrecke der Messstelle liegt im Bereich von 3 – 6 m u. GOK und repräsentiert somit den Bereich, der im Schadenszentrum von der Hauptbelastung betroffen ist. Auch die Sedimentproben für den Versuch wurden aus diesem Bereich gewonnen.

#### Versuchssediment

Das unkontaminierte Versuchssediment für die Säulenfüllung wurde, wie in Kapitel 3.3.2 beschrieben, aus einer Teufe von 4 – 6 m u. GOK entnommen und bis zum Einbau in die Säule konserviert. Bei dem Versuchssediment handelt es sich um einen gleichförmigen, grobsandigen, schwach feinsandigen und schwach kiesigen Mittelsand (Tab. 3-9, Anhang D, Tab. D-4 und Abb. D-15).

Tab. 3-9: Physikalische und chemische Parameter des Versuchssediments

|                                     | Versuch 1 (Probe S1) | Versuch 2 (Probe S2) |
|-------------------------------------|----------------------|----------------------|
| Entnahmetiefe [m u. GOK]            | 6                    | 4 - 6                |
| Bodenart [DIN 4022-3, 4023]         | mS, gs, fs'          | mS, gs, g', fs'      |
| U [DIN 18123]                       | 2,1                  | 2,2                  |
| $k_f$ nach Beyer [m/s]              | $4,66 \cdot 10^{-4}$ | $4,18 \cdot 10^{-4}$ |
| $k_f$ nach Hazen [m/s]              | $5,40 \cdot 10^{-4}$ | $4,85 \cdot 10^{-4}$ |
| Organischer Kohlenstoff TC [%]      | 0,1                  | 0,15                 |
| Anorganischer Kohlenstoff TIC [ppm] | 0                    | 0                    |

#### Versuchswasser

Das im Versuch verwendete Grundwasser wurde an der Grundwassermessstelle DB 24 mit einer Tauchpumpe MP1 aus einer Tiefe von 5 m u. GOK gefördert. Vor dem Abfüllen des Versuchswassers wurden gemäß Kapitel 3.2.4 die physikochemischen Parameter bestimmt und eine Probenahme für die Bestimmung der anorganischen Wasserinhaltsstoffe durchgeführt. Für die Hauptphase des Säulenversuchs wurde das Wasser in ein zuvor mit Argon gespültes Edelstahlgefäß eingeleitet und sofort verschlossen. Somit wurde der Kontakt mit Luftsauerstoff weitestgehend vermieden. Dies belegen die Sauerstoffmessungen im Gelände im Vergleich zu den Wiederholungsmessungen während der Durchführung des Säulenversuchs im Labor. Beim Beprobieren für den Versuch 1 wurde ein Sauerstoffgehalt von 0,5 mg/l im Gelände gemessen, im Labor 0,6 mg/l. Auch beim zweiten Versuch zeigten die Labormessungen nur geringfügige Erhöhungen von 0,4 auf 0,6 mg/l im Behälter 1 und von 1,2 auf 1,5 mg/l im Behälter 2. Für die Vorlaufphase und das Nachspülen bei den Säulenversuchen wurde Grundwasser in PE-Kanister abgefüllt, die genau wie das Edelstahlgefäß kühl und unter Lichtausschluss, gelagert wurden.

Tab. 3-10: Physikochemische und anorganische Parameter des verwendeten Grundwassers, Messstelle DB 24

| Physikochemische Parameter                              |               |      | Kationen          |        |       | Anionen                       |        |       |
|---|---------------|------|-------------------|--------|-------|-------------------------------|--------|-------|
| <b>Versuch 1: Beprobungsdatum: 19.05.03</b>             |               |      |                   |        |       |                               |        |       |
| Lf  | [ $\mu$ S/cm] | 485  | Na <sup>+</sup>   | [mg/l] | 10,9  | HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> | [mg/l] | 193,4 |
| pH  | [-]           | 6,7  | K <sup>+</sup>    | [mg/l] | 14,6  | F <sup>-</sup>                | [mg/l] | <0,1  |
| E <sub>H</sub>  | [mV]          | 415  | Mg <sup>2+</sup>  | [mg/l] | 15,1  | Cl <sup>-</sup>               | [mg/l] | 6,8   |
| O <sub>2</sub>  | [mg/l]        | 0,5  | Ca <sup>2+</sup>  | [mg/l] | 59,3  | SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> | [mg/l] | 78,2  |
| T   | [°C]          | 10,0 | Mn <sub>ges</sub> | [mg/l] | <0,01 | NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>  | [mg/l] | 12,4  |
|   |               |      | Fe <sub>ges</sub> | [mg/l] | <0,05 |                               |        |       |
| <b>Versuch 2, Behälter 1: Beprobungsdatum: 04.02.04</b> |               |      |                   |        |       |                               |        |       |
| Lf  | [ $\mu$ S/cm] | 549  | Na <sup>+</sup>   | [mg/l] | 10,0  | HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> | [mg/l] | 164,7 |
| pH  | [-]           | 6,5  | K <sup>+</sup>    | [mg/l] | 17,7  | F <sup>-</sup>                | [mg/l] | <0,1  |
| E <sub>H</sub>  | [mV]          | 403  | Mg <sup>2+</sup>  | [mg/l] | 15,2  | Cl <sup>-</sup>               | [mg/l] | 8,7   |
| O <sub>2</sub>  | [mg/l]        | 0,4  | Ca <sup>2+</sup>  | [mg/l] | 63,0  | SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> | [mg/l] | 130,4 |
| T   | [°C]          | 11,3 | Mn <sub>ges</sub> | [mg/l] | 0,06  | NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>  | [mg/l] | 9,0   |
|   |               |      | Fe <sub>ges</sub> | [mg/l] | <0,05 |                               |        |       |
| NPOC: 4,5 mg/l, TIC: 34,17 mg/l, TC: 38,67 mg/l         |               |      |                   |        |       |                               |        |       |
| <b>Versuch 2, Behälter 2: Beprobungsdatum: 25.03.04</b> |               |      |                   |        |       |                               |        |       |
| Lf  | [ $\mu$ S/cm] | 545  | Na <sup>+</sup>   | [mg/l] | 10,8  | HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> | [mg/l] | 183,0 |
| pH  | [-]           | 6,7  | K <sup>+</sup>    | [mg/l] | 16,2  | F <sup>-</sup>                | [mg/l] | <0,1  |
| E <sub>H</sub>  | [mV]          | 387  | Mg <sup>2+</sup>  | [mg/l] | 14,8  | Cl <sup>-</sup>               | [mg/l] | 8,5   |
| O <sub>2</sub>  | [mg/l]        | 1,2  | Ca <sup>2+</sup>  | [mg/l] | 62,5  | SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> | [mg/l] | 123,2 |
| T   | [°C]          | 9,9  | Mn <sub>ges</sub> | [mg/l] | <0,05 | NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>  | [mg/l] | 7,1   |
|   |               |      | Fe <sub>ges</sub> | [mg/l] | <0,05 |                               |        |       |

Durch das Vorhandensein von Nitrat mit einer Konzentration im Bereich von 7-10 mg/l bei sehr geringen Sauerstoffgehalten von 0,4 bis 1,2 mg/l lässt sich ableiten, dass das Versuchswasser aus dem tieferen Bereich der aeroben Zone des Grundwasserleiters stammt. Der leicht erhöhte Mangangehalt am 04.02.04 deutet bereits auf den beginnenden Übergangsbereich von aerober zu anaerober Zone hin.

### Benzin

Um eine möglichst gute Vergleichbarkeit zwischen den Säulenversuchen und den am Standort vorherrschenden Bedingungen zu erzielen, wurde beim ersten Versuch Benzin verwendet, das in der im Zentrum des Schadensfalls liegenden Grundwassermessstelle DB 21OP abgeschöpft wurde. Im Unterschied dazu wurde, um das Verhalten einzelner Benzininhaltsstoffe im Detail zu untersuchen, ein synthetisches Gemisch aus ausgewählten Benzininhaltsstoffen verwendet. Das Gemisch bestand aus Benzen, Toluol, Ethylbenzen, m-, p-, o-Xylen (CAS-Nummern siehe Tab. 2-3), die die Hauptkontaminanten am Standort Bahnhof Elsterwerda repräsentieren und zu den vergleichsweise gut abbaubaren Stoffen zählen. Die verwendeten Konzentrationen wurden in Anlehnung an die im Grundwasser durchschnittlich auftretende Konzentrationsverteilung der einzelnen Stoffe gewählt. Als Beispiel für Stoffe, die eine hohe Persistenz im Untergrund besitzen, wurden dem synthetischen Gemisch die häufig als Zusatzstoff in Benzinen verwendeten Substanzen MTBE und TBA zugesetzt. Die im Versuch gewählten vergleichsweise hohen Ausgangskonzentrationen von MTBE finden sich z. B. bei Benzinschadensfällen an Tankstellen und Tanklagern (EFFENBERGER et al., 2001) mit Werten zwischen 0,029 und 87 mg/l. Auf dem Gelände der Leuna Werke in Sachsen-Anhalt betragen maximale MTBE-Konzentrationen 185 mg/l. Bei den Säulenversuchen wurde die durchschnittliche Ausgangskonzentration  $c_0$  anhand von Proben, entnommen aus dem Vorratsgefäß in unterschiedlichen Intervallen, bestimmt (Tab. 3-11).

Tab. 3-11: Durchschnittliche Ausgangskonzentrationen der organischen Stoffe in den Säulenversuchen (in mg/l)

|            | Benzen | Toluol | Ethylbenzen | m-Xylen | p-Xylen | o-Xylen | MTBE  | TBA   |
|------------|--------|--------|-------------|---------|---------|---------|-------|-------|
| Versuch 1: | 4,75   | 13,75  | n.b.        | 2,16    | 2,73    | 6,98    | <0,01 | <0,01 |
| Versuch 2: |        |        |             |         |         |         |       |       |
| Behälter 1 | 23,54  | 17,31  | 2,68        | 10,58   | 11,08   | 10,39   | 21,17 | 10,83 |
| Behälter 2 | 13,59  | 12,13  | 2,24        | 7,82    | 7,93    | 7,67    | 21,04 | 10,42 |

### 3.5.1.3 Versuchsdurchführung

Das homogenisierte Probenmaterial wurde feldfeucht in einer möglichst dichten Lagerung in eine Edelstahlsäule (Füllvolumen:  $5,077 \cdot 10^{-3} \text{ m}^3$ ) bei sukzessiver Flutung zwischen zwei Filterlagen eingebaut. Das Trockengewicht der Probe, das nach Beendigung des Versuchs 1 bestimmt wurde, beträgt ca. 8 kg, die Einbaudichte  $1,67 \text{ g/cm}^3$ . Beim Versuch 2 beträgt die Einbaudichte  $1,71 \text{ g/cm}^3$ . Der Einbau unter Wasser sollte Lufteinschlüsse und damit das nicht vollständige Umströmen der Bodenprobe verhindern. Um eine Kornfraktionierung durch unterschiedliche Sinkgeschwindigkeiten zu unterbinden, erfolgte der Einbau des Sediments in dünnen Lagen von ca. 2-3 cm. Beide Filterschichten bestehen aus einem GazeNetz mit einer Maschenweite von  $45 \mu\text{m}$  und einer aus einer ca. 1 cm mächtigen Schicht aus Glasperlen mit einem Durchmesser von ca. 1,5 – 2 mm. Durch den Einbau der unteren Filterschicht wurde eine homogene Anströmung der Bodenprobe gewährleistet. Die obere Filterschicht diente insbesondere dazu, den Austrag von Feinmaterial und damit das Verstopfen der Schläuche zu minimieren.

Bei der Durchführung der Säulenversuche wurde das Versuchswasser aus einem 50 l Edelstahlgefäß über eine Peristaltikpumpe von unten nach oben durch die mit Sediment gefüllte Edelstahlsäule mit einer Geschwindigkeit von durchschnittlich  $0,8 \text{ ml/min}$  ( $48 \text{ ml/h}$ ) durchströmt. Die von unten nach oben gerichtete Strömung bewirkt ein Aufsteigen noch vorhandener Lufteinschlüsse in der Anfangsphase des Säulenversuches, bis eine vollständige Wassersättigung des Sediments erreicht wird.

Um möglichst realitätsnahe Versuchsbedingungen zu schaffen, wurde die Säule während des ersten Versuchs mittels eines Kühlaggregats gekühlt. Die Säulenaußentemperatur lag im Bereich von  $10 - 12 \text{ }^\circ\text{C}$ . Das Vorratsgefäß wurde im Kühlschrank bei einer Temperatur von  $10 \text{ }^\circ\text{C}$  gelagert. Da beim zweiten Versuch keine zusätzliche Kühlung der Säule erfolgen konnte, lag die Säulenaußentemperatur etwas höher, zwischen  $13 - 16 \text{ }^\circ\text{C}$ .

Um den Kontakt mit Luftsauerstoff auszuschließen und so in der Versuchsapparatur anaerobe Bedingungen zu erreichen, wurde der durch die Entnahme entstehende Unterdruck im Vorratsgefäß durch Zuleitung von Argon ausgeglichen. In einer Durchflusszelle am Säulenauslauf wurden die physikochemischen Parameter spezifische elektrische Leitfähigkeit  $L_f$ , der pH-Wert, das Redoxpotenzial  $E_H$ , der Sauerstoffgehalt  $\text{O}_2$  und die Temperatur  $T$  des Eluates mit Messgeräten der Fa. WTW GmbH der Serien 340 und 340 i gemessen und von einem Datenlogger im Intervall von zehn Minuten registriert. Für die Bestimmung der anorganischen Inhaltsstoffe wurden in einem Fraktionssammler, in einer Argon Atmosphäre, in Reagenzgläsern Proben des Eluates aufgefangen, in HDPE-Vierkantflaschen abgefüllt, mit TTE und  $\text{HNO}_3$  konserviert (siehe auch Anhang B) und bis zur Analyse im Gefrierschrank bei  $-18 \text{ }^\circ\text{C}$  gelagert. Zuvor wurde der Inhalt jedes Reagenzglases für die Ermittlung der stündlichen Durchflussmenge durch Wägung bestimmt. Für die Messung der organischen Inhaltsstoffe wurden beim ersten Versuch ein- bis zweimal täglich unmittelbar am Säulenausgang Proben in 2 ml Braunglasvials gefüllt, gasdicht mit PTFE/Silikon beschichteten Septen verschlossen und ebenfalls bis zur Analyse bei ca.  $5 \text{ }^\circ\text{C}$  kühl gelagert. Die Probenahme für die Messung der organischen Stoffe erfolgte beim Versuch 2 ein- bis mehrmals täglich. Im Gegensatz zum ersten Versuch wurden immer zwei Proben für eine Doppelbestimmung genommen.

Der Versuchsablauf lässt sich in drei Phasen gliedern: In der ersten Phase, der Vorlaufphase, wurde die Sedimentprobe solange mit Versuchswasser durchströmt, bis sich annähernd ein hydrochemisches Gleichgewicht in der Säule eingestellt hatte. Indikator dafür waren konstante Messwerte der physikochemischen Parameter nach ca. 4-5 Tagen. In der Hauptphase wurde das System durch den Zusatz von Benzin bzw. Benzininhaltsstoffen zum Versuchswasser im Vorratsgefäß kontaminiert. Zum gleichen Zeitpunkt wurde dem Versuchswasser der konservative Tracer Lithiumbromid zur Bestimmung verschiedener hydrodynamischer und sedimentspezifischer Parameter zugesetzt. Die im Vorratsbehälter gemessenen Konzentrationen stimmten sehr gut mit den theoretischen Werten von  $20 \text{ mg/l LiBr}$  überein. Die Hauptphase betrug beim ersten Versuch ca. 20 Tage. Im zweiten Versuch wurde sie ca. 70 Tage aufrechterhalten, um zu gewährleisten, dass sämtliche Stufen der biogeochemischen Abbaufolge während des Versuchs durchlaufen werden. Dazu musste der Versuch nach 35 Tagen kurzzeitig unterbrochen und der Vorratsbehälter ausgewechselt werden. In der dritten, der Nachlaufphase, wurde die Säule wieder mit nicht kontaminiertem Grundwasser, diesmal aus einem

PE-Kanister, durchströmt, bis die Konzentrationen des Tracers und der Benzininhaltsstoffe wieder auf den Nullwert zurückgefallen waren. Dies war nach wenigen Tagen erreicht.

#### 3.5.1.4 Analytik

Von den stündlich im Fraktionssammler gewonnenen Proben wurde eine Auswahl an Proben getroffen, die filtriert wurden und deren Kat- und Anionenkonzentrationen im hydrochemischen Labor des Fachgebiets Hydrogeologie der TU-Berlin analysiert wurden. Es wurden Nitrat, Sulfat, Fluorid, Chlorid und Bromid ionenchromatografisch bestimmt, Lithium, Kalium, Natrium und Eisen mit der Atomadsorptionsspektroskopie, Calcium, Magnesium und Mangan mittels Atomemissionspektroskopie (siehe Anhang B).

Die Quantifizierung der organischen Inhaltsstoffe BTEX, MTBE und deren Abbauprodukte erfolgte mittels der Methode DAI-GC/MS: „Direct aqueous injection gas chromatography mass spectrometry“. CHURCH et al. 1997 und ZWANK et al. 2002 zeigen in Vergleichsstudien mit Benzininhaltsstoffen, dass die Genauigkeit dieser Methode vergleichbar ist mit konventionellen Verfahren wie „headspace-GC/MS“ und „purge-and-trap-GC/MS“. Die Messungen wurden am Institut für Technischen Umweltschutz, Fachgebiet Umweltchemie der TU Berlin, an einem Gaschromatographen HP 6890 in Kombination mit einem Massenspektrometer HP 5973 durchgeführt. Zur Trennung der einzelnen Stoffe wurde eine Alltech EC-WAX Kapillarsäule verwendet. Die Injektion der wässrigen Lösung (1µl) in den Gaschromatographen erfolgte direkt aus den beim Säulenversuch verwendeten Braunglasvials, denen vor der Messung deuterierte interne Standards, MTBE-D<sub>3</sub>, Benzen-D<sub>6</sub>, und Ethylbenzen-D<sub>10</sub>, zugesetzt wurden. Zum Erstellen der Kalibrierfunktionen wurden Standardreihen hergestellt, die Benzen, Toluol, m-Xylen, p-Xylen, o-Xylen, MTBE und deren Abbauprodukte ETBE (Ethyl-t-Butylether), TAME (t-Amyl-Methylether), TBF, TBA und TAA (2-Methyl-2-Butanol) enthielten. Die Quantifizierung der einzelnen organischen Stoffe erfolgte gegen die internen Standards, wobei die Kalibrierfunktion aus zwei Standardreihen gebildet wurde.

#### 3.5.1.5 Versuchsauswertung

Anhand der durchgeführten Tracerversuche mit Lithiumbromid erfolgte im ersten Schritt der Auswertung die Bestimmung verschiedener sedimentspezifischer Eigenschaften und von strömungs- und transportrelevanten Parametern. Darauf aufbauend wurde der reaktive Stofftransport der verschiedenen Benzininhaltsstoffe mittels Modellierung analysiert und eine Bilanz von Elektronenakzeptoren und -donatoren aufgestellt.

##### Tracerversuche

Die im Eluat am Säulenausgang gemessenen Tracerdurchbruchkurven von Bromid und Lithium ermöglichen die Bestimmung folgender Parameter: effektive Porosität  $n_e$ , Abstands- und Filtergeschwindigkeit  $v_a$  und  $v_f$ , longitudinaler Dispersionskoeffizient  $D_L$ , Retardationsfaktor  $R_d$ , Abbaukonstante  $\mu^E$  bzw.  $\mu$  und Pecletzahl  $Pe$ . Die Durchbruchkurven wurden in Form des zeitlichen Verlaufs normierter Konzentrationsverhältnisse ( $c/c_0$ ) dargestellt. Das Verhältnis  $c/c_0$  entspricht dem Verhältnis zwischen der jeweils am Säulenausgang gemessenen Konzentration  $c$  zu der am Säuleneingang eingegebenen Konzentration  $c_0$ .

Die effektive Porosität kann im Fall einer idealen Durchbruchkurve aus dem 50%-Durchgang der Anfangskonzentration folgendermaßen ermittelt werden:

$$n_e = \frac{v_f}{v_a} = \frac{Q_{\text{Säule}} \cdot t_{0,5}}{V_{\text{Säule}}} \quad [\text{Gl. 3-3}]$$

mit:

- $n_e$ : Effektive Porosität [-]
- $v_f$ : Filtergeschwindigkeit [m/s]
- $v_a$ : Abstandsgeschwindigkeit [m/s]
- $Q_{\text{Säule}}$ : Durchfluss durch die Säule [m<sup>3</sup>/s]
- $V_{\text{Säule}}$ : Säulenvolumen [m<sup>3</sup>]
- $t_{0,5}$ : Zeit, wenn  $c/c_0 = 0,5$  erreicht ist [s]

Die Parametersets  $v_a$ ,  $D_L$ ,  $R_d$  und  $\mu^E$  bzw.  $\mu$  wurden durch eine Modellanpassung unter Verwendung des Programmcodes CXTFIT ermittelt. Aus den aus der Modellanpassung bestimmten Werten für  $v_a$  und  $D_L$  lässt sich die Pecletzahl berechnen.

### Berechnung der Wiederfindung

Im Zuge des Erstellens einer Massenbilanz für die jeweilige Gesamtversuchsdauer wurde die Wiederfindung [%] der Benzinhaltstoffe und der Tracer berechnet. Diese stellt das Verhältnis zwischen der am Säuleneingang eingegebenen Stoffmenge und der im Eluat wiedergefundenen Stoffmenge dar und wird als Integral der einzelnen Durchgangskurven ermittelt.

### Modellierung des Stofftransportes mit CXTFIT

Das Programm CXTFIT (TORIDE et al., 1999, PARKER & van GENUCHTEN, 1984), bzw. das von NÜTZMANN et al. (2005) entwickelte Interface Visual CXTFIT, ermöglicht die Simulation von eindimensionalen Transport-, Sorptions- und Abbauprozessen in wasserungesättigten und –gesättigten, porösen Medien.

Die ersten Simulationsläufe wurden stets unter Verwendung eines deterministischen Gleichgewichtsmodells (TORIDE et al., 1999, PARKER & van GENUCHTEN, 1984) durchgeführt. Dieses basiert auf der eindimensionalen Advektions-Dispersions-Gleichung und berücksichtigt lineares Sorptionsverhalten der gelösten Stoffe sowie einen Abbau erster Ordnung. Voraussetzung für die Gültigkeit der folgenden Gleichung ist, dass ein homogenes Medium unter stationären Fließbedingungen durchströmt wird. Es gilt:

$$R_d \frac{\partial c}{\partial t} = \frac{D_L \partial^2 c}{\partial x^2} - v_a \frac{\partial c}{\partial x} - \mu c \quad [\text{Gl. 3-4}]$$

mit:

- $R_d$ : Retardationsfaktor [-]
- $c$ : Konzentration des gelösten Stoffes [ $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$ ]
- $t$ : Zeit [s]
- $D_L$ : Longitudinaler hydrodynamischer Dispersionskoeffizient [ $\text{m}^2\cdot\text{s}^{-1}$ ]
- $x$ : Abstand [m]
- $v_a$ : Abstandsgeschwindigkeit [ $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ ]
- $\mu$ : Abbaukonstante erster Ordnung [ $\text{s}^{-1}$ ]

Den Einfluss von Abbau und Retardation reaktiver gelöster Stoffe auf das Transportverhalten im Säulenversuch im Vergleich zu idealen Tracern verdeutlicht Abb. 3-14.

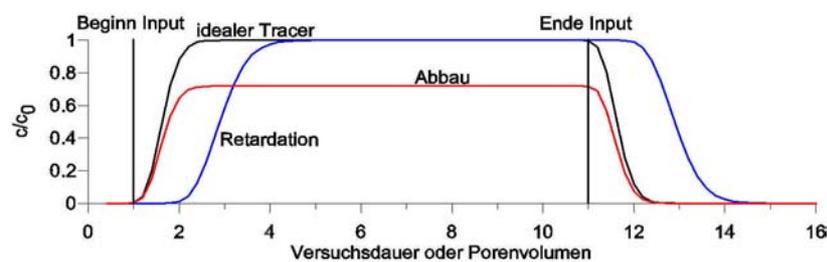


Abb. 3-14: Einfluss von Abbau und Retardation auf Durchgangskurven im „Open-Flow-Design“, Deterministisches Gleichgewichtsmodell, Randbedingung: kontinuierlicher Konzentrationsinput zwischen  $t = 1$  und  $t = 11$  (Kurven berechnet mittels CXTFIT aus synthetischen Datensätzen)

Zur Bestimmung der in den Säulenversuchen transportrelevanten Parameter erfolgte eine interaktive Anpassung der dimensionslosen, normierten Durchgangskurven an Modellkurven. Durch Umformung von Gl. 3-4 in die dimensionslose Form wird u. a. die im Programmcode verwendete dimensionslose Abbaukonstante  $\mu^E$  eingeführt, die wie folgt definiert ist:

$$\mu^E = \frac{L\mu}{v_a} \quad [\text{Gl. 3-5}]$$

mit:

$\mu^E$ : Abbaukonstante erster Ordnung im Gleichgewichtsmodell [-]

$\mu$ : Abbaukonstante erster Ordnung [ $s^{-1}$ ]

L: charakteristische Säulenlänge [m]

$v_a$ : Abstandsgeschwindigkeit [ $ms^{-1}$ ]

Bei der Modellierung erfolgte zunächst die Modellanpassung der Tracerdurchbruchkurven aus beiden Säulenversuchen zur Ermittlung von Abstandsgeschwindigkeit  $v_a$ , longitudinalem Dispersionskoeffizienten  $D_L$ , Retardationsfaktor  $R_d$  und der Abbaukonstante  $\mu^E$  bzw.  $\mu$ . Wie bei idealen Tracern zu erwarten, ergab die Anpassung der experimentellen Kurven an die Modellkurven, dass weder Bromid noch Lithium einem Abbau unterlagen. Jedoch zeigte sich bei Lithium eine gewisse Transportverzögerung ( $R_d > 1$ ), weshalb zur weiteren Auswertung der Säulenversuche die für Bromid bestimmten Parameter verwendet wurden.

Die normierten Durchgangskurven  $c/c_0$  der Benzininhaltsstoffe wurden unter Verwendung der aus den Tracerversuchen bestimmten Parameter  $v_a$  und  $D_L$  in ähnlicher Weise einer Modellanpassung unterzogen. Falls im Ergebnis der Anpassung an ein Gleichgewichtsmodell die Korrelationskoeffizienten einen relativ geringen Wert besaßen, erfolgte die Berücksichtigung physikalischer Ungleichgewichtsprozesse durch das „Two-Region“-Modell (TORIDE et al., 1999). Im „Two-Region“-Modell sind sowohl für eine mobile als auch für eine immobile Phase Abbaukonstanten definiert, die über Austauschkoefizienten miteinander verknüpft sind.

#### Bilanzierung von Elektronenakzeptoren und -donatoren

Nach der Identifikation der in unterschiedlichen Zeitabschnitten des Säulenversuchs relevanten Redoxprozesse erfolgte deren Quantifizierung. Für die in den unterschiedlichen Redoxprozessen umgesetzten Elektronenakzeptoren wurde eine Massenbilanz erstellt und die tatsächlich während der jeweiligen Gesamtversuchsdauer genutzte Oxidationskapazität abgeleitet. Basierend auf der Massenbilanz der Elektronenakzeptoren wurde im Anschluss ein theoretischer Wert für die abgebaute Stoffmenge der Benzininhaltsstoffe, d. h. der Elektronendonatoren, ermittelt, der wiederum zum Vergleich mit den Messwerten herangezogen wurde.

### **3.5.2 Wellenlängendispersive Röntgenfluoreszenzanalyse (WD-RFA)**

Zur Bestimmung der horizontalen und vertikalen Verteilung von Eisen- und Manganfestphasen im Bereich des Schadenfalles wurde die chemische Zusammensetzung von Bodenproben durch wellenlängendispersive Röntgenfluoreszenzanalyse quantitativ bestimmt. Mittels WD-RFA werden die Haupt- und Spurenelementkonzentrationen von Gesteinsproben analysiert, die zur Interpretation von mineralogischen Paragenesen dienen.

Es wurden an 31 verschiedenen Ansatzpunkten insgesamt 64 Sedimentproben sowohl aus dem kontaminierten als auch aus dem unkontaminierten Bereich gewonnen und analysiert. Neben zwei Vertikalprofilen entlang der Bohrungen DB 32 und DB 25 (Kapitel 3.3.2) wurde ein Horizontalprofil erstellt, das von Norden nach Süden entlang des Gleises 1 durch den kontaminierten Bereich verläuft. Weiterhin wurden Proben aus dem südwestlichen Abstrom untersucht (siehe Abb. 3-12). Das Horizontalprofil und die Proben aus dem Abstrom, deren Probennahme durch das Ingenieurbüro GEO-DITTMANN erfolgte, sind durch ähnliche Entnahmeteufen, meistens zwischen 3 – 4 m unter GOK, charakterisiert.

Zur Analyse wurden aus den Proben Pulver- und Schmelztabletten hergestellt, die im Anschluss einem „Element-Screening“ über 40 bzw. 36 chemische Elemente unterzogen wurden. Die Hauptelemente der Bodenprobe werden bei der Analyse in Oxidform überführt. Weitere Details zur Analyse mit WD-RFA einschließlich der Probenpräparation und Messwtergebnisse finden sich in Anhang H.

### **3.5.3 Rasterelektronenmikroskopie (REM) mit Energiedispersivem System (EDS)**

In Ergänzung zur WD-RFA wurde an ausgewählten Bodenproben der beiden Vertikalprofile eine weitergehende geochemische Analyse des Mineralbestandes mittels konventioneller Rasterelektronenmikroskopie an der Zentraleinrichtung Elektronenmikroskopie (ZELMI) der TU-Berlin an einem REM des Typs Hitachi S-2700 durchgeführt. Das Gerät ist zur Analyse mit einem

energie dispersiven System (EDS) ausgestattet. Mittels der energie dispersiven Röntgenanalyse kann eine punktgenaue qualitative Analyse der Elementzusammensetzungen der Proben vorgenommen werden. Neben den durch die Wechselwirkung zwischen Primärelektronenstrahl und Festkörper emittierten Sekundärelektronen, die das REM-Bild aufbauen, entstehen Röntgenstrahlen, die bei der energie dispersiven Analyse nach ihrer Energie getrennt und anhand ihrer spezifischen Energiespektren den jeweiligen Elementen des periodischen Ordnungssystems zugeordnet werden. Nach der Peakidentifikation einzelner Elemente wurden anhand der relativen Peakhöhenverhältnisse der Elemente einzelne Minerale identifiziert. Zur Funktionsweise und den Analysemethoden mittels REM und EDS siehe z. B. REIMER & PFEFFERKORN (1977) oder REED (1996).

Es wurde mit einer Beschleunigungsspannung von  $U_0=20$  kV, einem Strahlstrom von  $i_0=500$  nA, und einer Messzeit zur Aufnahme der Spektren von 100 s gearbeitet. Die in Anhang I dargestellten Fotos und Spektren wurden alle bei dieser gleichen Grundeinstellung des Geräts vorgenommen. Für die Analyse wurden die luftgetrockneten Proben mit Kohlenstoff bedampft. Um einen besseren optischen Effekt und klare Kontraste zur fotografischen Dokumentation zu erzielen, erfolgte im Anschluss eine Goldbedampfung.

### 3.5.4 Chemische Extraktion zur Bindungsformanalyse

Zur weiteren Differenzierung der mittels RFA festgestellten vertikalen Verteilung der Eisen- und Mangangehalte im Sedimentkörper wurde entlang der beiden Vertikalprofile eine Bindungsformanalyse in Anlehnung an das Verfahren von ZEIEN & BRÜMMER (1989) durchgeführt. Bei dem Verfahren werden sequenziell mit unterschiedlichen Extraktionsmitteln Schwermetalle aus einer Bodenprobe extrahiert, um eine Abschätzung von mobilen, nachlieferbaren und fixierten Schwermetallanteilen vorzunehmen. Die Acidität der Extraktionslösungen steigt von ungepufferten Salzlösungen bis hin zu starken Säuren. Mit steigendem Säureangriff können zunehmend stärker gebundene Schwermetallfraktionen extrahiert werden. In Abänderung zu diesem Verfahren wurden nicht sieben Fraktionen einer einzigen Probeneinwaage sukzessive untersucht, sondern es wurden Einzelversuche für drei relevante Fraktionen vorgenommen. Folgende Extraktionsmittel wurden verwendet:

1. Ammoniumacetat (1 M  $\text{NH}_4\text{-OAc}$ ; pH-Wert = 6). Die Extraktion mit Ammoniumacetat entspricht der Fraktion 2 nach ZEIEN & BRÜMMER und wird als „leicht nachlieferbare Fraktion“ klassifiziert: spezifisch adsorbierte, oberflächennah okkludierte und an Calciumcarbonat gebundene Formen, metallorganische Komplexe geringer Bindungsstärke.
2. Ammonium-EDTA (0,025 M  $\text{NH}_4\text{-EDTA}$ ; pH-Wert = 4,6) zur Untersuchung der organisch gebundenen Fraktion, der Fraktion 4 nach ZEIEN & BRÜMMER.
3. Ammoniumoxalat (0,2 M  $\text{NH}_4\text{-Oxalat}$ , pH-Wert = 3,25), das nach ZEIEN & BRÜMMER für die 5. Fraktion zur Analyse von „an schlecht kristalline Fe-Oxide gebundene Schwermetalle“ eingesetzt wird.

Die Probeneinwaage der luftgetrockneten Bodenproben betrug jeweils 2,0 g und es wurde stets eine Doppelbestimmung durchgeführt. Die Bodenprobe wird zusammen mit dem Extraktionsmittel nach Einstellung des pH-Wertes eine vorgegebene Zeit (2. Fraktion: 24 h, 4. Fraktion: 90 min, 5. Fraktion: 4 h) auf einem Rütteltisch im Dunkeln geschüttelt. Zur Gewinnung der Extraktionslösung werden die Proben zentrifugiert und die überstehende Lösung mit Faltenfiltern filtriert. Zur Stabilisierung wird den gewonnenen Filtraten konzentrierte Salpetersäure zugesetzt. Die extrahierten Gehalte an Eisen und Mangan werden aus der Extraktionslösung an der AAS bestimmt.

## 3.6 Numerisches Grundwasserströmungs- und -transportmodell

Die Modellierung der Grundwasserströmung und des Stofftransports im dreidimensionalen Raum erfolgen mit dem Simulator FEFLOW, Version 5.0 der Fa. WASY GmbH. Zur numerischen Lösung von Strömungs- und -transportgleichungen verwendet FEFLOW das Finite-Elemente (FE)-Verfahren. Dabei erfolgt nach der Generierung eines FE-Netzes für das zu untersuchende Modellgebiet an den erzeugten Netz-Knoten die Lösung der Strömungsgleichungen. Physikalische und mathematische Grundlagen sind in zahlreichen Lehrbüchern dargestellt, z. B. ANDERSON & WOESSNER, 1992,

APPELO & POSTMA, 1999, BEAR, 1972, BEAR & VERRUIJT, 1987, DIERSCH, 2002, DOMENICO & SCHWARTZ, 1997, FREEZE & CHERRY, 1979, KINZELBACH, 1992, KINZELBACH & RAUSCH, 1995, KOLDITZ, 1997, LEGE et al., 1996, NATIONAL RESEARCH COUNCIL, 1990, SCHWARZ & ZHANG, 2003, UBA, 1996.

### 3.6.1 Strömungsmodellierung

Die Grundgleichung der Grundwasserströmung in einem porösen Medium beruht auf der Kontinuitätsgleichung, die die Massenerhaltung im System, bzw. einem infinitesimalen Kontrollvolumen beschreibt und dem Gesetz von Darcy. Für einen gespannten Grundwasserleiter mit anisotroper hydraulischer Durchlässigkeitsverteilung ist die instationäre Grundwasserströmung im dreidimensionalen Fall wie folgt definiert:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left( K_{xx} \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( K_{yy} \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( K_{zz} \frac{\partial h}{\partial z} \right) - q = S_s \frac{\partial h}{\partial t} \quad [\text{Gl. 3-6}]$$

mit:

|                            |  |
|----------------------------|--|
| $K_{xx}, K_{yy}, K_{zz}$ : | Durchlässigkeitstensor parallel zur x-, y- und z-Achse [ $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ ]  |
| $h$ :                      | hydraulische Druckhöhe (Piezometerhöhe) [m]  |
| $q$ :                      | Externer Zufluss oder Abfluss bezogen auf ein Kontrollvolumen, z. B. Grundwasserentnahme oder Grundwasserneubildung [ $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ ] |
| $S_s$ :                    | spezifischer Speicherkoeffizient [ $\text{m}^{-1}$ ]   |
| $t$ :                      | Zeit [s]   |
| $x, y, z$ :                | x-, y-, z- Koordinatenachsen.  |

Die Gleichung für den instationären Fall beschreibt die Piezometerhöhenverteilungen in Abhängigkeit von Ort und Zeit. Für den stationären Fall vereinfacht sich die Gleichung und ist zeitunabhängig. Die physikalischen Phänomene der Grundwasserströmung werden mit Hilfe dieser Differenzialgleichung in der allgemeinen Form beschrieben und beinhalten noch keine Informationen über ein bestimmtes Modellgebiet. Daher besitzt eine solche Gleichung unendlich viele Lösungen. Erst durch die Definition von Rand- und Anfangsbedingungen kann für ein bestimmtes Modellgebiet eine eindeutige Lösung gefunden werden.

#### 3.6.1.1 Anfangsbedingungen

Die Anfangsbedingungen beschreiben eine Piezometerhöhenverteilung zum Zeitpunkt  $t_0$ , zu dem die Simulation beginnt. Bei stationären Berechnungen ist nur die Definition der Randbedingungen erforderlich, während bei instationären Strömungsberechnungen die Piezometerhöhenverteilung zu Beginn des Simulationslaufes definiert werden muss.

#### 3.6.1.2 Randbedingungen

Im Programm FEFLOW finden folgende Randbedingungen Verwendung (DIERSCH, 2002):

##### **Randbedingung 1. Art (Dirichlet-Randbedingung):**

Die Randbedingung 1. Art definiert eine Piezometerhöhe am Rand:

$$h(x_i, t) = h_1^R(t) \text{ [m].} \quad [\text{Gl. 3-7}]$$

Ein Spezialfall ist der Festpotenzialrand, der eine zeitlich unabhängige Piezometerhöhe vorschreibt ( $h = \text{konstant}$ ).

##### **Randbedingung 2. Art (Neumann-Randbedingung):**

Diese Randbedingung beschreibt einen Fluss, d. h. Zufluss oder Abstrom, senkrecht zum Rand:

$$q_{nh}(x_i, t) = q_h^R(t) \text{ [m}\cdot\text{d}^{-1}\text{].} \quad [\text{Gl. 3-8}]$$

**Randbedingung 3. Art (Cauchy-Randbedingung):**

Die Randbedingung 3. Art ist eine Kombination aus den Randbedingungen 1. und 2. Art. Mit Hilfe dieser Randbedingung können halbdurchlässige Ränder, z. B. die Anbindung von Oberflächen- und Grundwasser (Effluenz/Influenz), beschrieben werden. Sie ist folgendermaßen definiert:

$$q_{n_h}(x_i, t) = -\phi_h (h_2^R - h) [d^{-1}]. \quad [\text{Gl. 3-9}]$$

**Randbedingung 4. Art :**

Die Randbedingung 4. Art wird zur Definition von Grundwasserentnahmen oder -injektionen an Brunnen verwendet. Die Funktion ist als Quellen/Senkenterm definiert:

$$Q_p^w(x_i, t) = \sum_m Q_m^w \prod_i \{\delta(x_i - x_i^m)\} [m^3 \cdot d^{-1}] \quad [\text{Gl. 3-10}]$$

mit:

- $h_1^R, h_2^R$  : Vorgeschriebene Randwerte der Piezometerhöhe h [m]  
 $q_{n_h}$  : Darcy-Normalfluss, (positiv: nach außen gerichtet) [ $m \cdot d^{-1}$ ]  
 $q_h^R(t)$  : Vorgeschriebener Rand-Normalfluss [ $m \cdot d^{-1}$ ]  
 $\phi_h$  : Transferkoeffizient (Leakage-Parameter):  $\phi_h^{in/out} = \frac{k_f^{in/out}}{d_K} [d^{-1}]$  [Gl. 3-11]  
 $k_f^{in/out}$ : Durchlässigkeitsbeiwert Kolmationsschicht [ $m \cdot d^{-1}$ ]  
 $d_K$ : Schichtdicke Kolmationsschicht [m]  
 $Q_p^w$  : Brunnenfunktion [ $m^3 \cdot d^{-1}$ ]  
 $Q_m^w$  : Förder-/Injektionsrate des Einzelbrunnens m [ $m^3 \cdot d^{-1}$ ]  
 $x_i^m$  : Koordinaten des Einzelbrunnens m  
 $x_i$  : geodätische Lage im Raum  
 $\delta(\cdot)$  : Dirac Delta Funktion.

**3.6.2 Transportmodellierung**

Die quantitative Beschreibung des Stofftransports im Grundwasser lässt sich in der Advektions-Dispersions-Reaktions-Gleichung zusammenfassen. Bei der Herleitung der Gleichung wird nach dem Massenerhaltungsgesetz davon ausgegangen, dass die Konzentrationsänderung in einem infinitesimalen Kontrollvolumen gleich der Summe aus eintretendem Konzentrationsstrom und der Produktionsrate innerhalb des Kontrollvolumens ist. Dabei wird der Transport von gelösten Stoffen durch Advektion und hydromechanischer Dispersion beschrieben. Als Reaktionsterme können z. B. Sorption und Abbau mit unterschiedlichen mathematischen Ansätzen formuliert werden. Bei der folgenden Formulierung wurde der Fall eines linearen Sorptionsgleichgewichts und ein Abbau erster Ordnung berücksichtigt. Die Transportgleichung für im Grundwasser gelöste Stoffe in einem dreidimensionalen, porösen Medium lautet:

$$D_L \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} + D_T \frac{\partial^2 c}{\partial y^2} + D_z \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} - + \frac{\partial v_f c}{\partial x} - \lambda R_d c = R_d \frac{\partial c}{\partial t}. \quad [\text{Gl. 3-12}]$$

mit:

- $c$ : Stoffkonzentration [ $kg \cdot m^{-3}$ ]  
 $D_L$ : Longitudinaler Dispersionskoeffizient [ $m^2 \cdot s^{-1}$ ]  
 $D_T$ : Transversaler Dispersionskoeffizient [ $m^2 \cdot s^{-1}$ ]  
 $v_f$ : Filtergeschwindigkeit [ $m \cdot s^{-1}$ ]  
 $\lambda$ : Abbaukonstante [ $s^{-1}$ ]  
 $R_d$ : Retardationsfaktor [-]

In Analogie zur Lösung der Strömungsgleichung müssen für die Lösung der Transportgleichung Anfangsbedingungen, d. h. die Konzentrationsverteilung zum Zeitpunkt  $t_0$  definiert werden. Die Arten und Bezeichnungen der Randbedingungen entsprechen ebenfalls denen der Strömungsgleichung, jedoch beziehen sie sich auf die Konzentration. Für den untersuchten Fall wurde nur eine Randbedingung 1. Art verwendet, die eine Konzentration auf dem Rand vorschreibt:

$$c(x_i, t) = c_1^R(t) \text{ [kg}\cdot\text{m}^{-3}] \quad [\text{Gl. 3-13}]$$

mit:  $c_1^R, c_2^R$ : Vorgeschriebene Randwerte der Konzentration  $c$ .

### 3.6.2.1 Stabilitätskriterien

Um Effekte wie numerische Dispersion und Oszillationen bei der Lösung von Transportgleichungen zu minimieren, sollten die im folgenden zusammengestellten numerischen Stabilitätskriterien bei der Modellierung berücksichtigt werden. Die numerische Dispersion ist eine Erscheinung bei der numerischen Lösung von Differenzialgleichungen, die auf Diskretisierungsfehlern beruht und durch die Interpolation der Transportgröße zwischen den Gitterpunkten entsteht. Oszillationen, die sich häufig durch Bereiche mit negativen Konzentrationen äußern, treten auf, wenn die Elementgröße einen durch die sog. Gitter-Peclet-Zahl (s.u.) gegebenen Wert überschreitet. Ein weiterer Einflussfaktor stellt die Änderung des Gradienten der Transportgröße dar, d. h. Oszillationen treten hauptsächlich dort auf, wo starke Gradientenänderungen auftreten. Basierend auf Diskretisierungskriterien, die für den eindimensionalen Fall Gültigkeit besitzen, können bei mehrdimensionalen Transportproblemen folgende Konservativitätsüberlegungen zur Stabilitäts- und Konsistenzbetrachtung herangezogen werden (LEGE et al., 1996):

#### Das Courant-Kriterium:

$$Cr = \left| \frac{v\Delta t}{\Delta l} \right| \leq 1 \quad [\text{Gl. 3-14}]$$

mit:

- v: Abstandsgeschwindigkeit [ $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ ]
- $\Delta t$ : Zeitschritt der numerischen Zeitdiskretisierung [s]
- $\Delta l$ : charakteristische Elementlänge [m]

begrenzt den maximal möglichen Zeitschritt oder aber die kleinstmögliche Elementlänge und garantiert damit, dass während eines Zeitschritts die Konzentrationsdifferenz in einem finiten Element nicht größer werden kann als die durch advective Stoffströme hervorgerufene Konzentrationsänderung.

Die Einhaltung des **Neumann-Kriteriums**,

$$Fo = \frac{D}{\Delta l^2} \Delta t \leq \frac{1}{2}, \quad [\text{Gl. 3-15}]$$

mit:

- D: Dispersionskoeffizient [ $\text{m}^2\cdot\text{s}^{-1}$ ]

verhindert, dass Konzentrationsgradienten in einem finiten Element während eines Zeitschrittes allein durch diffusive oder dispersive Stoffströme umgekehrt werden können.

Die **Gitter-Peclet-Zahl** wird als numerisches Stabilitätskriterium verwendet und besitzt folgende Grenzen:

$$Pg = \left| \frac{v\Delta l}{D} \right| \leq 2 \text{ bzw. } \leq 4 \text{ (1D bzw. 2D-Fall)}. \quad [\text{Gl. 3-16}]$$

Physikalisch beschreibt die Peclet-Zahl das Verhältnis von advektiven und dispersiven Transportanteilen.

## 4 Ergebnisse und Interpretation

Die räumliche und zeitliche Analyse des vorliegenden Datenbestands zur Grundwasserdynamik liefert das grundlegende Verständnis der hydraulischen Situation am Standort bzw. im erweiterten Untersuchungsgebiet. In Hinblick auf die modellgestützte Langzeitprognose der Schadstoffausbreitung während des Einsatzes von MNA galt es, die Grundwasserfließrichtung und –geschwindigkeit unter natürlichen Bedingungen herauszuarbeiten. Dabei zeigte sich, dass die hydraulische Kopplung zwischen der Schwarzen Elster und dem Grundwasserleiter eine wichtige Einflussgröße darstellt. Neben der Vertiefung der hydrogeologischen Kenntnisse ermöglichte die Bestimmung hydraulischer Kennwerte mittels klassischer und innovativer Methoden eine standortrelevante Differenzierung von Eingangsgrößen im Grundwassermodell.

Anhand der Analyse der Datenreihen des Monitorings zur Grundwasserbeschaffenheit wird die räumliche und zeitliche Entwicklung der Schadstoffverbreitung im Grundwasser dargestellt. Auch konnte nachgewiesen werden, dass trotz Ortsfestigkeit der Schadstoffe auf Grund der hydraulischen Sicherung, im Bereich der Schadensquelle bereits Schadstoffminderungsprozesse wirksam sind. Der Nachweis der Wirksamkeit erfolgte dabei anhand von prozessspezifischen Leitparametern der biogeochemischen Abbausequenz. Differenzierte Aussagen zur vertikalen Schadstoffverteilung in der gesättigten Zone konnten im Rahmen der DP-Kampagnen erworben werden. Auch die teufenorientierte Grundwasserbeprobung im kontaminierten und unkontaminierten Bereich lieferte zusätzliche Informationen zur Grundwasserbeschaffenheit. Neben einem Verfahrenvergleich unterschiedlicher DP-Systeme wurden die gewonnenen Ergebnisse auch in Bezug zu den Erkenntnissen mittels konventioneller Methoden gesetzt.

Die am Standort nachgewiesenen NA-Prozesse konnten in Laborsäulenversuchen simuliert werden, wodurch sich die Möglichkeit zur Quantifizierung von Einzelprozessen bot. Ergänzend wurde für Eisen- und Manganfestphasen die Oxidationskapazität des Grundwasserleitermaterials bestimmt.

Abschließend erfolgt in diesem Kapitel die Darstellung des numerischen Grundwasserströmungsmodells und des Stofftransportmodells für die Langzeitprognose der Schadstoffausbreitung. Dabei fließen eine Vielzahl der zuvor dargestellten Ergebnisse in diesen Teil der Arbeit ein.

### 4.1 Grundwasserdynamik

#### 4.1.1 Räumliche Analyse der Grundwasserdynamik

Die Grundwasserdynamik im erweiterten Untersuchungsgebiet, Stadtgebiet Elsterwerda - Schwarze Elster, ist überwiegend durch eine SSW bis SW gerichtete Grundwasserfließrichtung gekennzeichnet. Die Schwarze Elster übernimmt dabei meistens die Funktion eines effluenten Vorfluters. Die lokale hydrodynamische Situation auf dem Bahnhofsgelände ist im Untersuchungszeitraum durch permanente Grundwasserentnahme auf Grund der hydraulischen Sicherung gekennzeichnet. Im Folgenden werden vier verschiedene Situationen in Bezug auf die Grundwasserdynamik beschrieben. Dabei wird jeweils zunächst das weitere Untersuchungsgebiet analysiert und im Anschluss die lokale hydraulische Situation am Standort.

##### 4.1.1.1 GW-Fließrichtung SSW, mittlere Grundwasserstände, Stichtag: 12.07.2004

Als Beispiel für einen Zustand mittlerer Grund- und Oberflächenwasserstände mit südsüdwestlicher Grundwasserfließrichtung ist in Abb. 4-1 der Grundwassergleichenplan vom 12.07.2004 dargestellt. Das ausgewählte Beispiel repräsentiert in Bezug auf die Grundwasserfließrichtung eine häufig auftretende Situation am Standort. Basierend auf den für die Jahre 2003 bis 2005 erstellten Grundwassergleichenplänen (Anzahl  $n = 37$ ) ergibt sich, dass in 68% der untersuchten Stichtage eine südsüdwestliche Strömungskomponente dominiert. In diesen Fällen übernimmt die Schwarze Elster die Funktion eines effluenten Vorfluters, d. h. der Grundwasserkörper entlastet in die Schwarze Elster. Der Grundwasserspiegel nördlich vom Bahnhof liegt bei 88,60 m NN (GWM 1 und GWM 2) und vermindert sich im Süden auf Wasserstände von ca. 88,20 m NN (DB 34). Das natürliche

Grundwassergefälle wird aus dem Gleichenplan mit  $i = 3,1 \cdot 10^{-4}$  [-] abgeleitet. Unter Annahme eines mittleren Durchlässigkeitsbeiwertes von  $9,2 \cdot 10^{-4}$  m/s resultiert eine Filtergeschwindigkeit von  $v_f = 2,9 \cdot 10^{-7}$  m/s, bzw. eine Abstandsgeschwindigkeit von  $v_a = 1,2 \cdot 10^{-6}$  m/s.

DITTMANN & FREIGANG (2006) ermitteln basierend auf den Datenloggeraufzeichnungen in den GWM DB 26, DB 33 und DB 34, die ein hydrologisches Dreieck im natürlichen Abstrom des Schadensfalls aufspannen, Grundwasserfließrichtungen, -gefälle und Abstandsgeschwindigkeiten im Zeitraum von 08.04.2005 - 26.06.06 für 5.309 Datensätze. Die richtungsstatistische Auswertung ergibt eine durchschnittliche Grundwasserfließrichtung von  $217^\circ$  (SW-SSW). Das Richtungsmaximum liegt mit 676 Werten (13 %) bei  $202^\circ$  (SSW). Berechnete Abstandsgeschwindigkeiten liegen für den genannten Messzeitraum zwischen  $6,3 \cdot 10^{-7}$  m/s bis  $1,9 \cdot 10^{-6}$  m/s und sind mit den aus den Grundwassergleichenplänen ermittelten Werten vergleichbar.

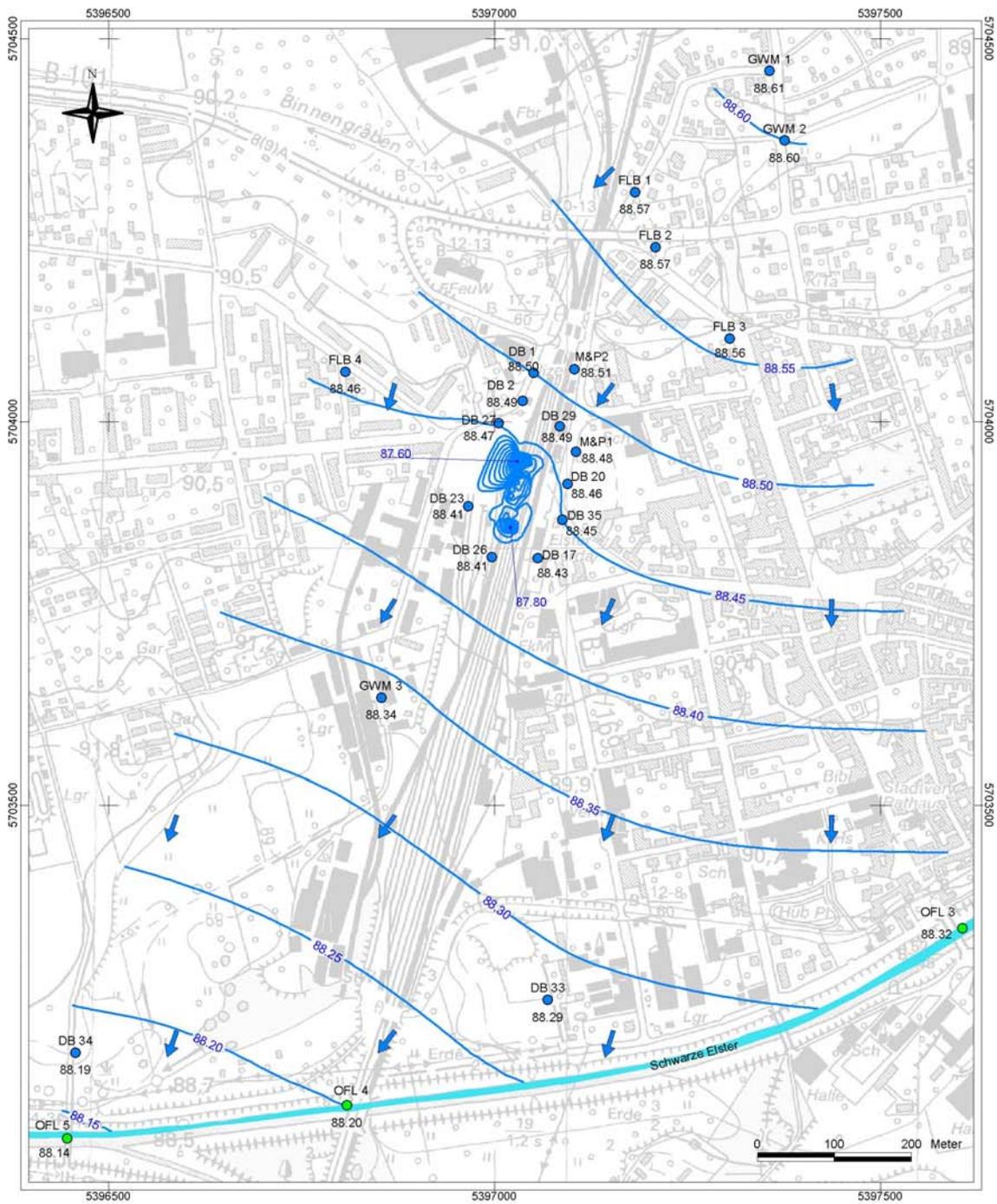
Im Bahnhofsbereich wird der Grundwasserspiegel durch den Betrieb von 9 Sanierungsbrunnen, SB 1 - 4, SB 6, SB 8 - 10 und PhBr1 zum Zeitpunkt der Stichtagsmessung auf Höhen von bis zu 87,60 m NN bei SB 9 abgesenkt (Abb. 4-2). Der Ruhewasserspiegel im Bahnhofsbereich dürfte bei ungefähr 88,45 m NN liegen. Durch die Grundwasserabsenkung erfolgt eine aus allen Richtungen zum Schadenszentrum gerichtete Grundwasserströmung. Auf Grund der dichten Lage der Brunnen zueinander überlagern sich die Absenkungstrichter der einzelnen Brunnen gegenseitig. Je nach Förderrate der Einzelbrunnen ergeben sich dabei unterschiedliche Symmetrien des Absenkungsbereichs. Dabei gilt allgemein, je geringer der Abstand zum Förderbrunnen, desto größer das Grundwassergefälle auf Grund der Absenkung und desto größer die Fließgeschwindigkeiten. Die Förderrate am 12.07.2004 beträgt in Summe  $337 \text{ m}^3/\text{d}$ , was einem mittleren bis leicht überdurchschnittlichen Wert entspricht (siehe auch Statistik im Anhang C, Tab. C-1). Die höchsten Förderraten am Stichtag besitzen SB 3 ( $63,9 \text{ m}^3/\text{d}$ ), SB 6 ( $65,5 \text{ m}^3/\text{d}$ ) und SB 10 ( $70,1 \text{ m}^3/\text{d}$ ), während der Brunnen SB 2 mit einer Rate von  $2,4 \text{ m}^3/\text{d}$  vergleichsweise geringe Mengen Grundwasser fördert.

Für den Bahnhofsbereich fällt auf, dass trotz hoher Messstellendichte teilweise keine stützstellengetreue Interpolation möglich ist. Die Ursache hierfür ist weniger auf Anisotropien des Untergrundes zurückzuführen als vielmehr darauf, dass die Bestimmung der Grundwasseroberfläche in stark phaselasteten Grundwassermessstellen per se einen Unsicherheitsfaktor darstellt

#### 4.1.1.2 GW-Fließrichtung SSW, niedrige Grundwasserstände, Stichtag: 29.04.2004

Die Darstellung der Grundwasserdynamik (Anhang C, Abb. C-1 und C-2) für den Fall niedriger Grund- und Oberflächenwasserstände anhand des Beispiels vom 29.04.2004 zeigt ebenfalls eine dominierende südsüdwestliche Grundwasserfließrichtung bei effluenten Vorflutverhältnissen. Mit einem Niveau von 88,40 m NN liegt im Norden des Bahnhofs der Grundwasserspiegel um ca. 0,2 m tiefer als im Juli 2004. Der imaginäre Ruhewasserspiegel im Bahnhofsbereich dürfte bei ca. 88,20 m NN liegen. Deutlich tiefer als bei der Messung im Juli 2004 lag der Grundwasserspiegel in der Nähe der Elster. Die Grundwassermessstelle DB 34 besitzt mit einem Wasserstand von 87,74 m NN einen Grundwasserstand, der 0,5 m niedriger ist. Die Grundwassermessstelle DB 33 liegt mit 87,89 m NN 0,4 m unter dem Vergleichswert vom Juli 2004. Das Grundwassergefälle für den Fall eines niedrigen Füllungszustandes des Grundwasserkörpers erhöht sich somit auf einen Wert von  $i = 4,9 \cdot 10^{-4}$  [-]. Für die Filtergeschwindigkeit ergibt sich  $v_f = 2,5 \cdot 10^{-7}$  m/s, für die Abstandsgeschwindigkeit  $v_a = 1,8 \cdot 10^{-6}$  m/s.

Die Förderraten im April 2004 sind mit denen im Juli 2004 vergleichbar. In Summe beträgt die Förderrate  $345 \text{ m}^3/\text{d}$ , wobei ebenfalls die Brunnen SB 3 ( $60,6 \text{ m}^3/\text{d}$ ), SB 6 ( $48,1 \text{ m}^3/\text{d}$ ) und SB 10 ( $70,7 \text{ m}^3/\text{d}$ ) den größten Anteil an der Grundwasserentnahme besitzen. Der Brunnen, der zum Zeitpunkt der Stichtagsmessung mit der geringsten Förderrate betrieben wurde, ist der SB 4 mit  $6,9 \text{ m}^3/\text{d}$ . Auf Grund des ähnlichen Brunnenregimes im April und Juli 2004 zeigt der Absenkungsbereich eine ähnliche symmetrische Ausbildung an beiden Stichtagen. Der gesamte Absenkungsbereich liegt im April 2004 jedoch auf einem um ca. 0,2 – 0,25 m tieferen Niveau als im Juli 2004.

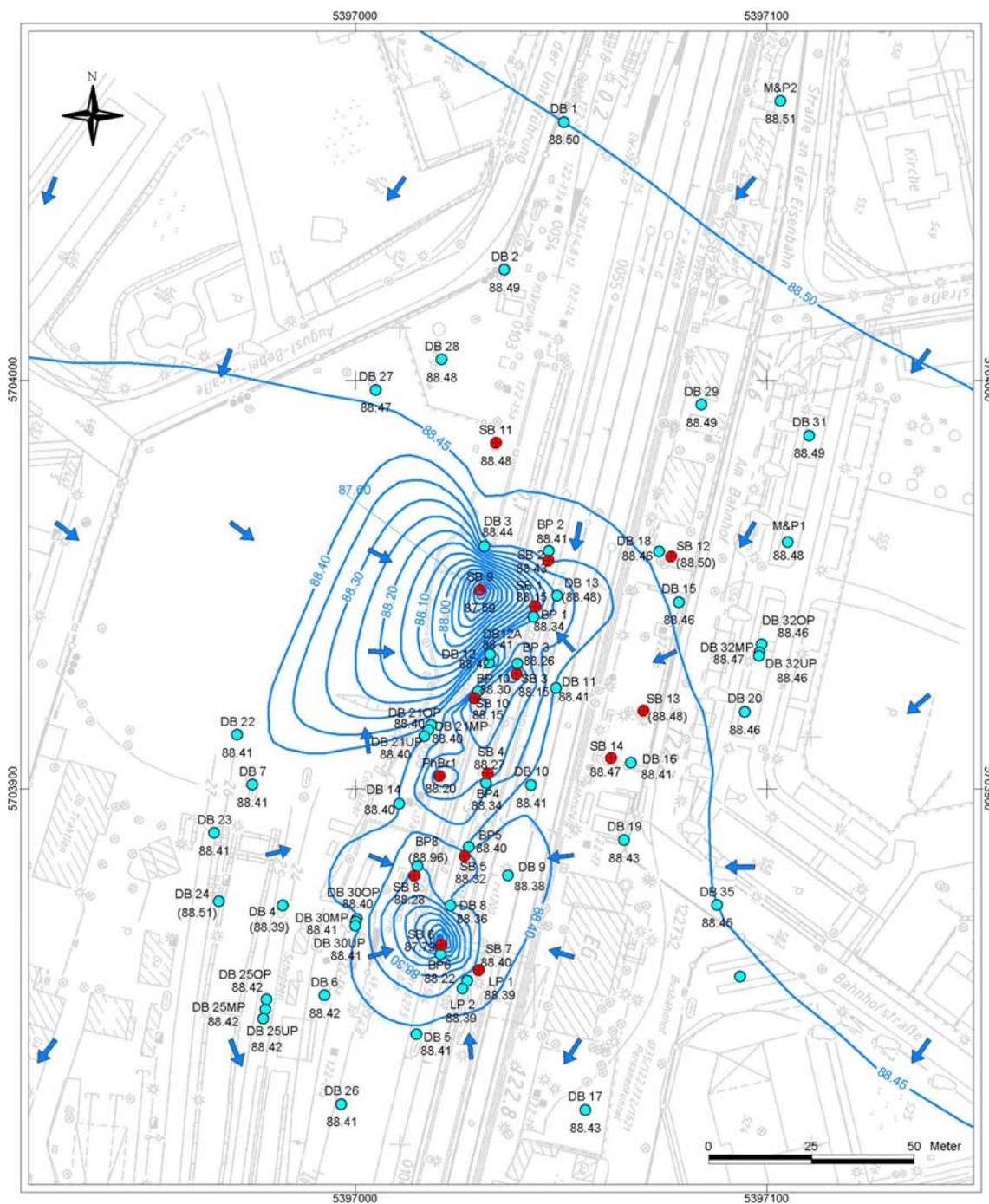


**Grundwassergleichen 12.07.2004**

**Legende**

- Grundwassermessstelle mit Bezeichnung (oben) und Grundwasserstand am 12.07.2004 in m NN (unten)
- Oberflächenwassermesspunkt mit Bezeichnung (oben) und Wasserstand am 12.07.2004 in m NN (unten)
- Grundwassergleichen [m NN]
- ➔ Grundwasserfließrichtung
- Vorfluter: Schwarze Elster

Abb. 4-1: Grundwassergleichenplan Stadtgebiet Elsterwerda - Schwarze Elster, mittlere Grundwasserstände, 12.07.2004 (Kartengrundlage: Topografische Karte L4547)



**Grundwassergleichen 12.07.2004**

**Legende**

- Grundwassermessstelle mit Bezeichnung (oben) und Grundwasserstand am 12.07.2004 in m NN (unten); Werte in Klammern wurden nicht bei der Interpolation berücksichtigt
- Sanierungsbrunnen
- Grundwassergleichen [m NN]
- ➔ Grundwasserfließrichtung

Abb. 4-2: Grundwassergleichenplan Bahnhof Elsterwerda, mittlere Grundwasserstände, 12.07.2004 (Kartengrundlage: Lageplan Ivl 6135 GU, Deutsche Bahn AG, Geschäftsbereich Netz)

#### 4.1.1.3 Fließrichtung SW, mittlere Grundwasserstände, Stichtag: 26.05.05

Die Statistik, basierend auf den Grundwassergleichenplänen, zeigt, dass in 22 % der Fälle eine nach Südwesten gerichtete Grundwasserfließrichtung auftritt. Als Beispiel für eine südwestliche Fließrichtung ist in Anhang C, Abb. C-3 und C-4 die Grundwasserdynamik am 26.05.05 dargestellt. Der Grundwasserkörper besitzt zum Zeitpunkt des Stichtags einen ähnlichen mittleren Füllungszustand wie zur Stichtagsmessung im Juli 2004. Die Grundwassergleichen liegen im Norden bei Höhen von 88,65 m NN, im Süden bei 88,25 m NN und somit nur geringfügig höher als im Juli 2004. Auch der mittlere hydraulische Gradient und damit die Fließgeschwindigkeiten entsprechen ungefähr dem Vergleichswert. Ein bedeutender Unterschied zwischen den beiden Beispielen zeigt sich jedoch beim Vergleich der Oberflächenwasserstände der Schwarzen Elster. Diese liegen im Mai 2005 ca. 0,15 m höher als im Juli 2004 und somit höher als die Grundwasserstände der benachbarten GWM DB 33 und DB 34. Daraus resultieren am ausgewählten Stichtag influente Vorflutverhältnisse. Eine stärker nach Westen gerichtete Strömungskomponente bei influenten Vorflutverhältnissen scheint plausibel, da auf Grund des erhöhten Potenzials im Vorfluter ein landwärts gerichteter Gradient entsteht, der die Infiltration von Oberflächenwasser in den Grundwasserleiter zur Folge hat und der dem aus Norden der Talebene zuströmenden Grundwasserabfluss entgegenwirkt. Die Entlastung des Grundwasserkörpers erfolgt dann entsprechend der Talgeometrie mit einer stärker nach Westen orientierten Grundwasserströmung. Die Analyse der Stichtage, bei denen eine südwestliche Strömungsrichtung dominiert, in Bezug auf die hydraulische Anbindung der Schwarzen Elster einerseits und den Füllungszustand des Grundwasserleiters andererseits, konnte jedoch den zuvor beschriebenen Zusammenhang nicht eindeutig bestätigen. Es zeigte sich, dass eine südwestliche Grundwasserströmungsrichtung einhergehend mit influenten Vorflutverhältnissen bei überdurchschnittlichen sowie durchschnittlichen Grund- und Oberflächenwasserständen auftritt. Bei niedrigen bis durchschnittlichen Grund- und Oberflächenwasserständen hingegen herrschen effluente Vorflutverhältnisse. Da die Stichtagsmessungen an den einzelnen Messstellen nie zum exakt gleichen Zeitpunkt durchgeführt werden konnten und sich eine Messkampagne teilweise über 2 Tage erstreckte, kann es gerade in Bezug auf die Einschätzung der hydraulischen Anbindung des Oberflächengewässers zu einer Fehleinschätzung kommen, da sich die Dynamik im Vorfluter sehr viel rascher vollzieht als im Grundwasserleiter.

Die Förderraten sind mit einem Wert von insgesamt 324 m<sup>3</sup>/d durchschnittlich. Allerdings wurde für den Sicherheitsbetrieb am 05.05.2005 die Anzahl der Betriebsbrunnen auf 13 erhöht. Meist liegen die Förderraten zwischen 20 - 30 m<sup>3</sup>/d. Die maximale Förderrate wurde beim SB 10 mit 39,2 m<sup>3</sup>/d, die minimale beim SB 4 mit 10,1 m<sup>3</sup>/d ermittelt. Auf Grund des geänderten Brunnenregimes ist auch die Ausbildung des Absenkungsbereichs einer anderen Geometrie unterlegen. Die größte Absenkung des Grundwasserspiegels zeigt sich beim SB 13 auf eine Höhe von 86,8 m NN.

#### 4.1.1.4 Fließrichtung W, hohe Grundwasserstände, Stichtag 25.07.2005

Eine grundsätzlich andere Grundwasserfließdynamik zeigt die Situation am 25.07.05 (Anhang C, Abb. C-5 und C-6), die den Fall hoher Grund- und Oberflächenwasserstände repräsentiert und vergleichsweise selten auftritt. Die Grundwasserfließrichtung im erweiterten Untersuchungsgebiet ist westwärts gerichtet. Im Verhältnis zu mittleren Grundwasserständen liegt der Grundwasserspiegel bei der Hochwassersituation im Norden bei ca. 88,80 m NN (GWM 1 und GWM 2), d. h. ca. 0,2 m höher. Ein ähnliches Grundwasserstandsniveau zeigt sich allerdings auch elsternah bei DB 33. Dies bedeutet, dass hier der Grundwasserspiegel im Verhältnis zu Stichtagen mit mittleren Grundwasserständen mehr als doppelt so stark gestiegen ist wie im Norden des Gebietes. Der Ruhewasserspiegel im Bahnhofsbereich läge bei ungefähr 88,65 m NN. Auf Grund der im Verhältnis zu den Grundwasserständen höheren Oberflächenwasserstände (88,87 – 89,07 m NN) erfolgt eine Infiltration von Oberflächenwasser in den Grundwasserkörper, wodurch sich im Kontaktbereich entlang des Vorfluters eine nordnordwestliche Strömungskomponente ergibt. Zur Bestimmung des natürlichen Grundwassergefälles wurde trotz weniger Stützstellen im Gleichenplan nur der nördliche Teil des Gebietes herangezogen, da der südliche Bereich stark durch die Infiltration des Vorfluters beeinflusst wird. Das Grundwassergefälle im Norden liegt bei ungefähr  $i = 3,5 \cdot 10^{-4}$  [-]. Somit berechnet sich die Filtergeschwindigkeit mit  $v_f = 3,2 \cdot 10^{-7}$  m/s. Für die Abstandsgeschwindigkeit ergibt sich  $v_a = 1,3 \cdot 10^{-6}$  m/s.

Die Förderraten der 14 Sanierungsbrunnen sind zum Zeitpunkt der Stichtagsmessung mit einem Wert von insgesamt  $217 \text{ m}^3/\text{d}$  unterdurchschnittlich und liegen meistens zwischen  $10 - 20 \text{ m}^3/\text{d}$ . Die maximale Förderrate wurde beim SB 5 mit  $28,3 \text{ m}^3/\text{d}$ , die minimale beim SB 7 mit  $1,3 \text{ m}^3/\text{d}$  ermittelt. Die Ausbildung des Absenkungsbereichs ähnelt auf Grund des ähnlichen Brunnenregimes dem vom Mai 2005. Die Absenkungstrichter sind jedoch auf Grund der geringeren Förderraten flacher ausgebildet.

Die Auswertung der Grundwasserdynamik für die Jahre 2003-2005 hat gezeigt, dass eine Hochwassersituation mit westwärts gerichteter, d. h. parallel zum Vorfluter verlaufender Grundwasserfließrichtung an 2 Stichtagen, dem 16.01.2003 und dem 25.07.2005, auftritt. Dies entspricht ca. 5 % der untersuchten Fälle. An zwei weiteren Stichtagen wurde ebenfalls eine dominierende westliche Strömungskomponente beobachtet. Im Gegensatz zur beschriebenen Hochwassersituation herrschten am 29.09.2003 äußerst niedrige Wasserstände und am 31.07.2003 leicht unterdurchschnittliche. Die Auswertung dieser beiden Stichtage ist kritisch zu betrachten, da an den Grundwassermessstellen DB 33 und DB 34 keine Messwerte vorliegen und somit keine Bewertung der hydraulischen Anbindung des Oberflächengewässers vorgenommen werden kann.

#### 4.1.2 Grundwasserentnahmen

Die monatliche Grundwasserfördermenge (Anhang C, Tab. C-1, Anhang K, Tab. K-1) beträgt im Untersuchungszeitraum durchschnittlich  $8.290 \text{ m}^3$ , wobei sehr unterschiedliche Betriebszustände des Sicherungsbetriebs auftreten. Maximale Grundwasserentnahmen erfolgten im Oktober 2000 mit  $17.819 \text{ m}^3$  und im August 2004 mit  $16.505 \text{ m}^3$ . Zu Wartungszwecken im Juli 2000 und im Januar 2001 wurde der gesamte Sanierungsbetrieb vorübergehend unterbrochen. Eine weitere kurzzeitige Unterbrechung erfolgte im Rahmen des Wiederanstiegs- und Pumpversuchs im Oktober 2004. Da die Versuchsdurchführung lediglich 4 Tage dauerte, ist diese Anlagenbetriebspause bei der monatlichen Darstellung nicht zu erkennen.

Im Ergebnis einer Trendanalyse der monatlichen Fördermengen zeigt sich unter Berücksichtigung der gesamten Zeitreihe von September 1998 bis Dezember 2005 ein positiver Trend (Anhang C, Abb. C-7), d. h., dass die Fördermenge im Untersuchungszeitraum sukzessiv erhöht wurde. Lokale Minima der Fördermenge treten im Winter auf, lokale Maxima in den Sommermonaten. Wegen des äußerst geringen Korrelationskoeffizienten,  $R^2=0,0935$ , der u. a. auf die große Spannweite der Zeitreihe zurückzuführen ist, wurden einzelne Teilabschnitte der Fördermengenganglinie einer Trendanalyse unterzogen (Abb. 4-3). Der erste Teilabschnitt bis November 2000 unterliegt vergleichsweise starken Fördermengenschwankungen, zeigt jedoch tendenziell eine Erhöhung der Fördermenge. Auch im zweiten Teilabschnitt bis August 2004 wird der positive Trend beibehalten. Im Gegensatz dazu erfolgt ab September 2004, im dritten Teilabschnitt, eine Reduktion der Fördermenge, was an einem negativen Trend erkennbar ist. Ursachen für die Fördermengenreduktion sind einerseits die ohnehin geringeren Fördermengen im Winterhalbjahr, andererseits eine Umstellung des Brunnenregimes zur Optimierung der Ertragseffizienz im Mai 2005.

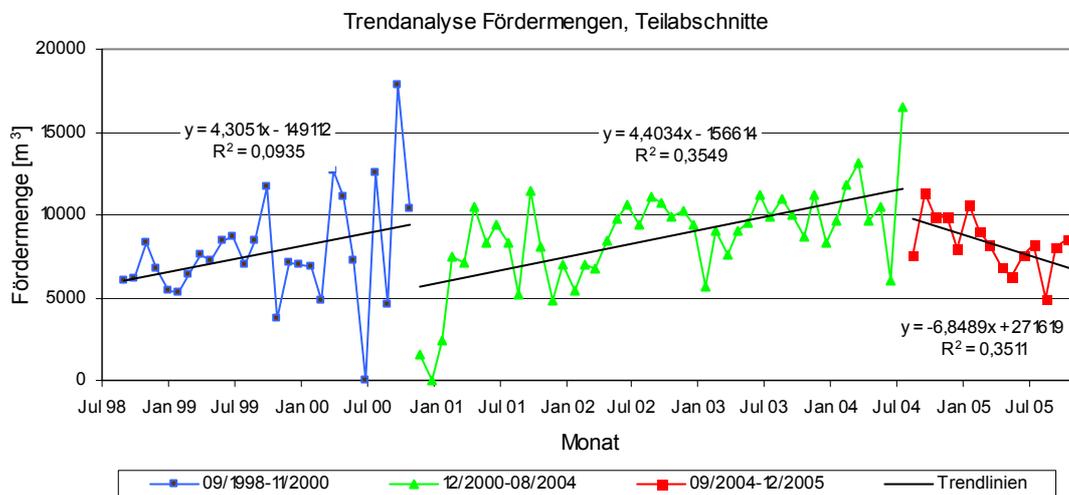


Abb. 4-3: Trendanalyse der Grundwasserfördermengen im Zeitraum September 1998 – Dezember 2005

Setzt man die Fördermengen in Beziehung zur erzielten Ertragseffizienz der Pump & Treat-Maßnahme (Abb. 3-2), ist durch die Trendanalyse deutlich die gegenläufige Entwicklung der sukzessiv steigenden Fördermengen im Verhältnis zum starken Rückgang der Ertragseffizienz zu erkennen. Da die Erhöhung der Fördermengen eine Steigerung der Betriebskosten impliziert, scheint eine zukünftige Fördermengenerhöhung wenig sinnvoll zu sein.

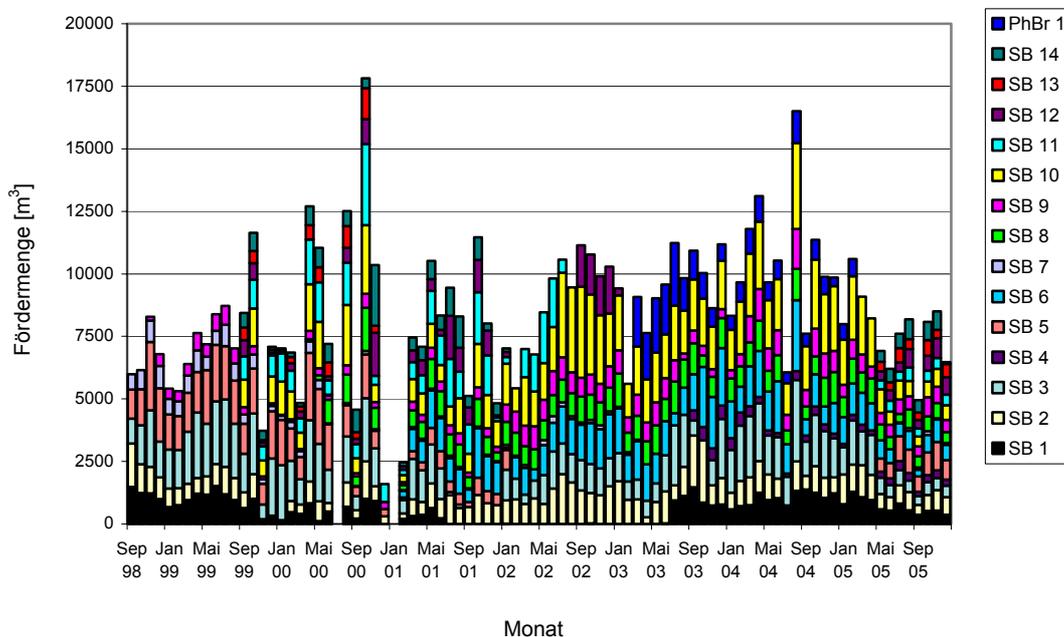


Abb. 4-4: Fördermengen der Sanierungsbrunnen September 1998 – Dezember 2005

Die Betriebszustände der einzelnen Brunnen sind im Sanierungszeitraum sehr unterschiedlich (siehe statistische Kennwerte der Fördermengen in Anhang C, Tab. C-1). Sehr hohe durchschnittliche Fördermengen wurden an den Brunnen SB 3 und SB 10 mit ca.  $1.300 \text{ m}^3/\text{Monat}$  registriert, bei denen auch die maximalen Fördermengen mit Werten über  $3.000 \text{ m}^3/\text{Monat}$  vergleichsweise hoch liegen. Im Vergleich dazu besitzen trotz ebenfalls hoher Spitzenwerte in der gleichen Höhe die Brunnen SB 6 und SB 11 deutlich geringere durchschnittliche Förderraten von  $811 \text{ m}^3/\text{Monat}$  (SB 6) und  $446 \text{ m}^3/\text{Monat}$  (SB 11). Auch anhand eines Vergleichs der Betriebsmonate zeigt sich, wie unterschiedlich die Betriebszustände der einzelnen Brunnen waren: Abgesehen von der 2-monatigen Anlagenbetriebspause wurden die Brunnen SB 2 und SB 9 fast immer betrieben (SB 2: 86 Betriebsmonate, SB 9: 84 Betriebsmonate, Betriebsmonate gesamt: 88). Kurze Betriebszeiten hingegen weisen die Brunnen SB 13 mit 22 Monaten, SB 4 mit 28 Monaten und SB 14 mit 34 Monaten auf. Der Phasenbrunnen 1 wurde ebenfalls fast permanent betrieben, jedoch wurde dieser erst im Frühjahr 2003 errichtet, weswegen er eine geringe Anzahl an Betriebsmonaten besitzt. Einen visuellen Eindruck der unterschiedlichen Betriebszustände vermittelt Abb. 4-4, in der die an der monatlichen Gesamtfördermenge anteiligen Einzelfördermengen dargestellt sind. Durch Änderung des farblichen Musters der Säulen erkennt man verschiedene Betriebszustände: Z. B. wurde im Mai 2005 im Rahmen der Optimierung des Sanierungsbetriebs unter Reduktion der Gesamtfördermenge die Anzahl der fördernden Einzelbrunnen erhöht.

### 4.1.3 Grundwasserschwankung

#### 4.1.3.1 Phasenfreie Grundwassermessstellen

Die Analyse des Grundwasserschwankungsverhaltens vom Sanierungsbeginn bis Dezember 2005 wurde insbesondere an phasenfreien Messstellen vorgenommen, die möglichst keinem oder nur einem geringen Einfluss durch die Grundwasserentnahme unterliegen. Trotz marginaler Lage der Messstellen im Grundwasserabsenkungsbereich ist von einer geringen Beeinflussung auszugehen, die jedoch im Verhältnis zur natürlichen Grundwasserschwankungsamplitude einen geringen Prozentsatz ausmacht.

Die Grundwasserganglinien dieser Messstellen finden sich in Anhang C, Abb. C-8 bis C-11, statistische Kennwerte der Wasserstandszeitreihen in Tab. 4-1.

Der visuelle Vergleich der Diagramme zeigt, dass die Grundwasserganglinien durch identisches saisonales Schwankungsverhalten charakterisiert sind. Der vertikale Versatz der Ganglinien im Bereich des Bahnhofs (M&P 1, M&P 2, DB 1, DB 2, DB 4, DB 6, DB 7, DB 17, DB 22 – DB 29, DB 31, DB 35) liegt im Millimeter- bis Zentimeterbereich. Sehr ähnlich ist auch der saisonale Grundwassergang an den Messstellen im Umfeld: FLB 1–4, GWM 1–3, DB 33 und DB 34. Vergleicht man die nördlich mit den südlich gelegenen Messstellen, die ungefähr parallel zur natürlichen Grundwasserfließrichtung angeordnet sind, liegen deren Grundwasserstandsdifferenzen im Dezimeterbereich. Zum Beispiel betragen die maximalen Grundwasserstandsdifferenzen zwischen GWM 1 und GWM 3 0,39 m, die mittlere Differenz 0,28 m. Den größten Abstand parallel zur natürlichen Fließrichtung besitzen die GWM 1 und GWM 2 im Norden und DB 33 und DB 34 im Süden. Die Grundwasserstandsdifferenzen liegen hier bei durchschnittlich 0,3 m - 0,5 m und erreichen maximal 0,77 m.

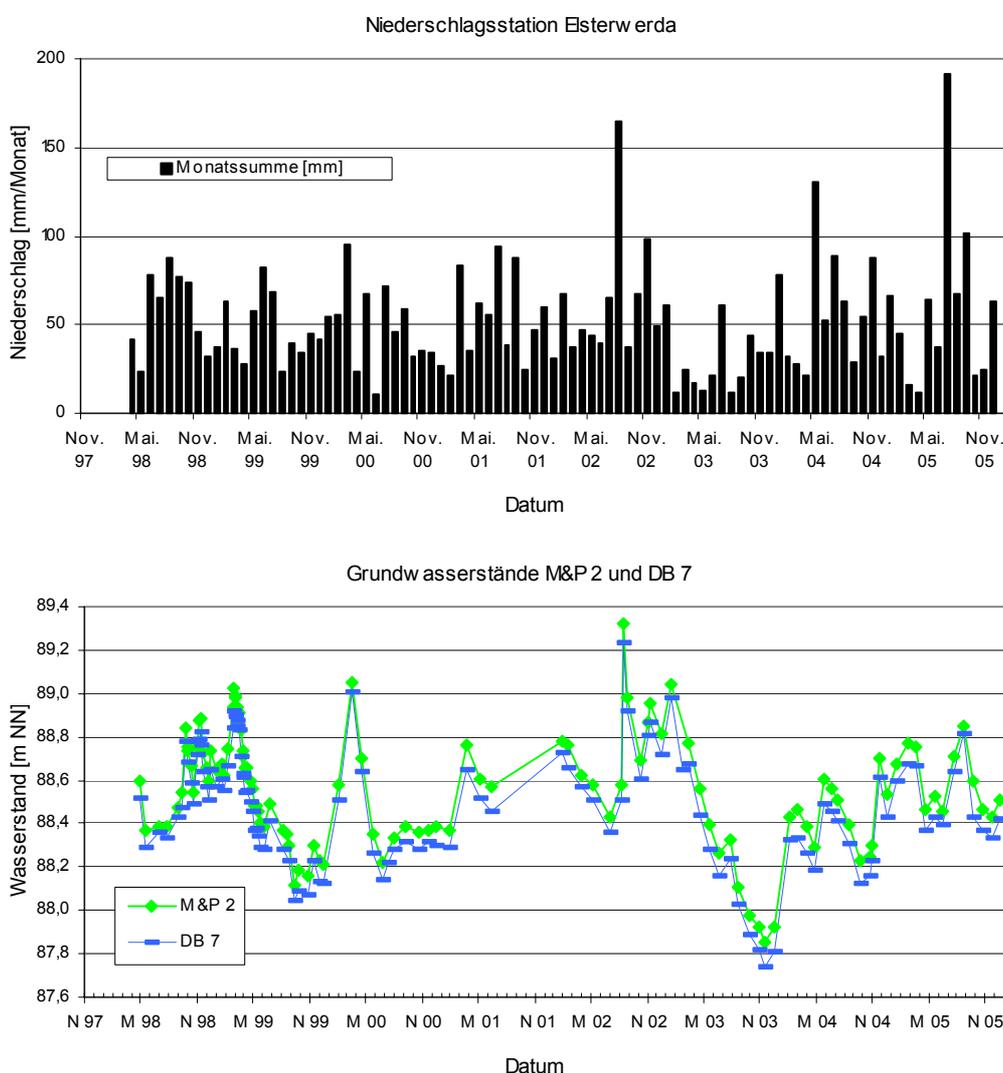


Abb. 4-5: Unten: Grundwasserganglinien GWM M&P 2 und GWM DB 7; Oben: Niederschlag Monatssummen an der Station Elsterwerda

Zur Beschreibung der zeitlichen Entwicklung des Grundwassergangs im Untersuchungszeitraum sind in Abb. 4-5 die Grundwasserstände der im nördlichen Anstrombereich gelegenen GWM M&P 2 und der südwestlich des Bahnhofs gelegenen GWM DB 7 dargestellt. Zusätzlich ist im oberen Teil der Abbildung der monatliche Niederschlag, gemessen an der Station Elsterwerda, abgebildet. Die statistischen Kennwerte (Tab. 4-1) ergeben einen durchschnittlichen Grundwasserstand bei M&P 2

von 88,56 m NN. Die Grundwasserstände schwanken dabei zwischen 87,85 m NN (20.11.2003) und 89,32 m NN (15.08.2002). Im Vergleich dazu liegt der Grundwasserspiegel bei DB 7 durchschnittlich bei 88,48 m NN bei einer vergleichbaren Spannweite von 1,5 m ( $Wst_{\min} = 87,74$  m NN,  $Wst_{\max} = 89,24$  m NN).

Zu Beginn der Winterhalbjahre steigt der Grundwasserspiegel nach einem Sommerminimum relativ schnell an und bildet in den Wintermonaten ein mehrgipfliges Maximum aus. Der erste signifikante Grundwasserspiegelanstieg, der dieses Maximum einleitet, tritt in manchen Jahren bereits in den Sommermonaten August – Oktober ein, z. B. 1998 oder 2002. Minima implizieren ganz allgemein eine verminderte Grundwasserneubildung. Da es sich um einen flurnahen Grundwasserleiter ohne Bedeckung handelt, führen in der Elsterniederung fallende Niederschläge direkt zur Grundwasserneubildung. Auch die bereichsweise sehr gute hydraulische Durchlässigkeit trägt dazu bei, dass Ereignisse, wie Starkniederschläge und Schneeschmelze, sich relativ schnell in einem steigenden Grundwasserspiegel widerspiegeln. Die in den Wintermonaten auftretenden lokalen Minima sind u.a. auf die durchschnittlich geringeren Niederschläge in den Winterhalbjahren zurückzuführen. Weiterhin fallen - bedingt durch Temperaturen im Bereich des Gefrierpunktes - in den Monaten Dezember bis Februar Niederschläge in fester Form. Diese werden an der Erdoberfläche zurückgehalten und tragen somit nicht zur Grundwasserneubildung bei. Das mehrgipflige Wintermaximum wird im Frühjahr, meistens im März, durch ein letztes lokales Maximum beendet, an dem in den Jahren 1998 – 2002 der jeweils höchste Grundwasserstand des jeweiligen Jahres registriert wurde. In den Jahren 2002, 2003 und 2005 fällt das Frühjahresmaximum in den Januar oder Februar. Ursache für den starken Grundwasserspiegelanstieg im Frühjahr ist die bei steigenden Temperaturen einsetzende Schneeschmelze, die zu einer Erhöhung der Sickerwasserbildung und damit auch zur Grundwasserneubildung beiträgt. In einigen Jahren treten zusätzlich überdurchschnittlich hohe Frühjahrsniederschläge auf, z. B. im März 2000:  $N = 95$  mm, oder im März 2001:  $N = 85$  mm. Im weiteren Verlauf eines hydrologischen Jahres sinken die Grundwasserstände kontinuierlich und erreichen, meistens in den Sommermonaten Mai – Juli, ihren Tiefststand.

Im Gegensatz zu diesem typischen Jahresgang zeigen die Grundwasserstände ab August 2002 folgende Entwicklung: Das mehrgipflige Maximum beginnt bereits im August und der höchste Grundwasserstand der Zeitreihe wird im selben Monat, am 15.08.2002, registriert. Der Grundwasserstand an GWM M&P 2 erreicht seinen Höchststand mit 89,32 m NN und übersteigt untypischerweise den folgenden Frühjahreswert von 89,04 m NN (16.01.2003). Der Grundwasserhöchststand im August 2002 steht in Einklang mit sehr hohen Niederschlägen von 165 mm/Monat. Im Sommerhalbjahr sinken, nach einem lokalen Minimum im Juni 2003, die Wasserstände weiter bis zum Erreichen des tiefsten registrierten Grundwasserstandes am 20.11.2003. Der Grundwasserstand bei M&P 2 beträgt 87,85 m NN. Auf Grund des milden Winters 2003/04, erkennbar an unterdurchschnittlichen Niederschlägen, fehlt das mehrgipflige Maximum im Winterhalbjahr. Auch die steigenden Grundwasserstände im März 2004 besitzen unterdurchschnittliche Werte. Die schnelle Reaktion des Grundwasserleitersystems ist auch im Mai 2004 und im August 2005 deutlich erkennbar, da hier relativ hohe Niederschläge von  $N = 130$  mm/Mai 2004 und  $N = 191$  mm/August 2005 zu Grundwasserstandsmaxima führen.

Tab. 4-1: Statistische Kennwerte der Grundwasserstandsmessungen, phasenfreie Messstellen Bahnhofsbereich

| Messstelle                     | Zeitraum              | Anzahl | Wst.min<br>[m NN] | Wst.max<br>[m NN] | Spann-<br>weite [m] | Mittelwert<br>[m NN] | Median<br>[m NN] | Varianz<br>[m <sup>2</sup> ] | Standard-<br>abweichung [m] |
|--------------------------------|-----------------------|--------|-------------------|-------------------|---------------------|----------------------|------------------|------------------------------|-----------------------------|
| Lage: Nordteil Bahnhofsbereich |                       |        |                   |                   |                     |                      |                  |                              |                             |
| M&P 1                          | 29.04.1998-22.12.2005 | 110    | 87,82             | 89,28             | 1,46                | 88,53                | 88,54            | 0,0658                       | 0,2565                      |
| M&P 2                          | 29.04.1998-22.12.2005 | 113    | 87,85             | 89,32             | 1,47                | 88,56                | 88,56            | 0,0691                       | 0,2628                      |
| DB 1                           | 29.04.1998-22.12.2005 | 113    | 87,82             | 89,30             | 1,47                | 88,54                | 88,55            | 0,0661                       | 0,2570                      |
| DB 2                           | 29.04.1998-22.12.2005 | 111    | 87,81             | 89,03             | 1,23                | 88,53                | 88,53            | 0,0627                       | 0,2504                      |
| DB 27                          | 05.04.2002-22.12.2005 | 47     | 87,79             | 89,28             | 1,49                | 88,48                | 88,48            | 0,0902                       | 0,3004                      |
| DB 28                          | 05.04.2002-22.12.2005 | 47     | 87,80             | 89,28             | 1,48                | 88,49                | 88,49            | 0,0893                       | 0,2988                      |
| DB 29                          | 05.04.2002-22.12.2005 | 47     | 87,82             | 89,29             | 1,47                | 88,50                | 88,50            | 0,0867                       | 0,2945                      |
| DB 31                          | 27.08.2003-22.12.2005 | 30     | 87,83             | 88,85             | 1,02                | 88,40                | 88,44            | 0,0652                       | 0,2554                      |

| Messstelle   | Zeitraum              | Anzahl | Wst.min<br>[m NN] | Wst.max<br>[m NN] | Spann-<br>weite [m] | Mittelwert<br>[m NN] | Median<br>[m NN] | Varianz<br>[m <sup>2</sup> ] | Standard-<br>abweichung [m] |
|--|-----------------------|--------|-------------------|-------------------|---------------------|----------------------|------------------|------------------------------|-----------------------------|
| <b>Lage: Südteil Bahnhofsbereich</b>                             |                       |        |                   |                   |                     |                      |                  |                              |                             |
| DB 4   | 29.04.1998-22.12.2005 | 113    | 87,74             | 89,22             | 1,47                | 88,47                | 88,48            | 0,0724                       | 0,2690                      |
| DB 6   | 29.04.1998-22.12.2005 | 112    | 87,75             | 89,23             | 1,47                | 88,45                | 88,45            | 0,0703                       | 0,2652                      |
| DB 7   | 29.04.1998-22.12.2005 | 115    | 87,74             | 89,24             | 1,50                | 88,48                | 88,47            | 0,0723                       | 0,2689                      |
| DB 22  | 05.04.2002-22.12.2005 | 47     | 87,74             | 89,23             | 1,49                | 88,43                | 88,43            | 0,0915                       | 0,3025                      |
| DB 23  | 05.04.2002-22.12.2005 | 47     | 87,74             | 89,22             | 1,49                | 88,43                | 88,43            | 0,0911                       | 0,3018                      |
| DB 24  | 05.04.2002-22.12.2005 | 47     | 87,74             | 89,21             | 1,47                | 88,43                | 88,43            | 0,0912                       | 0,3020                      |
| DB 25 OP   | 05.04.2002-22.12.2005 | 47     | 87,75             | 89,21             | 1,47                | 88,43                | 88,42            | 0,0895                       | 0,2992                      |
| DB 26  | 05.04.2002-22.12.2005 | 47     | 87,75             | 89,21             | 1,46                | 88,43                | 88,42            | 0,0893                       | 0,2989                      |
| <b>Lage: Süd-Ostbereich Bahnhof</b>                              |                       |        |                   |                   |                     |                      |                  |                              |                             |
| DB 17  | 09.02.1999-22.12.2005 | 92     | 87,78             | 89,22             | 1,45                | 88,47                | 88,44            | 0,0785                       | 0,2801                      |
| DB 35  | 24.06.2004-22.12.2005 | 20     | 88,16             | 88,83             | 0,67                | 88,47                | 88,45            | 0,0299                       | 0,1729                      |
| <b>Lage: Umfeld des Bahnhofs</b>                                 |                       |        |                   |                   |                     |                      |                  |                              |                             |
| GWM 1  | 23.06.2003-22.12.2005 | 32     | 88,00             | 88,95             | 0,94                | 88,53                | 88,58            | 0,0632                       | 0,2513                      |
| GWM 2  | 23.06.2003-22.12.2005 | 31     | 88,02             | 88,93             | 0,91                | 88,52                | 88,56            | 0,0566                       | 0,2379                      |
| GWM 3  | 23.06.2003-22.12.2005 | 31     | 87,75             | 88,73             | 0,98                | 88,26                | 88,29            | 0,0568                       | 0,2383                      |
| FLB 1  | 23.06.2003-22.12.2005 | 32     | 87,91             | 88,89             | 0,98                | 88,48                | 88,52            | 0,0649                       | 0,2548                      |
| FLB 2  | 23.06.2003-22.12.2005 | 32     | 87,93             | 88,89             | 0,97                | 88,48                | 88,52            | 0,0624                       | 0,2498                      |
| FLB 3  | 23.06.2003-22.12.2005 | 28     | 87,95             | 88,90             | 0,94                | 88,51                | 88,53            | 0,0549                       | 0,2344                      |
| FLB 4  | 23.06.2003-22.12.2005 | 31     | 87,68             | 88,77             | 1,08                | 88,34                | 88,41            | 0,0811                       | 0,2847                      |
| <b>Lage: Nähe der Schwarzen Elster</b>                           |                       |        |                   |                   |                     |                      |                  |                              |                             |
| DB 33  | 30.10.2003-22.12.2005 | 4364   | 87,81             | 89,02             | 1,21                | 88,33                | 88,29            | 0,0576                       | 0,2401                      |
| DB 34  | 30.10.2003-22.12.2005 | 4352   | 87,64             | 88,78             | 1,15                | 88,19                | 88,16            | 0,0458                       | 0,2139                      |
| <b>Statistische Kennwerte der Messstellen im Bahnhofsbereich</b> |                       |        |                   |                   |                     |                      |                  |                              |                             |
| Anzahl   |                       | 18     | 18                | 18                | 18                  | 18                   | 18               | 18                           | 18                          |
| Minimum  |                       | 20     | 87,74             | 88,83             | 0,67                | 88,40                | 88,42            | 0,0299                       | 0,1729                      |
| Maximum  |                       | 115    | 88,16             | 89,32             | 1,50                | 88,56                | 88,56            | 0,0915                       | 0,3025                      |
| Mittelwert   |                       | 73     | 87,80             | 89,19             | 1,39                | 88,47                | 88,47            | 0,0762                       | 0,2742                      |
| Median   |                       | 47     | 87,78             | 89,22             | 1,47                | 88,47                | 88,46            | 0,0754                       | 0,2746                      |
| Varianz  |                       | 1184   | 0,01              | 0,02              | 0,04                | 0,00                 | 0,00             | 0,0002                       | 0,0010                      |
| Standardabweichung   |                       | 34     | 0,09              | 0,14              | 0,21                | 0,04                 | 0,05             | 0,0154                       | 0,0311                      |
| Spannweite   |                       | 95     | 0,42              | 0,49              | 0,83                | 0,16                 | 0,14             | 0,0616                       | 0,1296                      |

#### 4.1.3.2 Betriebswasserspiegel Sanierungsbrunnen

Im Vergleich zu den nicht durch Phase beeinflussten Messstellen, wurden aus dem Sanierungskerngebiet die Wasserstandsentwicklungen der Sanierungsbrunnen in Abb. 4-6 und Anhang C, Abb. C-12 und C-13 dargestellt. Das natürliche Grundwasserschwankungsverhalten ist in den Grafiken stets anhand der Wasserstandsganglinie der Messstelle DB 7 dargestellt. Trotz teils sprunghaft auftretender starker Absenkung der Betriebswasserspiegel zeigt sich, dass der natürliche Gang des Grundwasserspiegels noch erkennbar ist. Die Spannweite der Messwerte (Tab. 4-2) ist mit 1,5 bis 3,0 m deutlich größer als bei den phasenfreien Messstellen (0,7 – 1,5 m). Die Ausbildung von Sickerstrecken in den Brunnen unterstützt dabei zusätzlich die Erhöhung der Spannweite. Minimale Betriebswasserspiegel liegen bei 86 m NN und belegen diesen Effekt gegenüber einem durchschnittlichen minimalen Grundwasserstand im randlichen Bahnhofsbereich von 87,8 m NN (Tab. 4-1).

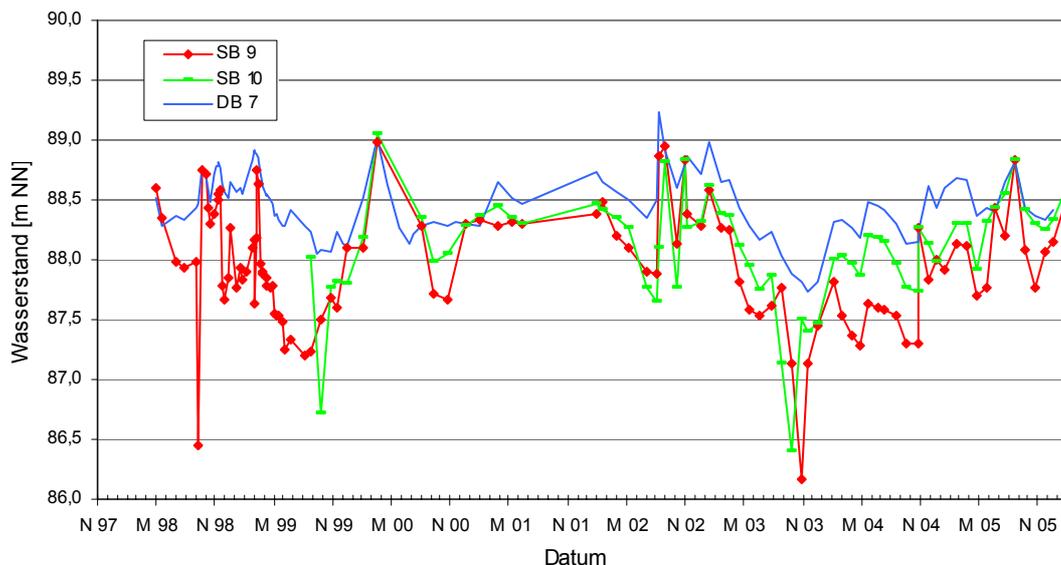


Abb. 4-6: Betriebswasserspiegel Sanierungsbrunnen, SB 9 und SB 10

Im Rahmen der Plausibilitätsprüfung der Datensätze können die minimalen, permanent durch Grundwasserentnahmen beeinflussten Wasserstände nur schwer bewertet werden. Die maximalen Betriebswasserstände, die Zeiten von Betriebspausen des Sanierungsbetriebs entsprechen, können hingegen mit den umliegenden Messstellen verglichen werden. Anhand der statistischen Kennwerte zeigt sich, dass die maximalen Wasserstände der Brunnen SB 7, SB 12, SB 13 und SB 14 (Tab. 4-2) über dem maximalen Wasserstand der im nördlichen Anstrom gelegenen Messstellen M&P 2 liegen (Wsp.=89,3 m NN, Tab. 4-1). Eine Einzelprüfung der entsprechenden Stichtage bestätigte diese Unplausibilität. Diese Beispiele lassen die Schwierigkeit der exakten Ermittlung der Grundwasseroberfläche in stark phasenbeeinflussten Grundwassermessstellen erkennen. Hinzu kommt, dass an Standorten mit geringen Grundwassergradienten, wie in Elsterwerda, bereits geringe Messfehler der Grundwasseroberfläche stark ins Gewicht fallen.

Tab. 4-2: Statistische Kennwerte Grundwasserstandsmessungen Sanierungsbrunnen

| Messstelle                               | Zeitraum              | Anzahl | Wst.min [m NN] | Wst.max [m NN] | Spannweite [m] | Mittelwert [m NN] | Median [m NN] | Varianz [m <sup>2</sup> ] | Standardabweichung [m] |
|--|-----------------------|--------|----------------|----------------|----------------|-------------------|---------------|---------------------------|------------------------|
| SB 1                                     | 29.04.1998-26.06.2006 | 131    | 87,44          | 89,23          | 1,79           | 88,29             | 88,30         | 0,1136                    | 0,3370                 |
| SB 2                                     | 29.04.1998-26.06.2006 | 115    | 87,50          | 89,30          | 1,79           | 88,33             | 88,34         | 0,1112                    | 0,3335                 |
| SB 3                                     | 29.04.1998-26.06.2006 | 109    | 86,71          | 89,08          | 2,37           | 88,09             | 88,13         | 0,2259                    | 0,4752                 |
| SB 4                                     | 29.04.1998-26.06.2006 | 115    | 87,17          | 88,97          | 1,80           | 88,26             | 88,27         | 0,1292                    | 0,3594                 |
| SB 5                                     | 29.04.1998-26.06.2006 | 113    | 87,02          | 89,17          | 2,15           | 88,08             | 88,09         | 0,2396                    | 0,4895                 |
| SB 6                                     | 29.04.1998-26.06.2006 | 113    | 86,86          | 88,94          | 2,07           | 88,18             | 88,21         | 0,1436                    | 0,3789                 |
| SB 7                                     | 29.04.1998-26.06.2006 | 111    | 86,59          | 89,51          | 2,92           | 88,36             | 88,41         | 0,2083                    | 0,4564                 |
| SB 8                                     | 29.04.1998-26.06.2006 | 114    | 87,28          | 88,94          | 1,65           | 88,33             | 88,37         | 0,1368                    | 0,3699                 |
| SB 9                                     | 29.04.1998-26.06.2006 | 113    | 86,17          | 88,98          | 2,81           | 88,00             | 87,98         | 0,2598                    | 0,5097                 |
| SB 10                                    | 25.08.1999-26.06.2006 | 69     | 86,39          | 89,05          | 2,65           | 88,14             | 88,25         | 0,2168                    | 0,4656                 |
| SB 11                                    | 25.08.1999-26.06.2006 | 70     | 87,59          | 89,29          | 1,70           | 88,40             | 88,39         | 0,1279                    | 0,3577                 |
| SB 12                                    | 25.08.1999-26.06.2006 | 71     | 87,55          | 89,75          | 2,20           | 88,48             | 88,43         | 0,1657                    | 0,4070                 |
| SB 13                                    | 25.08.1999-26.06.2006 | 70     | 86,81          | 89,77          | 2,96           | 88,38             | 88,44         | 0,3013                    | 0,5489                 |
| SB 14                                    | 25.08.1999-26.06.2006 | 71     | 87,53          | 89,74          | 2,21           | 88,45             | 88,40         | 0,1842                    | 0,4292                 |
| PhBr1                                    | 16.01.2003-26.06.2006 | 43     | 87,48          | 88,97          | 1,49           | 88,22             | 88,29         | 0,1637                    | 0,4046                 |
| Statistische Kennwerte Sanierungsbrunnen |                       |        |                |                |                |                   |               |                           |                        |
| Anzahl                                   |                       | 15     | 15             | 15             | 15             | 15                | 15            | 15                        | 15                     |
| Minimum                                  |                       | 43     | 86,17          | 88,94          | 1,49           | 88,00             | 87,98         | 0,1112                    | 0,3335                 |
| Maximum                                  |                       | 131    | 87,59          | 89,77          | 2,96           | 88,48             | 88,44         | 0,3013                    | 0,5489                 |
| Mittelwert                               |                       | 95     | 87,07          | 89,24          | 2,17           | 88,27             | 88,29         | 0,1818                    | 0,4215                 |
| Median                                   |                       | 111    | 87,17          | 89,17          | 2,15           | 88,29             | 88,30         | 0,1657                    | 0,4070                 |
| Varianz                                  |                       | 644    | 0,20           | 0,09           | 0,22           | 0,02              | 0,02          | 0,0031                    | 0,0042                 |

| Messstelle         | Zeitraum | Anzahl | Wst.min [m NN] | Wst.max [m NN] | Spannweite [m] | Mittelwert [m NN] | Median [m NN] | Varianz [m <sup>2</sup> ] | Standardabweichung [m] |
|--------------------|----------|--------|----------------|----------------|----------------|-------------------|---------------|---------------------------|------------------------|
| Standardabweichung |          | 25     | 0,45           | 0,30           | 0,47           | 0,14              | 0,13          | 0,0559                    | 0,0646                 |
| Spannweite         |          | 88     | 1,42           | 0,83           | 1,47           | 0,48              | 0,46          | 0,1900                    | 0,2153                 |

### 4.1.4 Oberflächengewässer

Das Schwankungsverhalten der Oberflächenwasserstände an den Messpunkten OFL3-5 im Zeitraum von Oktober 2002 bis Dezember 2005 (Abb. 4-7) zeigt eine deutliche Parallelität zu den Grundwasserstandsschwankungen und liefert keinerlei Hinweise auf eine künstliche Flussregulierung. Die im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster eingesetzten Maßnahmen zur Flussregulierung treten im Untersuchungsgebiet offensichtlich in den Hintergrund. Nach Auskünften des Landesumweltamtes Brandenburg, Außenstelle Cottbus (DITTMANN & FREIGANG, 2006), ist ein im Oberstrom gelegenes Wehr bei Plessa, ca. 6 km vom Untersuchungsgebiet entfernt, defekt und kann nicht zur Regulierung genutzt werden. Flussabwärts, in einer Entfernung von ca. 15 km, liegt das nächste Wehr in Bad Liebenwerda, das einen Rückstau von maximal 6-8 km erzeugt, und somit keinen Einfluss auf den untersuchten Flussabschnitt haben dürfte.

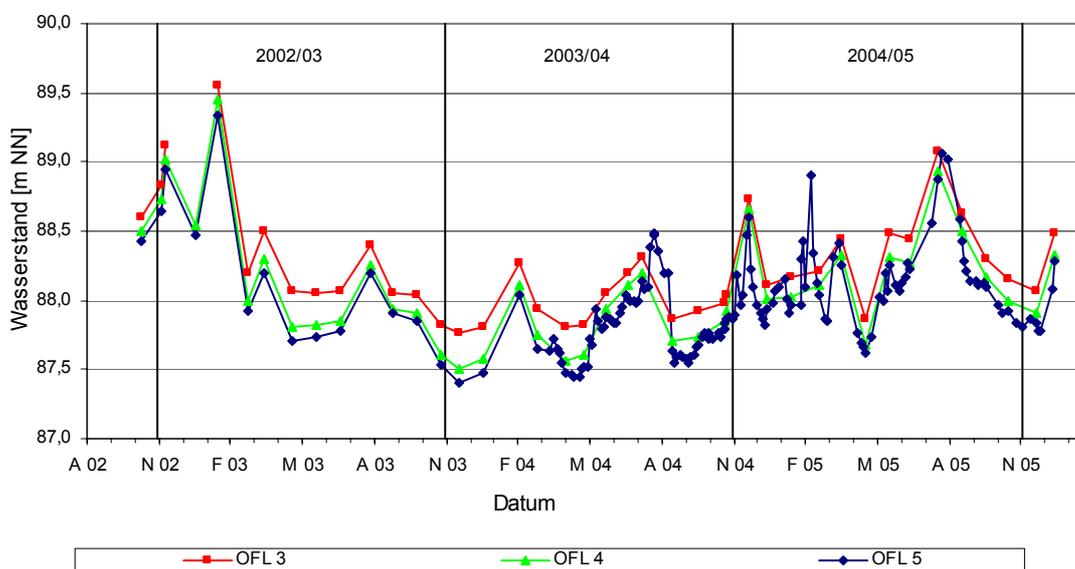


Abb. 4-7: Wasserstände der Schwarzen Elster im Untersuchungsgebiet, Zeitreihe: Okt. 2002-Dez. 2005

Die zeitliche Entwicklung der Wasserstände ist zu Beginn der Zeitreihe im Winterhalbjahr 2002/03 durch eine Hochwassersituation gekennzeichnet (Abb. 4-7). Der weitere Verlauf der Ganglinie zeigt zwischen April bis Juni 2003 ein ausgeprägtes Minimum. Erst Ende Juli steigt der Wasserstand an, befindet sich jedoch in Einklang mit dem Verlauf des mittleren Abflussjahresgangs der benachbarten Pegel Lauchhammer und Bad Liebenwerda (siehe Abb. 3-6) deutlich unter den Abflussspitzen, bzw. unter den hohen Wasserständen des Winterhalbjahres. In den beiden Folgejahren 2003/04 und 2004/05 ist in Abweichung dazu ein Sommermaximum Ende Juli bzw. Anfang August ausgeprägt, dessen Wasserstände über denen des jeweiligen Frühjahresmaximums liegen. Die Charakteristik der Zweigipfligkeit der Frühjahresmaxima in den Monaten Februar und März (vgl. Abb. 3-6), die insbesondere bei dem flussabwärts gelegenen Pegel Bad Liebenwerda auftritt, ist auch im Untersuchungsgebiet bereits ausgeprägt. Eine geringe Abweichung zum mittleren Abflussjahresgang zeigen die Sommermaxima. Diese umfassen einen etwas längeren Zeitraum, der von April bis Juni reicht. In den Jahren 2003/04 und 2005/06 treten im Winter die niedrigsten Wasserstände ab Oktober bis Dezember auf. Im Jahr 2003/04 beginnt das Minimum bereits im August.

Zur Charakterisierung der Wasserführung der Schwarzen Elster sind verschiedene statistische Kennwerte der drei Datenreihen in Tab. 4-3 zusammengestellt. Die durchschnittlichen Oberflächenwasserstände liegen zwischen 88,26 m NN beim oberstromigen Messpunkt OFL3 und

88,04 m NN an der Brücke Kotschka (OFL 5), wobei die Spannweiten der einzelnen Messreihen bei 1,8 m bis 1,9 m liegen. Das Gefälle beträgt durchschnittlich 0,2 ‰ (siehe Anhang C, Tab. C-2).

Tab. 4-3: Vorflutverhältnisse Schwarze Elster: Statistische Kennwerte der Oberflächenwasserstände, elsternerer Grundwasserstände sowie verschiedener Wasserstandsdifferenzen

| Messstelle    | Zeitraum              | Anzahl | Wst. <sub>min</sub><br>[m NN] | Wst. <sub>max</sub><br>[m NN] | Spann-<br>weite [m] | Mittelwert<br>[m NN] | Median<br>[m NN] | Varianz<br>[m <sup>2</sup> ] | Standardabweichung [m] |
|---------------|-----------------------|--------|-------------------------------|-------------------------------|---------------------|----------------------|------------------|------------------------------|------------------------|
| OFL3          | 10.10.2002-22.12.2005 | 40     | 87,76                         | 89,55                         | 1,79                | 88,26                | 88,16            | 0,1532                       | 0,3915                 |
| OFL4          | 10.10.2002-22.12.2005 | 41     | 87,51                         | 89,45                         | 1,94                | 88,11                | 88,01            | 0,1772                       | 0,4209                 |
| OFL5          | 10.10.2002-22.12.2005 | 41     | 87,41                         | 89,34                         | 1,93                | 88,04                | 87,94            | 0,1793                       | 0,4235                 |
| OFL5 (Detail) | 10.10.2002-22.12.2005 | 156    | 87,41                         | 89,34                         | 1,93                | 87,98                | 87,93            | 0,1184                       | 0,3442                 |
| OFL3 - OFL5   | 10.10.2002-22.12.2005 | 40     | 0,14                          | 0,36                          | 0,23                | 0,23                 | 0,21             | 0,0036                       | 0,0601                 |
| OFL3 - OFL4   | 10.10.2002-22.12.2005 | 40     | 0,08                          | 0,26                          | 0,18                | 0,16                 | 0,15             | 0,0024                       | 0,0488                 |
| OFL4 - OFL5   | 10.10.2002-22.12.2005 | 41     | 0,03                          | 0,11                          | 0,08                | 0,07                 | 0,07             | 0,0003                       | 0,0183                 |
| DB 33         | 30.10.2003-31.12.2005 | 4364   | 87,81                         | 89,02                         | 1,21                | 88,33                | 88,29            | 0,0576                       | 0,2401                 |
| DB 34         | 30.10.2003-31.12.2005 | 4352   | 87,64                         | 88,78                         | 1,15                | 88,19                | 88,16            | 0,0458                       | 0,2139                 |
| DB 33 – DB 34 | 30.10.2003-31.12.2005 | 4351   | 0,09                          | 0,26                          | 0,17                | 0,14                 | 0,13             | 0,0010                       | 0,0318                 |
| OFL 5 – DB 34 | 30.10.2003-22.12.2005 | 77     | -0,28                         | 0,38                          | 0,66                | -0,07                | -0,08            | 0,0193                       | 0,1390                 |
| OFL 4 – DB 34 | 30.10.2003-22.12.2005 | 28     | -0,20                         | 0,32                          | 0,51                | -0,04                | -0,06            | 0,0139                       | 0,1177                 |
| OFL 4 – DB 33 | 30.10.2003-22.12.2005 | 28     | -0,31                         | 0,13                          | 0,44                | -0,17                | -0,19            | 0,0118                       | 0,1084                 |
| OFL 3 – DB 33 | 30.10.2003-22.12.2005 | 28     | -0,15                         | 0,27                          | 0,42                | -0,02                | -0,04            | 0,0084                       | 0,0915                 |

Anhand der in Kapitel 4.1.1 dargestellten Grundwasserdynamik wurde der hydraulische Einfluss der Schwarzen Elster in Bezug auf die Grundwasserfließrichtung bereits deutlich. Zur Häufigkeitsanalyse von effluenten und influenten Verhältnissen im Untersuchungsgebiet wurden die Wasserstände der Schwarzen Elster in Beziehung zu den für diesen Zweck in der Nähe errichteten Grundwassermessstellen DB 33 und DB 34 gesetzt. Die Grundwasserstände liegen vorflutnah im Ostteil (DB 33: 88,33 m NN) durchschnittlich höher als die Wasserstände der Schwarzen Elster im untersuchten Vorflutabschnitt (siehe Tab. 4-3). Im Westteil, GWM DB 34, sind mit durchschnittlich 88,16 m NN höhere Wasserstände als an den nahe gelegenen Vorflutmesspunkten OFL3 und OFL4 zu beobachten. Die Schwankungsamplitude des Grundwassers beträgt vorflutnah etwas mehr als 1 Meter. Bei hohen Grundwasserständen treten prinzipiell größere Grundwasserstandsdifferenzen zwischen den GWM DB 33 und DB 34 auf. Maximale Grundwasserstandsdifferenzen sind im Februar und März 2005 mit 0,22 m und 0,24 m und im August 2005 mit 0,26 m zu beobachten.

Neben der grafischen Auswertung der Wasserstandsdifferenzen zwischen Oberflächen- und Grundwasserständen zwischen benachbarten Messpunkten wurden verschiedene statistische Kennwerte zum Vergleich ermittelt und ebenfalls in Tab. 4-3 zusammengestellt. Die größte Datendichte liegt bei der Differenzdatenreihe OFL 5 minus DB 34 vor. GWM DB 34 liegt in Bezug zu OFL5 senkrecht zum Flusslauf in einer Entfernung von 113 m. Die Wasserstandsdifferenzen (Abb. 4-8, links) sind sowohl positiv als auch negativ und umfassen den Wertebereich von -0,28 m bis 0,38 m. Negative Wasserstandsdifferenzen, die die Entlastung des Grundwasserkörpers in den Vorfluter anzeigen, treten während Zeiten auf, die durch niedrige bis mittlere Grund- und Oberflächenwasserstände gekennzeichnet sind. Dieser Fall der effluenten Verhältnisse tritt an 75 % der Stichtage auf. Identische Wasserstände von Vorflut und Grundwasserkörper treten an nur einem Stichtag auf (ca. 1 %). An den verbleibenden 24 % liegen die Wasserstände der Schwarzen Elster am OFL5 über denen an der GWM DB 34, so dass es auf Grund der hydraulischen Gradienten zu influenten Verhältnissen kommen kann. Allgemein lässt sich erkennen, dass die größten negativen Wasserstandsdifferenzen bei Niedrigwasserständen auftreten (z. B. April 2004), während die größten positiven Wasserstandsdifferenzen während Hochwasserzeiten auftreten (z. B. Februar 2005). Die Änderung von effluenten und influenten Verhältnissen findet bei Wasserständen zwischen 88,0 – 88,4 m NN statt.



zu DB 33 ähnelt der Anordnung von OFL 4 zu DB 34. Im Ergebnis zeigt sich das gleiche Verhältnis von Effluenz und Influenz.

Auf Grund der relativen Lage zueinander, des vergleichsweise geringen Abstandes und der hohen Datendichte werden die Ergebnisse des Messstellenpaares OFL5 - DB 34 als besonders repräsentativ eingestuft. Zusammenfassend ergibt sich, dass das Untersuchungsgebiet überwiegend durch effluente Vorflutverhältnisse geprägt ist. Dieser Fall tritt während mittlerer und niedriger Wasserstände ein. Bei steigenden Wasserständen und Hochwassersituationen erfolgt eine Umkehr des Gradienten zwischen Vorflut und Grundwasserkörper und influente Verhältnisse stellen sich ein. Effluente und influente Vorflutverhältnisse liegen in einem Verhältnis von ca. 3:1.

## 4.2 Hydraulische Kennwerte

Im Folgenden werden zunächst die Ergebnisse aus eigenen Untersuchungen zur Bestimmung von hydraulischen Kennwerten dargestellt und im Anschluss zusammen mit Altdaten statistisch ausgewertet.

### 4.2.1 Wiederanstiegsversuch

Durch den permanenten Sanierungsbetrieb ergab sich die Problematik, dass durch das gleichzeitige Betreiben von 9 Brunnen zum Zeitpunkt der Versuchsdurchführung die Grundwasseroberfläche durch die Ausbildung mehrerer Absenktrichter beeinflusst war. Im Gegensatz zu dem Verfahren nach THEIS, bei dem ein einziger Versuchsbrunnen zur Verfügung steht, überlagern sich hier je nach Abstand und Förderrate die Absenktrichter. Zur Abschätzung, inwieweit sich die Trichter einzelner Brunnen vor der Durchführung des Wiederanstiegsversuches überlagern, wurden deren Reichweiten den Abständen der einzelnen Messpunkte zu den aktiven Brunnen gegenübergestellt (Anhang D, Tab. D-2). Falls im Ergebnis eine Messstelle innerhalb der Reichweite von mehreren Brunnen lag, wurden, basierend auf dem Superpositionsprinzip, die einzelnen Förderraten, die zur Absenkung an dem Messpunkt beitragen, addiert. Da zur Abschätzung der Reichweite unterschiedliche Durchlässigkeitsbeiwerte verwendet wurden, ergaben sich unterschiedliche relevante Fördermengen. Ein Vergleich der berechneten Reichweiten mit der beim anschließenden Pumpversuch tatsächlich beobachteten Reichweite zeigt gute Übereinstimmung.

Nach dem Abschalten der Pumpen vollzieht sich in den Brunnen und den benachbarten Grundwassermessstellen ein schlagartiger Anstieg des Wasserspiegels (Abb. 4-9 und Anhang D, Abb. D-2 bis D-4). Im Anschluss, maximal nach 6 Minuten, steigt der Brunnenwasserspiegel weiterhin kontinuierlich an, jedoch verringert sich zunehmend die Anstiegsgeschwindigkeit. Nach 3 Tagen ist annähernd der Ruhewasserspiegel erreicht. Für die Auswertung mit Hilfe des Wiederanstiegsverfahrens nach THEIS wurde der erste schlagartige Wasserspiegelanstieg in den Brunnen nicht berücksichtigt. Dieser Teil der Messkurven ist insbesondere abhängig von den einzelnen Förderraten, die bei allen Brunnen unterschiedlich waren. Denn je stärker die Absenkung im Brunnen, desto schneller vollzieht sich die Verflachung des Strömungsgefälles nach dem Abschalten der Pumpen.

Um das Verfahren nach THEIS anzuwenden, muss der Quotient aus Zeit seit Pumpbeginn und Zeit seit Pumpstopp ( $t/t'$ ) gebildet werden. Da die Pumpdauer, die zur vorhandenen Absenkung geführt hat, nicht genau bekannt ist bzw. als unendlich betrachtet werden kann, wurde zur Bildung des Quotienten eine Pumpdauer angenommen, die der Dauer des Wiederanstiegs entspricht. Zur Auswertung der automatisch erfassten Datenreihen wurde der gesamte Versuchszeitraum von 3 Tagen analysiert und einer angenommenen vorherigen Pumpdauer von 3 Tagen gegenübergestellt. Die Ganglinien wurden bei der Auswertung außerdem auf ein Intervall von 24 Stunden verkürzt, um sicher zu stellen, dass der ausgewertete Wiederanstieg nicht zu stark von dem natürlich bedingten Grundwasseranstieg überlagert wird.

Da sich bei der Auswertung der automatisch aufgenommenen Ganglinien am SB 9 Abweichungen zu den manuellen Messungen zeigten, wurde nur der vertrauenswürdige Zeitraum von 24 bzw. 2 Stunden nach dem Abschalten der Brunnen analysiert. Die ergänzend durchgeführten manuellen Messungen wurden über den gesamten Messzeitraum, der 5 Stunden betrug, ausgewertet.

SB10

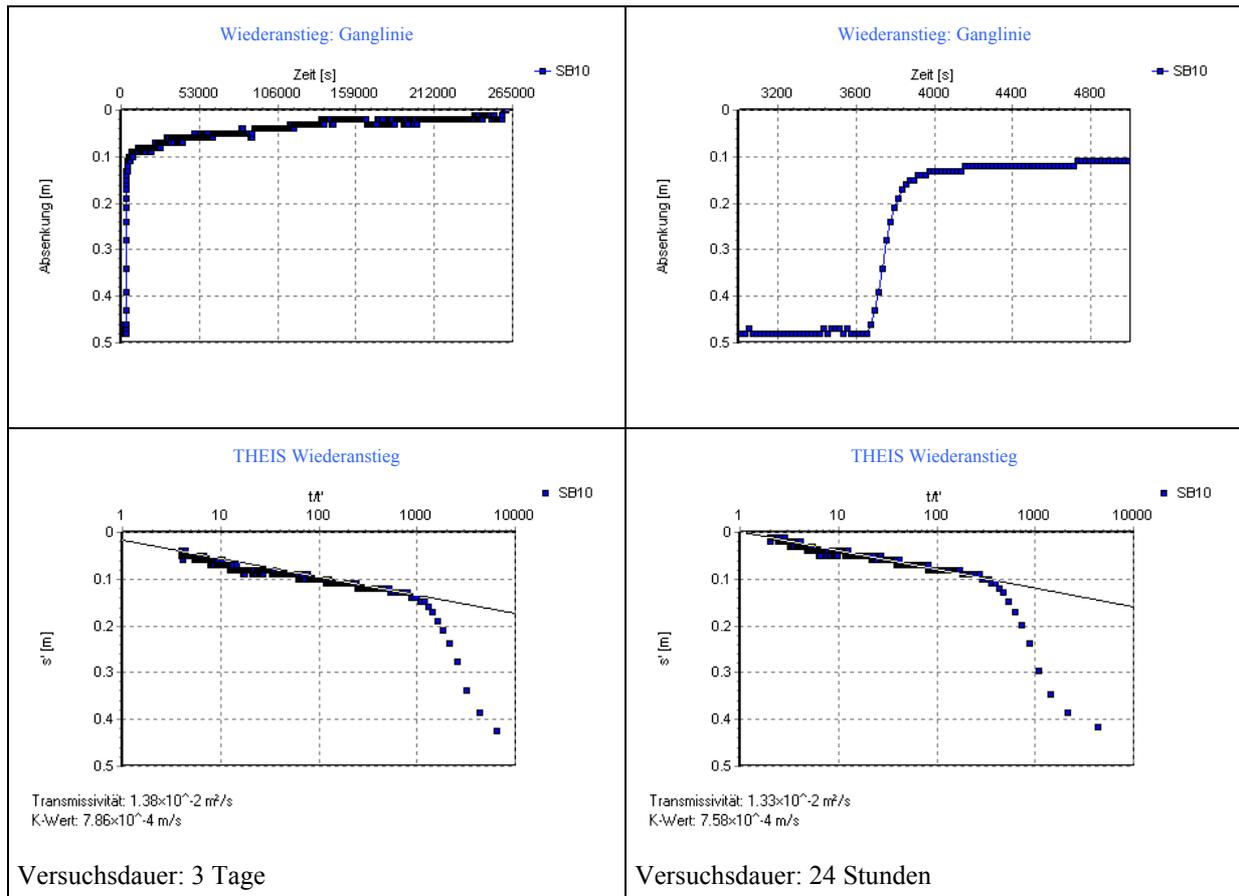


Abb. 4-9: Wiederanstiegsversuch vom 25.10.04-29.10.04: Mit Divern registrierte Ganglinie am Brunnen SB 10 (oben) und Auswertung nach dem Gradlinienverfahren nach THEIS (unten)

Die Ergebnisse des Wiederanstiegsversuchs sind in Tab. 4-4 unter Berücksichtigung verschiedener Förderraten zusammengestellt. Relativ große Förderratenspannen ergeben sich bei den Messstellen SB 8, BP 8 und SB 14. Auf Grund der Kenntnis aus dem Pumpversuch (s. dort), dass die Messstellen SB 8 und BP 8 nicht innerhalb der Reichweite des Brunnens SB 10 liegen, sind die niedrigeren Förderraten und damit die niedrigeren Transmissivitäten für diese Messstellen vertrauenswürdiger. Der Mittelwert aus den untersuchten Messstellen ergibt je nach Förderrate eine Spanne für die Transmissivität von  $T = 1,1 \cdot 10^{-2}$  bis  $1,3 \cdot 10^{-2} \text{ m}^2/\text{s}$  und damit unter Annahme einer wassererfüllten Mächtigkeit von 17,5 m einen Durchlässigkeitsbeiwert von  $k_f = 6,2 \cdot 10^{-4}$  bis  $7,7 \cdot 10^{-4} \text{ m/s}$ .

Tab. 4-4: Ergebnisse der Auswertung nach dem Wiederanstiegsverfahren von THEIS

| Messstelle | Relevante Förderrate [m³/h] | 3 Tage                  |                      | 24 Stunden |                      | 2 Stunden |                      | Mittelwert bei höherer Förderrate |                      | Mittelwert bei niedrigerer Förderrate |                      |
|------------|-----------------------------|-------------------------|----------------------|------------|----------------------|-----------|----------------------|-----------------------------------|----------------------|---------------------------------------|----------------------|
|            |                             | T [m²/s]                | k <sub>f</sub> [m/s] | T [m²/s]   | k <sub>f</sub> [m/s] | T [m²/s]  | k <sub>f</sub> [m/s] | T [m²/s]                          | k <sub>f</sub> [m/s] | T [m²/s]                              | k <sub>f</sub> [m/s] |
| SB 8 (a)   | 4,75-8,53                   | 1,8E-02                 | 1,0E-03              | 1,7E-02    | 9,9E-04              |           |                      | 1,8E-02                           | 1,0E-03              | 9,7E-03                               | 5,5E-04              |
| SB 9 (a)   | 10,45                       | n.b.                    | n.b.                 | 1,4E-02    | 7,9E-04              | 8,6E-03   | 4,9E-04              | 1,1E-02                           | 6,4E-04              | 1,1E-02                               | 6,4E-04              |
| SB 10 (a)  | 9,45-10,47                  | 1,4E-02                 | 7,9E-04              | 1,3E-02    | 7,6E-04              |           |                      | 1,4E-02                           | 7,7E-04              | 1,2E-02                               | 7,0E-04              |
| DB 12A (a) | 9,21-10,69                  | 1,7E-02                 | 9,9E-04              | 2,0E-02    | 1,2E-03              | 5 Stunden |                      | 1,9E-02                           | 1,1E-03              | 1,6E-02                               | 9,2E-04              |
| SB 3 (m)   | 9,21-9,45                   |                         |                      |            |                      | 1,6E-02   | 8,9E-04              | 1,6E-02                           | 8,9E-04              | 1,5E-02                               | 8,7E-04              |
| BP 3 (m)   | 9,21-10,69                  |                         |                      |            |                      | 1,1E-02   | 6,5E-04              | 1,1E-02                           | 6,5E-04              | 9,8E-03                               | 5,6E-04              |
| BP 8 (m)   | 4,75-8,53                   | Keine Messwerterfassung |                      |            |                      | 1,0E-02   | 5,8E-04              | 1,0E-02                           | 5,8E-04              | 5,7E-03                               | 3,2E-04              |

| Messstelle  | Relevante Förderrate [m³/h] 3 Tage | 24 Stunden      | 2 Stunden       | Mittelwert bei höherer Förderrate | Mittelwert bei niedrigerer Förderrate |
|-------------|------------------------------------|-----------------|-----------------|-----------------------------------|---------------------------------------|
| BP 10 (m)   | 9,45                               |                 | 8,3E-03 4,7E-04 | 8,3E-03 4,7E-04                   | 8,3E-03 4,7E-04                       |
| SB 14 (m)   | 5,02-7,84                          |                 | 1,5E-02 8,3E-04 | 1,5E-02 8,3E-04                   | 9,3E-03 5,3E-04                       |
| DB 30OP (m) | 3,28-4,75                          |                 | n.b. n.b.       |                                   |                                       |
| Mittelwert  | 4,75-8,53                          | 1,6E-02 9,3E-04 | 1,6E-02 9,2E-04 | 1,1E-02 6,5E-04                   | 1,3E-02 7,7E-04                       |

mit:  
 (a): Automatische Messwerterfassung mit Divern  
 (m): Manuelle Messwerterfassung mit Lichtloten und Phasennessgeräten  
 n.b.: nicht bestimmbar

### 4.2.2 Pumpversuch

Während der Entnahme am SB 10 wurde an fast allen Messpunkten eine Absenkung des Grundwasserspiegels registriert (Abb. 4-10, links und Anhang D, Abb. D-6). Die größte Absenkung wurde im BP 10 in der kürzesten Entfernung von 1,95 m vom Entnahmebrunnen gemessen. Die Absenkung betrug hier bis zu 40 cm, während in den Messstellen DB 12A, SB 3 und DB 21OP, die in einer Entfernung von 10 bis 13 m liegen, eine Absenkung von ca. 8 cm registriert wurde. Keine Absenkung wurde an den ca. 45 m entfernten Messpunkten BP 8 und SB 8 gemessen.

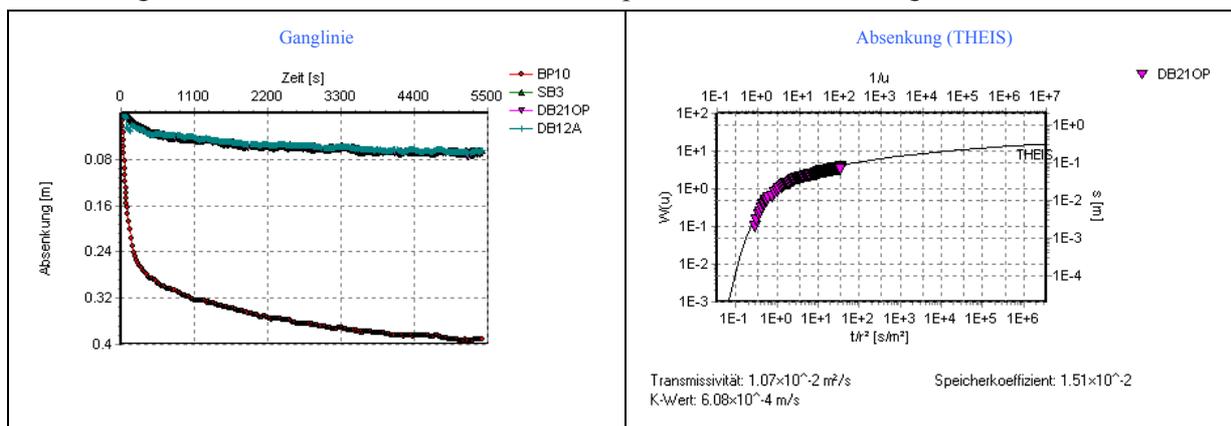


Abb. 4-10: Links: Wasserstandsganglinien während des Pumpversuchs, Divermessungen; rechts: Beispiel einer Typkurvenanpassung nach THEIS

Die Ergebnisse der Pumpversuchsauswertung, die nach dem Typkurvenverfahren nach THEIS und verschiedenen Geradlinienverfahren nach COOPER & JACOB für den instationären Fall berechnet wurden, sind in Anhang D, Abb. D-7 bis D-10 und tabellarisch in Tab. 4-5 zusammengestellt. Insgesamt zeigen die registrierten Ganglinien gute Anpassungen mittels der genannten Verfahren, wie das in Abb. 4-10 rechts dargestellte Beispiel der Messstelle DB 21OP zeigt.

Eine unzureichende Anpassung bei den Auswerteverfahren zeigt die Ganglinie des BP 10, weshalb die für diese Messstelle berechneten hydraulischen Kennwerte kritisch zu betrachten sind. Die Messstelle liegt sehr nah am Entnahmebrunnen, wodurch auch der extrem schnell abfallende Wasserspiegel, ähnlich wie in einem Entnahmebrunnen selbst, erklärbar ist. Das schnellere Absinken des Brunnenwasserspiegels im Verhältnis zum Grundwasserspiegel führt zur Ausbildung einer Sickerstrecke. Auch bei der in 37,4 m relativ weit vom Entnahmebrunnen entfernt liegenden Messstelle DB 3, in der eine geringe Absenkung registriert wurde, konnte keine zufriedenstellende Anpassung mittels der gewählten Auswerteverfahren erzielt werden.

Tab. 4-5: Hydraulische Kennwerte, berechnet aus dem Pumpversuch vom 29.10.2004

| Messpunkt   | THEIS                 |                      |         | COOPER & JACOB        |                      |         |                       |                      |         |                          |                      |         |
|-------------|-----------------------|----------------------|---------|-----------------------|----------------------|---------|-----------------------|----------------------|---------|--------------------------|----------------------|---------|
|             | T [m <sup>2</sup> /s] | k <sub>f</sub> [m/s] | S [-]   | Zeit-Absenkung        |                      |         | Abstand-Absenkung     |                      |         | Zeit-Abstand-Absenkung   |                      |         |
|             | T [m <sup>2</sup> /s] | k <sub>f</sub> [m/s] | S [-]   | T [m <sup>2</sup> /s] | k <sub>f</sub> [m/s] | S [-]   | T [m <sup>2</sup> /s] | k <sub>f</sub> [m/s] | S [-]   | T [m <sup>2</sup> /s]    | k <sub>f</sub> [m/s] | S [-]   |
| BP 10 (a)   | 2,5E-03               | 1,4E-04              | 4,8E-02 | 3,6E-03               | 2,0E-04              | 1,4E-02 | s. A.                 |                      | s. A.   | s. A.                    |                      | s. A.   |
| DB 12A (a)  | 1,4E-02               | 7,8E-04              | 1,7E-02 | 1,6E-02               | 9,0E-04              | 1,3E-02 | Versuchszeitpunkt:    |                      |         |                          |                      |         |
| SB 3 (a)    | 1,0E-02               | 5,9E-04              | 2,5E-02 | 1,5E-02               | 8,3E-04              | 1,3E-02 | t = 2000 s            |                      |         | Automatische Messreihen: |                      |         |
| DB 21OP (a) | 1,1E-02               | 6,1E-04              | 1,5E-02 | 1,4E-02               | 8,1E-04              | 9,9E-03 | 1,1E-02               | 6,0E-04              | 2,5E-02 | 1,4E-02                  | 8,0E-04              | 1,3E-02 |
| DB 11 (m)   | 3,4E-02               | 1,9E-03              | 8,9E-03 | 3,7E-02               | 2,1E-03              | 2,2E-03 | Versuchszeitpunkt:    |                      |         |                          |                      |         |
| SB 9 (m)    | 3,1E-02               | 1,8E-03              | 1,7E-02 | 3,2E-02               | 1,8E-03              | 1,5E-02 | t = 4000 s            |                      |         | Manuelle Messreihen:     |                      |         |
| DB 14 (m)   | 4,2E-02               | 2,4E-03              | 3,4E-02 | 4,7E-02               | 2,7E-03              | 2,7E-02 | 9,1E-03               | 5,2E-04              | 4,0E-02 | 3,1E-02                  | 1,8E-03              | 1,5E-02 |
| DB 3 (m)    | s. A.                 |                      | s. A.   | s. A.                 |                      | s. A.   | s. A.                 |                      | s. A.   | s. A.                    |                      | s. A.   |
| Mittelwert  | 2,1E-02               | 1,2E-03              | 2,4E-02 | 2,3E-02               | 1,3E-03              | 1,3E-02 | 9,8E-03               | 5,6E-04              | 3,2E-02 | 2,3E-02                  | 1,3E-03              | 1,4E-02 |

mit:  
(a): Automatische Messwerterfassung mit Divern  
(m): Manuelle Messwerterfassung mit Lichtloten und Phasenmessgeräten  
s. A. : schlechte Anpassung

Im Ergebnis liegen die Transmissivitäten im Bereich von  $T = 2,5 \cdot 10^{-3} \text{ m}^2/\text{s}$  bis  $T = 4,7 \cdot 10^{-2} \text{ m}^2/\text{s}$ . Der Mittelwert aller Teilergebnisse beträgt  $T = 1,9 \cdot 10^{-2} \text{ m}^2/\text{s}$ , was einem Durchlässigkeitsbeiwert von  $k_f = 1,1 \cdot 10^{-3} \text{ m/s}$  entspricht. Der Speicherkoeffizient, der nur beim Pumpversuch, nicht beim Wiederanstieg berechnet werden kann, beträgt durchschnittlich  $2,1 \cdot 10^{-2}$ . Das Verfahren nach THEIS und das Zeit-Absenkungsverfahren (COOPER & JACOB) lassen eine Zweiteilung der Ergebnisse erkennen (Tab. 4-5 und Tab. 4-6): Die erste Gruppe umfasst die Messstellen, die dem Entnahmebrunnen am nächsten liegen und in denen mit Divern gemessen wurde. Im Mittel beträgt die Transmissivität für diese Gruppe  $1,3 \cdot 10^{-2} \text{ m}^2/\text{s}$ . Deutlich höher liegen die Transmissivitäten bei den weiter entfernt liegenden Messstellen, an denen die Daten manuell erfasst wurden, mit einem durchschnittlichen Wert von  $T = 3,6 \cdot 10^{-2} \text{ m}^2/\text{s}$ . Basierend auf dieser Gruppierung wurde auch die Auswertung durch das Zeit-Abstand-Absenkungsverfahren vorgenommen. Im Gegensatz zur Auswertung einzelner Messstellen werden beim Abstands-Absenkungsverfahren alle Messstellen, unter Ausnahme der unplausiblen Messergebnis bei BP 10, für die Berechnung der hydraulischen Kennwerte zu einzelnen Versuchszeitpunkten herangezogen. Dabei ergibt sich für die mittlere Transmissivität ein Wert von  $T = 9,8 \cdot 10^{-3} \text{ m}^2/\text{s}$ . Diese integralen Ergebnisse korrelieren besser mit der Gruppe 1.

Auch der Vergleich der Ergebnisse aus dem Pumpversuch mit denen des Wiederanstiegs zeigt, dass die Auswertung der Daten der Gruppe 2 zu deutlich höheren Transmissivitäten führen. Unklar ist, ob dies an der ungenaueren, manuellen Messmethode oder an der zunehmenden Entfernung zum Entnahmebrunnen liegt. Als Gesamtergebnis der hydraulischen Versuche ergibt sich eine Transmissivitätsspanne von  $T = 1,3 \cdot 10^{-2}$  bis  $1,6 \cdot 10^{-2} \text{ m}^2/\text{s}$ , aus dem sich eine Spanne von  $k_f = 7,2 \cdot 10^{-4} - 8,9 \cdot 10^{-4} \text{ m/s}$  für den Durchlässigkeitsbeiwert berechnen lässt.

Tab. 4-6: Gesamtergebnis aus Wiederanstiegs- und Pumpversuch

| Versuch   | T [m <sup>2</sup> /s] | k <sub>f</sub> [m/s] | S [-]          |
|---|-----------------------|----------------------|----------------|
| Pumpversuch (in Klammern: Entfernung Messstelle – Entnahmebrunnen)    |                       |                      |                |
| Mittelwert aller Teilergebnisse                                       | 1,9E-02               | 1,1E-03              | 2,1E-02        |
| Mittelwert Gruppe 1: DB 12A (10,5 m), SB 3 (11,8 m), DB 21OP (12,4 m) | 1,3E-02               | 7,6E-04              | 1,5E-02        |
| Mittelwert Gruppe 2: DB 11 (20,0 m), SB 9 (26,5 m), DB 14 (31,6 m)    | 3,6E-02               | 2,1E-03              | 1,7E-02        |
| Abstands-Absenkungsverfahren  | 9,8E-03               | 5,6E-04              | 3,2E-02        |
| Wiederanstieg   | 1,2E-02               | 6,9E-04              | -              |
| <b>Mittelwert Pump- und Wiederanstiegsversuch</b>                     | <b>1,6E-02</b>        | <b>8,9E-04</b>       | <b>2,1E-02</b> |
| <b>Mittelwert Gruppe 1 und Wiederanstiegsversuch</b>                  | <b>1,3E-02</b>        | <b>7,2E-04</b>       | <b>1,5E-02</b> |

### 4.2.3 Durchlässigkeitsbeiwerte aus Bohrungen

#### 4.2.3.1 Siebung

Die aus Siebanalysen an den Bohrungen DB 25 und DB 32 ermittelten Durchlässigkeitsbeiwerte nach BEYER und HAZEN sind in Abb. 4-11 teufenabhängig dargestellt (siehe auch Anhang D, Tab. D-4 und Abb. D-11 bis D-15). Die im nordöstlichen Anstrom gelegene Bohrung DB 32, deren Werte stets in der Größenordnung 10<sup>-4</sup> m/s liegen, zeigt insgesamt einen glatteren Kurvenverlauf als die im südwestlichen natürlichen Abstrom gelegenen Bohrung DB 25. Hier beträgt die Spannweite der Messwerte k<sub>f</sub> = 7,3·10<sup>-5</sup> - 2,3·10<sup>-3</sup> m/s (vgl. Anhang D, Tab. D-4). Der arithmetische Mittelwert, berechnet für den grundwassergesättigten Bereich, liegt bei DB 25 mit k<sub>f</sub> = 8,5·10<sup>-4</sup> m/s etwas höher als bei DB 32 mit k<sub>f</sub> = 5,9·10<sup>-4</sup> m/s. Bildet man im Vergleich dazu einen gewichteten Mittelwert, dessen Wichtungsfaktor die Mächtigkeit des jeweiligen Gültigkeitsbereiches des ermittelten k<sub>f</sub>-Wertes ist, ergibt sich für DB 25 ein etwas geringerer Wert von k<sub>f</sub> = 7,9·10<sup>-4</sup> m/s. Auf Grund der meterweisen Beprobung bei der Bohrung DB 32, d. h. der Wichtungsfaktor = 1, zeigt eine Wichtung hier keine Änderung.

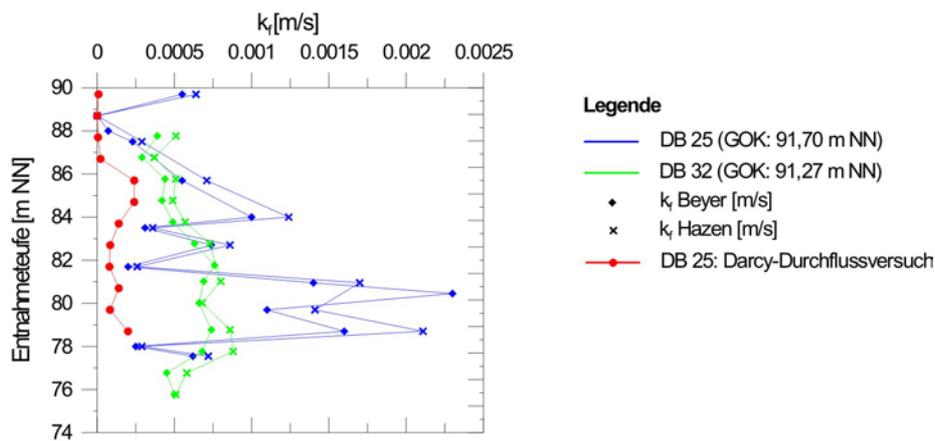


Abb. 4-11: Durchlässigkeitsbeiwerte aus Laborversuchen, DB 25 und DB 32: Zur Visualisierung der Schlufflage im Profil von DB 25 wurde der k<sub>f</sub>-Wert wie im numerischen Grundwassermodell mit k<sub>f</sub> = 1·10<sup>-6</sup> m/s angenommen

### DB 32

Betrachtet man die teufenabhängige Entwicklung des  $k_f$ -Wertes der Bohrung DB 32, lässt sich eine Dreiteilung erkennen:

- Im oberflächennahen Teilbereich, der ungefähr vom Grundwasserspiegel bis in eine Teufe von 83,3 m NN reicht, liegt der Durchlässigkeitsbeiwert im Mittel bei  $k_f = 4,1 \cdot 10^{-4}$  m/s (BEYER) bzw.  $k_f = 4,9 \cdot 10^{-4}$  m/s (HAZEN). Unter Ausnahme des obersten Wertes steigen die  $k_f$ -Werte geringfügig mit zunehmender Teufe.
- Darunter schließt sich im Teufenbereich von 83,3-77,3 m NN ein Bereich mit leicht schwankenden, aber insgesamt höheren  $k_f$ -Werten an. Der Mittelwert in diesem Teilbereich 2 wurde mit  $k_f = 6,9 \cdot 10^{-4}$  m/s (BEYER) bzw.  $k_f = 7,9 \cdot 10^{-4}$  m/s (HAZEN) berechnet.
- An der Basis der Bohrung, in einer Teufe von 77,3-75,3 m NN, sinken die Durchlässigkeitsbeiwerte auf Werte, die dem Teilbereich 1 ähnlich sind. Im Mittel liegen die Werte bei  $k_f = 4,8 \cdot 10^{-4}$  m/s (BEYER) bzw.  $k_f = 5,5 \cdot 10^{-4}$  m/s (HAZEN).

### DB 25

Auch bei der Bohrung DB 25 ist eine teufenabhängige Differenzierung zu erkennen:

- In der ungesättigten Zone, Entnahmebereich von 90,2 - 89,2 m NN, wurde ein Durchlässigkeitsbeiwert von  $k_f = 5,5 \cdot 10^{-4}$  m/s (BEYER) bzw.  $k_f = 6,4 \cdot 10^{-4}$  m/s (HAZEN) ermittelt.
- Der  $k_f$  -Wert sinkt in der Schluffschicht, die bei dieser Bohrung in einer Teufe von 89,05 - 88,50 m NN angetroffen wurde, siehe auch Bohrprofil im Anhang A, Abb. A-2, rechts, auf ein Minimum, was allerdings nicht quantifiziert wurde. Auch für die erste Probe unterhalb der Schluffschicht wurde eine vergleichsweise geringe Durchlässigkeit von  $k_f = 7,3 \cdot 10^{-5}$  m/s (BEYER) ermittelt.
- Betrachtet man in Anlehnung an den Teilbereich 1 von Bohrung DB 32 den Teufenbereich von 87,8 – 81,2 m NN, erkennt man starke Schwankungen des Durchlässigkeitsbeiwertes. Der arithmetische Mittelwert für diesen Bereich ist allerdings vergleichbar mit DB 32 und beträgt  $k_f = 5,1 \cdot 10^{-4}$  m/s (BEYER) bzw.  $k_f = 6,2 \cdot 10^{-4}$  m/s (HAZEN). Die Korrelation mit der Lithologie zeigt, dass für diesen Bereich Mittelsand charakteristisch ist. Eine Grobsandschicht in der Teufe von 84,2 – 83,8 m NN ist durch einen sehr hohen Durchlässigkeitsbeiwert von  $k_f = 1 \cdot 10^{-3}$  m/s gekennzeichnet. Die Entwicklung in diesem Teilbereich, die zunächst eine Erhöhung der hydraulischen Leitfähigkeit zeigt und anschließend eine Verminderung, konnte mittels der Direct-Push-Untersuchungen (s. dort) bestätigt werden. Die gute Korrelation der Ergebnisse steht im Gegensatz zu den Messwerten bei der Bohrung DB 32.
- Deutlich erkennbar ist auch hier der Teilbereich 2, in einer Teufe von 81,2 – 78,2 m NN, mit höheren hydraulischen Durchlässigkeiten. Hier überwiegen Grobsande und Kiese. Die Durchlässigkeitsbeiwerte sind insgesamt größer als bei DB 32 und betragen im Mittel  $k_f = 1,6 \cdot 10^{-3}$  m/s (BEYER) und  $6,2 \cdot 10^{-4}$  m/s (HAZEN).
- Im dritten Teilbereich in der Teufe von 78,2 – 77,3 m NN, in dem wiederum Mittelsande vorherrschen, verringern sich die  $k_f$  -Werte deutlich. Der Mittelwert liegt hier bei  $k_f = 4,4 \cdot 10^{-4}$  m/s (BEYER) bzw.  $5,1 \cdot 10^{-4}$  m/s (HAZEN).

Zusammenfassend ergibt sich, dass bei beiden Bohrungen, d. h. im natürlichen An- und Abstrom des Schadensfalles, eine Differenzierung in 3 Durchlässigkeitsbereiche vorgenommen werden kann. Der oberflächennahe Teilbereich 1 korreliert bei der Bohrung DB 25 gut mit den Ergebnissen aus den Direct-Push-Untersuchungen, die eine weitere Differenzierung dieses Teilbereiches ergeben. Deutlich erkennbar ist beim Vergleich der beiden Teufenprofile der Einfluss der unterschiedlichen Beprobungsmethoden: Die meterweise gewonnenen gestörten Sedimentproben bei DB 32 ergeben ein eher homogenes Bild des Untergrundes, gekennzeichnet durch eine moderate Erhöhung bzw. Erniedrigung des  $k_f$ -Wertes entlang des Tiefenprofils. Die Linerbeprobung hingegen bietet neben einer detaillierten Bohrgutbeschreibung die Möglichkeit, im Labor punktuell aus den gewünschten Horizonten Probenmaterial für die Siebanalyse zu entnehmen. Dies erfolgt im vorliegenden Fall bei

signifikanten Lithologiewechseln, die sich in den verhältnismäßig großen Sprüngen im Kurvenverlauf widerspiegeln.

#### 4.2.3.2 Durchflussversuche nach DARCY

Die für die Bestimmung der vertikalen Durchlässigkeit durchgeführten DARCY-Versuche an ungestörten Linerproben der Bohrung DB 25 zeigen insgesamt geringere  $k_f$ -Werte als die Bestimmungen aus Siebanalysen (siehe Abb. 4-11 und Anhang D, Tab. D-5). Dies entspricht der Vorstellung, dass die vertikale hydraulische Durchlässigkeit z. B. durch diagenetische Auflastprozesse oder durch die Einlagerung geringmächtiger, geringleitender Schichten vermindert wird. Das Verhältnis aus horizontalem und vertikalem Durchlässigkeitsbeiwert beträgt in der ungesättigten Zone im Mittel 10:1 bei der Berücksichtigung der Ergebnisse nach BEYER und 14:1 nach HAZEN und entspricht somit einem Wert, der für Lockersedimente typisch ist. Der Wert des ersten Liners, der Probenmaterial der ungesättigten Zone enthält, wird auf Grund seines vergleichsweise geringen Wertes als unplausibel eingestuft. Mögliche Ursache dafür könnte eine nicht vollständige Benetzung des Porenraums im Liner gewesen sein, was einen Durchfluß hemmt. Bei den Proben der gesättigten Zone tritt diese Problematik in den Hintergrund, da ein gewisser Benetzungsgrad trotz Lagerung bereits vorhanden war. Auffällig sind hohe Durchlässigkeitsquotienten in den oberen beiden Metern der grundwassergesättigten Zone ( $> 20$ ), was auf schluffig-feinsandige Lagen im Liner zurückgeführt wird. Eine solche Einzellage im Liner wirkt dem vertikalen Durchfluss entgegen und mindert die hydraulische Leitfähigkeit. Da Einzellagen bei der Siebanalyse entweder unberücksichtigt bleiben oder nicht ins Gewicht fallen, erscheinen die größeren Quotienten in diesem Fall plausibel. Schließt man auf Grund dessen die oberen drei Liner von der Betrachtung aus, zeigt die teufenabhängige Entwicklung tendenziell eine Verringerung der vertikalen hydraulischen Leitfähigkeit (Abb. 4-11).

#### 4.2.4 Häufigkeitsanalyse

Basierend auf verschiedenen Angaben zur hydraulischen Durchlässigkeit für das Quartär im Raum Elsterwerda wurde eine statistische Auswertung vorgenommen. Dazu wurden Altdatenbestände, die im Rahmen der Erschließung oder des Betriebs von Wasserwerken im Raum Elsterwerda gewonnen wurden, analysiert und mit den Ergebnissen aus eigenen Untersuchungen verglichen. Eine Datenzusammenstellung, einschließlich der Bestimmungsmethode, findet sich in Anhang D, Tab. D-6.

Betrachtet man die Häufigkeitsverteilung sämtlicher Angaben zum Durchlässigkeitsbeiwert (Abb. 4-12, oben links), die  $k_f$ -Werte aus Altunterlagen, Pump-, Wiederanstiegsversuchen und Siebanalysen einschließt, zeigt sich eine unimodale  $k_f$ -Wert-Verteilung der 101 Einzelwerte. Die Durchlässigkeitsbeiwerte liegen hauptsächlich in dem Wertebereich  $k_f = 1 \cdot 10^{-4} - 1 \cdot 10^{-3}$  m/s. Außerhalb dieses Wertebereichs liegt die Anzahl der Messwerte pro Klasse stets unter 3. Der gesamte Wertebereich umfasst die Spanne von  $k_f = 7,3 \cdot 10^{-5} - 3,7 \cdot 10^{-3}$  m/s. Der Modalwert, der den häufigsten Messwert angibt, liegt in der Klasse  $k_f = 6 \cdot 10^{-4} - 7 \cdot 10^{-4}$  m/s. Im Vergleich dazu liegt der Mittelwert etwas höher mit  $k_f = 8,2 \cdot 10^{-4}$  m/s.

Eine Betrachtung der einzelnen Teilmengen zeigt im Vergleich unterschiedliche Ergebnisse. Die Daten aus Altunterlagen, die den größten Betrachtungsraum umfassen und mittels verschiedener Verfahren ermittelt wurden (Abb. 4-12, oben rechts), zeigen eine bimodale Verteilung. Hohe Messwertdichten weisen die Klasse  $k_f = 2 \cdot 10^{-4} - 3 \cdot 10^{-4}$  m/s und die Klassen im Bereich von  $k_f = 5 \cdot 10^{-4} - 8 \cdot 10^{-4}$  m/s auf. Der Mittelwert entspricht fast dem Wert, der sich für die Gesamtheit der Messwerte ergibt, und beträgt  $k_f = 8,5 \cdot 10^{-4}$  m/s. Dieser Wert steht in Einklang mit der Angabe im hydrogeologischen Kartenwerk, in dem der Durchlässigkeitsbeiwert des Quartärs für den Bahnhofsbereich mit  $k_f = 1 \cdot 10^{-3}$  m/s angegeben ist.

Die hydraulischen Pump- und Wiederanstiegsversuche im Schadenszentrum zeigen mit 37 Berechnungsergebnissen ebenfalls eine bimodale Verteilung. Neben den Ergebnissen aus eigenen Untersuchungen wurde eine Neuberechnung eines Pumpversuchs durchgeführt (Datengrundlage: GUT Umwelttechnik, 1998). Alle einzelnen Rechenergebnisse fließen gleichermaßen in die Häufigkeitsanalyse ein. Die höchste Klassendichte zeigen die beiden Klassen im Durchlässigkeitsbeiwertbereich  $k_f = 5 \cdot 10^{-4} - 7 \cdot 10^{-4}$  m/s, sowie die Klasse  $k_f = 8 \cdot 10^{-4} - 9 \cdot 10^{-4}$  m/s. Der Mittelwert ist hier höher und beträgt  $k_f = 9,2 \cdot 10^{-4}$  m/s. Während bei den Daten aus Altunterlagen eine

Streuung von Einzelwerten im höheren Durchlässigkeitsbereich auftritt, zeigt sich bei den Pump- und Wiederanstiegsversuchen eine Gruppierung höherer Werte. Es handelt sich dabei um ca. 20 % der Werte, bei denen der Durchlässigkeitsbeiwert um eine Zehnerpotenz größer ist. Dieses Phänomen wurde bereits in Kapitel 4.2.2 beschrieben.

Eine Einzelbetrachtung der aus Siebanalysen entlang zweier Bohrprofile nach BEYER ermittelten Durchlässigkeitsbeiwerte besitzt in der Klasse  $k_f = 4 \cdot 10^{-4} - 5 \cdot 10^{-4}$  m/s ein Hauptmaximum. Ebenfalls eine hohe Klassenbelegung zeigt die Klasse  $k_f = 6 \cdot 10^{-4} - 7 \cdot 10^{-4}$  m/s. Der Mittelwert liegt mit  $k_f = 6,5 \cdot 10^{-4}$  m/s innerhalb der letztgenannten Klasse.

Die statistische Verteilung der aus Siebanalysen ermittelten Werte zeigt, dass benachbarte Klassen eine stärkere Variation besitzen als die bei den Messungen mittels Pump- und Wiederanstiegsversuchen. Dies ist auf den unterschiedlichen Charakter der Methoden zurückzuführen. Die Anzahl der Messwerte innerhalb beider Grundgesamtheiten ist zwar ähnlich, jedoch auf Grund ihrer unterschiedlichen Aussagekraft anders zu bewerten. Hydraulische Pump- und Wiederanstiegsversuche besitzen integralen Charakter für einen bestimmten Mächtigkeitbereich des Grundwasserleiters. Im Vergleich dazu begrenzt sich die Gültigkeit von Siebanalysen auf den Bereich der Probenentnahme, d. h. die Ergebnisse besitzen punktuellen Charakter. In Abhängigkeit vom Inhomogenitätsgrad des Untergrundes können sich somit auch völlig unterschiedliche Verteilungen ergeben. Allgemein bieten Pumpversuche gegenüber Siebanalysen den Vorteil, dass der hydraulisch repräsentative T- bzw.  $k_f$ -Wert im beeinflussten Strömungsfeld vor Ort bestimmt wird. Siebanalysen hingegen bedingen eine Probenahme, die neben Geräte- und Auswertefehlern zusätzlich von Probenahmefehlern begleitet sein können. Anhand eines Vergleichs der statistischen Kennwerte Mittelwert, Median und Modalwert ist die Skalenabhängigkeit des Durchlässigkeitsbeiwertes erkennbar. Die Kennwerte der punktuellen Messungen sind geringer als bei den integralen Messungen. Auch die höheren Durchlässigkeitsbeiwerte im hydrogeologischen Kartenwerk, die für größere Bereiche repräsentativ sind, bestätigen den Effekt, dass der Durchlässigkeitsbeiwert sich mit zunehmendem Betrachtungsmaßstab vergrößert.

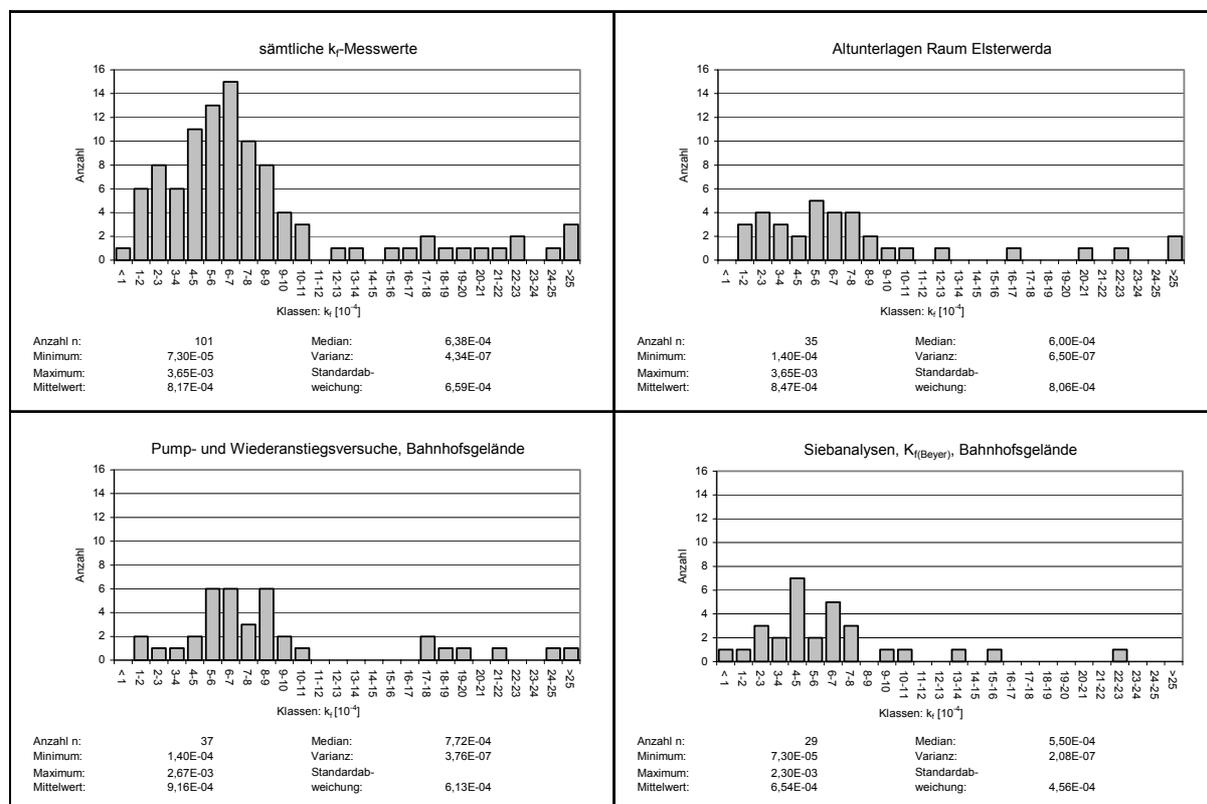


Abb. 4-12: Häufigkeitsverteilungen Durchlässigkeitsbeiwerte

## 4.3 Grundwasserbeschaffenheit

### 4.3.1 Benzinphase

In Abhängigkeit vom Grundwasserspiegel variieren die in den Grundwassermessstellen ermittelten Phasenmächtigkeiten stark, jedoch zeigt sich tendenziell eine Abnahme der Phasenmächtigkeiten während des Untersuchungszeitraums bis 2005. Maximale Benzinphasenmächtigkeiten in den Grundwassermessstellen und Sanierungsbrunnen betragen bis zu 1,5 m und treten während Niedrigwasserständen auf, während geringe Mächtigkeiten im Bereich von Millimetern bis Zentimetern bei hohen Grundwasserständen auftreten. Es sei darauf hingewiesen, dass es sich bei den Messwerten der Phasenmächtigkeit um scheinbare Mächtigkeiten handelt, auf Grund derer bekanntermaßen keine Rückschlüsse auf die tatsächliche Mächtigkeit der Benzinphase im Grundwasserleiter gezogen werden sollte.

### 4.3.2 Räumliche und zeitliche Entwicklung der Schadstoffverbreitung im Grundwasser

Analysiert man die zeitliche Entwicklung der Konzentrationsverteilung verschiedener Benzininhaltsstoffe im Grundwasser im oberflächennahen Bereich, z. B. BTEX (Abb. 4-13) und MKW (Anhang E, Abb. E-7), zeigt sich, dass der mit Benzininhaltsstoffen verunreinigte Bereich im Wesentlichen mit der kartierten Phasenverbreitungsgrenze (Abb. 3-7) zusammenfällt. Das bedeutet, dass sich auch der kontaminierte Grundwasserbereich im Zeitraum bis 2005 nicht wesentlich vergrößert hat, und insbesondere, dass sich keine Schadstofffahne ausgebildet hat. Diese Ortsfestigkeit der Schadstoffe ist darauf zurückzuführen, dass durch die hydraulische Maßnahme ein lokales Strömungsregime geschaffen wurde, bei dem die Strömungsrichtung zum Schadenszentrum gerichtet ist. Zum anderen sind die natürlichen hydraulischen Gradienten so gering, dass die natürliche Strömungsgeschwindigkeit ebenfalls relativ gering ist.

Die höchsten Konzentrationen der Schadstoffe wurden in der Zeit nach dem Unfall nachgewiesen. In den Jahren 1998 und 1999 lagen die in Grundwasserproben gemessenen BTEX- und MKW-Konzentrationen im Bereich von mehreren g/l. Die zeitliche Entwicklung dokumentiert einen starken Rückgang der Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser. In Analogie zur Stagnation der Phasenverbreitungsgrenze ab dem Jahr 2001 zeigen sich ebenfalls deutlich geringere MKW- und BTEX-Konzentrationen im Kerngebiet. Die MKW-Konzentrationen liegen ab 2001, unter Ausnahme der Messwerte vom August 2003, stets unter 10 mg/l, in den Jahren 2004 und 2005 stets unter 1 mg/l. Während die BTEX-Konzentrationen in den Jahren 2001 bis 2003 punktuell noch Werte in der Klasse 100 - 1000 mg/l besitzen, liegen die Werte in den letzten beiden Jahren der Zeitreihe fast immer unter 25 mg/l. Alle horizontalen Verteilungskarten repräsentieren den Teufenbereich zwischen 3-6 m u. GOK. Lediglich die Sanierungsbrunnen, deren Werte in den Abbildungen ebenfalls berücksichtigt wurden, besitzen tiefere Filterstrecken (siehe auch Kapitel 3.2.1).

Betrachtet man die teufenabhängigen BTEX- und MKW-Konzentrationsverläufe in den vier Messstellengruppen DB 21, DB 25, DB 30 und DB 32 (Abb. 4-14) im Zeitraum von August 2003 und November 2005, wird deutlich, dass es sich um einen oberflächennahen Grundwasserschaden handelt, was auf die physikalischen und chemischen Eigenschaften von Benzin, siehe Kapitel 2.3.2., zurückzuführen ist. Die höchsten Konzentrationen wurden an allen Stichtagen in den Mischproben aus der Teufenlage 3 – 6 m u. GOK nachgewiesen. DB 21 OP zeigt im Untersuchungszeitraum BTEX-Konzentrationen zwischen 1.499 und 28.745 µg/l. DB 30 OP besitzt Werte zwischen 300 und 18.515 µg/l und DB 32 OP ist durch Konzentrationen zwischen 579 – 9.314 µg/l charakterisiert. In den drei belasteten Messstellen liegen die MKW-Konzentrationen zwischen 0,07 – 3,34 mg/l. Die außerhalb des Schadensbereichs gelegene Messstelle DB 25 zeigt erwartungsgemäß keine Kontamination durch Benzininhaltsstoffe.

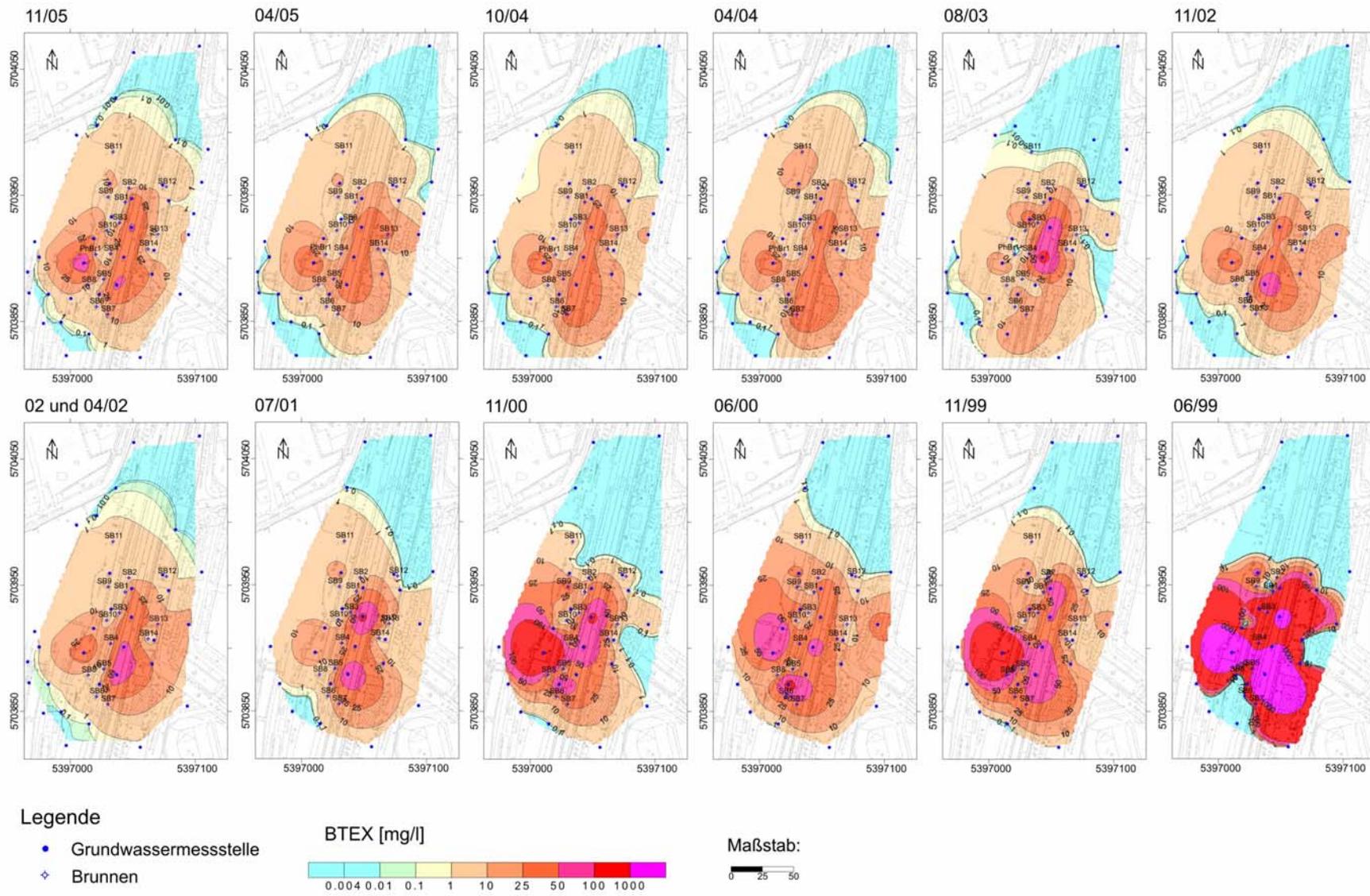
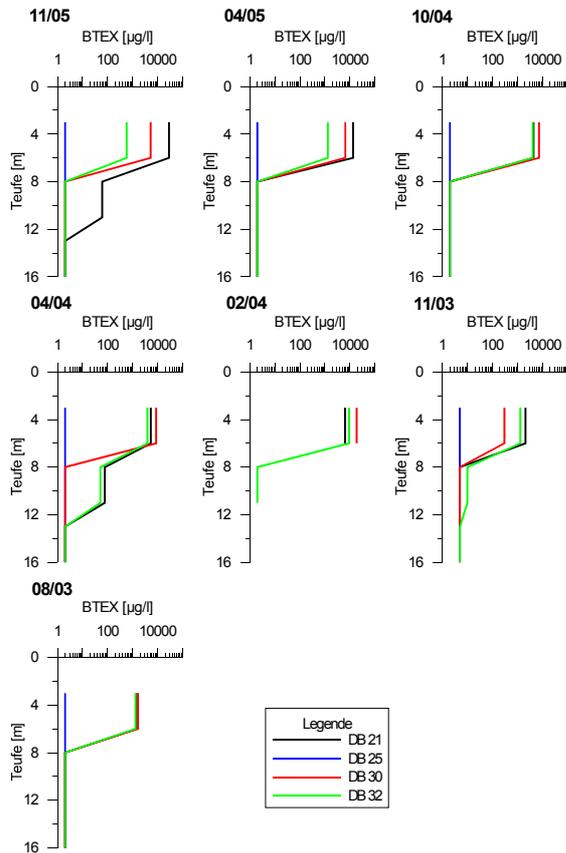


Abb. 4-13: Zeitliche Entwicklung der Konzentrationsverteilung von BTEX im Grundwasser

Während in dem Teufenbereich von 8 - 11 m u. GOK teilweise Schadstoffe nachgewiesen wurden, z. B. lagen die BTEX-Konzentrationen im November 2005 und April 2004 bei den Messstellen DB 32 und DB 21 im Bereich von 51 - 250 µg/l, zeigt der Teufenbereich von 13 - 16 m u. GOK keine Kontamination durch Benzininhaltsstoffe. Die MKW-Konzentration von 0,1 mg/l im August 2003 und April 2004 im mittleren und tiefen Teufenbereich der GWM DB 32 konnte bei späteren Stichtagsmessungen nicht bestätigt werden und wird auf Mess- oder Beprobungsfehler zurückgeführt.

## BTEX



## MKW

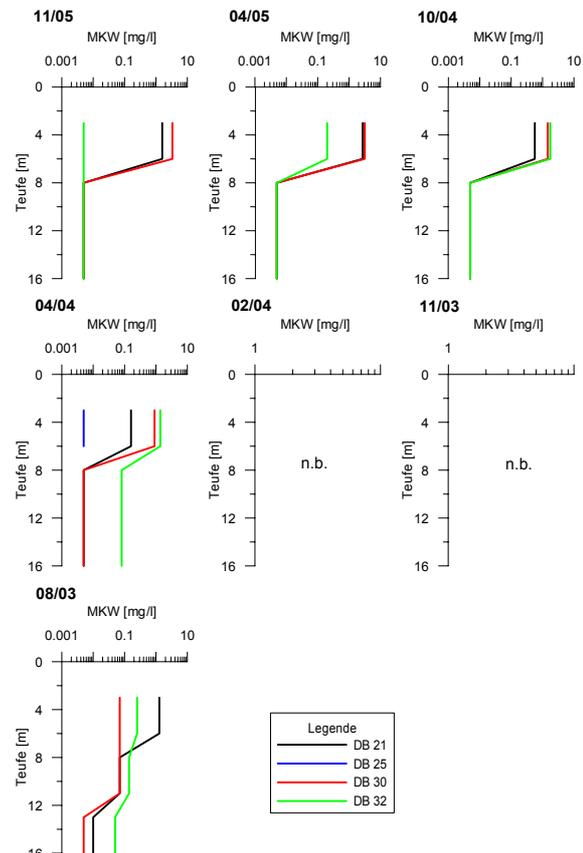


Abb. 4-14: Teufenabhängiger Konzentrationsverlauf von BTEX und MKW in den vier neu errichteten Messstellengruppen

### 4.3.3 Milieubedingungen

Im Folgenden werden die physikochemischen Parameter, die die chemischen Vorgänge im Grundwasser widerspiegeln und somit wichtige Indikatoren zur Bewertung von natürlichen Schadstoffminderungsprozessen darstellen, im Schadenszentrum analysiert und mit den natürlichen Milieubedingungen verglichen. Die natürlichen Bedingungen sind insbesondere in Hinblick auf den Einsatz von MNA von Bedeutung, da sie die Rahmenbedingungen für eine zukünftige Schadstoffausbreitung darstellen.

#### 4.3.3.1 Sauerstoff

Die Konzentrationen an gelöstem Sauerstoff liegen im Untersuchungszeitraum zwischen 0 mg/l und der Sauerstoffsättigung von 10 mg/l, wobei Konzentrationen in der Klasse >6 mg/l punktuellen Charakter besitzen (Abb. 4-16). Die Konzentrationsverteilungen der einzelnen Zeitschritte zeigen insbesondere in den letzten Jahren einen großflächigen zentralen Bereich, in dem die Sauerstoffkonzentrationen stets kleiner als 0,5 mg/l sind. Zu Beginn der Zeitreihe liegen die Konzentrationen in diesem Bereich stets unter 2 mg/l, jedoch unterliegen sie stärkeren Variationen. Auf Grund der starken Sauerstoffabreicherung im kontaminierten Bereich kann

auf aeroben Abbau organischer Substanzen geschlossen werden (siehe Kapitel 4.3.4.1). Die maximalen Sauerstoffkonzentrationen werden im natürlichen Abstrom der Kontamination registriert, im nördlichen Anstrom liegen die Konzentrationen maximal in der Klasse 2 - 4 mg/l (08/2003). Die elsternen GWM DB 33 und DB 34, an denen ab April 2004 Beprobungen durchgeführt wurden, besitzen vergleichsweise geringe Sauerstoffkonzentrationen von kleiner als 1 mg/l.

#### 4.3.3.2 Redoxpotenzial

Das Redoxpotenzial  $E_H$  des Grundwassers besitzt Werte zwischen  $-128$  und  $+570$  mV. Die elsternen GWM, die die natürlichen Milieubedingungen widerspiegeln, sind im Vergleich dazu durch positive Werte zwischen  $200 - 400$  mV gekennzeichnet. Betrachtet man die Verteilungen des Redoxpotenzials (Abb. 4-17), lässt sich schlussfolgern, dass im Schadensbereich Redoxreaktionen ablaufen, die zu einer Verminderung des Redoxpotenzials führen. Während bis zum Jahr 2000 stets oxidierende Bedingungen im Grundwasser herrschten, treten im Jahr 2002 erstmals negative Redoxpotenziale auf, die reduzierende Bedingungen indizieren. Insbesondere bei den Beprobungskampagnen im Oktober 2004 und April 2005 zeigt sich im Kerngebiet eine deutlich ausgeprägte Zone mit negativen Redoxpotenzialen. Dass die Werte im November 2005 wieder höher liegen, kann u.a. auf die Umstellung des Brunnenregimes im Mai 2005 zurückzuführen sein.

#### 4.3.3.3 pH-Wert

Der pH-Wert des Grundwassers (Anhang E, Abb. E-6) ist durch Werte zwischen  $5,2 - 7,3$  charakterisiert. Auch der pH-Wert unterliegt Änderungen durch die Kontamination. Im Kernbereich liegen die pH-Werte meist in der Klasse  $6 - 6,5$  und sind niedriger als in den Randbereichen des Untersuchungsgebiets. Hier liegen die Werte häufig in der höheren Klassen mit  $pH=6,5 - 7$ . Dass der pH-Wert im Schadenszentrum erniedrigt ist, zeigt sich auch durch punktuell auftretende pH-Werte in der Klasse bis  $pH = 5$ . An den Vergleichsmessstellen DB 33 und DB 34 liegen die Werte zwischen  $6,0 - 6,8$ . Auch die Verminderung des pH-Wertes ist als weiterer Indikator für den Abbau von organischer Substanz unter Bildung von  $CO_2$  im Bereich der Schadensquelle zu werten.

#### 4.3.3.4 Elektrische Leitfähigkeit

Die spezifische elektrische Leitfähigkeit (Anhang E, Abb. E-4) des Grundwassers unterliegt einer großen Spannweite. Die Werte liegen zwischen  $197 - 1.769$   $\mu S/cm$ . Im Kernbereich liegt die elektrische Leitfähigkeit häufig in der Klasse  $800 - 1.000$   $\mu S/cm$  und ist somit höher als im natürlichen An- und Abstrom des Schadensbereichs, wo die Werte meist in der Klasse  $400 - 600$   $\mu S/cm$  liegen. Sehr hohe elektrische Leitfähigkeiten treten im Westen des Untersuchungsgebiets auf, an den im unkontaminierten Bereich gelegenen Messstellen DB 22 und DB 7. Ebenfalls punktuell hohe Werte zeigen sich an den Messstellen M&P 1 und SB 13. Die elsternen Messstellen zeigen mit Werten von über  $800$   $\mu S/cm$  (DB 34) und ca.  $500$   $\mu S/cm$  (DB 33), dass die elektrische Leitfähigkeit bereits unter natürlichen Bedingungen bedeutende Unterschiede aufweist.

#### 4.3.3.5 Temperatur

Die Temperatur des Grundwassers schwankt im Untersuchungsgebiet zwischen  $8 - 19$  °C (Anhang E, Abb. E-5). Die Verteilungsmuster zeigen mit Ausnahme vom November 1999 Temperaturerhöhungen im Kernbereich. Häufig sind Temperatursprünge um mehrere Grad an einzelnen Messstellen zu erkennen, so dass sich recht unregelmäßige Verteilungsmuster ergeben. Sämtliche Temperaturmesswerte im Bereich des Schadensfalles liegen einige Grad über den Werten an den elsternen Messstellen.

#### 4.3.3.6 Teufenabhängiger Verlauf der physikochemischen Parameter

Anhand des teufenabhängigen Verlaufs der physikochemischen Parameter der Messstellengruppe DB 25 (Abb. 4-15 und Anhang E, Abb. E-1) lassen sich die Eigenschaften des natürlichen Grundwasserleiters auch in größerer Tiefe analysieren. Einhergehend mit den Verteilungskarten

besitzt der OP nennenswerte Sauerstoffgehalte im Grundwasser, die im Februar und April 2004 die Sättigungsgrenze erreichen. Die Grundwasserproben aus dem MP und UP hingegen enthalten keinen gelösten Sauerstoff, was auf anaerobe Verhältnisse ab einer Teufe von ca. 7 m u. GOK schließen lässt. Die innerhalb des Schadensbereichs gelegenen Grundwassermessstellen zeigen im gesamten Profil keinen Sauerstoff. Dies ist in den oberen Grundwassermessstellen, wie zuvor beschrieben, auf die Sauerstoffzehrung durch Abbauprozesse zurückzuführen. In den tieferen Grundwassermessstellen hingegen, die nicht durch die Kontamination beeinflusst sind, herrschen unter natürlichen Bedingungen anaerobe Verhältnisse.

Betrachtet man die natürliche, teufenabhängige Entwicklung des Redoxpotenzials anhand von DB 25, zeigt sich in Einklang mit dem Übergang von aeroben zu anaeroben Verhältnissen eine Abnahme des Redoxpotenzials mit der Tiefe. Oberflächennah betragen die Messwerte des Redoxpotenzials meistens 300 - 400 mV, während im UP die Potenziale meist zwischen 0 - 200 mV liegen. Ein deutlich anderes Verhalten zeigen die durch Kontamination beeinflussten Messstellengruppen, die im Extremfall einen gegenläufigen Tiefenverlauf besitzen. Dies zeigt sich z. B. im April 2005: Die kontaminierten oberflächennahen Grundwassermessstellen besitzen durch die ablaufenden Abbaureaktionen ein vermindertes Redoxpotenzial von -10 bis 50 mV. Die Potenziale erhöhen sich dann mit zunehmender Tiefe auf Werte von bis zu 150 mV.

Der pH-Wert zeigt meistens geringere Werte in der Tiefe als im oberflächennahen Bereich, wobei die pH-Werte von OP und UP meist nicht mehr als 0,5 Einheiten differieren. Keine eindeutigen Trends oder Gruppierungen zeigen die Profile der elektrischen Leitfähigkeit. Die unkontaminierte Messstellengruppe DB 25 ähnelt stark dem Verlauf von DB 30 aus dem kontaminierten Bereich. Beide sind durch eine Zunahme der Leitfähigkeit mit der Tiefe gekennzeichnet. DB 21 und DB 30 hingegen, die ebenfalls im Kontaminationsbereich liegen, sind durch deutlich höhere Leitfähigkeiten im OP gekennzeichnet und durch eine Reduktion der Werte mit der Tiefe.

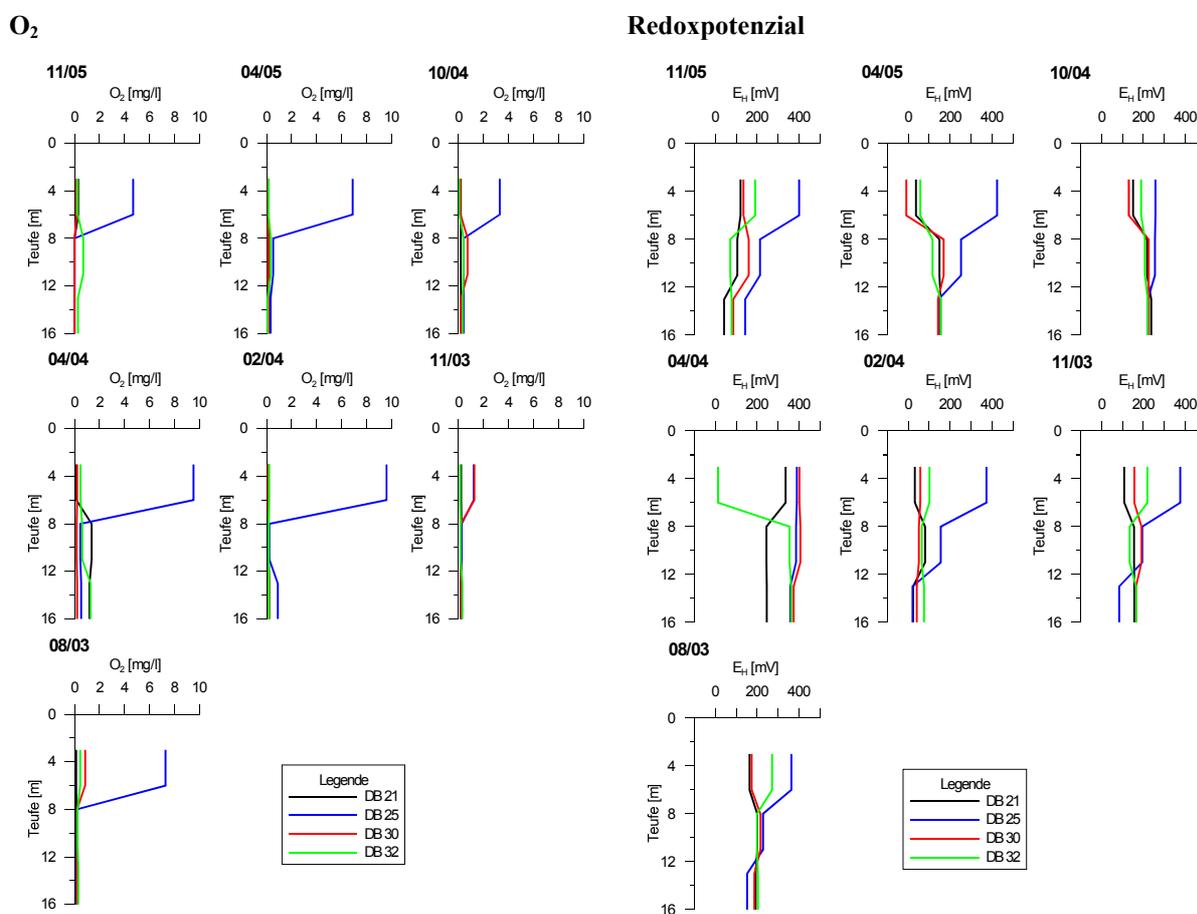


Abb. 4-15: Teufenabhängiger Verlauf der Sauerstoffkonzentration und des Redoxpotenzials

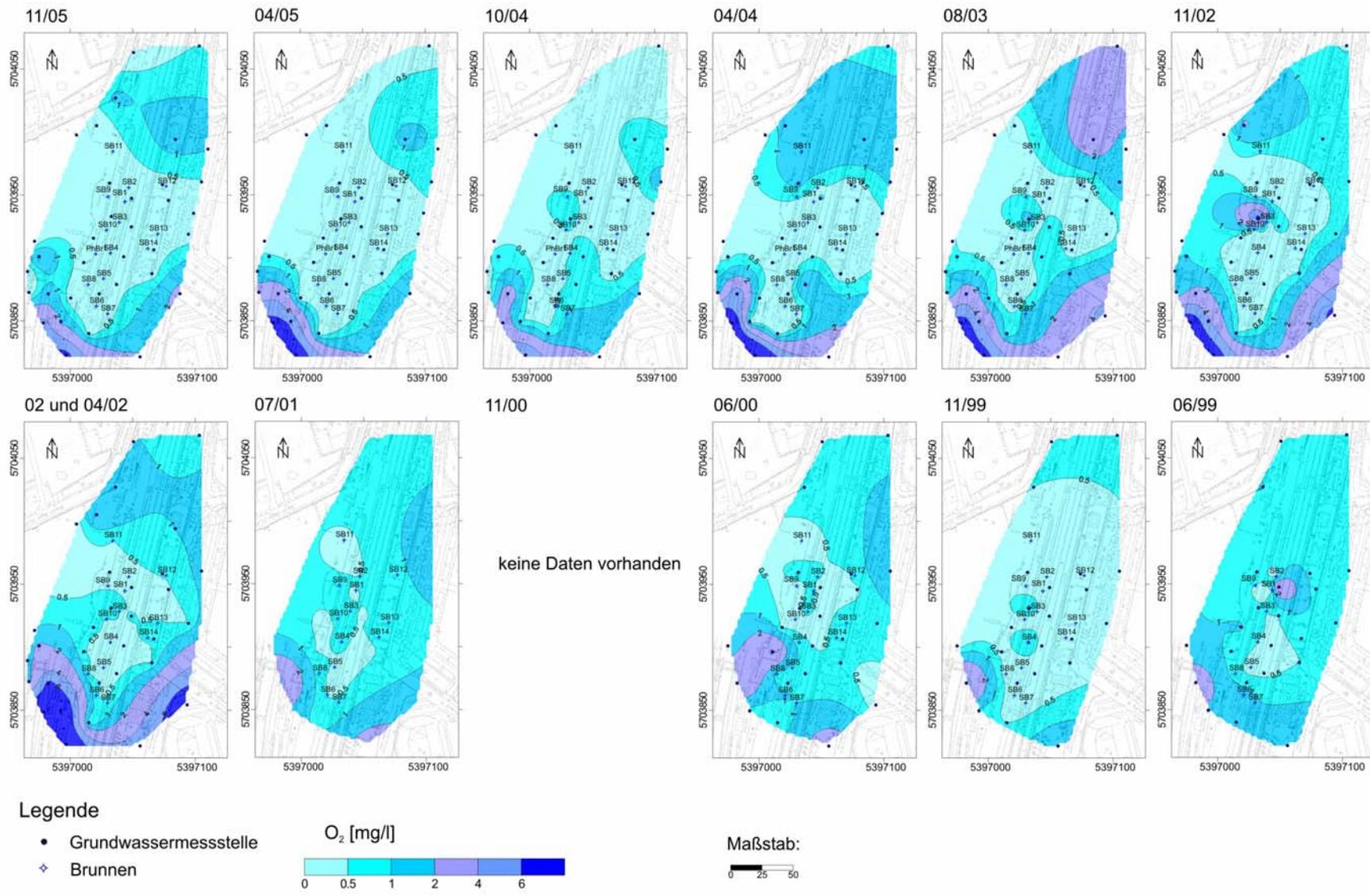


Abb. 4-16: Zeitliche Entwicklung der O<sub>2</sub>-Konzentrationsverteilung im Grundwasser

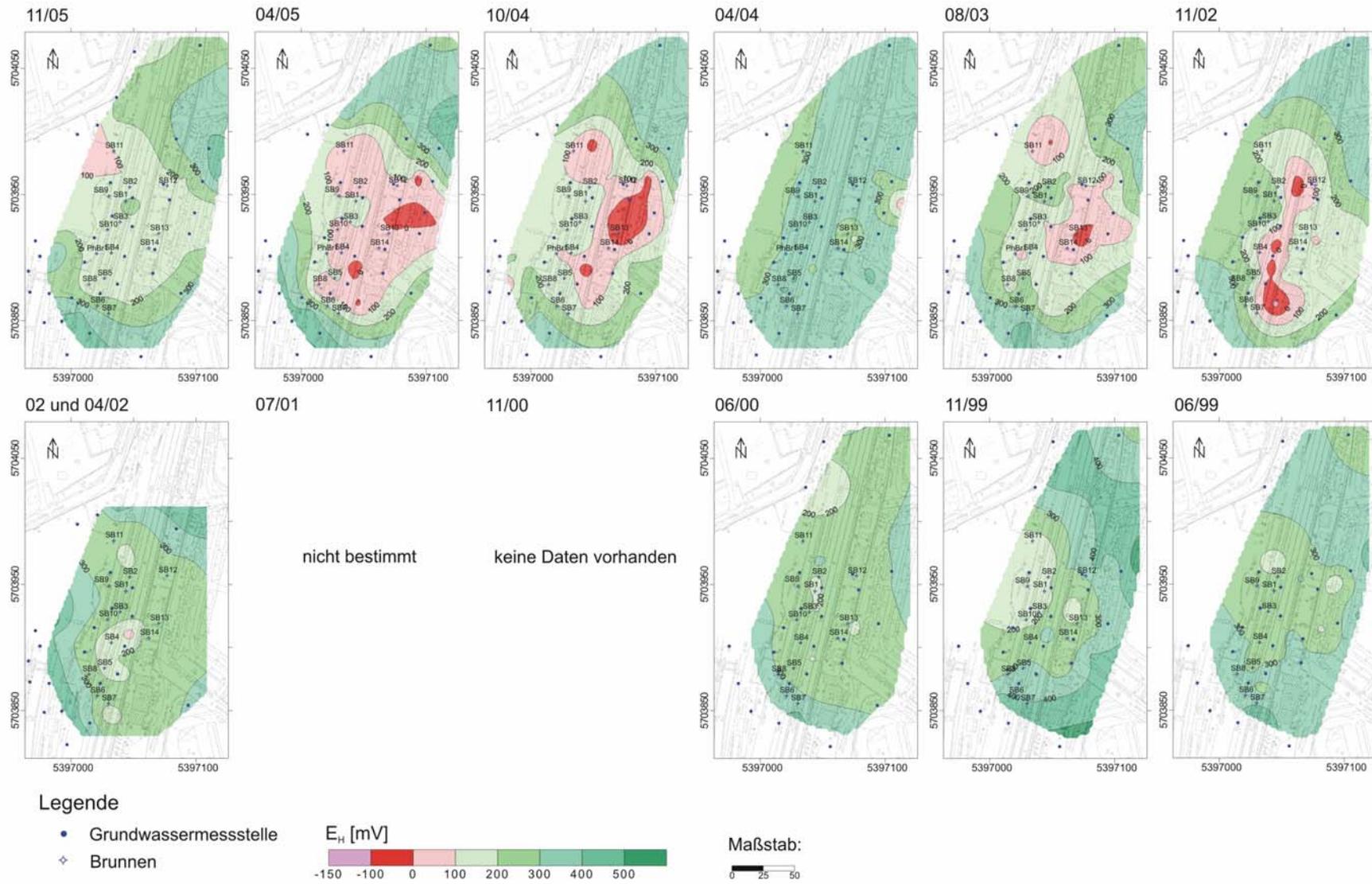


Abb. 4-17: Zeitliche Entwicklung des Redoxpotenzials im Grundwasser

#### 4.3.4 Relevante Schadstoffminderungsprozesse

Der Nachweis der Wirksamkeit von Schadstoffminderungsprozessen sieht neben der Betrachtung der Schadstoffquelle insbesondere die Analyse der Schadstofffahne vor. Basierend auf einer Identifizierung und Bilanzierung der ablaufenden NA-Prozesse kann dann im Anschluss eine Prognose für die Schadstoffausbreitung vorgenommen werden. Da es bisher am Standort zu keiner Ausbreitung einer Schadstofffahne kam, wird im Folgenden eine differenzierte Betrachtung des Quellbereichs vorgenommen und analysiert, ob bereits hier einzelne NA-Prozesse identifiziert werden können und welche Relevanz sie für den Standort besitzen. Der Nachweis für die Wirksamkeit von NA-Prozessen erfolgt über die chemischen Prozesse, den Verbrauch von Substanzen und die Bildung von Metaboliten, metabolischen Nebenprodukten und Endprodukten.

##### 4.3.4.1 Aerober Abbau

Auf Grund der Tatsache, dass das Kerngebiet des Schadensfalls durch einen relativ stabilen Bereich mit praktisch vollständiger Sauerstoffanreicherung gekennzeichnet ist, kann geschlussfolgert werden, dass in diesem Bereich aerober Abbau der Schadstoffe stattfindet. Die Konzentrationsverteilung im Untersuchungsgebiet wurde bereits in Kapitel 4.3.3 beschrieben. Auf Grund der höheren Sauerstoffkonzentrationen in den Randbereichen wird zwar durch das zum Schadenszentrum orientierte Strömungsregime permanent sauerstoffreicheres Grundwasser nachgeliefert, jedoch unterliegt es einer Zehrung durch die ablaufenden Redoxreaktionen.

Der aerobe Abbau gehört zu den wirkungsvollsten Abbaumechanismen. Da es sich um einen oberflächennahen Grundwasserschaden handelt, wird auch während einer zukünftigen Phase von MNA stets sauerstoffreiches Grundwasser aus dem nördlichen Einzugsgebiet nachgeliefert werden und die Schadensquelle durchströmen. Nachteilig wirkt sich die Schluffschicht im Grundwasserschwankungsbereich aus, da hier eine uneingeschränkte Nachlieferung von Sauerstoff aus der Bodenluft behindert wird.

##### 4.3.4.2 Denitrifikation

Die nächste Stufe der Abbausequenz bildet die Denitrifikation. Im Untersuchungsgebiet liegen die Nitratkonzentrationen im Grundwasser zwischen 0 - 170 mg/l. Betrachtet man die Verteilung der Nitratkonzentration der einzelnen Beprobungskampagnen (Abb. 4-18), zeigt sich deutlich die Abnahme der Nitratkonzentration im Bereich der höchsten Schadstoffkonzentrationen. Im Kerngebiet liegen die Nitratkonzentrationen stets unter 5 mg/l, meist sogar unter 1 mg/l. Man erkennt, dass sich der Bereich geringer Nitratkonzentrationen im Laufe der Jahre vergrößert hat und eine gewisse Stabilisierung eingetreten ist. Die Konzentrationen erhöhen sich zu den Rändern des Darstellungsbereichs. Im südlichen Teil erreichen die Konzentrationen in den Randbereichen Werte die meist unter 50 mg/l liegen. Höhere Konzentrationen besitzen punktuellen Charakter. Im Norden des Schadensbereichs zeigen die Messstellen M&P 2 und DB 1 stets relativ geringe Nitratkonzentrationen von kleiner als 5 mg/l, so dass sich die Konzentration auf dem nördlichen Darstellungsrand wieder vermindert.

Auf Grund der starken Abnahme der Nitratkonzentration im Schadensbereich kann geschlussfolgert werden, dass die Denitrifikation einen maßgeblichen Anteil an den natürlichen Schadstoffminderungsprozessen besitzt. Zur Verifizierung der Denitrifikation kann das während der Reaktion gebildete Zwischenprodukt Nitrit (Anhang E, Abb. E-9) herangezogen werden, obwohl es meist nur in geringen Konzentrationen auftritt. Die Hauptreaktion zum Endprodukt Stickstoff dominiert (APPELO & POSTA, 1999). Ein flächenhafter Anstieg von Nitrit im Bereich der Nitratverminderung, d. h. im Schadenszentrum, ist nicht erkennbar. Punktueller Erhöhungen der Nitritkonzentration zeigen sich z. B. im Frühjahr 2002 mit Werten von bis zu 3 mg/l beim SB 13. Erhöhte Nitritkonzentrationen treten auch im unkontaminierten Bereich auf, z. B. im Jahr 2005 in den GWM DB 7 und DB 22 im Westen des Untersuchungsgebiets und zeigen, dass die Denitrifikation auch in natürlichen Grundwässern stattfindet.

Betrachtet man im Vergleich dazu die Ammoniumkonzentrationen (Anhang E, Abb. E-10), zeigt sich deutlich eine Korrelation mit den Nitratkonzentrationen. Während im natürlichen Grundwasserleiter Ammonium Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze besitzt, ist der Bereich der Nitratreduktion durch eine Erhöhung der Ammoniumkonzentrationen gekennzeichnet. Im Kernbereich des Schadensfalls liegen die Ammoniumkonzentrationen im Bereich von 0,5 - 2 mg/l punktuell höher. Durch diesen Anstieg der Ammoniumkonzentrationen lässt sich auf die Nitrat-Ammonifikation schließen, bei der im ersten Schritt ebenfalls Nitrat zu Nitrit reduziert wird und im nächsten Schritt durch Vergärung ohne direkten Energiegewinn die Reduktion zu Ammonium erfolgt (SCHLEGEL, 1992). Da selbst unter Annahme von vergleichsweise geringen Ausgangskonzentrationen von Nitrat, von z. B. 20 mg/l, die gebildete Ammoniumkonzentration basierend auf stöchiometrischen Berechnungen höher sein müsste, ist anzunehmen, dass nicht nur Nitrat-Ammonifikation stattfindet, sondern auch die Denitrifikation zum Endprodukt Stickstoff. Letztere wird auf Grund des höheren Energiegewinns für die Mikroorganismen gegenüber der Nitrat-Ammonifikation bevorzugt (WISCONSIN DEPARTMENT OF NATURAL RESOURCES, 1999) und liefert nach der aeroben Respiration den größten Energiegewinn beim Umsatz kohlenwasserstoffhaltiger Verbindungen.

Das Nachlieferungspotenzial von Nitrat hängt im wesentlichen vom Eintrag im nördlichen Oberstrom des Schadensfalles ab. Der Eintrag von Nitrat findet meist über die Oxidation von durch die Landwirtschaft eingetragenen Stickstoffverbindungen sowie über häusliche Abwässer statt. Zu berücksichtigen ist dabei, dass die Denitrifikation auch unter natürlichen Bedingungen abläuft, was bereits zu einer Verminderung der Eintragsmenge führen kann.

#### 4.3.4.3 Reduktion von Mn(III, IV)- und Fe(III)-Festphasen

Die Reduktion von Mangan(III und IV)- und Eisen(III)-Festphasen bilden die nächsten Stufen der biogeochemischen Reaktionskette. Als Indikatoren für die Reduktion dienen die Konzentrationen von  $\text{Fe}^{2+}$ - und  $\text{Mn}^{2+}$ -Ionen im Grundwasser, die bei den verschiedenen Redoxreaktionen gebildet werden. Die zeitliche Entwicklung der  $\text{Fe}^{2+}$ - und  $\text{Mn}^{2+}$ -Konzentrationsverteilungen (Abb. 4-19 und Anhang E, Abb. E-11) zeigen, dass am Standort beide Prozesse ablaufen. Im Schadenszentrum liegen die  $\text{Mn}^{2+}$ -Konzentrationen mit Werten  $>0,5$  mg/l über den natürlichen Konzentrationen im oberflächennahen Bereich, die unter der Bestimmungsgrenze von 0,005 mg/l liegen. Vereinzelt erreichen die Konzentrationen Werte  $> 4$  mg/l. Auf Grund der höheren Eisen- als Mangangehalte im Sediment (siehe Kapitel 4.5.2) besitzt die Eisenreduktion als Schadstoffminderungsprozess am untersuchten Standort größere Bedeutung als die Manganreduktion. Die oberflächennahen natürlichen  $\text{Fe}^{2+}$ -Konzentrationen im Grundwasser liegen wie die  $\text{Mn}^{2+}$ -Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze. Die Konzentrationsverteilungen der einzelnen Zeitschritte zeigen, dass in den Anfangsjahren die Eisenreduktion nur punktuell auftritt. Im Laufe der Jahre vollzieht sich dann eine sukzessive Vergrößerung des von diesem Prozess betroffenen Bereichs. Die  $\text{Fe}^{2+}$ -Konzentrationen liegen dann im zentralen Bereich flächendeckend in den Klassen 10 - 25 mg/l und 25 - 50 mg/l. Punktuell werden auch  $\text{Fe}^{2+}$ -Konzentrationen in der Klasse 50 - 100 mg/l angetroffen.

Inwieweit Mangan(III, IV)- und Eisen(III)-Festphasen eine nachhaltige Quelle für die natürlichen Schadstoffminderungsprozesse am Standort darstellen, wird anhand spezieller Laborversuche untersucht (Kapitel 4.5).

#### 4.3.4.4 Sulfatreduktion

Nach der Reduktion von Mangan- und Eisenfestphasen folgt in der Abbausequenz die Sulfatreduktion, bei der Sulfid und/oder Schwefelwasserstoff als Produkte gebildet werden. Die zeitliche Entwicklung der Sulfatkonzentrationen (Abb. 4-20) lässt keine flächendeckende Verminderung im Kernbereich erkennen. Bis Juli 2001 sind die Sulfatkonzentrationen im Osten stets am höchsten und liegen zwischen 400 - 600 mg/l. Im Schadenszentrum sind sie zwar mit 200 - 300 mg/l deutlich geringer, jedoch höher als im Norden, Westen und Süden des Untersuchungsgebiets. Hier betragen die Konzentrationen maximal 100 mg/l. Da der Zustrom durch die Grundwasserentnahme radialsymmetrisch erfolgt, wäre bei flächendeckend wirksamer Sulfatreduktion stets mit niedrigeren Konzentrationen als in den angrenzenden Randbereichen zu rechnen. Die spätere Entwicklung der Sulfatkonzentrationsverteilungen zeigt Beispiele, bei denen die Sulfatreduktion im Zentrum bereits

flächendeckend zu fungieren scheint, z. B. 02 und 04/02, 10/04 und 04/05. Jedoch deuten andere Beprobungskampagnen, z.B: 11/02 und 04/04, auf einen punktuellen Charakter hin.

Betrachtet man die Verteilungen des bei der Sulfatreduktion entstehenden Endprodukts Schwefelwasserstoff (Anhang E, Abb. E-12), bestätigt sich, dass die Reduktion bis zur Endstufe punktuell wirksam ist. Da die natürlichen  $\text{H}_2\text{S}$ -Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze liegen, heben sich einzelne Spots mit bis zu maximal 4 mg/l  $\text{H}_2\text{S}$  deutlich vom Hintergrundwert ab.

Da die Sulfatkonzentrationen in den Randbereichen sehr unterschiedliche Werte besitzen, dienen als Referenzwert für die natürlich im Grundwasser vorhandene Sulfatkonzentration die elsternahen Messstellen DB 33 und DB 34. Die im Westen gelegene GWM DB 34 besitzt Werte zwischen 50 und 100 mg/l und liegt somit in der selben Konzentrationsklasse wie die am Südrand des Standortes befindlichen Messstellen. Auch in der Nähe der Elster zeigt die im Osten gelegene Messstelle deutlich höhere Konzentrationen zwischen 200 und 300 mg/l.

#### 4.3.4.5 Methanogenese

Nach der vollständigen Zehrung anderer, energetisch günstigerer Elektronenakzeptoren wird bei der Methanogenese über verschiedene Zwischenprodukte Kohlendioxid zu Methan reduziert. Wie die Verteilung der Methankonzentrationen in Abb. 4-21 zeigt, treten im Schadenszentrum deutlich höhere Konzentrationen auf als im unbelasteten Grundwasser, das Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze aufweist. Anders als bei der Sulfatreduktion ist im zentralen Bereich bei vielen Beprobungskampagnen eine flächendeckende Erhöhung deutlich erkennbar. Punktuell liegen die Methankonzentrationen in der Klasse  $>1.000 \mu\text{g/l}$ . Nach der Umstellung des Brunnenregimes im Mai 2005 ist eine Methankonzentrationserhöhung nur punktuell ausgebildet.

#### 4.3.4.6 Teufenabhängige Konzentrationsentwicklung

Da im Rahmen einer zukünftigen MNA-Maßnahme auch mit einer gewissen dispersionsbedingten Verlagerung der Schadstoffe in die Tiefe zu rechnen ist, ist auch die teufenabhängige Entwicklung der für die natürlichen Schadstoffminderungsprozesse relevanten Parameter von Bedeutung (Abb. 4-22 und Anhang E, Abb. E-2 und E-3).

Im natürlichen Grundwasserleiter, Beispiel DB 25, stehen oberflächennah (OP, 3 - 6 m u. GOK) gelöster Sauerstoff und Nitrat für den Abbau zur Verfügung. Jedoch zeigen die Profile, dass sich deren Auftreten auf diesen Horizont beschränkt und bereits im mittleren Teufenbereich anaerobe Verhältnisse vorherrschen. Die  $\text{HCO}_3^-$ -Konzentrationen in den oberflächennahen Proben sind im kontaminierten Bereich gegenüber dem unkontaminierten Bereich erhöht. Auch die zeitliche Entwicklung der  $\text{HCO}_3^-$ -Verteilungen (Anhang E, Abb. E-8) zeigen die erhöhten Hydrogenkarbonatgehalte, die den Abbau von organischer Substanz indizieren.

Wie zuvor beschrieben, werden Mangan- und Eisenfestphasen mittels spezieller Analytik gesondert untersucht und an dieser Stelle die im Grundwasser gelösten Spezies als indirekte Indikatoren für das Vorkommen von Festphasen betrachtet. Im unkontaminierten Bereich wurden  $\text{Fe}^{2+}$ -Ionen nur in der tiefsten Messstelle (UP, 13 – 18 m u. GOK) nachgewiesen. Da im natürlichen Grundwasserleiter im UP neben den  $\text{Fe}^{2+}$ -Konzentrationen auch die  $\text{SO}_4^{2-}$ -Konzentrationen ansteigen, anaerobe Verhältnisse vorherrschen und im Ergebnis der Feststoffanalysen Pyrit ab einer Teufe von 8,5 m u. GOK nachgewiesen werden konnte, ist anzunehmen, dass die Konzentrationsanstiege auf die Pyritoxidation zurückzuführen sind. Im Bereich des Schadensfalls sind die  $\text{Fe}^{2+}$ -Konzentrationen oberflächennah durch den Abbau von organischen Stoffen gegenüber dem unkontaminierten Bereich mit Werten bis zu 10 mg/l geringfügig erhöht. Auffällig ist der starke Anstieg der  $\text{Fe}^{2+}$ -Konzentrationen im mittleren Horizont auf maximale Werte von 50 mg/l. Im UP erhöhen sich die  $\text{Fe}^{2+}$ -Konzentrationen meist weiterhin. Die starke Erhöhung von  $\text{Fe}^{2+}$ -Ionen im mittleren Horizont kann auf die Grundwasserentnahme zurückgeführt werden, durch die aus der Pyritoxidation stammende  $\text{Fe}^{2+}$ -Ionen aus den tieferen Horizonten in den mittleren Bereich verfrachtet werden. Ähnliche Konzentrationsverteilungen zeigen sich bei der Betrachtung von  $\text{Mn}^{2+}$ , jedoch in vergleichsweise geringeren Konzentrationen.

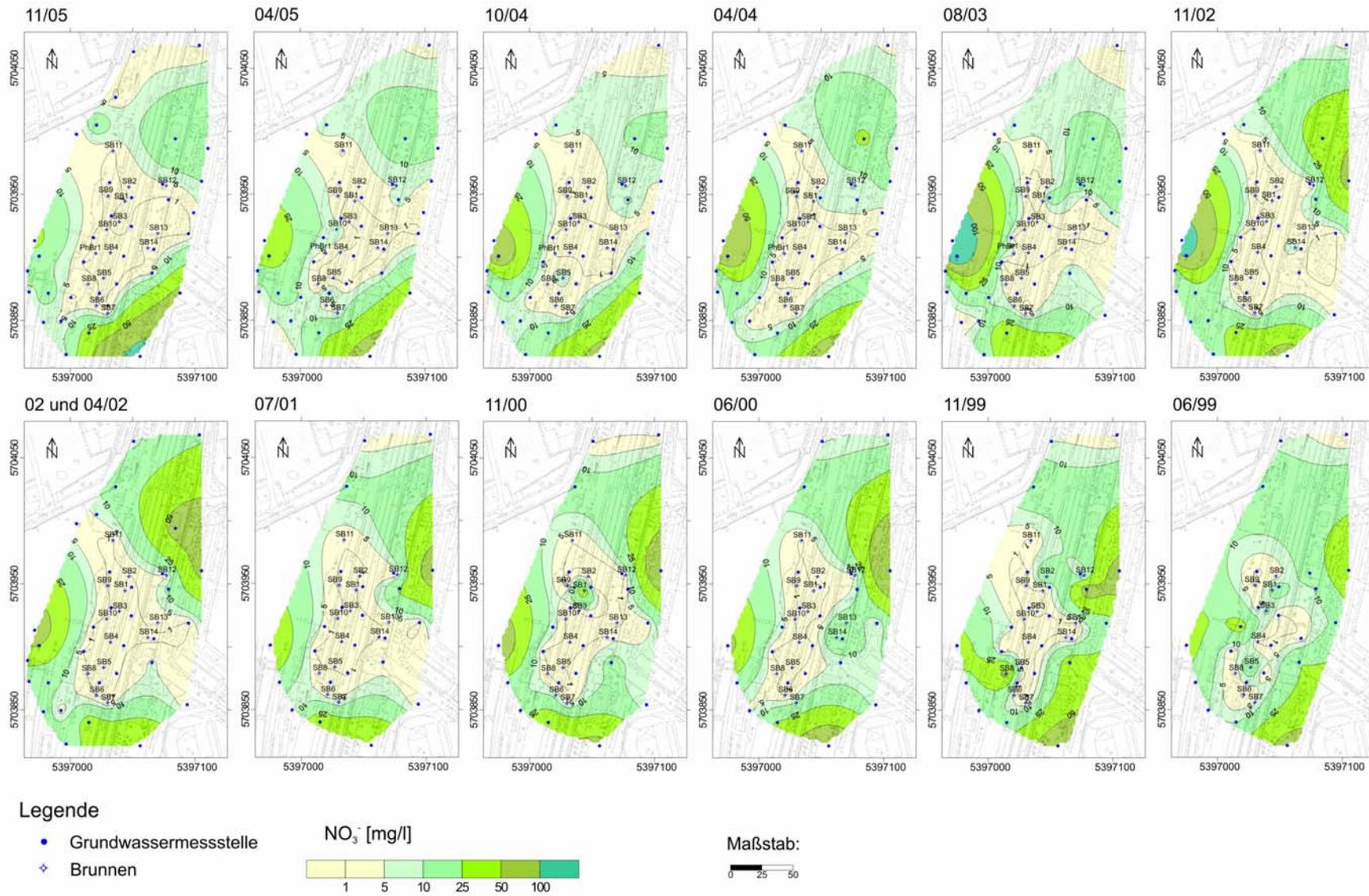


Abb. 4-18: Zeitliche Entwicklung der  $\text{NO}_3^-$ -Konzentrationsverteilung im Grundwasser

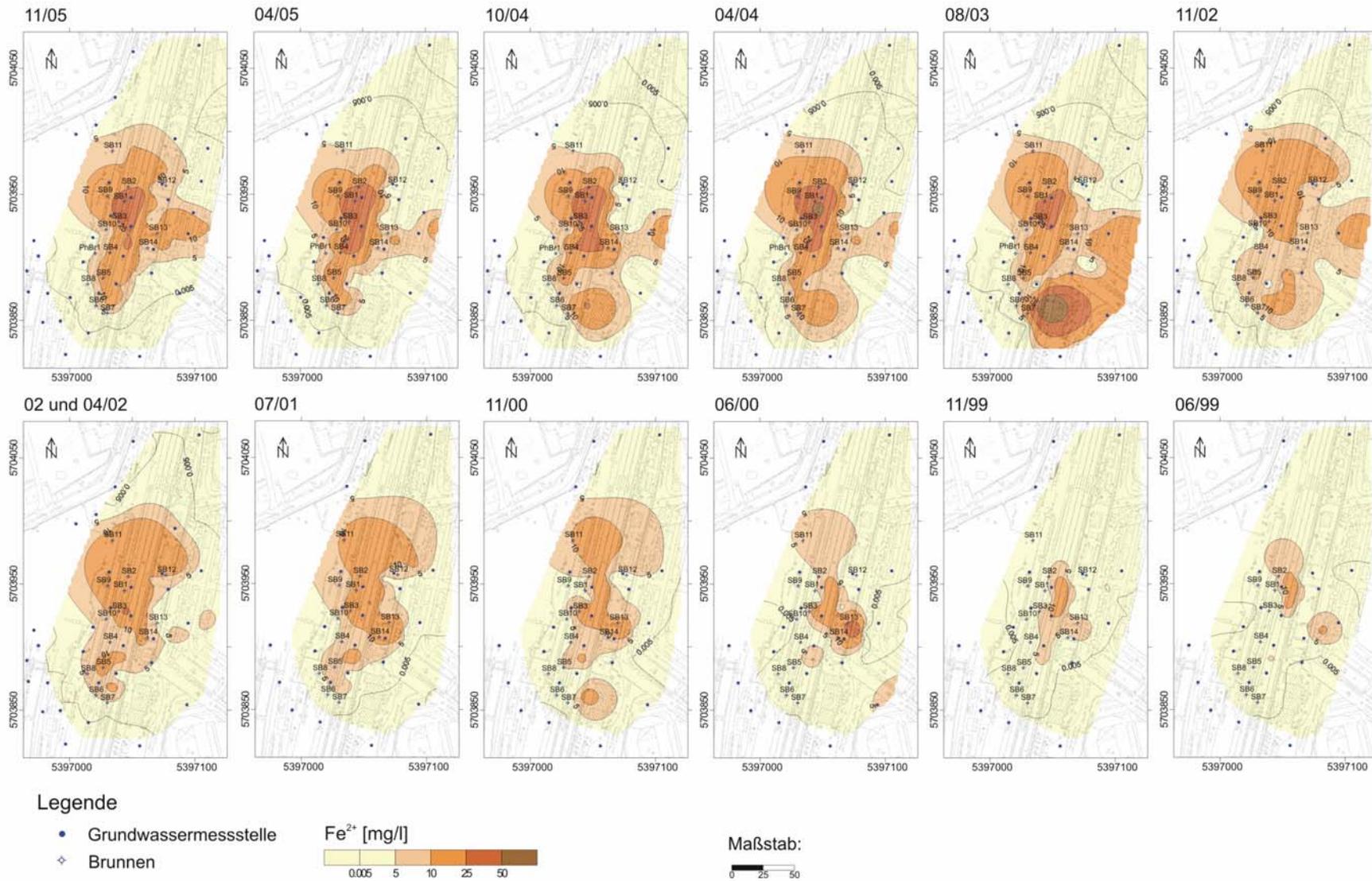


Abb. 4-19: Zeitliche Entwicklung der  $Fe^{2+}$ -Konzentrationsverteilung im Grundwasser

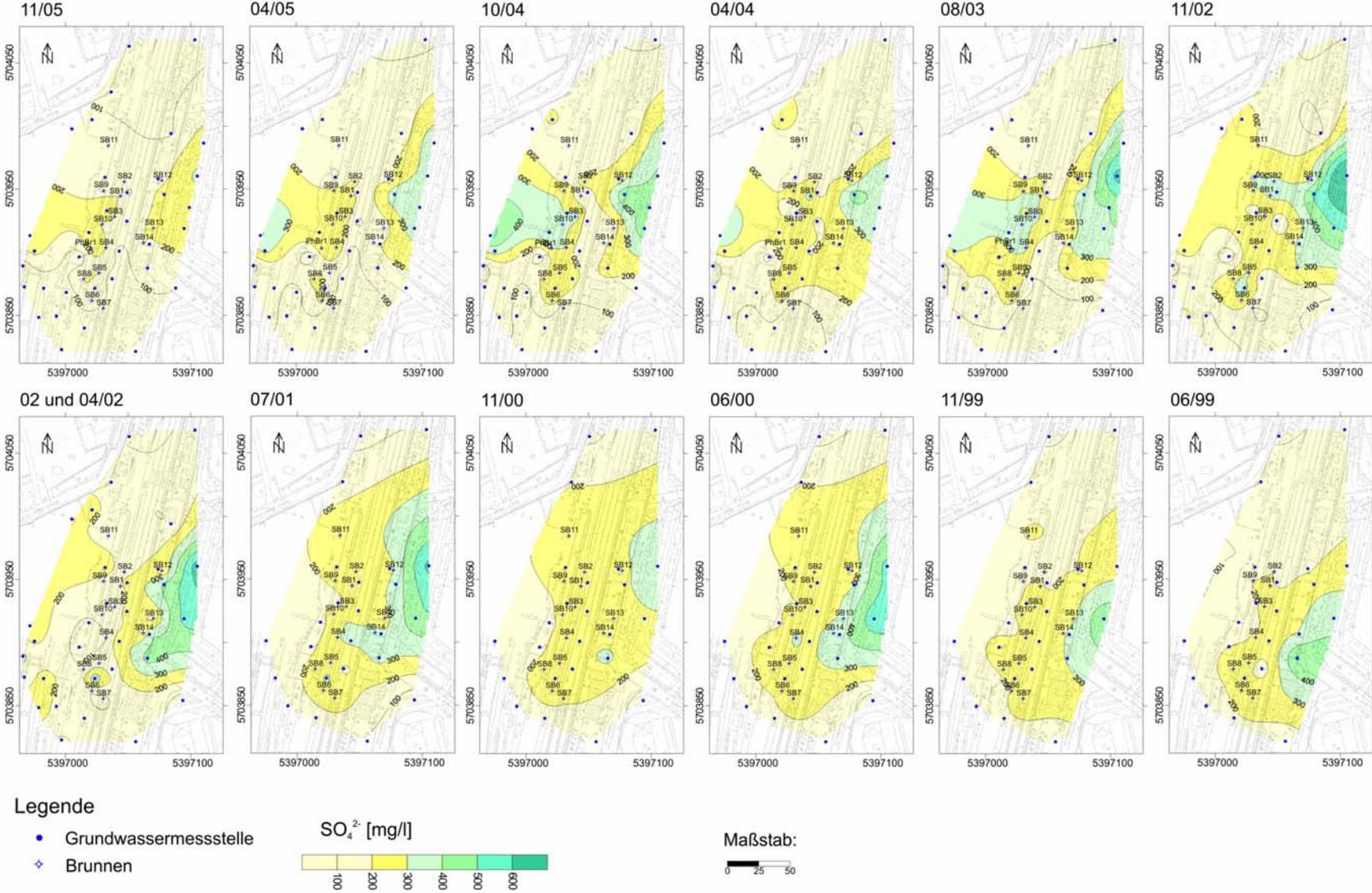


Abb. 4-20: Zeitliche Entwicklung der  $SO_4^{2-}$ -Konzentrationsverteilung im Grundwasser

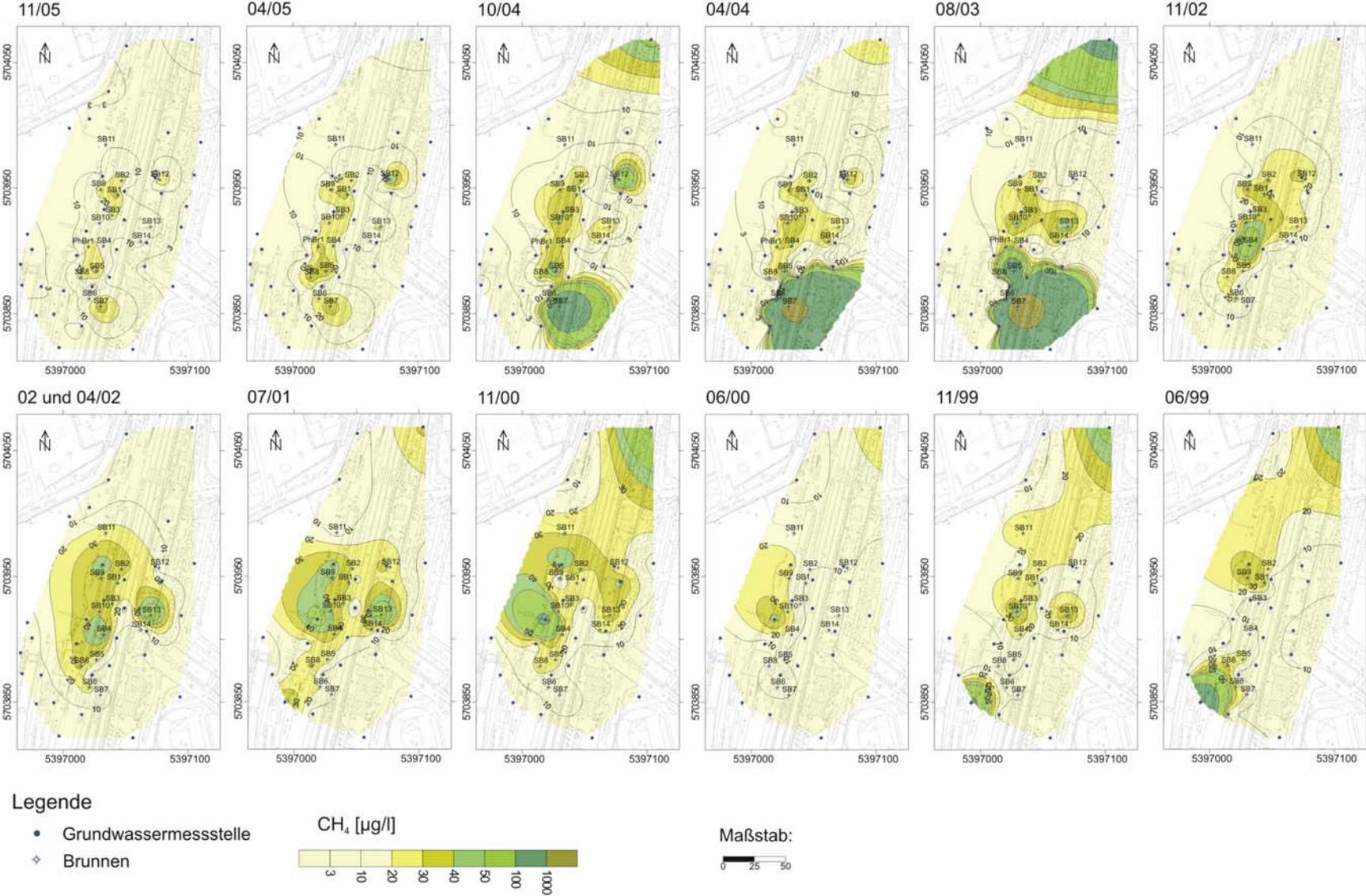


Abb. 4-21: Zeitliche Entwicklung der CH<sub>4</sub>-Konzentrationsverteilung im Grundwasser

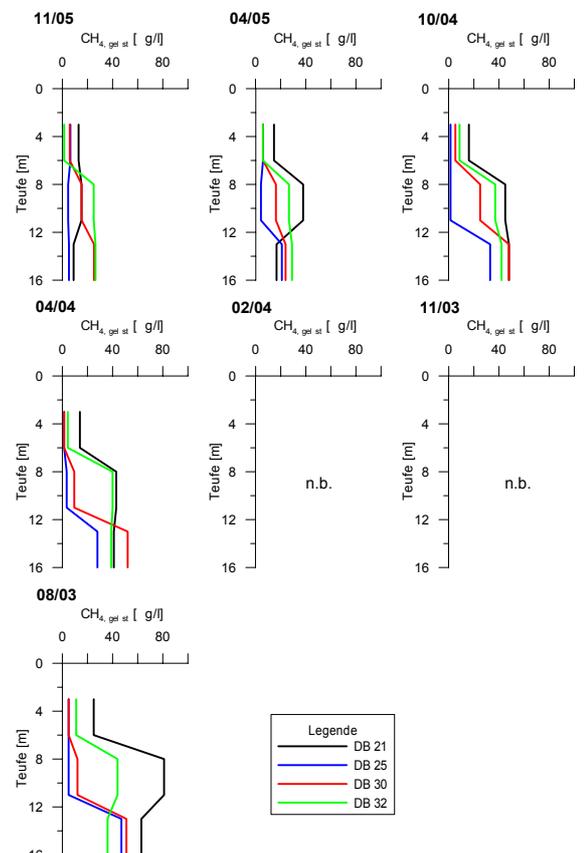
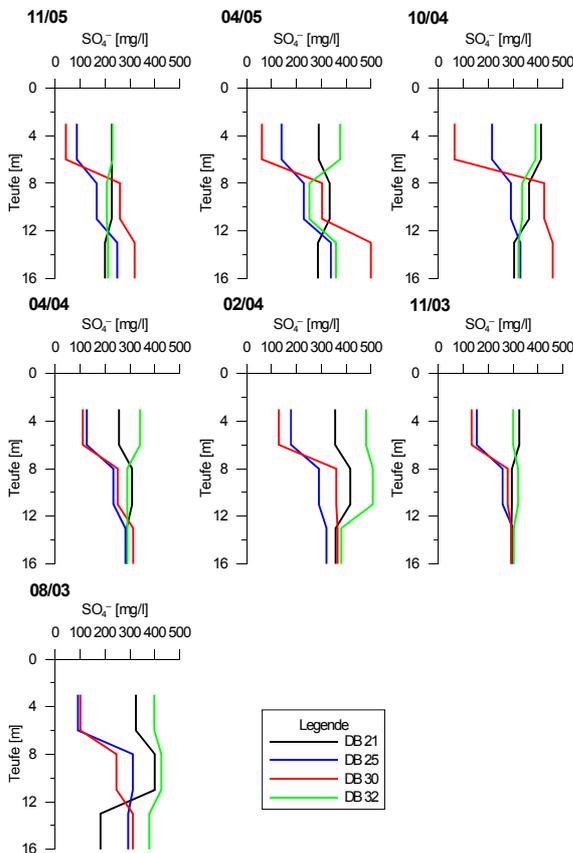
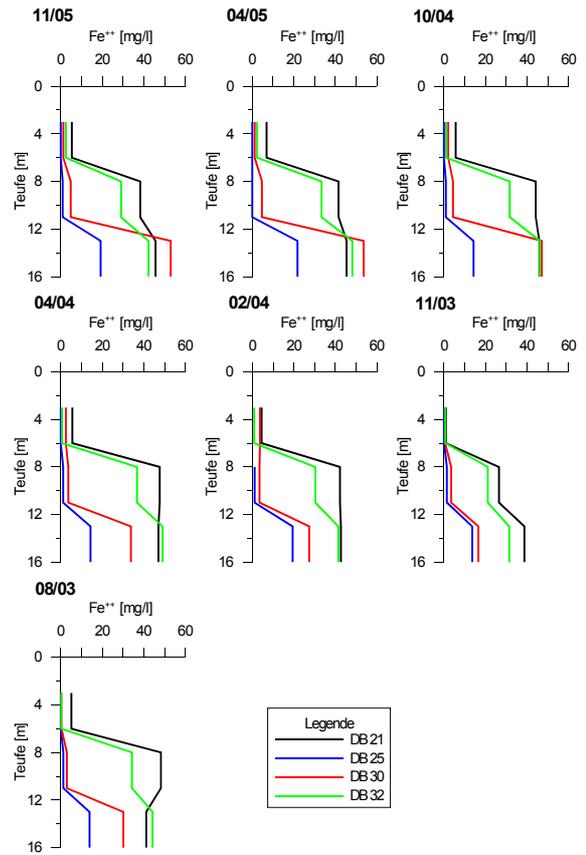
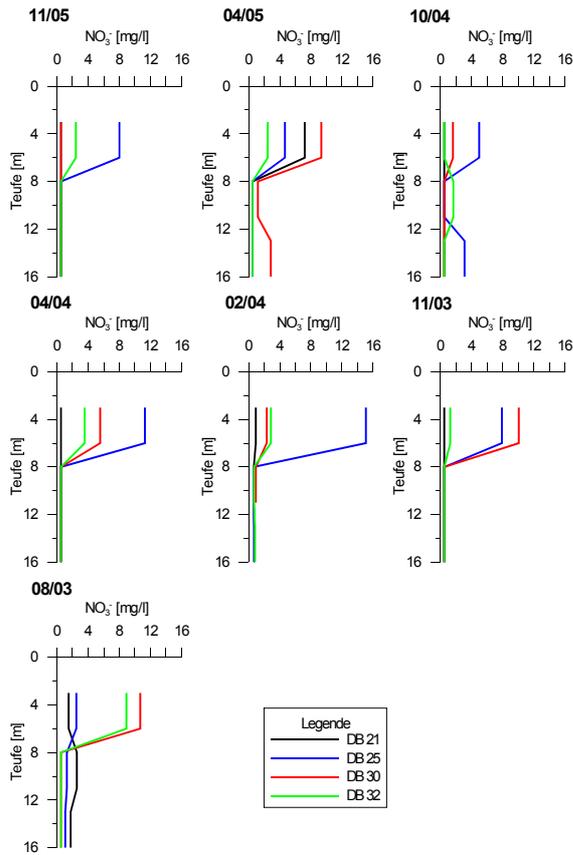


Abb. 4-22: Tiefenabhängiger Konzentrationsverlauf Messstellengruppen

## 4.4 Direct-Push-Untersuchungen

### 4.4.1 Detektionssonden

#### 4.4.1.1 Ergebnisse aus MIP-Sondierungen

Im Rahmen der Auswertung der MIP-Sondierungen wurden von der Fa. FUGRO Consult zum einen die während der Sondierungen ermittelten geotechnischen Parameter Spitzendruck  $q_c$  [MPa], Reibungsverhältnis  $R_f$  [%], dynamische Grundwasserdruckspiegelhöhe [m u. GOK] sowie die Signale von DELCD, PID und FID [V] über die Teufe [m] für die Sondierung im unkontaminierten und im kontaminierten Bereich aufgetragen. Darüber hinaus wurde das aus  $q_c$  und  $R_f$  interpretierte geologische Profil dargestellt. Ähnlich erfolgte auch die Auswertung der Fa. Geo-log: Neben der teufenabhängigen Darstellung der gleichen MIP-Detektorsignale wurde zusätzlich das über die Teufe gemessene Profil der elektrischen Leitfähigkeit und die daraus resultierende geologische Interpretation dargestellt. Insgesamt führten die MIP-Sondierungen beider Firmen zu einem sehr ähnlichen Gesamtergebnis (FUGRO 2005, GEO-LOG, 2005,b).

Als Beispiel sind in Abb. 4-23 und Anhang F, Abb. F-2 und F-3 die Ergebnisse der MIP-Sondierung, aufgenommen von der Fa. FUGRO Consult, dargestellt. Der Spitzendruck ( $q_c$ ) steigt allgemein mit zunehmender Tiefe. Ein geringerer Spitzendruck bei gleichzeitig hohem Reibungsverhältnis in 2,6 m u. GOK (MIP 1) sowie 2,2 und 15 m u. GOK (MIP 2) lässt auf Lagen bindigen Bodens schließen, was in den von FUGRO interpretierten geologischen Profilen entsprechend dargestellt ist. Insgesamt überwiegen jedoch Mittel- bis Grobsande mit teilweise feinkörnigeren Bereichen.

Die Auswertung der CPT- und Druckwasserspiegelprofile ermöglicht es, Rückschlüsse auf die hydraulische Leitfähigkeit des Untergrundes zu ziehen. Durch die Interpretation der kontinuierlichen Tiefenprofile MIP 1, 2 und ROST 1, 2 (Abb. 4-24, Anhang F, Abb. F-4) konnte eine vertikale Differenzierung unterschiedlicher hydraulischer Leitfähigkeitsbereiche vorgenommen werden, die im numerischen Grundwassermodell entsprechend berücksichtigt wurden. Da mit der eingesetzten Methodik keine Quantifizierung von hydraulischen Kennwerten erfolgt, besitzt die Differenzierung relativen Charakter. Insgesamt zeigten die aufgenommenen Profile eine gute Korrelation. Im folgenden wird die Differenzierung für den grundwassergesättigten Bereich anhand des Profils MIP 1 (Anhang F, Abb. F-2) beschrieben.

#### Bereich I (88,7 – 84,7 m NN; 3-7 m u. GOK):

Das aus Spitzendruck  $q_c$  und Reibungsverhältnis  $R_f$  interpretierte geologische Profil zeigt Mittelsande, die durch relativ homogene hydraulische Durchlässigkeiten charakterisiert sind. Dies ist an dem vergleichsweise konstanten Druckwasserspiegelniveau zwischen 2 und 4 m u. GOK zu erkennen. Der Spitzendruck beträgt in diesem Bereich 10 - 15 MPa.

#### Bereich II ( 84,7 – 80,7 m NN; 7-11 m u. GOK):

Die geologische Interpretation zeigt auch für den Teilbereich II Mittelsande, die jedoch durch eine hohe Lagerungsdichte charakterisiert sind. Kennzeichnend dafür ist bei gleich bleibendem Reibungsverhältnis ein hoher Spitzendruck, der zwar insgesamt mit zunehmender Teufe ansteigt, hier jedoch sprunghaft auf Werte von ca. 40 - 50 MPa zunimmt. Die Druckwasserspiegelhöhen steigen auf Werte, die im Bereich der GOK liegen und ab ca. 9,5 m u. GOK darüber liegen. Dieser Bereich ist inhomogener als der Teilbereich I, da mehrere Einzelpeaks mit schwankenden Werten auftreten. Auf Grund der höheren Druckwasserspiegelhöhen kann geschlossen werden, dass die hydraulische Durchlässigkeit im Verhältnis zum Bereich I geringer ist. Ausnahme bildet ein signifikanter Peak in einer Teufe von 9 m u. GOK, in dem das Druckniveau auf fast 8 m u. GOK sinkt. Dies könnte z. B. durch eine weniger dicht gelagerte, grobsandig-kiesige Zwischenlage mit hoher hydraulischer Leitfähigkeit begründet werden.

Die Korrelation der einzelnen Profile zeigt, dass die Sondierung ROST 1 einen grundsätzlich anderen Verlauf im Bereich II besitzt. Es tritt eine Wechsellagerung von gut durchlässigen Lagen in ca. 7 und 9 m u. GOK, die sehr niedrige Druckwasserspiegelhöhen besitzen, mit schlechter durchlässigen Schichten auf. Ein Vergleich mit der vertikalen  $k_f$ -Wert Verteilung aus Siebanalysen an den

Bohrungen DB 25 und DB 32 (Kapitel 4.2.3) bestätigt die Tatsache, dass in diesem Bereich recht unterschiedliche Werte der hydraulischen Durchlässigkeit auftreten.

**Bereich III (80,7 – 75,7 m NN; 11-16 m u. GOK):**

Die Spitzendrücke sinken auf Werte zwischen 20 - 30 MPa und liegen somit zwischen den Werten von Bereich I und II. Auch die Lagerungsdichte in diesem Mittel- bis Grobsandbereich ist geringer als in der darüber liegenden Schicht. Die Druckwasserspiegel liegen im Vergleich zum Bereich II meist tiefer, auf einem Niveau zwischen 1 – 2 m u. GOK, weshalb anzunehmen ist, dass auch die hydraulische Durchlässigkeit innerhalb dieses Bereichs wieder größer ist. Allerdings unterliegt der Bereich III stärkeren Inhomogenitäten, wie an mehreren stark absinkenden Druckwasserspiegelhöhen mit Drücken von < 10 m u. GOK zu erkennen ist.

**Bereich IV (75,7 – 71,2 m NN; 16-20,5 m u. GOK, ROST 1):**

Das Profil mit der größten Endteufe von 20,5 m u. GOK, ROST 1 (Anhang F, Abb. F-4), lässt eine weitere, tiefer gelegene Zone erkennen. Der stark schwankende Verlauf von Spitzendruck, Reibungsverhältnis und Druckwasserspiegel lässt auf noch größere Inhomogenitäten schließen. Während im oberen Bereich häufiger niedrigere Druckwasserspiegel, d. h. sehr gut durchlässige Lagen, angetroffen werden, dominieren an der Basis des Profils Spiegelhöhen oberhalb der Erdoberfläche, die wiederum auf schlechter durchlässige lithologische Einheiten schließen lassen.

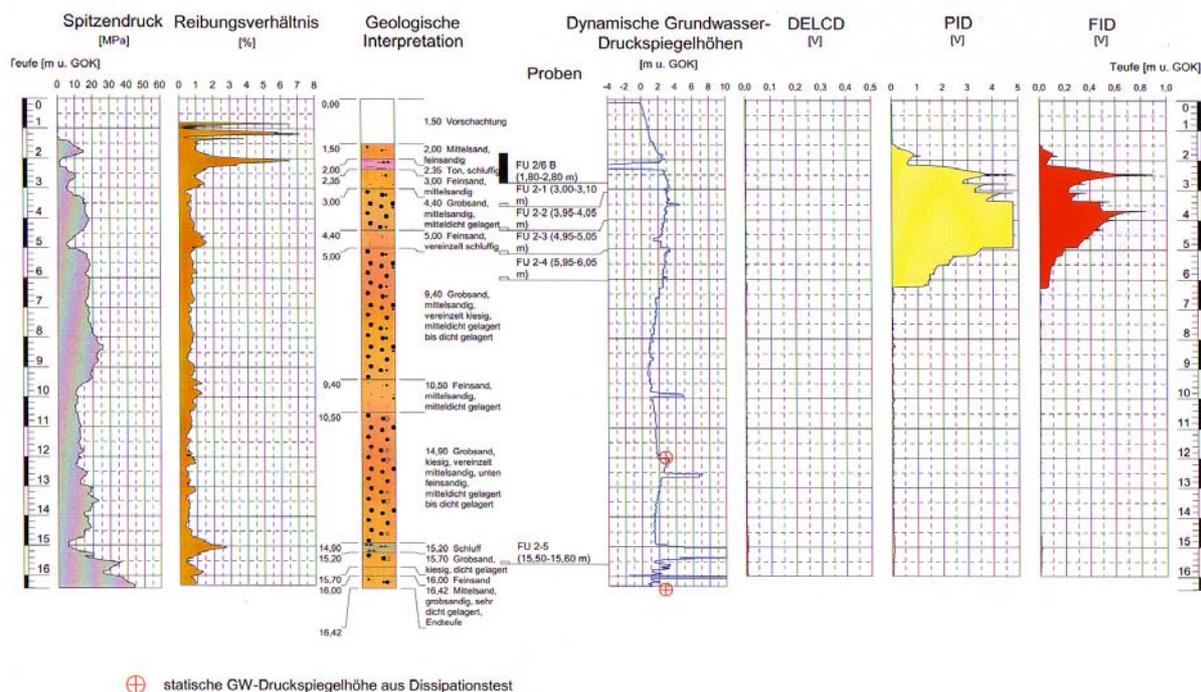


Abb. 4-23: Kontaminierter Bereich: Ergebnisse Sondierprofil MIP 2 (FUGRO, 2005)

Die Signalverläufe der MIP-Detektoren PID und FID zeigen erwartungsgemäß schadstoffbelastete Horizonte im Untergrund bei den Ansatzpunkten im Schadenszentrum (Abb. 4-23). Die Detektorsignale korrelieren sichtbar miteinander. Der DELCD Detektor zeigt kein auffälliges Signal. PID und FID zeigen ab 1,4 m u. GOK bis hin zur Endteufe hohe Signale, was auf im Untergrund vorhandene Schadstoffe hinweist. Die Signalverläufe können in mehrere Abschnitte unterteilt werden. In 1,8 m u. GOK erreichen beide Signale ein lokales Maximum. Das PID-Signal ist in dieser Teufe ca. 1,2 V stark, der FID erreicht ungefähr 0,13 V. Da dieser Bereich oberhalb des Flurabstandes von 3,16 m u. GOK, gemessen im Sanierungsbrunnen SB 9, liegt, kann von einer Schadstoffbelastung durch sorbierte Schadstoffe, residual vorkommender Phase und Bodenluft ausgegangen werden. Nach einem Minimum in 2,2 m u. GOK steigt das PID-Signal bis 3,4 m Teufe stufenweise bis auf Spitzenwerte von ca. 4,8 V an. Der FID erreicht in diesem Teufenabschnitt maximal 0,9 V. Zwischen 3,4 und knapp 5 m Teufe kann kein exaktes Signalmaximum bestimmt werden, da in diesem Abschnitt

die obere Messbereichsgrenze überschritten wird (Detektorsättigung). Mit zunehmender Teufe sinken dann sowohl die PID- als auch die FID-Signalstärken asymptotisch ab, da der schadstoffbelastete Bereich verlassen wurde.

Der asymptotische Verlauf mit der Tiefe ist auf eine Signalverschleppung (Tailing) zurückzuführen. Das Tailing resultiert aus Memory-Effekten der noch kontaminierten Membran, dem Retentions- und Kondensationsverhalten der Trägergaskapillare, sowie der Trägheit der Detektoren (FUGRO, 2005). Auf Grund dieses Effekts ist die Untergrenze des Kontaminationshorizontes nicht sicher zu bestimmen. Basierend auf empirischen Erfahrungen wird das Tailing durch eine Basislinienkorrektur der MIP-Rohdaten weitgehend ausgeblendet. Bei der Sondierung MIP 2 wurde der Signalverlauf in 6,25 m Teufe durch Abschneiden des Tailings korrigiert. Diese Maßnahme bedeutet aber keinesfalls, dass eine Belastung des Bodens mit VOC unterhalb dieser Teufe ausgeschlossen werden kann.

#### 4.4.1.2 Ergebnisse aus ROST™/LIF-Sondierungen

Die Auswertung der ROST™-Sondierungen erfolgte ebenfalls anhand der teufenbezogenen Darstellung der geotechnischen Parameter sowie der mittels ROST-Verfahren bestimmten Parameter Summenfluoreszenz [%] und der Wellenlängenverschiebung WV [-] (Abb. 4-24 und Anhang F, F-4). Die Wellenlängenverschiebung der Summenfluoreszenz gibt an, in welchem Teufenbereich die höheren Wellenlängen und in welchem die niedrigeren dominieren. Sie ist jedoch kein Ausdruck für die Höhe der Schadstoffbelastung. Ist  $WV < 0$ , überwiegt die Verschiebung zu niedrigeren Wellenlängen und deutet auf im Untergrund vorhandene überwiegend niedermolekulare Verbindungen hin. Am Standort Elsterwerda sind das im Grundwasser gelöste Mineralölkohlenwasserstoffe. Im Gegensatz dazu zeigt  $WV > 0$  die Tendenz zu höheren Wellenlängen und damit zu höhermolekularen Substanzen an.

Bei hochmolekularen PAK ist ein sog. Quenching zu beobachten, wodurch die Fluoreszenzintensität verringert wird. Beim Quenching absorbieren die PAK teilweise die Anregungsenergie des Lasers ohne zu fluoreszieren. Darüber hinaus nehmen sie auch einen Teil des emittierten Lichtes der niedermolekularen Substanzen auf. Nach Angaben von FUGRO kann dadurch das Fluoreszenzvermögen deutlich herabgesetzt werden und Schweröle bereits bei 3 % Summenfluoreszenz als mobile Phase im Untergrund interpretiert werden. Im Vergleich dazu ist bei Leichtölphasen eine Fluoreszenz von 100 – 200 % nicht ungewöhnlich.

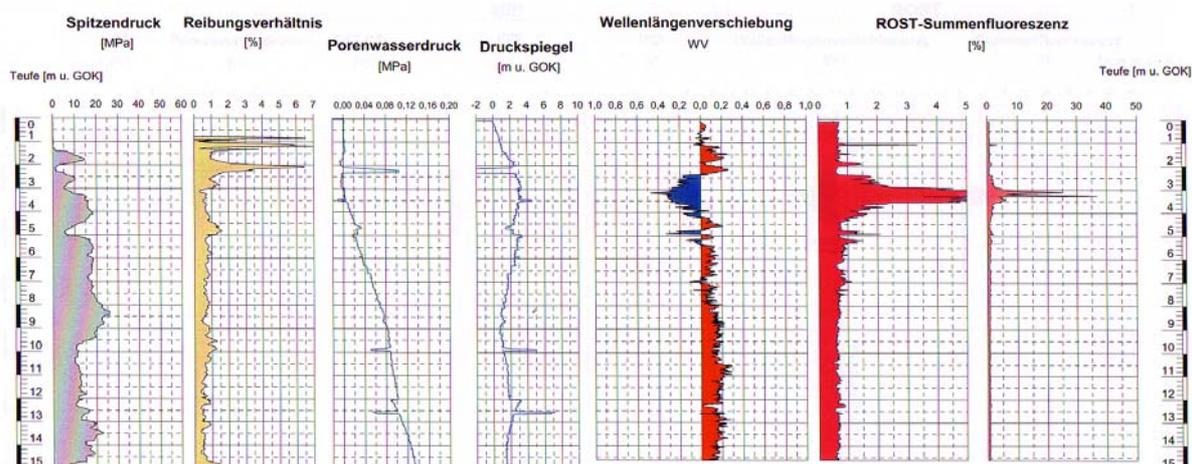


Abb. 4-24: Kontaminierter Bereich: Ergebnisse Sondierprofil ROST 2 (FUGRO, 2005)

Im Profil der Sondierung ROST 2 ist in 1,1 m Teufe die erste Signalerhöhung sichtbar. Der in dieser Teufe verzeichnete „Nadelpeak“ gibt eine Summenfluoreszenz von ca. 3,5 % an und ist auf eine geringmächtige Lage kontaminierten Materials zurückzuführen. Ab 2,4 m u. GOK steigen die Signalstärken insgesamt an und erreichen bei 3 m Teufe den Hauptkontaminationsbereich, der bis 3,3 m Teufe anhält. Innerhalb dieses Horizontes liegt die maximale Summenfluoreszenz von ca. 37 % vor, was auf das Vorhandensein von Phase in residualer Form hinweist. Eine freie Schadstoffphase ist nicht vorhanden, da für diesen Fall deutlich höhere Summenfluoreszenzen (100%) erwartet werden

können, die durch die vollständige Ausfüllung des Porenraums mit Phase entstehen. Ein weiteres lokales Maximum mit etwa 25 % Summenfluoreszenz ist in ca. 3,1 m u. GOK messbar. Dies dürfte vermutlich den ehemaligen Phasenhorizont markieren. Unterhalb des Hauptkontaminationshorizontes nimmt die Fluoreszenz ab und erreicht, mit Ausnahme vereinzelter Peaks, Werte < 1 %. Bis ca. 7,5 m Tiefe ist das Signal schwach erhöht, liegt aber im Bereich der Messempfindlichkeit.

Aus dem Profil der Wellenlängenverschiebung geht hervor, dass es sich im Hauptkontaminationsbereich um überwiegend niedermolekulare KW-Fractionen (blau dargestellt) handelt (FUGRO, 2005). Die Einzelpeaks in 4,8, 5,2 und 7 m im Profil der Summenfluoreszenzen sind als nicht signifikant einzustufen. Das aus den Peaks der vier Emissionsspektren ermittelte Wellenlängenmuster im Hauptkontaminationssaum ist charakteristisch für Benzin (siehe auch Anhang F, Abb. F-5). Verwitterung, Abbau- und Lösungsprozesse verursachen geringe Unterschiede der Fluoreszenzintensität einzelner Wellenlängen, wodurch sich das Wellenlängenmuster innerhalb der Signalhorizonte geringfügig ändert. Insgesamt sind die Wellenlängenverschiebungen allerdings nur im Zusammenhang mit der Summenfluoreszenz sinnvoll zu interpretieren.

#### 4.4.2 Probennahme

Die Vorgaben bezüglich der Teufen zur Entnahme von Grundwasserproben lagen im unkontaminierten Bereich bei 4, 7, 10, 15, 20 m u. GOK und im Schadensbereich bei 4, 6, 8, 12, 20 m u. GOK. Auf Grund der von der vorgegebenen Zielendteufe abweichenden Endteufen der einzelnen Sondierungen wurde eine Anpassung der Grundwasser – Entnahmetiefen erforderlich, die im Gelände mit den einzelnen Firmen abgestimmt wurde (siehe Anhang F, Tab. F-1). Mit allen im Rahmen dieser Studie getesteten Verfahren konnten, teufenorientiert, Grundwasserproben entnommen werden, jedoch traten teilweise Zuflussprobleme -zweimal bei der Fa. Grisar und einmal bei der Fa. Wöltjen- auf, weshalb die Entnahmetiefe ein weiteres Mal verändert werden musste.

Im Rahmen der DP-Untersuchungen wurden auch technische Details der unterschiedlichen Probennahmesysteme verglichen (Tab. 4-7). Bei den Systemen mittels Pumpen zeigten sich zunächst eine sehr starke Trübung und Bodensatz in der Durchflusszelle. Nach einer gewissen Förderzeit wurde das Wasser zunehmend klarer und es bildete sich nur noch wenig bis gar kein Bodensatz. Auch die erste von drei BAT–Proben je Tiefenhorizont war stets deutlich trüber als die Folgeproben.

Tab. 4-7: Technische Merkmale der Verfahren zur Grundwasserprobennahme

| Merkmale                     | Grisar                  | Wöltjen                 | FUGRO                | Geo-log                |
|------------------------------|-------------------------|-------------------------|----------------------|------------------------|
| Verfahren                    | GW-Direktsonde          | GeoWater®               | BAT                  | Grundwasser-sondierung |
| Entnahmegefäß                | Schlauch                | Schlauch                | Evakuiertes Röhrchen | Schlauch               |
| Material des Entnahmegefäßes | Polyethylen             | Polyethylen             | Glas                 | Polyamid               |
| Förderung                    | manuell und automatisch | manuell und automatisch | mit Shuttle-System   | manuell                |
| Art der Pumpe                | Saugquetschpumpe        | Pumpe                   | -                    | -                      |
| Art der Filterstrecke        | offen                   | geschlossen             | geschlossen          | geschlossen            |
| Filtermaterial               | PVC                     | Metall                  | Metall (Netz)        | Metall                 |
| Länge der Filterstrecke [cm] | 30                      | 40                      | 10                   | 100                    |
| Schlitzweite [mm]            | 0,5                     | innen: 3<br>außen: 5    | 0,02                 | 0.2-0.3                |
| Schlitzanordnung             | quer                    | geloht                  | -                    | quer                   |

Beim BAT-Probennahmeverfahren ist die Bestimmung von physikochemischen Parametern vor Ort nur eingeschränkt möglich, da bei dieser Art der Beprobung kein kontinuierlicher Förderstrom vorhanden ist. Da die Proben on site aus dem interessierenden Horizont entnommen werden, dürfte diese Probe weitgehend die im Grundwasser herrschenden Verhältnisse widerspiegeln. Bei den anderen Verfahren dürften durch das Herauspumpen von Wasser entsprechend deutlichere Abweichungen von der in-situ-Beschaffenheit des Grundwassers auftreten.

Hinsichtlich der Förderraten und –mengen mittels Hand- oder Schlauchförderung zeigt sich Folgendes: Trotz deutlich unterschiedlicher Förderraten bei den Systemen der Firmen Grisar und

Wöltjen im Bereich von ca. 1 l/min und Geo-log, ca. 2,4 l/min, sind die Gesamtfördermengen auf Grund der unterschiedlichen Gesamtförderzeiten vergleichbar. Diese lagen unter einer Ausnahme von ca. 515 l (Wöltjen) zwischen 240-350 l. Die hohen Förderraten beim Verfahren von Geo-log werden offensichtlich durch die längste Filterstrecke von 100 cm begünstigt, jedoch ist die Schlitzweite des Filters mit 0,2-0,3 mm verhältnismäßig gering (Tab. 4-7). Im Vergleich zu den Probennahmesystemen mittels Pumpen ist die mit dem BAT-System gewonnene Probenmenge von ca. 2-3 l deutlich geringer.

#### 4.4.3 Analytikergebnisse

##### 4.4.3.1 Vor-Ort-Parameter

Die Auswertung der physikochemischen Parameter (Abb. 4-25 und Anhang F, Tab. F-2 und Abb. F-8) zeigt insgesamt eine gute Übereinstimmung der gemessenen Werte bei den verschiedenen Sondierverfahren. Insbesondere stimmen die pH-Werte in beiden Untersuchungsbereichen gut überein. Im Vergleich dazu bestehen beispielsweise beim Redoxpotenzial, aber auch bei der Grundwassertemperatur, sowohl im unkontaminierten als auch im kontaminierten Bereich z.T. erhebliche Unterschiede bei den einzelnen Verfahren. Die Proben, die mit dem BAT-System der FUGRO entnommen wurden, zeigen bei beiden Parametern durchweg die höchsten Werte. Die Leitfähigkeitswerte der Wöltjen-Proben überschreiten in allen Teufenbereichen jene der anderen Anbieter. Diese Unterschiede sind i.W. systembedingt. Die Ermittlung der physikochemischen Parameter bei BAT-Proben ist nur sehr eingeschränkt möglich und sollte daher lediglich als orientierender Wert angesehen werden. Die anderen Verfahren liegen vergleichsweise eng beisammen, wobei Fa. Wöltjen die höchste Fördermenge aufweist und somit möglicherweise ein größerer Radius im Grundwasserleiter in die Messung einbezogen wurde.

Im Vergleich zu den Mischproben aus den Mehrfachmessstellen (Kapitel 4.3.3.6), zeigen die Tiefenprofile der physikochemischen Parameter eine größere Differenzierung der Messwerte. Z. B. zeigt der pH-Wert in allen Proben im unkontaminierten Bereich zwischen 4 und 6 m u. GOK einen starken Anstieg, der bei den Mischproben aus dem OP nicht aufgelöst wird. Auch das Minimum des Redoxpotenzials in 6 m u. GOK wird, basierend auf der Beprobung an stationären Grundwassermessstellen, im Profil nicht sichtbar.

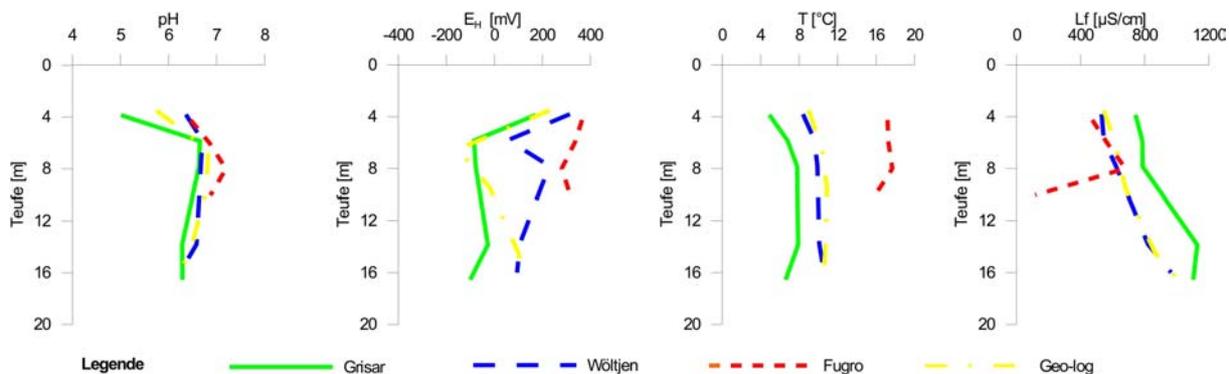


Abb. 4-25: Physikochemische Parameter, unkontaminierter Bereich

##### 4.4.3.2 An- und Kationen

Die teufenbezogenen Konzentrationsverläufe der Kationen und Anionen (Anhang F, Tab. F-3, F-4 und Abb. F-6, F-7, F-9, F-10) im Grundwasser sind im Vergleich aller Probennahmesysteme, insbesondere im unkontaminierten Bereich, sehr ähnlich. Im kontaminierten Bereich zeigen die Einzelkonzentrationen jedoch teilweise Differenzen (Abb. 4-26): So weichen die  $Fe_{ges}$ -Konzentrationen der Proben aus den Sondierungen FU 2 (BAT) und GEO 2 (GWS) deutlich voneinander ab, wobei allerdings der Teufenbereich, aus dem die jeweilige Probe stammt, sehr unterschiedlich ist. Die BAT-Proben von FUGRO stammen aus 5,95 - 6,05 m u. GOK (entsprechend 10 cm Entnahmebereich), die Probe von Geo-log stammt aus 6,0 - 7,0 m Teufe (entsprechend 100 cm Entnahmebereich). Deutliche Unterschiede sind auch für die oberflächennahen  $HCO_3^-$ - und  $SO_4^{2-}$ -Konzentrationen im schadstoffbelasteten Gebiet zu beobachten. Der  $HCO_3^-$ -Gehalt in der Probe

FU 2/1, die die geringste Entnahmetiefe besitzt, ist gegenüber den tieferen Probennahmehorizonten deutlich erhöht. Der Anstieg von Hydrogencarbonat deutet, wie bereits in Kapitel 4.3.4.6 erläutert, auf den Abbau organischer Substanz hin. Ammonium ist in den Proben der Sondierungen WÖ 2 und FU 2 (BAT) über die gesamte Teufe in annähernd konstanter Konzentration enthalten. Die Konzentrationen sind aber bei WÖ 2 insgesamt höher. Im Gegensatz dazu variieren die  $\text{NH}_4^+$ -Konzentrationen in den Proben der Sondierungen GR 2 und GEO 2 stark.

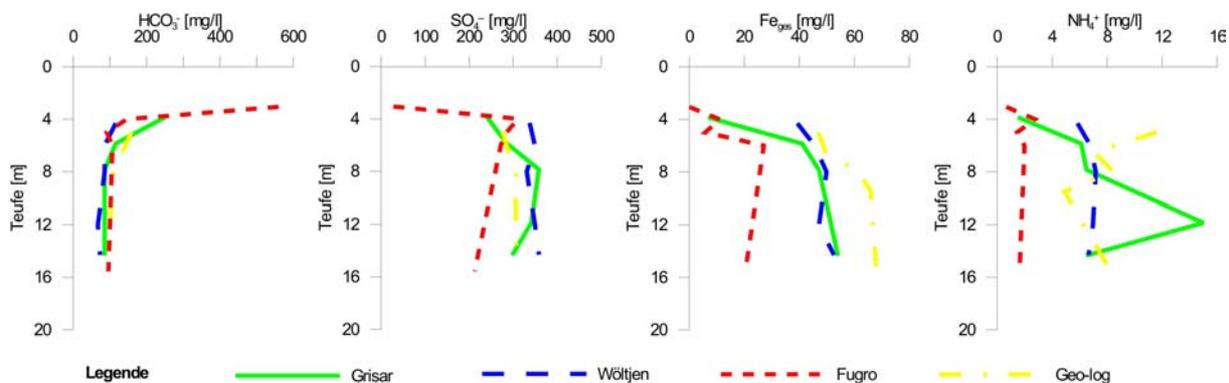


Abb. 4-26: Ausgewählte Anionen und Kationen, kontaminierter Bereich

Die Unterschiede bei den einzelnen Konzentrationen können praktisch ausnahmslos auf die unterschiedlichen Systeme zurückgeführt werden. Je geringer der Bereich, aus dem die Probe stammt, desto stärker können die Gehalte von einer durchschnittlichen, integralen Grundwasserbeschaffenheit abweichen. Insofern ist zu erwarten, dass FUGRO mit dem BAT System die höchsten bzw. niedrigsten Gehalte findet. In der Tat sind die Extremwerte auch meist in den BAT Proben zu finden. Demgegenüber sind die Proben von Geo-log, die einen 1 m langen Filter verwendet haben, eher als integrale Proben zu beschreiben.

Ein Vergleich der Werte der stationären Brunnen bzw. Grundwassermessstellen mit den oberflächennahen Werten, die mittels DP-Verfahren analysiert wurden, zeigt, dass bereits die Werte aus den stationären Messstellen einer deutlichen Variationsbreite unterliegen (Abb. 4-27). Die Werte aus den DP-Verfahren zeigen eine noch größere Schwankungsbreite. Generell ist festzustellen, dass die jeweils höchsten Konzentrationen in Proben gemessen wurden, die mittels DP-Verfahren entnommen wurden. Dies weist auf den integrierenden Charakter der Grundwasserprobenahme an fest installierten Grundwassermessstellen hin, die einen größeren verfilterten Bereich hydraulisch einbeziehen. Weiterhin fällt auf, dass die FUGRO-BAT-System-Proben zu vergleichsweise niedrigen bzw. hohen Konzentrationen tendieren. Dies kann mit der kleinräumigen Probennahme und der in-situ-Probennahme erklärt werden.

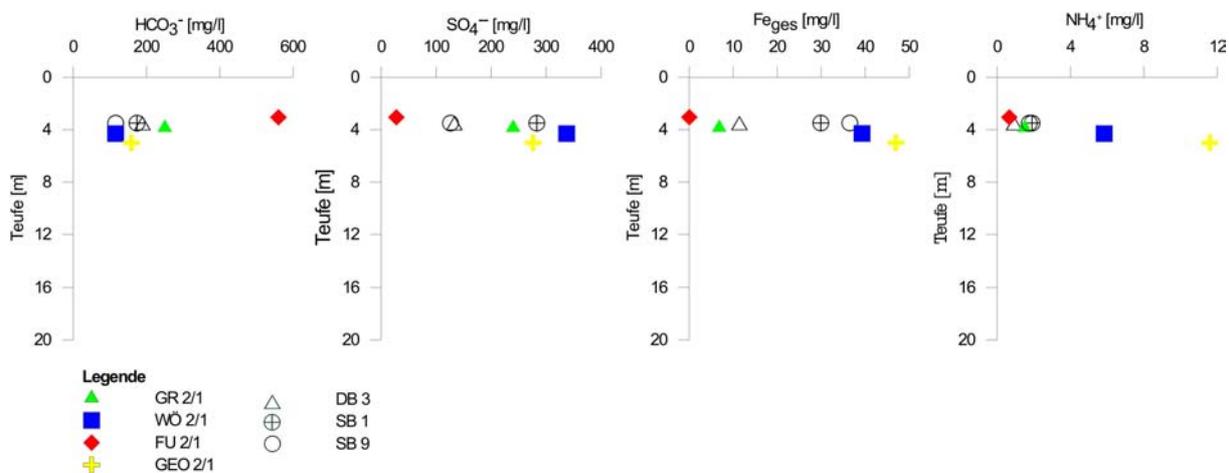


Abb. 4-27: Vergleich Grundwasserbeprobung in ca. 5 m u. GOK mit Proben aus stationären Messstellen (DB3, SB1 und SB9)

Vergleicht man die Teufenprofile mit denen aus der Beprobung der Mehrfachmessstellengruppen (siehe Kapitel 4.3.4.6), zeigt sich im allgemeinen eine stärkere Differenzierung durch die höhere Anzahl an Stützpunkten bei der DP-Beprobung. Z. B. konnte anhand der DP-Beprobung in 8 m Teufe im unkontaminierten Bereich (Anhang F, Abb. F-6) ein Nitratmaximum, einhergehend mit einem Sulfatminimum, bestimmt werden, das bei der Gewinnung von Mischproben (Abb. 4-22) nicht entsprechend aufgelöst wird. Für eine differenzierte Betrachtung der hydrochemischen Zonierung des Grundwasserleiters ist die teufenabhängige Beprobung somit von großem Vorteil.

#### 4.4.3.3 Organische Substanzen

Da die Schadstoffe am Standort Elsterwerda im oberflächennahen Bereich, zwischen ca. 2 und 5 m u. GOK, auftreten, ist ein Qualitätsnachweis der DP-Verfahren, dass ausschließlich dort diese Substanzen im Grundwasser nachgewiesen werden (Abb. 4-28). Dies war für die Systeme von Wöltjen, Geo-log und FUGRO eindeutig der Fall und die Messergebnisse korrelieren mit den Ergebnissen aus der MIP- und ROST-Detektion. Bei der GW-direct Sonde (Grisar) treten allerdings auch in größerer Teufe noch Konzentrationen im Grundwasser auf, die als systembedingte Schadstoffverschleppung interpretiert wurden (Anhang F, Tab. F-3 und F-4).

In dem oberflächennahen, kontaminierten Bereich streuen die Konzentrationswerte der Substanzen bzw. Substanzgruppen BTEX, H<sub>2</sub>S und CH<sub>4</sub> z. T. um mehrere Größenordnungen (Anhang F, Tab. F-3 und F-4). Diese Streuung liegt vermutlich an den sehr kleinräumigen Änderungen der Beschaffenheit und spiegelt die im Grundwasserleitersystem vorkommenden Unterschiede wider. Um diese Unterschiede auch messen zu können, sind die Entnahmeteufe und die Länge des Filters entscheidend. In der Probe FU 2/1 wurde die mit Abstand höchste Konzentration an BTEX im Grundwasser im Rahmen dieser Studie von annähernd 38.000 µg/l festgestellt. Sie ist um ein Vielfaches höher als die der anderen oberflächennah entnommenen Proben, aber im Bereich von am Standort vorkommenden Werten. Die Relationen der BTEX-Konzentrationen der jeweils oberflächennächsten Proben aller Anbieter zeigt einen Zusammenhang zur Probennahmeteufe: Mit zunehmender Teufe verringern sich die BTEX-Konzentrationen erheblich, was an dem Eintrag und dem Vorkommen nahe der Grundwasseroberfläche liegt. Die Befunde der ROST-Sondendetektion bestätigen diese Konzentrationsentwicklung. In den Proben von GR 2 (kontaminierter Bereich) sind unterhalb des Hauptkontaminationshorizontes Schadstoffe in den Proben nachgewiesen worden. Bei dieser Sondierung wurde eine permanent offene Filterstrecke eingesetzt. Daher kann eine Schadstoffverschleppung angenommen werden. Der CH<sub>4</sub>-Verlauf schwankt deutlich zwischen den Proben aller Anbieter und ist in der Probe GEO 2/2 in 6,5 m u. GOK am höchsten.

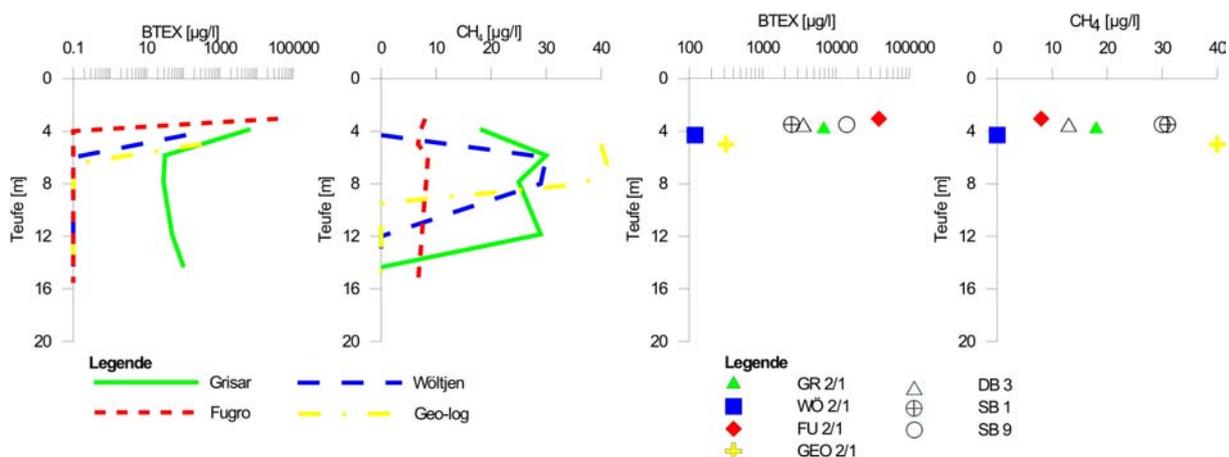


Abb. 4-28: BTEX und CH<sub>4</sub>: Links: Teufenabhängige Konzentrationen, Rechts: Vergleich mit stationären Messstellen DB3, SB1 und SB9

Die BTEX-Konzentrationen der Proben aus den stationären Grundwassermessstellen umfassen den Bereich 2.000-9.000 µg/l. Die höchste BTEX-Konzentration zeigt – wie bereits oben erwähnt – die FUGRO-Probe (38.000 µg/l). Eine mögliche Erklärung für diese hohe Differenz könnte sein, dass erstere vertikal-integrierend einen größeren Filterbereich und somit auch weniger kontaminiertes Grundwasser erfassen, während das FUGRO-Grundwasserentnahmesystem hingegen nur ein kleines

Grundwasservolumen fördert. Darüber hinaus erfolgt durch das spezielle BAT-Probennahmeverfahren die Entnahme, der Transport und die Lagerung der Probe in einem gasdichten Gefäß bereits am Ort der Probennahme. Ein schnelles Entweichen von relativ flüchtigen Substanzen wird so verhindert. Zusätzlich sind im Bereich der Grundwasseroberfläche die höchsten Werte zu erwarten, mit einer deutlichen Abnahme zur Tiefe hin. Die Probe der FUGRO stammt genau aus dem Bereich der Grundwasseroberfläche und zusätzlich aus dem Bereich, der mittels Detektionssonden als besonders belastet ausgewiesen wurde.

Der Vergleich der Schadstoffkonzentrationen und Schadstoffzusammensetzungen von mittels DP-Verfahren einerseits und andererseits an Grundwassermessstellen entnommenen Proben zeigt z.T. erhebliche Diskrepanzen in den Konzentrationen. Da im Grundwasser eine hydrochemische Zonierung vorliegt und die Schadstoffe als Phase eingetragen wurden, muss davon ausgegangen werden, dass die Konzentrationen im Grundwasser um mehrere Zehnerpotenzen schwanken. Es zeigt sich, dass das Probennahmesystem mit der geringsten Filterlänge (FUGRO BAT-System) diese Zonierung und diese Unterschiede am besten wiedergeben kann. Die DP-Verfahren zeigen somit genau dort ihre größte Stärke, wo Kenntnisse zur Zonierung und zur Verteilung bedeutsam werden.

## 4.5 Ergebnisse der Laboruntersuchungen

### 4.5.1 Säulenversuche

Die am Standort nachgewiesenen Schadstoffminderungsprozesse (Kapitel 4.3.4) konnten mittels Laborsäulenversuchen mit standortspezifischen Versuchsmaterialien simuliert werden. Die Säulencharakteristik wird durch die berechneten hydrodynamischen und transportrelevanten Parameter deutlich. Nach der Zugabe der Benzininhaltsstoffe lassen starke Veränderungen im zeitlichen Verlauf der physikochemischen Parameter bereits den Einfluss auf das Säulenmilieu erkennen. Anhand der detaillierten Analyse von Elektronenakzeptoren und –donatoren, die auch die numerische Simulation des Stofftransportes einschließt, ist dann die Identifikation von Einzelprozessen der biogeochemischen Reaktionskette möglich, die abschließend einer Bilanzierung unterzogen werden.

#### 4.5.1.1 Hydrodynamische und transportrelevante Parameter

Die stündlich ermittelten Durchflussraten liegen während des Versuchs 1 durchschnittlich bei 48 ml/h, beim zweiten Versuch bei 50 ml/h. Unter Berücksichtigung des durchströmten Querschnitts ergeben sich daraus mittlere Filtergeschwindigkeiten von 0,08 m/d und Abstandsgeschwindigkeiten von 0,26 m/d (siehe Tab. 4-8). Diese liegen im Bereich der maximal zu erwartenden Strömungsgeschwindigkeiten am Standort Elsterwerda, bzw. über diesen.

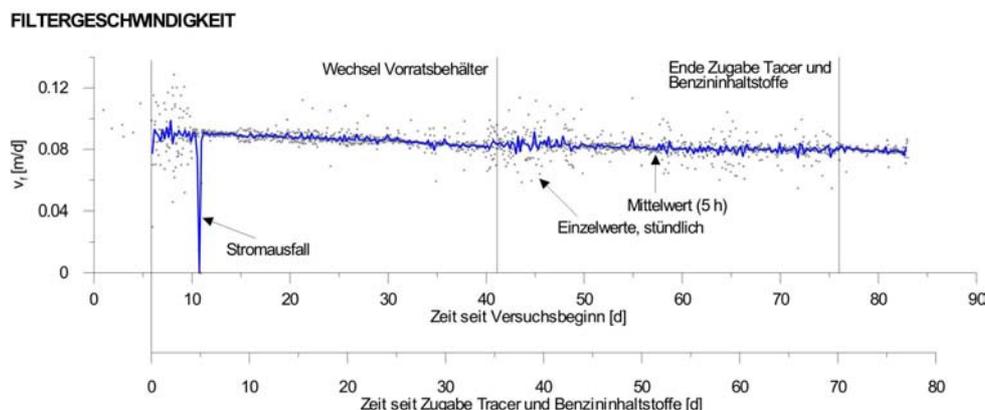


Abb. 4-29: Filtergeschwindigkeit, berechnet aus stündlichen Werten der Durchflussrate ( $V_2$ )

Wie Abb. 4-29 und Anhang G, Abb. G-4 zeigen, vermindert sich die Filtergeschwindigkeit stetig während der Versuchsdauer. Dies weist auf eine Reduktion der hydraulischen Durchlässigkeit hin, was z. B. auf die durch mikrobiologische Aktivität produzierten Biofilme und den dadurch verminderten Porenraum zurückzuführen sein könnte. Eine Durchlässigkeitsverminderung kann auch im Zusammenhang mit Sorptionsvorgängen an den Kornoberflächen stehen. Unter Verwendung von synthetischen Benzininhaltsstoffen im Versuch 2 zeigt sich eine Verminderung der Filtergeschwindigkeit von 0,09 auf 0,08 m/d. Trotz dreifach kürzerer Versuchsdauer im ersten Versuch zeigt sich eine Reduktion der Filtergeschwindigkeit von 0,09 auf 0,07 m/d bei Verwendung des standortspezifischen Benzins, das neben den analysierten Inhaltsstoffen weitere Mineralölkohlenwasserstoffe und somit ein breiteres Stoffspektrum umfasst. Dadurch existieren mehr Möglichkeiten für Wechselwirkungen im untersuchten System.

Die effektive Porosität liegt bei beiden Säulenfüllungen bei 30 %. Bei den eingestellten Fließgeschwindigkeiten wird die im durchflusswirksamen Porenraum enthaltene Wassermenge nach ca. 30 Stunden einmal ausgetauscht. Das bedeutet, dass während der Hauptphase des Versuchs 1 ein 15-facher und des zweiten Versuchs ein 52-facher Porenwasseraustausch erfolgt.

Tab. 4-8: Hydraulische Kenngrößen und Charakteristika der Säulenfüllung

| Parameter  | Versuch 1                                       | Versuch 2                                       |
|--|---|---|
| Durchflussrate Q, experimentell [ml/h]   | 48  | 50  |
| Durchflussrate Q, experimentell [m <sup>3</sup> /d]  | 1,159·10 <sup>-3</sup>                          | 1,203·10 <sup>-3</sup>                          |
| Filtergeschwindigkeit v <sub>f</sub> [m/d] nach DARCY                                      | 0,08  | 0,08  |
| Trockendichte (luftgetrocknet) des Sediments ρ <sub>s</sub> [g/cm <sup>3</sup> ]           | 1,67  | 1,71  |
| Effektive Porosität n <sub>e</sub> [%]   | 30  | 31  |
| Abstandsgeschwindigkeit v <sub>a,Bromid</sub> [m/d], CXTFIT, *                             | 0,25 – 0,26                                     | 0,27 – 0,28                                     |
| Longitudinaler Dispersionskoeffizient D <sub>L, Bromid</sub> [m <sup>2</sup> /d], CXTFIT * | 1,3 · 10 <sup>-3</sup> - 1,8 · 10 <sup>-3</sup> | 7,3 · 10 <sup>-4</sup> - 1,0 · 10 <sup>-3</sup> |
| Retardationsfaktor R <sub>d, Bromid</sub> [-], *   | 1,00 – 1,04                                     | 1,04 – 1,05                                     |
| PECLET-Zahl Pe [-]   | 65  | 120   |

\*: Parameterspanne basierend auf Ergebnissen unterschiedlicher Anpassungszeiträume (Anhang G, Tab- G-2)

Anhand der Auswertung der Tracerdurchgangskurven mittels CXTFIT konnten weitere für die Säulenversuche charakteristische hydrodynamische und transportrelevante Parameter ermittelt werden (siehe auch Anhang G, Tab. G-2). Bei der Anpassung von Modellkurven an die gemessenen Durchgangskurven ergaben die Parametersets im Ergebnis Abstandsgeschwindigkeiten, die den experimentell aus der DARCY-Gesetzmäßigkeit ermittelten entsprechen. Der longitudinale Dispersionskoeffizient liegt im ersten Versuch, je nach Wahl des Anpassungszeitraums, zwischen 1,3·10<sup>-3</sup> und 1,8·10<sup>-3</sup> m/d. Im zweiten Versuch ist er etwas niedriger mit 7,3·10<sup>-4</sup> bis 1,0·10<sup>-3</sup> m/d. Die berechneten Pecletzahlen zeigen, dass die hydrodynamische Dispersion in beiden Versuchen vorherrscht. Beim zweiten Versuch kann die molekulare Diffusion als vernachlässigbar klein angesehen werden (Tab. 4-8).

#### 4.5.1.2 Physikochemische und hydrochemische Verhältnisse

##### Physikochemische Parameter

Die Ergebnisse der kontinuierlichen Registrierung der physikochemischen Parameter sind in Abb. 4-30 (V 2) und Anhang G, Abb. G-2 (V 1) dargestellt. Sprünge in den Messwertreihen sind auf Zeitpunkte der Sondenreinigung oder des Umbaus der Durchflusszelle zurückzuführen. Versuche mit der gleichen Säulenapparatur und vergleichbaren Materialien zur Untersuchung des Sorptionsverhaltens von Arzneimitteln zeigten, dass nach einem vier- bis fünffachen Porenwasseraustausch, d. h. einer Versuchsdauer von ca. 5 Tagen, die Stabilität der physikochemischen Parameter und somit ein hydrochemisches Gleichgewicht in der Säule erreicht war (MERSMANN, 2003).

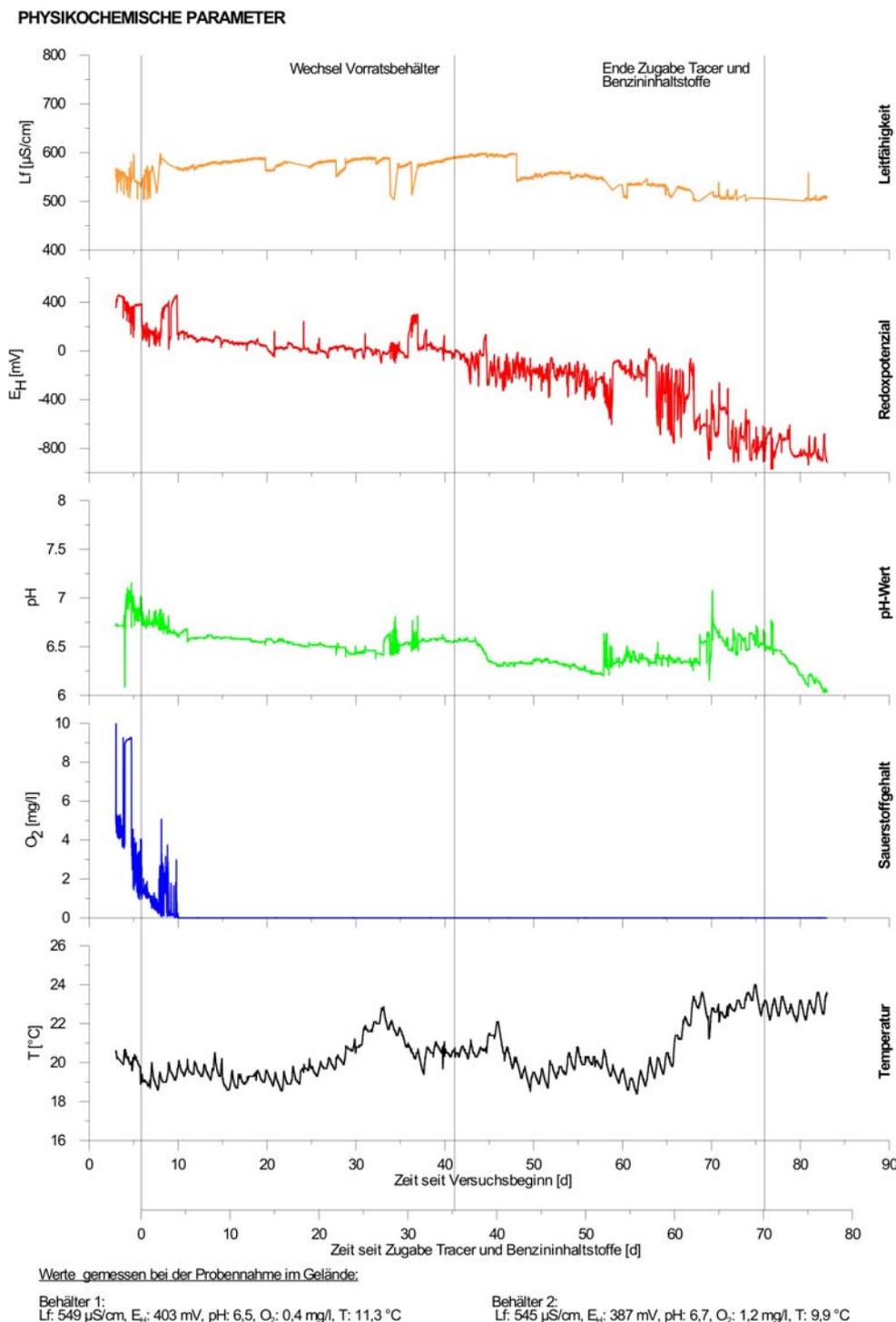


Abb. 4-30: Zeitlicher Verlauf der physikochemischen Parameter (V 2)

Zum Ende der ca. 5-tägigen Vorlaufphase stellten sich bei beiden Versuchen nach unterschiedlich starken Schwankungen der einzelnen Parameter annähernd konstante Werte ein, die mit den im Gelände erhobenen Daten gut übereinstimmen. Die elektrische Leitfähigkeit lag z. B. im Versuch 2 bei 540 µS/cm (Gelände: 549 µS/cm), das Redoxpotenzial bei 390 mV (Gelände: 403 mV), der pH-Wert bei 6,8 (Gelände: 6,5) und der Sauerstoffgehalt bei 1 mg/l (Gelände: 0,4 mg/l). Da die Messungen der physikochemischen Parameter in der Durchflusszelle bei Raumtemperatur ohne Kühlung durchgeführt wurden, liegen die registrierten Temperaturwerte deutlich über der Grundwassertemperatur und auch über der Temperatur des gekühlten Säulenkörpers (V 1). Die

Temperaturkurven zeichnen daher auch die zyklischen Schwankungen zwischen Tag und Nacht nach und sind als Referenztemperatur der erhobenen physikochemischen Messwerte zu sehen. Wie in Kapitel 3.5.1.3 beschrieben, lag die Säulentemperatur im ersten Versuch bei 10 - 12°C, im zweiten bei 13 - 16°C. Auf Grund von Lufteinschlüssen im Porenraum lagen die Sauerstoffgehalte anfänglich im Bereich der vollständigen Sauerstoffsättigung. Der Kurvenverlauf zeigt jedoch einen relativ steilen Abfall bis hin zu minimalen Sauerstoffgehalten, die den Gehalten im Vorratsgefäß entsprechen. Beim ersten Versuch waren bereits vor Ablauf der Vorlaufphase anaerobe Verhältnisse im Säulinnern erreicht. Auch bei diesem Versuch sind die Werte der physikochemischen Parameter, unter Ausnahme des Redoxpotenzials, das mit 220 mV deutlich unter dem Geländewert von 415 mV liegt, den Standortbedingungen ähnlich. Die Leitfähigkeitswerte aus der Vorlaufphase des Versuchs 1 zeigen eine kontinuierliche Abnahme. Diese Werte werden als Messwertdrift interpretiert und finden keine Berücksichtigung. Am sechsten und achten Tag nach Versuchsbeginn wurde die Durchflusszelle zur Isolation der Leitfähigkeitssonde umgebaut. Während des weiteren Versuchs zeigen sich über lange Zeiträume stabile Werte von ca. 500  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , die auch auf Grund der Übereinstimmung mit dem Ausgangswasser als charakteristisch zu bewerten sind.

Die Zugabe der Benzininhaltsstoffe und des Tracers bewirken deutliche Veränderungen der physikochemischen Parameter, wie an den Kurvenverläufen zu erkennen ist. Kurz nach der Zugabe sinkt der Sauerstoffgehalt auch in Säule 2 auf den Nullwert und für die restliche Versuchsdauer herrschen in der Säule anaerobe Verhältnisse vor. Milieucharakterisierend ist auch das absinkende Redoxpotenzial, das im zweiten Versuch von ca. 390 mV innerhalb von 30 - 35 Tagen nach der Zugabe langsam auf 0 mV abfällt und nach ca. 50 Tagen Werte von -300 mV erreicht. In den letzten 20 Tagen der Hauptphase schwanken die Werte relativ stark und es wurden Extremwerte von -800 mV registriert. Im Vergleich dazu sinkt beim ersten Versuch innerhalb der ersten 5-6 Tage nach Zugabe das Redoxpotenzial von ca. 220 mV relativ rasch auf das Niveau von -300 bis -400 mV, das für den restlichen Verlauf bestimmend ist. Der pH-Wert liegt beim zweiten Versuch meistens im Bereich von 6,4 bis 6,6. Auffällig ist im Kurvenverlauf ein Sprung von dem Niveau pH = 6,6 auf pH = 6,3, der ungefähr nach einem 4-fachen Porenwasseraustausch nach dem Wechsel des Vorratsbehälters auftritt. Im zweiten Teil der Hauptphase fällt einhergehend mit stark schwankenden, negativen Redoxpotenzialen auch ein stärkeres Schwanken bei den pH-Werten auf. Die Leitfähigkeit liegt im ersten Teil der Hauptphase auf einem Niveau von ca. 580  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , im zweiten Teil etwas niedriger bei zunächst 560  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , und sinkt dann bis zum Ende der Hauptphase auf ein Niveau von ca. 500  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Im Vergleich dazu verlaufen im Versuch 1 die Kurven des pH-Werts mit Werten bei 6,7 und die elektrische Leitfähigkeit mit Werten von ca. 500  $\mu\text{S}/\text{cm}$  während der Hauptphase relativ stabil.

Während der Nachlaufphase, bei der wieder Versuchswasser ohne Benzininhaltsstoffe zugeführt wird, bleiben die physikochemischen Bedingungen, die sich während der vergleichsweise langen Dauer der Hauptphase eingestellt haben, weiterhin bestehen. Beim zweiten Versuch fällt ein geringfügiges Abfallen des pH-Wertes auf.

### Hydrochemische Verhältnisse

Von den im Fraktionssammler stündlich gewonnen Proben wurde eine Auswahl von ca. 60 Proben (V 1) bzw. 90 Proben (V 2) getroffen, deren Kat- und Anioneninhalt analysiert wurden. Im Bereich des Kurvendurchbruchs und des -abfalls der Benzininhaltsstoffe und des Tracers erfolgte die Auswahl in einem engeren Intervall als während der Hauptphase. Die Analysenergebnisse sind in Abb. 4-31 (V 2) und Anhang G, Abb. G-3 (V 1) zusammengefasst.

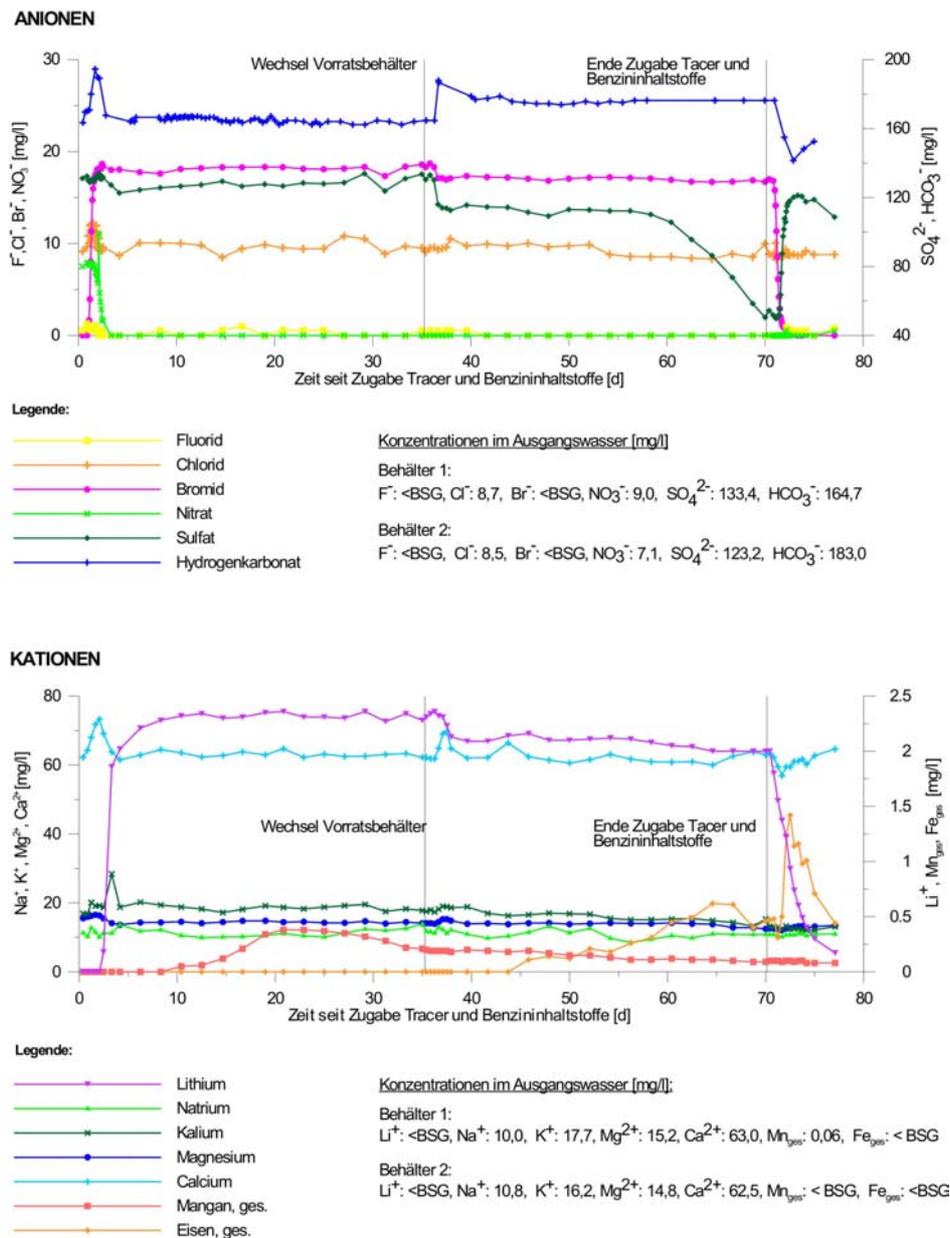


Abb. 4-31: Zeitlicher Verlauf der Anionen- und Kationenkonzentration (V 2)

Beim ersten Versuch wurden mehrere Proben der Vorlaufphase analysiert. Auf Grund der geringen Veränderungen der An- und Kationenkonzentrationen wird bestätigt, dass sich zum Ende dieser Phase annähernd ein hydrochemisches Gleichgewicht eingestellt hat, wobei die bestimmten Konzentrationen im Eluat mit denen des Ausgangswassers vergleichbar sind. Ähnlich den physikochemischen Verhältnissen spiegeln auch die hydrochemischen Verhältnisse am Ende der Vorlaufphase die natürliche Beschaffenheit des Grundwasserleitersystems des Standorts Elsterwerda wider. Die Chloridkonzentrationen im Eluat liegen bei 10 mg/l, Fluorid meistens unterhalb der Bestimmungsgrenze. Am Ende der Vorlaufphase betragen die Nitratkonzentrationen 6 mg/l (V 1) und 8 mg/l (V 2) und liegen somit geringfügig unter den Konzentrationen im Ausgangswasser. Die Sulfatwerte von ca. 80 mg/l im Versuch 1 liegen trotz gleicher Entnahmestelle und –teufe deutlich unter denen des zweiten Versuchs, bei dem sie im Ausgangswasser wie im Eluat ungefähr 130 mg/l betragen. Hydrogenkarbonat wurde mit Konzentrationen von ca. 200 mg/l (V 1) und 160 mg/l (V 2) bestimmt. Auch die Kationenkonzentrationen zeigen dem Standort ähnliche Konzentrationen: Natrium ca. 10 mg/l, Kalium 15 – 20 mg/l, Magnesium 13 - 16 mg/l, Calcium ca. 60 mg/l. Die Bestimmung der Mangan- und Eisengesamtkonzentrationen ergaben jeweils Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze.

Nach der Zugabe des Tracers und der Benzininhaltsstoffe sind deutliche Veränderungen einzelner Konzentrationsverläufe zu beobachten. Da die Tracer Bromid und Lithium im Ausgangswasser nicht

nachweisbar waren, hebt sich deren Konzentrationsverlauf deutlich vom Hintergrund ab. Die Konzentrationen von Bromid liegen bei ca. 18 mg/l, die von Lithium bei ca. 2 mg/l. Das Erstauftreten von Bromid im Eluat erfolgt beim ersten Versuch nach 28 Stunden, beim zweiten Versuch 24 Stunden nach der Zugabe. Die Wiederfindung der eingegebenen Stoffmenge von Lithiumbromid beträgt bei Bromid 99,3 % (V 1) und 99,8 % (V 2). Nicht nur auf Grund der in Kapitel 3.5.1.5 beschriebenen Retardation von Lithium, sondern auch wegen der geringen Wiederfindungen (siehe Tab. 4-9) von 92,0 % (V 1) und 95,5 % (V 2) wurde Lithium nicht für die Auswertung des Säulenversuchs herangezogen.

Die Wasserinhaltsstoffe Nitrat, Mangan, Eisen und Sulfat, die nach Zugabe der Benzininhaltsstoffe als Elektronenakzeptoren fungieren, zeigen zu unterschiedlichen Zeitabschnitten während des Versuchs starke Veränderungen im Verhältnis zu den Ausgangswerten (s. u.). Alle anderen untersuchten An- und Kationen unterliegen keinen signifikanten Änderungen. Der im zweiten Versuch vorgenommene Wechsel des Vorratsbehälters, dessen Versuchswasser eine geringfügig andere Zusammensetzung besaß, führte zu einer Variation der Konzentrationen im Eluat. Dies erkennt man z. B. bei Sulfat und Hydrogenkarbonat wenige Tage nach dem Wechsel an einem Sprung in den Konzentrationsverläufen.

### 4.5.1.3 Elektronendonatoren: Benzininhaltsstoffe

Die Analysenergebnisse der direkt am Säulenausgang entnommenen Proben zur Bestimmung der Benzininhaltsstoffe sind in Form von Konzentrationsverhältnissen  $c/c_0$  in Abb. 4-32 (V 2) und in Anhang G, Abb. G-4 (V 1) dargestellt.

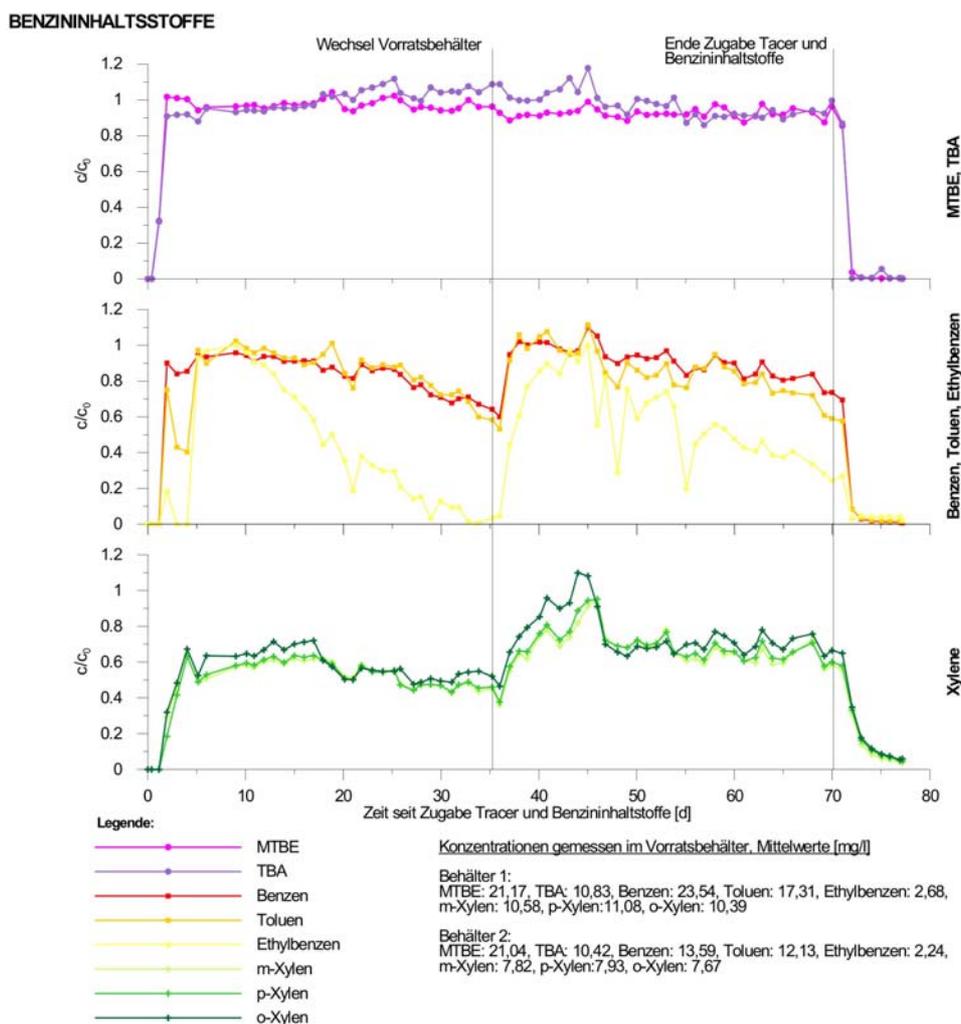


Abb. 4-32: Zeitlicher Verlauf der Konzentrationsverhältnisse  $c/c_0$  (V 2)

Anhand der Kurvenverläufe von MTBE und TBA (Abb. 4-32) erkennt man, dass das Transportverhalten beider Substanzen insgesamt dem des Tracers Bromid ähnlich ist. Beide Substanzen wurden bereits in der ersten Probe zur Bestimmung der organischen Inhaltstoffe, 27,5 Stunden nach der Zugabe, nachgewiesen. Da zur An- und Kationenbestimmung stündlich Proben gewonnen wurden, konnte das Erstauftreten von Bromid mit 24 Stunden genauer bestimmt werden als das der organischen Stoffe. Auch der relativ steile Kurvenanstieg, bzw. -abfall von MTBE und TBA zu Beginn und Ende der Hauptphase sind mit dem Durchbruchverhalten von idealen Tracern vergleichbar, wie auch die Modellanpassung mittels CXTFIT zeigt (s.dort). Während der 70-tägigen Hauptphase vermindert sich die MTBE Konzentration im Eluat, die zu Beginn der Plateaubildung bei  $c/c_0 = 1$  liegt, im Mittel um 0,1 Einheit. Die Konzentrationsabnahme liegt damit im Bereich der Schwankungsbreite der Messwerte, wurde allerdings in beiden Messreihen der Doppelbestimmung, die in unterschiedlichen Probenläufen am GCMS gemessen wurden, nachgewiesen. Die Konzentrationsentwicklung von TBA zeigt im Bereich des Plateaus bis zum 45. Tag zunächst einen leichten Anstieg, dann eine Konzentrationsverminderung. Nach dem raschen Durchbruch von TBA wird zunächst ein Niveau von ca.  $c/c_0 = 0,9$  erreicht, das dann kontinuierlich auf Werte von  $c/c_0 = 1,1$  ansteigt. Gegen Ende der Hauptphase liegt das Konzentrationsverhältnis von TBA bei 0,9. Die Wiederfindung der während der Hauptphase eingegebenen Stoffmenge beträgt bei MTBE 93,6 %, bei TBA 97,0 %.

Die Konzentrationen von BTEX am Säulenausgang zeigen unter Verwendung des standortspezifischen Benzins (V 1, Anhang G, Abb. G-4) andere zeitliche Entwicklungen als unter Verwendung des synthetischen Gemischs aus Einzelstoffen (V 2). Der Ersteinsatz von BTEX konnte beim ersten Versuch bereits in der ersten Probe, 28 Stunden nach der Zugabe, festgestellt werden, beim zweiten Versuch in der zweiten Probe, die deutlich später, 47 Stunden nach Zugabe, genommen wurde. Wie bereits erläutert, ist das Erstauftreten der organischen Stoffe am Säulenausgang auf Grund des gewählten Probennahmeintervalles nicht genau ermittelbar.

Wie Abb. 4-32 (V 2) zeigt, steigen die Konzentrationen von Benzen, Toluol und Ethylbenzen relativ schnell auf den gleichen Konzentrationswert wie im Vorratsgefäß und vermindern sich dann bis zum Wechsel des Gefäßes. Ein ähnliches Bild ergibt sich im zweiten Versuchsteil. Benzen und Toluol sind des weiteren durch fast identische Konzentrationen gekennzeichnet. Basierend auf den beschriebenen Kurvenverläufen kann geschlussfolgert werden, dass sich während der Gesamtversuchsdauer kein Gleichgewichtszustand eingestellt hat, was an einem horizontalen Kurvenverlauf zu erkennen wäre. Der kontinuierliche Konzentrationsrückgang deutet vielmehr darauf hin, dass eine Beschleunigung der biologischen Abbauprozesse stattfindet. Bei der Zugabe des standortspezifischen Benzins (V 1) ist der Verlauf von Benzen demjenigen in V 2 ähnlich. Im Vergleich dazu erreicht die Toluolkonzentration beim initialen Durchbruch zunächst nur ca. 50 % der Ausgangskonzentration und steigt dann langsam auf 60 % bis zum Ende der Hauptphase an. Die Konzentrationskurven von m-, p- und o-Xylen besitzen einen fast identischen Gang bei Verwendung des synthetischen Gemischs. Im Verhältnis zu Benzen und Toluol verläuft der Durchbruch langsamer und erreicht ein Niveau von ungefähr  $c/c_0 = 0,6$ . Die Konzentrationen verringern sich dann bis zum Wechsel des Vorratsbehälters auf ungefähr  $c/c_0 = 0,4$ . Auch hier zeigt sich in der zweiten Versuchshälfte ein ähnlicher Kurvenverlauf. Die Xylene im V 2 bilden insofern eine Ausnahme, als sich in beiden Versuchshälften annähernd ein Plateau im Kurvenverlauf ausbildet, was das Erreichen eines Gleichgewichtszustandes andeutet. In der ersten Versuchshälfte tritt dies ungefähr zwischen dem 20. und 35. Tag, in der zweiten Versuchshälfte ab dem 46. Tag (Zeit seit Tracerzugabe) ein. Im Vergleich dazu zeigen bei Verwendung des standortspezifischen Benzins p- und o-Xylen nahezu identische Konzentrationsverläufe, die der Konzentrationsentwicklung von Toluol ähneln. Das beim Durchbruch zunächst erreichte Niveau ist ebenfalls geringer, liegt bei ca. 30 % der Ausgangskonzentration und steigt dann kontinuierlich bis zum Ende der Einleitphase auf ca. 60 % an. Völlig unterschiedlich hingegen ist im Versuch 1 die Konzentrationsentwicklung von m-Xylen.

Auffällig ist der plötzliche Konzentrationsanstieg von BTEX nach dem Wechsel des Vorratsbehälters im Versuch 2, der mit einem „first-flush“-Ereignis, d. h. auftretende Konzentrationsspitzen zu Beginn eines Abflussereignisses, vergleichbar ist. Untersuchungen der Effekte von Flussunterbrechungen unterschiedlicher Länge auf die Eluatkonzentration in gesättigten und ungesättigten Bodensäulen werden von BRUSSEAU et al. (1989, 1997), TOTSCHKE (2001), KOCH & FLÜHLER (1993), WEHRER et al. (2003) beschrieben. Die Untersuchungen umfassen sowohl reaktive als auch nicht reaktive

Substanzen. Bedingt durch den Wechsel musste einerseits für kurze Zeit der Durchfluss, zweimal ca. 45 Minuten, unterbrochen werden, andererseits entsprach die hydrochemische Beschaffenheit des Wassers im Zulauf während der zweiten Versuchshälfte nicht exakt derjenigen aus der ersten Versuchshälfte. Jede Durchflussunterbrechung führt zu einer Erhöhung der Verweilzeit des Wassers in der Säule. Unter der Voraussetzung, dass während der Stagnation des Wassers im Säuleninneren Ungleichgewichtsbedingungen zwischen sorbierten und gelösten Stoffen herrschen, kann dies, je nach Gleichgewichtslage, entweder zur Freisetzung von Molekülen oder aber zur Sorption führen, bis sich beide Phasen im Gleichgewicht befinden. Geht man im vorliegenden Fall von einem Freisetzungprozess während der Stagnation aus, würde dies zu einer Erhöhung der Konzentration im Wasser führen. Die fehlende Nachlieferung von gelösten Wasserinhaltsstoffen, insbesondere auch von Elektronenakzeptoren, während der Stagnation und die veränderte hydrochemische Zusammensetzung des Wassers im Vorratsgefäß 2 bewirken eine Veränderung der physikochemischen und hydrochemischen Bedingungen im Säuleninnern und somit auch der den biologischen Abbau steuernden Milieubedingungen. Die daraus resultierende Störung der vor der Unterbrechung ablaufenden Abbauprozesse ist ebenfalls eine mögliche Erklärung für den schlagartigen Konzentrationsanstieg.

Die Wiederfindung der eingegebenen Stoffe liegt bei Benzen und Toluol unter Verwendung von Benzin bei 64,9 % und 57,2 %, und beträgt somit ca. 20 % weniger als unter Verwendung von Einzelstoffen (Tab. 4-9). Bei den Xylenen und Ethylbenzen wurden Wiederfindungen im Bereich von 48,2 – 64,4 % ermittelt.

Tab. 4-9: Wiederfindung Tracer und Benzininhaltsstoffe

| Wiederfindung [%] | Bromid | Lithium | MTBE | TBA  | Benzen | Toluol | Ethylbenzen | m-Xylen | p-Xylen | o-Xylen |
|-------------------|--------|---------|------|------|--------|--------|-------------|---------|---------|---------|
| <b>Versuch 1</b>  | 99,3   | 92,0    | n.b. | n.b. | 64,9   | 57,2   | n.b.        | 60,6    | 53,2    | 53,5    |
| <b>Versuch 2</b>  | 99,8   | 95,5    | 93,6 | 97,0 | 84,7   | 83,7   | 48,5        | 58,1    | 58,9    | 64,4    |

Nach dem Ende der Einleitphase fallen MTBE, TBA, Benzen, Toluol und Ethylbenzen innerhalb von ca. 46 Stunden, d. h. einem 1,5-fachen Porenwasseraustausch, auf den Nullwert zurück. Trotz ca. 6-fachem Porenwasseraustausch der Nachlaufphase wurden die Xylene noch in geringen Konzentrationen nachgewiesen (Abb. 4-32). Das gleiche Verhalten, das auf Desorption zurückzuführen ist, zeigen die Xylene auch unter Verwendung von standortspezifischem Benzin.

#### 4.5.1.4 Modellierung des Stofftransports mit CXTFIT

Basierend auf den Modellergebnissen der Tracerversuche für die Parameter  $v_a$  und  $D_L$  (Tab. 4-8) erfolgte die Ermittlung der Transportparameter für die Benzininhaltsstoffe (Abb. 4-33, Anhang G, Abb. G-5 und Tab. G-2). Bei der Anpassung der gesamten Durchgangskurven der Benzininhaltsstoffe resultieren trotz Wahl verschiedener Modellansätze relativ geringe Korrelationen zwischen Messwert- und Modellkurven. Wie beschrieben, stellen sich am Säulenausgang keine konstanten Konzentrationswerte der einzelnen Benzininhaltsstoffe ein. Vielmehr sind die Konzentrationsverläufe am Säulenausgang in den meisten Fällen durch eine sukzessive Verminderung gekennzeichnet. Anhand dieser Konzentrationsentwicklungen lässt sich ableiten, dass kein hydrochemischer Gleichgewichtszustand erreicht wird, sondern dass physikalische Ungleichgewichtsprozesse den Stofftransport maßgeblich beeinflussen. Die Bestimmung der Transportparameter der einzelnen Benzininhaltsstoffe erfolgte daher vereinfachend für einzelne Teilstücke, wobei die Anfangsphase, d. h. der Konzentrationsdurchbruch, bei fast allen Benzininhaltsstoffen unter Verwendung eines Gleichgewichtsmodells zu hohen Korrelationen zwischen gemessenen und simulierten Kurven führte (Abb. 4-33). Ausnahme bilden die Xylene, bei denen die Verwendung des „Two-Region-Modells“ (TORIDE et al., 1999) bei beiden Versuchen zu deutlich höheren Korrelationen im Ergebnis führte. Die Korrelationskoeffizienten zwischen Messwert- und Modellkurven liegen insgesamt beim ersten Versuch zwischen 0,9797 und 0,9984, beim zweiten Versuch zwischen 0,9545 und 0,9996. Die für die Simulation verwendeten Parametersets finden sich in Anhang G, Tab. G-2.

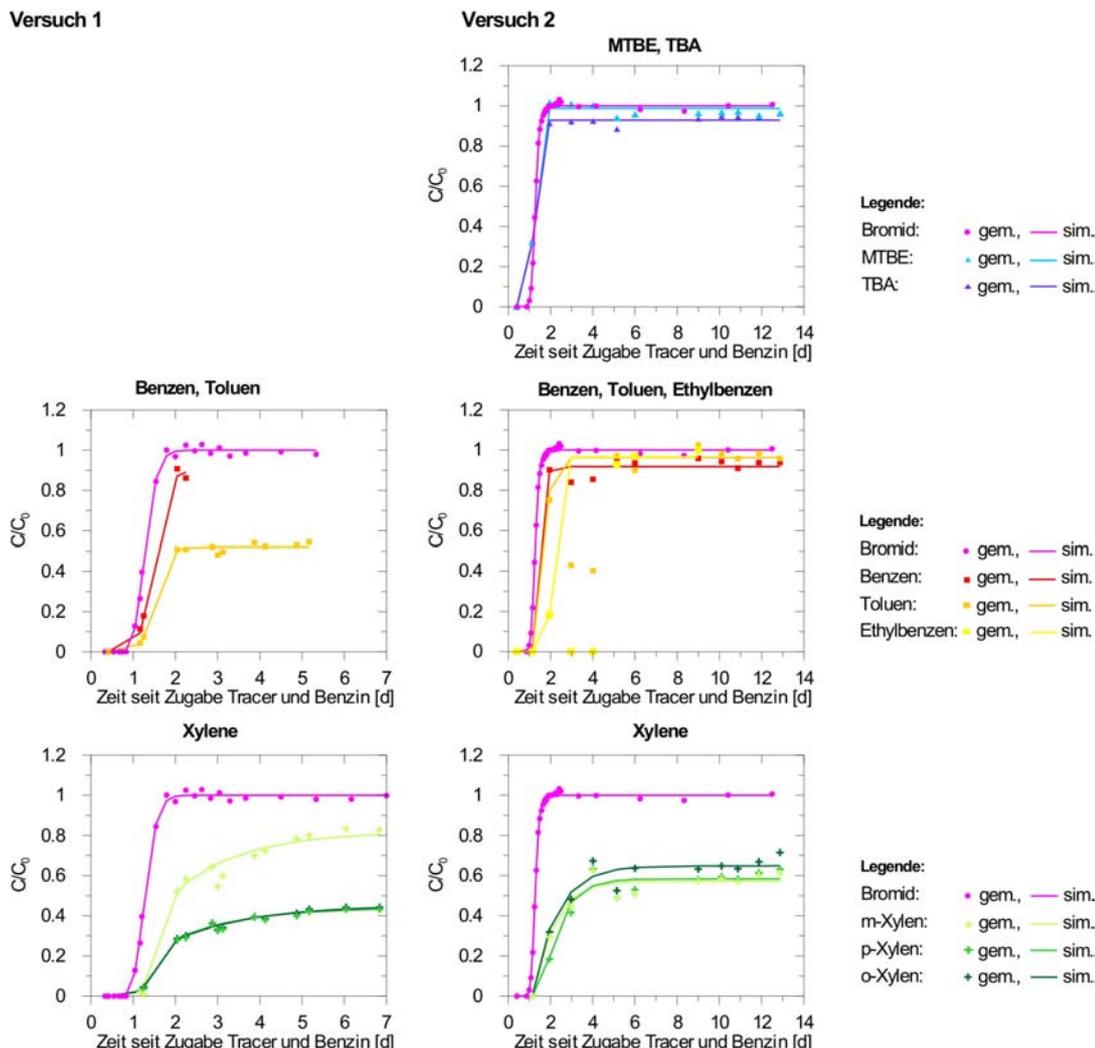


Abb. 4-33: Modellierung mittels CXTFIT: Modellanpassung von Teilstücken

Kennzeichnend für die Durchgangskurven von MTBE und TBA sind neben den hohen Wiederfindungsraten die ermittelten Retardationsfaktoren von  $R_d = 1$  (Tab. 4-10), die zeigen, dass keiner der beiden Stoffe retardiert wird. Die für BTEX ermittelten Retardationsfaktoren sind im ersten Versuch etwas geringer als im zweiten Versuch. Benzen ( $R_d = 1,15$  und  $1,24$ ) unterliegt in geringerem Maße einer Retardation als Toluene ( $R_d = 1,21$  und  $1,42$ ) und Ethylbenzen ( $R_d = 1,79$ ). Die flachen Kurvenanstiege- und -abfälle der Xylene hingegen, die auch am Ende des Versuchs nicht vollständig auf das Niveau der Ausgangskonzentration zurückfallen, werden in stärkerem Maße retardiert. Dies konnte auch durch ein entsprechendes Parameterfitting bei der Modellierung bestätigt werden: Die Retardationsfaktoren betragen  $R_d = 1,8$  bis  $2,0$ .

Die bei den Modellanpassungen resultierenden Abbaukonstanten (Anhang G, Tab. G-2) unterliegen einer relativ großen Spannweite (siehe Tab. 4-10). Um diese zu erfassen, wurden für Teilstücke mit minimalem und maximalem Abbau gesondert Simulationsläufe durchgeführt. Der häufig beobachtete Konzentrationsrückgang einzelner Kurven, der eine Beschleunigung der Abbauprozesse impliziert, kann mittels der relativ einfachen Modellansätze nicht simuliert werden. Daher besitzen die berechneten Abbaukonstanten lediglich orientierenden Charakter und nur begrenzte Interpretationsmöglichkeiten.

Tab. 4-10: Ergebnisse Modellanpassungen: Retardation und Abbau

|             | Versuch 1               |  |                     |  |                     | Versuch 2, erste Versuchshälfte |  |                     |  |                     |
|-------------|-------------------------|--|---------------------|--|---------------------|---------------------------------|--|---------------------|--|---------------------|
|             | R <sub>d</sub> *<br>[-] | μ <sub>min</sub><br>[d <sup>-1</sup> ] | Gültig-<br>keit [d] | μ <sub>max</sub><br>[d <sup>-1</sup> ] | Gültig-<br>keit [d] | R <sub>d</sub> *<br>[-]         | μ <sub>min</sub><br>[d <sup>-1</sup> ] | Gültig-<br>keit [d] | μ <sub>max</sub><br>[d <sup>-1</sup> ] | Gültig-<br>keit [d] |
| MTBE        | -                       | -                                      | -                   | -                                      | -                   | 1,00                            | 0,00                                   | bis 4.              | 0,04                                   | 4., 22., 36.        |
| TBA         | -                       | -                                      | -                   | -                                      | -                   | 1,02                            | n.b.                                   | -                   | n.b.                                   | -                   |
| Benzen      | 1,15                    | 0,09                                   | 2.                  | 0,48                                   | 12.-18.             | 1,24                            | 0,07                                   | bis 17.             | 0,42                                   | 36.                 |
| Toluen      | 1,21                    | 0,35                                   | 10.-11.             | 0,51                                   | bis 7.              | 1,42                            | 0,03                                   | bis 19.             | 0,50                                   | 36.                 |
| Ethylbenzen | -                       | -                                      | -                   | -                                      | -                   | 1,79                            | 0,03                                   | 5.-9.               | 2,00                                   | 33.-36.             |
| m-Xylen     | 1,80                    | 0,03                                   | 8.                  | 0,75                                   | 12.-18.             | 1,80                            | 0,53                                   | bis 19.             | 0,85                                   | 36.                 |
| p-Xylen     | 1,80                    | 0,41                                   | 11.-18.             | 0,68                                   | bis 7.              | 1,90                            | 0,52                                   | bis 19.             | 0,80                                   | 36.                 |
| o-Xylen     | 1,90                    | 0,41                                   | 11.-18.             | 0,65                                   | bis 7.              | 2,00                            | 0,41                                   | bis 17.             | 0,65                                   | 27.-31.; 36.        |

mit:

\*: Mittelwert aus unterschiedlichen Modellanpassungen

n. b.: nicht berechenbar, da Konzentrationen zunehmen

### 4.5.1.5 Elektronenakzeptoren

Einhergehend mit den Konzentrationsveränderungen der Benzinhaltstoffe zeigen die Konzentrationsverläufe der Elektronenakzeptoren starke Veränderungen (Abb. 4-34 und Anhang G, Abb. G-3). Auf Grund der deutlich längeren Dauer beim zweiten Versuch konnten neben der Denitrifikation und Reduktion von Manganfestphasen auch die nächsten Stufen der geochemischen Reaktionskette, die Reduktion von Eisenfestphasen sowie die Sulfatreduktion aktiviert werden.

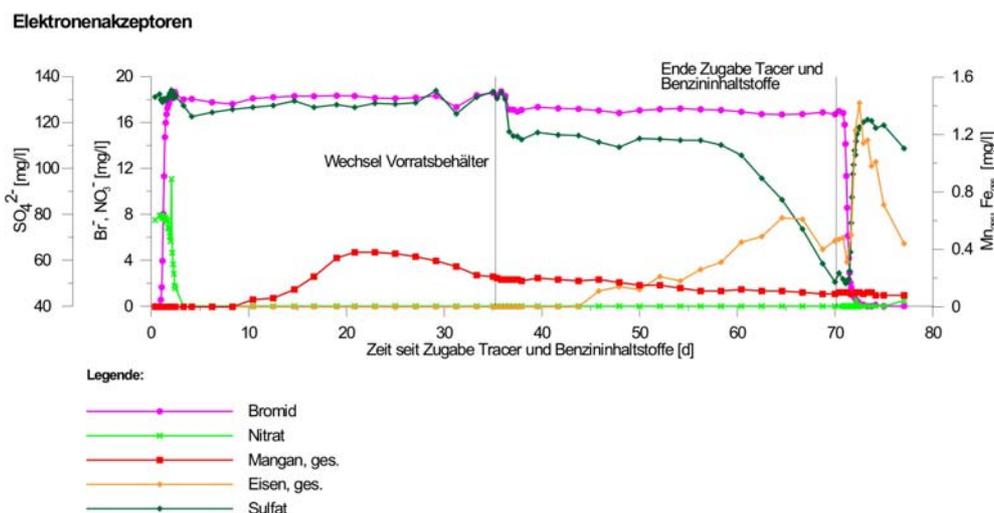


Abb. 4-34: Zeitliche Entwicklung Elektronenakzeptoren (V 2)

Unter anaeroben Verhältnissen setzt sowohl nach der Zugabe von Benzin (V 1) als auch nach der Zugabe des synthetischen Gemisches (V 2) die Denitrifikation ein und führt relativ rasch zur vollständigen Zehrung des im Vorratswasser vorhandenen Nitrates von 12 mg/l (V 1) und 9 bzw. 7 mg/l (V 2). Die Konzentrationsentwicklung von Nitrat im Eluat ist durch einen steilen Abfall wenige Stunden nach der Zugabe gekennzeichnet. Wie Abb. 4-34 zeigt, tritt dieser ca. 42 Stunden nach der Zugabe auf, was ungefähr einem 1,5-fachen Porenwasseraustausch entspricht. Nach ca. 80 Stunden liegt die Nitratkonzentration unterhalb der Bestimmungsgrenze. Unter Verwendung des standortspezifischen Benzins setzt der Konzentrationsabfall noch früher ein. Die Reduktion von Manganfestphasen setzt bei beiden Versuchen sehr langsam nach ca. 8-9 Tagen nach der Zugabe ein, was sich auf Grund des Anstiegs der Mangankonzentration am Säulenausgang ableiten lässt. Am Ende der Vorlaufphase lagen die Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze. Der erste Versuch ist während der ca. 18-tägigen Hauptphase durch einen stetigen Konzentrationsanstieg mit geringer Steigung auf Werte von 0,15 mg/l gekennzeichnet. Auf Grund der längeren Versuchsdauer des

zweiten Versuchs steigt die Mangankonzentration hier weiter an und erreicht zwischen dem 21. – 25. Tag ein Maximum mit Konzentrationen von 0,38 mg/l. Im Anschluss verringert sich die Konzentration relativ langsam, aber stetig bis zum Ende der Hauptphase und erreicht den Endwert von 0,1 mg/l. Die insgesamt geringen Mangankonzentrationen im Eluat sind nicht nur auf eine geringe Verfügbarkeit von Mangan zurückzuführen, sondern spiegeln auch die niedrigen Mangangehalte des Sedimentes wider (siehe Kapitel 4.5.2). Dass die Reduktion von Eisenfestphasen für den Standort von Bedeutung ist, zeigt sich im Säulenversuch 2 nach ca. 46 Tagen durch den Anstieg der Eisenkonzentration im Eluat mit einem Maximum von 0,62 mg/l am 65. - 66. Tag, kurz vor Ende der Hauptphase. Die Konzentration sinkt dann auf 0,46 mg/l am Ende der Hauptphase. Im Verhältnis zu Mangan zeigen die Ergebnisse der RFA-Analyse höhere Gehalte an Eisen im Sediment, und auch die nasschemische Extraktion lässt auf die Verfügbarkeit von Eisen am Standort schließen. Der Konzentrationsprung beim Sulfat von ca. 130 mg/l auf 115 mg/l, der kurz nach dem Wechsel des Vorratsgefäßes auftritt, ist, wie auch bei einigen anderen Wasserinhaltsstoffen bereits beschrieben, auf die unterschiedliche Zusammensetzung des Ausgangswassers zurückzuführen. Die Phase der Sulfatreduktion, erkennbar an einer kontinuierlichen Verminderung der Sulfatkonzentration im Eluat, setzt ungefähr ab dem 58. Tag nach der Zugabe ein, d. h. zeitlich etwas vor dem Eisenkonzentrationsmaximum. Die Sulfatkonzentration vermindert sich auf Werte von ca. 50 mg/l bis zum Ende der Hauptphase. In diesem finalen Stadium des Versuchs wurde am Säulenausgang ein starker Geruch von Schwefelwasserstoff festgestellt, der die stattfindende Sulfatreduktion bestätigt. Während die Reduktion von Mangan- und Eisenfestphasen zeitlich deutlich nach der Denitrifikation einsetzt und somit die einzelnen Abbaustufen voneinander getrennt sind, überschneiden sich die Abbaustufen von Mangan-, Eisen- und Sulfatreduktion zeitlich.

In der Nachlaufphase stellt sich beim zweiten Versuch innerhalb kurzer Zeit die Sulfatausgangskonzentration wieder ein, während weder die Mangan- noch die Eisenkonzentration unter die Bestimmungsgrenze sinken, was den Verhältnissen zu Versuchsbeginn entsprechen würde. Die Eisenkonzentration steigt sogar auf ein Maximum von 1,42 mg/l. Auch die Nitratkonzentration bleibt bis zur letzten Probe, in der 0,48 mg/l nachgewiesen wurden, deutlich unter dem Ausgangswert. Im Vergleich dazu erreicht die Nitratkonzentration beim ersten Versuch bei Versuchsende 5,9 mg/l.

#### 4.5.1.6 Bilanzierung von Elektronenakzeptoren und – donatoren

Die Quantifizierung der während der unterschiedlichen Redoxprozesse reduzierten Elektronenakzeptoren zeigt Tab. 4-11. Die Bilanzierung umfasst den Zeitraum von der Zugabe der Benzininhaltsstoffe bis zu deren Ende zzgl. einem einmaligen Porenwasseraustausch. Die integral bestimmten Massen der Elektronenakzeptoren am Säulenein- und –ausgang beziehen sich zum einen direkt auf die oxidierten Spezies, d. h. auf die Edukte, die im Säulensystem in gelöster Form in der wässrigen Phase vorliegen. Dies ist bei Sauerstoff, Nitrat und Sulfat der Fall. Bei den Festphasen von Mangan und Eisen hingegen erfolgt die Bilanzierung anhand der bei der Reduktion entstehenden Produkte, die im Eluat in wässriger Form vorliegen.

Anhand der aus dem Elektronenakzeptorverbrauch berechneten Abbaumenge an BTEX, basierend auf mittleren stöchiometrischen Verhältnissen (Tab. 4-11), zeigt sich Folgendes: Da im Ausgangswasser nur geringe Mengen an Sauerstoff enthalten waren, spielt trotz günstigem Massenverhältnis für den Abbau die Sauerstoffreduktion nur eine untergeordnete Rolle. Im Versuch 1 stellt die Denitrifikation die entscheidende Reaktion in Bezug auf den Abbau dar, da aus dieser Reaktion theoretisch der vollständige Abbau von 64,5 mg BTEX möglich ist. Die beginnende Manganreduktion besitzt keinen wesentlichen Beitrag am Abbau, da insgesamt nur 0,2 mg BTEX abgebaut werden können. Im zweiten Versuch ergeben sich theoretische Abbaumengen für BTEX von 230,9 mg aus der Sulfatreduktion und 137,3 mg aus der Denitrifikation. Der aus dem Elektronenakzeptorverbrauch der Festphasenreduktion berechnete Abbau ist mit 1,1 mg für Mangan und 0,5 mg für Eisen vergleichsweise gering, was auch auf die deutlich ineffektiveren Massenverhältnisse bei der Abbaureaktion zurückzuführen ist.

In Summe ergibt sich für den vollständigen Abbau von BTEX, berechnet aus dem Elektronenakzeptorverbrauch, eine Masse von 69,5 mg im Versuch 1, und von 397,3 mg im Versuch 2. Der Vergleich mit den direkten Messungen der Benzininhaltsstoffe am GCMS zeigt: Im Versuch 1, bei dem kein Ethylbenzen bestimmt wurde, betrug die am Säulenausgang nicht mehr nachweisbare Menge an BTX 283,9 mg. Dies entspricht dem 4-fachen Wert der aus dem

Elektronenakzeptorverbrauch berechneten Menge. Ähnliches ergibt sich beim zweiten Versuch, bei dem die nicht mehr am Säulenausgang nachweisbare Menge an BTEX 1497,7 mg beträgt, was dem 3,7fachen des theoretischen Wertes entspricht. Auf Grund der Tatsache, dass bei den direkten Messungen der Benzininhaltsstoffe BTEX keine Abbauprodukte analysiert wurden, kann keine Aussage bezüglich des Abbaugrades getroffen werden. Basierend auf der Bilanzierung der Elektronenakzeptoren und dem daraus berechneten vollständigen Abbau von BTEX lässt sich schließen, dass die am Säulenausgang nicht mehr nachweisbare Menge an BTEX offensichtlich nicht vollständig abgebaut wurde, sondern dass Zwischenprodukte gebildet wurden, die mittels GCMS nicht bestimmt wurden. Somit begründet sich auch die zuvor quantifizierte Diskrepanz zwischen den Messwerten und den theoretischen Berechnungen bezüglich des Abbaus. Entsprechend sind auch die Wiederfindungen in Tab. 4-9 zu interpretieren, die auf den direkten Messungen am Säulenein- und -ausgang beruhen.

Insgesamt konnte mittels der Säulenversuche nachgewiesen werden, dass in den Säulenversuchen auch unter anaeroben Bedingungen unterschiedliche Redoxprozesse für den Abbau am Standort Relevanz besitzen. Jedoch tritt die Effizienz der Mangan- und Eisenreduktion gegenüber der Denitrifikation und Sulfatreduktion deutlich in den Hintergrund. Dies ist auch gut anhand des Vergleichs der während der Versuche genutzten Oxidationskapazität zu erkennen, die zusätzlich in Tab. 4-11 dargestellt ist. Die Berechnung der Oxidationskapazität erfolgte für die Säulenversuche volumen- bzw. massenbezugslos.

Tab. 4-11: Bilanzierung Elektronenakzeptoren und -donatoren

| Reduktion        | Bilanz-<br>zierte<br>Spezies     | Versuch 1 (bis 635 h) |                   |                              |  |                                   |                       | Versuch 2 (bis 1710 h) |                   |                              |  |                       |
|------------------|----------------------------------|-----------------------|-------------------|------------------------------|--|-----------------------------------|-----------------------|------------------------|-------------------|------------------------------|--|-----------------------|
|                  |                                  | $m_{in}$<br>[mg]      | $m_{out}$<br>[mg] | $ m_{out} - m_{in} $<br>[mg] | $Ox_{C_{real}}$<br>[e <sup>-</sup> eq] | Massen-<br>verhältnis<br>(Faktor) | Abbau<br>BTEX<br>[mg] | $m_{in}$<br>[mg]       | $m_{out}$<br>[mg] | $ m_{out} - m_{in} $<br>[mg] | $Ox_{C_{real}}$<br>[e <sup>-</sup> eq] | Abbau<br>BTEX<br>[mg] |
| O(0) → O(-II)    | O <sub>2(aq)</sub>               | 15,40                 | 0,54              | 14,86                        | 1,86E-03                               | 3,14:1                            | 4,7                   | 90,84                  | 4,38              | 86,46                        | 1,08E-02                               | 27,5                  |
| N(V) → N(0)      | NO <sub>3<sup>-</sup>(aq)</sub>  | 382,71                | 66,55             | 316,16                       | *1,13E-01                              | 4,9:1                             | 64,5                  | 695,53                 | 22,62             | 672,91                       | *2,40E-01                              | 137,3                 |
| Mn(VI) → Mn(II)  | Mn(II) <sub>(aq)</sub>           | 0,00                  | 2,14              | 2,14                         | 7,79E-05                               | 10,77:1                           | 0,2                   | 2,57                   | 14,07             | 11,50                        | 4,18E-04                               | 1,1                   |
| Fe(III) → Fe(II) | Fe(II) <sub>(aq)</sub>           | 0,00                  | 0,00              | 0,00                         | -                                      | 21,8:1                            | -                     | 0,00                   | 10,29             | 10,29                        | 1,84E-04                               | 0,5                   |
| S(VI) → S(-II)   | SO <sub>4<sup>2-</sup>(aq)</sub> | 2413,54               | 2410,95           | 2,60                         | -                                      | 4,7:1                             | -                     | 11071,18               | 9985,76           | 1085,42                      | 9,00E-02                               | 230,9                 |
|                  | Summe                            |                       |                   |                              | 1,15E-01                               |                                   | 69,5                  |                        |                   |                              | 3,41E-01                               | 397,3                 |

mit:

$m_{in}$ : Masse Säuleneingang

$m_{out}$ : Masse Säulenausgang

$m_{in} - m_{out}$ : Differenz Masse Säuleneingang – Säulenausgang

$Ox_{C_{real}}$ : Oxidationskapazität, genutzt während Gesamtversuchsdauer

Massenverhältnis: Durchschnittliches Massenverhältnis bei der Reaktion des jeweiligen Elektronenakzeptors mit BTEX (Mittelwert aus Stöchiometrie der Reaktionen der Einzelstoffe)

Abbau BTEX: vollständiger Abbau von BTEX, berechnet aus Elektronenakzeptorenverbrauch

\*: Berechnet in Bezug auf N-NO<sub>3<sup>-</sup></sub>

#### 4.5.2 WD-RFA

Die mittels WD-RFA ermittelten Haupt- und Spurenelementkonzentrationen der Sedimentproben sind in Anhang H tabellarisch und grafisch dargestellt.

##### 4.5.2.1 Mineralogische Zusammensetzung des Untergrundes: Hauptelemente

Das Horizontalprofil entlang Gleis 1 und die Proben aus dem Grundwasserabstrom repräsentieren den oberflächennahen Mittelsandbereich zwischen 86,8 bis 88,2 m NN und entstammen der gesättigten Grundwasserzone bzw. der Grundwasserschwankungszone. Ausnahme bilden vier Proben (S17/1, S17/2, S19/1, S19/2), die im kontaminierten Bereich aus dem höher gelegenen, schluffhaltigen Horizont zwischen 89,0 - 89,4 m NN entnommen wurden. Insgesamt sind die Proben durch Siliziumgehalte von durchschnittlich 91,5 Gew.-% gekennzeichnet, wobei die Gehalte zwischen 88,0 bis 93,5 Gew.-% variieren und die Werte meist oberhalb der oberen Bestimmungsgrenze liegen. Die

Aluminiumgehalte sind durch Werte von 2,3 – 5,0 Gew.-% charakterisiert. Während  $\text{Fe}_2\text{O}_3$  mit Werten zwischen 0,2 - 1,1 Gew.-% eindeutig nachgewiesen werden kann, liegt der Mangengehalt aller Proben unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,02 Gew.-%. Die Erdalkaligehalte sind durch im Mittel vierfach so hohe CaO-gehalte, von bis zu 0,4 Gew.-%, wie MgO-gehalte gekennzeichnet. Letztere konnten auf Grund der niedrigeren Bestimmungsgrenze nur mittels Schmelztabletten nachgewiesen werden. Die Alkaligehalte Kalium und Natrium stehen in einem Verhältnis von durchschnittlich 2:1, wobei die  $\text{K}_2\text{O}$ -gehalte im Bereich von 0,8 - 1,6 Gew.-%, die Natriumgehalte im Bereich von 0,2 - 1,0 Gew.-% liegen.  $\text{TiO}_2$  zählt mit Werten von 0,06 - 0,2 Gew.-% ebenfalls zu den Hauptelementen, während sämtliche  $\text{P}_2\text{O}_5$ -gehalte unterhalb der Bestimmungsgrenze liegen.

Die beiden Vertikalprofile DB 25 und DB 32 zeigen im Vergleich dazu eine größere Variation der Messwerte. So liegt die Spannweite der Siliziumgehalte bei 79,5 - 95,7 Gew.-%. Beide Profile sind durch eine Zunahme der Gehalte an Silizium bei gleichzeitiger Verminderung der Aluminiumgehalte (3,8 bis 1,4 Gew.-%) mit der Teufe gekennzeichnet. Ein Ausreißer stellt die tiefste Probe an der Bohrung DB 25 dar, deren  $\text{Al}_2\text{O}_3$ -gehalt 3,8 Gew.-% beträgt. Bei dieser Probe sind auch die Gehalte an  $\text{Fe}_2\text{O}_3$ , CaO,  $\text{Na}_2\text{O}$ ,  $\text{K}_2\text{O}$  und  $\text{P}_2\text{O}_5$  deutlich höher als die benachbarten Probengehalte. Die  $\text{Fe}_2\text{O}_3$ -gehalte besitzen Werte zwischen 0,1 und 0,6 Gew.-%. und zeigen in der Teufe von 84 – 85 m NN ein Minimum. Mangan- und Magnesiumgehalte liegen unterhalb der Bestimmungsgrenzen. Oberflächennahe Calciumgehalte liegen bei 0,3 Gew.-% und vermindern sich mit der Teufe auf Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze. Auch hier zeigen die tieferen Proben wieder einen Anstieg, der bei DB 25 den oberflächennahen Werten entspricht. Die Alkalien Natrium und Kalium zeigen beide eine Verringerung mit zunehmender Teufe, wobei die Kaliumgehalte größeren Schwankungen bei der Reduktion unterliegen. Während die Titangehalte bei DB 25 keinen eindeutigen Trend erkennen lassen, sind sie bei DB 32 durch ein Minimum in einer Teufe von 81 - 82 m NN gekennzeichnet. Die  $\text{P}_2\text{O}_5$ -gehalte sind ebenfalls durch eine Reduktion mit der Tiefe charakterisiert. Ab ca. 83 m NN steigen die  $\text{SO}_3$ -gehalte signifikant an und liegen mit Werten bis zu 0,15 Gew.-% deutlich oberhalb der Bestimmungsgrenze.

#### 4.5.2.2 Eisen- und Mangengehalte

In Hinblick auf das Abbaupotenzial des Sediments ergibt sich, dass Manganfestphasen auf Grund ihrer Konzentrationen im Spurenelementbereich kein bedeutendes NA-Potenzial für den Standort darstellen. Eisengehalte hingegen wurden in nennenswerten Konzentrationen nachgewiesen. Zum besseren Vergleich mit den Ergebnissen aus anderen Laborversuchen wurden die als Oxide bestimmten Eisengehalte in metallisches Eisen umgerechnet und in Abb. 4-35 dargestellt.

Insgesamt zeigen beide Vertikalprofile einen ähnlichen Verlauf der Eisengehalte mit der Tiefe, wobei die Gehalte bei DB 32 meist über den Werten von DB 25 liegen. Oberflächennah treten bei DB 25, in einer Höhe von 90 m NN, maximale Eisengehalte von bis zu 4057 ppm auf. Mit der Tiefe vermindern sich die Gehalte auf ein Minimum mit einem Wert von 629 ppm im Bereich von 84,0 – 85,0 m NN und in 82,0 m NN. Darunter erhöhen sich die Gehalte und variieren zwischen 979 und 3707 ppm. Da die Probennahme bei DB 32 erst ab einer Teufe von 88,3 m NN begann, kann kein Vergleich zum maximalen Eisengehalt von DB 25 vorgenommen werden. In der Probe aus 87,3 - 88,3 m NN wurden Eisenwerte von 2448 ppm nachgewiesen, die sich auf 699 ppm in einer Tiefe von 83,3 – 84,3 m NN verringern. Darunter steigen die Gehalte kontinuierlich auf ein Maximum von 1749 ppm in einer Tiefe von 79,3 - 78,3 m NN und vermindern sich im Anschluss geringfügig. Auffällig ist die Probe mit der größten Entnahmetiefe bei DB 25, da der Eisengehalt sich mit 3707 ppm im Vergleich zur höher gelegenen Probe mehr als verdoppelt und im Vergleich zu Proben aus entsprechender Teufe bei DB 32 verdreifacht.

Die horizontale Verteilung der Eisengehalte im oberflächennahen Bereich besitzt einen durchschnittlichen Wert von 3033 ppm, ein Minimum von 1469 ppm und ein Maximum von 7484 ppm. Dabei sind maximale Werte zwischen 5106 - 7484 ppm der Proben S17/1, 2 und S19/1, 2 nicht repräsentativ für den Mittelsandbereich, sondern entstammen dem schluffhaltigen Horizont. Dies steht auch mit erhöhten Aluminiumgehalten in Einklang. Vernachlässigt man bei einem Vergleich zwischen kontaminiertem und unkontaminiertem Bereich diese Proben, zeigen die Werte im Grundwasserabstrom zwar einen durchschnittlich höheren Eisengehalt, was für eine Reduktion der Eisenfestphasen im Schadensbereich spräche, jedoch liegt die Differenz beider Mittelwerte im Bereich

der natürlichen Schwankung der Eisengehalte insgesamt. Zusammenfassend zeigt sich somit kein signifikanter Unterschied der beiden Bereiche. Der durchschnittliche Eisengehalt aller Proben, die im oberflächennahen Mittelsandbereich liegen, beträgt 2551 ppm. Aus diesem Wert kann die theoretische Oxidationskapazität des Sedimentes mit 73 eq pro m<sup>3</sup> Grundwasserleiter berechnet werden. Dieser mittels Übersichtsanalytik bestimmte Wert ist als obere Schranke der Oxidationskapazität durch Eisenfestphasen zu betrachten, da die tatsächlich für den Abbau zur Verfügung stehende Eisenmenge durch eine Vielzahl von Faktoren limitiert wird. Ungünstig für das NA-Potenzial wirkt sich die Verminderung der Eisengehalte zwischen 82 bis 85 m NN aus, der dem unteren Bereich des potenziellen Reaktionsraums entspricht.

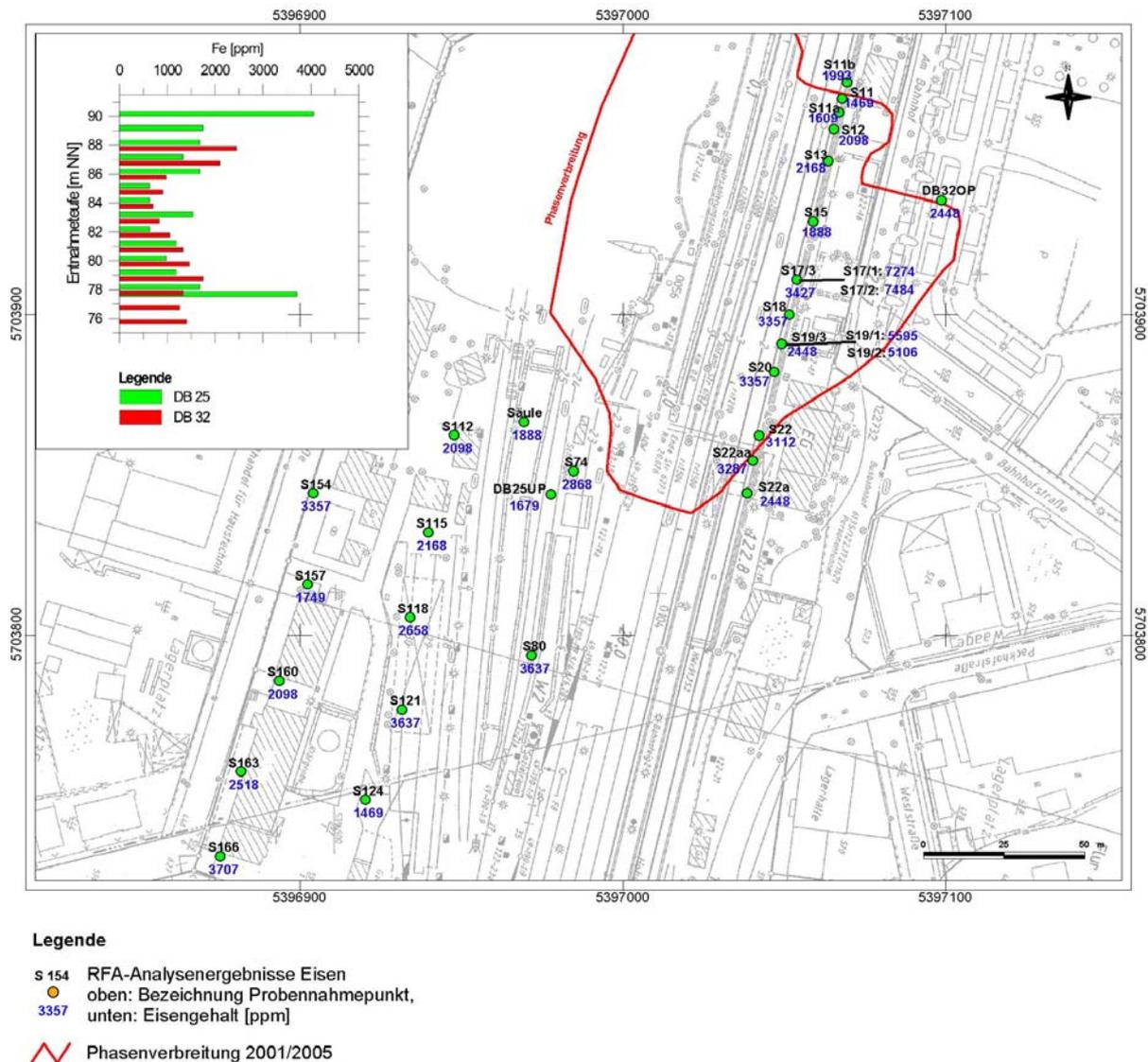


Abb. 4-35: Metallische Eisengehalte, bestimmt mittels WD-RFA, bei Doppelbestimmungen wurde der Mittelwert dargestellt

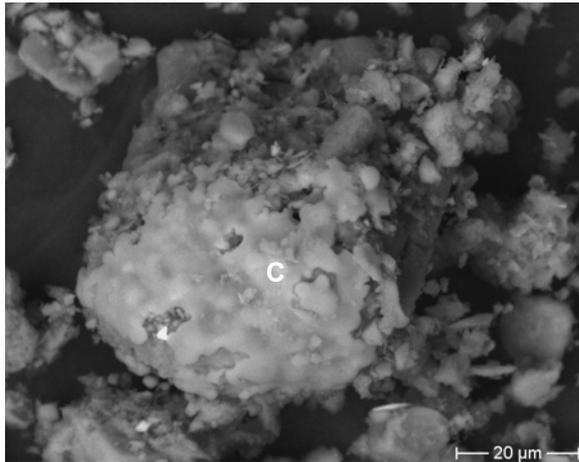
### 4.5.3 REM

Anhand der rasterelektronenmikroskopischen Analyse der Sedimentproben, Anhang I, konnten Aussagen zu den verschiedenen Mineralen vorgenommen werden. In Analogie zu den Ergebnisse aus der RFA-Analyse zeigen die Ergebnisse ebenfalls die größere Bedeutung der Eisen- als der Manganphasen.

Im oberflächennahen Bereich zeigen sich sekundäre eisen- und vereinzelt auch manganreiche Ausfällungen in amorpher Form (Abb. 4-36). Die Peakhöhenverhältnisse der Energiespektren von

Eisen, Mangan und Sauerstoff können in diesem Fall schlecht zur Identifizierung einzelner Minerale herangezogen werden, da Sauerstoff ein Hauptelement der Grundmatrix der Sandkörner ist, die aus Quarz oder anderen Silikaten bestehen. Da die amorphen Ausfällungen vor allem in den obersten Proben, in der sauerstoffreichen Grundwasserschwankungszone, auftreten, kann geschlossen werden, dass es sich um Eisenhydroxide und -oxidhydrate und Manganoxide handelt. Dass die Eisenphasen in amorpher Form vorliegen, wirkt sich günstig auf das NA-Potenzial aus, da LOVLEY & PHILIPS (1986) feststellten, dass amorphe bis schwach kristalline Zwischenstufen von Eisenoxiden leichter zu lösen und zu reduzieren sind als die kristallinen Oxide Goethit und Hämatit.

DB25, 1,5 m u. GOK



Spektrum C:

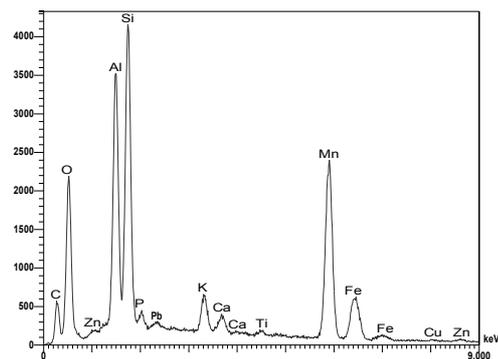
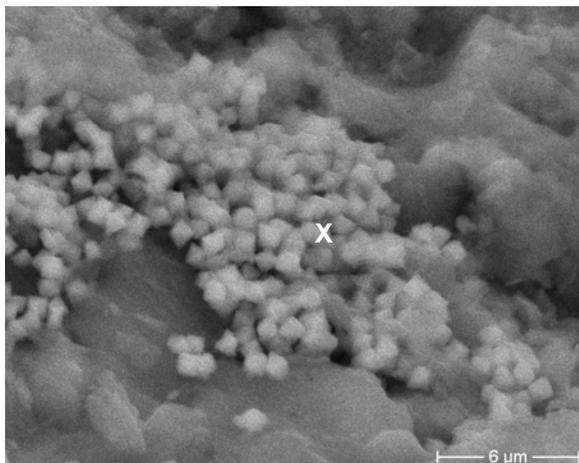


Abb. 4-36: links: Foto REM DB 25, Entnahmetiefe 1,5 m u. GOK mit Angabe des Messpunktes der energiedispersiven Röntgenanalyse; rechts: Spektrum, Abszisse: Energie (keV), Ordinate: Intensität (Counts)

Als Indikator für die Änderung der Milieubedingungen im Grundwasserleiter wurde erstmals in einer Tiefe von 8,5 m u. GOK (DB 25) Pyrit angetroffen. Es handelt sich dabei ebenfalls um sekundäre Bildungen. In gut erkennbarer Kristallform ist Pyrit erst in größerer Tiefe, in 12,5 m u. GOK ausgebildet (siehe Abb. 4-37) und auch durch die Peakhöhenverhältnisse der Energiespektren identifizierbar.

DB25-13,5 m u. GOK



Spektrum X :

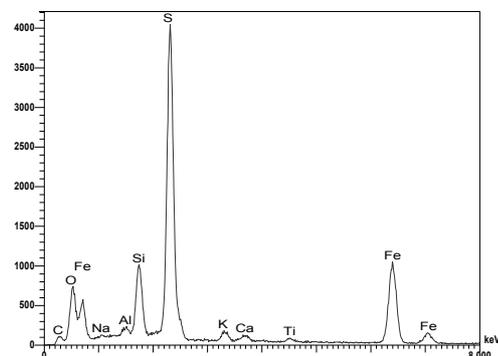


Abb. 4-37: links: Foto REM DB 25, Entnahmetiefe 13,5 m u. GOK mit Angabe des Messpunktes der energiedispersiven Röntgenanalyse; rechts: Spektrum, Abszisse: Energie (keV), Ordinate: Intensität (Counts)

#### 4.5.4 Chemische Extraktion

Da die aus den Sedimentproben extrahierten Mangangehalte meist unterhalb der Bestimmungsgrenze lagen, werden im Folgenden nur die Ergebnisse in Bezug auf Eisen dargestellt (Abb. 4-38 und Anhang J).

Die nasschemische Extraktion durch Ammoniumacetat bei einem pH-Wert von 6 führt zu maximalen Eisengehalten von 69,0 ppm (DB 32). Die durchschnittlichen Werte liegen bei DB 32 bei 20,4 ppm und somit um ein Dreifaches über dem Durchschnitt von DB 25 mit 6,9 ppm. Die Entwicklung mit der Teufe ist bei beiden Vertikalprofilen ähnlich. Die Proben aus der ungesättigten Zone, sowie aus dem oberen Bereich der grundwassergesättigten Zone, bis ca. 83 m NN, sind durch verhältnismäßig geringe Eisengehalte charakterisiert. Darunter steigen die Eisengehalte auf maximale Gehalte von 43,4 ppm bei 80 m NN (DB 25) und auf 69,0 bei 80,8 m NN (DB 32). In größeren Tiefen verringern sich die Eisengehalte dann wieder.

Unter Verwendung von Ammonium-EDTA, bei einem pH-Wert von 4,6, steigt die extrahierbare Eisenmenge in den Proben durchschnittlich um das Zehnfache (DB 25) bzw. um das Achtfache (DB 32) an, während der Tiefenverlauf tendenziell gleich bleibt. Im Vergleich fällt die oberste Probe bei DB 25 (90 m NN) durch ihren relativ hohen Eisengehalt von 85 ppm auf. Das Maximum bei DB 25 liegt in einer Teufe von 83 m NN mit einem extrahierbaren Eisengehalt von 143 ppm. Wie bei dem schwächeren Extraktionsmittel befindet sich das Maximum im Profil DB 32 in einer Teufe von 80,8 m NN und beträgt 352 ppm.

Die extrahierbare Eisenmenge steigt unter Verwendung von Ammoniumoxalat bei einem pH-Wert von 3. Im Durchschnitt betragen die Eisengehalte 231 ppm bei DB 25 und 276 ppm bei DB 32. Im Verhältnis zur Extraktion mit Ammonium-EDTA zeigt sich eine weitere Verzehnfachung der extrahierten Eisengehalte bei DB 25 und eine Vervielfachung bei DB 32.

Anders als unter Verwendung von schwächeren Extraktionsmitteln zeigt sich der maximale Eisengehalt bei DB 25 in der obersten Probe mit 703 ppm. Die Werte vermindern sich bis auf ein Minimum in 84,0 - 86,0 m NN mit Werten im Bereich von 25 - 50 ppm und erhöhen sich mit zunehmender Teufe. DB 32 zeigt ebenfalls in den oberen Proben, die im Vergleich zu DB 25 einem tieferen Entnahmebereich entstammen, relativ hohe Gehalte von bis zu 239 ppm. In der Teufe von 83,8 - 84,8 m NN schliesst sich ein Minimum mit ca. 60 ppm an. Das Maximum liegt in der gleichen Teufe wie beim Einsatz der schwächeren Extraktionsmittel bei 80,8 m NN und beträgt 499 ppm.

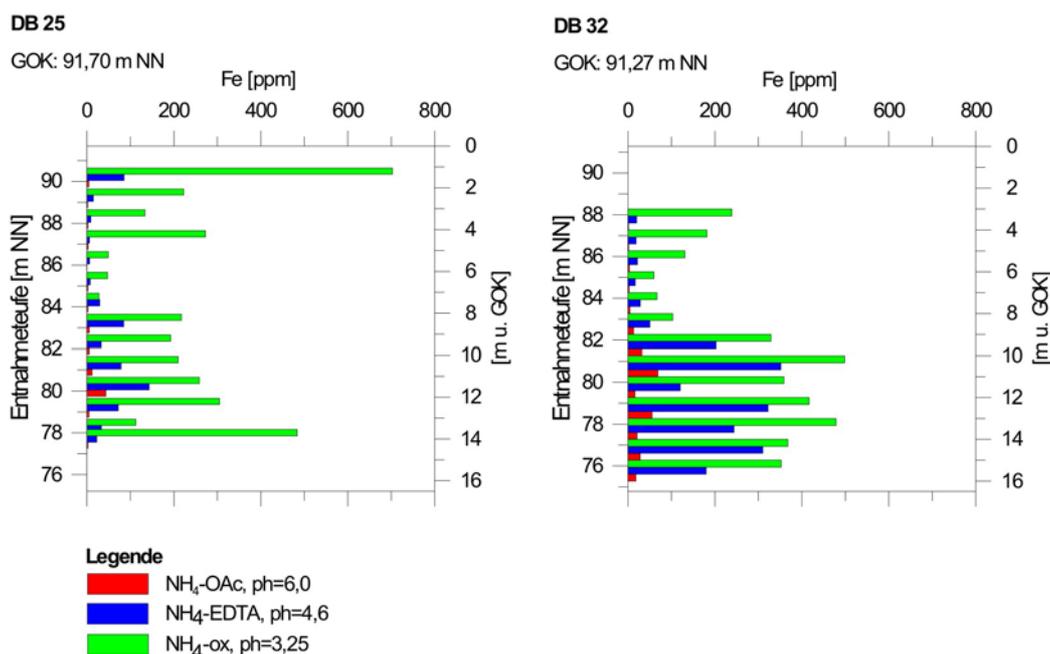


Abb. 4-38: Nasschemische Extraktion: Eisengehalte entlang der Bohrungen DB 25 (links) und DB 32 (rechts)

Vergleicht man die mittels nasschemischer Extraktion extrahierten Eisengehalte mit den Gehalten aus der WD-RFA-Analyse, zeigt sich insgesamt eine ähnliche Teufenentwicklung. Die mit RFA bestimmten Eisengehalte liegen bei DB 25 durchschnittlich eine Zehnerpotenz über den Werten des stärksten Extraktionsmittels Ammoniumoxalat (pH = 3). Bei DB 32 betragen sie ungefähr das Siebenfache.

Vergleicht man die mittels chemischer Extraktion gewonnenen Eisenmengen unter Verwendung des schwächsten Oxidationsmittels mit der im Grundwasser tatsächlich nachgewiesenen Eisenkonzentration (Abb. 4-39), zeigt sich, dass die Gehalte größenordnungsmäßig mit den Eisenkonzentrationen des natürlichen Grundwasserleiters in Einklang stehen. Die Eisengehalte im Schadensbereich sind bedingt durch Reduktion von Eisenfestphasen bereits auf Werte über 50 mg/l angestiegen (siehe Kapitel 4.3.4.3). Während das stärkste Oxidationsmittel mit Eisengehalten von bis zu 700 ppm wie die Ergebnisse der RFA zu einer Überschätzung der Oxidationskapazität des Grundwasserleiters führen, liefert die Extraktion mit dem Oxidationsmittel Ammonium-EDTA vergleichbare Gehalte, d. h. die aus dem zukünftigen oberflächennahen Reaktionsraum extrahierten Eisengehalte sind mit den tatsächlich im Schadensbereich gemessenen Werten vergleichbar. Wie auch bei der RFA wird deutlich, dass im unteren Bereich des potenziellen Reaktionsraumes eine Reduktion des Eisenangebotes zu erwarten ist.

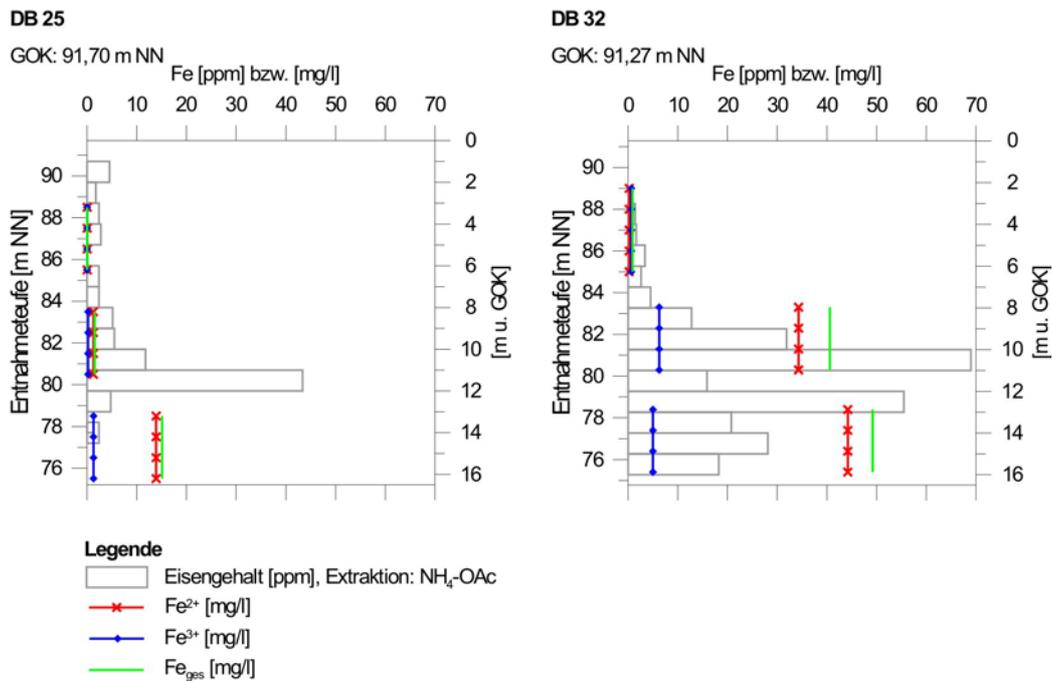


Abb. 4-39: Nasschemische Extraktion mit Ammoniumacetat (pH = 6) an den Bohrungen DB 25 und DB 32 im Vergleich zu den im Grundwasser gemessenen Konzentrationen am 25.-27.08.2003

## 4.6 Numerisches Grundwasserströmungsmodell

In diesem Kapitel werden zunächst der Aufbau, die Parameterbelegung und die Randbedingungen des numerischen Grundwasserströmungsmodells beschrieben. Die Kalibrierung des Modells erfolgte sowohl für den stationären Fall an einem ausgewählten Stichtag, als auch unter instationären Bedingungen. Im Rahmen der Kalibrierung werden Sensitivitätstests und die im Ergebnis berechneten Wasserbilanzen dargestellt.

### 4.6.1 Aufbau des Grundwasserströmungsmodells

#### 4.6.1.1 Modellgeometrie

Das Modellgebiet umfasst einen Ausschnitt des quartären Grundwasserleiters mit einer Fläche von 2.858.300 m<sup>2</sup> und einem Volumen von 73.516.100 m<sup>3</sup>. Bei einem zuvor erstellten regionalen, stationären Grundwasserströmungsmodell, das von Haida bis Plessa reichte und auch den tertiären Untergrund berücksichtigte, zeigte sich, dass das Modell nicht die gewünschte Sensitivität besaß, um kleinräumige Variationen einzelner Parameter am Sanierungsstandort zu simulieren. Auffällig bei den Simulationen waren stets recht hohe Grundwasserstände, was darauf zurückzuführen sein könnte, dass das künstlich angelegte Entwässerungssystem der Elsterniederung auf Grund von fehlenden Daten nicht entsprechend berücksichtigt werden konnte. Die Modellgröße wurde daher so gewählt, dass gemäß der Fragestellung die regionale geohydraulische Situation noch erkennbar ist, jedoch auch kleinräumige Prozesse am Standort simuliert werden können. Der nördliche Modellrand wird durch einen Zustrom von der Hochfläche bestimmt und wurde entlang einer Linie definiert, die einen mittleren Zustand der Grundwasserdynamik widerspiegelt. Als südliche Modellgrenze wurde die Schwarze Elster gewählt. Die westliche und östliche Abgrenzung bilden Randstromlinien.

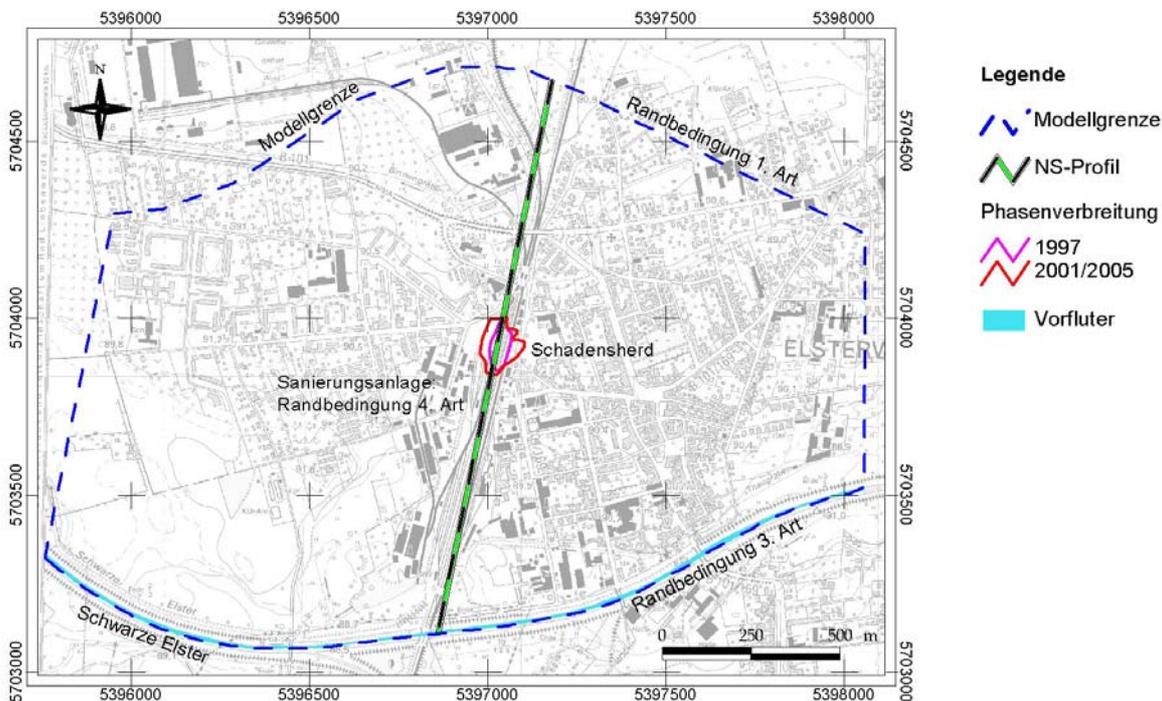


Abb. 4-40: Modellgebiet numerische Grundwassermodellierung

#### 4.6.1.2 Vertikaler Aufbau

Basierend auf dem hydrogeologischen Strukturmodell (Kapitel 3.1.4.1) und den Ergebnissen aus eigenen Untersuchungen, die eine weitere Differenzierung des quartären Untergrundes im Bereich des Standorts erkennen lassen, wurde eine vertikale Strukturierung des Grundwasserströmungsmodells in 5 Schichten vorgenommen. Die Modellbasis bildet die Quartärbasis, deren unregelmäßiger Verlauf

aus der Lithofazieskarte (BEHRENDT et al., 1986, CEPEK, 1999) übernommen wurde. Im Bahnhofsbereich verläuft diese auf einer Höhe von ca. 75 m NN und korreliert somit mit den Ergebnissen der tieferen Bohrungen der DP-Kampagnen. In den Teufen 81 und 85 m NN wurden zwei horizontale Schichtgrenzen in das Modell eingezogen, um Bereiche zu trennen, die im Ergebnis der DP-Untersuchungen unterschiedliche hydraulische Eigenschaften zeigten. Die mittels zahlreicher Bohrungen kartierte Schluffschicht in der Grundwasserschwankungszone mit einer durchschnittlichen Mächtigkeit von 0,35 m wird ebenfalls im Modell nachgebildet. Dazu wird der Verlauf der Schichtober- und -untergrenze aus den Bohrdaten interpoliert. Es wird die Annahme getroffen, dass die Schicht nur lokal ausgebildet ist. Sie keilt im Modell in einer Entfernung von ca. 150 m um den Bahnhof auf dem mittleren Niveau von 88,94 m NN aus.

#### 4.6.1.3 Finite-Elemente-Netz

Die Diskretisierung des Modellgebietes erfolgte mittels finiter Elemente anhand von 6-knotigen Dreiecksprismen: In horizontaler Richtung wurden Dreieckselemente, in vertikaler Richtung Viereckselemente für die einzelnen Schichten verwendet. Das FE-Netz besteht aus 50.325 Dreieckselementen und 31.350 Knoten (siehe Anhang K, Abb. K-1). Die Diskretisierungsdichte ist im Bereich des Schadensfalls, insbesondere in Brunnennähe, am höchsten. Die Seitenlänge der Dreieckselemente liegt hier im Bereich von 0,3 - 10 m. Auch in der Nähe der Elster wurde eine höhere Dichte mit Seitenlängen von 5 - 15 m gewählt. Da der Informationsgrad in den Außenbereichen deutlich geringer ist, wurde hier eine gröbere Diskretisierung vorgenommen: Die Dreieckselemente besitzen Seitenlängen von 20 - 80 m.

### 4.6.2 Parameterbelegung

#### 4.6.2.1 $k_f$ -Wert Modell

Basierend auf den Ergebnissen zur hydraulischen Leitfähigkeit erfolgte die horizontale  $k_f$ -Wert-Ausgangsbelegung der einzelnen Schichten im Modell, wie in Abb. 4-41 dargestellt. Eine vertikale Differenzierung von unterschiedlichen Durchlässigkeitsbereichen konnte anhand der kontinuierlichen Tiefenprofile der Direct-Push-Untersuchungen vorgenommen werden und wurde im Modell entsprechend umgesetzt. Da aus diesen Untersuchungen jedoch keine, für die Modellierung notwendigen, quantitativen Angaben zur Verfügung standen, wurden für die Modellbelegung statistische Kennwerte aus den übrigen Messergebnissen verwendet.

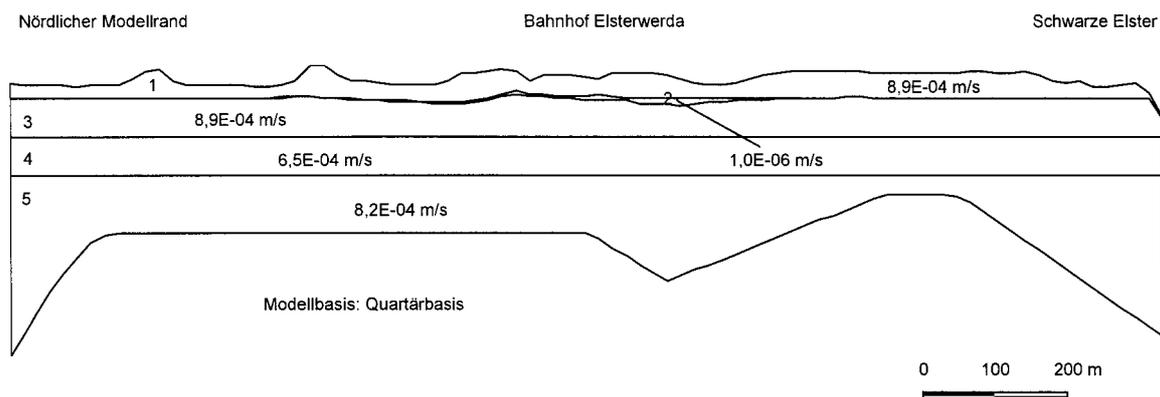


Abb. 4-41: Schematische Darstellung der horizontalen  $k_f$ -Wert Belegung ( $k_{fx} = k_{fy}$ ) der einzelnen Modellschichten entlang eines NS-Profiles, vertikale Überhöhung 13,5fach

Die hydraulische Durchlässigkeit des oberflächennahen Bereichs des Grundwasserleiters bis in eine Teufe von 85 m NN (Schicht 1 und 3) wird am besten durch die Ergebnisse aus den Pump- und Wiederanstiegsversuchen beschrieben. Auch auf Grund des Brunnenausbaus, der durch Filterstrecken von der Grundwasseroberfläche bis in Teufen von 85 - 86 m NN gekennzeichnet ist, wird deutlich, dass die ermittelten Durchlässigkeitsbeiwerte für größere Teufen an Repräsentativität verlieren. Für den Durchlässigkeitsbeiwert der zwischengelagerten Schluffschicht, Schicht 2, wurde eine Annahme

getroffen:  $k_f = 1 \cdot 10^{-6}$  m/s. Schicht 4, deren Unterkante bei 81 m NN liegt, wurde mit dem Modalwert der am Standort durchgeführten Untersuchungen belegt. In der untersten Modellschicht, deren Unterkante mit der Quartärbasis zusammenfällt und die im Bahnhofsbereich bei ca. 75 m NN liegt, existieren nur vereinzelt Daten zur hydraulischen Leitfähigkeit. Im Modell wurde diese Schicht mit dem Mittelwert aller Untersuchungen belegt. Zusammenfassend zeigt sich, dass sich durch die gewählte  $k_f$ -Wert-Belegung im Modell die relative Durchlässigkeitsverteilung, die mittels Direct-Push-Untersuchungen detektiert wurde, widerspiegelt.

Im Ergebnis der Darcyversuche konnte gezeigt werden, dass die vertikale und horizontale Durchlässigkeit ungefähr im Verhältnis 1:10 stehen. Basierend auf der zuvor beschriebenen horizontalen  $k_f$ -Wert Verteilung wurden daher die vertikalen Durchlässigkeiten um den Faktor 10 gemindert.

#### 4.6.2.2 Nutzbare Porosität

Die effektive Porosität  $n_e$  (Tab. 4-12) wurde für das Modell in Funktion des Durchlässigkeitsbeiwertes mit folgender Näherungsformel berechnet (SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDESENTWICKLUNG, 1997):

$$n_e = 0,40 + 0,05 \cdot \lg k_f$$

Tab. 4-12: Im Modell verwendete Nutzporositäten

| Schicht                    | 1     | 2     | 3     | 4     | 5     |
|----------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Effektive Porosität, $n_e$ | 0,247 | 0,100 | 0,248 | 0,241 | 0,246 |

#### 4.6.2.3 Grundwasserneubildung

Für die stationäre Kalibrierung wurde zunächst flächendeckend eine Grundwasserneubildung von 116 mm/a, dem langjährigen Mittelwert für die Zeitreihe 1961-1990 (siehe Kapitel 3.1.8), gewählt. Flächendifferenzierte Neuberechnungen der Grundwasserneubildung, die z. B. Parameter wie Versiegelungsgrad, Vegetation, Landnutzung, Bodenbedeckung und Flurabstand berücksichtigen, waren im Rahmen dieses Projektes nicht vorgesehen. Im Zuge der Kalibrierung stellte sich heraus, dass durch eine Erhöhung der Grundwasserneubildung auf 145 mm/a bessere Ergebnisse erzielt wurden. Gemäß Altunterlagen repräsentiert auch dieser Wert eine mittlere Grundwasserneubildung.

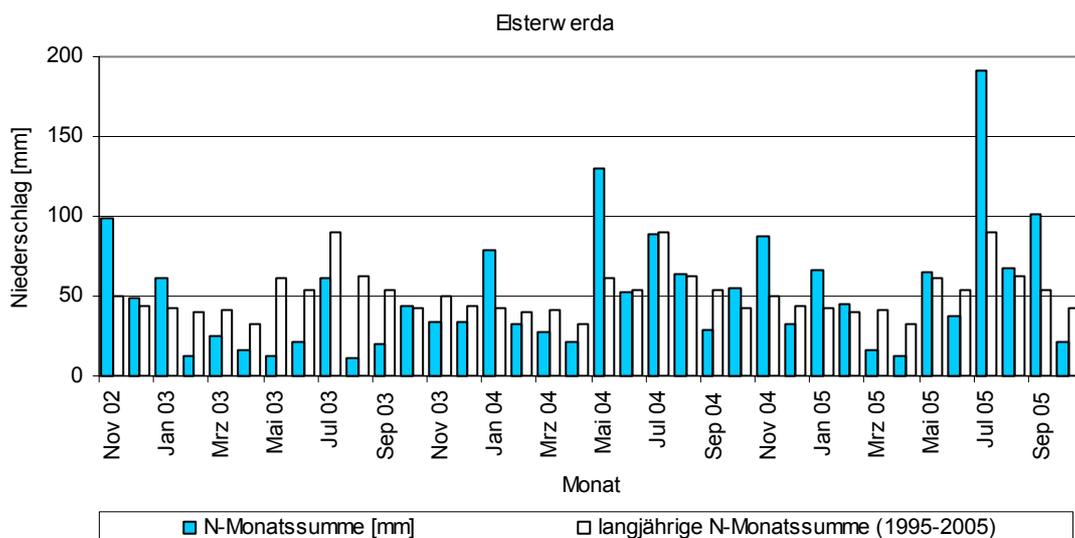


Abb. 4-42: Niederschlagsmonatssummen der Jahre 2002/03 bis 2004/05 im Vergleich zum langjährigen Mittel der Monatssummen (Zeitreihe 1995-2005), Niederschlagsstation Elsterwerda

Das für die instationäre Kalibrierung gewählte Jahr 2003/04 ist durch leicht überdurchschnittliche Niederschläge bei durchschnittlichen Grundwasser- und Oberflächenwasserständen charakterisiert. Zu Beginn des Winterhalbjahres befinden sich die Grundwasserstände durch das sehr niederschlagsarme Vorjahr auf einem äußerst niedrigen Niveau. Noch bis Ende November 2003 sinken die Grundwasserstände bis zum Erreichen des Tiefstandes der Messreihe weiter (Abb. 4-5). Stellt man die Niederschlagsmonatssummen des Jahres 2003/04 dem langjährigen Mittel der Monatssummen gegenüber (Abb. 4-42 und Anhang A, Abb. A-4), zeigt das Winterhalbjahr leicht unterdurchschnittliche Niederschläge. Extreme Werte für die Grundwasserneubildung sind daher eher unwahrscheinlich, vielmehr ist von durchschnittlichen Werten auszugehen. Ausnahme bildet der Monat Januar, in dem sehr hohe Niederschlagsmengen registriert wurden, die offensichtlich zu einer erhöhten Grundwasserneubildung führten. Dies erkennt man an dem in Folge registrierten starken Anstieg des Grundwasserspiegels. Zu Beginn des Sommerhalbjahres treten stark überdurchschnittliche Niederschläge im Mai 2004 auf, während der weitere Verlauf eher dem durchschnittlichen Sommerhalbjahresverlauf entspricht. Niederschläge, die deutlich unterhalb des Mittelwertes liegen, fallen im September 2004.

Im Rahmen der instationären Kalibrierung zeigte sich, dass die jahreszeitliche Auflösung der Jahressummen eine wichtige Rolle spielt. Basierend auf einem durchschnittlichen Jahresgang, berechnet auf Landesebene für Berlin/Brandenburg (LUA, 2000), und den Angaben für Winter- und Sommerhalbjahr für das Einzugsgebiet der Schwarzen Elster wurde ein innerjährlicher Gang der Grundwasserneubildung für die Simulation erzeugt (Tab. 4-13).

Tab. 4-13: Jahreszeitlicher Gang der Grundwasserneubildung [mm/Monat]

| NOV | DEZ | JAN | FEB | MRZ | APR | MAI | JUN | JUL | AUG | SEP | OKT | Σ [mm/a] |
|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|----------|
| 8   | 22  | 23  | 19  | 26  | 16  | 0   | 0   | 0   | 0   | 0   | 2   | 116      |
| 10  | 27  | 28  | 24  | 33  | 20  | 0   | 0   | 0   | 0   | 0   | 3   | 145      |

### 4.6.3 Randbedingungen

Im Norden des Modellgebietes wurde eine Dirichlet-Randbedingung, im Süden ein Cauchy-Randbedingung gewählt. Die West- und Ostbegrenzung wird durch Randstromlinien gebildet. Die Grundwasserentnahmen im Schadensbereich werden in FEFLOW als Randbedingung 4. Art modelliert (Abb. 4-40).

#### 4.6.3.1 Nordrand

Als Anfangswert für die stationäre Kalibrierung wurde für die Dirichlet-Randbedingung auf dem Nordrand ein mittlerer Grundwasserstand von 89,0 m NN gewählt. Dieser Wert wurde aus dem hydrogeologischen Kartenwerk übernommen und im Zuge der Kalibrierung modifiziert. Für die instationäre Kalibrierung wurde basierend auf den Grundwasserstandsganglinien der GWM 1 und 2 unter Berücksichtigung des Fließgefälles eine Wasserstandsganglinie für den nördlichen Modellrand erzeugt und die Modellebenen 1-6 mit dieser Ganglinie belegt.

#### 4.6.3.2 Südrand, Schwarze Elster

Die Schwarze Elster wurde als Cauchy-Randbedingung definiert und in der obersten Modellebene (slice 1) flächenhaft auf die Gewässersole gelegt. Dazu muss einerseits der Wasserstand des Vorfluters und zum anderen der die hydraulische Verbindung zwischen Grund- und Oberflächenwasser beschreibende Transferkoeffizient eingesetzt werden. Auf Grund der in Kapitel 4.1 beschriebenen Parallelität von Grund- und Oberflächenwasserstandsschwankungen kann auf eine gute hydraulische Anbindung von Grund- und Oberflächenwasser geschlossen werden.

Für die stationäre Kalibrierung lagen Wasserstandsdaten am Stichtag vor. Der Wasserstand der einzelnen Knoten, die den Vorfluter modellieren, wurde basierend auf den an den Messpunkten OFL3, 4 und 5 erhobenen Messreihen entlang des Gewässersegmentes interpoliert. Das mittlere Gefälle des Vorfluters beträgt ca.  $1,5 \cdot 10^{-4}$  [-], was einem leicht unterdurchschnittlichen Wert entspricht (vgl.

Anhang C, Tab. C-2). Im Rahmen der instationären Kalibrierung wurde der Flusswasserstand analog zur stationären Kalibrierung interpoliert. Jedoch fand neben dem Vorflutgefälle die zeitliche Variation Berücksichtigung. Im Ergebnis wurde der Südrand mit monatlich schwankenden Flusswasserständen belegt.

Für die Ausgangsbelegung des Transferkoeffizienten wurde die Annahme getroffen, dass eine 0,05 m bis 0,1 m mächtige Kolmationsschicht mit einem Durchlässigkeitsbeiwertes von  $k_f^{\text{in/out}} = 10^{-6}$  m/s auf der Gewässersohle ausgebildet ist. Der Transferkoeffizient liegt in diesem Fall im Bereich von  $\phi_h = 0,86 - 1,7 \text{ d}^{-1}$ .

#### 4.6.3.3 Grundwasserentnahmen durch Sanierungsbetrieb

Bei der stationären Kalibrierung wurden die Förderraten der einzelnen Sanierungsbrunnen im Monat des Stichtags (Juli 2004) verwendet und als Randbedingung 4. Art in den Modellschichten 3 und 4, in denen die Filter der Brunnen liegen, im Modell entsprechend berücksichtigt. Für die instationäre Kalibrierung fanden die monatlichen Förderratanglinien Verwendung (Tab. 4-14).

Tab. 4-14: Förderaten 11/2003-10/2004

| Brunnen | Förderrate [m <sup>3</sup> /d] |        |        |        |        |        |        |        |        |        |  |        |           |
|---------|--------------------------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--|--------|-----------|
|         | Nov 03                         | Dez 03 | Jan 04 | Feb 04 | Mrz 04 | Apr 04 | Mai 04 | Jun 04 | Jul 04 | Aug 04 | Sep 04   | Okt 04 |           |
| SB 1    | 29,40                          | 26,76  | 25,26  | 22,50  | 21,63  | 32,92  | 34,21  | 36,89  | 38,83  | 27,18  | 57,21  | 39,22  |           |
| SB 2    | 32,60                          | 36,59  | 29,00  | 31,34  | 31,77  | 33,39  | 36,29  | 27,79  | 2,39   | 23,82  | 22,83  | 32,84  |           |
| SB 3    | 52,64                          | 81,55  | 74,48  | 69,16  | 69,89  | 60,55  | 55,93  | 59,39  | 63,89  | 66,43  | 57,00  | 64,34  |           |
| SB 4    | 18,96                          | 18,38  | 20,48  | 16,22  | 11,20  | 6,89   | 7,00   | 5,93   | 6,72   | 7,37   | 10,17  | 10,19  |           |
| SB 6    | 82,32                          | 79,03  | 63,70  | 32,47  | 45,66  | 48,13  | 55,96  | 73,96  | 65,50  | 57,76  | 27,42  | 40,53  |           |
| SB 8    | 32,02                          | 41,52  | 40,39  | 25,34  | 31,87  | 31,95  | 29,50  | 37,29  | 30,67  | 25,65  | 20,88  | 22,22  |           |
| SB 9    | 14,05                          | 12,31  | 14,30  | 15,09  | 30,00  | 33,47  | 31,82  | 35,54  | 34,33  | 32,49  | 28,08  | 34,72  |           |
| SB 10   | 70,46                          | 66,45  | 69,52  | 65,44  | 71,49  | 70,68  | 68,71  | 72,64  | 70,06  | 76,24  | 72,46  | 86,16  |           |
| PhBr 1  | 35,52                          | 22,97  | 24,78  | 24,41  | 27,83  | 26,87  | 25,57  | 26,54  | 24,67  | 26,12  | 21,08  | 24,66  |           |
| Gesamt  | 367,96                         | 385,55 | 361,91 | 301,97 | 341,32 | 344,87 | 345,00 | 375,96 | 337,06 | 343,06 | 317,13   | 354,88 |           |
|         |                                |        |        |        |        |        |        |        |        |        | Fördermenge [m <sup>3</sup> ] 11/2003-10/2004: |        | 127466,94 |

#### 4.6.4 Kalibrierung

Zunächst erfolgte die stationäre Kalibrierung anhand eines ausgewählten Stichtages. Im Anschluss wurde dann, um Mehrdeutigkeiten bei der Parameterbelegung zu verhindern, eine instationäre Kalibrierung für das hydrologische Jahr 2003/04 anhand von Grundwasserstandsganglinien vorgenommen. Die Auswirkungen der Veränderungen einzelner Parameter auf das Berechnungsergebnis und damit verbunden eine Abschätzung möglicher Unsicherheiten werden durch eine Sensitivitätsanalyse im Rahmen der Kalibrierung durchgeführt.

##### 4.6.4.1 Stationäre Kalibrierung

Die stationäre Kalibrierung erfolgte für den Stichtag 12.07.2004, der, wie beschrieben, mittlere Grund- und Oberflächenwasserstände repräsentiert. Der Zeitpunkt liegt in der Mitte des Sommerhalbjahres, das i. A. durch fehlende oder geringe Grundwasserneubildung gekennzeichnet ist. Die Kalibrierung mit den zuerst gewählten Parametersätzen zeigt, dass der Wasserstand im Modell zu hoch ist. Eine Erniedrigung der Wasserstände im Modell ist prinzipiell zu erreichen durch: Eine Verringerung des Zustroms am Nordrand durch Erniedrigung des vorgegebenen Wasserstandes, eine Erniedrigung der Grundwasserneubildung, die Erhöhung des Transferkoeffizienten an der Vorflutbasis, oder durch einen zusätzlichen Tiefenabstrom über den Südrand, was ein Unterströmen der Elster zur Folge hätte. Die beste Anpassung am Stichtag 12.07.2004 wurde mit den in Tab. 4-15 aufgelisteten Parametern erzielt.

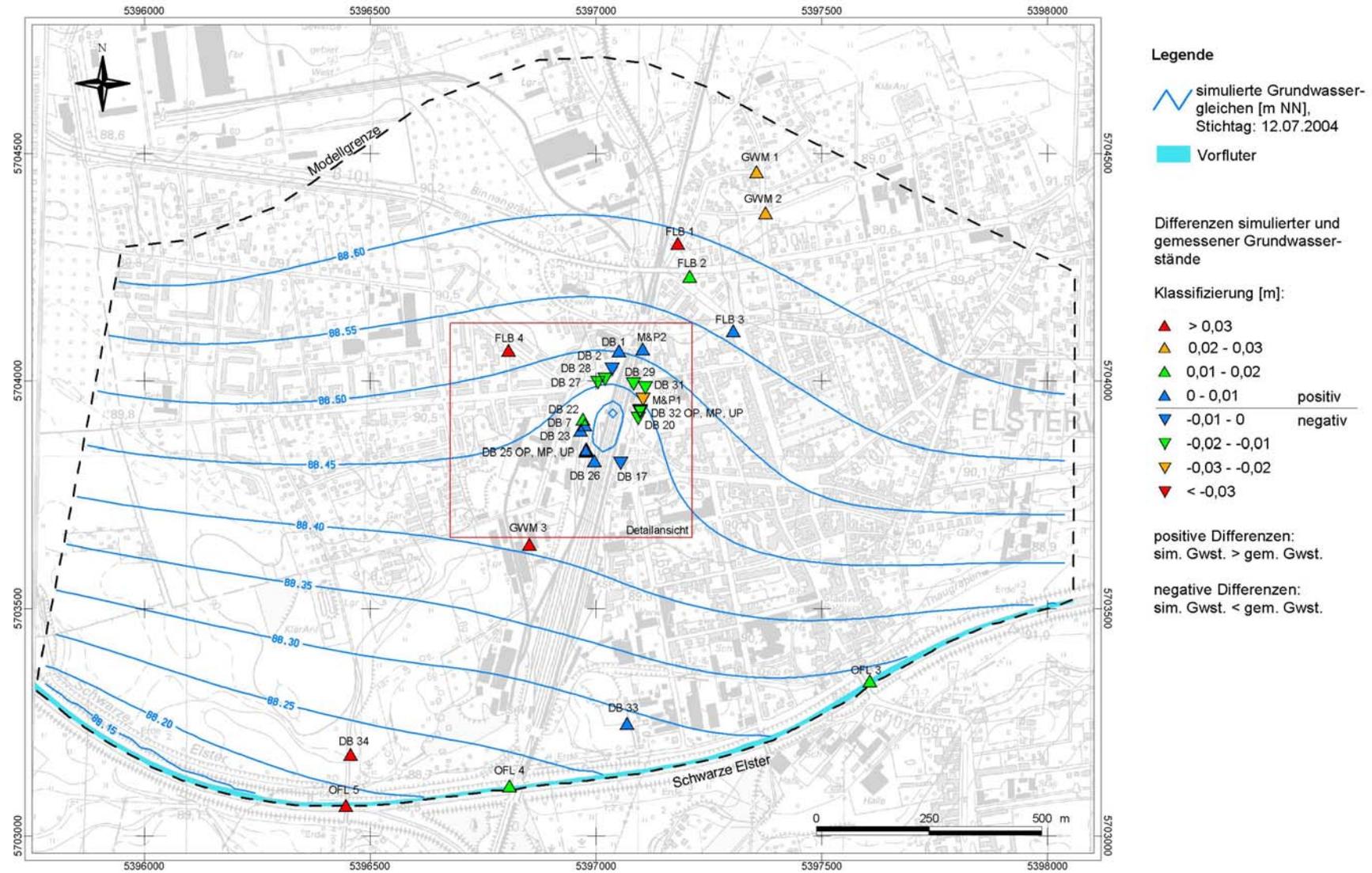
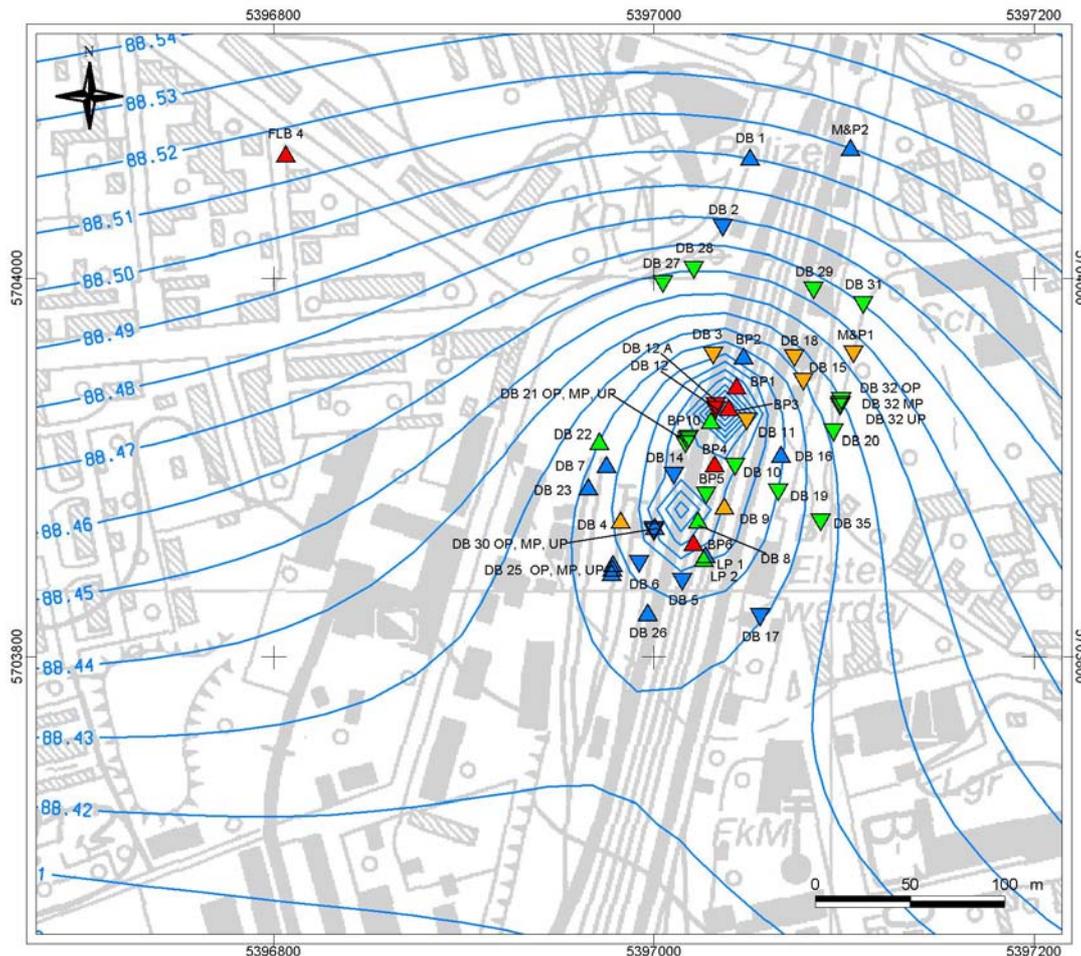


Abb. 4-43: Ergebnis der stationären Kalibrierung: Simulierter Grundwassergleichenplan am 12.07.2004



**Legende**

 simulierte Grundwassergleichen [m NN], Stichtag: 12.07.2004

Differenzen: simulierte Grundwasserstände minus gemessene Grundwasserstände

Klassifizierung [m]:

- |   |               |                                    |
|---|---------------|------------------------------------|
|  | > 0,03        |                                    |
|  | 0,02 - 0,03   |                                    |
|  | 0,01 - 0,02   | positive Differenz:                |
|  | 0 - 0,01      | simulierte Gwst. > gemessene Gwst. |
| <hr/>   |               |                                    |
|  | -0,01 - 0     | negative Differenz:                |
|  | -0,02 - -0,01 | simulierte Gwst. < gemessene Gwst. |
|  | -0,03 - -0,02 |                                    |
|  | < -0,03       |                                    |

Abb. 4-44: Detailansicht: simulierter Grundwassergleichenplan am 12.07.2004

Der modellierte Grundwassergleichenplan einschließlich der Abweichungen zwischen simulierten und gemessenen Werten ist in Abb. 4-43 und Abb. 4-44 dargestellt. Die Abweichungen treten sowohl in positiver Richtung auf, d. h. die simulierten Grundwasserstände sind größer als die gemessenen, als auch in negativer, d. h. die simulierten Grundwasserstände sind kleiner als die gemessenen. Während die Grundwasserstände im Umfeld eher zu hoch simuliert wurden, treten im Bereich des Schadensfalls Abweichungen in entgegengesetzter Richtung unmittelbar nebeneinander auf, z. B. DB 3 und BP 2 oder BP 4 und DB 10. Relativ große Abweichungen treten im zentralen Bereich der Absenkungstrichter auf, z. B. BP 1, BP 3, BP 4 und BP 6.

Tab. 4-15: Stationäre Kalibrierung: Modellparameter

| Parameter                     | Wert  |
|-------------------------------|---|
| $k_f$ -Wert                   | Belegung wie in Kapitel 4.6.2.1 beschrieben, multipliziert mit dem Faktor 1,2, bei der Belegung gilt: $k_{fx} = k_{fy} = 1/10 \cdot k_{fz}$   |
| Nutzbare Porosität            | siehe Kapitel 4.6.2.2   |
| Grundwasserneubildung         | 145 mm/a  |
| Grundwasserentnahme           | Förderrate gesamt: 337 m <sup>3</sup> /d  |
| Sanierungsbrunnen             | SB 1    SB 2    SB 3    SB 4    SB 6    SB 8    SB 9    SB 10    PhBr1<br>38,8    2,4    63,9    6,7    65,5    30,7    34,3    70,1    24,7  |
| Zustrom nördlicher Modellrand | Randbedingung 1. Art auf slice 1-6, h = 88,64 m NN  |
| Gewässerrand Schwarze Elster  | Randbedingung 3. Art im slice 1<br>Wasserstand: Interpolation entlang des Vorfluters, basierend auf Messwerten des Stichtages: OFL3: 88,32 m NN; OFL4: 88,20 m NN; OFL5: 88,14 m NN<br>Transferkoeffizient: $\phi_h^{in} = \phi_h^{out} = 8 \text{ d}^{-1}$ , entspricht z. B. einer 0,05 m mächtigen Schicht mit einem $k_f$ -Wert von $5 \cdot 10^{-6} \text{ m/s}$ |

Zum Vergleich des im Modell berechneten Grundwasserspiegels mit dem realen Grundwasserspiegel wurden die berechneten gegen die gemessenen Höhen des Grundwasserspiegels in einem Scatter-Diagramm (Abb. 4-45) aufgetragen. Bei vollständiger Übereinstimmung beider Datengruppen lägen sämtliche Datenpunkte auf der zusätzlich dargestellten Solllinie. Die Fehler, die rechts vom Diagramm aufgeführt sind, sind folgendermaßen definiert:

Mittlerer Fehler: 
$$me = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (h_{calc} - h_{obs})_i$$

Mittlerer absoluter Fehler: 
$$mae = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n |h_{calc} - h_{obs}|_i$$

Mittlerer quadratischer Fehler: 
$$MSE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (h_{calc} - h_{obs})_i^2$$

Standardisierter RMS: 
$$normalizedRMS = \frac{RMS}{(h_{obs})_{max} - (h_{obs})_{min}}$$

mit:

$h_{obs}$ : gemessene Werte

$h_{calc}$ : berechnete Werte

n: Anzahl der Wertepaare

RMS: Wurzel des mittleren quadratischen Fehlers

Die stationäre Kalibrierung kann mit einem absoluten mittleren Fehler von 0,02 m als akzeptabel eingeschätzt werden. Der standardisierte mittlere quadratische Fehler, der sich auf die reale Messwertspanne bezieht, liegt bei 6,3 %, was ebenfalls ein gutes Ergebnis darstellt. Auch die Flusswasserstände der Schwarzen Elster sind im oberstromigen und mittleren Flussabschnitt mit einer Abweichung von 0,01 m gut nachgebildet. Im unterstromigen Bereich liegen die modellierten Flusswasserstände 0,04 m über den gemessenen.

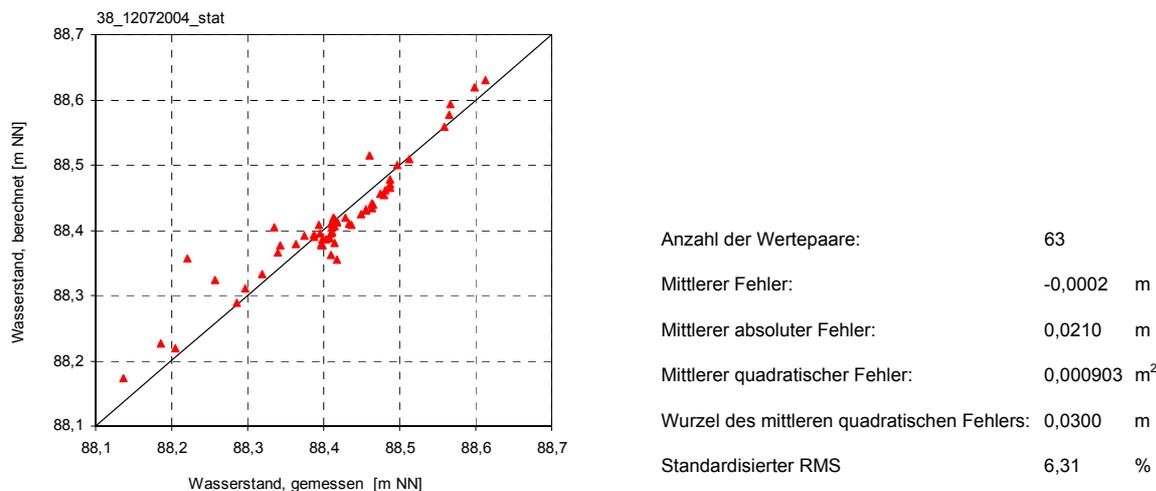


Abb. 4-45: Stationäre Kalibrierung: Vergleich der gemessenen und berechneten Grundwasserstände

Die im Ergebnis der stationären Kalibrierung erstellte Wasserbilanz für das Modellgebiet zeigt Tab. 4-16. Ein NS-Strömungsprofil ist in Abb. 4-46 abgebildet. Im Brunnen unbeeinflussten Umfeld des Schadensbereichs liegen die im Modell resultierenden Darcy-Fließgeschwindigkeiten zwischen  $1,2 - 2,5 \cdot 10^{-2}$  m/d, was ca. 4 - 9 m/a entspricht.

Tab. 4-16: Bilanz der stationären Kalibrierung am Stichtag 12.07.2004 für das gesamte Modellgebiet

|                       | Zustrom Modell [m <sup>3</sup> /d] | Ausstrom Modell [m <sup>3</sup> /d] |
|-----------------------|------------------------------------|-------------------------------------|
| Grundwasserneubildung | 1135,504 (= 145 mm/a)              |                                     |
| Nordrand              | 1094,08                            | -0,525                              |
| Gewässerrand          |                                    | -1891,957                           |
| Brunnenentnahme       |                                    | -337,100                            |
| numerischer Fehler    | 0,005499                           |                                     |

Auf Grund der hohen Grundwasserstände im Südteil des Modellgebietes und der geringen Abflussmenge in die Schwarze Elster wurde der Transferkoeffizient im Rahmen der Kalibrierung erhöht. Da das Gewässerbett in regelmäßigen Abständen zur Entkrautung mechanisch bearbeitet wird, kann davon ausgegangen werden, dass die Kolmationsschicht eher geringmächtig ist und dass die ursprüngliche Annahme der hydraulischen Durchlässigkeit der Kolmationsschicht zu niedrig war.

Bei der Anpassung der Modellparameter wurde deutlich, dass auf Grund der unterschiedlichen Messdatenbestände Unsicherheiten vorhanden sind, die relativ schwer bewertet werden können. Die Anpassung konnte bei den einzelnen Kalibrierschritten teils für den Bahnhofsbereich deutlich verbessert werden, jedoch verschlechterte sich die Anpassung bei den Messstellen im Umfeld und viceversa. Die Plausibilität der Daten von Messstellen aus dem Umfeld, die anderen Messnetzen angehören und teils auch zu anderen Zwecken als zum Grundwassermonitoring errichtet wurden, kann auf Grund der geringen Datendichte relativ schlecht überprüft werden. Dies birgt zwangsläufig Unsicherheiten in sich. Im Gegensatz dazu liegt für den Bahnhofsbereich ein großer Datenbestand vor, jedoch ist davon auszugehen, dass die hydraulischen Eigenschaften des Untergrundes durch die Kontamination Änderungen im Vergleich zum natürlichen Grundwasserleiter unterliegen. Da das Grundwassermodell für langfristige Prognosezwecke genutzt werden soll, die sich nicht nur auf den Schadensherd beziehen, sondern insbesondere das potenziell beeinflusste Umfeld berücksichtigen,

wurde als Ergebnis der stationären Kalibrierung ein Simulationslauf gewählt, der beide Bereiche bestmöglich nachbildet.

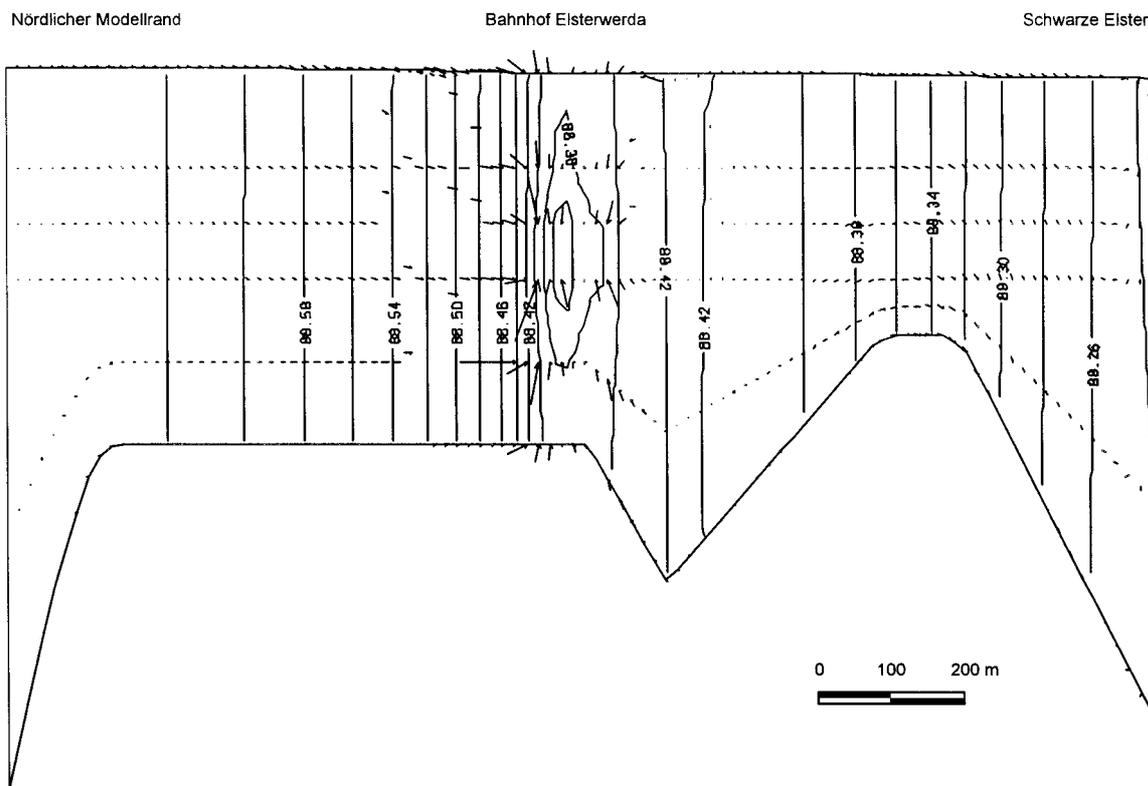


Abb. 4-46: Strömungsprofil entlang des NS-Profiles (zur Lage siehe Abb. 4-40) am Stichtag 12.07.2004, dargestellt sind Isolinien (m NN) und Fließvektoren, 37fache vertikale Überhöhung

#### 4.6.4.2 Instationäre Kalibrierung

Die instationäre Kalibrierung erfolgte für den Zeitraum 30.10.2003 – 31.10.2004 und wurde anhand der in diesem Zeitraum erhobenen Stichtagsmessungen an Grund- und Oberflächenwassermessstellen überprüft (Abb. 4-47 und Anhang K, Abb. K-2 bis K-9). Als instationäre Parameter wurden im Modell der Zustrom bzw. Wasserstand am Nordrand, der Wasserstand der Schwarzen Elster und die Grundwasserneubildung betrachtet (siehe Kapitel 4.6.2 und 4.6.3). Die Anfangspiezometerhöhen wurden aus einem stationären Modell, berechnet für den Stichtag 20.11.2003, verwendet.

Erste Simulationsläufe, bei denen nur die zeitliche Variation der Wasserstände des Nord- und Südrandes berücksichtigt wurden, zeigten, dass die Grundwasserschwankung im gewählten Jahr prinzipiell nachvollzogen werden konnte, jedoch mit der Einschränkung, dass die gemessenen Extremwerte flacher ausgebildet waren. Die Grundwasserneubildung wurde bei diesen Testläufen als Konstante mit dem langjährigen Mittel von 116 oder 145 mm/a angenommen.

Änderungen bezüglich der hydraulischen Wechselwirkung mit der Vorflut zeigten, dass insbesondere das Schwankungsverhalten der vorflutnahen Grundwassermessstellen beeinflusst wurde. Der Einfluss verliert mit zunehmender nördlicher Richtung an Bedeutung. Weitaus größer ist die Bedeutung der Vorgaben auf dem Nordrand, der den durchschnittlichen Grundwasserstand im Modell entscheidend reguliert. Daher wurden bei der instationären Kalibrierung die ursprünglichen Vorgaben auf dem Nordrand entsprechend der im Untersuchungsgebiet auftretenden Grundwasserschwankung optimiert, d. h. bei maximalen Wasserständen erhöht, bei minimalen Wasserständen erniedrigt, wobei die Änderungen wenige Zentimeter betragen.

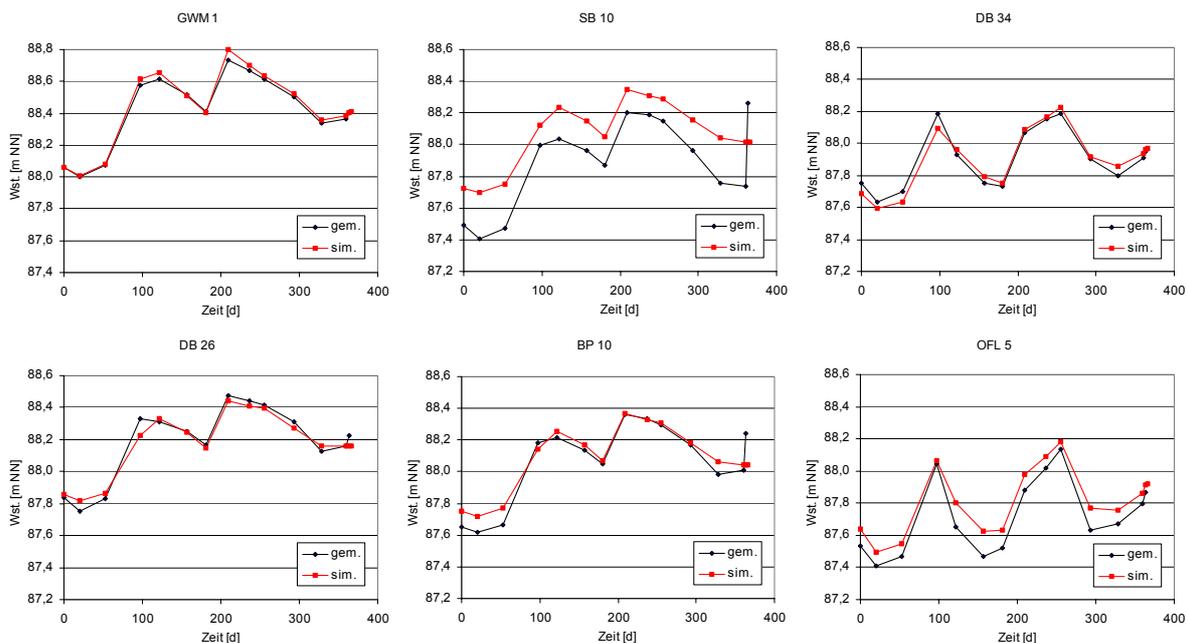


Abb. 4-47: Instationäre Kalibrierung: Gemessener und simulierter Grundwassergang ausgewählter Messstellen

Sensitivitätstests bezüglich der Grundwasserneubildung zeigten, dass diese große Bedeutung für die zeitliche Variation der Grundwasserstände besitzt. Die Verwendung des in Tab. 4-13 dargestellten mittleren, langjährigen Jahresganges führte insgesamt zu einer Verbesserung des Ergebnisses, da die Grundwasserschwankungsamplitude vergrößert wurde, jedoch treten die simulierten und gemessenen Wasserstandsminima und -maxima zeitlich versetzt auf. Mit Hilfe des Modells wurde nun, im Sinne einer inversen Fragestellung, eine Verteilung der Grundwasserneubildung herausgearbeitet, die die im Untersuchungszeitraum gemessenen Grundwasserstände am besten nachbildet (Abb. 4-48). Kumulativ wurde für den Kalibrierungszeitraum somit eine Grundwasserneubildung von 237 mm/a berechnet.

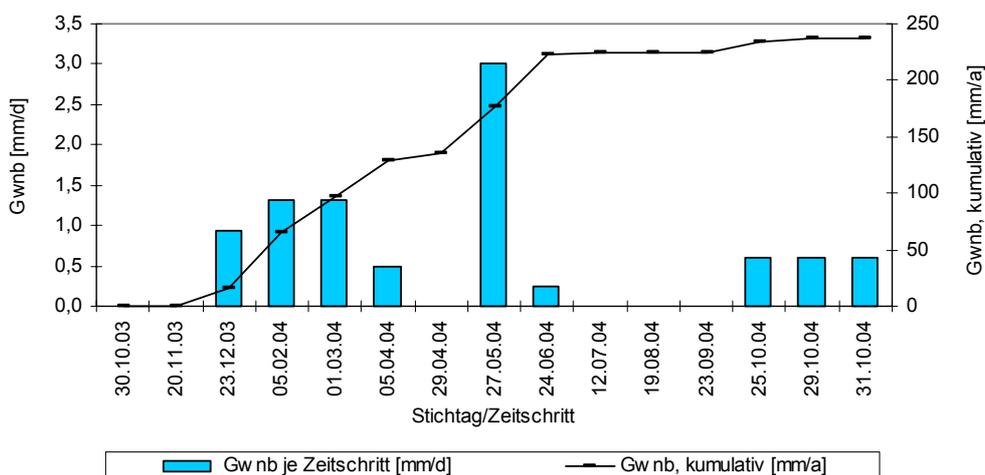


Abb. 4-48: Modellergebnis Grundwasserneubildung

Die Abweichung des mit Hilfe des Modells ermittelten innerjährlichen Grundwasserneubildungsganges für das Jahr 2003/04 vom langjährigen, mittleren Gang ist durch die hydrologischen Gegebenheiten erklärbar: Im Gegensatz zum Einsetzen der Grundwasserneubildung mit Beginn des Winterhalbjahres, d. h. im Oktober, hält die im Sommer 2003 begonnene Trockenperiode noch bis Ende November 2003 an. Unterdurchschnittliche Niederschläge zu Beginn des Winterhalbjahres 2003/04 führen offensichtlich zu keiner nennenswerten Grundwasserneubildung

im Untersuchungsgebiet, was sich in den weiter sinkenden Grundwasserständen widerspiegelt. Daher wurde die Grundwasserneubildung im Modell zu Beginn des Kalibrierungszeitraums auf Null gesetzt. Die im Anschluss wirksam werdende Neubildung führt zu einem, im Verhältnis zum langjährigen, mittleren Gang, verspätet auftretenden Maximum der Grundwasserstände im Januar und Februar 2004. Durchschnittlich tritt dieses erste Maximum direkt zu Beginn des Winterhalbjahres auf. Auch das zweite Maximum, das meist im März registriert wird (siehe Kapitel 4.1.3), tritt zeitlich später auf und zwar im Mai 2004. Zur Optimierung der Anpassung von simulierten und gemessenen Grundwasserständen wurden beim ersten, flacheren Maximum Neubildungswerte im Bereich von 0,6 - 1,3 mm/d verwendet. Diese Werte beschreiben eine leicht überdurchschnittliche Grundwasserneubildung im Vergleich zum langjährigen Mittel (0,2 - 1,1 mm/d). Zunächst scheinen die Grundwasserstände im Bereich des ersten Maximums, die einen eher durchschnittlichen bis leicht unterdurchschnittlichen Füllungsstatus des Grundwasserleiters repräsentieren, im Widerspruch zu einer im Modell angenommenen erhöhten Grundwasserneubildung zu stehen. Jedoch ist bei diesem Vergleich zu berücksichtigen, dass der Grundwasservorrat einer sehr starken Zehrung im Sommer/Herbst 2003 unterlag. Ein Auffüllen der Grundwasservorräte erfolgte erst während der überdurchschnittlichen Niederschlagsperiode im Januar 2004 ( $N = 80\text{mm/m}$ ). Auf Grund der geschilderten hydrologischen Gegebenheiten erscheinen die mit Hilfe des Modells ermittelten Grundwasserneubildungswerte plausibel. Das zweite Grundwasserstandsmaximum konnte im Modell nur durch relativ hohe Neubildungswerte simuliert werden. Die Neubildung musste hier auf 3 mm/d erhöht werden. Ein Starkregenereignis im Mai 2004 brachte äußerst hohe Niederschläge von mehr als 70 mm pro Tag (siehe Anhang K, Abb. K-10), was mit der Erhöhung der Neubildung im Modell in Einklang steht. Insgesamt ist der Mai 2004 durch stark überdurchschnittliche Niederschlagsdaten gekennzeichnet (ca. 130 mm/m, siehe Abb. 4-42), jedoch ist im Sommer auch die Verdunstung höher, die wiederum der Grundwasserneubildung entgegenwirkt.

Die Sensitivitätsanalyse des Durchlässigkeitsbeiwertes bestätigte die geringfügige Erhöhung der hydraulischen Durchlässigkeit im Modellgebiet gegenüber den Ausgangswerten, die auch bei der stationären Kalibrierung zu besseren Ergebnissen führte. Durch die Multiplikation der Ausgangswerte mit dem Faktor 1,3 wurde das beste Anpassungsergebnis erzielt, das sich dadurch auszeichnet, dass die Extremwerte der Wasserstände besser nachgebildet werden können. Dies ist auf die dadurch erzielte schnellere Reaktion des Grundwasserleiters gegenüber hydraulischen Veränderungen zurückzuführen.

Insgesamt konnte mit der instationären Kalibrierung gezeigt werden, dass das Modell eine entsprechende Sensitivität besitzt, die registrierten Grundwasserschwankungen nachzubilden (Abb. 4-47 und Anhang K, Abb. K-2 bis K-9). Gute Approximationen an die gemessenen Grundwasserstände konnten bei Messstellen im Umfeld und in den Randbereichen des Schadensfalles erzielt werden. Als Beispiele sind in Abb. 4-47 die im Norden gelegene GWM 1 und die im Süden des Bahnhofs gelegene Messstelle DB 26 dargestellt. Abgesehen von Messreihen, die bei der Auswertung als unplausibel eingestuft wurden, z. B. BP 8 oder DB 12, wurden die größten Abweichungen zwischen gemessenen und simulierten Wasserständen in den Brunnen festgestellt. Die Differenzen betragen hier bis zu 0,5 m. Da mittels der numerischen Grundwassermodellierung eine Sickerstrecke, die sich bei der Grundwasserentnahme im Brunnen ausbilden kann, nicht simuliert wird, stellen höhere simulierte Brunnenwasserspiegel keinen Widerspruch dar. Dies wird bei Betrachtung des Brunnens SB 10 (Abb. 4-47) deutlich, bei dem die simulierten Brunnenwasserspiegel ca. 0,1–0,3 m über den gemessenen liegen. Betrachtet man hingegen den nahe gelegenen Beobachtungspiegel BP 10, ist die Anpassung zwischen Mess- und Rechenwerten hingegen deutlich besser. Die Messstelle steht zwar unter der Beeinflussung der Grundwasserentnahme am SB 10, jedoch nicht unter dem Einfluss der Sickerstrecke, wie der Brunnen selber. Im Absenkungsbereich der Sanierungsbrunnen zeigen einige Messstellen zu Beginn der Zeitreihe zu hohe simulierte Grundwasserstände, z. B. DB 8 bis DB 16 (Abb. K-4 und K-5). Dies könnte u.a. auf zu hohe Anfangspiezometerhöhen zurückzuführen sein. Allerdings zeigen benachbarte Messstellen gute Anpassungen, so dass im Ergebnis entweder für die eine oder die andere Messstellengruppe eine optimale Anpassung vorgenommen werden kann (vgl. z. B. DB 9 mit schlechter Anfangsanpassung und BP 5 (Abb. K-7) mit guter Anfangsanpassung). Auch die elsternahe Grundwassermessstelle DB 33 (Abb. K-6) zeigt zu hohe Anfangspiezometerhöhen, während die Messstelle DB 34 (Abb. 4-47) insgesamt zufriedenstellende Anpassungen aufweist.

Die Vorgaben für die Schwarze Elster basieren auf Wasserstandsmessungen im Vorfluter. Da die Messung mittels manueller Lotung von den Brücken und nicht mittels fest installierter Pegel durchgeführt wurde, sind die Daten kritisch zu betrachten. Unterschiede des Flusswasserspiegels von wenigen Zentimetern, was z. B. bei starkem Wind durchaus realistisch erscheint, besitzen bereits deutlichen Einfluss auf das Modell. Die im Osten gelegene Messstelle OFL3 besitzt die beste Anpassung von simulierten und gemessenen Flusswasserspiegeln (Abb. K-9). Die Güte der Anpassung verschlechtert sich flussabwärts (siehe zum Vergleich OFL4 und OFL5). Falls, wie im Anschluss diskutiert wird, ein Unterströmen der Elster stattfindet und somit ein Teil des Grundwassers einem tieferen Niveau zuströmt, wäre eine Verminderung der Flusswasserstände im Modell die Folge.

Um die im Modell herrschenden hydraulischen Verhältnisse zu veranschaulichen, sind in Anhang K, Abb. K-2 und K-3 zwei Grundwassergleichenpläne dargestellt: Zeitschritt 53 am 23.12.2003, der eine Niedrigwassersituation darstellt, und Zeitschritt 209 am 27.05.2004, der eine Situation mit hohen Wasserständen repräsentiert. Die Niedrigwassersituation zeigt im Vergleich zu einer durchschnittlichen Situation (stationäres Modell) zwar insgesamt einen niedrigeren Füllungszustand des Grundwasserleiters, jedoch einen ähnlichen Grundwassergleichenplan in Bezug auf Richtung und Gefälle. Die im Modell berechneten Darcy-Fließgeschwindigkeiten für den Zeitschritt 53 sind mit denen aus dem stationären Modell vergleichbar. Die Grundwassergleichen im Zeitschritt 209 hingegen zeigen ein steileres Gefälle, dessen Richtung stärker nach Süden orientiert ist. Die Fließgeschwindigkeiten im Brunnen unbeeinflussten Umfeld erhöhen sich in diesem Zeitschritt auf Werte zwischen  $3 - 4,5 \cdot 10^{-2}$  m/d, d. h. ca. 11 - 16 m/a.

Das Ergebnis der instationären Kalibrierung zeigt die in Abb. 4-49 dargestellten Wassermengen, die über den Nordrand dem Modellgebiet zuströmen und über den Südrand aus dem Modellgebiet ausströmen. Der Zustrom ins Modell variiert zwischen  $+792$  und  $+4248$  m<sup>3</sup>/d, während die Werte des Ausstroms im Bereich von  $-199$  bis  $-4683$  m<sup>3</sup>/d liegen. Zusätzlich ist im Diagramm die Grundwasserentnahme dargestellt, die gemäß den Vorgaben zwischen 300-385 m<sup>3</sup>/d liegt.

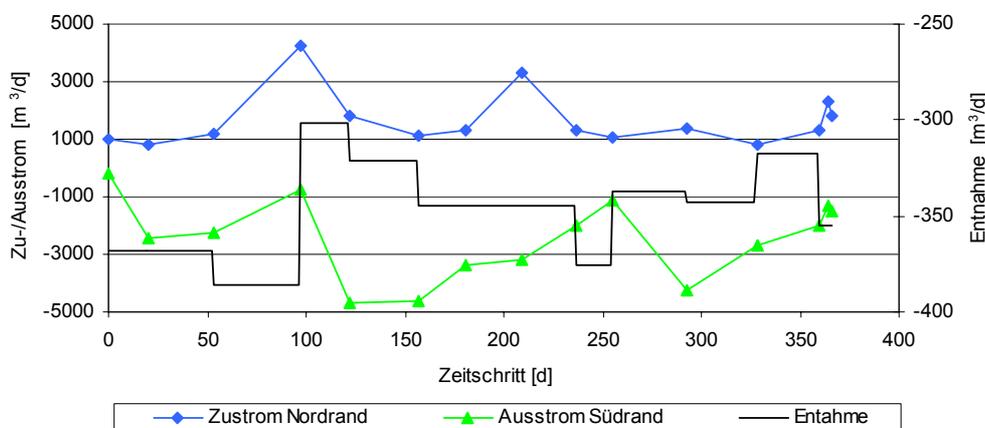


Abb. 4-49: Bilanz instationäre Kalibrierung: Zu- und Ausstrom über die Modellränder, Grundwasserentnahme

Zur Verifizierung der mittels der Wasserbilanz im Modell berechneten Wassermengen, die in die Elster entwässern, wurden die Ergebnisse mit Abflussspendenwerten (siehe Kapitel 3.1.7), berechnet aus dem mittleren Abfluss der Schwarzen Elster (MQ), verglichen. Bei einer für den Bereich zwischen Lauchhammer und Bad Liebenwerda gültigen Abflussspende zwischen  $4 - 5$  l/s·km<sup>2</sup> wäre aus dem Modellgebiet ein Abfluss zwischen  $980 - 1230$  m<sup>3</sup>/d zu erwarten. Während mittlerer Hochwassersituationen läge der Abfluss aus dem Modellgebiet bei  $3700$  m<sup>3</sup>/d. Da der im Modell berechnete Abstrom in die Schwarze Elster teilweise noch über diesem Wert für mittlere Hochwassersituationen liegt, ist davon auszugehen, dass in Realität ein Unterströmen der Elster stattfindet und nicht die gesamte ausströmende Wassermenge dem Vorfluter alleine zuströmt.

Durch Änderung der südlichen Randbedingungen in der untersten Modellschicht wurde sowohl für den stationären als auch für den instationären Fall ein Unterströmen der Elster simuliert. Im Ergebnis erfolgte dabei der Hauptausstrom aus dem Modell über die unterste Modellschicht und die Abflussmenge, die dem Vorfluter zuströmt, verringerte sich um eine Größenordnung. Da diese

Modellvariante schlechter die im Gelände beobachteten Gegebenheiten widerspiegelt, wurde trotz teilweise erhöhter Abflusswerte, bzw. Flusswasserstände, die Variante bei der weiteren Bearbeitung bevorzugt, bei der das gesamte Quartär in die Schwarze Elster entwässert.

Zur Verifizierung des instationären Modells wurde das Modell auf 2 Jahre verlängert (2003/04-2004/05) und in Analogie zum ersten Jahr mit den entsprechenden Eingangsgrößen versehen. Vernachlässigt man bei der Simulation die Grundwasserneubildung, zeigt sich insgesamt ein Grundwassergang mit geringerer Schwankungsamplitude (Abb. 4-50). Wiederholt man den Neubildungsgang des ersten Jahres auch im zweiten Jahr, führt dies teilweise zu besseren Anpassungen von simulierten und gemessenen Wasserständen, jedoch auch zu Konvergenzproblemen im Mai 2005. Diese werden auf die relativ hohe angenommene Neubildungsrate im Mai 2004 zurückgeführt, die offensichtlich im Folgejahr keine Gültigkeit findet. Betrachtet man die Niederschlagsdaten (siehe Abb. 4-42) erkennt man, dass im Mai 2005 eher durchschnittliche Niederschläge fielen, die eine so hohe Grundwasserneubildung wie bei dem überdurchschnittlichen Starkregenereignis im Vorjahr nicht rechtfertigen. Da die Simulation des zweiten Jahres nur als Test für die Reaktion des Modells diente, wurde auf eine optimierte Anpassung durch eine differenzierte Variation der Grundwasserneubildung verzichtet.

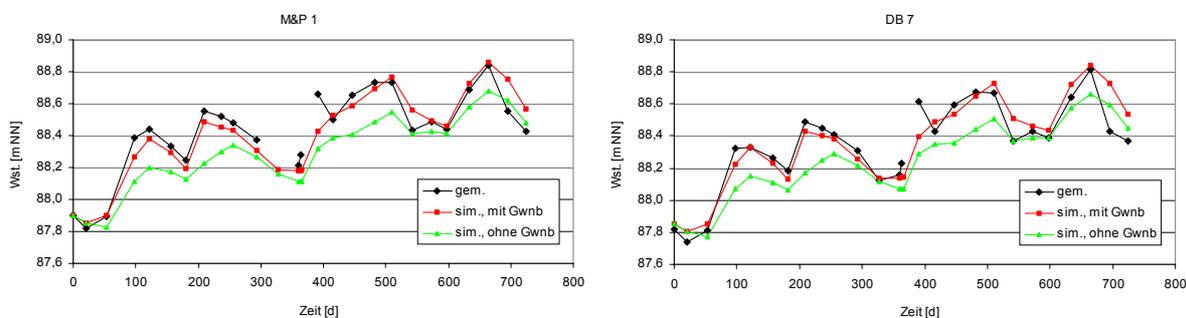


Abb. 4-50: Einfluss der Grundwasserneubildung auf das Modell im Zeitraum 11/2003-10/2005

## 4.7 Transportmodellierung

Basierend auf dem Grundwasserströmungsmodell wurde ein Stofftransportmodell erstellt. Für die Langzeitprognose der räumlichen und zeitlichen Ausdehnung einer Schadstofffahne nach dem Ende der hydraulischen Sicherung wurden für den Simulationszeitraum von 100 Jahren verschiedene Szenarienbetrachtungen vorgenommen, die auch zum Verständnis der relevanten Schadstofftransportprozesse dienen sollten. Eine Kalibrierung des Transportmodells im herkömmlichen Sinn, bei der z. B. gemessene und simulierte Konzentrationen an ausgewählten Beobachtungspunkten oder an Bilanzlinien vorgenommen werden, kann nicht vorgenommen werden, da bisher keine Ausbreitung der Schadstoffe stattgefunden hat. Die Berechnungen zur Transportmodellierung erfolgten mit dem Standart-Galerkin-Verfahren mit automatischer Zeitschrittkontrolle. Upwind-Verfahren, die eine Glättung der Ergebnisse bewirken, wurden nicht eingesetzt.

### 4.7.1 Aufbau des Stofftransportmodells

Das Stofftransportmodell basiert je nach Szenario auf dem stationären Grundwasserströmungsmodell vom 12.07.2004 oder auf dem instationären Modell (11/2003 – 10/2004).

#### 4.7.1.1 Erhöhung der Netzdiskretisierung

Die Überprüfung der Stabilitäts- und Konsistenzkriterien (Kapitel 3.6.2.1) erfolgte im Rahmen der ersten Berechnungen, die den Einfluss der Dispersivität auf die Schadstoffausbreitung untersuchen (Szenario 1). Das Courant-Kriterium ist bei den berechneten Varianten immer erfüllt. Hingegen zeigten das Neumann-Kriterium und die Gitter-Peclet-Zahl im abstromigen Bereich der Schadensquelle, der im Strömungsmodell einer gröberen Diskretisierung unterliegt, ein signifikantes Überschreiten der Grenzwerte. Da bei den ersten Berechnungen je nach Wahl der Dispersivität mit der

ursprünglichen Netzdiskretisierung numerische Dispersion und Oszillation im Ergebnis zu erkennen waren, wurde zur Minimierung dieser Effekte eine Erhöhung der Netzdiskretisierung vorgenommen. Dadurch war auch die Einhaltung der obigen Kriterien gewährleistet. Die Netzverfeinerung erfolgte innerhalb eines Polygons, der von der Schadensquelle bis zum Vorfluter reicht. Die Seitenlängen der Elemente im Quellbereich liegen nun bei 0,2 – 3,8 m. Im Abstrom liegen die maximalen Seitenlängen bei ca. 18 m. Die Anzahl der Elemente bzw. Knoten des FE-Netzes verdoppelt sich auf 108.230 Elemente und 66.258 Knoten (siehe Anhang K, Abb. K-11).

#### 4.7.1.2 Schadstoffquelle

Da die räumliche Begrenzung der Schadstoffquelle relativ gut erfasst ist, konnte sie im Modell entsprechend nachgebildet werden. Zur horizontalen Abgrenzung der Schadensquelle wurden die Ergebnisse der Phasenkartierung aus dem Jahre 2005, die der Verteilung aus dem Jahre 2001 entsprechen, zu Grunde gelegt. Für die Simulation des hydraulischen Sicherungsbetriebes wurde die Grenze aus dem Jahr 1997 übernommen. Die vertikale Schadstoffverbreitung beschränkt sich, wie die Ergebnisse der Direct-Push-Untersuchungen zeigen, auf die Schicht 3 des Modells. Innerhalb der Phasenverbreitungsgrenze wurde die Schadstoffquelle für die Knoten in slice 3 und 4 als Randbedingung 1. Art definiert. Diese Randbedingung, bei der sich die gewählte Quellkonzentration von 20 mg/l über den simulierten Zeitraum nicht verringert, wurde auf Grund der vergleichsweise hohen Eintragsmenge gewählt. Tatsächlich wird die Schadstoffquelle in der Zukunft allerdings einer Verminderung unterliegen, so dass die getroffene Annahme einen konservativen Ansatz darstellt. Das Modell ist insofern limitiert, als eine Schadstofffahne sich im Modell nie zurückziehen wird, sondern auf Grund des unendlichen Nachlieferungspotenzials des Quellterms, trotz sehr langer Zeiträume, stets eine Ausdehnung oder Stagnation der Fahne stattfinden kann.

Die Tatsache, dass die Schadstoffquelle bisher als ortsfest betrachtet werden konnte, ist auf die hydraulische Sanierung zurückzuführen. Kommt MNA am Standort zum Einsatz, ist zu berücksichtigen, dass diese Ortsfestigkeit langfristig nicht gegeben sein wird. Da die Grundwasserströmungsprozesse am Standort als relativ langsam zu bewerten sind, wird eine potenzielle Verlagerung der Schadensquelle bei der Transportmodellierung vernachlässigt.

#### 4.7.1.3 Transportparameter

Die im Modell verwendeten Transportparameter, die auf Literaturangaben bzw. Annahmen beruhen, sind in Tab. 4-17 zusammengestellt.

Tab. 4-17: Transportparameter

| Gesamtporosität<br>[-] | Diffusionskoeffizient<br>[m <sup>2</sup> /s] | Longitudinale<br>Dispersivität [m] | Transversale<br>Dispersivität [m] | Abbaurrate<br>[d <sup>-1</sup> ] |
|------------------------|--|------------------------------------|-----------------------------------|----------------------------------|
| 0,25                   | 1·10 <sup>-9</sup>                           | 2, 5, 10                           | 1/10·α <sub>L</sub>               | 0,0009 bis 0,01                  |

Bei den Prognoseberechnungen wurden für die Dispersivität verschiedene Annahmen getroffen, um die Bedeutung dieses Parameters auf das Modellergebnis abzuschätzen. Je nach Szenario tritt bei Betrachtung der kürzeren Zeiträume eine Ausbreitung der Schadstoffe über Entfernungen in der Größenordnung von 10 - 100 m auf. Die longitudinale Dispersivität läge nach GELHAR et al. (1992) für diese Größenordnung im Bereich von 1 – 10 m. Da die Vertrauenswürdigkeit laut dieser Studie bei größeren Makrodispersivitäten sinkt, wurden im Modell keine höheren Dispersivitäten getestet. Falls in den Szenarien nicht anders dokumentiert, wurde mit einer longitudinalen Dispersivität von 5 m gerechnet.

Neben dem konservativen Ansatz für die Schadstoffquelle wurde auch bei der Sorption, die zu einem natürlichen Rückhalt führt, von einem „worst case“ in den Simulationsläufen ausgegangen, und zwar durch Vernachlässigung dieses Prozesses.

Im Modell wird die Ausdehnung der Schadstofffahne in verschiedenen Szenarien durch einen Abbau der Schadstoffe vermindert. Die an ähnlichen Standorten ermittelten Abbauraten 1. Ordnung von BTEX besitzen eine große Spannweite und ein Simulationsergebnis unter Verwendung dieser Literaturwerte kann daher schlecht eingeschätzt werden. Daher wurden keine Annahmen für den

Abbau erster Ordnung getroffen, sondern mit Hilfe des Modells derjenige Bereich ermittelt, in dem ein Abbau 1. Ordnung Einfluss auf die Schadstoffausbreitung besitzt. Tab. 4-17 zeigt bei der Angabe der Abbaurate den für den Abbau ermittelten sensitiven Bereich, der zwischen  $\lambda=0,0009$  und  $\lambda=0,01 \text{ d}^{-1}$  liegt.

### 4.7.2 Simulation des hydraulischen Sicherungsbetriebs: 09/1998 –12/2005

In diesem Simulationslauf wurde zur Validierung des Modells, soweit möglich (s.o.), der Sanierungsbetrieb im Zeitraum von September 1998 bis Dezember 2005 simuliert um zu überprüfen, ob auch im Modell keine Schadstoffausbreitung stattfindet. Als Ausgangsmodell wurde das stationäre Strömungsmodell vom 12.07.2004 verwendet. Die Schadensquelle wurde für den im Jahre 1997 kartierten Phasenbereich definiert (Abb. 4-52). Es wurden sowohl Varianten ohne Abbau der Schadstoffquelle als auch mit Abbau ( $\lambda = 0,01 \text{ d}^{-1}$ ) berechnet. Im Ergebnis zeigte sich jedoch keinerlei Einfluss auf die Schadstoffverteilung. An den 15 Sanierungsbrunnen wurde die Grundwasserentnahme auf Monatsbasis entsprechend den vorliegenden Messwerten (siehe Anhang K, Tab. K-1) simuliert. Die berechnete Wasserbilanz für die Simulation des hydraulischen Sicherungsbetriebes über 7 Jahre und 4 Monate ist in Tab. 4-18 dargestellt.

Tab. 4-18: Wasserbilanz des hydraulischen Sicherungsbetriebes nach 2679 Tagen für das gesamte Modellgebiet

|                       | Zustrom Modell im letzten Zeitschritt [ $\text{m}^3/\text{d}$ ] | Zustrom Modell, kumulativ [ $\text{m}^3$ ] | Ausstrom Modell im letzten Zeitschritt [ $\text{m}^3/\text{d}$ ] | Ausstrom Modell, kumulativ [ $\text{m}^3$ ] |
|-----------------------|---|--|--|---|
| Grundwasserneubildung | 1135,504  | 3042015                                    |  |   |
| Nordrand              | 1049,359  | 2909690                                    | -1,039   | -1860,363                                   |
| Gewässerrand          |   | 0,0770                                     | -1925,499  | -5091545                                    |
| Brunnenentnahme       |   |  | -269,400   | -854020,4                                   |
| numerischer Fehler    | 0,005499  | 4279,869                                   | -1,107578  | 0   |

Im Ergebnis zeigt sich, dass die Grundwasserschwankungen im Modell deutlich geringer sind als die in Realität beobachteten. Dies ist auf die Verwendung des stationären Strömungsmodells als Grundlage zurückzuführen. Während die Schwankung im Modell im Bereich von 88,25 - 88,55 m NN liegt (Abb. 4-51), ist die natürliche Grundwasserschwankung in den beiden Messstellen mit Werten zwischen 87,4 – 89,2 m NN deutlich größer. Bei den Szenarien zur Prognose der Schadstoffverteilung wurde daher auch als Alternative das instationäre Strömungsmodell zu Grunde gelegt.

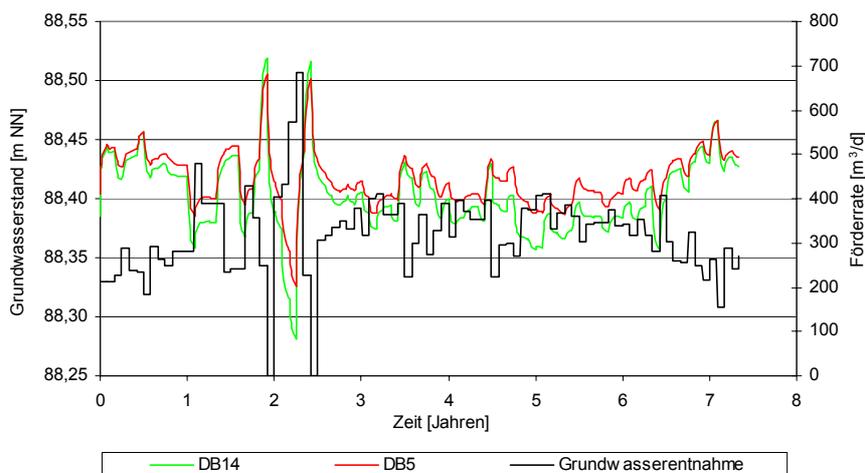


Abb. 4-51: Modellergebnis: Grundwasserentnahme 09/1998-12/2005 und Grundwasserstandsentwicklung DB 14 und DB 5

In Bezug auf die Schadstoffausweitung zeigt die Simulation, dass ausgehend von der Schadstoffverteilung von 1997 innerhalb des ersten Jahres eine gewisse Ausweitung stattfindet, die jedoch in den Folgejahren keinen gravierenden Veränderungen unterliegt (siehe Konzentrationsverteilungen nach 1 Jahr und nach 7 Jahren, Abb. 4-52). Diese im Modell berechnete Verteilung entspricht in guter Näherung dem am Standort bestimmten schadstoffbelasteten Bereich. Zum Vergleich ist in den Abbildungen zusätzlich die Phasenverbreitungsgrenze von 2001/2005 dargestellt, die diesen hoch belasteten Bereich am besten definiert. Die Tatsache, dass durch den hydraulischen Sicherungsbetrieb die Ausbreitung der Schadstoffe im Wesentlichen verhindert wird, kann somit im Modell nachvollzogen werden.

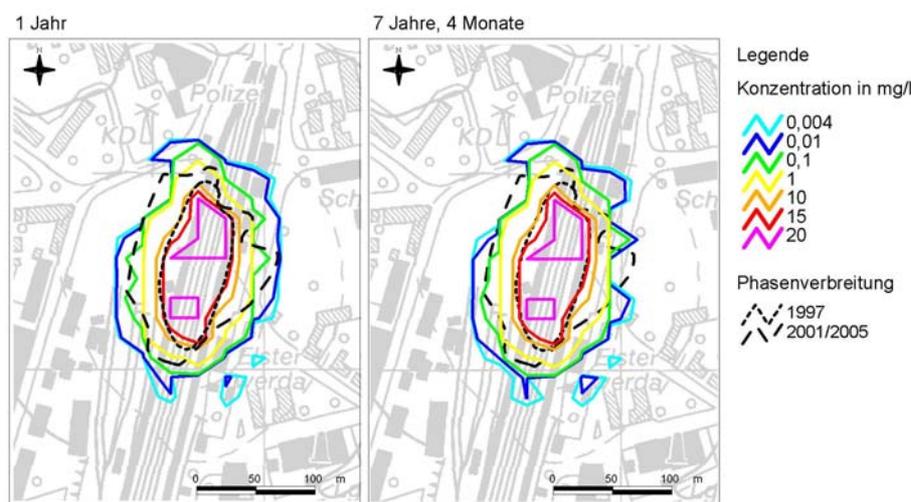


Abb. 4-52: Konzentrationsverteilung in slice 4: Hydraulischer Sicherungsbetrieb 09/1998-12/2005

Kumulativ wurden in dem Simulationslauf über die Sanierungsbrunnen rund 16 t Schadstoffe aus dem Modell entfernt. Tatsächlich lag die durch die Grundwasserreinigung entfernte Schadstoffmenge bei ca. 4,2 t. Das Simulationsergebnis ist insofern plausibel, da unter Ausnahme von SB 12, 13 und 14 die Brunnen innerhalb des Schadenszentrums von 1997 liegen und somit durch die Konzentrationsrandbedingung 1. Art den Brunnen permanent 20 mg/l zur Entnahme zur Verfügung stehen. Dadurch ergibt sich im Modell eine durchschnittliche Entnahmekonzentration aller Brunnen von 18,8 mg/l, während in der Grundwasserreinigungsanlage über den gesamten Zeitraum eine durchschnittliche Konzentration von ca. 5 mg/l ermittelt wurde. Zur Optimierung der Konzentrationen bzw. Frachten im Modell müssten die Annahmen für die Konzentrationsrandbedingung entsprechend verringert werden. Da jedoch die Quellskonzentration von 20 mg/l mit unendlichem Nachlieferungspotenzial als „worst case“ definiert wurde, wird sie bei den Prognoserechnungen beibehalten.

### 4.7.3 Szenarienbetrachtung

Im Rahmen der Szenarienbetrachtung wurde eine Prognose für einen 100jährigen Simulationszeitraum bezüglich der räumlichen und zeitlichen Ausdehnung einer Schadstofffahne während des potenziellen Einsatzes von MNA am Standort erstellt. Da die Auswirkungen ohne weitere hydraulische Sicherung untersucht wurden, wurden die Brunnen im Modell deaktiviert. Trotz verschiedener „worst case“-Annahmen im Modell (s.o.) können mit Hilfe der Betrachtung einzelner Szenarien obere und untere Grenzen sowie mittlere Fälle des zu erwartenden Geschehens abgeschätzt werden. Dazu wurde im ersten Fall, Szenario 1, der Einfluss der Dispersion auf die Schadstoffausbreitung analysiert. Das zweite Szenario untersucht die Auswirkungen von Abbau auf die Schadstoffausbreitung, und im Szenario 3 werden der Einfluss von Grundwasserneubildung und Wasserstandsschwankungen im Modell bewertet.

#### 4.7.3.1 Szenario 1 : Einfluss der Dispersion auf die Schadstoffverteilung

Grundlage für Szenario 1 bildet das stationäre Strömungsmodell vom 12.07.2004. Ein Abbau oder Rückhalt der Mineralölkohlenwasserstoffe findet, entgegen den Erwartungen für den Standort, in diesem Szenario nicht statt. Um den Einfluss der Dispersion auf das Modellergebnis zu analysieren wurde die Prognose zur Ausbreitung der Schadstoffe mit verschiedenen longitudinalen und transversalen Dispersivitäten berechnet:

Variante 1:  $\alpha_l = 10 \text{ m}$ ;  $\alpha_t = 1 \text{ m}$  (Anhang K, Abb. K-12),

Variante 2:  $\alpha_l = 5 \text{ m}$ ;  $\alpha_t = 0,5 \text{ m}$  (Anhang K, Abb. K-13),

Variante 3:  $\alpha_l = 2 \text{ m}$ ;  $\alpha_t = 0,2 \text{ m}$  (Anhang K, Abb. K-14),

Variante 4: wie Variante 2, mit Netzverdichtung (Anhang K, Abb. K-11) im Bereich der Schadstofffahne (Abb. 4-53 und Abb. 4-54).

Das Ergebnis von Szenario 1, Variante 4 zeigt ausgehend vom Schadensherd die Ausbildung einer Schadstofffahne in südsüdwestlicher Richtung. Als geringste Konzentration wurde bei allen Abbildungen die Bestimmungsgrenze von BTEX gewählt, die höchste Konzentration entspricht der Quellkonzentration. Die Fahnenlänge, vom Südrand des Schadensherdes bemessen, beträgt nach 2 Jahren 150 m, nach 5 Jahren 350 m und nach 10 Jahren 670 m. Kurz darauf reicht die Schadstofffahne bis zur Schwarzen Elster, die in Ausbreitungsrichtung ca. 780 m von der Schadensquelle entfernt liegt. Dieses Szenario, das den Fall des nicht reaktiven Stofftransportes mit unendlicher Quelle darstellt, wird für den Standort Elsterwerda auf Grund der simulierten langen Fahnenlängen als unwahrscheinlich eingestuft. Dies begründet sich auf Untersuchungen in den USA (RICE et al., 1995, MACE et al., 1997, NEWELL et al., 1990), die gezeigt haben, dass 96 % der Schadstofffahnen an 604 Standorten mit MKW-Grundwasserverunreinigungen eine Länge von unter 300 m aufweisen. Ein Großteil der Standorte, 86 %, sind sogar durch Schadstofffahnenlängen unter 100 m charakterisiert und liegen somit deutlich unter der Länge des Modellergebnisses.

Die Bedeutung der Dispersivität auf die Schadstoffausbreitung zeigen die Varianten 1-3:

- Je höher die Dispersivität, desto schneller schreitet die Schadstofffahne im frontalen Bereich voran. Der Unterschied der Fahnenlänge beträgt zwischen Variante 1 und Variante 3 beim Beispiel von 10 Jahren Laufzeit ca. 135 m. Die Fahnenlängen liegen bei 760 m (V. 1) und 625 m (V. 3). Je kürzer die Schadstofffahne, desto geringer ist der Einfluss der Dispersivität. So beträgt nach 2 Jahren Laufzeit der Unterschied zwischen den beiden Varianten ca. 50 m.
- Der zentrale Teil der Schadstofffahne ist mit zunehmenden Dispersivitäten schmaler ausgebildet.

Während bei Variante 1, mit Dispersivitäten von  $\alpha_l = 10 \text{ m}$  und  $\alpha_t = 1 \text{ m}$ , die Schadstofffahne relativ klar vom nicht kontaminierten Umfeld abgegrenzt ist, zeigen sich bei geringeren Dispersivitäten (Variante 2 und 3) lateral stark streuende Konzentrationsverteilungen, die außerhalb der eigentlichen Schadstofffahne liegen. Außerdem treten kleinere Konzentrationsbereiche im oberstromigen Quellbereich auf. Beide Phänomene sind auf numerische Probleme zurückzuführen. Zieht man das Kriterium der Gitter-Peclet-Zahl heran, zeigt sich, dass insbesondere im abstromigen Bereich für die verhältnismäßig großen Elemente in Kombination mit geringen Dispersivitäten der Grenzwert der Gitter-Peclet-Zahl überschritten ist. Da das Modell vor allem für die nähere Zukunft, das heißt für kürzere Schadstofffahnen und den damit zu erwartenden geringeren Dispersivitäten, eine höhere Aussagekraft besitzen soll, wurden für die folgenden Szenarien Dispersivitäten von  $\alpha_l = 5 \text{ m}$  und  $\alpha_t = 0,5 \text{ m}$  gewählt und zur Minimierung von numerischer Dispersion und Oszillation der Ergebnisse eine Netzverfeinerung (Abb. K-11) vorgenommen (Variante 4). Vergleicht man Variante 4 mit Variante 2, bei denen die gleichen Dispersivitätswerte verwendet werden, lässt sich das Ausmaß der numerischen Dispersion erkennen. Während nach 2 Jahren Laufzeit die Schadstofffahnen lediglich um einige Meter in ihrer Ausdehnung differieren, zeigt sich nach 5 Jahren eine in Längsrichtung um ca. 20 m überdimensionierte Fahne. Nach 5 Jahren beträgt die Überdimensionierung ca. 30 m.

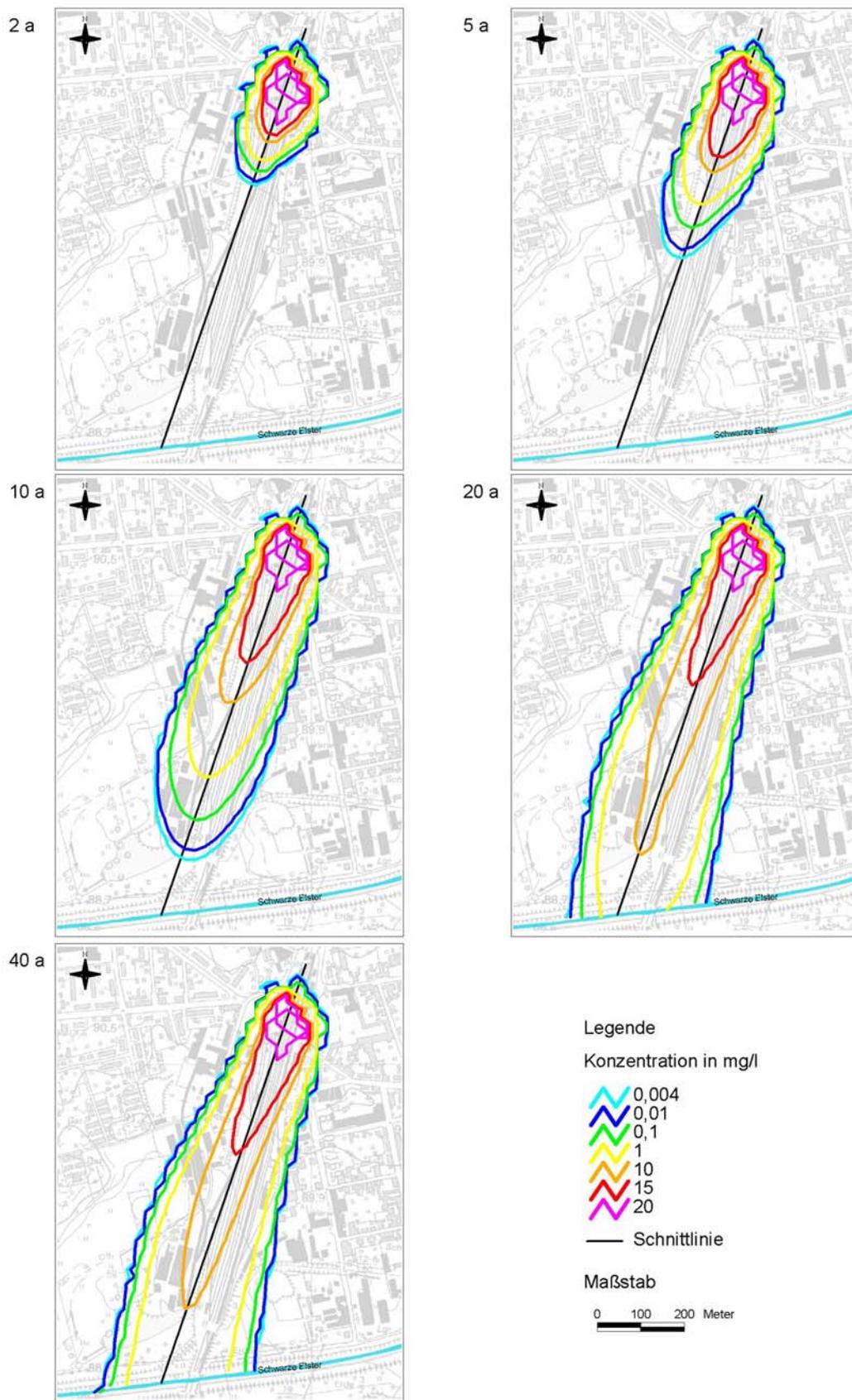


Abb. 4-53: Szenario 1, Variante 4: Konzentrationsverteilung nach verschiedenen Simulationszeiten in slice 4

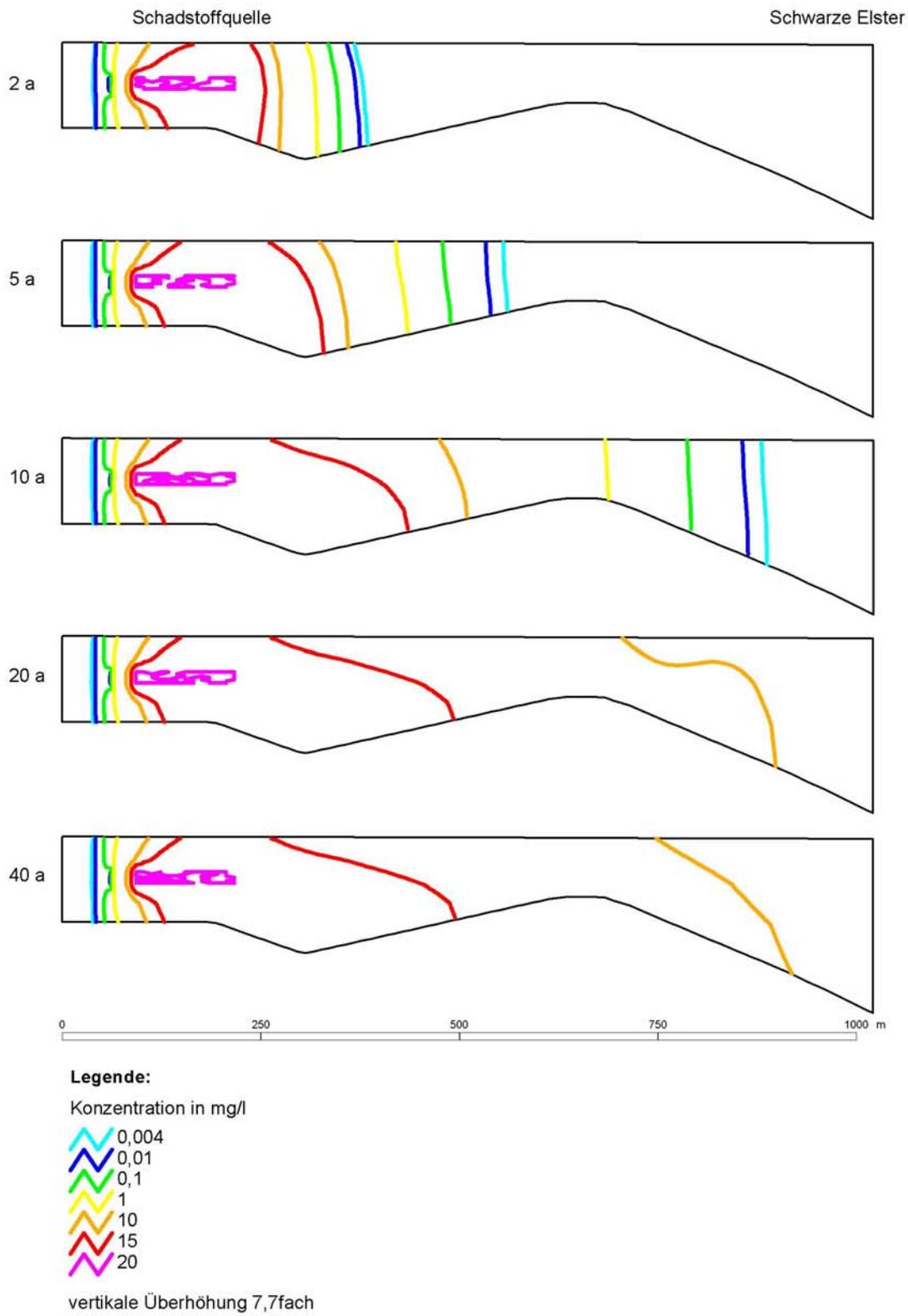


Abb. 4-54: Szenario 1, Variante 4: Konzentrationsverteilung Schnittlinie

#### 4.7.3.2 Szenario 2: Auswirkungen von Abbau auf die Schadstoffausbreitung

Ausgangsmodell für die Untersuchung der Auswirkungen von Abbau auf die Schadstoffverteilung bildet das Szenario 1, Variante 4. Anhand verschiedener Simulationsläufe wurde der für den Abbau erster Ordnung sensitive Bereich, d. h. der Bereich, in dem die Berücksichtigung von Abbau zu einer signifikanten Veränderung der Schadstoffausbreitung führt, ermittelt und die jeweiligen Fahnenlängen bestimmt. Die Ergebnisse sind anhand von 4 Varianten, in denen unterschiedliche Abbauraten verwendet wurden, in Tab. 4-19, Abb. 4-55, Abb. 4-56 und Anhang K, Abb. K-15, K-16, K-17 dargestellt. Da, wie oben beschrieben, keine Kalibrierung durchgeführt werden kann, bei der standortspezifische Abbauparameter ermittelt und verifiziert werden können, stehen als Ergebnis obere und untere Schranken für den Abbau. Trotz der Einschränkungen des Ansatzes einer Kinetik erster Ordnung für den Abbau, der z. B. die Verfügbarkeit von Elektronenakzeptoren gänzlich vernachlässigt, kann durch den Vergleich mit anderen Standorten die Prognose für MNA gefestigt werden. Komplexere, reaktive Modellansätze, die z. B. eine Monod-Kinetik und/oder verschiedene Sorptionsisothermen für den Rückhalt von MKW berücksichtigen, wären dann während der Phase von MNA, bei der die Schadstoffausbreitung mittels Grundwassermonitoring beobachtet wird, sinnvoll.

Der im Folgenden beschriebene Vergleich von Fahnenlängen bezieht sich auf die Fahnenlängen unterschiedlicher Simulationsvarianten, die vom Südrand der Schadensquelle bis zur äußersten nachweisbaren Ausbreitung der Schadstofffahne reichen. Diese äußerste Grenze wurde durch die Bestimmungsgrenze von BTEX, d. h. der 0,004 mg/l-Konzentrationsgleichen (Tab. 4-19), definiert. Das Simulationsergebnis von Variante 1, bei der die geringste Abbauraten von 0,0009 d<sup>-1</sup> berücksichtigt wurde, zeigt im Verhältnis zum Ausgangsszenario eine verkürzte Schadstofffahne in den einzelnen Simulationsschritten. So beträgt die Differenz nach 5 Jahren ca. 30 m, nach 10 Jahren ca. 100 m. Eine realistische Länge von MKW-Schadstofffahnen, die, wie in Kapitel 4.7.3.1 zitiert, maximal bei 300 m liegt, zeigt Variante 2 mit einer Abbauraten von 0,0026 d<sup>-1</sup>. Die Schadstofffahne stagniert bei dieser Variante nach 10 Jahren. Höhere Abbauraten führen zur weiteren Verkürzung der Fahnenlänge und schnellerem Erreichen der Stagnation. Die maximale Fahnenlänge beträgt bei Berücksichtigung einer Abbauraten von 0,0043 d<sup>-1</sup> (Variante 3) 170 m. Eine Fahnenlänge unter 100 m wird im Modell sicher mit einer Abbauraten von 0,01 d<sup>-1</sup> (Variante 4) erzielt.

Tab. 4-19: Vergleich der simulierten Fahnenlängen Szenario 2 und 3, Bemessungsgrundlage: Südrand der Schadensquelle und 0,004 mg/l- und 1 mg/l Konzentrationsgleichungen

| Szenario, Variante          | Abbauraten [d <sup>-1</sup> ] | Konz.gleichen [mg] | Fahnenlänge nach x Jahren [m] |     |                  |                  |      |      |
|-----------------------------|-------------------------------|--------------------|-------------------------------|-----|------------------|------------------|------|------|
|                             |                               |                    | 2 a                           | 5 a | 10 a             | 20 a             | 40 a | 50 a |
| Szenario 1, Variante 4      | kein Abbau                    | 1                  | 84                            | 192 | 454              | Vorfluter, 780 m |      |      |
|                             |                               | 0,004              | 142                           | 327 | 645              | Vorfluter, 780 m |      |      |
| Szenario 2, Variante 1      | 0,0009                        | 1                  | 74                            | 155 | 252              | 256              |      |      |
|                             |                               | 0,004              | 136                           | 293 | 556              | Vorfluter, 780 m |      |      |
| Szenario 2, Variante 2      | 0,0026                        | 1                  | 61                            | 77  |                  |                  |      |      |
|                             |                               | 0,004              | 124                           | 221 | 308              | 304              |      |      |
| Szenario 2, Variante 3      | 0,0043                        | 1                  | 45                            | 48  |                  |                  |      |      |
|                             |                               | 0,004              | 113                           | 168 | 170              |                  |      |      |
| Szenario 2, Variante 4      | 0,01                          | 1                  | 23                            |     |                  |                  |      |      |
|                             |                               | 0,004              | 77                            |     |                  |                  |      |      |
| Szenario 2                  | 0,1                           | 1                  | 9                             |     |                  |                  |      |      |
|                             |                               | 0,004              | 18                            |     |                  |                  |      |      |
| Szenario 3, Variante 1 u. 2 | kein Abbau                    | 1                  | 110                           | 259 | 590              | Vorfluter, 725 m |      |      |
|                             |                               | 0,004              | 172                           | 395 | Vorfluter, 725 m |                  |      |      |
| Szenario 3, Variante 3      | 0,0026                        | 1                  | 83                            | 99  |                  |                  |      |      |
|                             |                               | 0,004              | 160                           | 290 | 402              |                  |      |      |

Unter pragmatischen Gesichtspunkten ist ein Vergleich der Fahnenlängen, die sich an der 0,004 mg/l-Konzentrationsgleiche orientieren, ungünstig. Eine Fahnenkartierung, die BTEX-Konzentrationen im Bereich der Bestimmungsgrenze auflösen soll, impliziert zwangsläufig große Unsicherheiten. Vielmehr ist es sinnvoll, einen für die MNA-Phase als tolerierbar einzustufenden Schwellenwert heranzuziehen. Da der Toleranzbereich für die beginnende Phase von MNA am Standort Bahnhof Elsterwerda zwischen 0,0 und 2,0 mg/l BTEX (FREIGANG, 2007) liegt, sind in Tab. 4-19 zusätzlich die anhand der 1 mg/l-Konzentrationsgleiche berechneten Fahnenlängen aufgeführt. Für diesen im Gelände sicher bestimmbar Bereich zeigen sich deutlich kürzere Fahnenlängen. Bei den Abbauszenarien zeigt sich weiterhin, dass eine Stagnation deutlich früher erreicht wird, z. B. Szenario 2, Variante 2. In Einklang mit den in Kapitel 4.7.3.1 zitierten Untersuchungsergebnissen bezüglich der Länge von MKW-Schadstofffahnen zeigt sich unter Verwendung dieses pragmatischen Ansatzes, dass die Schadstoffausbreitung unter Berücksichtigung von Abbau im Modell eine Länge von 300 m nicht überschreiten wird. Bereits unter Verwendung der geringsten Abbauraten von 0,0009 d<sup>-1</sup> beträgt die Fahnenlänge 252 m (Szenario 2, Variante 1), bei den höher gewählten Raten ist die Fahnenlänge stets kleiner als 100 m.

Zusammenfassend ergibt sich, dass der Sensitivitätsbereich des Abbaus größenordnungsmäßig zwischen 0,001 und 0,01 d<sup>-1</sup> liegt. Kleinere Abbauraten zeigen in Bezug auf die Ausbreitung der Schadstoffe nur vergleichsweise geringe Änderungen im Vergleich zum Ausgangsszenario. Größere Abbauraten hingegen führen noch schneller zu einer Stagnation der Schadstofffahne, bzw. verhindern eine Ausbreitung gänzlich. So zeigte z. B. die Verwendung einer Abbauraten von 0,1 d<sup>-1</sup> lediglich eine Ausbreitung der Schadstoffe von 18 m bzw. 9 m mit praktisch sofortiger Stagnation.

Nicht nur die simulierten Fahnenlängen, sondern auch die Abbauraten zeigen mit anderen Standorten vergleichbare Ergebnisse. WIEDEMAYER et al., 1999 geben basierend auf verschiedenen Studien eine umfassende Zusammenstellung von Abbauraten erster Ordnung unter aeroben und anaeroben Bedingungen, die in Feld- und Laboruntersuchungen ermittelt wurden. Auf Grund der großen Diskrepanz zwischen Daten aus Mikrokosmosstudien und Geländeuntersuchungen und der damit verbundenen schlechten Übertragbarkeit vom Labor- in den Geländemaßstab werden nur Daten von Feldstudien zum Vergleich herangezogen. ARONSON & HOWARD, 1997 geben für anaerobe Bedingungen folgende Abbauraten an: 0-0,0036 d<sup>-1</sup> für Benzen, 0,00099-0,059 d<sup>-1</sup> für Toluol, 0,0006-0,015 d<sup>-1</sup> (Ethylbenzen), und 0,00082-0,021 d<sup>-1</sup> (Xylen). Je nach Substanz lagen für diese Statistik 26 bis 46 Standorte zu Grunde. Durchschnittliche Abbauraten nach RIFAI et al., 1995, ermittelt an 13 Standorten in den USA und Kanada, die sowohl die günstigeren aeroben als auch anaerobe Bedingungen einschließen, liegen für BTEX im Bereich von 0,0002 und 0,21 [d<sup>-1</sup>]. Die unterschiedliche Bedeutung der einzelnen Abbausequenzen zeigen die mit einem reaktiven Multispezies-Transportmodell für den Standort Hill FB, USA (LU et al., 1999) ermittelten Abbauraten erster Ordnung. In der Abfolge von aerobem Abbau, Denitrifikation, Eisen(III)-Reduktion, Sulfatreduktion und Methanogenese lagen diese für BTEX bei 0,051, 0,031, 0,005, 0,004 und 0,002 d<sup>-1</sup>.

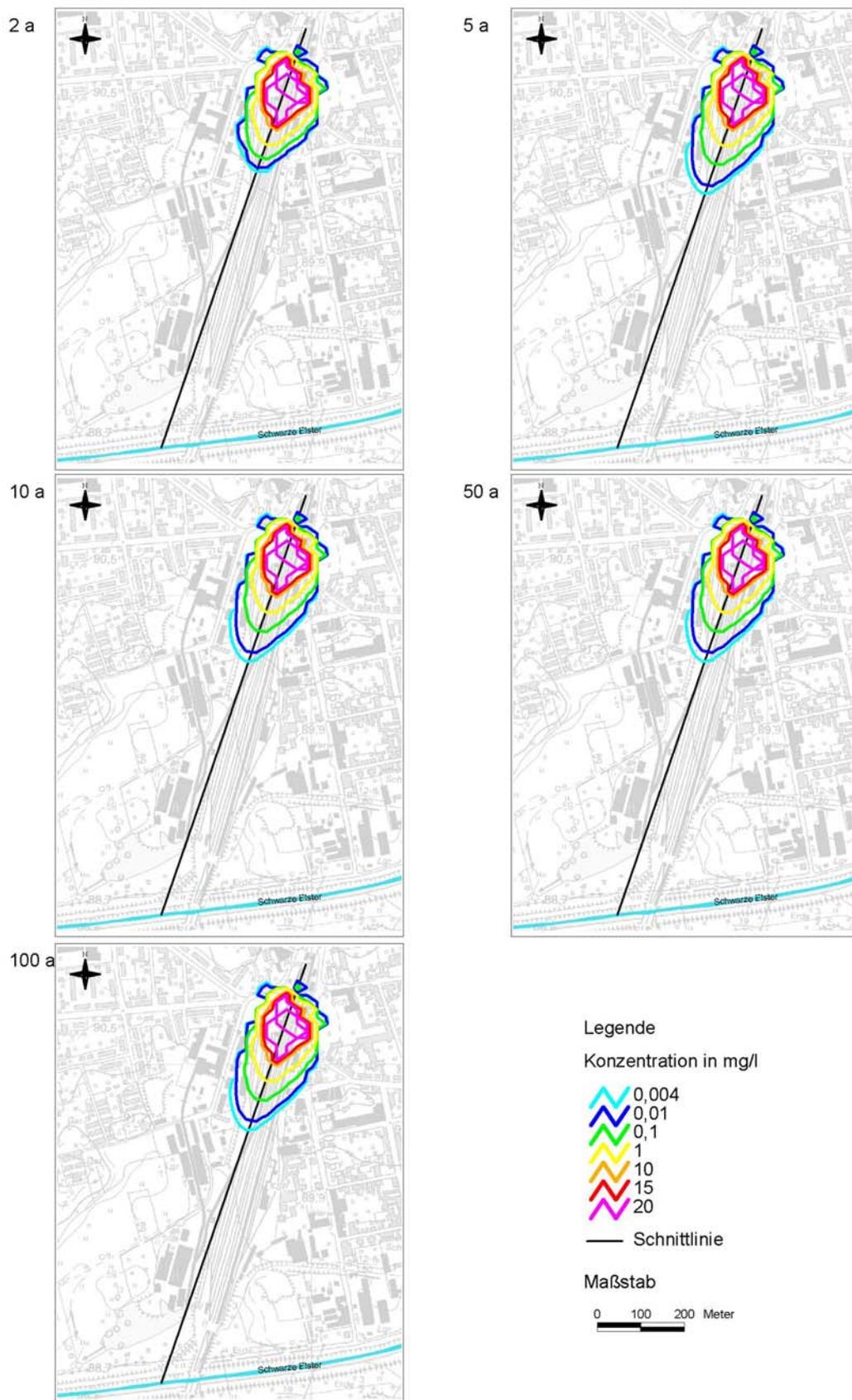


Abb. 4-55: Szenario 2, Variante 3: Stagnation der Schadstofffahne unter Berücksichtigung einer Abbaurrate von  $0,0043 \text{ d}^{-1}$ , Konzentrationsverteilung in slice 4

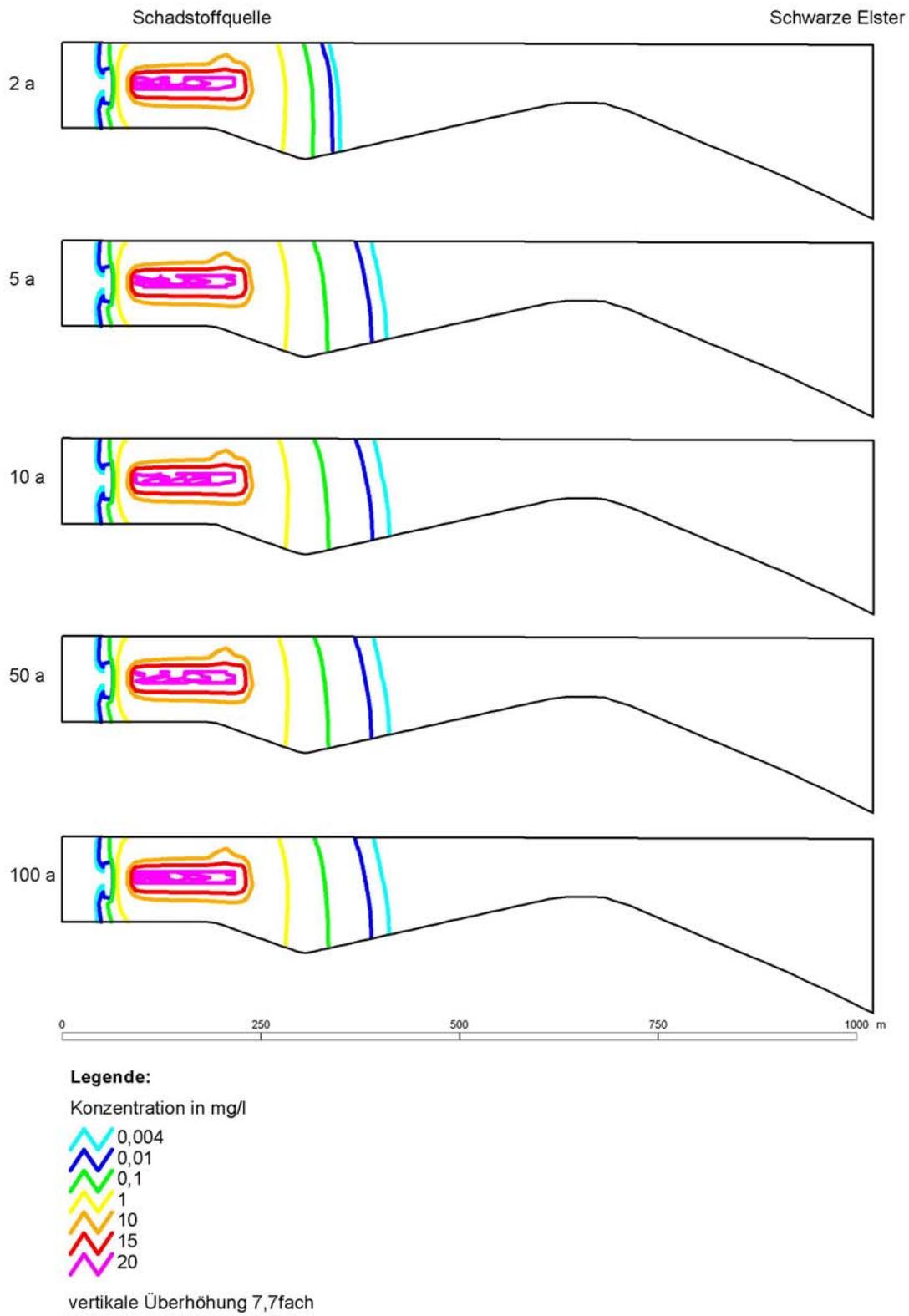


Abb. 4-56: Szenario 2, Variante 3, Abbaurrate=0,0043 d<sup>-1</sup>: Konzentrationsverteilung Schnittlinie

### 4.7.3.3 Szenario 3: Einfluss der Grundwasserschwankung und Grundwasserneubildung

Um den Einfluss der Grundwasserschwankung auf die Konzentrationsverteilung zu analysieren, wurde dem dritten Szenario das instationäre Strömungsmodell von 2003-2004 zu Grunde gelegt und über den Simulationszeitraum zyklisch wiederholt. In Variante 1 wurde eine durchschnittliche Grundwasserneubildung von 145 mm/a verwendet. Dieser Wert wurde in Variante 2 gemäß Tab. 4-13 in Form eines durchschnittlichen Jahresganges definiert, um zusätzlich die Auswirkungen der zeitlichen Variation der Grundwasserneubildung zu untersuchen. Variante 3 basiert auf Variante 2 und zeigt zum Vergleich zu den in Szenario 2 berechneten Abbauvarianten die Berücksichtigung einer Abbaurate von  $0,0026 \text{ d}^{-1}$ .

Alle Varianten des Szenario 3 zeigen im Ergebnis (siehe Anhang K, Abb. K-17 und K-18) eine stärker nach Süden gerichtete Strömungskomponente im Vergleich zu den vorherigen Szenarien. Im Vergleich zur Verwendung des stationären Strömungsmodells zeigt sich außerdem, dass die Verwendung des instationären Modells zu einem schnelleren Voranschreiten der Schadstoffe führt. Weiterhin kommt es auf Grund der Grundwasserschwankung zu einer stärkeren Querdispersion, was sich in breiteren Schadstoffbahnen äußert. Der Einfluss der Grundwasserschwankung wird am besten zwischen Szenario 3, Variante 1 und Szenario 1, Variante 4 deutlich, da alle anderen Parameter bei den beiden Fällen identisch sind. Die Fahnenlängen sind zum Vergleich ebenfalls in Tab. 4-19 aufgeführt.

Vergleicht man die resultierende Hauptströmungsrichtung im stationären und im instationären Modell, ist zu beachten, dass die Auswahl des stationären Modells auf einem statistisch mittleren Strömungszustand basiert und dass bei entsprechender Kalibrierung des Modells die Hauptströmungsrichtung realitätsnah wiedergegeben werden sollte. Um auszuschließen, dass die stärker südliche Grundwasserfließrichtung durch die zyklische Wiederholung des einen kalibrierten Jahres zustande kommt, wäre für die instationäre Modellierung, die Kalibrierung und Validierung eines längeren Beobachtungszeitraums, basierend auf den aktualisierten Datensätzen, empfehlenswert. Auch die durch die Grundwasserschwankung verursachte stärkere Dispersion der Schadstoffe könnte dadurch analysiert und verifiziert werden.

Der Einfluss zwischen konstanter und zeitlich variierender Grundwasserneubildung wird durch den Vergleich von Szenario 3, Variante 1 und 2 deutlich. Im inneren Bereich der Schadstoffbahn zeigen die hohen Konzentrationsgleichen, dass das Voranschreiten der Konzentrationsfront durch die Verwendung von zeitlich variabler Grundwasserneubildung schneller erfolgt. So beträgt z. B. nach 10 Jahren die Differenz beider 15 mg/l-Konzentrationsgleichen 20 m, und verringert sich bis zur 10 mg/l-Konzentrationsgleichen auf 6 m. Ab der Konzentrationsgleichen von 1 mg/l bis hin zur äußeren Umrandung der Schadstoffbahn ist die Konzentrationsverteilung beider Varianten praktisch identisch.

Im Vergleich zum dargelegten Einfluss der Grundwasserschwankung auf das Modellergebnis zeigen die unterschiedlichen Ansätze der Berücksichtigung der Grundwasserneubildung im Modellergebnis vergleichsweise geringe Auswirkungen. Bei dieser Aussage ist zu berücksichtigen, dass der im Modell verwendete Parameter Grundwasserneubildung sich ausschließlich auf den flächenhaften Input über die Modelloberfläche beschränkt. Unter hydrogeologischen Gesichtspunkten erfolgt ein bedeutender Teil der Grundwasserneubildung auf der nördlich von Elsterwerda gelegenen Hochfläche. Dieser Teil der Neubildung beeinflusst den Zustrom ins Modell aus Norden, der die bedeutende Größe in Bezug auf Fließgeschwindigkeit, Fließrichtung und damit verbunden auch der Schadstoffausbreitung darstellt.

Bei der Analyse der Grundwasserneubildung am Standort ist zu berücksichtigen, dass infiltrierende Niederschläge im Schadenszentrum durch ein Drainagesystem entwässert werden, so dass im Kernbereich nicht von einer erhöhten Schadstoffmobilisierung durch Sickerwasser auszugehen ist. Für die durchgeführten Langzeitsimulationen zeigte die Aussparung der Belegung der Grundwasserneubildung im Kernbereich keine bedeutenden Unterschiede.

Die zusätzliche Berücksichtigung von Abbau, Variante 3, führt wiederum zu einer Verkürzung der Schadstoffbahn, die bereits nach 10 Jahren die Stagnation erreicht. Im Vergleich zum stationären Modell (Szenario 2, Variante 2) mit der gleichen Abbaurate zeigt sich ebenfalls der verstärkte Einfluss der Dispersion, der zu einer größeren Ausbreitung der Schadstoffe führt.

#### 4.7.4 Frachtbetrachtungen

Im Zuge der Bilanzierung der Schadstofffrachten zeigten die Szenarien, in denen kein Abbau berücksichtigt wurde, Werte im Bereich von 450-700 g/d. Das bedeutet in Bezug auf eine Langzeitprognose, dass aus der Quelle in 100 Jahren kumulativ ca. 16-25 t Schadstoffe emittiert werden. Im Rahmen der Betrachtung der Abbau-Szenarien wurden zwei Fälle unterschieden: Im ersten Fall wurde angenommen, dass die Schadensquelle selbst einem Abbau unterliegt und die jeweiligen Abbauraten flächendeckend in den einzelnen Modellschichten berücksichtigt. Im Vergleich dazu wurde im zweiten Fall angenommen, dass innerhalb der Quelle kein Abbau erfolgt. Im Ergebnis von Fall 1 zeigt sich, dass sich im Modell mit größeren Abbauraten die Schadstofffrachten erhöhen. Über den Modellrand 1. Art, der Schadensquelle, werden je nach Variante in 100 Jahren kumulativ zwischen 40-165 t (1100-4500 g/d) Schadstoff in den Grundwasserleiter emittiert. Im Fall 2 sind die aus der Schadensquelle freigesetzten Schadstofffrachten geringer als mit Quellabbau. Z. B. wurden beim Szenario 2, Variante 4, unter Berücksichtigung eines Quellabbaus 162 t, der höchste auftretende Wert, Schadstoff mobilisiert. Im Vergleich dazu wurden unter Vernachlässigung eines Quellabbaus lediglich 37 t Schadstoffe freigesetzt.

Die berechneten kumulativen Schadstoffmengen zeigen, dass in allen simulierten Szenarien die definierte Randbedingung für die Schadensquelle auch bei einem relativ langen Simulationszeitraum von 100 Jahren, nicht zu einer Überschätzung der in den Grundwasserleiter emittierten Schadstoffmengen führt. Nach derzeitigem Kenntnisstand beträgt die im Untergrund vorhandene Schadstoffmenge ca. 220 t. Somit ist die Definition der Schadstoffquelle als Randbedingung 1. Art, d. h. mit unendlichem Nachlieferungspotenzial, für die erstellten Prognosen einsetzbar.

## 5 Bedeutung der Ergebnisse für den Einsatz von MNA

### 5.1 Nachweis von NA-Prozessen im Bereich der Schadensquelle

Im Rahmen der Arbeit wurde entsprechend der definierten Zielsetzung der Nachweis von NA-Prozessen am untersuchten Standort anhand einer Analyse von Elektronenakzeptoren und –donatoren vorgenommen. Der Nachweis der Zehrung von terminalen Elektronenakzeptoren kann als indirekter Nachweis des Abbaus organischer Substanz verwendet werden. Des Weiteren kann eine Bilanzierung des Abbaus vorgenommen werden, sowie eine Kartierung von unterschiedlichen Redoxzonen mit jeweils unterschiedlichen Abbaukinetiken (CHAPELLE, 1996, CHAPELLE et al., 2002, CHRISTENSEN et al., 2000, LENSING, et al., 1994, WIEDEMEYER, et al., 1999). Bei der Beschreibung der Methode von Elektronenakzeptoren und –donatoren wird i. A. davon ausgegangen, dass es sich um ältere Schadensfälle handelt, die bereits im Abstrom des Schadensherdes durch die Ausbildung von Schadstofffahnen charakterisiert sind, innerhalb derer die Bilanzierung erfolgt.

Die Ergebnisse der am Standort Bahnhof Elsterwerda vorgenommenen Analyse von relevanten Schadstoffminderungsprozessen zeigt, dass auch bei vergleichsweise jungen Schadensfällen, deren räumliche Ausdehnung sich auf den Quellbereich beschränkt, bereits der Nachweis der Wirksamkeit von NA erbracht werden kann. Trotz Ortsfestigkeit des Schadensfalles durch die hydraulische Sicherung bietet der erbrachte indirekte Nachweis von NA-Prozessen bereits in dieser Phase der Sanierung die Möglichkeit das NA-Potenzial für den Standort abzuschätzen und einen zukünftigen Einsatz von MNA für den Standort zu prognostizieren.

Für den hydraulisch beeinflussten Quellbereich, der durch lokal stark erhöhte Grundwasserfließgeschwindigkeiten gekennzeichnet ist, ist anzunehmen, dass auch die Geschwindigkeit der mikrobiologischen Abbauprozesse nicht derjenigen entspricht, die sich unter natürlichen Bedingungen einstellen würde. Daher ist eine Quantifizierung einzelner Schadstoffminderungsprozesse, deren Ergebnis in die Langzeitprognose entsprechend einfließen würde, zwar prinzipiell für den Quellbereich möglich, jedoch wenig sinnvoll. Eine ähnliche, häufig diskutierte Problematik stellt sich bei der Übertragbarkeit von Ergebnissen aus Laboruntersuchungen auf den Feldmaßstab.

Nachteilig wirkt sich somit bei der vorgenommenen Analyse im Quellbereich aus, dass keine Aussage zur Geschwindigkeit der ablaufenden Prozesse vorgenommen werden kann. Als Vorteil jedoch resultiert, dass durch das künstliche Strömungsregime mehrere NA-Prozesse auf engem Raum parallel ablaufen und entsprechend nachgewiesen werden können. Bei der Ausbildung und Bilanzierung von Schadstofffahnen hingegen sind zur Bewertung der Relevanz von einzelnen NA-Prozessen sehr lange Beobachtungszeiträume erforderlich. Eine Bilanzierung der Schadstofffahnen von jungen Schadensfällen schließt daher häufig nur die bis zu diesem Zeitpunkt abstromig auftretenden energetisch günstigeren Prozesse ein.

In Bezug auf eine Bewertung von limitierenden Faktoren für den Schadstoffabbau ist die Kenntnis des hydrogeologischen Baus von elementarer Bedeutung. Das erstellte hydrogeologische Modell zeigt, dass der abstromige Reaktionsraum bis zur Schwarzen Elster strukturell und sedimentologisch mit dem Quellbereich vergleichbar ist. Auch unter Berücksichtigung einer dispersionsbedingten Schadstoffverlagerung in die Tiefe ist innerhalb des Reaktionsraums mit keiner Barrierewirkung für den Schadstoffabbau zu rechnen. Sedimentologische Variationen, die einen Einfluss auf die Oxidationskapazität durch Eisenfestphasen besitzen, dürften kleinräumigen Charakter besitzen.

### 5.2 Möglichkeiten und Grenzen des Einsatzes von DP-Technologien

Der Verfahrensvergleich der unterschiedlichen DP-Technologien zeigte, dass ein deutlicher Vorteil gegenüber konventionellen Verfahren darin besteht, dass die Durchführung der Sondierungen und die horizontierte Entnahme von Grundwasserproben einen vergleichsweise geringen Zeitaufwand aufweisen. Das vorgegebene Untersuchungsprogramm konnte in seiner einfachsten Form problemlos an einem Tag durchgeführt werden. Bei einer entsprechend schnellen Analyse der Proben im Labor können die Erkundungsergebnisse innerhalb von zwei Tagen vorliegen. Alle Verfahren sind für die

Entnahme teufenorientierter Grundwasserproben im unkontaminierten Bereich geeignet. Im kontaminierten Bereich sollte jedoch das System mit der offenen Filterstrecke nur eingesetzt werden, wenn die Schadstoffe gelöst und nicht als eigene Phase vorkommen.

Die MIP-Verfahren lieferten gute Ergebnisse über die obere Grenze der Kontaminationen. Im Gegensatz dazu war mit Hilfe dieser Verfahren auf Grund des Tailing-Effektes keine klare Abgrenzung der Kontaminationen nach unten möglich. Im Gegensatz zum MIP-Verfahren konnten die Schadstoffuntergrenze mit dem ROST<sup>TM</sup>/LIF-Verfahren bestimmt werden. Die Kombination beider Verfahren liefert somit bereits im Gelände gute Hinweise auf die Verteilung und Art von Schadstoffen im Untergrund. Da aber aus den gewonnenen Sondierprofilen die Konzentrationen der zu erwartenden Schadstoffe nur abgeschätzt und nicht quantitativ bestimmt werden können, ist eine Korrelation der gemessenen Schadstoffverteilung mit den Ergebnissen der chemischen Analytik der Grundwasserproben unerlässlich. Allerdings ist die häufig erwünschte Grundwasserprobennahme aus Bereichen maximaler oder minimaler Schadstoffbelastung, wie sie mit den Detektionssonden bestimmt wurden, nur sehr bedingt möglich, da die Auflösung der Detektionssonden meist wesentlich höher ist als die Möglichkeit, exakt aus einem hoch oder gering belasteten Grundwasserleiterbereich eine Grundwasserprobe zu gewinnen.

Die Ergebnisse der DP-Verfahren sind grundsätzlich untereinander vergleichbar. Bedingt durch die variierenden Endteufen der einzelnen Sondierungen und die unterschiedlichen Filterlängen, wurden die Proben nicht aus einheitlichen Teufen entnommen. Dadurch ist eine direkte teufengenaue Vergleichbarkeit der Analytikergebnisse nicht gegeben. Zusätzlich sind bei den verschiedenen Systemen die unterschiedlichen Filterlängen zu beachten und das grundsätzlich andere System der Probennahme bei FUGRO (in-situ Probennahme, BAT-System). Insbesondere sollte berücksichtigt werden, dass die Schadstoffkonzentrationen und -zusammensetzungen der teufenorientierten Probennahme die natürliche Variabilität besser wiedergeben als eine integrale Probennahme. Gerade beim Einsatz der Verfahren im Rahmen von NA-Studien kann diese kleinräumige Variabilität einen erheblichen Informationsgewinn darstellen, z. B. um die Verteilung von Elektronenakzeptoren im Grundwasser zu bestimmen.

In Bezug auf Limitationen des Einsatzes von DP-Verfahren durch geologische/hydrogeologische Standortbedingungen ergibt sich Folgendes: Der Einsatz von DP-Verfahren wird schwierig, wenn der Untergrund aus kiesigen Sedimenten besteht oder Steine oder Braunkohle enthält. Bei bindigen Schichten ist der Einsatz bei weicher bis halbfester Konsistenz problemlos. Ist die Konsistenz fest, so ist zumindest der Bohrfortschritt sehr gering. Mit dem lithologischen Aufbau am Standort Elsterwerda lässt sich auch der mangelnde Sondierfortschritt der DP-Sondierungen in etwa 17 m Teufe begründen, wo teilweise verfestigte Schluffe und Braunkohlelagen vorkommen.

### **5.3 Säulenversuche zur Identifizierung und Bilanzierung von Schadstoffminderungsprozessen**

Im Gegensatz zur Bestimmung der Freisetzungsrates von organischen Stoffen aus kontaminierten Böden ins Bodenwasser, wie in der Vornorm für Säulenversuche beschrieben, konnte mittels der anders konzipierten Säulenversuche eine Identifizierung und Bilanzierung der für den Standort Elsterwerda relevanten NA-Prozesse vorgenommen werden. Durch eine entsprechend lange Versuchsdauer konnte nacheinander in verschiedenen Versuchsstadien die Denitrifikation, die Reduktion von Manganfestphasen, die Reduktion von Eisenfestphasen und zuletzt die Sulfatreduktion simuliert werden.

Die Durchgangskurven der Benzininhaltsstoffe sind sowohl bei Verwendung des standortspezifischen Benzins, als auch beim synthetischen Gemisch, durch Konzentrationsrückgänge gekennzeichnet. Dies deutet darauf hin, dass sich im Säulinnern kein hydrochemischer Gleichgewichtszustand eingestellt hat. Die Konzentrationsreduktion kann dabei nicht mit den zeitlich nacheinander einsetzenden Elektronenakzeptorprozessen korreliert werden, z. B. wäre je nach Effizienz der jeweiligen Einzelprozesse eine stufenweise Veränderung der Konzentrationsentwicklung denkbar. Die Konzentrationsrückgänge der Einzelsubstanzen besitzen vielmehr kontinuierlichen Charakter und deuten eine Beschleunigung der biologischen Abbauprozesse an. ZHENG et al. (2002) zeigten mittels Säulenversuchen, dass Toluol und 1,2,4-Trimethylbenzol unter anaeroben Versuchsbedingungen

durch Sorption und biologischen Abbau in der Säule vermindert wurden. Während die Konzentrationsverminderung von Toluol hauptsächlich auf die gekoppelte Reduktion von Eisenfestphasen zurückgeführt wurde, wurde der Konzentrationsrückgang von 1,2,4-Trimethylbenzen stärker durch sorptive Prozesse begründet. Im Vergleich zu Kontrollsäulen, in denen der biologische Abbau durch Natriumazid unterdrückt wurde, zeigten die Konzentrationsverhältnisse  $c/c_0$  von Toluol beim initialen Durchbruch maximale Verhältnisse zwischen 40 % und 70 %. Im weiteren Verlauf zeigte sich ebenfalls eine kontinuierliche Konzentrationsverminderung. In den Kontrollsäulen hingegen lagen die Toluol-Konzentrationsverhältnisse bei ca. 80 % und erreichten einen Gleichgewichtszustand. Die Konzentrationsentwicklungen sind somit mit denen im Rahmen der vorliegenden Arbeit gewonnenen Ergebnissen vergleichbar, jedoch bezieht sich die Konzentrationsentwicklung in den Versuchen nach ZHENG et al. (2002) lediglich auf einen einzigen Elektronenakzeptorprozess mit entsprechend kürzerer Versuchszeit von ca. 1 Woche. U.a. stand im Ergebnis der Studie ein Vergleich der Effizienz des biologischen Abbaus bei unterschiedlichen Filtergeschwindigkeiten. Diese lagen in einer Größenordnung über den Geschwindigkeiten der für den Standort Elsterwerda durchgeführten Versuche. Je langsamer die Filtergeschwindigkeiten in den Säulen, desto effizienter der biologische Abbau von Toluol. Dieses Phänomen wurde bereits von ANGLEY et al. (1992) für verschiedene Alkylbenzene in Säulenversuchen analysiert. Eine Kontrollsäule, innerhalb derer die untersuchten Substanzen keinem biologischen Abbau unterlagen, wurde mit jeweils zwei Säulen verglichen, die den Abbau von organischen Substanzen zuließen und mit unterschiedlichen Filtergeschwindigkeiten (0,14 m/d und 9,6 m/d) betrieben wurden. Die Durchgangskurven von Benzen, Toluol und o-Xylen zeigten dabei, dass sich direkt nach dem initialen Konzentrationsanstieg ein Plateau ausbildet, das auf einen Gleichgewichtszustand hinweist. Je geringer die Filtergeschwindigkeit, desto niedriger die Ausbildung des Plateaus, d. h. desto stärker der biologische Abbau in der Säule. Die Konzentrationsniveaus liegen bei Benzen bei der höheren Geschwindigkeit bei ca. 80 %, bei der niedrigeren bei 30 %. Toluol und o-Xylen sind durch Plateaus bei ca. 60 % und 10 % gekennzeichnet. Die Anpassung an ein mathematisches Stofftransportmodell unter Verwendung einer Abbauraten erster Ordnung zeigte sehr gute Ergebnisse in der Anpassung. Es sei darauf hingewiesen, dass auch bei diesen Versuchen mit einem 4fachen Porenvolumenaustausch die Versuchsdauer deutlich geringer war als bei den für den Standort Elsterwerda konzipierten Versuchen. In Anlehnung an diese Studie wurde daher bei der Modellierung des Stofftransportes mit CXTFIT der initiale Teil der Durchgangskurven gesondert einer Analyse unterzogen (siehe Kapitel 4.5.1.4). Die im Modell berechneten Retardationsfaktoren von BTEX sind mit denen von ANGLEY et al. (1992) ermittelten Werten vergleichbar. Diese betragen für Benzen:  $R_d = 1,4$ , Toluol:  $R_d = 1,7$ , o-Xylen:  $R_d = 1,7$ , m, p-Xylen:  $R_d = 2,0$  und für Ethylbenzen:  $R_d = 1,7$ .

Im Gegensatz zu BTEX zeigten die als persistent einzustufenden Stoffe MTBE und TBA ein Durchgangsverhalten, das Tracern ähnelt. Die Stoffe weisen entsprechend hohe Wiederfindungsraten und Retardationsfaktoren von 1 auf. Zwar vermindern sich die MTBE-Konzentrationen im Eluat, was auf einen Abbau des Stoffes unter anaeroben Bedingungen hinweist, jedoch liegt die Konzentrationsabnahme im Bereich der Schwankungsbreite der Messwerte. Ferner konnte keine Akkumulation von TBA oder anderen Abbauprodukten eindeutig nachgewiesen werden. In Einklang mit den in Kapitel 2.3.3.2 zitierten Studien scheint sich ein Abbau von MTBE unter anaeroben Bedingungen sehr langsam und unvollständig zu vollziehen.

Für den Einsatz von MNA an einem Standort sind Kenntnisse zum Verhalten von Einzelstoffen, wie BTEX, MTBE und TBA zwar von grundlegender Bedeutung, jedoch hängt die Frage nach potenziellen Schadstoffminderungsprozessen im wesentlichen von standortspezifischen Parametern ab. Mittels der für den Standort konzipierten Säulenversuche konnten auf Grund einer entsprechenden Versuchsdauer mehrere Prozesse der biogeochemischen Abbausequenz im Labor simuliert werden und die Einzelprozesse einer Bilanzierung unterzogen werden. Im Ergebnis konnte gezeigt werden, dass auch unter anaeroben Bedingungen verschiedene Schadstoffminderungsprozesse am Standort Relevanz besitzen. Wie die Bilanzierung zeigt, treten jedoch die Effizienz der Mangan- und Eisenreduktion gegenüber der Denitrifikation und Sulfatreduktion deutlich in den Hintergrund.

Die Übertragbarkeit von im Labor bestimmten Einzelparametern stand bei den Säulenversuchen nicht im Vordergrund. Wie die oben zitierten Studien zeigen, besitzt z. B. die Fließgeschwindigkeit einen erheblichen Einfluss auf die Wirksamkeit des biologischen Abbaus, weshalb bei einem hydraulisch

beeinflussten Standort wie Elsterwerda die Übertragung vom Labor- in den Geländemaßstab zusätzlichen Schwierigkeiten unterliegen würde.

#### **5.4 Bestimmung der Oxidationskapazität des Grundwasserleitermaterials durch Eisen- und Manganfestphasen**

Wie in Kapitel 2.2.5.2 beschrieben, führen konventionelle Methoden zur Bestimmung der Oxidationskapazität eines Grundwasserleiters durch Eisen- und Manganfestphasen zu einer Überschätzung der Kapazität. Die durchgeführten Analysen mittels RFA und REM sind jedoch im Zuge einer Erstbewertung unerlässlich und im Sinne eines qualitativen Nachweises von grundlegender Bedeutung für weitere Untersuchungsmethoden. Die Ergebnisse der RFA zeigten für den Standort einerseits, dass nicht Mangan- sondern insbesondere Eisenfestphasen Bedeutung für den Einsatz von MNA besitzen. Die berechnete Oxidationskapazität des Sediments durch Eisenfestphasen ist als Maximalwert zu verstehen, da eine Vielzahl von Faktoren den Abbau limitieren können. Weiterhin konnte eine horizontale und vertikale Differenzierung der Eisenverteilung im Reaktionsraum vorgenommen werden. Die Untersuchungsmethode mittels REM stellt dabei eine gute Ergänzung dar, da sie eine Identifikation von verschiedenen Mineralformen ermöglicht, die wertvolle Hinweise in Bezug auf die Oxidationskapazität liefern kann, z. B. Aufschluss über die Wertigkeit von Festphasen.

Der Einsatz verschiedener chemischer Extraktionsverfahren zeigte, dass je nach verwendetem Extraktionsmittel eine große Spanne der extrahierbaren Eisenmenge existiert. Ein Vergleich der extrahierten Eisengehalte mit den im Grundwasser gemessenen Eisenkonzentrationen im kontaminierten und unkontaminierten Bereich ergab, dass die Verwendung des schwächsten Extraktionsmittels Ammoniumacetat die natürlichen Bedingungen am besten widerspiegelt. Das stärkste Extraktionsmittel Ammoniumoxalat hingegen führt, wie die mittels RFA bestimmten Werte, zu einer Überschätzung der Oxidationskapazität. Die Verwendung von Ammonium-EDTA hingegen lieferte in Bezug auf die tatsächlich im Schadenszentrum durch NA-Prozesse mobilisierten Eisengehalte das beste Ergebnis und bietet von den eingesetzten Extraktionsmitteln daher am ehesten die Möglichkeit, die Oxidationskapazität des Grundwasserleiters abzuschätzen.

Prinzipiell stellt sich in Bezug auf die Quantifizierung der Oxidationskapazität durch Eisenfestphasen die Frage nach der Bioverfügbarkeit von Eisen(III)-verbindungen. Der tatsächlich bioverfügbare Anteil kann allerdings naturwissenschaftlich nur schwer quantifiziert werden. In der Literatur werden verschiedene milde nasschemische Aufschlussverfahren für eine Abschätzung eingesetzt (HERON et al., 1994, a und 1994, b, KENNEDY et al., 1998). Ein eindeutiger Nachweis der für einen Standort zum Abbau von Schadstoffen bioverfügbaren Eisenmenge erfolgt dabei nicht. WEGE (2004) zeigte anhand des Eisen(II)/(III)-Verhältnisses mittels Feststoffanalysen eine Abgrenzung im Grundwasserleiter, indem Eisen(III) beim mikrobiologischen Schadstoffabbau als Elektronenakzeptor fungiert. Bei dem für diesen Zweck konzipierten Extraktionsschema steht im Ergebnis ebenfalls eine Abschätzung der Eisen(III)-Oxidationskapazität.

#### **5.5 Modellgestützte Prognose**

Für das Verständnis der geohydraulischen Situation am Standort Bahnhof Elsterwerda diente das im ersten Schritt der numerischen Grundwassermodellierung erstellte Strömungsmodell. Anhand von verschiedenen Sensitivitätstests konnte der Einfluss von hydraulischen und hydrologischen Parametern verdeutlicht werden, wobei sich durch die instationäre zeitliche Analyse einzelner Parameter zeigte, dass das erstellte numerische Strömungsmodell eine entsprechende Sensitivität besitzt, die im Gelände registrierten Grundwasserschwankungen nachzubilden. Insbesondere in Bezug auf die Aussage- bzw. Prognosefähigkeit des Transportmodells wird ein belastbares Strömungsmodell als unabdingbar angesehen. Dabei steht zunächst das Erlangen eines allgemeinen geohydraulischen Systemverständnisses für einen Standort im Vordergrund. Am Standort Elsterwerda konnten so für die Phase von MNA bedeutende Fragen bezüglich der natürlichen Grundwasserfließrichtung und -geschwindigkeit im potenziellen Abstrombereich der Schadensquelle auch trotz permanenter hydraulischer Beeinflussung durch den Sanierungsbetrieb geklärt werden. Erst durch die realisierten instationären Analysen wurde dabei die Empfindlichkeit gegenüber Parameterschwankungen deutlich, die nicht zuletzt einen entscheidenden Einfluss auf die raumzeitliche Schadstoffausbreitung besitzen.

Daher ist für die Phase von MNA nicht nur eine Optimierung des Transportmodells empfehlenswert, sondern auch die weiterführende instationäre Kalibrierung und Verifizierung des Strömungsmodells anhand der zum gegebenen Zeitpunkt vorliegenden längeren Zeitreihen von z. B. Grundwasserständen.

Zur Bewertung der Prognosefähigkeit des erstellten Transportmodells bei beginnender MNA-Maßnahme ergibt sich die Problematik, dass eine Kalibrierung im herkömmlichen Sinn, bei der z. B. gemessene und simulierte Konzentrationen an ausgewählten Beobachtungspunkten oder an Bilanzlinien vorgenommen werden, nicht durchgeführt werden kann, da auf Grund der erfolgreichen hydraulischen Sicherung bisher keine Ausbreitung der Schadstoffe stattgefunden hat. Auf Grund dieser Einschränkung kann das Stofftransportmodell nicht für eine exakte Quantifizierung der raumzeitlichen Konzentrationsentwicklung von einzelnen Kontaminanten oder für eine exakte Prognose der Fahnengeometrie herangezogen werden. Vielmehr besitzt es einen abschätzenden Charakter in Bezug auf Form und Bildungsgeschwindigkeit einer potenziellen Schadstofffahne. Szenarienbetrachtungen dienen zum Verständnis der relevanten Schadstofftransportprozesse. Zur Analyse des Einflusses der Dispersion auf die Schadstoffausbreitung wurden verschiedene longitudinale und transversale Dispersivitäten bei den Prognosesimulationsläufen verwendet. Je höher die gewählte Dispersivität, desto schneller schreitet die Schadstofffahne im frontalen Bereich voran. Das Ausmaß dieses Effektes am Standort Elsterwerda zeigt der Unterschied der Fahnenlängen zwischen verschiedenen Varianten: Nach 2 Jahren Laufzeit beträgt z. B. der Unterschied zwischen Variante 1 ( $\alpha_l = 10 \text{ m}$ ,  $\alpha_t = 1 \text{ m}$ ) und Variante 3 ( $\alpha_l = 2 \text{ m}$ ,  $\alpha_t = 0,2 \text{ m}$ ) 50 m, nach 10 Jahren 135 m. Auch ist der zentrale Teil der Schadstofffahne mit zunehmenden Dispersivitäten schmaler ausgebildet. Die Analyse des Einflusses verschiedener Dispersivitäten auf das Modellergebnis sollte auch Untersuchungen in Bezug auf numerische Dispersionseffekte einschließen, um eine Überdimensionierung der prognostizierten Schadstofffahne zu verhindern. Im untersuchten Fall wurde zur Minimierung numerischer Dispersionseffekte eine Netzverfeinerung im Abstrom vorgenommen.

Die Auswirkungen von Abbau auf die Schadstoffausbreitung wurden durch unterschiedliche Variantenrechnungen analysiert. Dabei wurde der für den Abbau erster Ordnung sensitive Bereich ermittelt und die jeweiligen Fahnenlängen zum Vergleich gegenübergestellt. Auf Grund der Einschränkungen in Bezug auf die Kalibrierung des Transportmodells können keine standortspezifischen Abbauparameter ermittelt und verifiziert werden. Daher wäre zum derzeitigen Zeitpunkt der Einsatz von komplexeren, reaktiven Modellansätzen, die z. B. eine Monod-Kinetik und/oder verschiedene Sorptionsisothermen für den Rückhalt von MKW berücksichtigen, wenig sinnvoll. Vielmehr wurde anhand von Vergleichen mit anderen Standorten die erstellte Prognose für MNA gefestigt. Der für den Abbau sensitive Bereich liegt größenordnungsmäßig zwischen  $0,001$  und  $0,01 \text{ d}^{-1}$  und ist durch verkürzte Schadstofffahnen im Vergleich zu den Varianten des nicht reaktiven Stofftransportes gekennzeichnet. Die Schadstofffahnen erreichen bei der Langzeitsimulation meistens eine Stagnation. Es konnte gezeigt werden, dass sowohl die bestimmten Abbauraten als auch die korrespondierenden Fahnenlängen mit anderen Standorten vergleichbar sind. Große Bedeutung besitzt bei vergleichenden Untersuchungen die Bemessung der Fahnenlänge. Am untersuchten Beispiel wurde die Fahnenfront einerseits durch die Bestimmungsgrenze von BTEX definiert und einem pragmatischen Ansatz gegenübergestellt, der einen für die MNA-Phase als tolerierbar einzustufenden Schwellenwert verwendete und zu deutlich anderen Ergebnissen führte.

Vergleichsweise geringe Auswirkungen auf die Schadstoffausbreitung resultierten bei den Langzeitsimulationen durch die Verwendung verschiedener Ansätze für die Grundwasserneubildung. Demgegenüber zeigte sich unter Verwendung des instationären Strömungsmodells der signifikante Einfluss von Grundwasserschwankungen auf die Progression der Schadstofffahne durch eine Verschiebung der dominierenden Strömungsrichtung, sowie durch unterschiedliche Fahnenbildungsgeschwindigkeiten. Auch konnte, bedingt durch die Grundwasserschwankung eine stärkere Querdispersion, die zu breiteren Schadstofffahnen führt, nachgewiesen werden. Insbesondere anhand des dargelegten Einflusses der Grundwasserschwankung auf die Schadstoffausbreitung wird die Bedeutung eines aussagekräftigen Strömungsmodells als Grundlage für die Prognose von MNA deutlich.

Empfehlenswert für die sich anschließende MNA-Phase, während der eine Schadstoffverlagerung stattfinden und messbar sein wird, ist eine Optimierung des Transportmodells. Dabei sollte anhand

---

von Konzentrationsdatensätzen des Monitorings eine Kalibrierung und Validierung des Modells erfolgen. Erst in dieser Bearbeitungsphase wäre der Aufwand für das Erstellen von komplexeren, reaktiven Modellansätzen, z. B. mittels RT3D (Programm Modflow) sinnvoll, um eine Verbesserung der Prognosegenauigkeit zu erzielen.

## 6 Zusammenfassung

MNA steht in der Praxis der Altlastenbearbeitung zunehmend im Blickpunkt eine kostengünstige Alternative zu konventionellen Maßnahmen bei der Sanierung von Grundwasserschadensfällen zu sein, sofern der naturwissenschaftliche Nachweis der Massenreduzierung durch Schadstoffminderungsprozesse erbracht werden kann. Für ein fundiertes Prozessverständnis an einem Standort sind im Allgemeinen die Kenntnis der hydrogeologischen Situation, des Schadstoffinventars und dessen Verteilung, sowie der relevanten Schadstoffminderungsprozesse Voraussetzung. Darauf aufbauend kann dann eine modellgestützte Prognose der Schadstoffausbreitung in Raum und Zeit entwickelt werden, die aussagekräftig genug sein sollte, die Nachhaltigkeit der Schadstoffmassenreduzierung und damit das Schadstoffminderungspotenzial für einen Standort abzuschätzen.

Im Gegensatz zu den in der Literatur beschriebenen Möglichkeiten einer qualitativen und quantitativen Analyse von Schadstoffminderungsprozessen in bereits existierenden Schadstofffahnen wurde im Rahmen der vorliegenden Arbeit eine Prognose der Schadstoffausbreitung in Raum und Zeit für einen mit MKW und BTEX verunreinigten Standort erstellt, an dem auf Grund der bisherigen erfolgreichen hydraulischen Sicherung keine Ausbildung einer Schadstofffahne stattgefunden hat.

Als Basis für das Prozessverständnis wurde für den Standort ein hydrogeologisches Modell entwickelt. Das regionale Strukturmodell zeigt, dass der oberflächennahe Schadensfall im ersten quartären Grundwasserleiter (S1n-Ho) liegt, der hauptsächlich aus Mittelsanden aufgebaut wird. Für den Bereich des Schadensfalles konnte eine weitere kleinräumige Differenzierung in hydrogeologische Untereinheiten vorgenommen werden, die auch entsprechend im numerischen Grundwassermodell Berücksichtigung fand. Da im Schwankungsbereich der Grundwasseroberfläche eine Schluffschicht ausgebildet ist, die als Grundwassergeringleiter eingestuft wird, entstehen in dem sonst freien Grundwasserleiter gespannte Grundwasserverhältnisse. Für die kleinräumige Differenzierung hydrogeologischer Eigenschaften wurden am Standort Wiederanstiegs- und Pumpversuche, Siebanalysen, Darcy-Durchflussversuche und DP-Untersuchungen durchgeführt. Auf Grund der Tatsache, dass während des gesamten Untersuchungszeitraums im Rahmen der hydraulischen Sicherung Grundwasserentnahmen erfolgten, mussten klassische Auswerteverfahren, wie z. B. der Wiederanstiegsversuch, modifiziert werden. Durchschnittliche horizontale Durchlässigkeitsbeiwerte des quartären Grundwasserleiters liegen im Bereich von  $k_f = 6 - 9 \cdot 10^{-4}$  m/s, wobei Einzellagen deutlich abweichende Werte aufzeigen. Für den vertikalen Durchlässigkeitsbeiwert, der in Darcy-Durchflussversuchen bestimmt wurde, ergaben sich Werte, die eine Zehnerpotenz geringer waren. Auf Grund der zu erwartenden Langsamkeit der Prozesse beim Einsatz von MNA am Standort sind kleinräumige, standortspezifische Kenntnisse von erheblicher Bedeutung für das Prozessverständnis. Die ermittelten Kennwerte dienen weiterhin als Eingangsgrößen für das numerische Grundwassermodell, z. B.  $k_f$ -Wert Modell.

Grundlegende Steuergrößen für die Ausbreitung einer Schadstofffahne sind die Grundwasserfließgeschwindigkeit und -richtung, weshalb der Datenbestand der Grundwasserdynamik einer räumlichen und zeitlichen Analyse unterzogen wurde. Dabei ergab sich die Problematik, dass die größte Messstellendichte im Bereich der Schadensquelle vorhanden ist, die durch die Grundwasserentnahme eine Absenkung des Grundwasserspiegels zeigt. Der lokale hydraulische Gradient ist dadurch zum Schadenszentrum gerichtet. Zur Ermittlung von Grundwasserfließgeschwindigkeit und -richtung und zur Analyse des potenziellen abstromigen Reaktionsraums beim Einsatz von MNA wurde das Untersuchungsgebiet vom Stadtgebiet Elsterwerda bis zur Schwarzen Elster erweitert. Im Ergebnis zeigte sich, dass die Grundwasserdynamik des erweiterten Untersuchungsgebiets überwiegend durch eine SSW bis SW gerichtete Grundwasserfließrichtung gekennzeichnet ist. Die Schwarze Elster übernimmt dabei meistens die Funktion eines effluenten Vorfluters. An einigen Stichtagen ist die Grundwasserfließrichtung nach Westen, d. h. parallel zum Vorfluter, orientiert. Es handelt sich dabei um Hochwassersituationen, bei denen influente Verhältnisse herrschen. Die Auswertung von Wasserstandsdifferenzen zwischen Oberflächenwasserständen der Schwarzen Elster und Grundwasserständen von elsternahen Grundwassermessstellen zeigte, dass während mittlerer und niedriger Wasserstände effluente Verhältnisse dominieren. Bei steigenden Wasserständen und Hochwassersituationen erfolgt eine

Gradientenumkehr zwischen Vorflut und Grundwasserkörper, die zu influenten Verhältnissen führt. Die berechneten Abstandsgeschwindigkeiten liegen im Bereich von ca.  $6,3 \cdot 10^{-7}$  m/s bis  $1,9 \cdot 10^{-6}$  m/s (20-60 m/a).

Im Rahmen der Analyse des Schadstoffinventars und der Schadstoffverteilung im Grundwasser konnte die Stagnation der Phasenverbreitungsgrenze ab dem Jahr 2001 nachgewiesen werden, einhergehend mit einem starken Rückgang der Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser. Teufenabhängige Untersuchungen zur Schadstoffverbreitung belegten, dass es sich um einen oberflächennahen Grundwasserschaden handelt, da in den Filterlagen unterhalb von 6 m u. GOK nur vereinzelt Benzininhaltsstoffe nachgewiesen wurden. Zusammenfassend ergibt sich ein Bild der Schadensquelle, die durch ihre Ortsfestigkeit der Schadstoffe charakterisiert ist, was auf das durch die hydraulische Maßnahme erzeugte lokale Strömungsregime zurückzuführen ist.

Mit dem Schwerpunkt des qualitativen Nachweises von relevanten Schadstoffminderungsprozessen für den Standort wurden die Grundwasseranalysenergebnisse räumlich und zeitlich in Hinblick auf die einzelnen Prozesse der biogeochemischen Abbausequenz untersucht. Die Entwicklung der physikochemischen Parameter im Grundwasser ließ bereits durch eine flächendeckende Sauerstoffabreicherung im Kernbereich des Schadenszentrums, einhergehend mit einer starken Verminderung des Redoxpotenzials, einer Erniedrigung des pH-Wertes und einer Temperaturerhöhung, erste Rückschlüsse auf die ablaufenden Redoxreaktionen zu. Folgende Prozesse der Abbaufolge konnten für den Quellbereich nachgewiesen werden:

- **Aerober Abbau:** Die flächendeckende Sauerstoffabreicherung im zentralen Bereich des Schadensfalls, der auch die höchsten Schadstoffkonzentrationen aufweist, ließ darauf schließen, dass aerober Abbau stattfindet.
- **Denitrifikation:** Im Kerngebiet zeigte die starke Abnahme der Nitratkonzentrationen, dass die Denitrifikation einen maßgeblichen Anteil an den natürlichen Schadstoffminderungsprozessen besitzt. Über das bei der Reaktion gebildete Zwischenprodukt Nitrit konnte kein eindeutiger Nachweis der Denitrifikation erbracht werden, da im Bereich der Nitratverminderung zwar punktuelle Erhöhungen der Nitritkonzentrationen erkennbar sind, diese jedoch mit den Werten des natürlichen Grundwasserleiters vergleichbar sind. Im Vergleich dazu zeigten die Ammoniumkonzentrationen durch ihren Anstieg deutlich eine Korrelation mit der Verminderung der Nitratkonzentrationen. Dieser Anstieg ließ auf die Nitrat-Ammonifikation schließen, die jedoch - wie stöchiometrische Berechnungen ergaben - nicht den Hauptprozess darstellen können. Vielmehr ist anzunehmen, dass insbesondere die Denitrifikation zum Endprodukt Stickstoff stattfindet, die auf Grund des höheren Energiegewinns für Mikroorganismen bevorzugt wird.
- **Reduktion von Mangan(III und IV)- und Eisen(III)-Festphasen:** Als Indikatoren für die Reduktion von Mangan- und Eisenfestphasen dienten die erhöhten Konzentrationen von  $\text{Fe}^{2+}$ - und  $\text{Mn}^{2+}$ -Ionen im Grundwasser, durch deren Erhöhung im Schadensbereich gegenüber dem Hintergrundwert (< BSG) nachgewiesen wurde, dass diese Prozesse am Standort ablaufen. Auf Grund der höheren Eisen- als Mangangehalte im Sediment besitzt die Eisenreduktion als Schadstoffminderungsprozess am untersuchten Standort größere Bedeutung als die Manganreduktion. Ausgehend von zunächst nur punktuell auftretender Eisenreduktion bildet sich im Laufe der Jahre ein flächendeckender Bereich aus, der durch deutlich erhöhte  $\text{Fe}^{2+}$ -Konzentrationen gekennzeichnet ist (10-50 mg/l).
- **Sulfatreduktion:** Die Sulfatreduktion scheint nur punktuell wirksam zu sein. Dies bestätigten auch die Verteilungen des bei der Reaktion entstehenden Endprodukts Schwefelwasserstoff.
- **Methanogenese:** Der Prozess der Methanogenese wurde anhand des bei der Reaktion entstehenden Endprodukts Methan analysiert, das durch einen flächenhaften Konzentrationsanstieg im zentralen Schadensbereich gekennzeichnet ist und somit auch die Wirksamkeit dieses Prozesses bestätigte.

Durch den Einsatz verschiedener Direct-Push-Verfahren wurden mittels MIP- und ROST<sup>TM</sup>/LIF-Sondierungen kontinuierliche Tiefenprofile erstellt, die neben einer detaillierten Untergrundbeschreibung insbesondere die Detektion der vorhandenen Kontamination ermöglichten. Die räumliche Erfassung des kontaminierten Bereichs unterlag beim Einsatz des MIP-Verfahrens Einschränkungen: Während die obere Grenze der Kontamination gut im Tiefenprofil abgegrenzt werden konnte, war keine klare Abgrenzung der Untergrenze auf Grund des auftretenden Tailing-Effektes möglich. Im Gegensatz zum MIP-Verfahren konnte die Schadstoffuntergrenze mit dem ROST<sup>TM</sup>/LIF-Verfahren eindeutig bestimmt werden. Beide Verfahren bieten den großen Vorteil, dass die Sondierergebnisse im Gelände direkt zur Verfügung stehen und im Anschluss, je nach Bedarf, ein teufenorientiertes Beprobungs- und Analytikprogramm zusammengestellt werden kann.

Im Gegensatz zu den Mischwasserproben aus Grundwassermessstellen, die integrierend über die Filterstrecke gewonnen werden, zeigten die Ergebnisse der unterschiedlichen teufenorientierten Grundwasserprobennahme der DP-Verfahren eine sehr viel höhere Auflösung in Bezug auf eine hydrochemische Zonierung des Grundwassers. Auch bei der teufendifferenzierten Bestimmung der Schadstoffkonzentrationen und –zusammensetzungen, die beim Eintrag von Phase im Grundwasser um mehrere Zehnerpotenzen schwanken können, ergaben sich erhebliche Diskrepanzen zu den Daten, die an Grundwassermessstellen mittels konventioneller Grundwasserbeprobung gewonnen wurden. Insgesamt zeigte das Probennahmesystem mit der kürzesten Filterlänge, das BAT-System, die beste Auflösung in Bezug auf eine hydrochemische Zonierung und gab auch die Schadstoffkonzentrationsentwicklung mit der Teufe am detailliertesten wieder. Die DP-Verfahren besitzen somit genau dort ihre größte Stärke, wo Kenntnisse zur Zonierung und zur Verteilung bedeutsam werden.

Zur Identifizierung und Quantifizierung der für das quartäre Grundwasserleitersystem relevanten Schadstoffminderungsprozesse wurden mit standortspezifischen Untergrundmaterialien verschiedene Laboruntersuchungen durchgeführt. Der Schwerpunkt lag dabei auf der Durchführung von Säulenversuchen, die durch Untersuchungen zur Oxidationskapazität des Grundwasserleitermaterials durch Eisen- und Manganfestphasen mittels wellenlängendispersiver Röntgenfluoreszenzanalyse, Rasterelektronenmikroskopie mit energiedispersivem System und chemischer Extraktion ergänzt wurden.

Während die Durchgangskurven der persistenten Stoffe MTBE und TBA bei den Säulenversuchen denen der Tracer ähnelten und durch entsprechend hohe Wiederfindungsraten gekennzeichnet waren, zeigten die Kurvenverläufe von BTEX kontinuierliche Konzentrationsrückgänge, die auf eine Beschleunigung der biologischen Abbauprozesse hinweisen. Die Wiederfindungsraten der Einzelstoffe lagen im Bereich von 48–85 %. Auch die Modellierung des Stofftransports der Benzininhaltsstoffe mit CXTFIT zeigte, dass sich während der Versuchsdauer kein hydrochemischer Gleichgewichtszustand im Säuleninnern einstellte, sondern dass physikalische Ungleichgewichtsprozesse den Stofftransport maßgeblich beeinflussen. In Analogie mit den am Standort nachgewiesenen NA-Prozessen wurden in unterschiedlichen Versuchsstadien, einhergehend mit den Konzentrationsveränderungen der Benzininhaltsstoffe, nacheinander die Denitrifikation, die Reduktion von Manganfestphasen, die Reduktion von Eisenfestphasen und zuletzt die Sulfatreduktion aktiviert. Die Bilanzierung von Elektronenakzeptoren und –donatoren ergab, dass die aus dem Elektronenakzeptorverbrauch berechnete theoretische Masse für den vollständigen Abbau von BTEX den in den Versuchen ermittelten Wert um ein 4faches überschritt. Diese Diskrepanz findet eine mögliche Erklärung darin, dass BTEX nicht vollständig abgebaut wurden, sondern dass Zwischenprodukte gebildet wurden, die im Rahmen der GCMS-Messungen nicht bestimmt wurden. Insgesamt konnte mittels der Säulenversuche nachgewiesen werden, dass auch unter anaeroben Bedingungen verschiedene Redoxprozesse für den Abbau am Standort Relevanz besitzen. Wie die Bilanzierung zeigt, tritt jedoch die Effizienz der Mangan- und Eisenreduktion gegenüber der Denitrifikation und Sulfatreduktion deutlich in den Hintergrund.

Die in Ergänzung durchgeführten Sedimentanalysen ergaben, dass Manganfestphasen auf Grund ihrer geringen Gehalte im Sediment kein bedeutendes NA-Potenzial für den Standort darstellen. Eisenfestphasen hingegen, die in nennenswerten Gehalten im Sediment mittels RFA nachgewiesen wurden und auch im REM visualisiert und identifiziert werden konnten, wurden für die Bestimmung der Oxidationskapazität des Sedimentes herangezogen. Die chemische Extraktion ergab, dass die unter

Verwendung des Oxidationsmittels Ammonium-EDTA extrahierten Eisenmengen mit den am Standort durch NA-Prozesse mobilisierten Eisenmengen vergleichbar sind. Stärkere Oxidationsmittel würden hingegen zu einer Überschätzung der Oxidationskapazität führen.

Im abschließenden Teil, in dem ein numerisches Grundwasserströmungsmodell und –transportmodell erstellt wurde, fanden eine Vielzahl der zuvor ermittelten Teilergebnisse Berücksichtigung. Für die Langzeitprognose der räumlichen und zeitlichen Ausdehnung einer zukünftigen Schadstofffahne nach dem Beginn von MNA am Standort wurden für den Simulationszeitraum von 100 Jahren verschiedene Szenarienbetrachtungen vorgenommen. Dabei wurden insbesondere der Einfluss von Dispersion, Abbau, Grundwasserneubildung und Grundwasserstandsschwankungen auf die Schadstoffausbreitung untersucht. Da es am Standort bisher zu keiner Ausbreitung einer Schadstofffahne gekommen ist, konnte keine Kalibrierung des Transportmodells im herkömmlichen Sinn vorgenommen werden. Daher wurden für einzelne Parameter obere und untere Schranken ermittelt, die für das Modell einen Bereich mit mehreren Lösungsmöglichkeiten abgrenzen.

Den Einfluss des Schadstoffabbaus auf die Modellergebnisse zeigte ein Vergleich der in verschiedenen Simulationsläufen simulierten Fahnenlängen. Unter Annahme des Transports einer nicht reaktiven Substanz erfolgte die Ausbreitung der Schadstofffahne, ausgehend vom Schadensherd in südsüdwestlicher Richtung, und erreichte in relativ kurzer Zeit die Schwarze Elster. Auf Grund von Forschungsergebnissen in Bezug auf MKW-Schadstofffahnen an vergleichbaren Standorten ist ein solches Szenario jedoch nicht als realistisch zu betrachten. Die Ermittlung des für den Abbau sensitiven Bereichs im Modell, der größenordnungsmäßig zwischen  $0,001$  und  $0,01$   $d^{-1}$  liegt, zeigte hingegen deutlich verkürzte Schadstofffahnen, die meistens einer Stagnation unterlagen und deren Fahnenlängen durchaus mit anderen MKW-Schadstofffahnen vergleichbar sind. Auch die ermittelten Abbauraten zeigten mit anderen Standorten vergleichbare Ergebnisse. Deutlich bei dem Vergleich wurde auch der Einfluss der unterschiedlichen Bemessung der Fahnenlänge, da zum einen die Front der Fahne durch die Bestimmungsgrenze von BTEX definiert wurde, zum anderen ein pragmatischer Ansatz gewählt wurde, der einen für die MNA-Phase als tolerierbar einzustufenden Schwellenwert verwendete.

Im Ergebnis der Analyse des Einflusses von Grundwasserschwankung und Grundwasserneubildung auf die Schadstoffausbreitung, dem das instationäre Strömungsmodell zu Grunde gelegt wurde, zeigte sich eine stärker nach Süden gerichtete Strömungskomponente sowie ein schnelleres Voranschreiten der Schadstofffront. Weiterhin kam es auf Grund der Berücksichtigung der Grundwasserschwankung zu einer stärkeren Querdispersion, was sich in breiteren Schadstofffahnen äußerte. Vergleichsweise geringe Auswirkungen bei den Langzeitbetrachtungen zeigten hingegen verschiedene Ansätze zur Grundwasserneubildung.

Zusammenfassend läßt sich aus den Teilergebnissen für den konkreten Standort Bahnhof Elsterwerda ableiten, dass bereits während der Phase der hydraulischen Sanierung des Schadensfalls wirkungsvolle Schadstoffminderungsprozesse ablaufen, die einen Beitrag zur Schadstoffreduktion im Untergrund leisten. Da nicht nur der Bereich der Schadensquelle, sondern auch der potenzielle Reaktionsraum beim Einsatz von MNA durch ein bedeutendes Abbau- und Rückhaltepotenzial gekennzeichnet ist, kann man die Schlussfolgerung ziehen, dass eine Begrenzung der MKW-Schadstofffahne durch NA-Prozesse zu erwarten ist. Nicht zuletzt auf Grund der vergleichsweise geringen Grundwasserfließgeschwindigkeiten ist bei einem Einstellen der hydraulischen Sicherung in den ersten Jahren nicht mit einer signifikant zunehmenden Beeinträchtigung des Schutzgutes Grundwasser zu rechnen, weswegen MNA am Standort eine Alternative zu technischen Sanierungsmaßnahmen darstellen kann.

## 7 Literatur

- Anderson, M., Woessner, W., 1992: Applied Groundwater modeling: Simulation of Flow and Advective Transport. San Diego, Calif.: Academic Press.
- Anderson, R. T., Lovley, D. R., 1999: Naphtalene and benzene degradation under Fe(III)-reducing conditions in petroleum-contaminated aquifers. *Bioremediation J.* 3(2): 121-135.
- Angley, J. T., Brusseau, M. L., Miller, W. L., Delfino, J. J., 1992: Nonequilibrium sorption and aerobic biodegradation of dissolved alkylbenzenes during transport in aquifer material: column experiments and evaluation of a coupled-process model. *Environ. Sci. Technol.*, 26: 1404-1410.
- Appelo, C. A. J., Postma, D., 1999: *Geochemistry, Groundwater and Pollution*. Rotterdam: A. A. Balkema.
- Arnth, J. D., Milde, G., Kerndorff, H., Schleyer, R., 1989: 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. Lecture Notes in Earth Sciences, Vol. 20*. Berlin: Springer-Verlag.
- Aronson, D., Howard, P. H., 1997: *Anaerobic Biodegradation of Organic Chemicals in Groundwater: A Summary of Field and Laboratory Studies*. Draft Final Report, American Petroleum Institute, Washington, DC.
- Bahadir, M., Parlar, H., Spiteller, M., Hrsg., 2000: *Springer Umweltlexikon. 2. Auflage*, Berlin: Springer Verlag.
- Barcelona, M. J., Holm, T. R., 1991: Oxidation – reduction capacities of aquifer solids. *Environ. Sci. Technol.*, 25: 1565-1572.
- BodSchG, 1998: Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz-BodSchG). Vom 17.03.1998. BGBl. I: 502. Stand: zuletzt geändert durch Art. 3 G v. 9.12.2004 I 3214.
- BodSchV, 1999: Bundes - Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 12. Juli 1999. BGBl. I: 1554. Stand: Geändert durch Art. 2 V v. 23.12.2004 I 3758.
- Bear, J., 1972: *Dynamics of Fluids in Porous Media*. New York: Dover Publications.
- Bear, J., Verruijt, A., 1987: *Modeling Groundwater flow and pollution*. Dordrecht: D. Reidel Publishing Company.
- Behrendt L., Cepek, A. G., Lohde, H., 1986 : Lithofazieskarte Quartär (LKQ 50) - Lauchhammer, Blatt-Nr.: 2468, Maßstab: 1:50.000.
- Beitinger, E., Jungbauer, H., Rochmes, M., 1999: „Monitored Natural Attenuation“ – Ein neues Sanierungsverfahren? *TerraTech* 5/1999: 28-31.
- Berg, M., Zwank, L., Bolotin, J., Aeppli, C., Häner, A., Möller, M., Munz, C., Ziegler, U., 2005: Einzelstoff-Isotopenanalyse zur Beurteilung des Abbauverhaltens von Methyl-tert-butylether (MTBE) an einem Altlastenstandort. *Altlasten Spektrum*, 1/2005: 20-26.
- Bezirksstelle für Geologie beim Rat des Bezirkes Cottbus, 1972, a: Hydrogeologisches Gutachten zur Auswertung der 1970/71 durchgeführten Bohrarbeiten und zur Einschätzung der Ergiebigkeit des Brunnens 6 im Wasserwerk III der Stadt Elsterwerda, Krs. Bad Liebenwerda.
- Bezirksstelle für Geologie beim Rat des Bezirkes Cottbus, 1972, b: Hydrogeologische Stellungnahme zur Festlegung der Schutzzonen für das Wasserwerk Reißdamm/Krs. Bad Liebenwerda.
- BFG, Bundesanstalt für Gewässerkunde (Hrsg.), 2003, a: Endbericht Band 1 und 2, Bedeutung der Nebenflüsse für den Feststoffhaushalt der Elbe – Das Einzugsgebiet Schwarze Elbe. URL: <http://elise.bafg.de/servlet/is/4506/>, Stand: 05.06.2007.
- BFG, Bundesanstalt für Gewässerkunde (Hrsg.), 2003, b: Wasserhaushaltsverfahren zur Berechnung vieljähriger Mittelwerte der tatsächlichen Verdunstung und des Gesamtabflusses. BfG-Bericht Nr. 1342, Koblenz.

- BMG Engineering AG, 2004: Methyl-tert.-butylether - Zusammenstellung der umweltrelevanten Daten von Methyl-tert.-butylether (MTBE) und des relevanten Metaboliten tert.-Butylalkohol (TBA). URL: [http://www.umwelt-schweiz.ch/buwal/de/fachgebietes/fg\\_altlasten/service/mtbe/](http://www.umwelt-schweiz.ch/buwal/de/fachgebietes/fg_altlasten/service/mtbe/), Stand: 10.02.05.
- Borden, R. C., Daniel, R. A., LeBrun IV, L. E., Davis, C. W., 1997: Intrinsic biodegradation of MTBE and BTEX in a gasoline-contaminated aquifer. *Water Resources Research*, 33 (5): 1105-1115.
- Bouwer, E. J., McCarty, P. L., 1984: Modelling of trace organics biotransformations in the subsurface. *Ground Water*, 22 (4): 433-440.
- Bradley, P. M., Chapelle F. H., Landmeyer, J. E., 2001 a: Effect of redox conditions on MTBE biodegradation in surface water sediments. *Environ. Sci. Technol.*, 35: 4643-4647.
- Bradley, P. M., Chapelle F. H., Landmeyer, J. E., 2001 b: Methyl t-butyl ether mineralization in surface-water sediment microcosmos under denitrifying conditions. *Applied and Environmental Microbiology*, 67: 1975-1978.
- Bradley, P. M., Landmeyer, J. E., Chapelle F. H., 2002: TBA biodegradation in surface-water sediments under aerobic and anaerobic conditions. *Environ. Sci. Technol.*, 36: 4087-4090.
- Brusseau, M. L., Qihong, H., Sristava, R., 1997: Using flow interruption to identify factors causing nonideal contaminant transport. *Journal of Contaminant Hydrology*, 24: 205-219.
- Brusseau, M. L., Rao, P. S. C., Jessup, R. E., Davidson, J. M., 1989: Flow interruption: A method for investigating sorption nonequilibrium. *Journal of Contaminant Hydrology*, 4: 223-240.
- Bujewski, G., Rutherford, B., 1997: The Rapid Optical Screening Tool (ROST TM) Laser-Induced Fluorescence (LIF) System for Screening of Petroleum Hydrocarbons in Subsurface Soils. U.S. EPA Innovative Technology Evaluation Report 1997, EPA/600/R-97/020.
- Burland, S. M., Edwards, E. A., 1999: Anaerobic benzene biodegradation linked to nitrate reduction. *Applied and Environmental Microbiology*, 65(2): 529-533.
- Cepek, A. G., 1999: Die Lithofazieskarten Quartär 1 :50.000 (LKQ 50) – eine Erläuterung des Kartenkonzepts mit Hinweisen für den Gebrauch. *Brandenburgische Geowissenschaftliche Beiträge*, 6 (99), 2: 3-38. Kleinmachnow.
- Chapelle, F. H., 1996: Identifying redox conditions that favour the natural attenuation of chlorinated ethenes in contaminated ground-water systems. In: *Symposium on Natural Attenuation of Chlorinated Organics in Groundwater*.
- Chapelle, F. H., Brasley, P. M., Lovley, D. R., O'Neill, K., Landmeyer, J. E., 2002: Rapid evolution of redox processes in a petroleum hydrocarbon-contaminated aquifer. *Groundwater*, 40: 353-360.
- Chiang, C. Y., Salanitro, J. P., Chai, E. Y., Colthart, J. D., Klein, C. L., 1989: Aerobic biodegradation of benzene, toluene and xylene in a sandy aquifer: data analysis and computer modeling. *Ground Water*, vol. 27, no.6: 823-834.
- Chiou, C. T., Peters, L. J., Freed, V. H., 1979: A physical concept of soil-water equilibria for nonionic organic compounds. *Science*, 206: 831-832.
- Christensen, T. H., Bjerg, P. L., Banwart, S. A., Jakobsen, R., Heron, G., Albrechtsen, H.-J., 2000: Characterization of redox conditions in groundwater contaminant plumes. *Journal of Contaminant Hydrology*, 45: 165-241.
- Church, C. D., Isabelle, L. M., Pankow, J. F., Rose, D. L., Tratnyek, P. G., 1997: Method for determination of Methyl-tert-Butyl Ether and its degradation products in water. *Environ. Sci. Technol.*, 31, 12: 3723-3726.
- Coates, J. D., Chakraborty, R., Lack, J. G., O'Connor, S. M., Cole, K. A., Bender, K. S., Schenbach, L. A., 2001: Anaerobic benzene oxidation coupled to nitrate reduction in pure culture by two strains of *Dechloromonas*, *Nature* 411: 1039-1043.

- Diersch, H.-J. G., 2002: Wasy Software Feflow<sup>®</sup>. – Finite Element Subsurface Flow & Transport Simulation System. Reference Manual. Berlin: Wasy Institute for Water Resources Planning and Systems Research Ltd..
- DIN 18123, 1983: Bestimmung der Korngrößenverteilung. Normenausschuss Bauwesen (NABau) im DIN Deutsches Institut für Normung e.V. (Hrsg.).
- DIN 18130-1, 1998: Bestimmung des Wasserdurchlässigkeitsbeiwerts - Teil 1: Laborversuche. Normenausschuss Bauwesen (NABau) im DIN Deutsches Institut für Normung e.V. (Hrsg.).
- DIN 38404, 2005: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Physikalische und physikalisch-chemische Kenngrößen (Gruppe C). Normenausschuss Wasserwesen (NAW) im DIN Deutsches Institut für Normung e.V. (Hrsg.).
- DIN 4022-3, 1982: Benennen und Beschreiben von Boden und Fels – Schichtenverzeichnis für Bohrungen mit durchgehender Gewinnung von gekernteten Proben im Boden (Lockergestein). Normenausschuss Bauwesen (NABau) im DIN Deutsches Institut für Normung e.V. (Hrsg.).
- DIN 4023, 1984: Baugrund- und Wasserbohrungen – Zeichnerische Darstellung der Ergebnisse. Normenausschuss Bauwesen (NABau) im DIN Deutsches Institut für Normung e.V. (Hrsg.).
- DIN 4094-1, 1990: Felduntersuchungen, Teil 1: Druckuntersuchungen. Normenausschuss Bauwesen (NABau) im DIN Deutsches Institut für Normung e.V. (Hrsg.).
- DIN EN 27888, 1993: Wasserbeschaffenheit – Bestimmung der elektrischen Leitfähigkeit. Normenausschuss Wasserwesen (NAW) im DIN Deutsches Institut für Normung e.V. (Hrsg.).
- DIN V 19736, 1998: Bodenbeschaffenheit - Ableitung von Konzentrationen organischer Stoffe im Bodenwasser. Normenausschuss Wasserwesen (NAW) im DIN Deutsches Institut für Normung e.V. (Hrsg.).
- Dittmann, J., Freigang, J., 2006: Sanierungsdokumentation Boden-, Bodenluft und Grundwassersanierung Tankzughavarie Bahnhof Elsterwerda. 16. Zwischenbericht, Stand: 18.09.2006, Bad Liebenwerda, Berlin.
- Domenico, P. A., Schwartz, F. W., 1997: Physical and Chemical Hydrogeology. New York: Wiley & Sons.
- Drogos, D. L., 2002: Physical properties of fuel oxygenates and additives. In: ACS Symposium Series 799: Oxygenates in Gasoline – Environmental Aspects, Appendix A.
- DVWK, Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (Hrsg.), 1992: Entnahme und Untersuchungsumfang von Grundwasserproben. Regeln der Wasserwirtschaft, 128, Hamburg, Berlin: Verlag Paul Parey.
- DVWK, Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (Hrsg.), 1997: Tiefenorientierte Probenahme aus Grundwassermessstellen. Merkblätter, 245, Bonn: Kommissionsvertrieb Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH.
- Effenberger, M., Weiß, H., Popp, P., Schirmer, M., 2001: Untersuchungen zum Benzininhaltsstoff Methyltertiär-butylether (MTBE) in Grund- und Oberflächenwasser in Deutschland. Grundwasser, Heft 2, Band 6: 51-60.
- EUROPEAN COMMISSION, 2000: IUCLID Dataset on 2-methylpropan-2-ol (tert.-Butylalkohol).
- EUROPEAN COMMISSION, 2002: European Union Risk Assessment Report, 3<sup>rd</sup>, Priority List, Volume: 19, tert.-butyl methyl ether.
- Farmer, V. E., 1983: Behaviour of petroleum contaminants in an underground environment. Proceedings of the Seminar on Groundwater and Petroleum Hydrocarbons - Protection, Detection, Restoration. Petroleum Association for Conservation of the Canadian Environment, Ottawa: II-1-II-16.
- Finneran, K. T., Lovley, D. R., 2001: Anaerobic degradation of methyl tert-butyl ether (MTBE) and tert-butyl alcohol (TBA). Environ. Sci. Technol., 35: 1785-1790.

- François, A., Mathis, H., Godefroy, D., Piveteau, P., Fayolle, F., Monot, F., 2002: Biodegradation of methyl-tert-butyl ether and other fuel oxygenates by a new strain, *Mycobacterium austroafricanum* IFP 20012. *Applied and Environmental Microbiology*, 68(6), 2754-2762.
- Freeze, R. A., Cherry, J. A., 1979: *Groundwater*. Englewood Cliffs: Prentice-Hall.
- Freigang, J., 2007: Boden-, Bodenluft- und Grundwassersanierung Tankzughavarie Bahnhof Elsterwerda. Konzeption zur Durchführung von Sanierungsuntersuchungen und zur Fortschreibung der Sanierungsplanung. – 1. Fortschreibung, Stand: 22.04.2007 (unveröffentlicht).
- FUGRO Consult GmbH, 2002: Neufassung des Wasserschutzgebietes Oschätzchen. Hydrogeologisches Gutachten (unveröffentlicht).
- FUGRO Consult GmbH, 2005: Bahnhof Elsterwerda, Durchführung von ROST<sup>TM</sup>-und MIP-Drucksondierungen im Rahmen eines Direct-Push-Vergleichs. Technischer Bericht (unveröffentlicht).
- Gelhar, L. W., Montoglou, A., Welty, C., Rehfeldt, K. R., 1985: A review of field scale physical solute transport processes in saturated and unsaturated porous media. Final project report, EPRI EA-4190, Electric Power Research Institute, Palo Alto, CA.
- Gelhar, L. W., Welty, C., Rehfeldt, K. R., 1992: A critical review of data on field-scale dispersion in aquifers. *Water Resources research*, Vol. 28, no.7: 1955-1974.
- GEO-LOG Geotechnik GmbH, 2005, b: Direct-Push Untersuchungen im Bereich des Bahnhofs 04910 Elsterwerda. Technischer Bericht, Braunschweig (unveröffentlicht).
- GEO-LOG Geotechnik GmbH, 2005, a: Die geo-log Grundwassersondierung. Verfahrensbeschreibung (unveröffentlicht).
- Gerstner, D., Scheytt, T., Fälker, C., 2006: Untersuchungen von Altlasten – Einsatzmöglichkeiten und Grenzen von Direct-Push Technologien bei der Altlastenbearbeitung. *Altlasten Spektrum* 6/2006: 316-330.
- Glugla, G., Enderlein, R., Eyrich, A., 1976: Das Programm RASTER – ein effektives Verfahren zur Berechnung der Grundwasserneubildung in Lockergestein. *Wasserwirtschaft-Wassertechnik*, 26(11): 377-382.
- Glugla, G., König, B., 1989: Der mikrorechnergestützte Arbeitsplatz Grundwasserdargebot. *Wasserwirtschaft-Wassertechnik*, 39 /8: 178-181.
- Gottschalk, G., 1986: *Bacterial Metabolism*. New York: Springer-Verlag.
- Grbić-Galić, D: 1990: Methanogenic transformation of aromatic hydrocarbons and phenols in groundwater aquifers. *Geomicrobiol. J.* 8: 167-200.
- GUT - Gesellschaft für Umwelttechnik und Unternehmensberatung mbH Umweltgutachter, 1998: Sanierung des Bahnhofes Elsterwerda, Erläuterungsbericht zur Pumpversuchsauswertung. Berlin.
- Hanson, J. R., Ackerman, C. E., Scow, K. M., 1999: Biodegradation of methyl tert- butyl ether by a bacterial pure culture. *Applied and Environmental Microbiology*, 65 (11): 4788-4792.
- Hardison, L. K., Curry, S. S., Ciuffetti, L. M., Hyman, M. R., 1997: Metabolism of diethyl ether and cometabolism of methyl tert-butyl ether by a filamentous Fungus, a *Graphium* sp.. *Applied and Environmental Microbiology*, 63(8): 3059-3067.
- Hatzinger, P. B., McClay, K., Vainberg, S., Tugusheva, M., Condee, C. W., Steffan, R.J., 2001: Biodegradation of methyl tert- butyl ether by a pure bacterial culture. *Applied and Environmental Microbiology*, 67(12): 5601-5607.
- Haude, W., 1955: Zur Bestimmung der Verdunstung auf möglichst einfache Weise, *Mitteilungen des Deutschen Wetterdienstes*, 2, 11: 1-24.
- Hayduk, W., Laudie, H., 1974: Prediction of diffusion coefficients for non-electrolytes in dilute aqueous solutions. *AIChE J.*, 20: 611-615.

- Heron, G., Christensen, T. H., Tjell, J. Chr., 1994, a: Oxidation capacity of aquifer sediments. *Environ. Sci. Technol.*, 28 (1), 153-158.
- Heron, G., Crouzet, C., Bourg, A. C. M., Christensen, T.H. 1994, b: Speciation of Fe(II) and Fe(III) in contaminated aquifer sediments using chemical extraction techniques. *Environ. Sci. Technol.*, 28: 1698-1705.
- HLUG, Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (Hrsg.), 2004: Arbeitshilfe zu überwachten natürlichen Abbau- und Rückhalteprozessen im Grundwasser (Monitored Natural Attenuation - MNA). Handbuch Altlasten, Bd. 8, Teil 1, Wiesbaden.
- Hölting, B., 1996: Hydrogeologie: Einführung in die allgemeine und angewandte Hydrogeologie. 5. überarb. und erw. Auflage, Stuttgart: Enke.
- Hristova, K. R., Lutenecker, C. M., Scow, K. M., 2001: Detection and quantification of methyl tert-butyl ether-degrading strain PM1 by real-time TaqMan PCR. *Applied and Environmental Microbiology*, 67(11), 5154-5160.
- IARC, International Agency for Research on Cancer, 1999: Methyl tert-Butyl Ether (Group 3) – Summary of Data Reported and Evaluation. URL: <http://www-cie.iarc.fr/htdocs/monographs/vol73/73-13.html>, Stand: 30.09.1999.
- Isaac, S., Jennings, D., 1996: Kultur von Mikroorganismen. Heidelberg, Berlin, Oxford: Spektrum Akademischer Verlag.
- ITVA, Ingenieurtechnischer Verband Altlasten e.V. (Hrsg.), 2004: Monitored Natural Attenuation, Arbeitshilfe – H1-12. Stand: Dezember 2004, Berlin.
- Jordan, H., Weder, H.-J., 1995: Hydrogeologie, Grundlagen und Methoden - Regionale Hydrogeologie: Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg und Berlin, Sachsen-Anhalt, Sachsen, Thüringen. 2. Auflage, Stuttgart: Enke Verlag.
- Kane, S. R., Beller, H. R., Legler, T. C., Koester, C. J., Pinkart, H. C., Halden, R. U., Happel, A. M., 2001: Aerobic biodegradation of methyl tert-butyl ether by aquifer bacteria from leaking underground storage tank sites. *Applied and Environmental Microbiology*, 67(12), 5824-5829.
- Karickhoff, S. W., Brown, D. S., Scott, T. A., 1979: Sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments, *Water Res.*, 13 (3): 241-248.
- Keely, J. F., 1989: Performance evaluation of pump-and-treat remediations. R.S. Kerr Environmental Research Laboratory.
- Kennedy, L. G., Everett, J. W., Ware, K. J., Parsons, R., Green, V., 1998: Iron and sulphur mineral analysis methods for natural attenuation assessments. *Bioremediation J.* 2 (3&4): 259-276.
- Kinzelbach, W., 1992: Numerische Methoden zur Modellierung des Transportes von Schadstoffen im Grundwasser. München, Wien: R. Oldenbourg Verlag.
- Kinzelbach, W., Rausch, R., 1995: Grundwassermodellierung – Eine Einführung mit Übungen. Berlin, Stuttgart: Gebrüder Borntraeger.
- Koch, R., 1995: Umweltchemikalien - Physikalisch-chemische Daten, Toxizitäten, Grenz- und Richtwerte, Umweltverhalten. 3. Auflage, Weinheim: VCH Verlagsgesellschaft mbH.
- Koch, S., Flühler, H., 1993: Nonreactive solute transport with micropore diffusion in aggregated porous media determined by a flow-interruption method. *Journal of Contaminant Hydrology*, 14: 39-54.
- Kolditz, O., 1997: Strömung, Stoff- und Wärmetransport im Kluftgestein. Berlin: Gebr. Borntraeger.
- Kolhatkar, R., Kuder, T., Philip, P., Allen, J., Wilson, J. T., 2002: Use of compound specific stable carbon isotope analyses to demonstrate anaerobic biodegradation of MTBE in groundwater at a gasoline release site. *Environ. Sci. Technol.*, 36: 5139-5146.
- Krusemann, G. P., de Ridder, N. A., 1994: Analysis and evaluation of pumping test data. 2. Auflage, Wageningen (Niederlande): International institute for land reclamation and improvement/ILRI.

- LABO, Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz, Ständiger Ausschuss 5, Ad-hoc Unterausschuss „Natural Attenuation“ (Hrsg.), 2005: Berücksichtigung natürlicher Schadstoffminderungsprozesse bei der Altlastenbearbeitung. Positionspapier, Entwurf vom 01.06.2005, URL: [http://www.labo-deutschland.de/pdf/Positionspapier\\_Version\\_01062005b.pdf](http://www.labo-deutschland.de/pdf/Positionspapier_Version_01062005b.pdf), Stand: 03.04.2008.
- Landmeyer, J. E., Chapelle, F. H., Herlong, H. H., Bradley, P. M., 2001: Methyl tert-butyl ether biodegradation by indigenous aquifer microorganisms unter natural and artificial oxic conditions. *Environ. Sci. Technol.*, 35: 1118-1126.
- Langguth H.-R., Voigt R., 1980: *Hydrogeologische Methoden*. Berlin, Heidelberg, New York: Springer Verlag.
- Lege, T., Kolditz, O., Zielke, W., 1996: *Handbuch zur Erkundung des Untergrundes von Deponien und Altlasten, Band 2 - Strömungs- und Transportmodellierung*. Berlin: Springer-Verlag.
- Lensing, H. J., Vogt, M., Herrling, B., 1994 : Modelling of biological mediated reox processes in the subsurface. *Journal of Hydrology*, 159 : 125-143.
- Lewandowsky, J., Leitschuh, St., Koß, V., 1997: *Schadstoffe im Boden: eine Einführung in Analytik und Bewertung*. Berlin: Springer-Verlag.
- LFU, Landesanstalt für Umweltschutz Baden Württemberg (Hrsg.), 1991: *Materialien zur Altlastenbearbeitung – Band 7, Handbuch Mikrobiologische Bodenreinigung*. Karlsruhe.
- LFU, Landesanstalt für Umweltschutz Baden Württemberg (Hrsg.), 1995: *Handbuch Altlasten und Grundwasserschadensfälle - Hydraulische und pneumatische in-situ Verfahren*. 1. Auflage, Karlsruhe.
- LFU, Landesanstalt für Umweltschutz Baden Württemberg (Hrsg.), 1997, a: *Statusbericht Altlasten – 10 Jahre Altlastenbearbeitung in Baden-Württemberg*. Karlsruhe.
- LFU, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.), 1997, b: *Handbuch Altlasten und Grundwasserschadensfälle - Literaturstudie zum natürlichen Rückhalt/Abbau von Schadstoffen im Grundwasser. Texte und Berichte zur Altlastenbearbeitung*, Karlsruhe.
- LFW, Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (Hrsg.), 2004: *Natürliche Schadstoffminderung bei Grundwasserverunreinigungen durch Altlasten und schädliche Bodenveränderungen – Natural Attenuation*. Merkblatt Nr. 3.8/3. München.
- LGBR, Landesamt für Geowissenschaften und Rohstoffe Brandenburg (Hrsg.), 1997: *Atlas zur Geologie von Brandenburg*. Kleinmachnow.
- LGBR, Landesamt für Geowissenschaften und Rohstoffe Brandenburg (Hrsg.), 2001: *Bodenübersichtskarte des Landes Brandenburg - Bodengeologische Grundkarte*. Maßstab 1:300.000, Kleinmachnow, Potsdam.
- Lide, D. R. (Hrsg.), 2003: *CRC Handbook of Chemistry and Physics - A Ready Book of Chemical and Physical Data*. 84. Auflage, Boca Raton: CRC Press LLC.
- Lovley, D. R., 1991: Dissimilatory Fe(III) und Mn(IV) reduction. *Microbiol.Rev.*, June: 259-287.
- Lovley, D. R., 1997: Microbial Fe(III) reduction in subsurface environments. *FEMS Microbiol. Reviews* 20: 305-313.
- Lovley, D. R., Chapelle, F. H., Woodward, J. C., 1994 a: Use of dissolved H<sub>2</sub> concentrations to determine distribution of microbially catalyzed redox reactions in anoxic groundwater. *Environ. Sci. Technol.*, 28 (7): 1205-1210.
- Lovley, D. R., Coates, J. D., Woodward, J. C., Phillips, E. J. P., 1995: Benzene Oxidation coupled to sulfate reduction. *Appl. Environ. Microbiol.* 61(3): 953-958.
- Lovley, D. R., Fraga, J. L. Blunt-Harris, E. L., Hayes, L. A., Philips, E. J. P., Coates, J. D., 1998: Humic substances as a mediator for microbially catalyzed metal reduction. *Acta hydrochim. hydrobiol.* 26(3): 152-157.

- Lovley, D. R., Philips, E. J. P., 1986: Availability of ferric iron for microbial reduction of bottom sediments of the freshwater tidal Potomac River. *Appl. Environ. Microbiol.* 52: 751-757.
- Lovley, D. R., Woodward, J. C., Chapelle, F. H., 1994 b: Stimulated anoxic biodegradation of aromatic hydrocarbons using Fe (III)ligands. *Nature* 370: 128-131.
- LTwS, 1999: Lagerung und Transport wassergefährdender Stoffe - Einstufung wassergefährdender Stoffe auf der Basis der Verwaltungsvorschrift wassergefährdende Stoffe (VwVwS) vom 17.05.1999. LTwS-Nr, 10, Berlin: Umweltbundesamt.
- Lu, G., Clement, T. P., Zheng, C., Wiedemeier, T. H., 1999: Natural attenuation of BTEX compounds: Model development and field-scale application. *Groundwater*, 37 (5): 707-717.
- LUA, Landesumweltamt Brandenburg (Hrsg.), 1997: Fachbeiträge des Landesumweltamtes, Titelreihe Nr. 24 - Schwarze Elster, Ökologischer Zustand und Entwicklungsziele. Potsdam.
- LUA, Landesumweltamt Brandenburg (Hrsg.), 2000: Flächenhafte Modellierung von Wasserhaushaltsgrößen für das Land Brandenburg. Studien und Tagungsberichte, Bd. 27, Potsdam.
- Mace, R.E., Fisher, R.S., Welch, D.M., Parra, S.P., 1997: Extent, mass, and duration of hydrocarbon plumes from leaking petroleum storage tank sites in Texas. Bureau of Economic Geology Geological Circular 97-1.
- Mackay, D. M., Cherry, J. A., 1989: Groundwater contamination: Pump-and-treat remediation. *Environmental Science and Technology* 23(6), 630-636.
- Manhenke, V., Hannemann, M., Rechlin, B., 1995: Gliederung und Bezeichnung der Grundwasserleiterkomplexe im Lockergestein des Landes Brandenburg. *Brandenburgische Geowissenschaftliche Beiträge* 2, 1/95: 12.
- Martus, P., Püttmann, W., 2000: Anforderungen bei der Anwendung von „Natural Attenuation“ zur Sanierung von Grundwasserschadensfällen. *Altlasten Spektrum* 2/2000: 87-106.
- Matthess, G., 1990: Lehrbuch der Hydrogeologie – Die Beschaffenheit des Grundwassers. Band 2, 2. Auflage, Berlin: Gebrüder Bornträger.
- Mercer, J. W., Cohen, R. M., 1990: A review of immiscible fluids in the subsurface: Properties, models, characterization and remediation. *Journal of contaminant hydrology*, 6: 107-163.
- Mersmann, P., 2003: Transport- und Sorptionsverhalten der Arzneimittelwirkstoffe Carbamazepin, Clofibrinsäure, Ibuprofen, Diclofenac und Propyphenazon in der wassergesättigten und - ungesättigten Zone. Technische Universität Berlin, Dissertation.
- Mo, K., Lora, C. O., Wanken, A. E., Javanmardian, M., Yang, X., Kulpa, C. F., 1997: Biodegradation of methyl t-butyl ether by pure bacterial cultures. *Appl. Microbiol, Biotechnol.*, 47: 69-72.
- Monod, J., 1949: Growth of bacterial cultures. *Annual Rev. Microbiol.*, 3: 371-394.
- Mormile, M. R., Liu, S., Suflita, J. M., 1994: Anaerobic biodegradation of gasoline oxygenates: Extrapolation of information to multiple sites and redox conditions. *Environ. Sci. Technol.*, 28 (9): 1727-1732.
- NATIONAL RESEARCH COUNCIL (Hrsg.), 1990: Ground Water Models. Washington D.C.: National Academy Press.
- NATIONAL RESEARCH COUNCIL (Hrsg.), 1994: Alternatives for groundwater cleanup. Washington D.C.: National Academy Press.
- Newell, C. J., Hopkins, L. P., Bedient, P. B., 1990: A hydrogeologic database for groundwater modeling. *Ground Water* 28 (5), 703-714.
- Nowell, A., 1995: Geologische Übersichtskarte des Niederlausitzer Braunkohlereviere. Maßstab 1:200.000, Senftenberg: Lausitzer Braunkohle Aktiengesellschaft.
- Nützmann, G., Holzbecher, E., Wiese, B., Licht, E., Knappe, A., 2005: Visual CXTFIT: a user-friendly simulation tool for modeling one-dimensional transport, sorption and degradation processes

- during bank filtration. In: Kompetenzzentrum Wasser Berlin GmbH (Hrsg.). Proc. 5. Internat. symp. manag. aquifer recharge, Berlin.
- Odensaß, M., (2000): Beurteilung von „Natural Attenuation“ – Prozessen im Grundwasser, Landesumweltamt NRW, BEW-Seminar: „Forum Bodenschutz“, URL: [www.lua.nrw.de/altlast/odna.pdf](http://www.lua.nrw.de/altlast/odna.pdf), Stand: 29.11.2004.
- Parker, J. C., van Genuchten, M. Th., 1984: Determining transport parameters from laboratory and field tracer experiments, Bull. 84-3. Va. Agric. Exp. St., Blacksburg.
- Picard, E., 1926: Erläuterungen zur geologischen Karte, Lieferung 257, Blatt Elsterwerda. Berlin: Preußische Geologische Landesanstalt.
- RdBez. Cottbus, Abt. Geol, 1989: Hinweis zum Nachtrag zu EB Hohenleip./Döllingen v. 24.02.1989.
- Reed, S. J. B., 1996: Electron microprobe analysis and scanning electron microscopy in geology. Cambridge: Cambridge University Press.
- Reimer, L., Pfefferkorn, G., 1977: Raster-Elektronenmikroskopie. 2. neubearbeitete und erweiterte Auflage, Berlin, Heidelberg, New York: Springer Verlag.
- Rice, D. W., Doohar, B. P., Cullen, S. J., Everett, L. G., Kastenber, W. E., Grose, R. D., Marino, M. A., 1995: Recommendations to improve the cleanup process for California's Leaking Underground Fuel Tanks (LUFTs). Report, California State Water Resources Control Board and the Senate Bill 1764 Leaking Underground Fuel Tank Advisory Committee, California Environmental Protection Department, Sacramento.
- Rifai, H. S., Borden, R. C., Wilson, J. T., Ward, C. H., 1995: Intrinsic bioattenuation for subsurface restoration. In: Hinchee, R. E., Olfenbittel, R. F. (Hrsg.): In Situ and On-Site Bioreclamation. The 3<sup>rd</sup> International Symposium, Battel Memorial Institute, Butterworth-Heinemann, Boston.
- Roden, E. E., Zachara, J. M., 1996: Microbial reduction of crystalline iron(III) oxides: influence of oxide surface area and potential for cell growth. Environ. Sci. Technol., 30: 1618-1628.
- Rügner, H., Teutsch, G., Gratwohl, P., Kohler, W., 2001: Natural Attenuation organischer Schadstoffe im Grundwasser – Stand der Technik, Methoden zur Implementierung. Schriftenreihe Altlastenforum Baden-Württemberg e.V. Heft 5, Stuttgart: Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung.
- SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDESENTWICKLUNG (Hrsg.), 1997: Simulation von Grundwasserströmungs- und -transportprozessen im Rahmen der Altlastenbehandlung (Lockergestein, Festgestein und ungesättigte Zone). Materialien zur Altlastenbehandlung Nr. 4/97.
- Salanitro, J. P., Dias, L. A., Williams, M. P., Wisniewski, H. L., 1994: Isolation of a bacterial culture that degrades methyl t-butyl ether. Applied and Environmental Microbiology, 60(7): 2593-2596.
- Scheidegger, A. E., 1961: General theory of dispersion in porous media. Journal of Geophysical Research, Vol. 66, No. 10: 3273.
- Schirmer, M., 1998: Investigation of multiscale biodegradation processes: a modelling approach. Dissertation an der University of Waterloo, Canada.
- Schirmer, M., Butler, B. J., Church, C. D., Barker, J. F., Nadarajah, N., 2003: Laboratory evidence of MTBE biodegradation in Bordon aquifer material. Journal of Contaminant Hydrology, 60: 229-249.
- Schlegel, H. G., 1992: Allgemeine Mikrobiologie. Stuttgart: Verlag Thieme.
- Schmidt, T., Haderlein, S. & Zwank, L., 2002: Gefährdet der Benzinzusatz Methyl-tert-butylether (MTBE) das Grundwasser? EAWAG news 53. URL: [http://eawag.ch/publications/eawagnews/www\\_en53/en53d\\_screen/en53d\\_schmidt\\_s.pdf](http://eawag.ch/publications/eawagnews/www_en53/en53d_screen/en53d_schmidt_s.pdf), Stand: 15.02.2005.
- Schwarz, F. W., Zhang, H., 2003: Fundamentals of groundwater. New York: John Wiley & Sons, Inc..
- Schwarzenbach, R. P., Gschwend, P. M., Imboden, D. M., 2003: Environmental Organic Chemistry. Hoboken (New Jersey): John Wiley & Sons, Inc..

- Schwarzenbach, R. P., Giger, W., (1985): Behaviour and fate of halogenated hydrocarbons in groundwater. In: Ward, C. H., Giger, W., McCarty, P. L.: Ground Water Quality: 446-471, New York: Wiley.
- Schwarzenbach, R. P., Westfal, J., 1981: Transport of nonpolar organic compounds from surface water to groundwater, Laboratory sorption studies. Environ. Sci. Technol., 15(11):1360-1367.
- Schwille, F., 1984: Migration of Organic Fluids Immiscible with Water in the Unsaturated Zone. In: B. Yaron, G. Pagan, J. Goldschmid (Hrsg.): Pollutants in Porous Media. Berlin: Springer: 27-48.
- Scott, M. J., Morgan, J. J., 1990: J.J.ACS Symp. Ser., No.: 416:368-378.
- Sondermann, W. D., 1999: Natural Attenuation. Naturnahe Sanierungsstrategie? Altlasten Spektrum 6/1999: 325-326.
- Steiner, N., 2001: Vertragliche Regelungen zwischen Sanierungspflichtigen und Behörde zur Absicherung von NA-Prozessen. In: DECHEMA (Hrsg.): Natural Attenuation, Umsetzung, Finanzierung, Perspektiven. Beiträge zum 3. Symposium Natural Attenuation 2001. Frankfurt a. M., S.: 119-126.
- Steiner, N., Struck, R., 2003: Bodenschutz- und wasserrechtliche Rahmenbedingungen für die Nutzung von NA-Prozessen. Altlasten Spektrum 5/2003: 229-236.
- STMUGV, Bayerisches Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Hrsg., 1999: Fachinformationen „Umwelt und Gesundheit“ – Benzol. URL: <http://www.umweltministerium.bayern.de/service/umwberat/ubben.htm>, Stand: 02.07.02.
- Stumm, W., Morgan, J. J., 1981: Aquatic Chemistry. New York: John Wiley & Sons, Inc..
- Toride, N., Leij, F. J., van Genuchten, M. Th., 1999: The CXTFIT Code for estimating transport parameters from laboratory or field tracer experiments. Research Report No. 137, U.S. Salinity laboratory agricultural research service, U.S. Department of Agriculture, Riverside, California.
- Totsche, K. U., 2001: Reaktiver Stofftransport in Böden: Optimierte Experimentdesigns zur Prozeßidentifikation. Bayreuther Bodenkundliche Berichte, Band 75.
- Travis, C. C., Doty, C. B., 1990: Can contaminated aquifers at Superfund Sites be remediated? Environmental Science and Technology 24(1): 1464-1466.
- UBA, Umweltbundesamt (Hrsg.), 1990: Beurteilung und Behandlung von Mineralölschadensfällen im Hinblick auf den Grundwasserschutz. Berlin.
- UBA, Umweltbundesamt (Hrsg.), 1996: Simulation von Grundwasserströmungs- und -transportprozessen für das Lockergestein, Festgestein und der ungesättigten Zone im Rahmen der Altlastenbearbeitung unter dem Aspekt der Qualitätssicherung. Berichtsnummer: UBA-FB 97-053, Berlin.
- UBA, Umweltbundesamt (Hrsg.), 2000: Bundesweite Übersicht zur Altlastenerfassung. URL: [http://www.umweltbundesamt.de/boden-und-altlasten/altlast/web1/deutsch/1\\_6.htm](http://www.umweltbundesamt.de/boden-und-altlasten/altlast/web1/deutsch/1_6.htm), Stand: 17.04.2007.
- UBA, Umweltbundesamt (Hrsg.), 2003: Wasser, Trinkwasser und Gewässerschutz, Methyltertiärbutylether (MTBE) in Kraft- und Betriebsstoffen. URL: <http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/grundwasser/mtbe.htm>, Stand: 01.06.2008.
- UBA, Umweltbundesamt, 2004: Umwelt und Verkehr – Kraft- und Betriebsstoffe, Umweltrelevanz des Stoffes Methyltertiärbutylether (MTBE) unter besonderer Berücksichtigung des Gewässerschutzes. URL: <http://umweltbundesamt.de/verkehr/kraftubst/additiva/mtbe.htm>, Stand: 15.10.04.
- US EPA OSWER, U.S. Environmental Protection Agency, Office of solid waste and emergency response (Hrsg.), 1999 a: Use of Monitored Natural Attenuation at Superfund, RCRA Corrective Action and Underground Storage Tank sites, 21. Directive 9200.4-17P.

- US EPA, U.S. Environmental Protection Agency (Hrsg.), 1995: Rapid Optical Screen Tool (ROST™). Innovative Technology Evaluation Report, EPA/540/R-95/519.
- US EPA, U.S. Environmental Protection Agency (Hrsg.), 1999 b: Monitored Natural Attenuation of Petroleum Hydrocarbons. U.S. EPA Remedial Technology Fact Sheet. EPA/600/F-98/021.
- US EPA, U.S. Environmental Protection Agency (Hrsg.), 1996: Contaminant Characterization and Properties, URL: <http://web.em.doe.gov/costperf/cpappa3.html>, Stand: 08.08.2003.
- US EPA, U.S. Environmental Protection Agency (Hrsg.), 2000: Natural Attenuation of MTBE in the subsurface under methanogenic conditions. EPA/600/R-00/006.
- VEB (Hrsg.), 1984, a: Hydrogeologische Karte der Deutschen Demokratischen Republik (HK 50), Blatt 1109-3/4 - Elsterwerda/Lauchhammer. Maßstab: 1: 50.000, Berlin.
- VEB (Hrsg.), 1984, b: Hydrogeologische Karte der Deutschen Demokratischen Republik (HK 50), Blatt 1108-3/4 - Strehla/Gröditz. Maßstab: 1: 50.000, Berlin.
- VEB HYDROGEOLOGIE NORDHAUSEN (Hrsg.), 1986: Hydrogeologischer Bericht - Gutachten mit Vorratsberechnung, Elsterwerda. Nordhausen.
- VEB HYDROGEOLOGIE NORDHAUSEN (Hrsg.), 1988: Ergebnisbericht mit GW-Vorratsberechnung, DE Hohenleipisch/DE Döllingen. Nordhausen.
- Vroblesky, D. A., Chapelle, F. H., 1994: Temporal and spatial changes of terminal electron-accepting processes in a petroleum hydrocarbon-contaminated aquifer and the significance for contaminant biodegradation. *Water Resour. Res.*, 30(5): 1561-1570.
- Weber, Jr. W. J., Mc Ginley, P. M., Katz, L.E., 1991: Sorption phenomena in subsurface systems: Concepts, models and effects on contaminant fate and transport. *Water Resour. Res.*, 25(5): 499-528.
- Weber, K. C., 2002: Bilanzierung und Modellierung des BTEX-Austrages aus dem Grundwasser eines Gaswerksgeländes. Universität Karlsruhe, Fakultät für Bio- und Geowissenschaften. Dissertation.
- Wege, R., 2004: Untersuchungs- und Überwachungsmethoden für die Beurteilung natürlicher Selbstreinigungsprozesse im Grundwasser. Institut für Wasserbau der Universität Stuttgart, Dissertation.
- Wehrer, M., Totsche, K. U., Huwe B., 2003: Optimierung von Durchflußverfahren zur Quellstärkeermittlung kontaminierter natürlicher und anthropotechnogener Schüttgüter. Zwischenpräsentation zum Förderschwerpunkt Sickerwasserprognose. Forschungszentrum Karlsruhe, Februar 2003. URL: <http://www.geo.uni-bayreuth.de/~wehrer/WehTotBericht1.pdf>, Stand: 20.04.2008.
- Weiner, J. M., Lauck, T. S., Lovley, D. R., 1998: Enhanced anaerobic benzene degradation with the addition of sulfate. *Bioremediation J.*, 2 (3/4): 159-173.
- Weiner, J. M., Lovley, D. R., 1998: Anaerobic benzene degradation in petroleum-contaminated aquifer sediments after inoculation with a benzene-oxidizing enrichment. *Applied and Environmental Microbiology*, 64 (2): 775-778.
- WHO, World Health Organization (Hrsg.), 1998: International Programme on Chemical Safety – Environmental Health Criteria 206, Methyl tertiary-Butyl Ether. Geneva.
- Wiedemeyer, T. H., RIFAI, H. S., Newell, C. J., Wilson, J. T., 1999: Natural Attenuation of fuels and chlorinated solvents in the subsurface. New York: Wiley & Sons.
- Wilson, J. L., Conrad, S. H., Mason, W. R., Peplinski, W., Hagan, E., 1990: Laboratory investigation of residual liquid organics from spills, leaks, and the disposal of hazardous wastes in groundwater. EPA/600/6-90/004, U.S. EPA Washington D.C.
- Wilson, J. L., Conrad, S. H., 1984: Is physical displacement of residual hydrocarbons a realistic possibility in aquifer restoration? Proceedings of the Natural Water Well Association Petroleum Hydrocarbons and Organic Chemicals in Ground Water Conference, Houston, TX: 274-298.

WISCONSIN DEPARTMENT OF NATURAL RESOURCES (Hrsg.), 1999: Interim guidance on natural attenuation for petroleum releases. Bureau for Remediation and Redevelopment. URL: <http://dnr.wi.gov/org/aw/rr/archives/pubs/RR614.pdf>, Stand: 20.02.2007.

Yeh, C. K., Novak, J. T., 1994: Anaerobic biodegradation of gasoline oxygenates in soils. *Water environment research*, 66(5): 744-752.

Zeien, H., Brümmer, G. W., 1989: Chemische Extraktion zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Böden. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*, 59, 1: 505-510.

ZGI, Zentrales Geologisches Institut (Hrsg.), 1980: KdT-Empfehlung zur Ermittlung der Grundwasserneubildung. *WTI-Sonderheft 5/81*.

Zheng, Z., Aagaard, P., Breedveld, G. D., 2002: Sorption and anaerobic biodegradation of soluble aromatic compounds during groundwater transport. 1. Laboratory column experiments. *Environmental Geology*, 41:922-932.

Zwank, L., Schmidt, T. C., Haderlein S. B., Berg, M., 2002: Simultaneous determination of fuel oxygenates and BTEX using direct aqueous injection gas chromatography mass spectrometry (DAI-GC/MS). *Environ. Sci. Technol.*, 36, 9: 2054-2059.

### **Topografische Kartengrundlage**

Deutsche Bahn AG, Geschäftsbereich Netz: Lageplan lvl 6135 GU (unveröffentlicht).

Deutsche Bahn AG, Geschäftsbereich Netz: Lageplan lvl 6135 GY (unveröffentlicht).

Landesvermessung und Geobasisinformation Brandenburg (Hrsg.), 2003: L4546, Elsterwerda, Topografische Karte, Maßstab 1 : 50.000.

Landesvermessung und Geobasisinformation Brandenburg (Hrsg.), 2002: 4547 – NW, Elsterwerda, Topografische Karte, Maßstab 1 : 10.000.

## 8 Anhang

### Anhang A Charakterisierung des Untersuchungsraums

Abb. A-1: Geologische Übersichtskarte

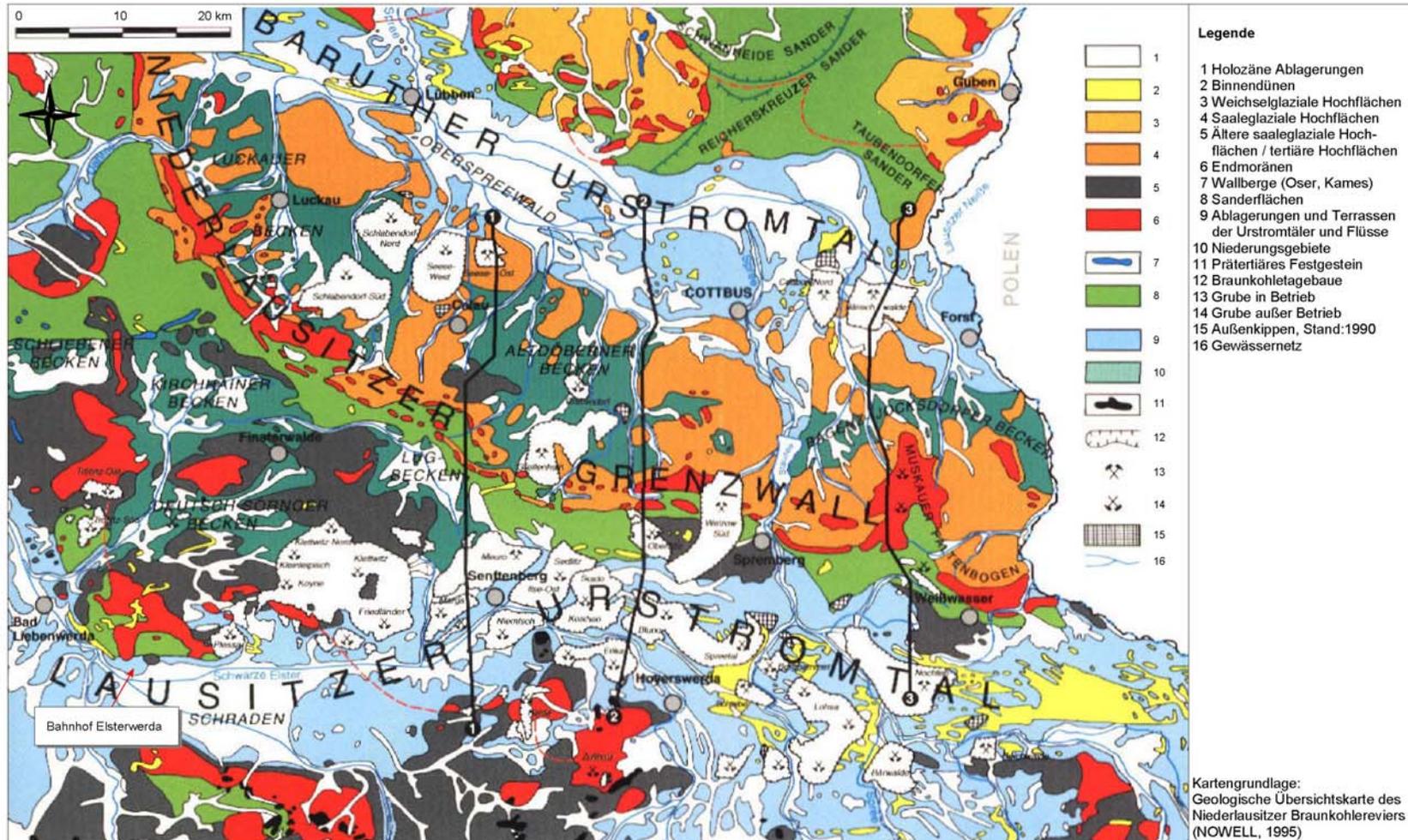
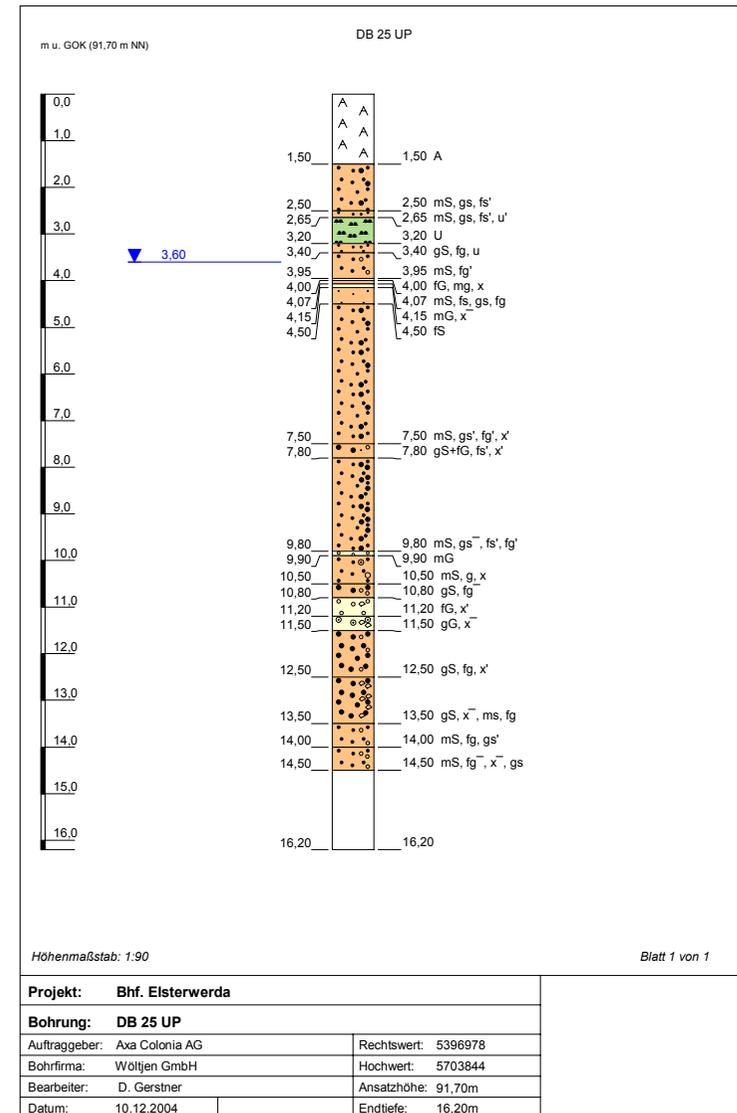
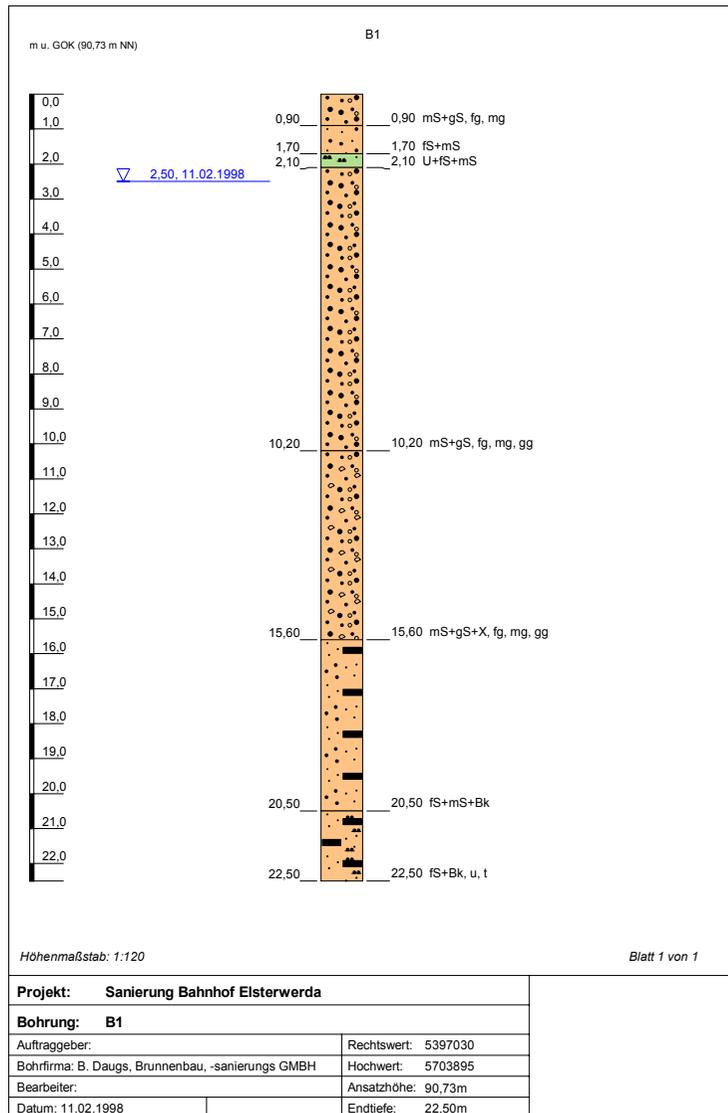
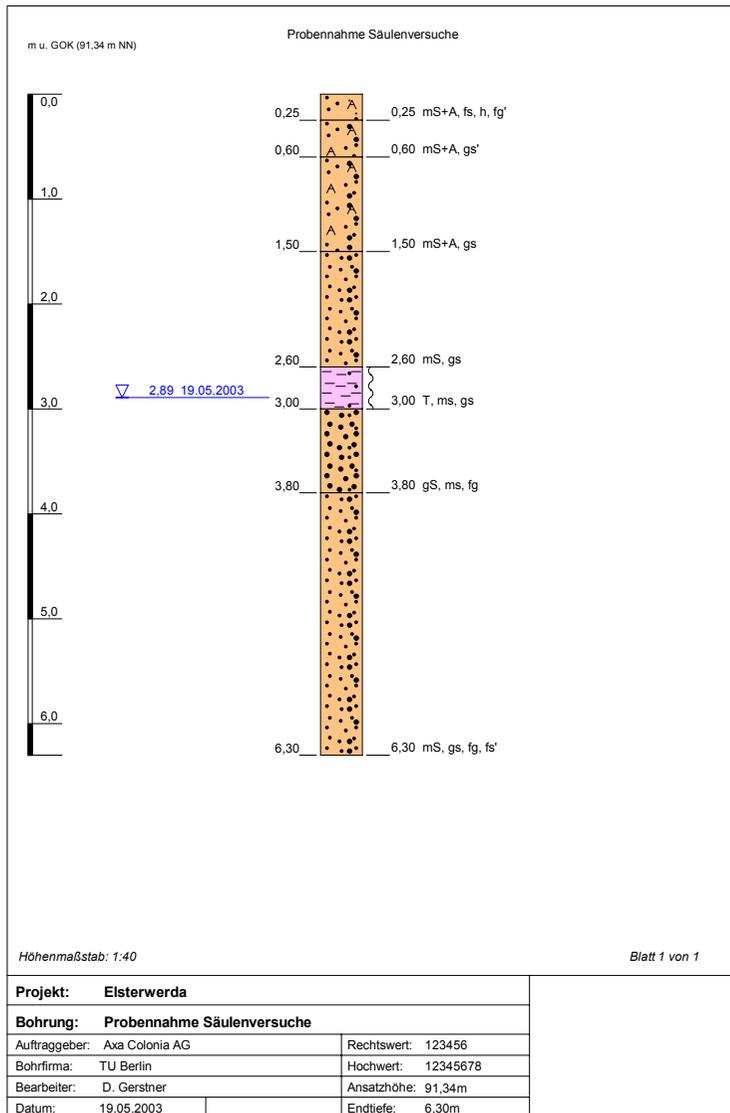


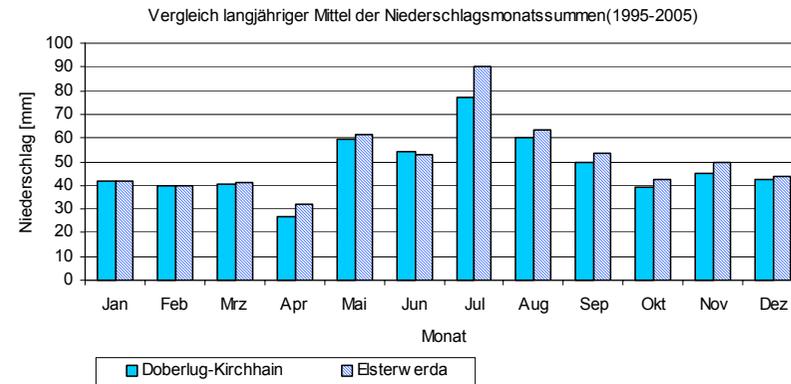
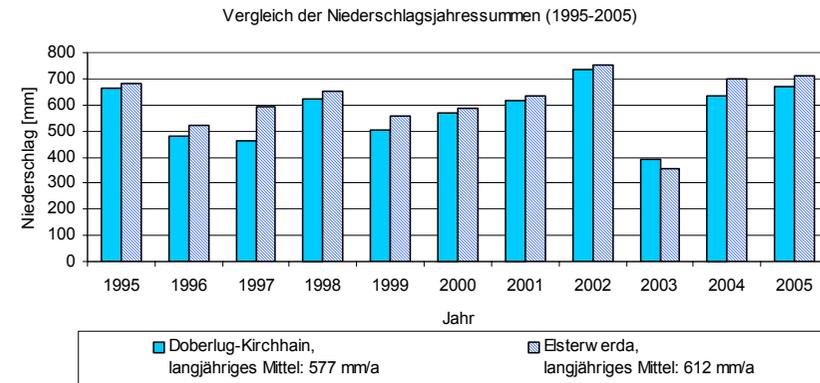
Abb. A-2: Bohrprofile Bohrung B1 und DB25 UP

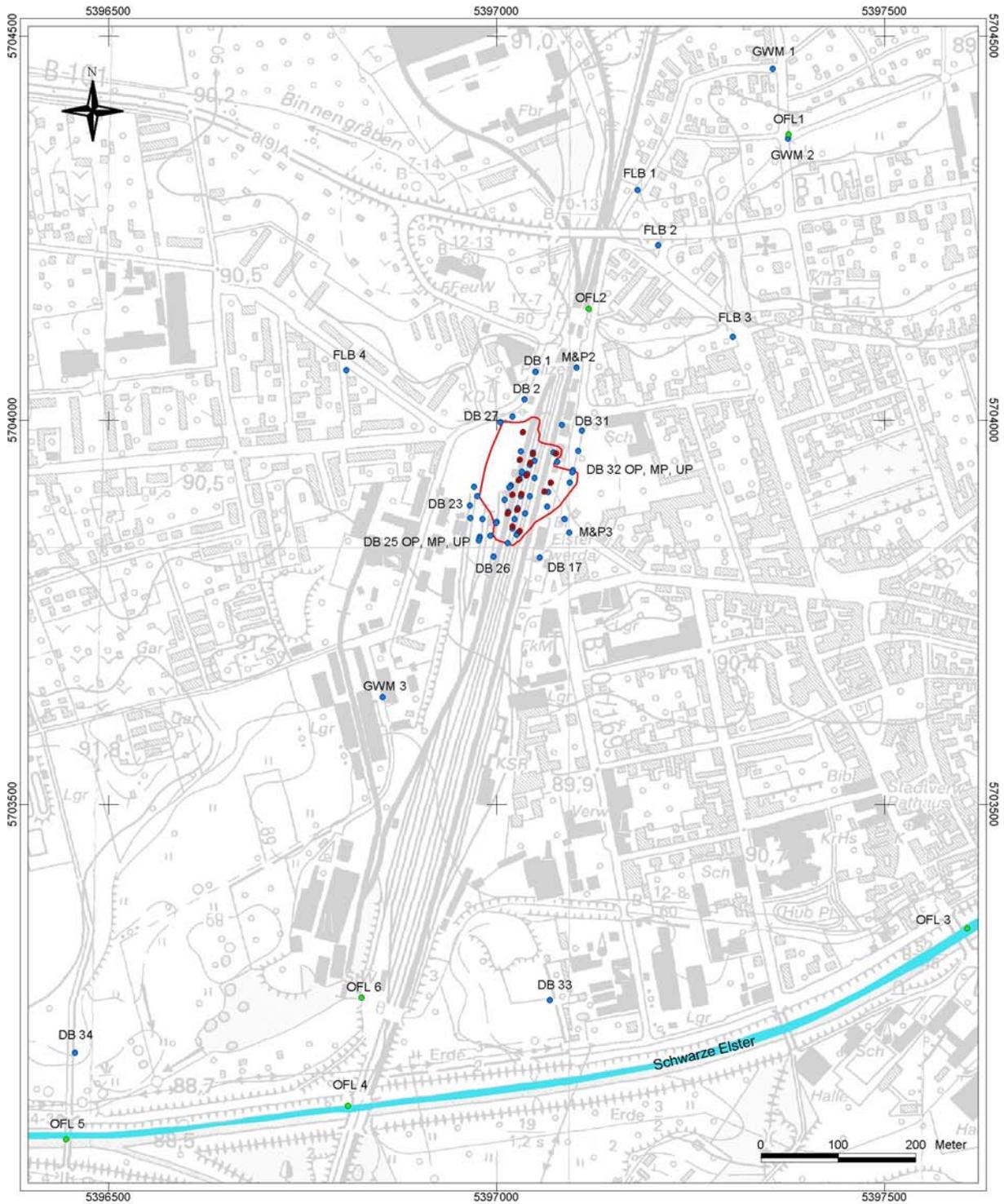


**Abb. A-3:** Bohrung für Entnahme von Sedimentproben Säulenversuch



**Abb. A-4:** Niederschlagsdaten der Klimastation Doberlug-Kirchhain (Stationsnummer: 3360) und der Niederschlagsstation Elsterwerda (Stationsnummer: 41603)





- Legende**
- Grundwassermessstelle
  - Oberflächenwassermesspunkt
  - Sanierungsbrunnen
  - ▭ Phasenverbreitung 2001/2005
  - ▭ Vorfluter: Schwarze Elster

**Abb. A-5:** Messstellennetz Grund- und Oberflächenwasser (Detailansicht des Messstellennetzes im Schadenszentrum siehe Abb. 3.7)

## Anhang B Probenahme und Analysemethoden Grundwasserbeschaffenheit

**Tab. B-1:** Merkmale Grundwasserprobennahme und Vor-Ort-Analytik

| Merkmale Probenahme                 | Parameter                         | Gerät, Material  |
|-------------------------------------|-----------------------------------|--|
| Filtration                          | Hauptanionen und -kationen        | Filterspritze oder Handvakuumpumpe mit Cellulose-Acetat-Filter mit Porenweite 0,45 µm      |
|                                     | DOC                               | Glasspritze mit Spritzenvorsatz-Membranfilter CHROMAFIL aus Polyester 0,1 µm               |
| Konservierung                       | Anionen                           | Trichlortrifluoethan (TTE)   |
|                                     | Kationen                          | Salpetersäure (HNO <sub>3</sub> ), 65%   |
|                                     | H <sub>2</sub> S                  | Salpetersäure (HNO <sub>3</sub> ), 65%   |
| Probenbehälter                      | An- und Kationen                  | HDPE-Behälter 50 ml, 100 ml  |
|                                     | BTEX                              | Headspace Glas Vials   |
|                                     | H <sub>2</sub> S, CH <sub>4</sub> | Headspace Glas Vials   |
|                                     | DOC                               | Braunglasflaschen 100 ml   |
|                                     | Vor-Ort-Analytik                  | Braunglasflaschen 250 ml   |
|                                     | Rückstellprobe                    | Braunglasflaschen 1000 ml  |
| Aufbewahrung                        |                                   | Transport in Kühlboxen mit Eisakkus, danach im Kühlschrank oder Tiefkühlgerät              |
| Vor-Ort-Analytik                    |                                   |  |
| Physikochemische Parameter          | Elektrische Leitfähigkeit         | WTW Cond 340 i mit Leitfähigkeitssonde und Temperaturfühler                                |
|                                     | Temperatur                        |  |
|                                     | pH-Wert                           | WTW pH 340i mit pH-Messfühler  |
|                                     | Sauerstoffgehalt                  | WTW Oxi 330 i, Sauerstoff-Sonde  |
|                                     | Redox-Spannung                    | WTW pH340 i mit Einstabmesskette SenTix ORP  |
| Spektralphotometrische Bestimmungen | Eisen(II)                         | Gerät: Spektralphotometer HACH DR 2000<br>Methode: FerroZine mit Powder-Pillows (Fa. Hach) |
|                                     | Ammonium                          | Gerät: Spektralphotometer HACH DR 2000<br>Powder-Pillows (Fa. Hach)                        |
| Titrimetrie                         | Karbonat- und Gesamthärte         | Schnelltests der Fa. Merck, basierend auf Titration  |

**Tab. B-2:** Labor-Analysengeräte

| Parameter                                 | Gerät   |
|---|---|
| Anionen                                   | Ionenchromatograph (IC) DIONEX DX120 (Fa. Dionex)<br>Atomemissionsspektroskopie mit induktiv gekoppeltem Plasma (ICP-AES)<br>THERMO JARRELL ASH Trace Scan  |
| Kationen                                  | Flammen-Atomabsorptionsspektroskopie (FAAS) PHILIPS PU 9400<br><br>Graphitrohr-Atomabsorptionsspektroskopie (GFAAS) PERKIN-ELMER 1100 & HGA 500   |
| Kohlenstoffbestimmung in wässriger Lösung | elementar LiqiTOC TOC/TNb-Analysator;<br>Thermisch-katalytische Oxidation: 1. Stufe: Bestimmung von TIC durch Ansäuerung mit HCL, 2. Stufe: Bestimmung von NPOC (Erhitzung auf 800°C, Pt-TiO <sub>2</sub> -Katalysator) |
| Kohlenstoffbestimmung Sediment            | TIC: Wösthoff-Apparatur am Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e.V. in Müncheberg<br>TC: elementar LiqiTOC TOC/TNb-Analysator; Feststoffmodul  |

**Tab. B-3:** Bestimmungsgrenzen der eingesetzten Analysengeräte

| Symbol                       | Bezeichnung | ICP-AES [mg/l] | FAAS [mg/l] | GFAAS [mg/l] | Hach [mg/l]   | Symbol                        | Bezeichnung | IC [± mg/l] |
|------------------------------|-------------|----------------|-------------|--------------|---------------|-------------------------------|-------------|-------------|
| Ca                           | Calcium     | 0,1            | 0,1         |              |               | Cl <sup>-</sup>               | Chlorid     | 0,75        |
| Mg                           | Magnesium   | 0,1            |             | 0,005        |               | Br <sup>-</sup>               | Bromid      | 1           |
| Li                           | Lithium     | 0,05           |             |              |               | F <sup>-</sup>                | Fluorid     | 0,1         |
| Na                           | Natrium     |                | 0,1         |              |               | NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>  | Nitrat      | 1           |
| K                            | Kalium      |                | 0,1         |              |               | PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> | Phosphat    | 1           |
| Fe                           | Eisen       | 0,1            | 0,05        | 0,005        | Fe(II): 0,006 | SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> | Sulfat      | 2           |
| Mn                           | Mangan      | 0,02           | 0,05        | 0,005        |               |                               |             |             |
| NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> | Ammonium    |                |             |              | 0,05          |                               |             |             |

**Bemerkung:**

Die Bestimmungsgrenzen können bei den einzelnen Wasseranalysen von den in der Tabelle genannten Werten abweichen. Ursachen dafür sind u.a. die Zusammensetzung der Wasserprobe und die Genauigkeit der Standards. Da Grundwasserproben häufig aufgrund ihres Mineralisierungsgrades für die Analyse verdünnt werden müssen, steigt die Bestimmungsgrenze durch diesen Arbeitsgang im Verhältnis zur Nachweisgrenze.

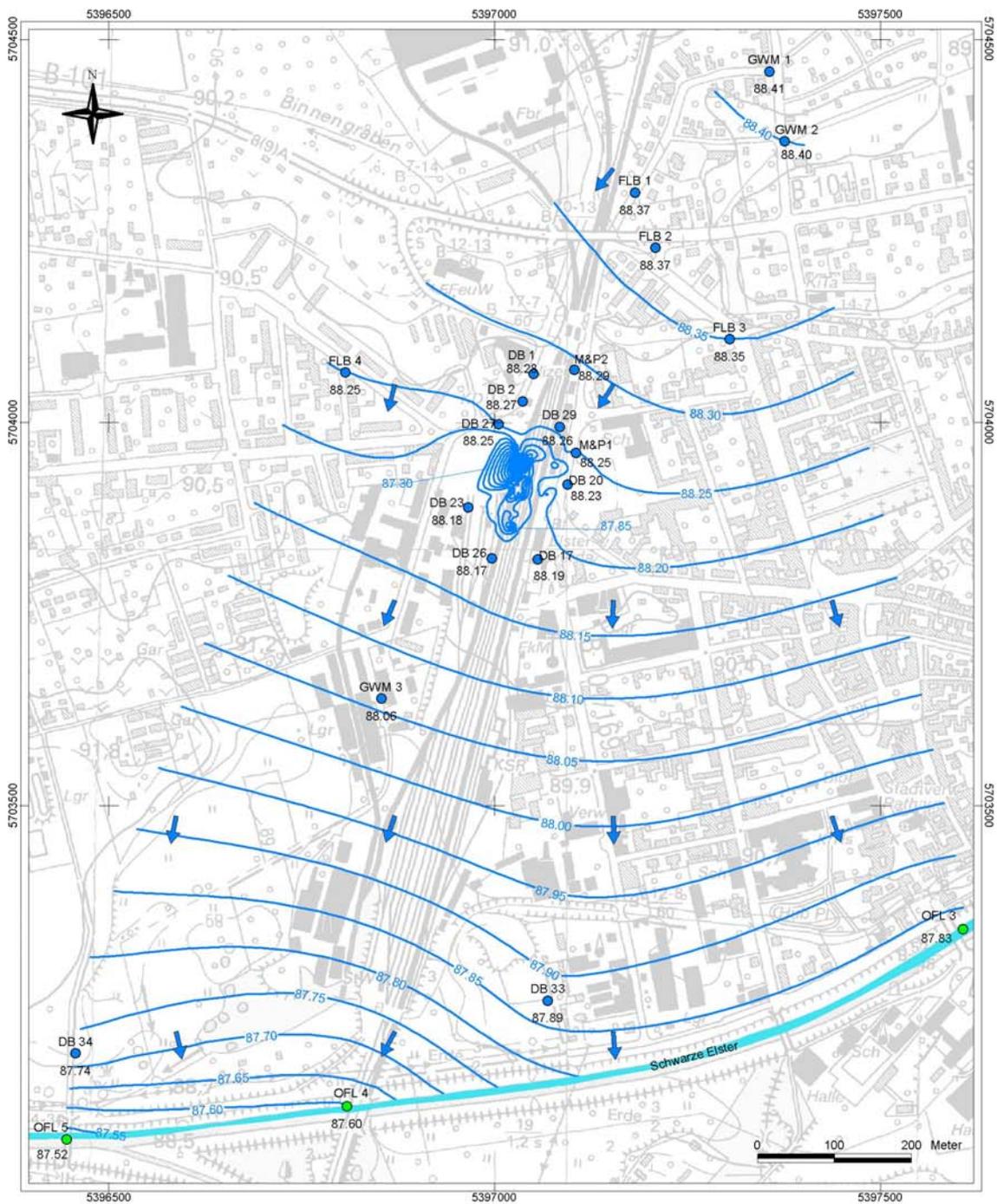
**Tab. B-4:** Nachweisgrenzen und Messtoleranzen bei der Kohlenstoffbestimmung

| Symbol | Bezeichnung  | Fehler [± mg/l] |
|--------|--|-----------------|
| TC     | Total Carbon, Kohlenstoffgesamtgehalt: TC = TIC + NPOC                       | 5               |
| TIC    | Total Inorganic Carbon, Anorganischer Kohlenstoff                            | 2,5             |
| NPOC   | Non Purgable Organic Carbon, („nicht austreibbarer“) organischer Kohlenstoff | 2,5             |

**Bemerkung:**

Der als NPOC bestimmte Kohlenstoffgehalt kann dem DOC gleichgesetzt werden.

### Anhang C Grundwasserhydraulik

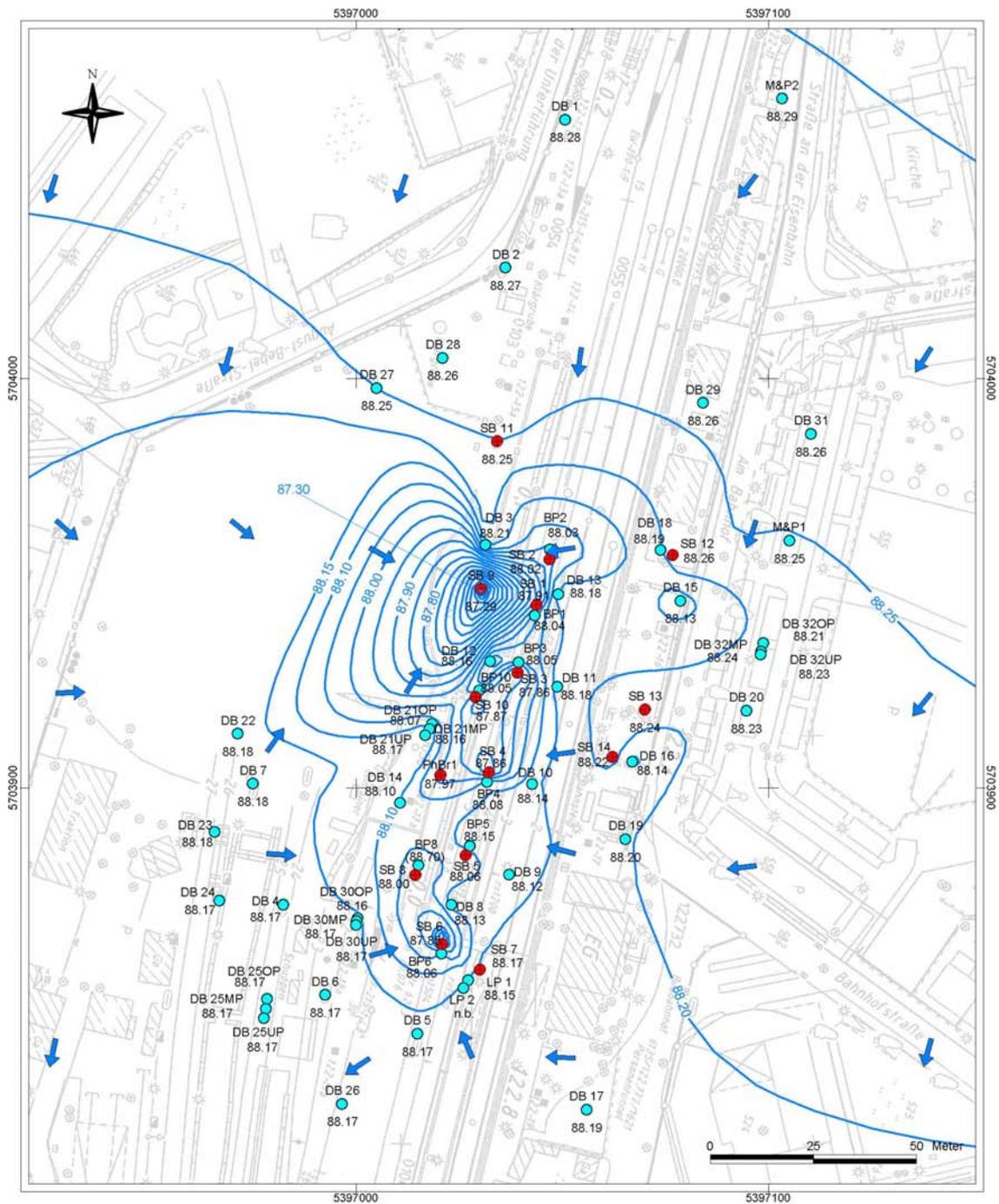


**Grundwassergleichen 29.04.2004**

**Legende**

- Grundwassermessstelle mit Bezeichnung (oben) und Grundwasserstand am 29.04.2004 in m NN (unten)
- Oberflächenwassermesspunkt mit Bezeichnung (oben) und Wasserstand am 29.04.2004 in m NN (unten)
- Grundwassergleichen [m NN]
- ➔ Grundwasserfließrichtung
- Vorfluter: Schwarze Elster

**Abb. C-1:** Grundwassergleichen erweitertes Untersuchungsgebiet, 29.04.2004

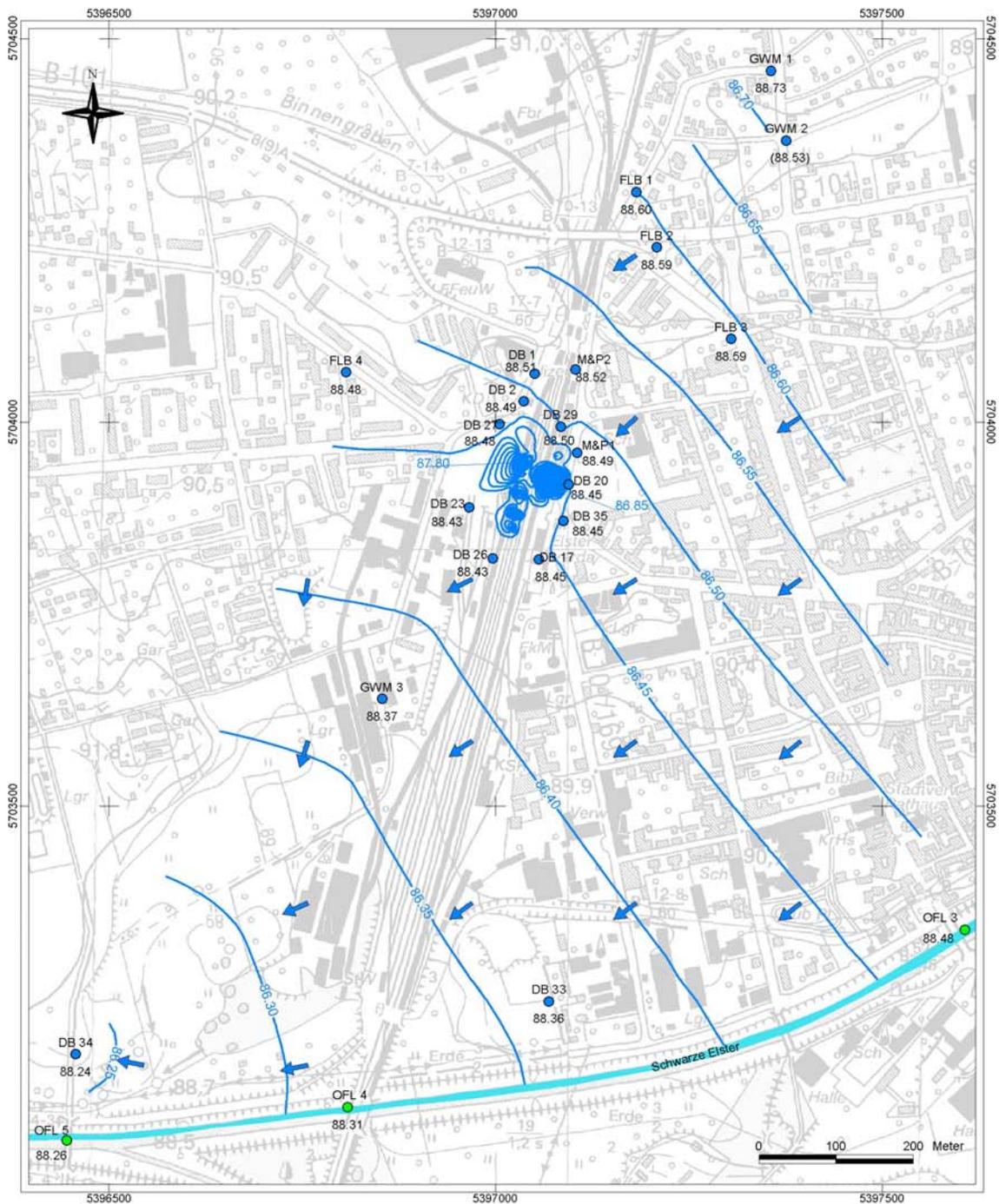


**Grundwassergleichen 29.04.2004**

**Legende**

- Grundwassermessstelle mit Bezeichnung (oben) und Grundwasserstand am 29.04.2004 in m NN (unten); Werte in Klammern wurden nicht bei der Interpolation berücksichtigt
- Sanierungsbrunnen
- ⚡ Grundwassergleichen [m NN]
- ➡ Grundwasserfließrichtung

**Abb. C-2:** Grundwassergleichen Bahnhof Elsterwerda, 29.04.2004

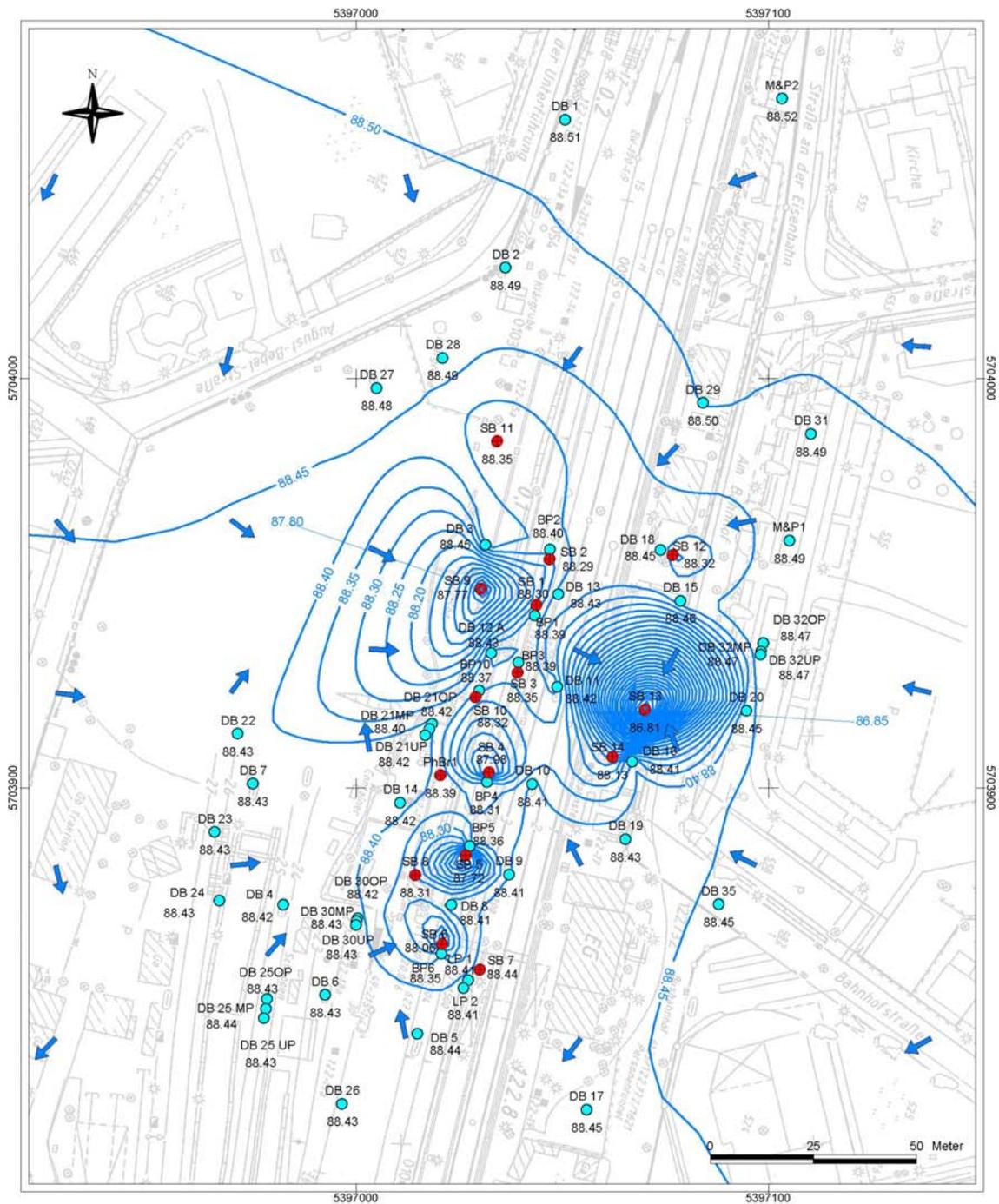


**Grundwassergleichen 26.05.2005**

**Legende**

- Grundwassermessstelle mit Bezeichnung (oben) und Grundwasserstand am 26.05.2005 in m NN (unten); Werte in Klammern wurden nicht bei der Interpolation berücksichtigt
- Oberflächenwassermesspunkt mit Bezeichnung (oben) und Wasserstand am 26.05.2005 in m NN (unten)
- ⚡ Grundwassergleichen [m NN]
- ➔ Grundwasserfließrichtung
- Vorfluter: Schwarze Elster

**Abb. C-3:** Grundwassergleichen erweitertes Untersuchungsgebiet, 26.05.2005

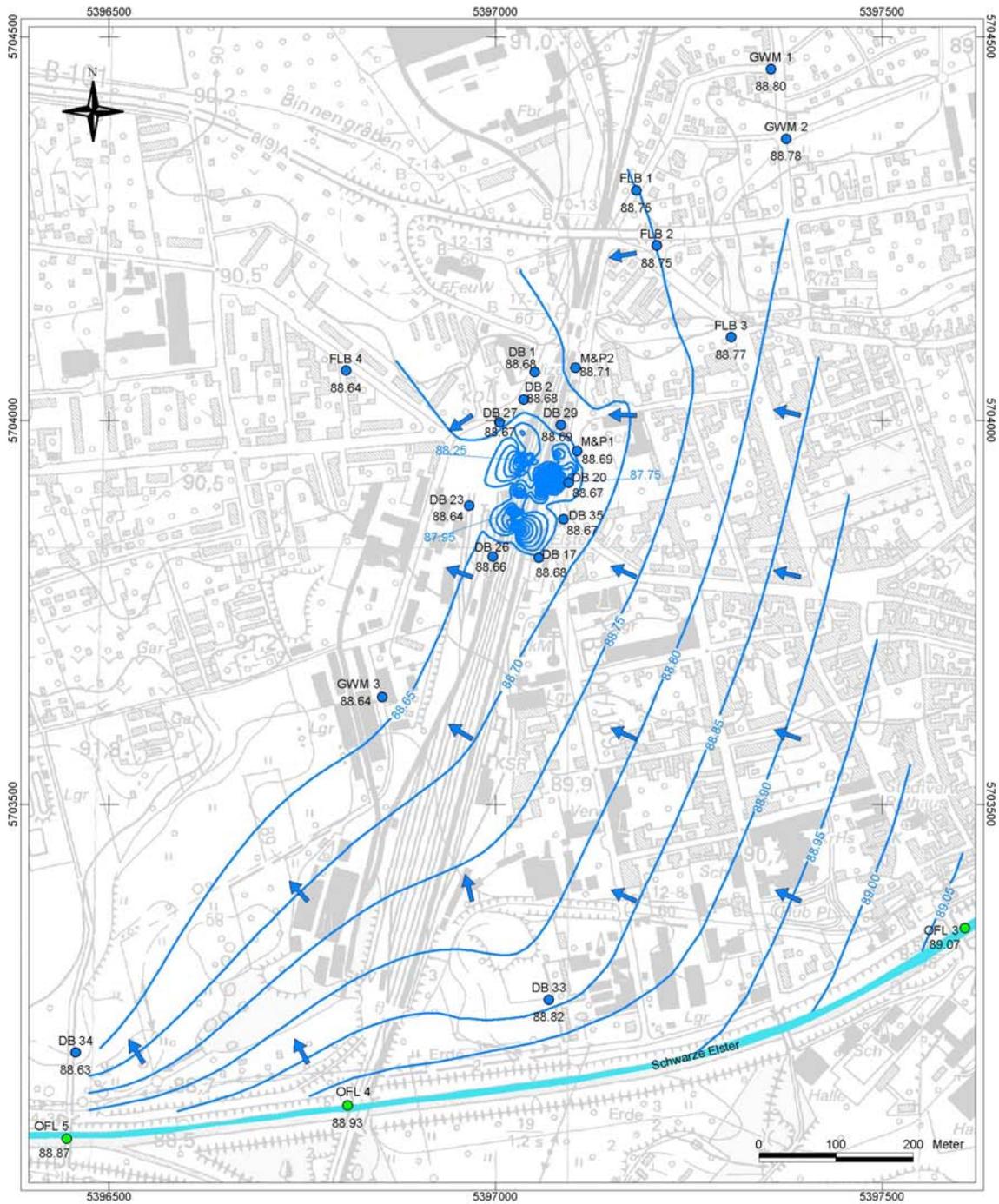


**Grundwassergleichen 26.05.2005**

**Legende**

- Grundwassermessstelle mit Bezeichnung (oben) und Grundwasserstand am 26.05.2005 in m NN (unten)
- Sanierungsbrunnen
- ∩ Grundwassergleichen [m NN]
- ➔ Grundwasserfließrichtung

**Abb. C-4:** Grundwassergleichen Bahnhof Elsterwerda, 26.05.2005

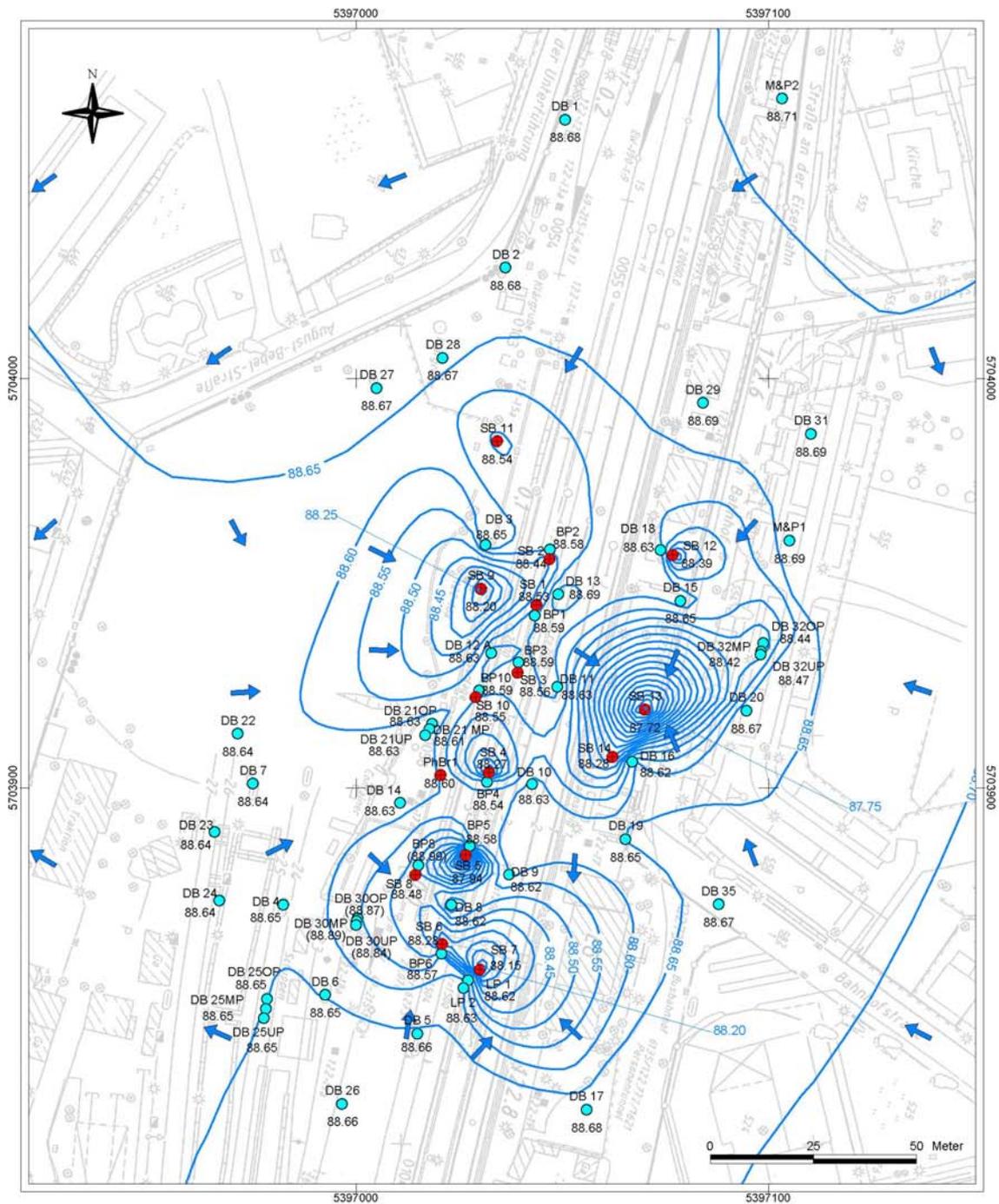


**Grundwassergleichen 25.07.2005**

**Legende**

- Grundwassermessstelle mit Bezeichnung (oben) und Grundwasserstand am 25.07.2005 in m NN (unten); Werte in Klammern wurden nicht bei der Interpolation berücksichtigt
- Oberflächenwassermesspunkt mit Bezeichnung (oben) und Wasserstand am 25.07.2005 in m NN (unten)
- ∩ Grundwassergleichen [m NN]
- ➔ Grundwasserfließrichtung
- Vorfluter: Schwarze Elster

**Abb. C-5:** Grundwassergleichen erweitertes Untersuchungsgebiet, 25.07.2005



**Grundwassergleichen 25.07.2005**

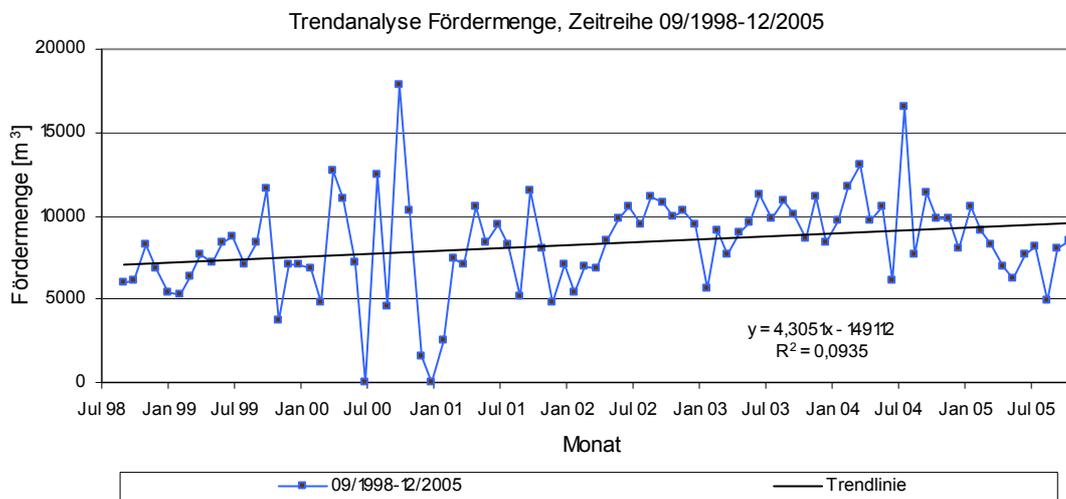
**Legende**

- Grundwassermessstelle mit Bezeichnung (oben) und Grundwasserstand am 25.07.2005 in m NN (unten); Werte in Klammern wurden nicht bei der Interpolation berücksichtigt
- Sanierungsbrunnen
- Grundwassergleichen [m NN]
- ➔ Grundwasserfließrichtung

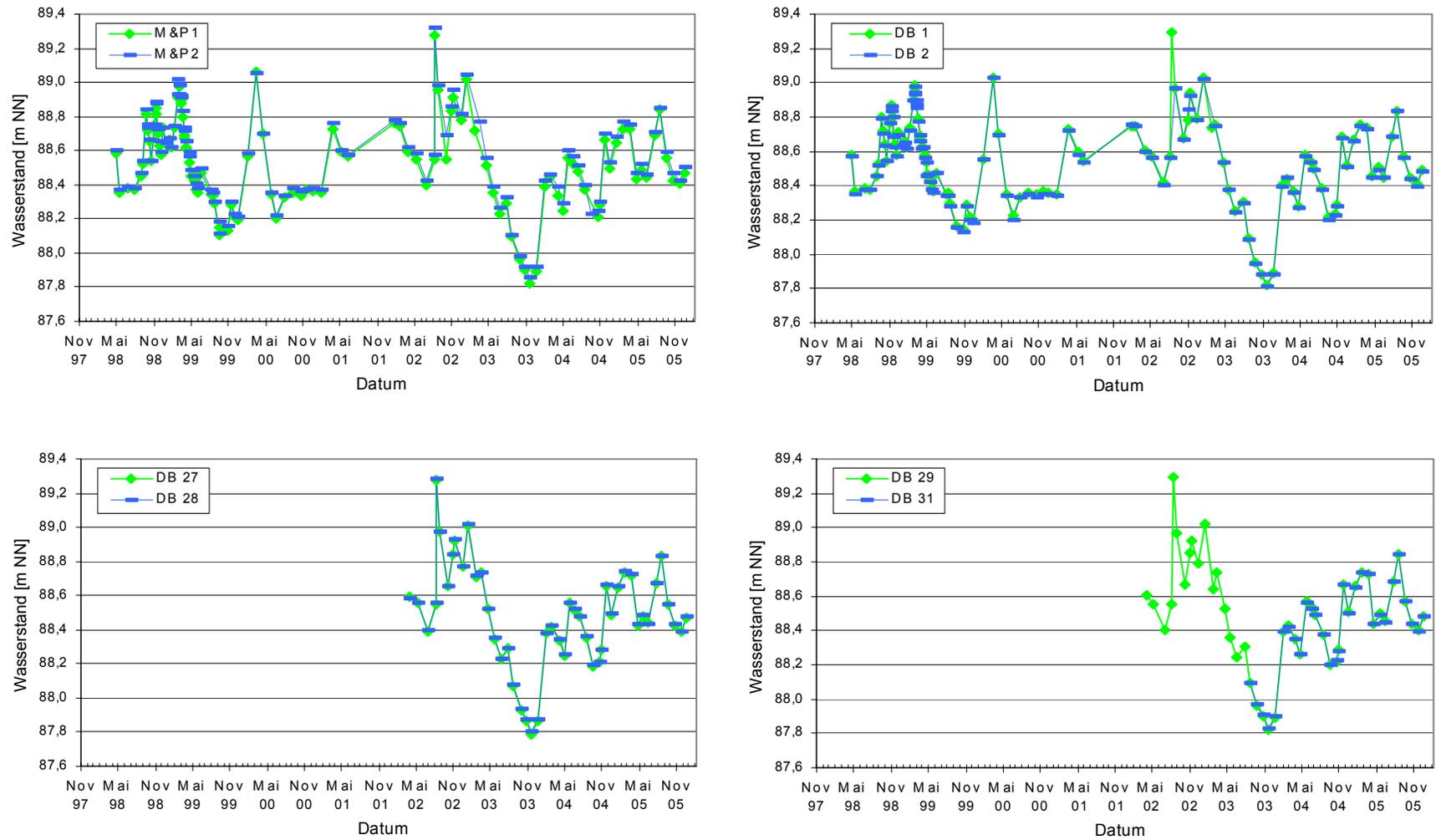
**Abb. C-6:** Grundwassergleichen Bahnhof Elsterwerda, 25.07.2005

**Tab. C-1:** Statistische Kennwerte der Zeitreihen Fördermengen 09/1998-12/2005

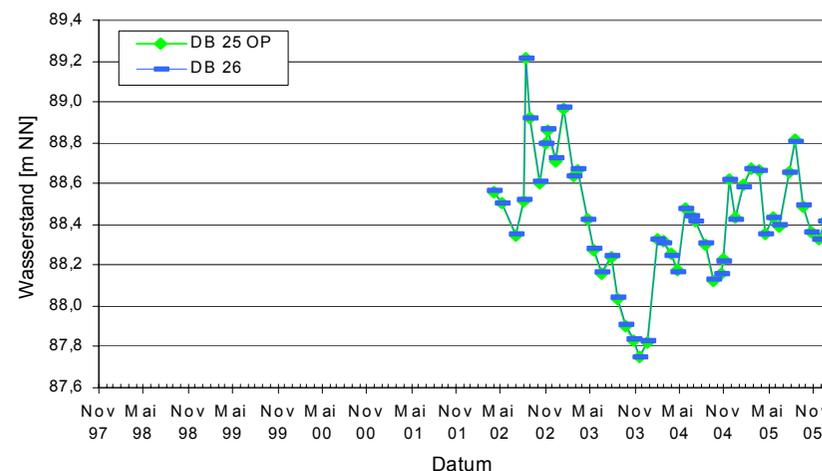
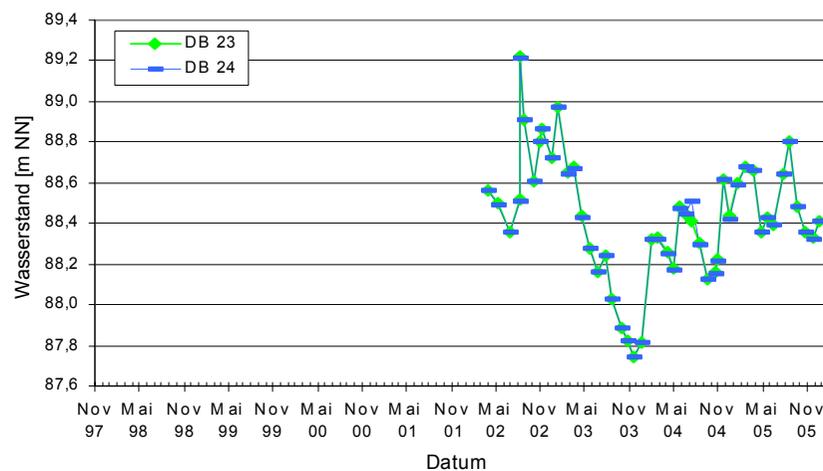
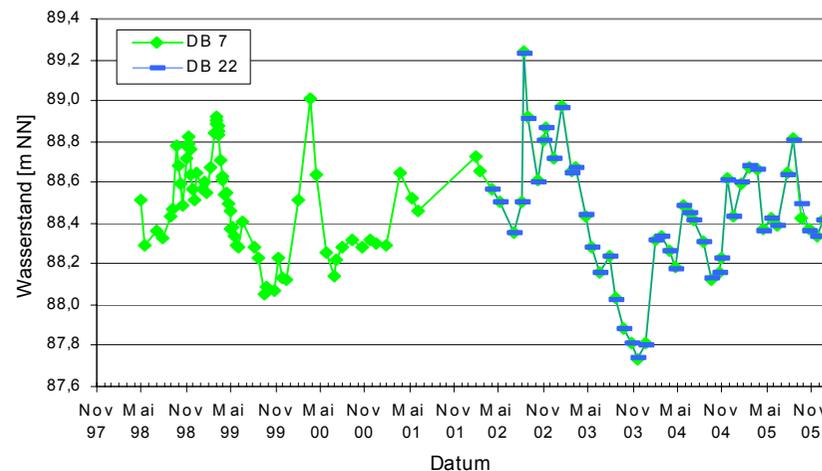
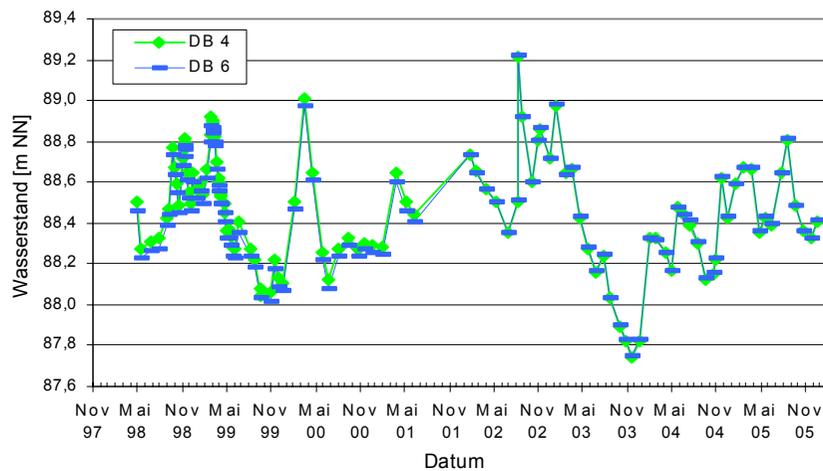
| Sanierungsbrunnen | Anzahl Brunnenbetriebsmonate | monatliche Fördermenge [m³/Monat] |         |            |        |                 | Standardabweichung |
|-------------------|------------------------------|-----------------------------------|---------|------------|--------|-----------------|--------------------|
|                   |                              | Minimum                           | Maximum | Mittelwert | Median | Varianz [(m³)²] |                    |
| SB 1              | 67                           | 0                                 | 1519    | 557        | 542    | 234019          | 484                |
| SB 2              | 86                           | 0                                 | 2488    | 871        | 822    | 203789          | 451                |
| SB 3              | 80                           | 0                                 | 3255    | 1292       | 1245   | 615377          | 784                |
| SB 4              | 28                           | 0                                 | 537     | 96         | 0      | 24289           | 156                |
| SB 5              | 47                           | 0                                 | 2729    | 619        | 302    | 588690          | 767                |
| SB 6              | 60                           | 0                                 | 2830    | 811        | 862    | 519050          | 720                |
| SB 7              | 58                           | 0                                 | 894     | 166        | 67     | 59951           | 245                |
| SB 8              | 66                           | 0                                 | 1716    | 630        | 772    | 200930          | 448                |
| SB 9              | 84                           | 0                                 | 1592    | 536        | 484    | 99761           | 316                |
| SB 10             | 73                           | 0                                 | 3636    | 1352       | 1371   | 940849          | 970                |
| SB 11             | 40                           | 0                                 | 3240    | 446        | 0      | 437120          | 661                |
| SB 12             | 37                           | 0                                 | 1876    | 285        | 0      | 229055          | 479                |
| SB 13             | 22                           | 0                                 | 1238    | 108        | 0      | 52175           | 228                |
| SB 14             | 34                           | 0                                 | 2429    | 231        | 0      | 155594          | 394                |
| PhBr 1            | 24                           | 0                                 | 2493    | 708        | 673    | 481261          | 694                |
| Monatssummen      | 86                           | 0                                 | 17819   | 8290       | 8308   | 8417509         | 2901               |



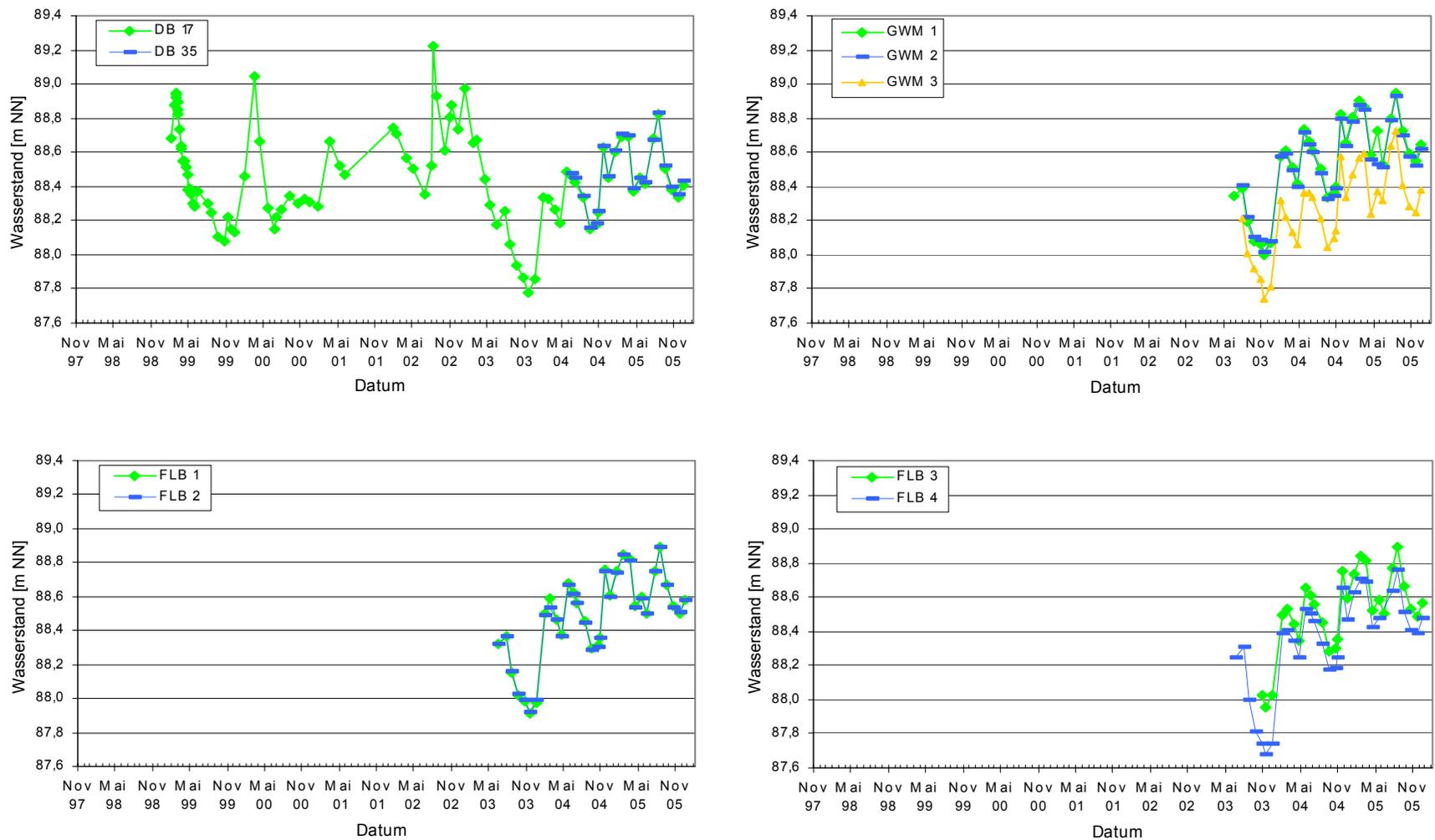
**Abb. C-7:** Trendanalyse der gesamten Fördermengenganglinie



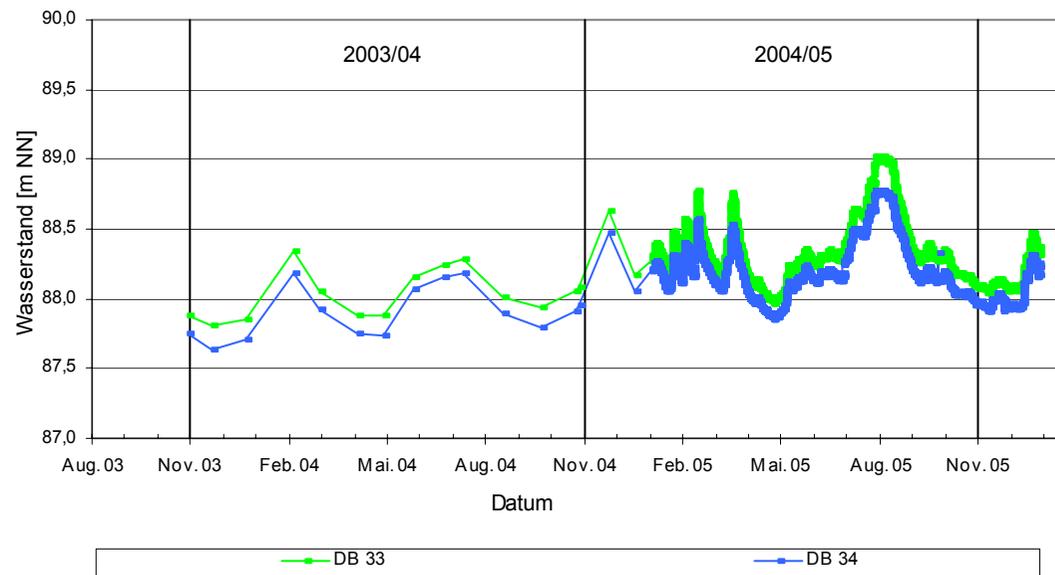
**Abb. C-8:** Entwicklung der Grundwasserstände: Nordteil Bahnhofsbereich Elsterwerda, phasenfreie Messstellen (M&P 1, M&P 2, DB 1, DB 2, DB 27, DB 28, DB 29, DB 31)



**Abb. C-9:** Entwicklung der Grundwasserstände: Südteil Bahnhofsbereich Elsterwerda, phasenfreie Messstellen (DB 4, DB 6, DB 7, DB 22, DB 23, DB 24, DB 25 OP, DB 26)



**Abb. C-10:** Entwicklung der Grundwasserstände: Phasenfreie Messstellen (oben links), Süd-Ostbereich Bahnhof Elsterwerda (DB 17, DB 35), Grundwassermessstellen im weiteren Umfeld (oben rechts und unten): GWM 1, GWM 2, GWM 3, FLB 1, FLB 2, FLB3, FLB 4



Bemerkung: 2003/2004: Stichtagsmessungen mittels Lichtlot, ab Januar 2005: automatische Messwerterfassung mittels Diver

**Abb. C-11:** Entwicklung der Grundwasserstände: Elsternahe Messstellen (DB 33, DB 34)

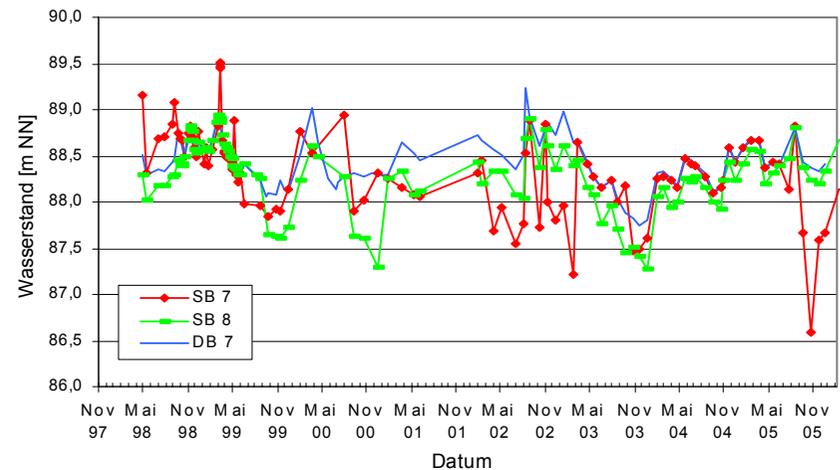
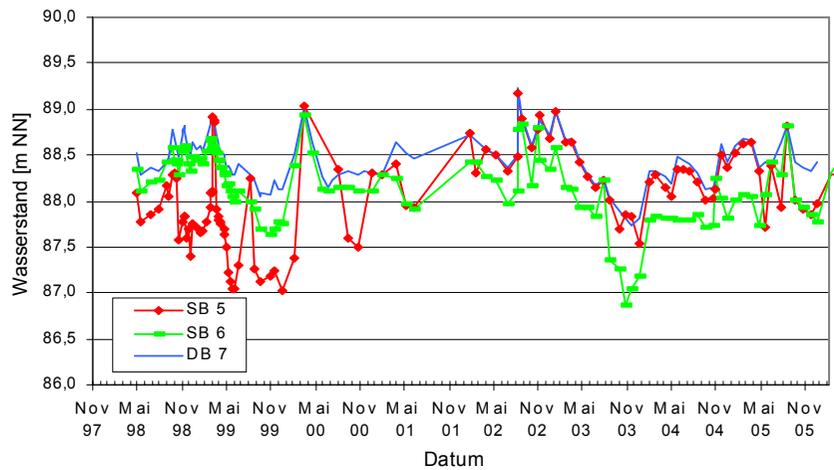
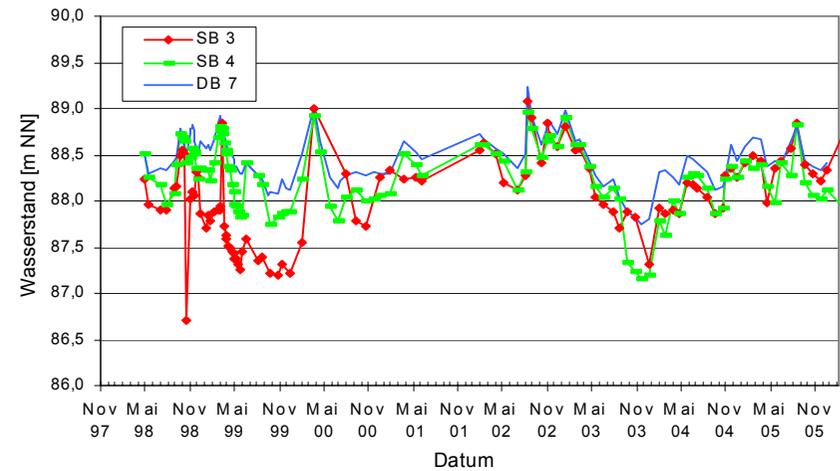
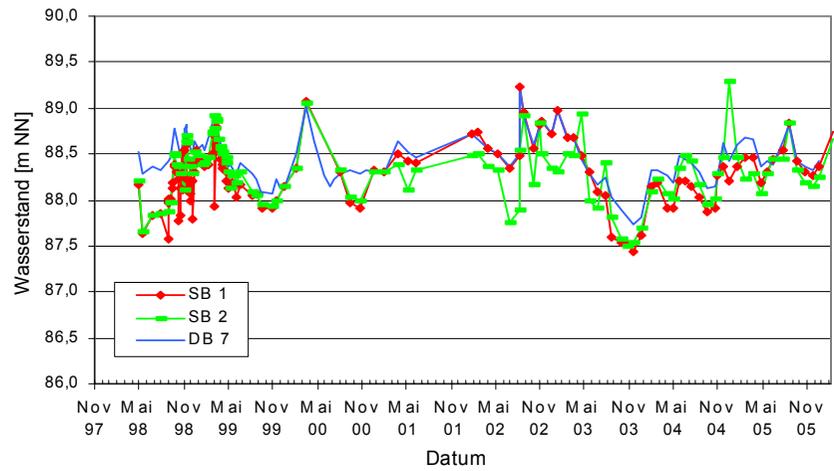


Abb. C-12: Sanierungsbrunnen Entwicklung der Betriebswasserspiegel : SB 1 – SB 8

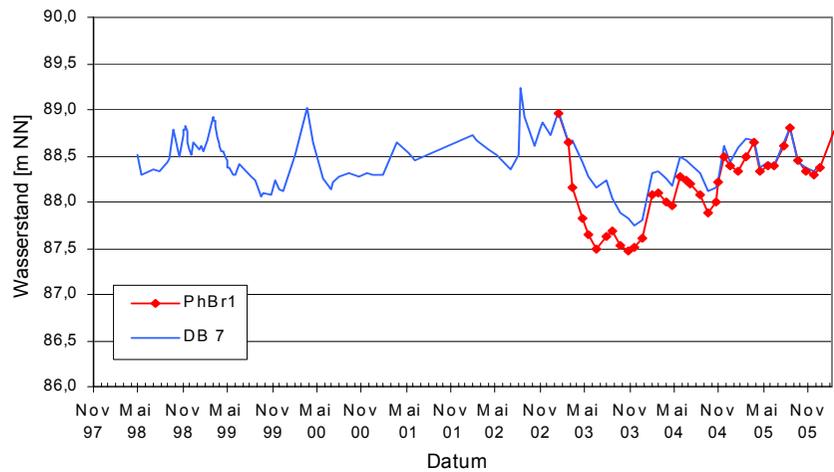
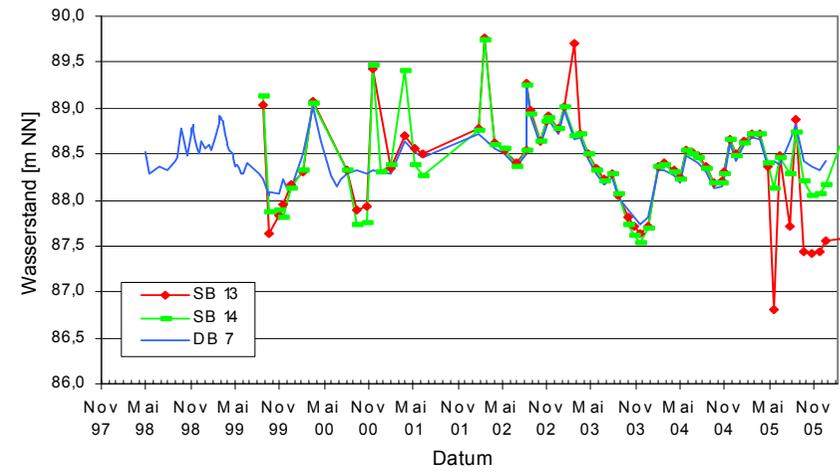
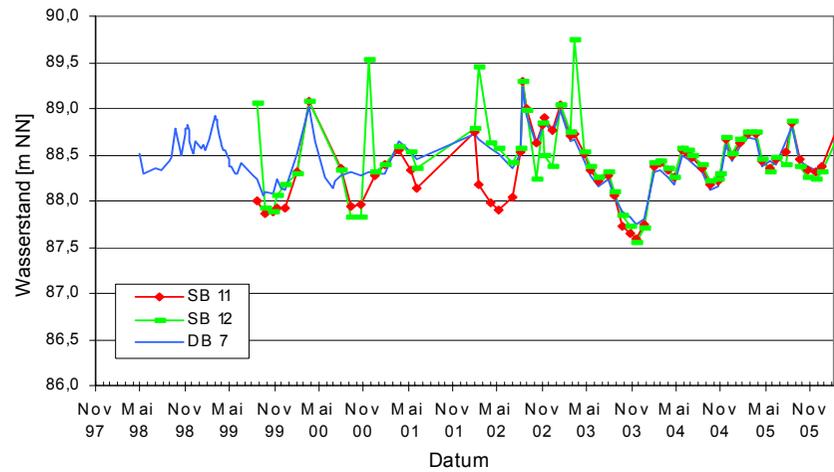


Abb. C-13: Sanierungsbrunnen Entwicklung der Betriebswasserspiegel : SB 11 – SB 14 und Phr1

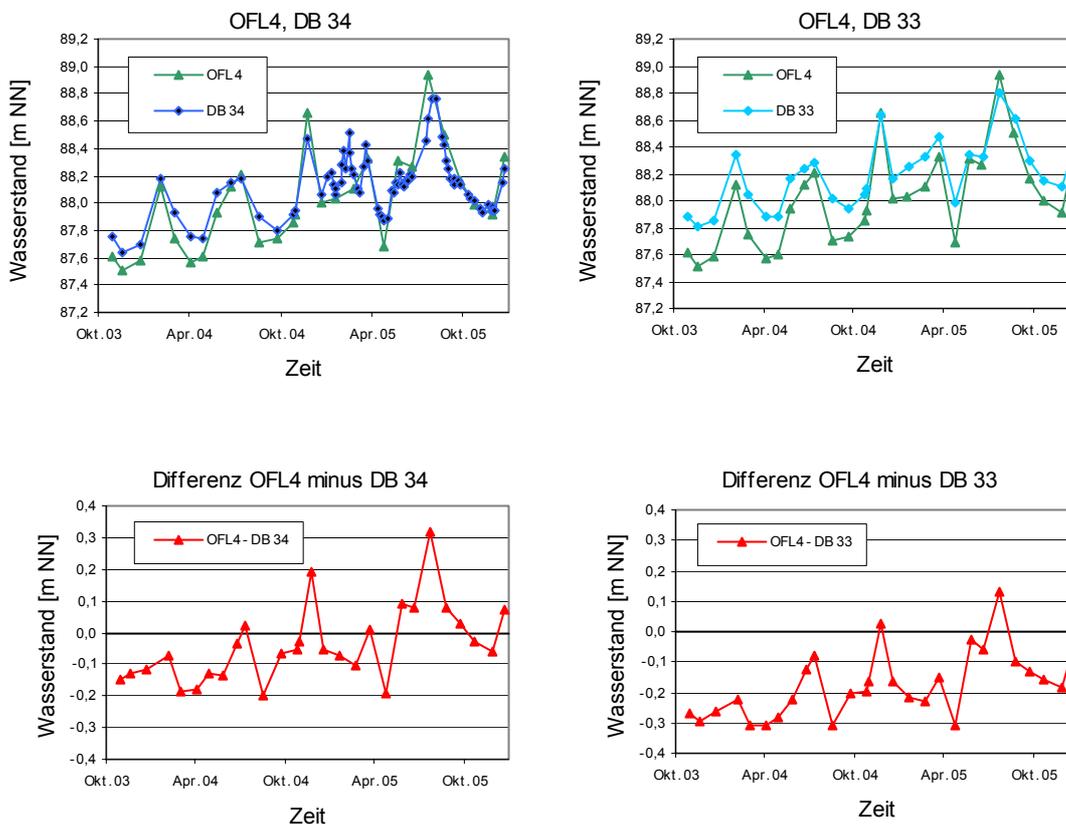
**Tab. C-2:** Wasserspiegelgefälle der Schwarzen Elster

| Mst.                  | Zeitraum              | Anzahl | Min [-]  | Max [-]  | Spannweite [-] | Mittelwert [-] | Median [-] | Varianz [-] | Standardabweichung [-] |
|-----------------------|-----------------------|--------|----------|----------|----------------|----------------|------------|-------------|------------------------|
| Gefälle zw. OFL4-OFL5 | 10.10.2002-22.12.2005 | 41     | 9,07E-05 | 3,10E-04 | 2,20E-04       | 1,97E-04       | 1,87E-04   | 2,52E-09    | 5,02E-05               |
| Gefälle zw. OFL3-OFL4 | 10.10.2002-22.12.2005 | 40     | 8,91E-05 | 3,03E-04 | 2,14E-04       | 1,85E-04       | 1,72E-04   | 3,36E-09    | 5,79E-05               |
| Gefälle zw. OFL3-OFL5 | 10.10.2002-22.12.2005 | 40     | 1,14E-04 | 3,01E-04 | 1,87E-04       | 1,89E-04       | 1,72E-04   | 2,48E-09    | 4,98E-05               |

**Bemerkung:**

OFL3-OFL4: Abstand 842m, leicht gebogene Fließstrecke;

OFL4-OFL5: Abstand 364 m, gerade Fließstrecke



**Abb. C-14:** Vorflutverhältnisse Schwarze Elster: Oberflächen- und Grundwasserganglinien, Wasserstandsunterschiede zwischen Oberflächen- und Grundwasserständen (Messstellenabstand: OFL 4-DB 34: 360 m; OFL 4 – DB 33: 296 m)

## Anhang D Hydraulische Kennwerte

### Wiederanstiegsversuch (26.10.2004-29.10.2004)

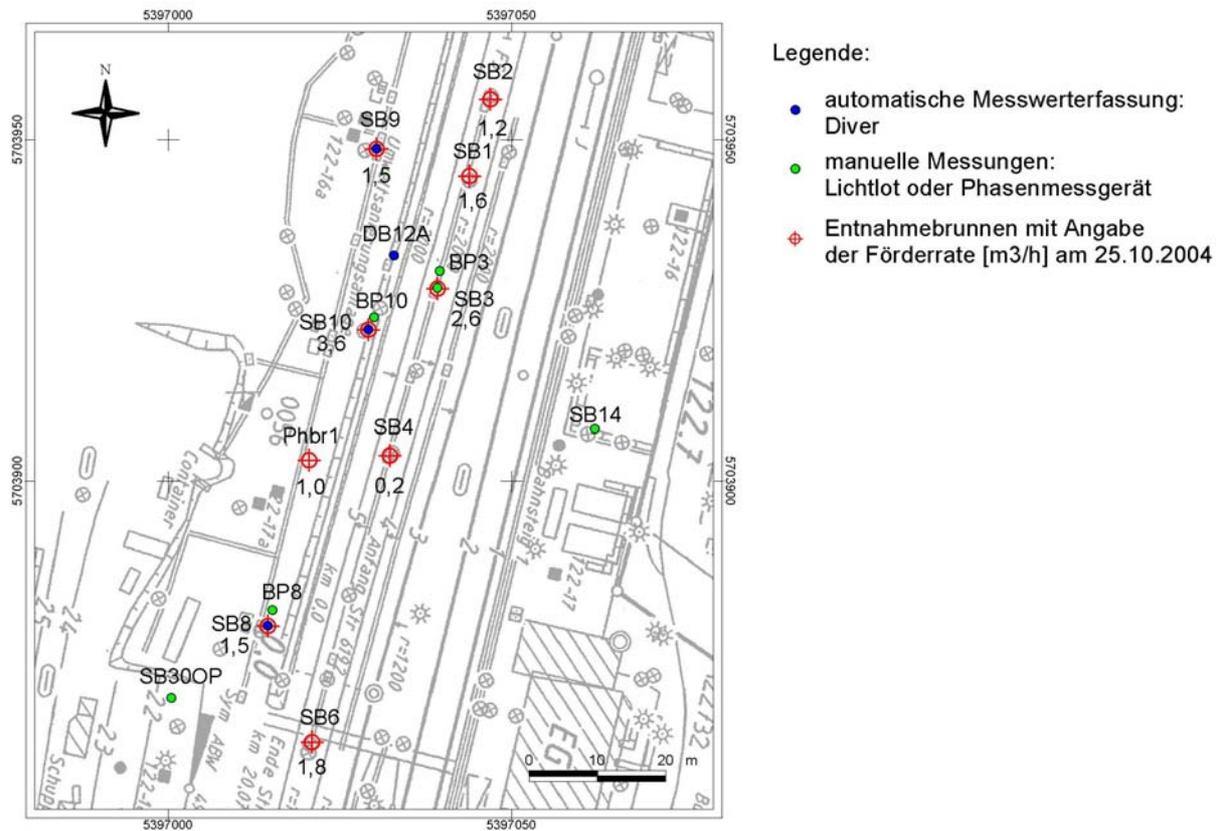


Abb. D-1: Lageplan Wiederanstiegsversuch

Tab. D-1: Messprogramm Wiederanstiegsversuch

| Zeit seit Beginn des Messprogramms | Zeitintervall | Messstelle               |
|------------------------------------|---------------|--------------------------|
| <b>Diver Messprogramm:</b>         |               |                          |
| 0 - 10 min:                        | 5 sec         | SB 8, SB 9, SB 10,       |
| 10 - 100 min:                      | 20 sec        | DB 12 A                  |
| 100 - 1000 min:                    | jede Minute   |                          |
| <b>Manuelle Messungen:</b>         |               |                          |
| bis 5 min:                         | 30 sec        | SB 3, BP 3, BP 8, BP 10, |
| bis 15 min:                        | 1 min         | SB 14, DB 30OP           |
| bis 30 min:                        | 2 min         |                          |
| bis 60 min:                        | 15 min        |                          |
| bis 90 min:                        | 30 min        |                          |

**Bemerkung:** Start des Diver- Messprogramms: 11:00:00 Uhr; Pumpstop: 12:00:55 Uhr

**Tab. D-2:** Übersicht der Messstellen, der aktiven Brunnen mit Einzelförderraten und der berechneten relevanten Fördermengen für die Auswertung nach THEIS

| Mst.  | X-Koordinate | Y-Koordinate | Abstand zu |          |          |          |          |          |         |           |           | Relevante Fördermenge [m <sup>3</sup> /h] |
|---|--------------|--------------|------------|----------|----------|----------|----------|----------|---------|-----------|-----------|---|
|   |              |              | SB 1 [m]   | SB 2 [m] | SB 3 [m] | SB 4 [m] | SB 6 [m] | SB 8 [m] | SB 9[m] | SB 10 [m] | Phbr1 [m] |   |
| SB 8  | 5397014,50   | 5703878,80   | 72,16      | 83,67    | 55,28    | 30,69    | 18,20    | 0,00     | 71,65   | 45,78     | 25,03     | 4,75-8,53                                 |
| SB 9  | 5397030,34   | 5703948,68   | 14,13      | 18,16    | 22,35    | 44,92    | 87,38    | 71,65    | 0,00    | 26,54     | 46,62     | 10,45                                     |
| SB 10   | 5397029,18   | 5703922,16   | 26,92      | 38,16    | 11,79    | 18,63    | 60,91    | 45,78    | 26,54   | 0,00      | 20,93     | 9,45-10,47                                |
| DB 12A  | 5397032,92   | 5703932,95   | 16,09      | 26,93    | 7,96     | 29,16    | 72,14    | 57,19    | 15,94   | 11,42     | 32,32     | 9,21-10,69                                |
| SB 3  | 5397039,30   | 5703928,20   | 17,13      | 28,75    | 0,00     | 25,38    | 68,88    | 55,28    | 22,35   | 11,79     | 31,34     | 9,21-9,45                                 |
| BP 3  | 5397039,59   | 5703930,68   | 14,67      | 26,29    | 2,49     | 27,85    | 71,34    | 57,63    | 20,24   | 13,45     | 33,52     | 9,21-10,69                                |
| BP 8  | 5397015,24   | 5703881,11   | 69,75      | 81,25    | 52,88    | 28,39    | 20,15    | 2,43     | 69,23   | 43,35     | 22,61     | 4,75-8,53                                 |
| BP 10   | 5397030,03   | 5703923,92   | 24,99      | 36,21    | 10,21    | 20,24    | 62,77    | 47,71    | 24,76   | 1,95      | 22,88     | 9,45                                      |
| SB 14   | 5397062,22   | 5703907,56   | 41,41      | 50,68    | 30,85    | 30,16    | 61,59    | 55,72    | 52,03   | 36,13     | 41,92     | 5,02-7,84                                 |
| DB 30OP                                       | 5397000,48   | 5703868,22   | 87,95      | 99,26    | 71,45    | 47,73    | 21,50    | 17,56    | 85,82   | 61,10     | 40,23     | 3,28-4,75                                 |
| Reichweite [m], k <sub>f</sub> = 7,6 E-04 m/s |              |              | 29,77      | 22,74    | 28,12    | 26,05    | 41,35    | 25,64    | 80,22   | 43,01     | 17,78     |   |
| Reichweite [m], k <sub>f</sub> = 1,1 E-03 m/s |              |              | 35,66      | 27,24    | 33,68    | 31,20    | 49,52    | 30,70    | 96,07   | 51,50     | 21,29     |   |
| Förderrate [m <sup>3</sup> /h]                |              |              | 1,61       | 1,24     | 2,58     | 0,24     | 1,81     | 1,47     | 1,48    | 3,55      | 1,03      |   |

**Bemerkungen:**

Rot markiert: oberhalb beider berechneten Reichweiten

Blau markiert: zwischen den beiden berechneten Reichweiten

Abschätzung der Reichweite nach SICHARDT:  $R = 3000 \cdot s \cdot \sqrt{k_f}$

mit:

R: Reichweite [m], s: Absenkungsbetrag des Brunnenwasserspiegels [m], k<sub>f</sub>: Durchlässigkeitsbeiwert [m/s]

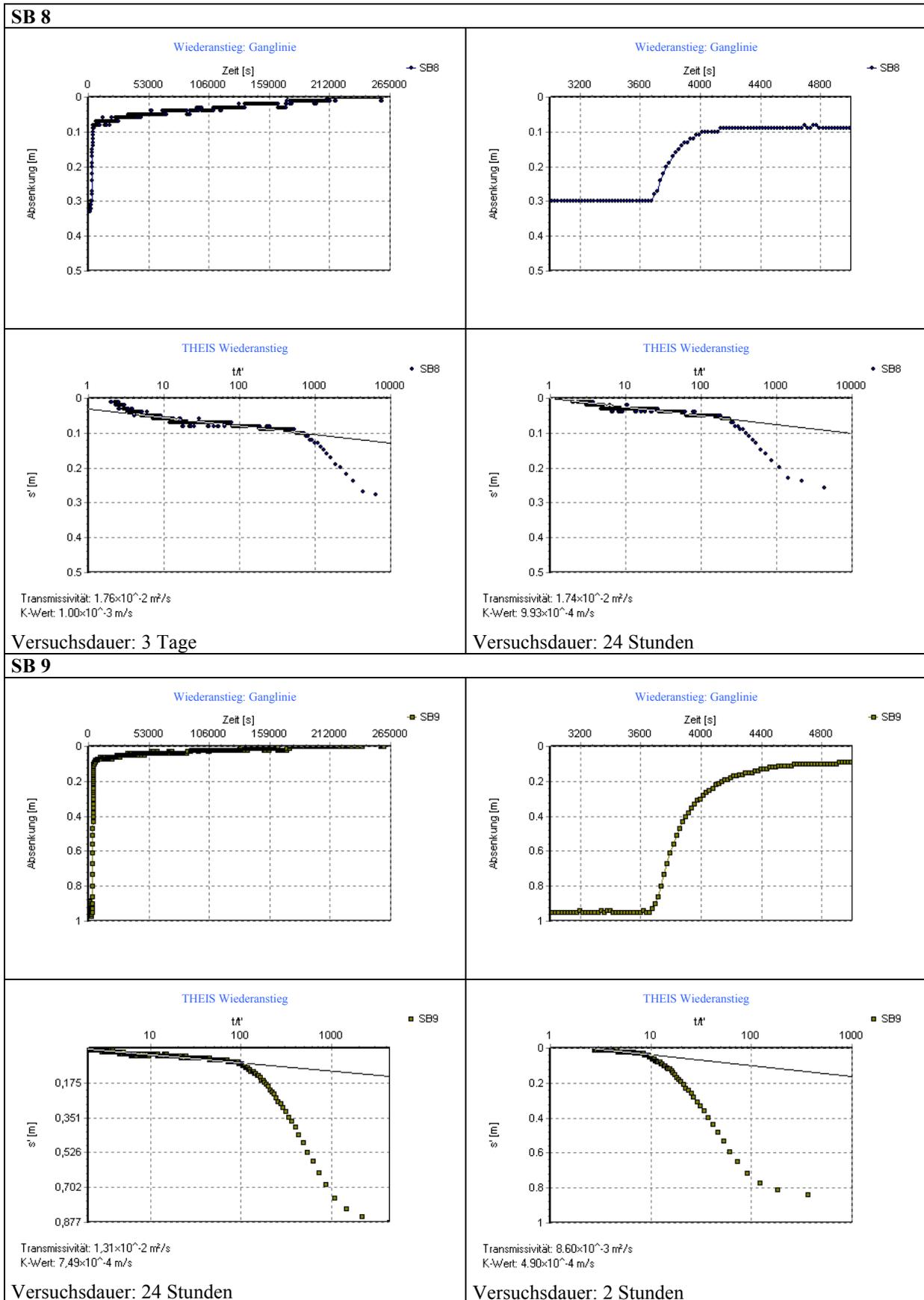


Abb. D-2: Wiederanstiegsversuch: Ganglinien und Auswertung nach THEIS: SB 8, SB 9 (Pumpstopp bei 3655 s)

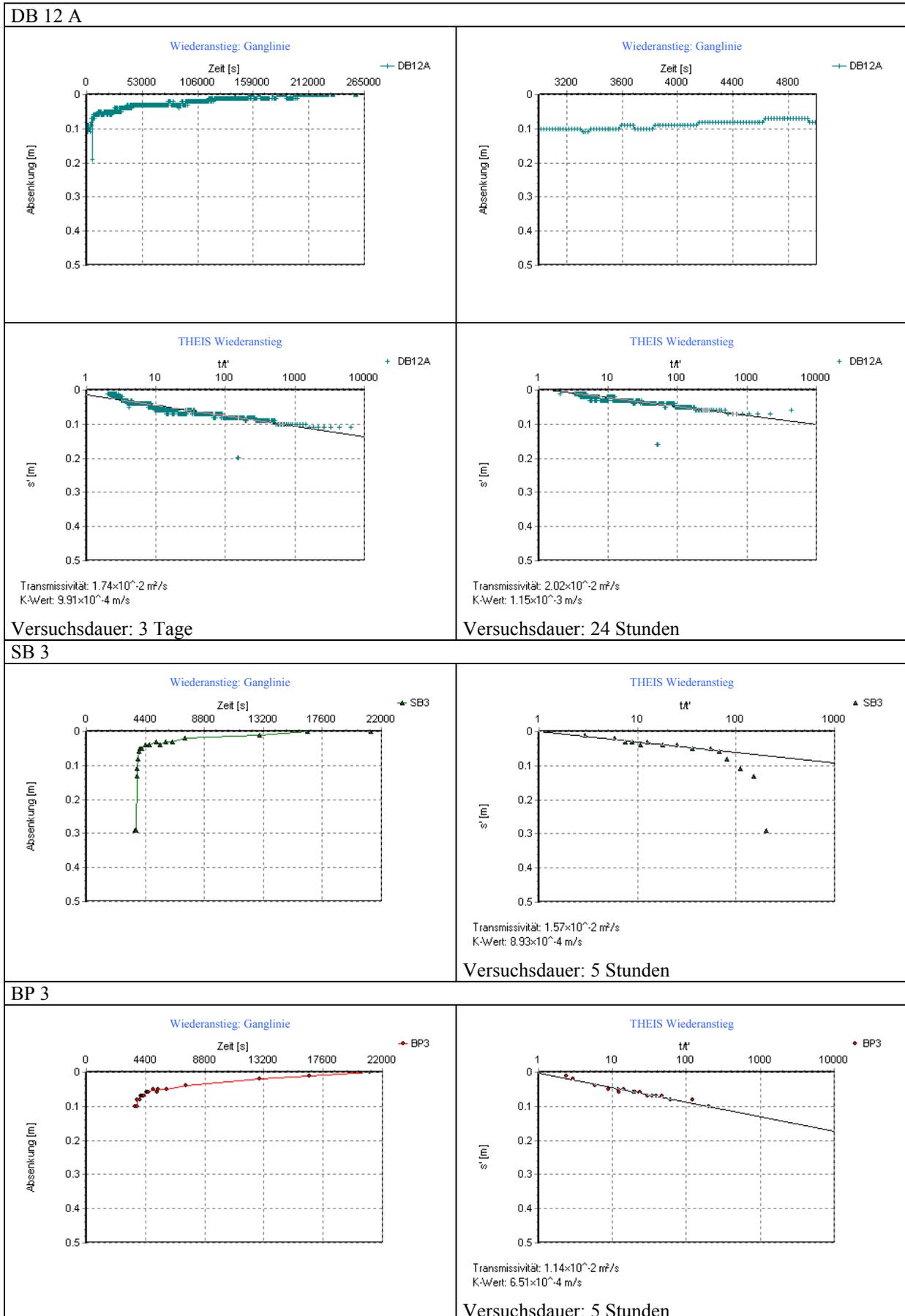


Abb. D-3: Wiederanstiegsversuch: Ganglinien und Auswertung nach THEIS: DB 12 A, SB 3, BP 3

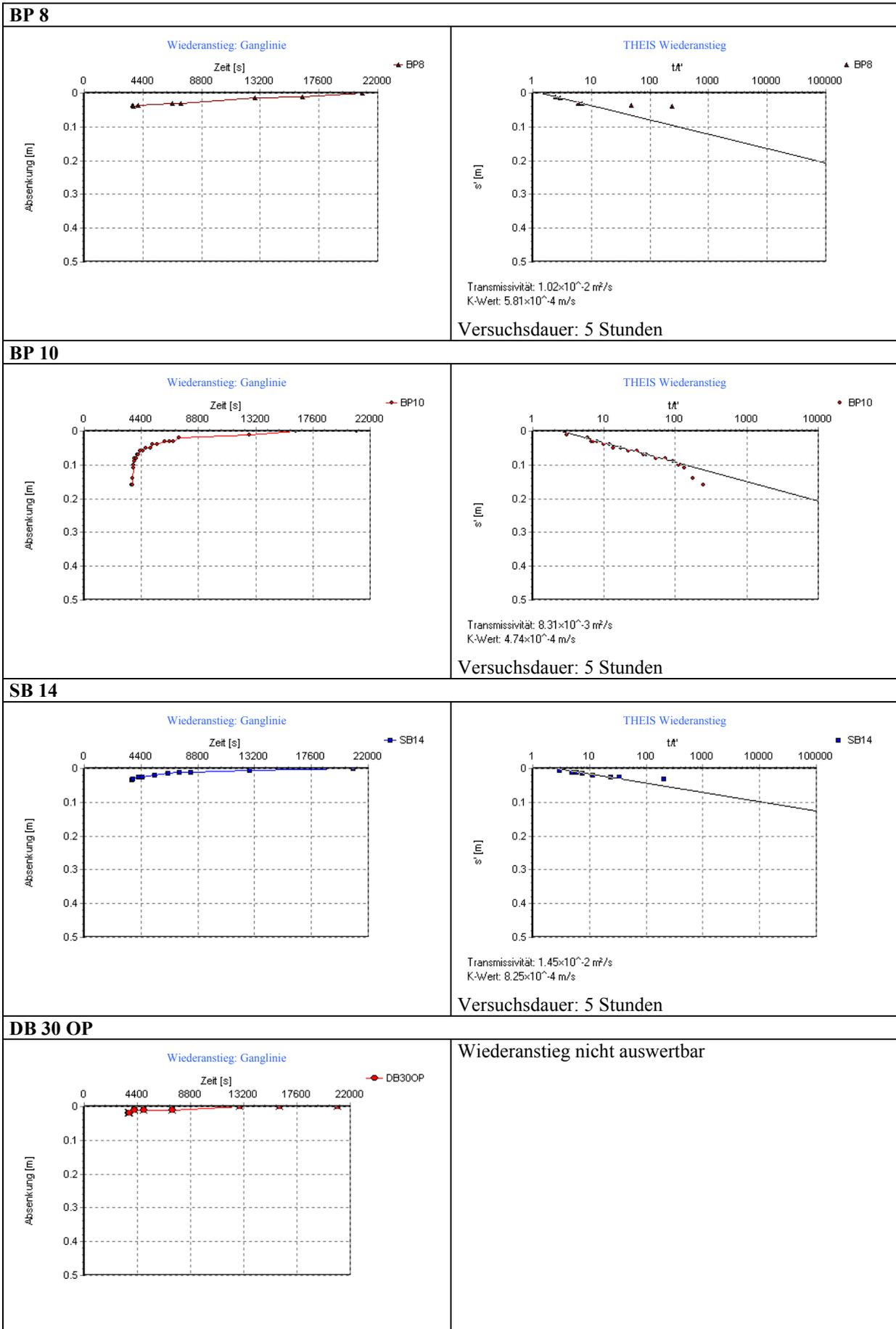
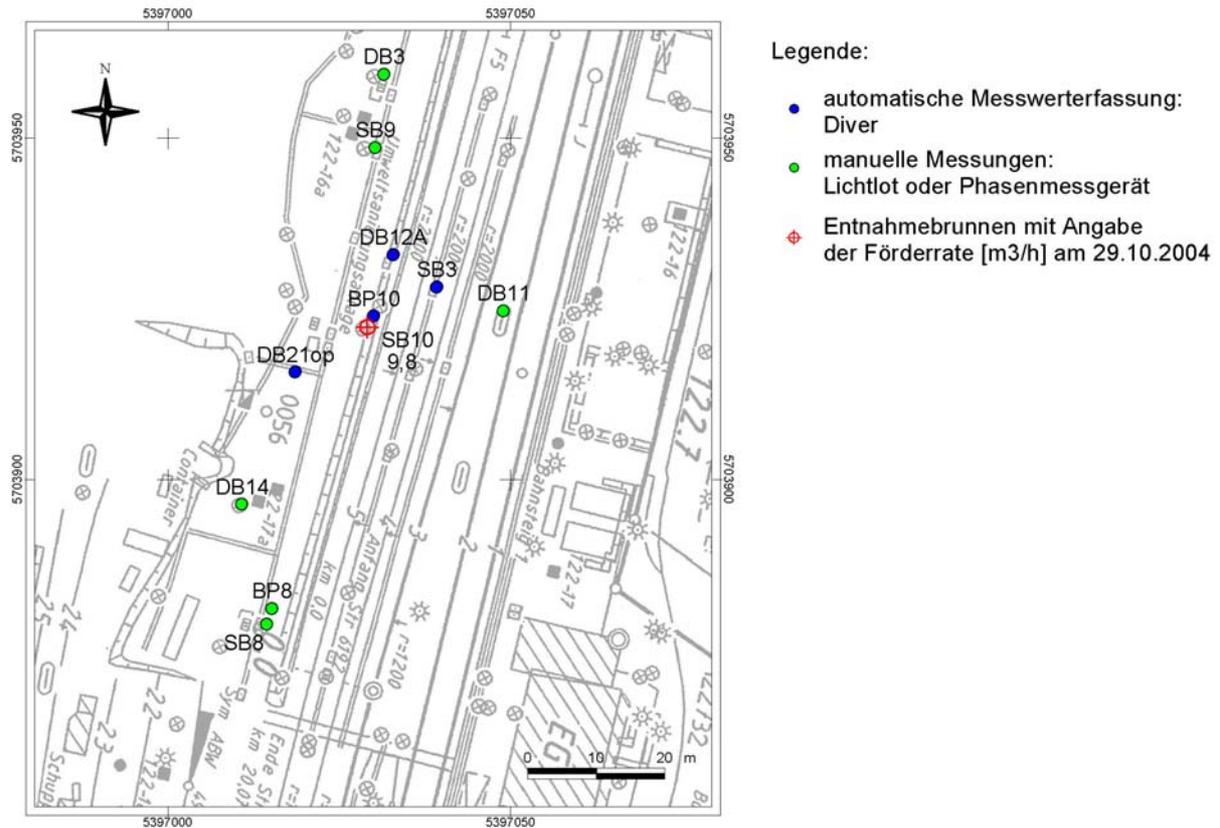


Abb. D-4: Wiederanstiegsversuch: Ganglinien und Auswertung nach THEIS: BP 8, BP 10, SB 14, DB 30 OP

**Pumpversuch, 29.10.2004**



**Abb. D-5:** Lageplan Pumpversuch

**Tab. D-3:** Übersicht Messstellen Pumpversuch

| Messstelle | Messungen       | X-Koordinate | Y-Koordinate | Abstand zu SB10 [m] |
|------------|-----------------|--------------|--------------|---------------------|
| SB 10      | Entnahmebrunnen | 5397029,18   | 5703922,16   |                     |
| BP 10      | Diver           | 5397030,03   | 5703923,92   | 1,95                |
| DB 12A     | Diver           | 5397032,92   | 5703932,95   | 10,54               |
| SB 3       | Diver           | 5397039,30   | 5703928,20   | 11,79               |
| DB 21OP    | Diver           | 5397018,62   | 5703915,70   | 12,38               |
| DB 11      | Phasenmessgerät | 5397049,00   | 5703924,70   | 19,98               |
| SB 9       | Lichtlot        | 5397030,34   | 5703948,68   | 26,54               |
| DB 14      | Phasenmessgerät | 5397010,87   | 5703896,41   | 31,60               |
| DB 3       | Lichtlot        | 5397031,56   | 5703959,48   | 37,39               |
| BP 8       | Lichtlot        | 5397015,24   | 5703881,11   | 43,35               |
| SB 8       | Lichtlot        | 5397014,50   | 5703878,80   | 45,78               |

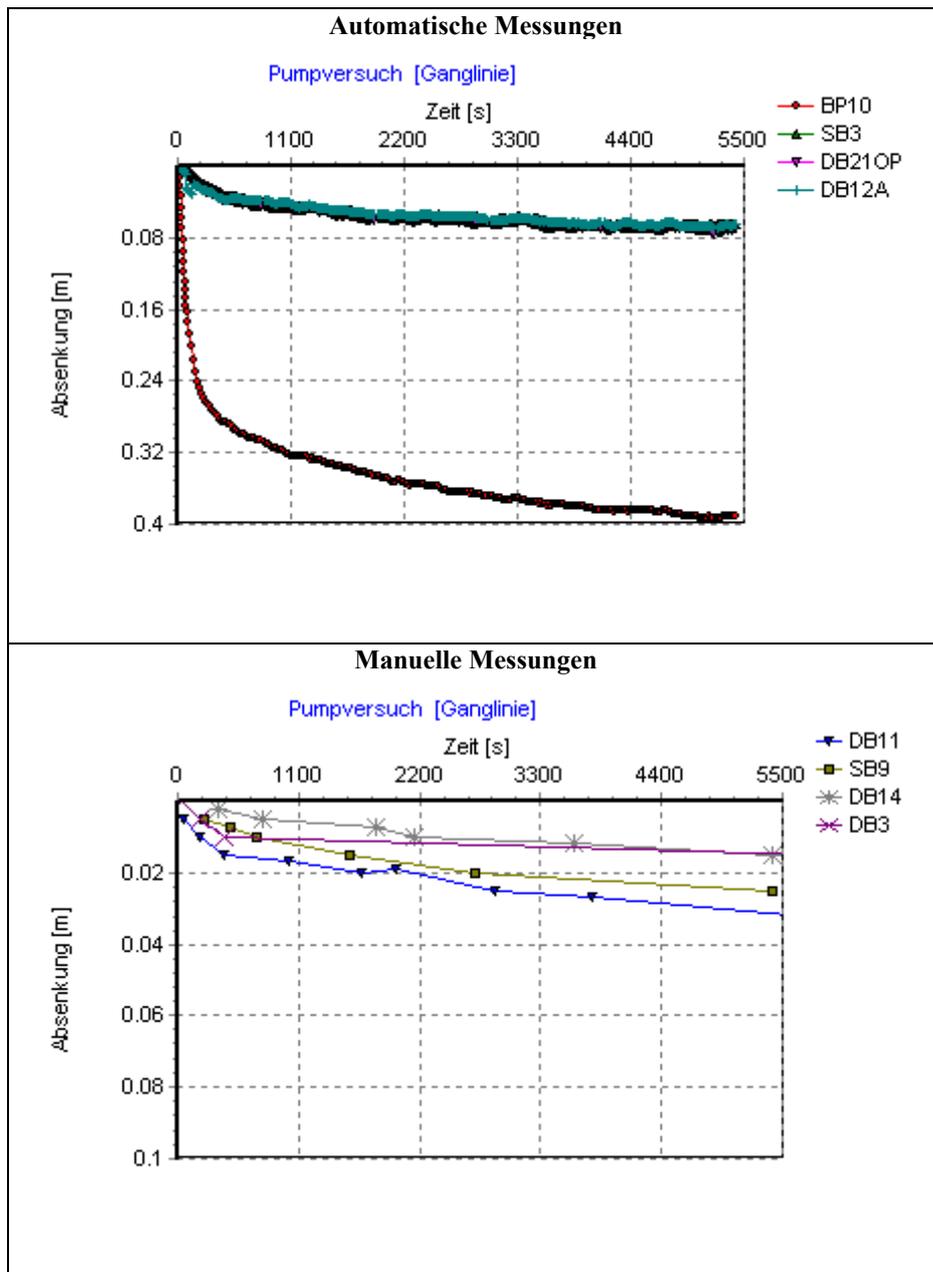


Abb. D-6: Registrierte Ganglinien bei der Durchführung des hydraulischen Pumpversuchs

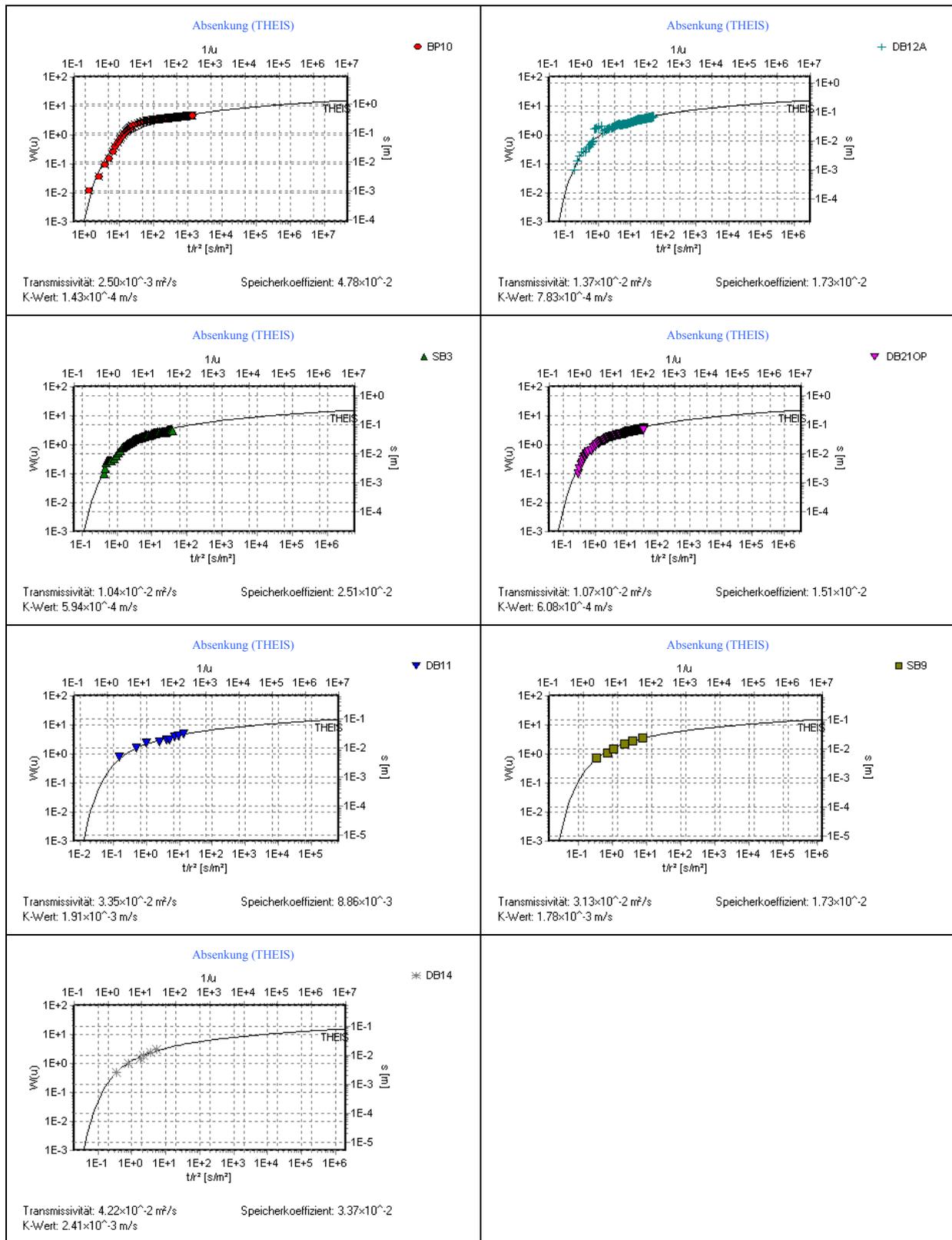


Abb. D-7: Pumpversuch: Auswertung nach THEIS

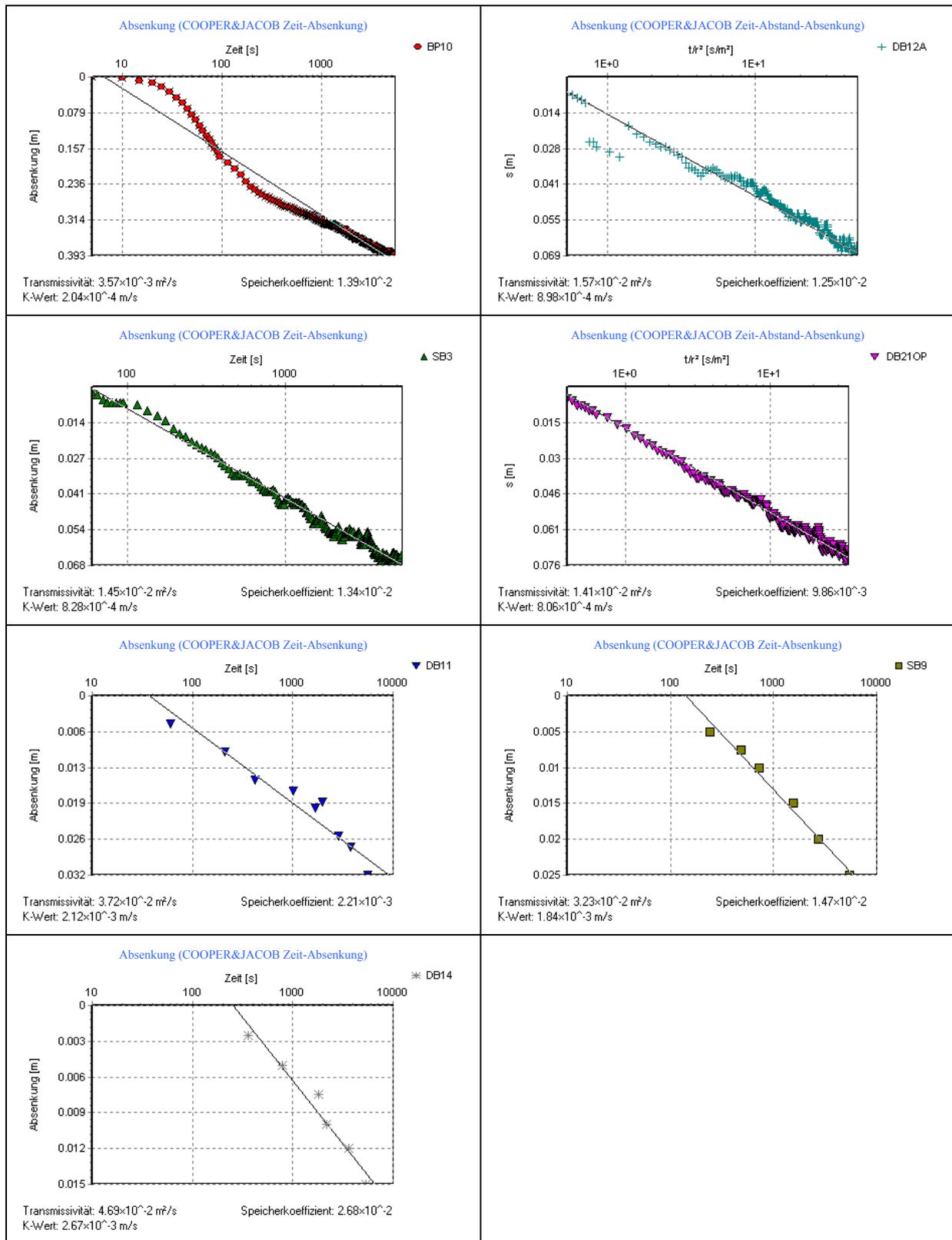
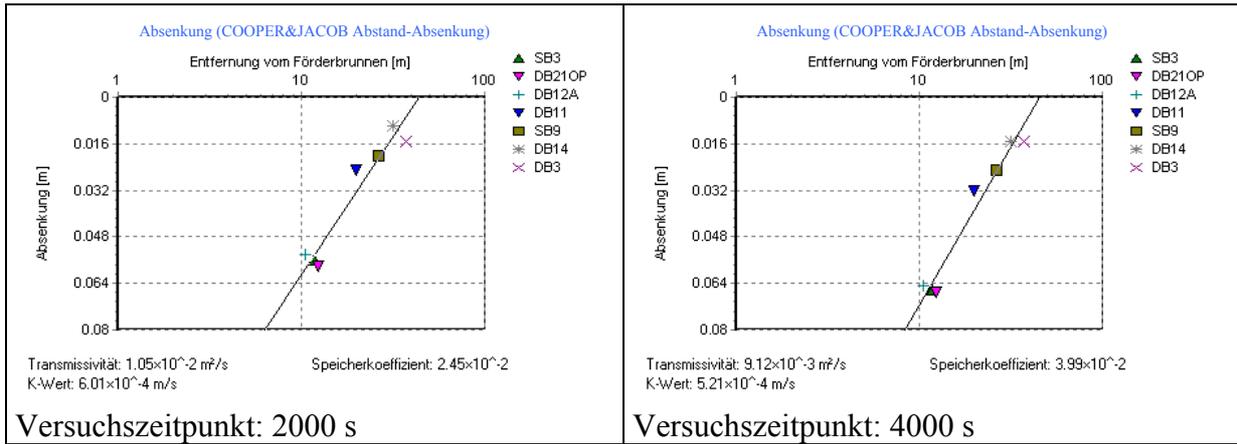


Abb. D-8: Pumpversuch: Auswertung nach COOPER & JACOB

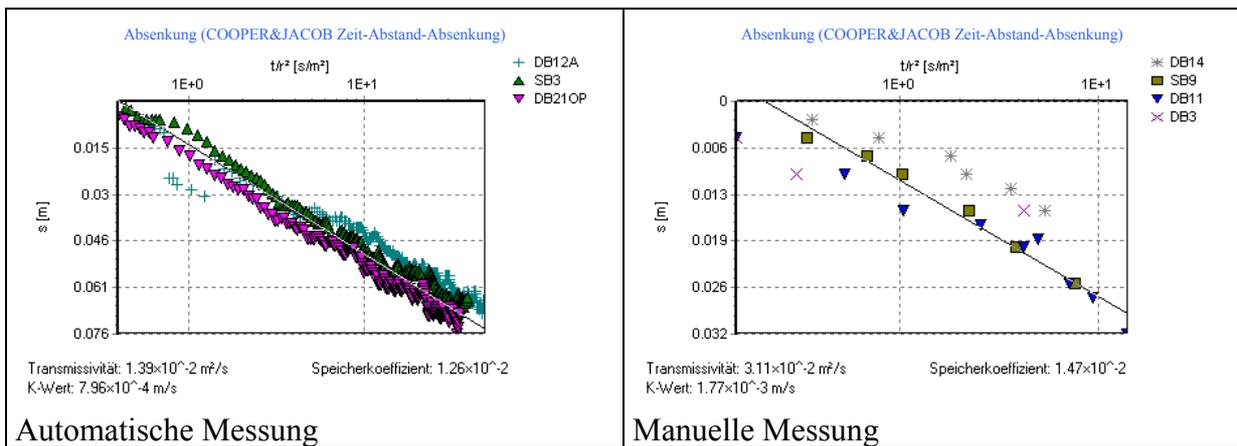


Versuchszeitpunkt: 2000 s

Versuchszeitpunkt: 4000 s

**Bemerkung:** BP10 liegt nicht auf der Geraden und wurde daher nicht berücksichtigt

**Abb. D-9:** Pumpversuch: Auswertung nach dem Abstand-Absenkungsverfahren (COOPER & JACOB)



Automatische Messung

Manuelle Messung

**Bemerkung:** BP 10 zeigt ein anderes Verhalten und wurde daher nur einzeln ausgewertet.

**Abb. D-10:** Pumpversuch: Auswertung nach dem Zeit-Abstand-Absenkungsverfahren (COOPER & JACOB)

**Angaben zur wassererfüllten Mächtigkeit:**

Mächtigkeit des Grundwasserleiters: 20,5 m (Bohrung B1). Die GOK bei SB10 liegt bei 91,23 m NN (Bohransatzpunkt). Bei einem Grundwasserstand von 88,26 m NN beträgt der Flurabstand 2,97 und somit die wassererfüllte Mächtigkeit 17,53 m.

**Tab. D-4:** Durchlässigkeitsbeiwerte aus Siebanalysen

DB25 (GOK: 91,70 m NN)

| Teufe [m u. GOK]           |      | Teufe [m NN] |      | $k_f$ [m/s] Beyer | $k_f$ [m/s] Hazen | $k_f$ [m/s] Beyer, gewichtet | $k_f$ [m/s] Hazen, gewichtet |
|----------------------------|------|--------------|------|-------------------|-------------------|------------------------------|------------------------------|
| von                        | bis  | von          | bis  |                   |                   |                              |                              |
| 1,5                        | 2,5  | 90,2         | 89,2 | 5,50E-04          | 6,40E-04          | 5,50E-04                     | 6,40E-04                     |
| 2,5                        | 3,5  | 89,2         | 88,2 | k.A.              | k.A.              | -                            | -                            |
| 3,5                        | 3,9  | 88,2         | 87,8 | 7,30E-05          | n.b.              | 2,92E-05                     | -                            |
| 3,9                        | 4,5  | 87,8         | 87,2 | 2,30E-04          | 2,90E-04          | 1,38E-04                     | 1,74E-04                     |
| 4,5                        | 7,5  | 87,2         | 84,2 | 5,50E-04          | 7,10E-04          | 1,65E-03                     | 2,13E-03                     |
| 7,5                        | 7,9  | 84,2         | 83,8 | 1,00E-03          | 1,24E-03          | 4,00E-04                     | 4,96E-04                     |
| 7,9                        | 8,5  | 83,8         | 83,2 | 3,10E-04          | 3,60E-04          | 1,86E-04                     | 2,16E-04                     |
| 8,5                        | 9,5  | 83,2         | 82,2 | 7,40E-04          | 8,60E-04          | 7,40E-04                     | 8,60E-04                     |
| 9,5                        | 10,5 | 82,2         | 81,2 | 2,00E-04          | 2,60E-04          | 2,00E-04                     | 2,60E-04                     |
| 10,5                       | 11,0 | 81,2         | 80,7 | 1,40E-03          | 1,70E-03          | 7,00E-04                     | 8,50E-04                     |
| 11,0                       | 11,5 | 80,7         | 80,2 | 2,30E-03          | n.b.              | 1,15E-03                     | -                            |
| 11,5                       | 12,5 | 80,2         | 79,2 | 1,10E-03          | 1,41E-03          | 1,10E-03                     | 1,41E-03                     |
| 12,5                       | 13,5 | 79,2         | 78,2 | 1,60E-03          | 2,11E-03          | 1,60E-03                     | 2,11E-03                     |
| 13,5                       | 13,9 | 78,2         | 77,8 | 2,50E-04          | 2,90E-04          | 1,00E-04                     | 1,16E-04                     |
| 13,9                       | 14,4 | 77,8         | 77,3 | 6,20E-04          | 7,20E-04          | 3,10E-04                     | 3,60E-04                     |
| Minimum*                   |      |              |      | 7,30E-05          | 2,60E-04          | 2,92E-05                     | 1,16E-04                     |
| Maximum*                   |      |              |      | 2,30E-03          | 2,11E-03          | 1,65E-03                     | 2,13E-03                     |
| arithmetischer Mittelwert* |      |              |      | 7,98E-04          | 9,05E-04          | 6,39E-04                     | 8,17E-04                     |
| gewichteter Mittelwert*    |      |              |      | -                 | -                 | 7,62E-04                     | 8,24E-04                     |

DB32 (GOK: 91,27 m NN)

| Teufe [m u. GOK]          |      | Teufe [m NN] |       | $k_f$ [m/s] Beyer | $k_f$ [m/s] Hazen | $k_f$ [m/s] Beyer, gewichtet | $k_f$ [m/s] Hazen, gewichtet |
|---------------------------|------|--------------|-------|-------------------|-------------------|------------------------------|------------------------------|
| von                       | bis  | von          | bis   |                   |                   |                              |                              |
| 3                         | 4    | 88,27        | 87,27 | 3,90E-04          | 5,10E-04          | 3,90E-04                     | 5,10E-04                     |
| 4                         | 5    | 87,27        | 86,27 | 2,90E-04          | 3,70E-04          | 2,90E-04                     | 3,70E-04                     |
| 5                         | 6    | 86,27        | 85,27 | 4,40E-04          | 5,10E-04          | 4,40E-04                     | 5,10E-04                     |
| 6                         | 7    | 85,27        | 84,27 | 4,20E-04          | 4,90E-04          | 4,20E-04                     | 4,90E-04                     |
| 7                         | 8    | 84,27        | 83,27 | 4,90E-04          | 5,70E-04          | 4,90E-04                     | 5,70E-04                     |
| 8                         | 9    | 83,27        | 82,27 | 6,30E-04          | 7,30E-04          | 6,30E-04                     | 7,30E-04                     |
| 9                         | 10   | 82,27        | 81,27 | 7,60E-04          | n.b.              | 7,60E-04                     | -                            |
| 10                        | 10,5 | 81,27        | 80,77 | 6,90E-04          | 8,00E-04          | 3,45E-04                     | 4,00E-04                     |
| 10,5                      | 12   | 80,77        | 79,27 | 6,60E-04          | 6,80E-04          | 9,90E-04                     | 1,02E-03                     |
| 12                        | 13   | 79,27        | 78,27 | 7,40E-04          | 8,60E-04          | 7,40E-04                     | 8,60E-04                     |
| 13                        | 14   | 78,27        | 77,27 | 6,80E-04          | 8,80E-04          | 6,80E-04                     | 8,80E-04                     |
| 14                        | 15   | 77,27        | 76,27 | 4,50E-04          | 5,80E-04          | 4,50E-04                     | 5,80E-04                     |
| 15                        | 16   | 76,27        | 75,27 | 5,00E-04          | 5,10E-04          | 5,00E-04                     | 5,10E-04                     |
| Minimum                   |      |              |       | 2,90E-04          | 3,70E-04          | 2,90E-04                     | 3,70E-04                     |
| Maximum                   |      |              |       | 7,60E-04          | 8,80E-04          | 9,90E-04                     | 1,02E-03                     |
| arithmetischer Mittelwert |      |              |       | 5,49E-04          | 6,24E-04          | 5,48E-04                     | 6,19E-04                     |
| gewichteter Mittelwert    |      |              |       | -                 | -                 | 5,48E-04                     | 5,72E-04                     |

Probennahme Säulenversuch (GOK: 91,34 m NN)

| Teufe [m u. GOK] |     | Teufe [m NN] |       | $k_f$ [m/s] Beyer | $k_f$ [m/s] Hazen |
|------------------|-----|--------------|-------|-------------------|-------------------|
| von              | bis | von          | bis   |                   |                   |
| 6                | -   | 85,34        | -     | 4,66E-04          | 5,40E-04          |
| 4                | 6   | 87,34        | 85,34 | 4,18E-04          | 4,85E-04          |

**Bemerkungen:**n.b. : nicht bestimmbar, da Ungleichförmigkeitsgrad  $U > 5$ 

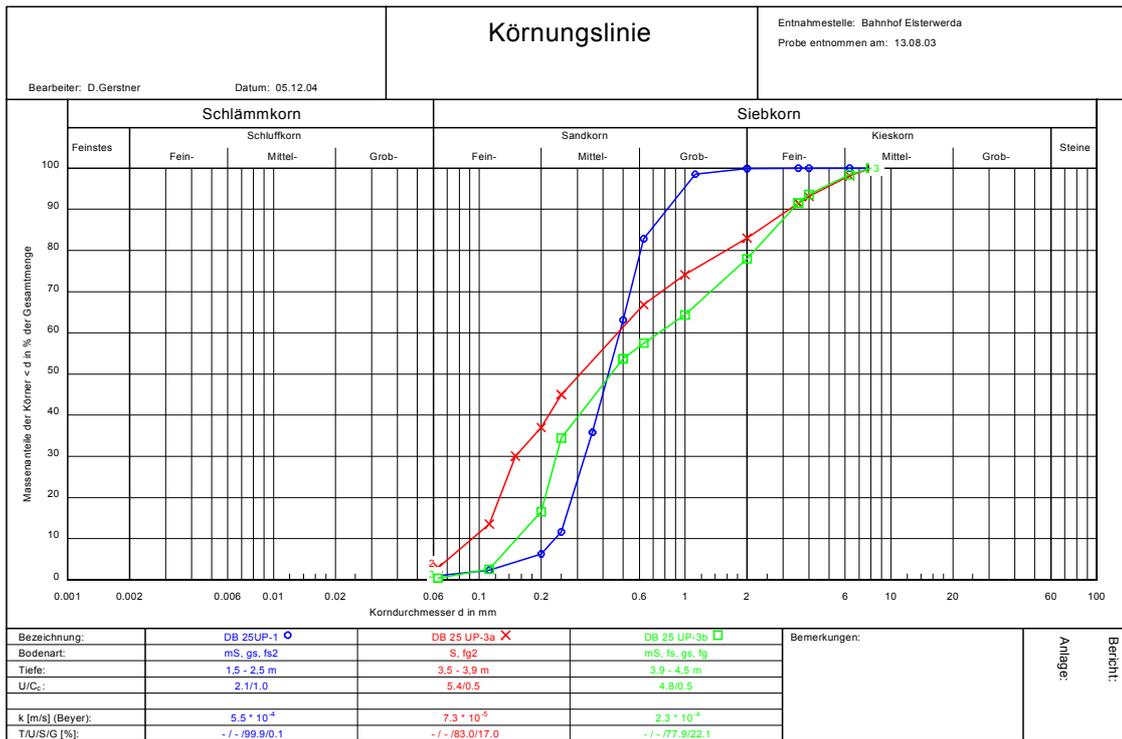
\*: statistische Kennwerte in grundwassergesättigter Zone, d.h. ab 3,5 m u. GOK

Bestimmung des  $k_f$ -Wertes für das gesamte Bohrprofil mittels Wichtung:  $k_{f,gesamt} = \frac{\sum k_{f,n} \cdot m_n}{\sum m_n}$

mit:

 $k_{f, ges}$ : Durchlässigkeitsbeiwert des gesamten Bohrprofils, gewichteter Mittelwert $k_{f, n}$ : Durchlässigkeitsbeiwert eines Teilbereichs im Bohrprofil, bestimmt aus Siebanalysen $m_n$ : Mächtigkeit des repräsentativen Teilbereichs

DB 25 UP: 1,5 – 4,5 m u. GOK



DB 25 UP: 4,5 – 8,5 m u. GOK

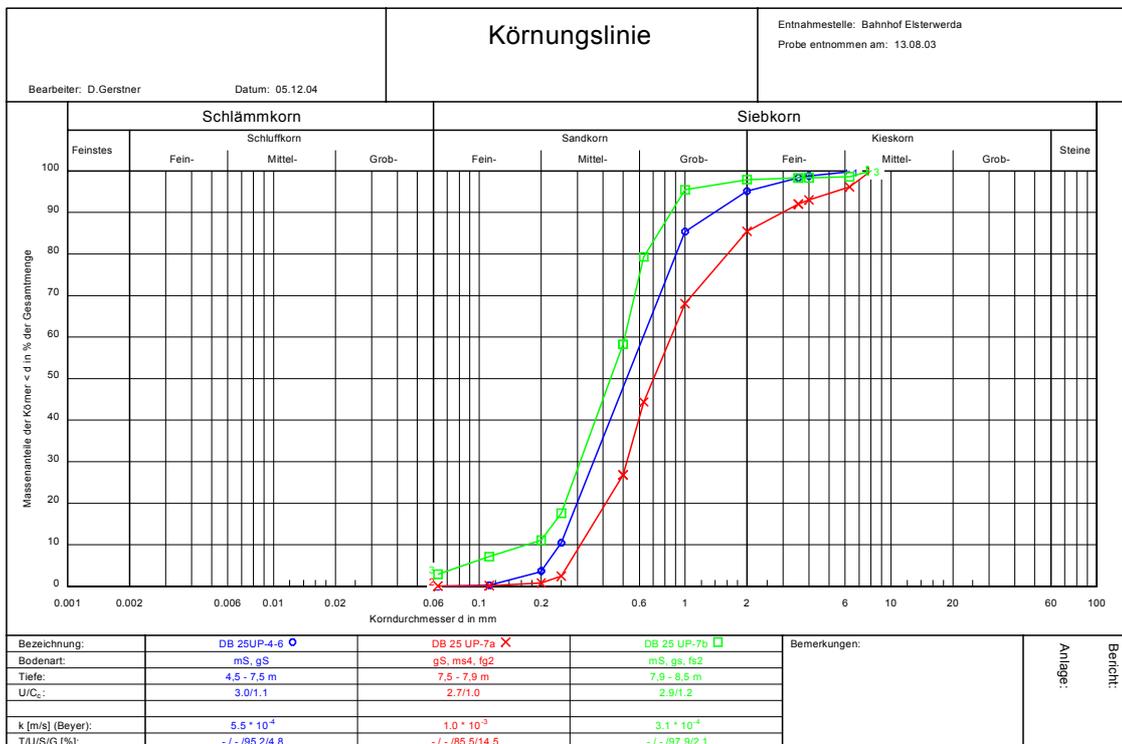
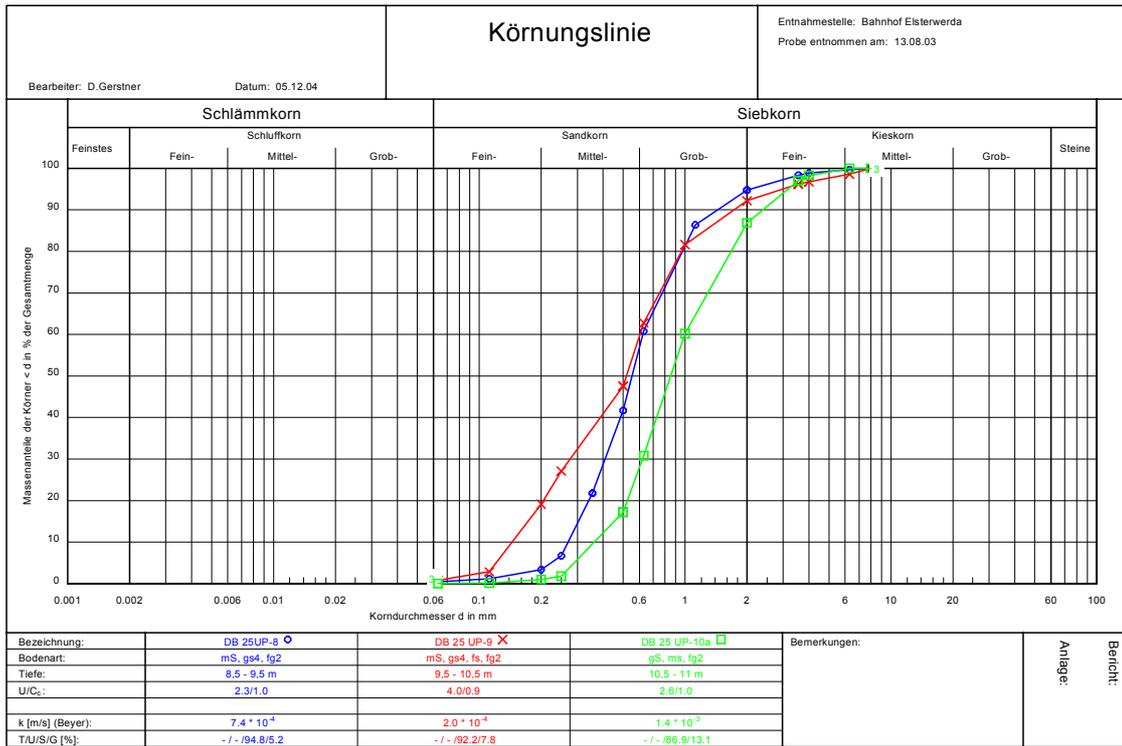


Abb. D-11: Siebkurven DB 25 UP: 1,5 – 8,5 m u. GOK

DB 25 UP: 8,5 – 11,0 m u. GOK



DB 25 UP: 11,0 – 13,5 m u. GOK

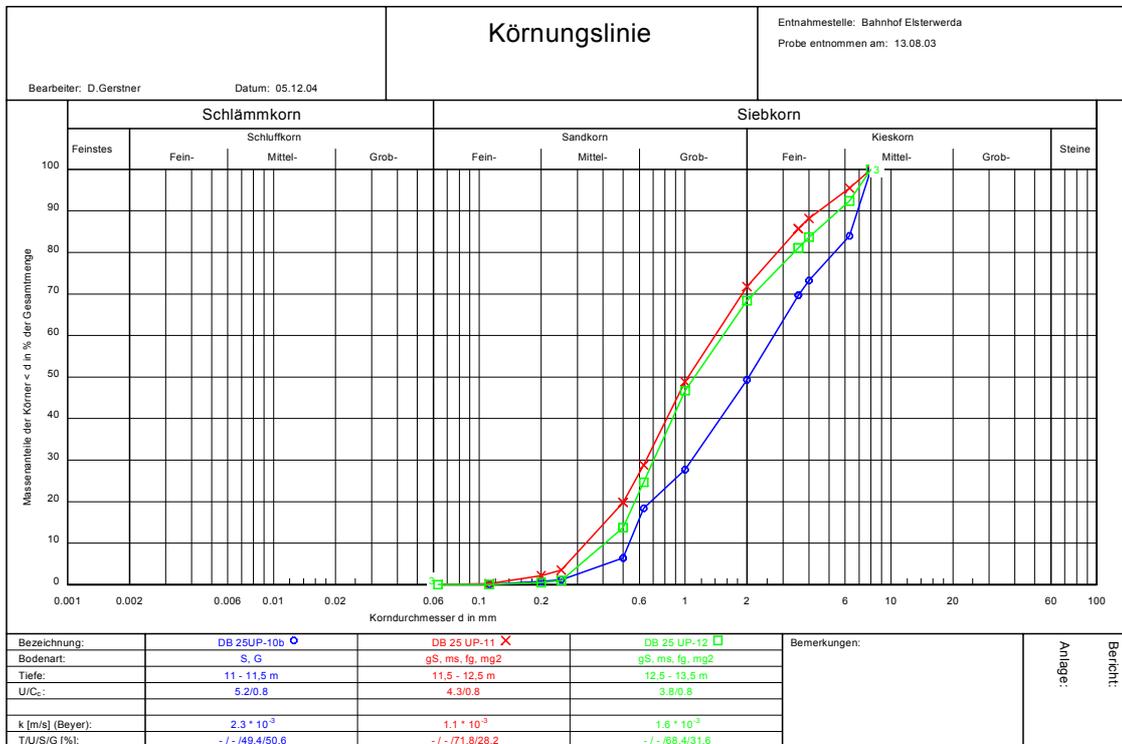
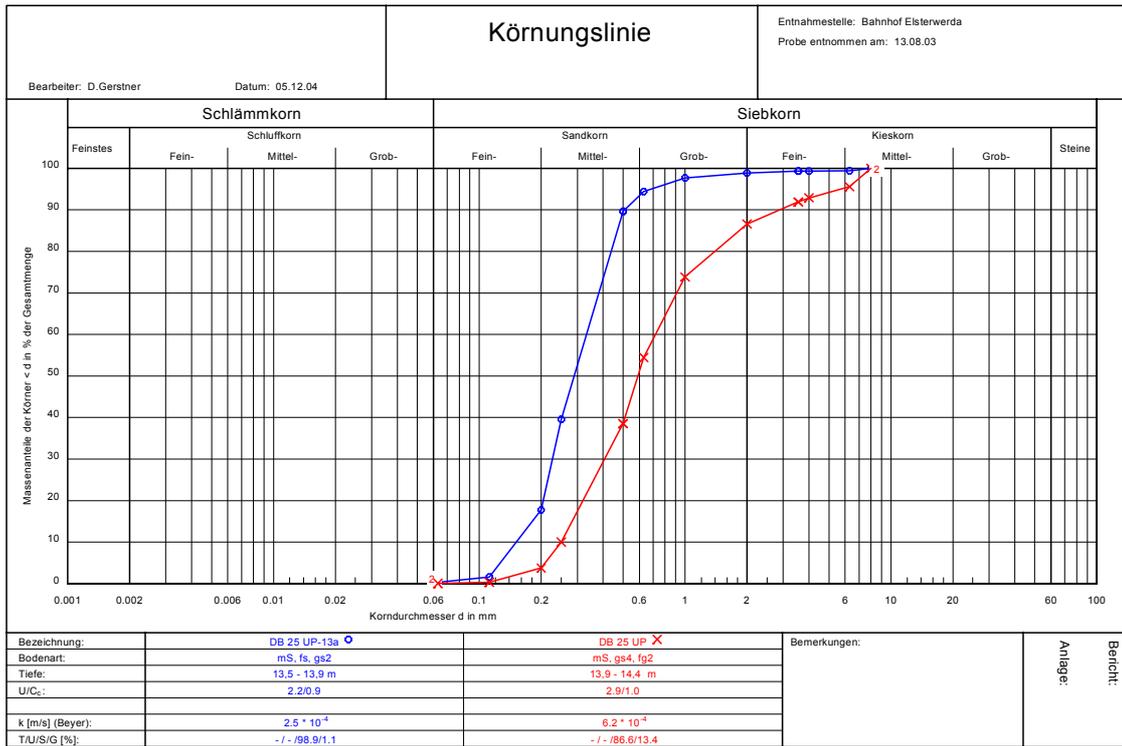


Abb. D-12: Siebkurven DB 25 UP: 8,5 - 13,5 m u. GOK

DB 25 UP: 13,5 – 14,4 m u. GOK



DB 32 OP: 3,0 – 6,0 m u. GOK

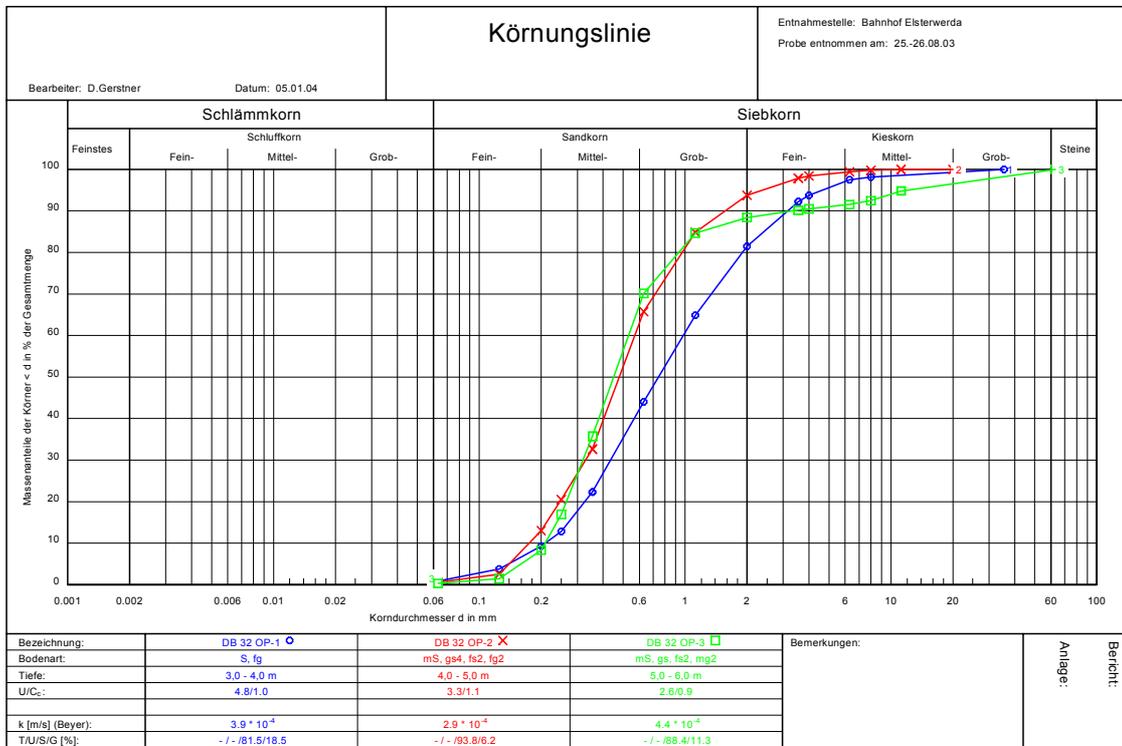
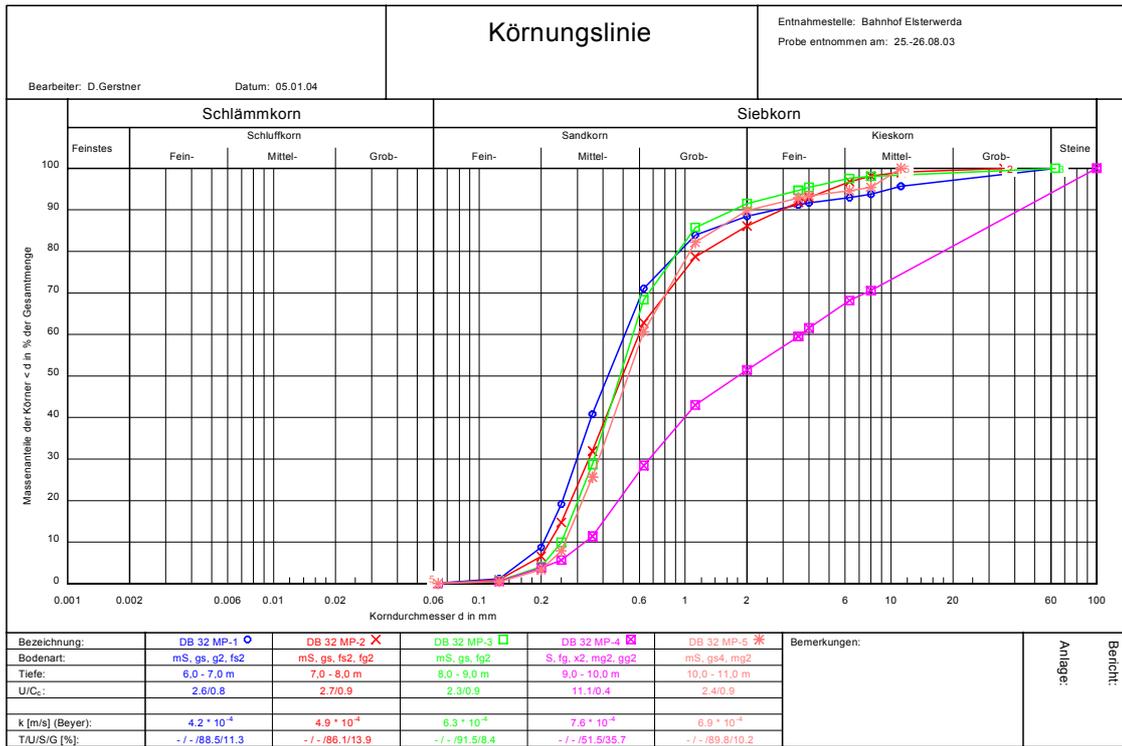


Abb. D-13: Siebkurven DB 25 UP: 13,5 - 14,4 m u. GOK; DB 32 OP 3,0 - 6,0 m u. GOK

DB 32 MP: 6,0 – 11,0 m u. GOK



DB 32 UP: 10,5 – 16,0 m u. GOK

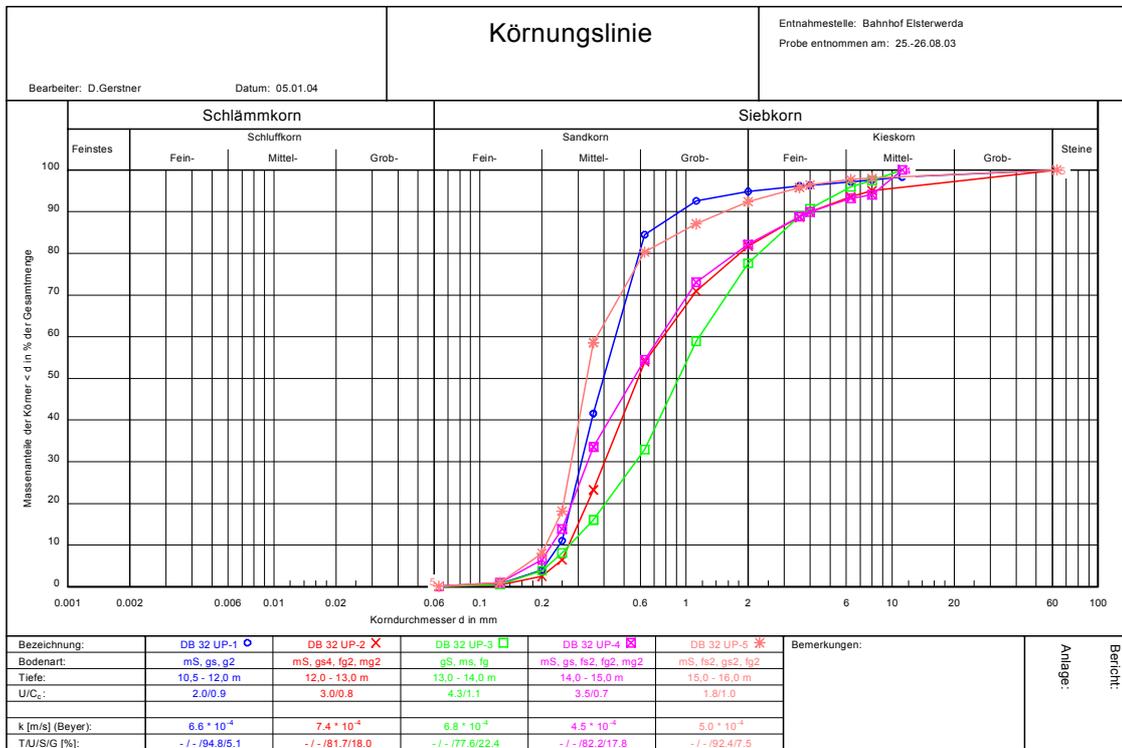


Abb. D-14: Siebkurven DB 32 OP 6,0-16,0 m u. GOK

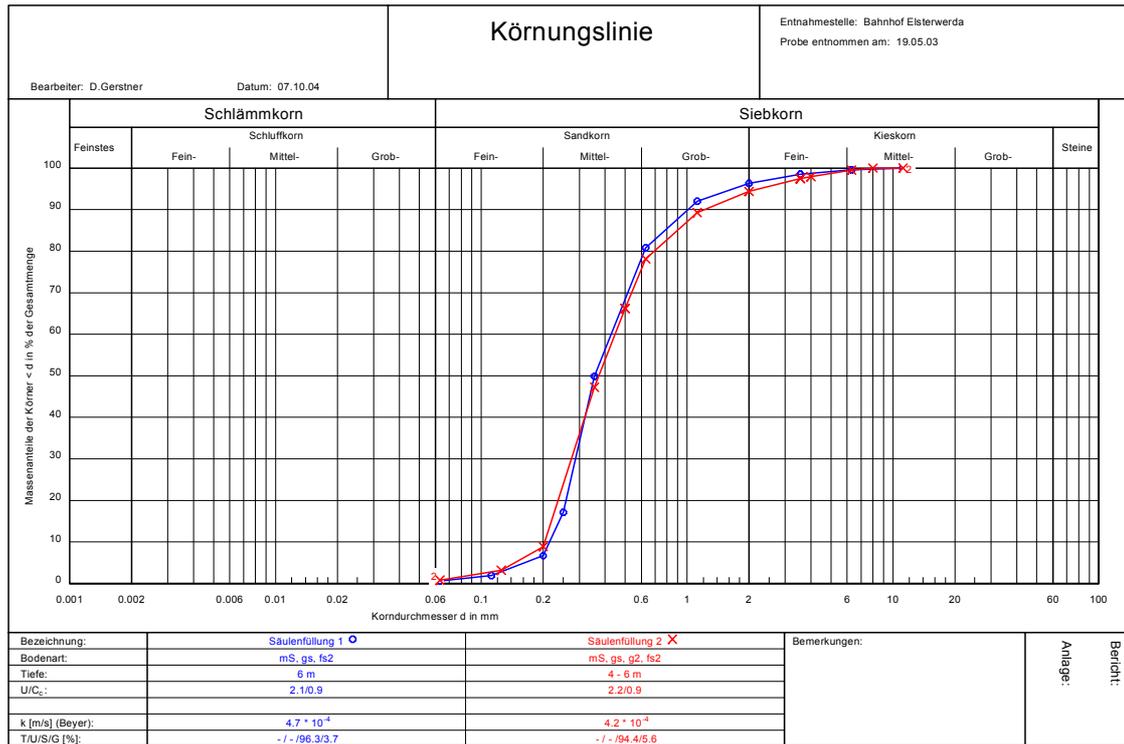


Abb. D-15: Siebkurven Säulenversuche (Entnahmebereich 4,0 – 6,0 m u. GOK)

Tab. D-5: Durchlässigkeitsbeiwerte ( $k_{f,vertikal}$ ) aus Darcyversuchen

DB 25 (GOK: 91,70 m NN)

| Teufe [m u.GOK]            |      | Teufe [m NN] |      | $k_{fv}$ [m/s] Darcy | $k_{fh}$ [m/s] Beyer | $k_{fh}$ [m/s] Hazen | $k_{fh(Beyer)}/k_{fv}$ | $k_{fh(Hazen)}/k_{fv}$ |
|----------------------------|------|--------------|------|----------------------|----------------------|----------------------|------------------------|------------------------|
| von                        | bis  | von          | bis  |                      |                      |                      |                        |                        |
| 1,5                        | 2,5  | 90,2         | 89,2 | 9,00E-06             | 5,50E-04             | 6,40E-04             | 61,1                   | 71,1                   |
| 2,5                        | 3,5  | 89,2         | 88,2 | n.b.                 | n.b.                 | n.b.                 | -                      | -                      |
| 3,5                        | 4,5  | 88,2         | 87,2 | 6,30E-06             | 1,52E-04             | 2,90E-04             | 24,0                   | 46,0                   |
| 4,5                        | 5,5  | 87,2         | 86,2 | 2,20E-05             |                      |                      | 25,0                   | 32,3                   |
| 5,5                        | 6,5  | 86,2         | 85,2 | 2,40E-04             | 5,50E-04             | 7,10E-04             | 2,3                    | 3,0                    |
| 6,5                        | 7,5  | 85,2         | 84,2 | 2,40E-04             |                      |                      | 2,3                    | 3,0                    |
| 7,5                        | 8,5  | 84,2         | 83,2 | 1,40E-04             | 6,55E-04             | 8,00E-04             | 4,7                    | 5,7                    |
| 8,5                        | 9,5  | 83,2         | 82,2 | 8,50E-05             | 7,40E-04             | 8,60E-04             | 8,7                    | 10,1                   |
| 9,5                        | 10,5 | 82,2         | 81,2 | 8,00E-05             | 2,00E-04             | 2,60E-04             | 2,5                    | 3,3                    |
| 10,5                       | 11,5 | 81,2         | 80,2 | 1,40E-04             | 1,85E-03             | 1,70E-03             | 13,2                   | 12,1                   |
| 11,5                       | 12,5 | 80,2         | 79,2 | 8,30E-05             | 1,10E-03             | 1,41E-03             | 13,3                   | 17,0                   |
| 12,5                       | 13,5 | 79,2         | 78,2 | 2,00E-04             | 1,60E-03             | 2,11E-03             | 8,0                    | 10,6                   |
| 13,5                       | 14,4 | 78,2         | 77,3 | n.b.                 | 4,35E-04             | 5,05E-04             | -                      | -                      |
| Minimum                    |      |              |      | 6,30E-06             | 1,52E-04             | 2,60E-04             | 2,3                    | 3,0                    |
| Maximum                    |      |              |      | 2,40E-04             | 1,85E-03             | 2,11E-03             | 61,1                   | 71,1                   |
| arithmetischer Mittelwert  |      |              |      | 1,13E-04             | 7,44E-04             | 8,92E-04             | 15,0                   | 19,5                   |
| Minimum*                   |      |              |      | 6,30E-06             | 1,52E-04             | 2,60E-04             | 2,3                    | 3,0                    |
| Maximum*                   |      |              |      | 2,40E-04             | 1,85E-03             | 2,11E-03             | 25,0                   | 46,0                   |
| arithmetischer Mittelwert* |      |              |      | 1,24E-04             | 7,62E-04             | 9,15E-04             | 10,4                   | 14,3                   |

**Bemerkungen:**

- $k_{fh}$ : horizontaler Durchlässigkeitsbeiwert
- $k_{fv}$ : vertikaler Durchlässigkeitsbeiwert
- n.b.: nicht bestimmt
- \*: statistische Kennwerte in grundwassergesättigter Zone, d.h. ab 3,5 m u. GOK
- arithmetische Mittelwerte, da mehrere Siebanalysen innerhalb eines Liners

Tab. D-6: Durchlässigkeitsbeiwerte aus Altunterlagen, Raum Elsterwerda

| $k_f$<br>[10 <sup>-4</sup> m/s] | Tiefe<br>[m u. GOK] | Methode  | Lokation  | MGWL<br>Verbreitung | Quelle  |
|---------------------------------|---------------------|--|---|---------------------|---|
| 1,4                             | 17,5                | Pumpversuch Cooper & Jacob, Theis                                  | Bahnhof Elsterwerda, Pumpversuch vom 19.02.1998, Entnahme: SB1, Messung: DB13 | 1                   | Datengrundlage für Neuberechnung:<br>GUT Umwelttechnik (1998)       |
| 2,6                             | k.A.                | Siebanalyse/ $k_f$ nach Beyer                                      | Kalksandsteinwerk nördlich Elsterwerda  | 1, 2                |   |
| 9                               | k.A.                | k.A. (Hydrogeologische Untersuchungen einschließlich Bohrarbeiten) | WW III Elsterwerda, unmittelbarer Fassungsbereich                             | 1, 2                | VEB Hydrogeologie Nordhausen (1986)                                 |
| 16,3                            | 17,5-19,3           | Siebanalyse/ $k_f$ nach Beyer                                      | WW III Elsterwerda, Brunnen 6   | 1, 2                | Bezirksstelle für Geologie beim Rat des<br>Bezirk Cottbus (1972, a) |
| 7,4                             | 19,3-22,8           | Siebanalyse/ $k_f$ nach Beyer                                      |   |                     |   |
| n.b.                            | 22,8-29,3           | Siebanalyse/ $k_f$ nach Beyer                                      |   |                     |   |
| 12,5                            | 29,3-33,8           | Siebanalyse/ $k_f$ nach Beyer                                      |   |                     |   |
| 2,42                            | 33,8-34,9           | Siebanalyse/ $k_f$ nach Beyer                                      |   |                     |   |
| 6,9                             | 34,9-41,8           | Siebanalyse/ $k_f$ nach Beyer                                      |   |                     |   |
| 7,1                             | 41,8-44,2           | Siebanalyse/ $k_f$ nach Beyer                                      |   |                     |   |
| 36,5                            | 44,2-50,0           | Siebanalyse/ $k_f$ nach Beyer                                      |   |                     |   |
| 11                              | 15                  | Pumpversuch: Dahlhaus  |   |                     |   |
| 10                              | ca. 50              | repräsentativer Wert (Erfahrungswert)                              |   |                     |   |
| 1,8                             | 27,0-28,0           | Siebanalyse/ $k_f$ nach Beyer                                      | WW III Elsterwerda, Brunnen 5   | 1, 2                |   |
| 5,4                             | 28,0-29,0           | Siebanalyse/ $k_f$ nach Beyer                                      |   |                     |   |
| 23                              | 29,0-37,5           | Siebanalyse/ $k_f$ nach Beyer                                      |   |                     |   |
| 33                              | 37,5-38,0           | Siebanalyse/ $k_f$ nach Beyer                                      |   |                     |   |
| 8                               | k.A.                | Pumpversuch  |   |                     |   |
| 10                              | ca. 50              | repräsentativer Wert (Erfahrungswert)                              |   |                     |   |
| 2,4                             | k.A.                | Pumpversuch: Dupuit  | WW Elsterwerda Reißdamm, Bg: 4/67   | 1                   |   |
| 2,8                             | k.A.                | Pumpversuch: Dahlhaus  |   |                     |   |
| 6,7                             | k.A.                | Siebanalyse/ $k_f$ nach Beyer                                      |   |                     |   |
| 8,2                             | k.A.                | Siebanalyse/ $k_f$ nach Zieschang                                  |   |                     |   |
| 3,2                             | k.A.                | Pumpversuch: Dupuit  | WW Elsterwerda Reißdamm, Bg: 26/67  | 1                   | Bezirksstelle für Geologie beim Rat des<br>Bezirk Cottbus (1972, b) |
| 3,2                             | k.A.                | Pumpversuch: Dahlhaus  |   |                     |   |
| 7                               | k.A.                | Siebanalyse/ $k_f$ nach Beyer                                      |   |                     |   |
| 4,5                             | k.A.                | Siebanalyse/ $k_f$ nach Zieschang                                  |   |                     |   |
| 6                               | k.A.                | Pumpversuch: Dupuit  | WW Elsterwerda Reißdamm, Bg: 27/67  | 1                   |   |
| 7,7                             | k.A.                | Pumpversuch: Dahlhaus  |   |                     |   |
| 8,8                             | k.A.                | Siebanalyse/ $k_f$ nach Beyer                                      |   |                     |   |
| 5,2                             | k.A.                | Siebanalyse/ $k_f$ nach Zieschang                                  |   |                     |   |
| 6                               | k.A.                | repräsentativer Wert für Einzugsgebiet                             |   |                     |   |
| 2,5-5                           | bis 33,5            | Siebanalyse/ $k_f$ nach Beyer                                      | WW Hohenleipisch, B: 5/88, 4/87   | 1, 2, 3             | VEB Hydrogeologie Nordhausen (1988)                                 |
| 6,5                             | 8,2-43,7            | Siebanalyse/ $k_f$ nach Beyer                                      | WW Döllingen, Bg Hy DLN 1/87  | 1, 2, 3             |   |
| 4,8                             | 17,9-43,7           | Siebanalyse/ $k_f$ nach Beyer                                      | WW Döllingen, Bg Hy DLN 3/87  | 1, 2, 3             |   |
| 3,5                             | 9,1-41,4            | Siebanalyse/ $k_f$ nach Beyer                                      | Modellrechnung WW Döllingen   | -                   |   |
| 5                               | k.A.                | Annahme Modell   |   |                     |   |
| 5,02                            | 8,1-34,5            | Neuberechnung gewichteter Mittelwert                               | Hohenleipisch, Bg: 4/87   | 1, 2, 3             | RdBez. Cottbus (1989)   |
| 5,2                             | 0-34,5              | Neuberechnung gewichteter Mittelwert                               |   |                     |   |
| 5,8                             | 0-8,1               | Neuberechnung gewichteter Mittelwert                               |   |                     |   |
| 1,75                            | 27-33,5             | Neuberechnung gewichteter Mittelwert                               | Hohenleipisch, Bg: 5/88   | 1, 2, 3             |   |
| 20,2                            | 8,1-33,5            | Neuberechnung gewichteter Mittelwert                               | Döllingen, Bg:1/87  | 1, 2, 3             |   |
| 4,8                             | 17,9-43,7           | Neuberechnung gewichteter Mittelwert                               | Döllingen, Bg:3/87  | 1, 2, 3             |   |
| 3,6                             | 9,16-41,4           | Neuberechnung gewichteter Mittelwert                               |   |                     |   |

## Anhang E Grundwasserbeschaffenheit

Tab. E-1: Analytikergebnisse Messstellengruppen: Physikochemische Parameter

| Parameter:                   | pH   | T [°C] | O <sub>2</sub> [mg/l] | E <sub>H</sub> [mV] | Lf [μS/cm] | pH                           | T [°C] | O <sub>2</sub> [mg/l] | E <sub>H</sub> [mV] | Lf [μS/cm] |
|------------------------------|------|--------|-----------------------|---------------------|------------|------------------------------|--------|-----------------------|---------------------|------------|
| <b>Datum: 14.-18.11.2005</b> |      |        |                       |                     |            | <b>Datum: 26.-27.02.2004</b> |        |                       |                     |            |
| DB 21 OP                     | 6,71 | 14,1   | 0,29                  | 121                 | 1165       | 6,55                         | 10,0   | 0,17                  | 31                  | 1021       |
| DB 21 MP                     | 6,08 | 11,9   | 0,00                  | 106                 | 873        | 5,89                         | 11,6   | 0,17                  | 80                  | 864        |
| DB 21 UP                     | 5,99 | 11,6   | 0,00                  | 43                  | 797        | 5,97                         | 11,5   | 0,21                  | 23                  | 811        |
| DB 25 OP                     | 6,60 | 13,3   | 4,69                  | 401                 | 479        | 6,87                         | 9,5    | 9,62                  | 373                 | 490        |
| DB 25 MP                     | 6,65 | 11,9   | 0,00                  | 214                 | 756        | 6,58                         | 12,2   | 0,23                  | 155                 | 734        |
| DB 25 UP                     | 6,33 | 11,7   | 0,00                  | 143                 | 1013       | 6,26                         | 12,5   | 0,90                  | 20                  | 909        |
| DB 30 OP                     | 6,49 | 13,5   | 0,17                  | 135                 | 369        | 6,45                         | 10,9   | 0,14                  | 57                  | 448        |
| DB 30 MP                     | 6,47 | 12,1   | 0,00                  | 161                 | 995        | 6,59                         | 12,1   | 0,16                  | 50                  | 970        |
| DB 30 UP                     | 6,04 | 11,9   | 0,00                  | 86                  | 1170       | 6,14                         | 11,8   | 0,21                  | 40                  | 880        |
| DB 32 OP                     | 6,50 | 14,3   | 0,25                  | 191                 | 810        | 6,39                         | 10,4   | 0,21                  | 101                 | 1044       |
| DB 32 MP                     | 6,12 | 12,5   | 0,69                  | 72                  | 880        | 6,01                         | 12,2   | 0,18                  | 64                  | 914        |
| DB 32 UP                     | 6,05 | 11,8   | 0,27                  | 79                  | 865        | 5,96                         | 11,8   | 0,20                  | 75                  | 867        |
| <b>Datum: 26.-28.04.2005</b> |      |        |                       |                     |            | <b>Datum: 26.11.2003</b>     |        |                       |                     |            |
| DB 21 OP                     | 6,67 | 10,1   | 0,13                  | 36                  | 1127       | 6,38                         | 12,6   | 0,20                  | 108                 | 992        |
| DB 21 MP                     | 6,02 | 11,8   | 0,18                  | 149                 | 917        | 5,74                         | 11,6   | 0,22                  | 155                 | 793        |
| DB 21 UP                     | 5,99 | 12,0   | 0,21                  | 154                 | 786        | 5,82                         | 12,3   | 0,17                  | 156                 | 799        |
| DB 25 OP                     | 6,60 | 9,50   | 6,91                  | 424                 | 471        | 6,25                         | 13,5   | 1,21                  | 376                 | 551        |
| DB 25 MP                     | 6,62 | 9,70   | 0,54                  | 252                 | 783        | 6,36                         | 12,3   | 0,24                  | 194                 | 758        |
| DB 25 UP                     | 6,31 | 9,60   | 0,32                  | 144                 | 1036       | 6,10                         | 11,9   | 0,21                  | 84                  | 909        |
| DB 30 OP                     | 6,69 | 10,3   | 0,13                  | -10                 | 268        | 6,52                         | 13,5   | 1,26                  | 156                 | 514        |
| DB 30 MP                     | 6,58 | 12,4   | 0,13                  | 169                 | 930        | 6,36                         | 12,1   | 0,18                  | 191                 | 884        |
| DB 30 UP                     | 6,10 | 12,3   | 0,16                  | 142                 | 1105       | 5,95                         | 11,9   | 0,21                  | 164                 | 860        |
| DB 32 OP                     | 6,63 | 10,0   | 0,16                  | 57                  | 1091       | 6,23                         | 14,0   | 0,12                  | 219                 | 863        |
| DB 32 MP                     | 6,13 | 11,6   | 0,34                  | 116                 | 879        | 5,88                         | 12,9   | 0,16                  | 134                 | 886        |
| DB 32 UP                     | 6,10 | 12,1   | 0,10                  | 155                 | 875        | 5,86                         | 12,0   | 0,30                  | 165                 | 850        |
| <b>Datum: 05.-07.10.2004</b> |      |        |                       |                     |            | <b>Datum: 22.-25.08.2003</b> |        |                       |                     |            |
| DB 21 OP                     | 6,69 | 14,5   | 0,18                  | 150                 | 1245       | 6,52                         | 14,5   | 0,13                  | 164                 | 987        |
| DB 21 MP                     | 5,97 | 11,9   | 0,17                  | 217                 | 866        | 5,94                         | 11,7   | 0,15                  | 201                 | 876        |
| DB 21 UP                     | 6,00 | 11,8   | 0,19                  | 237                 | 851        | 6,00                         | 11,8   | 0,17                  | 193                 | 865        |
| DB 25 OP                     | 6,58 | 13,8   | 3,30                  | 257                 | 533        | 6,63                         | 13,9   | 7,29                  | 364                 | 525        |
| DB 25 MP                     | 6,59 | 12,0   | 0,41                  | 255                 | 793        | 6,65                         | 11,8   | 0,19                  | 228                 | 851        |
| DB 25 UP                     | 6,31 | 11,9   | 0,39                  | 221                 | 940        | 6,40                         | 10,0   | 0,15                  | 152                 | 855        |
| DB 30 OP                     | 6,72 | 14,0   | 0,15                  | 130                 | 423        | 6,65                         | 13,1   | 0,85                  | 174                 | 493        |
| DB 30 MP                     | 6,59 | 12,3   | 0,72                  | 225                 | 927        | 6,55                         | 11,8   | 0,20                  | 216                 | 882        |
| DB 30 UP                     | 6,07 | 12,2   | 0,20                  | 224                 | 1112       | 6,14                         | 12,0   | 0,19                  | 187                 | 845        |
| DB 32 OP                     | 6,44 | 15,0   | 0,08                  | 189                 | 836        | 6,63                         | 14,6   | 0,45                  | 272                 | 982        |
| DB 32 MP                     | 6,09 | 12,3   | 0,39                  | 207                 | 895        | 6,28                         | 12,1   | 0,25                  | 199                 | 934        |
| DB 32 UP                     | 6,00 | 12,2   | 0,34                  | 221                 | 891        | 6,20                         | 12,1   | 0,30                  | 204                 | 867        |
| <b>Datum: 05.-08.04.2004</b> |      |        |                       |                     |            |                              |        |                       |                     |            |
| DB 21 OP                     | 6,59 | 9,7    | 0,14                  | 336                 | 1024       |                              |        |                       |                     |            |
| DB 21 MP                     | 5,42 | 11,4   | 1,36                  | 245                 | 750        |                              |        |                       |                     |            |
| DB 21 UP                     | 5,38 | 11,3   | 1,20                  | 246                 | 785        |                              |        |                       |                     |            |
| DB 25 OP                     | 6,79 | 9,6    | 9,54                  | 390                 | 488        |                              |        |                       |                     |            |
| DB 25 MP                     | 6,63 | 12,1   | 0,46                  | 386                 | 702        |                              |        |                       |                     |            |
| DB 25 UP                     | 6,29 | 12,2   | 0,52                  | 359                 | 850        |                              |        |                       |                     |            |
| DB 30 OP                     | 6,66 | 10,8   | 0,20                  | 402                 | 476        |                              |        |                       |                     |            |
| DB 30 MP                     | 6,57 | 12,4   | 0,16                  | 407                 | 860        |                              |        |                       |                     |            |
| DB 30 UP                     | 6,11 | 12,3   | 0,20                  | 375                 | 831        |                              |        |                       |                     |            |
| DB 32 OP                     | 6,51 | 10,1   | 0,47                  | 14                  | 897        |                              |        |                       |                     |            |
| DB 32 MP                     | 6,11 | 12,1   | 0,61                  | 355                 | 852        |                              |        |                       |                     |            |
| DB 32 UP                     | 6,05 | 12,2   | 1,28                  | 363                 | 797        |                              |        |                       |                     |            |

**Tab. E-2:** Analytikergenergebnisse Messstellengruppen: Kat- und Anionen, organische Inhaltstoffe, Gase

| Parameter                                   | Dimension | DB 21 OP | DB 21 MP | DB 21 UP | DB 25 OP | DB 25 MP | DB 25 UP | DB 30 OP | DB 30 MP | DB 30 UP | DB 32 OP | DB 32 MP | DB 32 UP |
|---|-----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| <b>Datum: 14.-18.11.2005, Analytik: LWU</b> |           |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |
| MKW   | mg/l      | 1,58     | <0,01    | <0,01    | -        | -        | -        | 3,34     | <0,01    | <0,01    | <0,01    | <0,01    | <0,01    |
| KW Index                                    | mg/l      | 0,10     | <0,1     | <0,1     | <0,1     | <0,1     | <0,1     | 0,89     | <0,1     | <0,1     | 0,15     | <0,1     | <0,1     |
| Benzen                                      | µg/l      | 13164    | 11,9     | <4       | <4       | <4       | <4       | 67,2     | <4       | <4       | 27,3     | <4       | <4       |
| Toluol                                      | µg/l      | 7186     | 18,7     | <4       | <4       | <4       | <4       | 457      | <4       | <4       | 14,4     | <4       | <4       |
| Ethylbenzen                                 | µg/l      | 1911     | 4,70     | <4       | <4       | <4       | <4       | 999      | <4       | <4       | 89,8     | <4       | <4       |
| m-,p-Xylen                                  | µg/l      | 4863     | 19,0     | <4       | <4       | <4       | <4       | 3071     | <4       | <4       | 375      | <4       | <4       |
| o-Xylen                                     | µg/l      | 1621     | 7,39     | <4       | <4       | <4       | <4       | 672      | <4       | <4       | 72,1     | <4       | <4       |
| BTEX gesamt                                 | µg/l      | 28745    | 61,7     |          |          |          |          | 5266     |          |          | 579      |          |          |
| Eisen <sup>2+</sup>                         | mg/l      | 5,35     | 38,25    | 45,65    | <0,005   | 0,92     | 19,22    | 1,18     | 4,79     | 53,0     | 2,43     | 29,1     | 42,25    |
| Eisen <sup>3+</sup>                         | mg/l      | 0,41     | 1,8      | 3,45     | 0,081    | 0,45     | 1,88     | 0,37     | 0,46     | 6,40     | 0,62     | 6,40     | 10,25    |
| Eisen ges.                                  | mg/l      | 5,76     | 40,0     | 49,1     | 0,081    | 1,37     | 21,1     | 1,55     | 5,25     | 59,4     | 3,05     | 35,5     | 52,5     |
| Mangan <sup>2+</sup>                        | mg/l      | 0,37     | 1,14     | 1,27     | <0,005   | <0,005   | 0,64     | 0,26     | 0,17     | 1,54     | 0,19     | 0,78     | 1,34     |
| Mangan ges.                                 | mg/l      | 0,39     | 1,14     | 1,27     | 0,023    | 0,010    | 0,64     | 0,27     | 0,17     | 1,55     | 0,20     | 1,35     | 1,35     |
| Nitrat                                      | mg/l      | <1       | <1       | <1       | 8,01     | <1       | <1       | <1       | <1       | <1       | 2,43     | <1       | <1       |
| Sulfat                                      | mg/l      | 227      | 227      | 200      | 86,9     | 166      | 249      | 42,6     | 260      | 319      | 230      | 207      | 212      |
| Nitrit                                      | mg/l      | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    |
| o-Phosphat                                  | mg/l      | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    |
| H <sub>2</sub> S                            | mg/l      | <0,01    | <0,01    | <0,01    | <0,01    | <0,01    | <0,01    | 0,01     | <0,01    | <0,01    | <0,01    | <0,01    | <0,01    |
| Ammonium                                    | mg/l      | 0,68     | 1,46     | 1,16     | 0,08     | 0,07     | 1,20     | 0,07     | 1,05     | 1,79     | 0,17     | 1,85     | 1,55     |
| HCO <sub>3</sub>                            | mg/l      | 421      | 91,5     | 73,2     | 137      | 214      | 149      | 183      | 165      | 104      | 183      | 91,5     | 91,5     |
| Gesamthärte                                 | mgCaO/l   | 306      | 174      | 143      | 126      | 178      | 225      | 92       | 244      | 245      | 244      | 162      | 161      |
| Carbonathärte                               | mg/l      | 193      | 42,0     | 33,6     | 63,0     | 98,0     | 68,6     | 84,0     | 75,6     | 47,6     | 84,0     | 42,0     | 42,0     |
| CO <sub>2</sub> gelöst                      | mg/l      | 79,2     | 150      | 163      | 44,0     | 61,6     | 114      | 44,0     | 79,2     | 194      | 61,6     | 119      | 150      |
| SiO <sub>2</sub>                            | mg/l      | 2,9      | 8,3      | 10,1     | 10,7     | 5,1      | 9,09     | 6,89     | 8,11     | 7,94     | 4,96     | 6,61     | 9,26     |
| Methan                                      | µg/l      | 13,0     | 15,34    | 9,03     | 6,42     | 4,58     | 5,26     | 5,96     | 15,38    | 25,27    | <3       | 24,97    | 26,47    |
| <b>Datum: 26.-28.04.2005</b>                |           |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |
| MKW   | mg/l      | 2,69     | <0,01    | <0,01    | -        | -        | -        | 3,13     | <0,01    | <0,01    | 0,20     | <0,01    | <0,01    |
| KW Index                                    | mg/l      | <0,1     | <0,1     | <0,1     | <0,1     | <0,1     | <0,1     | 0,12     | <0,1     | <0,1     | 0,11     | <0,1     | <0,1     |
| Benzen                                      | µg/l      | 5187     | <4       | <4       | <4       | <4       | <4       | 25,6     | <4       | <4       | 82,3     | <4       | <4       |
| Toluol                                      | µg/l      | 3071     | <4       | <4       | <4       | <4       | <4       | 409      | <4       | <4       | 30,7     | <4       | <4       |
| Ethylbenzen                                 | µg/l      | 1294     | <4       | <4       | <4       | <4       | <4       | 1069     | <4       | <4       | 211      | <4       | <4       |
| m-,p-Xylen                                  | µg/l      | 3365     | <4       | <4       | <4       | <4       | <4       | 4112     | <4       | <4       | 807      | <4       | <4       |
| o-Xylen                                     | µg/l      | 637      | <4       | <4       | <4       | <4       | <4       | 939      | <4       | <4       | 177      | <4       | <4       |
| BTEX gesamt                                 | µg/l      | 13554    |          |          |          |          |          | 6555     |          |          | 1308     |          |          |
| Eisen <sup>2+</sup>                         | mg/l      | 6,89     | 41,6     | 45,45    | 0,023    | 0,02     | 21,8     | 1,16     | 4,64     | 53,7     | 2,26     | 33,4     | 48,2     |
| Eisen <sup>3+</sup>                         | mg/l      | 1,04     | 11,0     | 6,35     | <0,005   | 1,03     | 1,25     | 0,02     | 0,34     | 3,81     | <0,005   | 2,41     | 2,24     |
| Eisen ges.                                  | mg/l      | 7,93     | 52,6     | 51,8     | 0,023    | 1,05     | 23,05    | 1,18     | 4,98     | 57,5     | 2,26     | 35,8     | 50,4     |
| Mangan <sup>2+</sup>                        | mg/l      | 0,39     | 1,37     | 1,29     | <0,005   | <0,005   | 0,65     | 0,25     | 0,15     | 1,6      | 0,33     | 0,77     | 1,35     |
| Mangan ges.                                 | mg/l      | 0,39     | 1,43     | 1,33     | <0,005   | <0,005   | 0,65     | 0,25     | 0,15     | 1,6      | 0,33     | 0,77     | 1,35     |
| Nitrat                                      | mg/l      | 7,22     | <1       | <1       | 4,66     | <1       | <1       | 9,34     | 1,19     | 2,86     | 2,45     | <1       | <1       |
| Sulfat                                      | mg/l      | 289      | 333      | 286      | 140      | 229      | 338      | 61,2     | 303      | 499      | 375      | 252      | 358      |
| Nitrit                                      | mg/l      | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    |
| o-Phosphat                                  | mg/l      | 0,06     | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    |
| H <sub>2</sub> S                            | mg/l      | <0,01    | <0,01    | <0,01    | <0,01    | <0,01    | <0,01    | <0,01    | <0,01    | <0,01    | <0,01    | <0,01    | <0,01    |
| Ammonium                                    | mg/l      | 1,34     | 1,69     | 1,48     | 0,02     | 0,04     | 1,38     | 0,07     | 1,17     | 1,44     | 0,17     | 1,68     | 1,44     |
| HCO <sub>3</sub>                            | mg/l      | 342      | 94,5     | 57,9     | 116      | 165      | 140      | 171      | 162      | 101      | 207      | 73,2     | 82,4     |
| Gesamthärte                                 | mgCaO/l   | 302      | 186      | 158      | 125      | 186      | 231      | 95       | 242      | 243      | 321      | 168      | 164      |
| Carbonathärte                               | mg/l      | 157      | 43,4     | 26,6     | 53,2     | 75,6     | 64,4     | 78,4     | 74,2     | 46,2     | 95,2     | 33,6     | 37,8     |
| CO <sub>2</sub> gelöst                      | mg/l      | 106      | 203      | 176      | 17,1     | 9,6      | 12,9     | 37,8     | 79,2     | 192      | 123      | 150      | 189      |
| SiO <sub>2</sub>                            | mg/l      | 10,4     | 13,5     | 15,8     | 32,1     | 67,3     | 144      | 10,9     | 12,7     | 13,6     | 9,3      | 12,5     | 16,1     |
| Methan                                      | µg/l      | 14,8     | 38,0     | 16,8     | 6,09     | 4,40     | 21,0     | 6,05     | 16,2     | 24,0     | 5,84     | 26,6     | 29,1     |

| Parameter  | Dimension | DB 21 OP | DB 21 MP | DB 21 UP | DB 25 OP | DB 25 MP | DB 25 UP | DB 30 OP | DB 30 MP | DB 30 UP | DB 32 OP | DB 32 MP | DB 32 UP |
|--|-----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| <b>Datum: 09.12.2005, Nachbeprobung, Analytik: LWU</b> |           |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |
| MKW  | mg/l      |          | <0,01    |          |          |          |          |          |          |          |          | <0,01    | <0,01    |
| KW-Index   | mg/l      |          | <0,1     |          |          |          |          |          |          |          |          | n.b.     | n.b.     |
| Benzen   | µg/l      |          | <4       |          |          |          |          |          |          |          |          | <4       | <4       |
| Toluol   | µg/l      |          | <4       |          |          |          |          |          |          |          |          | <4       | <4       |
| Ethylbenzen  | µg/l      |          | <4       |          |          |          |          |          |          |          |          | <4       | <4       |
| m-,p-Xylen   | µg/l      |          | <4       |          |          |          |          |          |          |          |          | <4       | <4       |
| o-Xylen  | µg/l      |          | <4       |          |          |          |          |          |          |          |          | <4       | <4       |
| BTEX gesamt  | µg/l      | n.b.     |          | n.b.     |          |          |
| CO <sub>2</sub> gelöst                                 | mg/l      |          | 212      |          |          |          |          |          |          |          |          | 154      | 180      |
| Ammonium   | mg/l      |          | 1,17     |          |          |          |          |          |          |          |          | 2,14     | 1,73     |
| Nitrat   | mg/l      |          | <1       |          |          |          |          |          |          |          |          | <1       | <1       |
| Nitrit   | mg/l      |          | <0,05    |          |          |          |          |          |          |          |          | <0,05    | <0,05    |
| Sulfat   | mg/l      |          | 366      |          |          |          |          |          |          |          |          | 351      | 288      |
| o-Phosphat   | mg/l      |          | 0,08     |          |          |          |          |          |          |          |          | 0,15     | <0,05    |
| Methan   | µg/l      |          | n.b.     |          |          |          |          |          |          |          |          | n.b.     | n.b.     |
| <b>Datum: 05.-07.10.2004, Analytik: LWU</b>            |           |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |
| MKW  | mg/l      | 0,57     | <0,01    | <0,01    | -        | -        | -        | 1,47     | <0,01    | <0,01    | 1,78     | 0,94     | 0,25     |
| KW Index   | mg/l      | 0,10     | 0,27     | 0,29     | <0,1     | <0,1     | <0,1     | <0,1     | <0,1     | <0,1     | <0,1     | <0,1     | <0,1     |
| Benzen   | µg/l      | 2120     | 11,6     | <4       | <4       | <4       | <4       | 152      | <4       | <4       | 1319     | <4       | <4       |
| Toluol   | µg/l      | 827      | <4       | <4       | <4       | <4       | <4       | 1341     | <4       | <4       | 367      | 6,76     | <4       |
| Ethylbenzen  | µg/l      | 293      | 4,56     | <4       | <4       | <4       | <4       | 709      | <4       | <4       | 1632     | 5,99     | <4       |
| m-,p-Xylen   | µg/l      | 974      | <4       | <4       | <4       | <4       | <4       | 3968     | <4       | <4       | 622      | 14,9     | <4       |
| o-Xylen  | µg/l      | 220      | <4       | <4       | <4       | <4       | <4       | 1173     | <4       | <4       | 186      | 7,99     | <4       |
| BTEX gesamt  | µg/l      | 4434     | 16,2     |          |          |          |          | 7343     |          |          | 4126     | 35,6     |          |
| Eisen <sup>2+</sup>                                    | mg/l      | 5,59     | 44,2     | 45,9     | 0,008    | 0,87     | 14,2     | 2,01     | 4,34     | 47,1     | 0,96     | 31,7     | 46,2     |
| Eisen <sup>3+</sup>                                    | mg/l      | 1,05     | 4,49     | 4,88     | 0,012    | 0,66     | 1,41     | 0,70     | 0,26     | 3,46     | 0,36     | 5,12     | 3,95     |
| Eisen ges.   | mg/l      | 6,64     | 48,7     | 50,8     | 0,02     | 1,53     | 15,6     | 2,71     | 4,60     | 50,6     | 1,32     | 36,8     | 50,2     |
| Mangan <sup>2+</sup>                                   | mg/l      | 0,21     | 1,25     | 1,35     | <0,005   | <0,005   | 0,46     | 0,24     | 0,15     | 1,35     | 0,12     | 0,79     | 1,33     |
| Mangan ges.  | mg/l      | 0,21     | 1,37     | 1,35     | <0,005   | <0,005   | 0,46     | 0,25     | 0,16     | 1,36     | 0,14     | 0,81     | 1,37     |
| Nitrat   | mg/l      | <1       | <1       | <1       | 5,00     | <1       | 3,12     | 1,62     | <1       | <1       | <1       | 1,68     | <1       |
| Sulfat   | mg/l      | 412      | 364      | 304      | 215      | 291      | 329      | 64,5     | 425      | 459      | 390      | 336      | 321      |
| Nitrit   | mg/l      | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    |
| o-Phosphat   | mg/l      | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    |
| H <sub>2</sub> S                                       | mg/l      | <0,01    | <0,01    | <0,01    | <0,01    | <0,01    | <0,01    | <0,01    | <0,01    | <0,01    | <0,01    | <0,01    | <0,01    |
| Ammonium   | mg/l      | 0,81     | 1,48     | 1,56     | 0,03     | 0,10     | 1,47     | 0,11     | 0,69     | 1,87     | 0,19     | 1,71     | 1,71     |
| HCO <sub>3</sub>                                       | mg/l      | 271      | 64,0     | 61,0     | 122      | 143      | 137      | 159      | 183      | 91,5     | 162      | 79,3     | 76,2     |
| Gesamthärte  | mgCaO/l   | 303      | 160      | 153      | 160      | 154      | 182      | 100      | 220      | 235      | 242      | 173      | 174      |
| Carbonathärte  | mg/l      | 125      | 29,4     | 28,0     | 56,0     | 65,8     | 63,0     | 72,8     | 84,0     | 42,0     | 74,2     | 36,4     | 35,0     |
| CO <sub>2</sub> gelöst                                 | mg/l      | 103      | 171      | 174      | 59,8     | 44,0     | 120      | 57,2     | 92,4     | 198      | 92,4     | 158      | 176      |
| SiO <sub>2</sub>                                       | mg/l      | 10,7     | 10,9     | 8,8      | 14,8     | 7,8      | 10,8     | 10,2     | 9,9      | 9,1      | 8,3      | 10,7     | 13,7     |
| Methan   | µg/l      | 16       | 45       | 48       | <3       | <3       | 33       | 5,3      | 25       | 48       | 8,6      | 37       | 42       |
| <b>Datum: 05.-08.04.2004, Analytik: LWU</b>            |           |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |
| MKW  | mg/l      | 0,16     | <0,01    | <0,01    | <0,01    | -        | -        | 0,89     | <0,01    | <0,01    | 1,38     | 0,08     | 0,08     |
| KW Index   | mg/l      | <0,1     | <0,1     | <0,1     | <0,1     | <0,1     | <0,1     | <0,1     | <0,1     | <0,1     | <0,1     | <0,1     | <0,1     |
| Benzen   | µg/l      | 2120     | 11,6     | <4       | <4       | <4       | <4       | 245      | <4       | <4       | 12,7     | <4       | <4       |
| Toluol   | µg/l      | 1423     | 35,7     | <4       | <4       | <4       | <4       | 1996     | <4       | <4       | 1021     | 14,2     | <4       |
| Ethylbenzen  | µg/l      | 293      | 4,56     | <4       | <4       | <4       | <4       | 582      | <4       | <4       | 388      | 6,22     | <4       |
| m-,p-Xylen   | µg/l      | 1062     | 17,3     | <4       | <4       | <4       | <4       | 4380     | <4       | <4       | 1732     | 19,3     | <4       |
| o-Xylen  | µg/l      | 464      | 8,00     | <4       | <4       | <4       | <4       | 1519     | <4       | <4       | 806      | 11,6     | <4       |
| BTEX gesamt  | µg/l      | 5362     | 77,16    |          |          |          |          | 8722     |          |          | 3960     | 51,3     |          |
| Eisen <sup>2+</sup>                                    | mg/l      | 5,52     | 47,7     | 47,1     | <0,005   | 1,14     | 14,3     | 2,45     | 3,66     | 33,8     | 0,59     | 36,8     | 49,1     |
| Eisen <sup>3+</sup>                                    | mg/l      | <0,005   | 2,80     | 1,80     | <0,005   | 0,025    | 2,90     | <0,005   | 0,05     | 1,35     | <0,005   | 2,50     | 0,85     |
| Eisen ges.   | mg/l      | 5,52     | 50,5     | 48,9     | <0,005   | 1,17     | 17,2     | 2,45     | 3,71     | 35,2     | 0,59     | 39,3     | 50,0     |

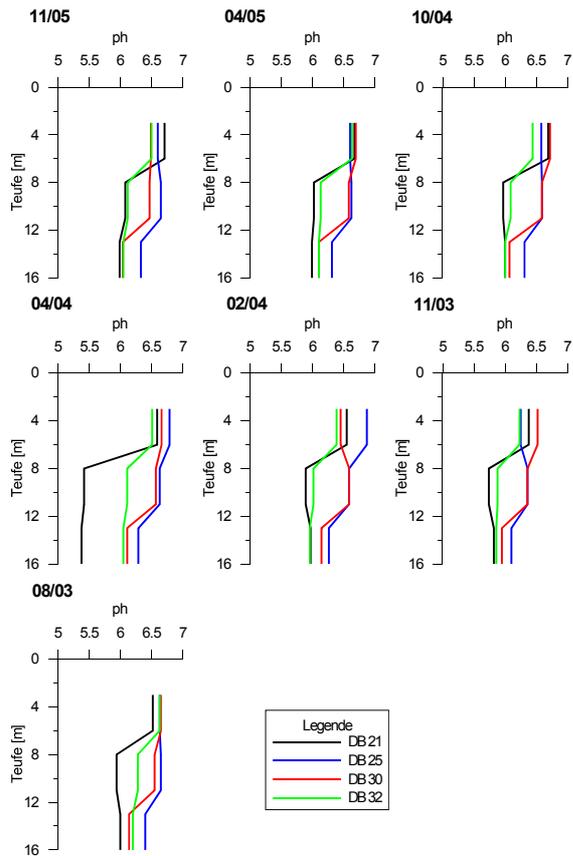
| Parameter                                     | Dimension | DB 21 OP | DB 21 MP | DB 21 UP | DB 25 OP | DB 25 MP | DB 25 UP | DB 30 OP | DB 30 MP | DB 30 UP | DB 32 OP | DB 32 MP | DB 32 UP |
|---|-----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| Mangan <sup>2+</sup>                          | mg/l      | 0,19     | 1,32     | 1,29     | <0,005   | 0,007    | 0,50     | 0,23     | 0,12     | 0,96     | 0,19     | 0,86     | 1,35     |
| Mangan ges.                                   | mg/l      | 0,19     | 1,35     | 1,30     | <0,005   | 0,008    | 0,51     | 0,23     | 0,12     | 0,96     | 0,19     | 0,86     | 1,36     |
| Nitrat  | mg/l      | <1       | <1       | <1       | 11,3     | <1       | <1       | 5,54     | <1       | <1       | 3,54     | <1       | <1       |
| Sulfat  | mg/l      | 256      | 309      | 287      | 127      | 234      | 282      | 111      | 251      | 313      | 341      | 289      | 290      |
| Nitrit  | mg/l      | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    |
| o-Phosphat                                    | mg/l      | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    |
| H <sub>2</sub> S                              | mg/l      | <0,01    | <0,01    | <0,01    | <0,01    | <0,01    | <0,01    | 0,03     | <0,01    | <0,01    | <0,01    | <0,01    | <0,01    |
| Ammonium                                      | mg/l      | 0,63     | 0,56     | 1,34     | <0,005   | 0,09     | 1,46     | 0,17     | 0,53     | 1,64     | 0,12     | 2,43     | 1,58     |
| HCO <sub>3</sub>                              | mg/l      | 214      | 64,1     | 61,0     | 88,5     | 140      | 134      | 131      | 210      | 94,6     | 189      | 88,5     | 85,4     |
| Gesamthärte                                   | mgCaO/l   | 270      | 241      | 140      | 131      | 126      | 193      | 106      | 206      | 177      | 259      | 212      | 163      |
| Carbonathärte                                 | mg/l      | 98,0     | 29,4     | 28,0     | 40,6     | 64,4     | 61,6     | 60,2     | 96,6     | 43,4     | 86,8     | 40,6     | 39,2     |
| CO <sub>2</sub> gelöst                        | mg/l      | 96,8     | 170      | 158      | 23,8     | 46,7     | 123      | 49,3     | 84,5     | 151      | 124      | 223      | 251      |
| SiO <sub>2</sub>                              | mg/l      | 10,8     | 13,9     | 15,2     | 16,1     | 9,6      | 13,0     | 11,6     | 10,8     | 14,8     | 8,6      | 12,1     | 15,9     |
| Methan  | µg/l      | 14       | 43       | 41       | <3       | 3,5      | 28       | <3       | 9,5      | 52       | 4,4      | 40       | 39       |
| <b>Datum: 26.-27.02.2004</b>                  |           |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |
| <b>Analytik: LWU</b>                          |           |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |
| Benzen  | µg/l      | 2247     |          |          |          |          |          | 251      |          |          | 110      | <4       |          |
| Toluol  | µg/l      | 1698     |          |          |          |          |          | 5280     |          |          | 3651     | <4       |          |
| Ethylbenzen                                   | µg/l      | 69,6     | n.b.     | n.b.     | n.b.     | n.b.     | n.b.     | 1257     | n.b.     | n.b.     | 626      | <4       | n.b.     |
| m-,p-Xylen                                    | µg/l      | 1660     |          |          |          |          |          | 7980     |          |          | 3267     | <4       |          |
| o-Xylen                                       | µg/l      | 773      |          |          |          |          |          | 3747     |          |          | 1660     | <4       |          |
| BTEX gesamt                                   | µg/l      | 6448     |          |          |          |          |          | 18515    |          |          | 9314     |          |          |
| <b>Analytik: TU-Berlin</b>                    |           |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |
| Chlorid                                       | mg/l      | 41,95    | 49,56    | 44,89    | 9,86     | 17,18    | 42,2     | 11,89    | 40,76    | 52,34    | 28,94    | 66,42    | 51,65    |
| Fluorid                                       | mg/l      | 0,06     | n.n.     | n.n.     | 0,44     | 0,65     | n.n.     | 0,41     | 0,88     | n.n.     | 1,34     | n.n.     | 0,49     |
| Nitrat  | mg/l      | 0,94     | 0,66     | 0,72     | 15,06    | 0,64     | 0,71     | 2,33     | 0,93     | n.n.     | 2,87     | 0,68     | 0,83     |
| Sulfat  | mg/l      | 355,39   | 415,62   | 356,89   | 177,72   | 289,62   | 320,56   | 129      | 359,8    | 364,76   | 479,23   | 506,53   | 379,52   |
| Hydrogenkarbonat                              | mg/l      | 274,545  | 79,313   | 85,414   | 109,818  | 128,121  | 146,424  | 158,626  | 186,0805 | 103,717  | 195,232  | 97,616   | 91,515   |
| Natrium                                       | mg/l      | 36       | 40       | 39       | 28       | 44       | 53       | 33       | 58       | 56       | 37       | 36       | 40       |
| Kalium  | mg/l      | 14,82    | 6,49     | 3,69     | 3,85     | 14,61    | 10,21    | 6,96     | 16,48    | 8,61     | 26,71    | 19,77    | 8,31     |
| Calcium                                       | mg/l      | 104,32   | 70,07    | 62,57    | 45,9     | 66,33    | 84,81    | 42,68    | 96,69    | 77,13    | 134,97   | 72,29    | 74,03    |
| Magnesium                                     | mg/l      | 26,79    | 17,12    | 13,93    | 13,64    | 14,85    | 18,26    | 10,27    | 20,9     | 17,6     | 22,61    | 21,14    | 15,85    |
| Eisen <sup>2+</sup>                           | mg/l      | 4,41     | 42,2     | 42,7     | n.b.     | 1,11     | 19,44    | 3,64     | 3,48     | 27,39    | 0,9      | 30,36    | 41,4     |
| Eisen <sup>3+</sup>                           | mg/l      | 0,2      | 0,03     | 0,01     | n.b.     | 0,33     | 0        | 0,88     | 0,06     | 2,86     | 0,13     | 0,41     | 0,04     |
| Eisen ges.                                    | mg/l      | 4,61     | 42,23    | 42,71    | 0,13     | 1,44     | 19,44    | 4,52     | 3,54     | 30,25    | 1,03     | 30,77    | 41,44    |
| Mangan ges.                                   | mg/l      | 0,44     | 1,27     | 1,22     | <0,05    | <0,05    | 0,55     | 0,44     | 0,15     | 0,88     | 0,29     | 0,79     | 1,28     |
| TIC   | ppm       | 68,0     | 29,2     | 31,1     | 24,3     | 31,4     | 40,2     | 44,8     | 47,7     | 31,8     | 52,7     | 26,9     | 27,3     |
| NPOC  | ppm       | 14,9     | 5,2      | 5,4      | 6,1      | 6,3      | 5,9      | 8,7      | 6,4      | 5,2      | 7,9      | 4,5      | 4,5      |
| TC  | ppm       | 82,9     | 34,4     | 36,5     | 30,4     | 37,8     | 46,1     | 53,4     | 54,1     | 37,0     | 60,6     | 31,4     | 31,7     |
| Carbonathärte                                 | mmol/l    | 4,5      | 1,3      | 1,4      | 1,8      | 2,1      | 2,4      | 2,6      | 3,05     | 1,7      | 3,2      | 1,6      | 1,5      |
| Carbonathärte                                 | °dH       | 12,6     | 3,6      | 3,9      | 5,0      | 5,9      | 6,7      | 7,3      | 8,5      | 4,8      | 9,0      | 4,5      | 4,2      |
| <b>Datum: 26.11.2003, Analytik: TU-Berlin</b> |           |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |
| Benzen  | µg/l      | 790      | <10      | <10      | <10      | <10      | <10      | 70       | <10      | <10      | 80       | 10       | <10      |
| Toluol  | µg/l      | 340      | <10      | <10      | <10      | <10      | <10      | 120      | <10      | <10      | 160      | <10      | <10      |
| Ethylbenzen                                   | µg/l      | 150      | <10      | <10      | <10      | <10      | <10      | <10      | <10      | <10      | <10      | <10      | <10      |
| m-Xylen                                       | µg/l      | 220      | <10      | <10      | <10      | <10      | <10      | <10      | <10      | <10      | 260      | <10      | <10      |
| p-Xylen                                       | µg/l      | 370      | <10      | <10      | <10      | <10      | <10      | <10      | <10      | <10      | 480      | <10      | <10      |
| o-Xylen                                       | µg/l      | 250      | <10      | <10      | <10      | <10      | <10      | 110      | <10      | <10      | 340      | <10      | <10      |
| BTEX gesamt                                   | µg/l      | 2120     |          |          |          |          |          | 300      |          |          | 1320     | 10       |          |
| Chlorid                                       | mg/l      | 39,2     | 39,1     | 41,8     | 23,7     | 13,2     | 39,6     | 14,3     | 18,1     | 48,0     | 27,0     | 46,2     | 48,1     |
| Nitrat  | mg/l      | <1       | <1       | <1       | 7,9      | <1       | <1       | 10,1     | <1       | <1       | 1,3      | <1       | <1       |
| Sulfat  | mg/l      | 324      | 295      | 293      | 154      | 258      | 299      | 134      | 278      | 293      | 300      | 320      | 303      |
| Hydrogenkarbonat                              | mg/l      | 213,5    | 67,1     | 85,4     | 109,8    | 146,4    | 152,5    | 122,0    | 225,7    | 103,7    | 134,2    | 79,3     | 109,8    |

| Parameter                    | Dimension | DB 21 OP | DB 21 MP | DB 21 UP | DB 25 OP | DB 25 MP | DB 25 UP | DB 30 OP | DB 30 MP | DB 30 UP | DB 32 OP | DB 32 MP | DB 32 UP |
|------------------------------|-----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| Natrium                      | mg/l      | 33,80    | 31,70    | 36,70    | 27,70    | 50,40    | 48,70    | 30,30    | 50,00    | 39,40    | 22,00    | 31,90    | 32,60    |
| Kalium                       | mg/l      | 15,02    | 5,31     | 3,71     | 5,81     | 15,40    | 12,07    | 10,81    | 16,86    | 9,22     | 27,80    | 19,85    | 9,11     |
| Calcium                      | mg/l      | 90,93    | 61,03    | 60,85    | 46,94    | 61,80    | 81,12    | 40,78    | 83,36    | 71,73    | 88,72    | 65,02    | 67,13    |
| Magnesium                    | mg/l      | 27,00    | 16,09    | 15,45    | 15,46    | 15,92    | 19,07    | 11,12    | 19,97    | 17,80    | 18,71    | 20,99    | 16,24    |
| Eisen <sup>2+</sup>          | mg/l      | 0,90     | 26,50    | 38,75    | 0,03     | 1,40     | 13,63    | 0,52     | 3,46     | 16,56    | 0,56     | 21,08    | 31,50    |
| Eisen <sup>3+</sup>          | mg/l      | 2,81     | 14,46    | 2,14     | n.b.     | 0,02     | 1,08     | 0,02     | 0,09     | 14,17    | 0,02     | 13,05    | 10,76    |
| Eisen ges.                   | mg/l      | 3,71     | 40,96    | 40,89    | <0,05    | 1,42     | 14,70    | 0,54     | 3,55     | 30,73    | 0,58     | 34,13    | 42,26    |
| Mangan ges.                  | mg/l      | 0,18     | 1,11     | 1,21     | <0,05    | <0,05    | 0,40     | <0,05    | 0,14     | 0,80     | 0,11     | 0,76     | 1,16     |
| NPOC                         | mg/l      | 17,23    | 9,91     | 9,63     | 7,59     | 8,43     | 9,48     | 6,85     | 8,01     | 9,86     | 8,05     | 9,82     | 10,77    |
| Carbonathärte                | mmol/l    | 3,5      | 1,1      | 1,4      | 1,8      | 2,4      | 2,5      | 2,0      | 3,7      | 1,7      | 2,2      | 1,3      | 1,8      |
| Carbonathärte                | °dH       | 9,8      | 3,1      | 3,9      | 5,0      | 6,7      | 7,0      | 5,6      | 10,4     | 4,8      | 6,2      | 3,6      | 5,0      |
| <b>Datum: 22.-25.08.2003</b> |           |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |
| <b>Analytik: LWU</b>         |           |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |
| MKW                          | mg/l      | 1,28     | 0,07     | 0,01     | n.b.     | n.b.     | n.b.     | 0,07     | 0,07     | <0,01    | 0,25     | 0,14     | 0,05     |
| KW Index                     | mg/l      | <0,1     | <0,1     | <0,1     | <0,1     | <0,1     | <0,1     | 0,11     | <0,1     | <0,1     | <0,1     | <0,1     | <0,1     |
| Benzen                       | µg/l      | 773      | <4       | <4       | <4       | <4       | <4       | 37,0     | <4       | <4       | 325      | 93,5     | <4       |
| Toluol                       | µg/l      | 350      | <4       | <4       | <4       | <4       | <4       | 553      | <4       | <4       | 174      | 125      | 9,82     |
| Ethylbenzen                  | µg/l      | 64,3     | <4       | <4       | <4       | <4       | <4       | 176      | <4       | <4       | <4       | 5,63     | 6,16     |
| m-,p-Xylen                   | µg/l      | 208      | <4       | <4       | <4       | <4       | <4       | 619      | <4       | <4       | 468      | 14,0     | 26,2     |
| o-Xylen                      | µg/l      | 104      | <4       | <4       | <4       | <4       | <4       | 251      | <4       | <4       | 335      | 12,7     | 10,9     |
| BTEX gesamt                  | µg/l      | 1499     |          |          |          |          |          | 1636     |          |          | 1302     | 251      | 53,1     |
| Eisen <sup>2+</sup>          | mg/l      | 5,06     | 48,3     | 41,2     | 0,01     | 1,26     | 13,9     | 0,33     | 2,94     | 30,2     | 0,24     | 34,3     | 44,2     |
| Eisen <sup>3+</sup>          | mg/l      | 0,99     | 7,68     | 11,2     | <0,005   | 0,21     | 1,28     | 0,01     | 0,35     | 4,31     | 0,66     | 6,28     | 4,98     |
| Eisen ges.                   | mg/l      | 6,0      | 56,0     | 52,4     | 0,014    | 1,5      | 15,1     | 0,34     | 3,3      | 34,5     | 0,90     | 40,60    | 49,20    |
| Mangan <sup>2+</sup>         | mg/l      | 0,33     | 1,42     | 1,50     | <0,005   | 0,048    | 0,47     | 0,051    | 0,15     | 0,88     | 0,24     | 1,02     | 1,41     |
| Mangan ges.                  | mg/l      | 0,33     | 1,42     | 1,50     | <0,005   | 0,048    | 0,48     | 0,051    | 0,15     | 0,88     | 0,24     | 1,02     | 1,41     |
| Nitrat                       | mg/l      | 1,49     | 2,55     | 1,75     | 2,47     | 1,27     | 1,05     | 10,7     | <1       | <1       | 8,91     | <1       | <1       |
| Sulfat                       | mg/l      | 324      | 400      | 182      | 91,2     | 312      | 293      | 101      | 246      | 312      | 398      | 426      | 378      |
| Nitrit                       | mg/l      | <0,05    | 0,15     | <0,05    | <0,05    | <0,05    | 0,35     | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | 0,06     |
| o-Phosphat                   | mg/l      | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    | <0,05    |
| H <sub>2</sub> S             | mg/l      | <0,01    | <0,01    | <0,01    | <0,01    | <0,01    | <0,01    | <0,01    | <0,01    | <0,01    | <0,01    | <0,01    | <0,01    |
| MTBE                         | µg/l      | 121      | <10      | <10      | <10      | <10      | <10      | <10      | <10      | <10      | 110      | 60,0     | <10      |
| TBA                          | µg/l      | 39,0     | <10      | <10      | <10      | <10      | <10      | <10      | <10      | <10      | 42,0     | <10      | <10      |
| Ammonium                     | mg/l      | 0,95     | 1,16     | 1,30     | <0,005   | 0,15     | 1,17     | 0,02     | 0,88     | 1,42     | 0,18     | 2,66     | 1,91     |
| HCO <sub>3</sub>             | mg/l      | 201      | 91,5     | 91,5     | 140      | 186      | 156      | 156      | 244      | 110      | 168      | 64,1     | 64,1     |
| Gesamthärte                  | mgCaO/l   | 256      | 169      | 167      | 118      | 201      | 191      | 101      | 202      | 172      | 257      | 183      | 164      |
| Carbonathärte                | mg/l      | 92,4     | 42       | 42       | 64,4     | 85,4     | 71,4     | 71,4     | 112      | 50,4     | 77       | 29,4     | 29,4     |
| CO <sub>2</sub> gelöst       | mg/l      | 82,7     | 188      | 188      | 40,0     | 62,5     | 109      | 26,4     | 97,7     | 178      | 78,3     | 134      | 176      |
| SiO <sub>2</sub>             | mg/l      | 12,6     | 16,9     | 17,2     | 19,4     | 9,7      | 14,0     | 13,0     | 12,0     | 15,0     | 10,5     | 13,3     | 17,0     |
| Methan                       | µg/l      | 25       | 81       | 63       | <10      | <10      | 47       | <10      | 12       | 51       | 11       | 44       | 36       |
| <b>Analytik: TU-Berlin</b>   |           |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |          |
| Fluorid                      | mg/l      | 0,17     | 0,11     | 0,11     | 0,17     | 0,19     | 0,13     | 0,20     | 0,21     | 0,12     | 0,00     | 0,00     | 0,00     |
| Chlorid                      | mg/l      | 44,08    | 45,83    | 47,57    | 18,18    | 12,09    | 42,42    | 8,41     | 27,76    | 45,65    | 29,74    | 44,66    | 49,14    |
| Bromid                       | mg/l      | 0,19     | 0,16     | 0,21     | 0,00     | 0,15     | 0,18     | 0,15     | 0,15     | 0,17     | 0,00     | 0,00     | 0,31     |
| Natrium                      | mg/l      | 30,6     | 33,5     | 38,8     | 28,6     | 45,3     | 40,9     | 26,5     | 44,6     | 36,9     | 21,6     | 23,6     | 24,1     |
| Kalium                       | mg/l      | 16,4     | 5,4      | 3,9      | 4,6      | 16,0     | 11,5     | 10,3     | 15,9     | 8,1      | 22,2     | 20,1     | 9,7      |
| Calcium                      | mg/l      | 113,8    | 84,8     | 82,0     | 52,8     | 97,9     | 93,2     | 50,1     | 102,0    | 86,0     | 129,3    | 81,6     | 78,3     |
| Magnesium                    | mg/l      | 33,8     | 21,5     | 19,3     | 17,3     | 24,8     | 23,3     | 14,3     | 25,3     | 21,5     | 21,9     | 24,0     | 18,0     |
| NPOC                         | mg/l      | 19,20    | 7,72     | 7,88     | 11,09    | 17,84    | 10,52    | 14,58    | 25,49    | 4,92     | 13,37    | 11,34    | 9,21     |

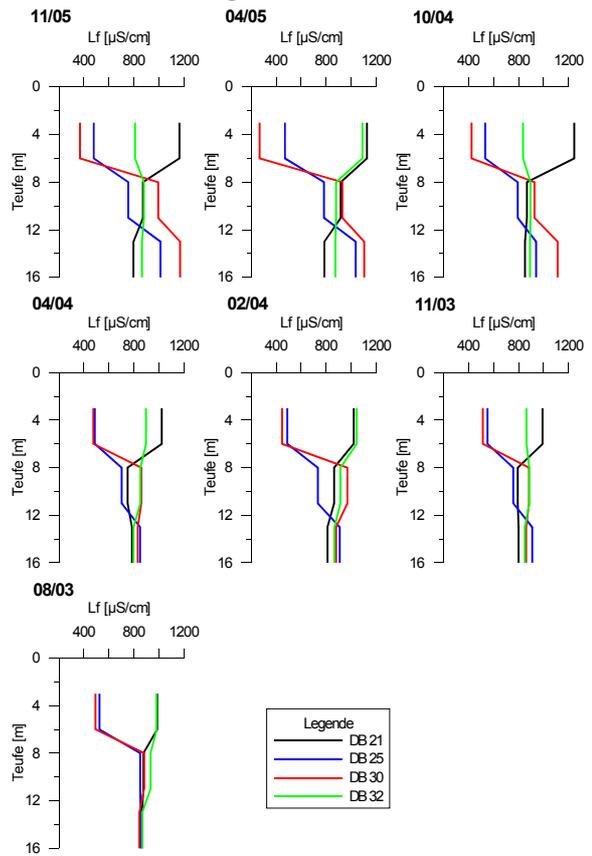
0,94: markierte Werte in 10/2004: unplausibel; bei Nachbeprobung in 12/2004 lagen alle Werte < BSG

0,14: markierte Werte: unplausibel da Beprobungsreihenfolge: OP, MP, UP- Verschleppung der Kontamination wahrscheinlich!

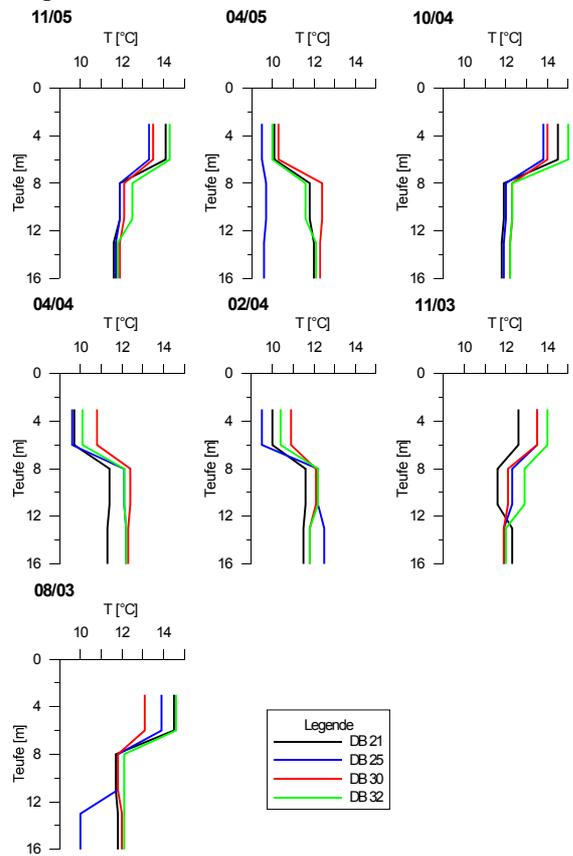
**pH-Wert**



**Elektrische Leitfähigkeit**

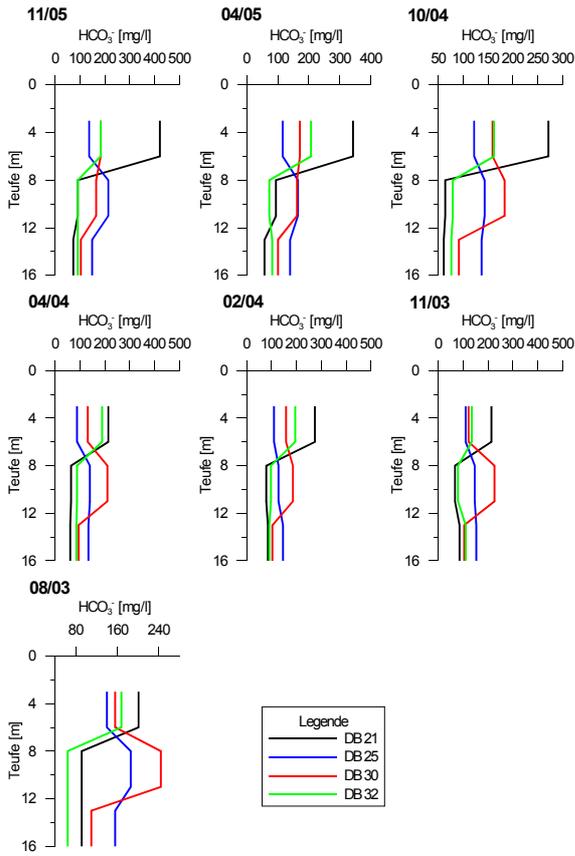


**Temperatur**

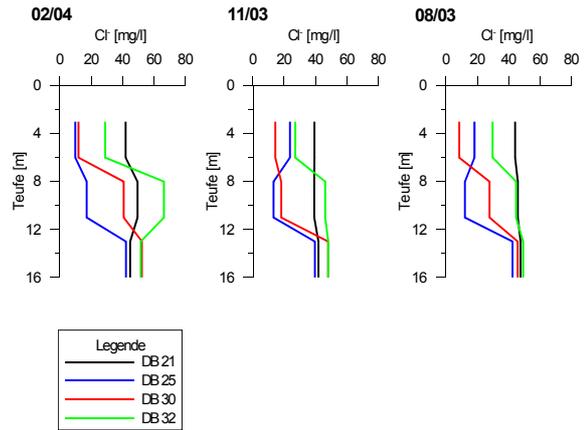


**Abb. E-1:** Teufenabhängiger Verlauf der physikochemischen Parameter, Messstellengruppen

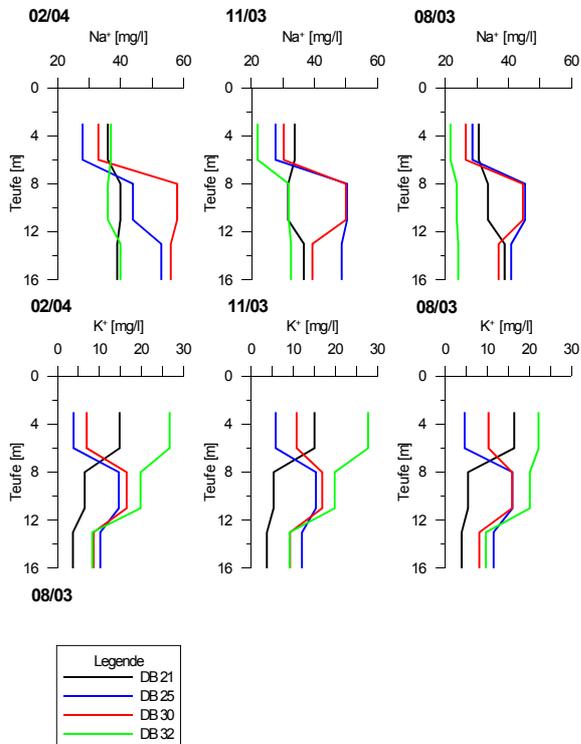
**HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>**



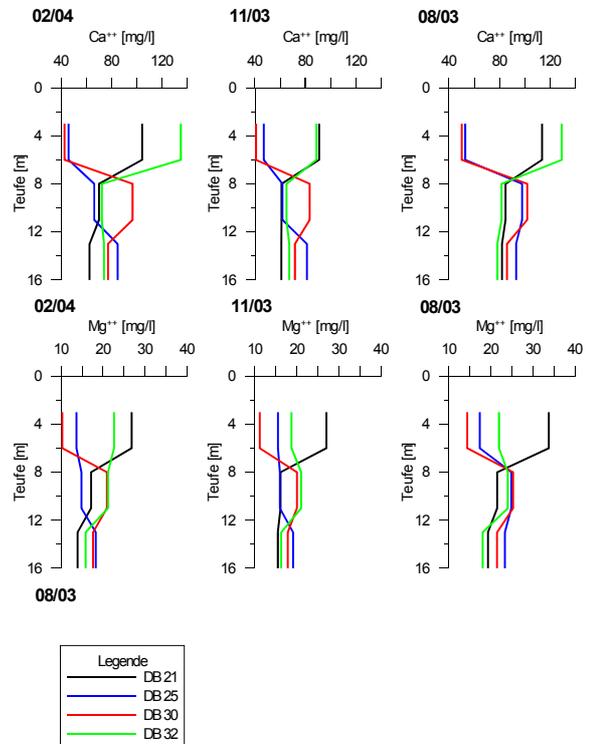
**Cl<sup>-</sup>**



**Na<sup>+</sup> und K<sup>+</sup>**



**Ca<sup>++</sup> und Mg<sup>++</sup>**



**Abb. E-2:** Teufenabhängiger Konzentrationsverlauf Messstellengruppen -Teil 1

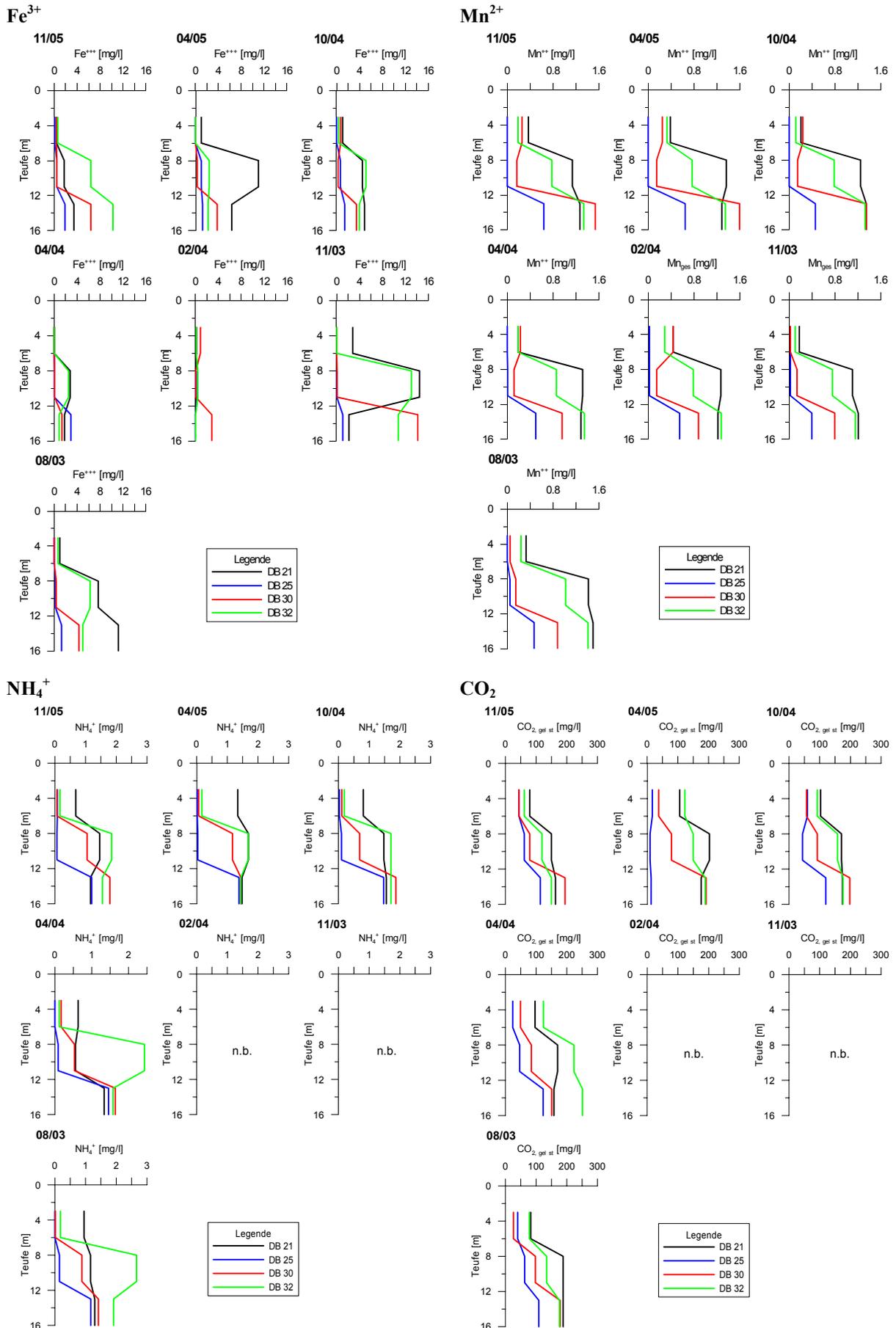


Abb. E-3: Teufenabhängiger Konzentrationsverlauf Messstellengruppen -Teil 2

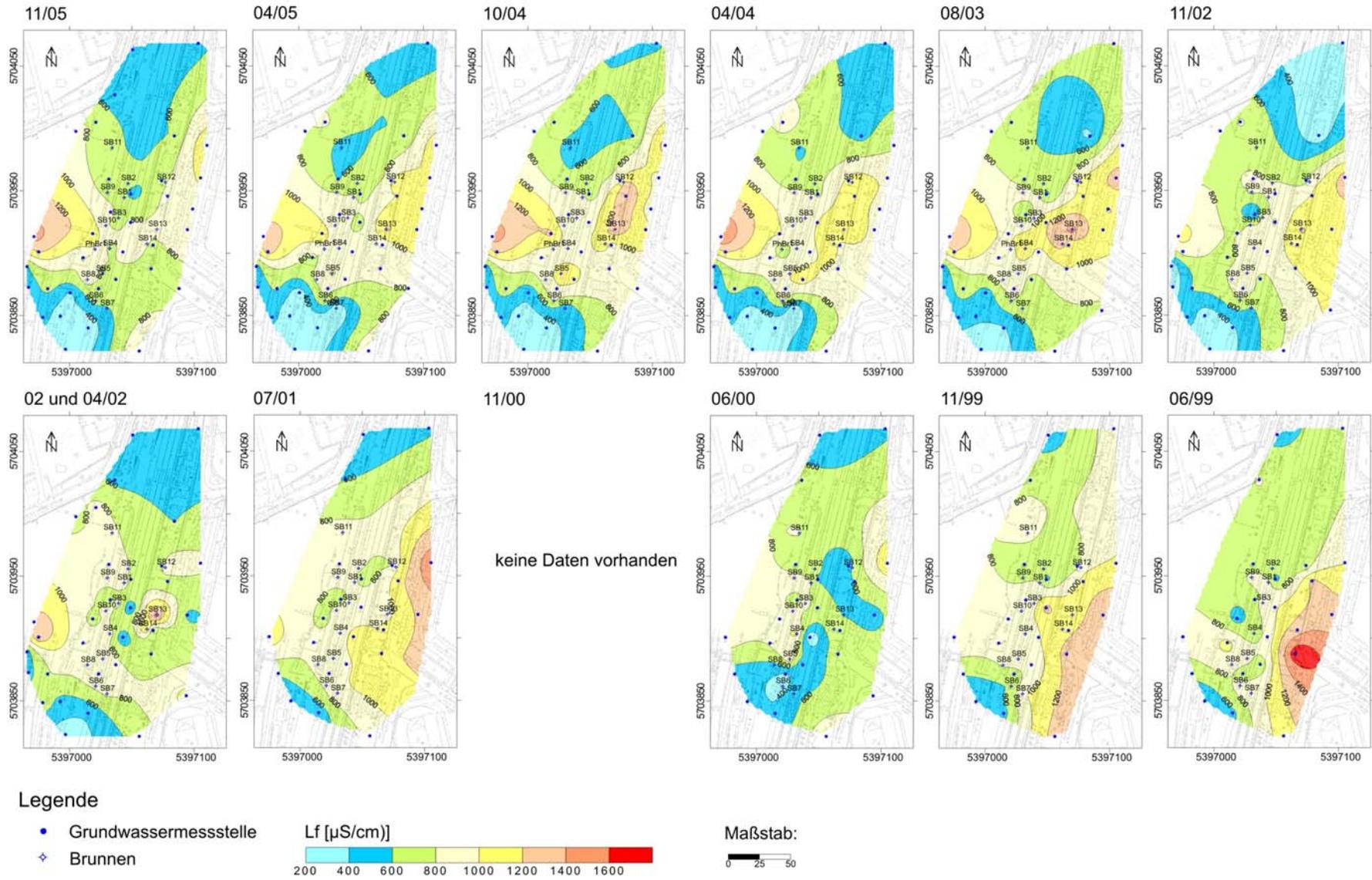


Abb. E-4: Zeitliche Entwicklung der elektrischen Leitfähigkeit des Grundwassers

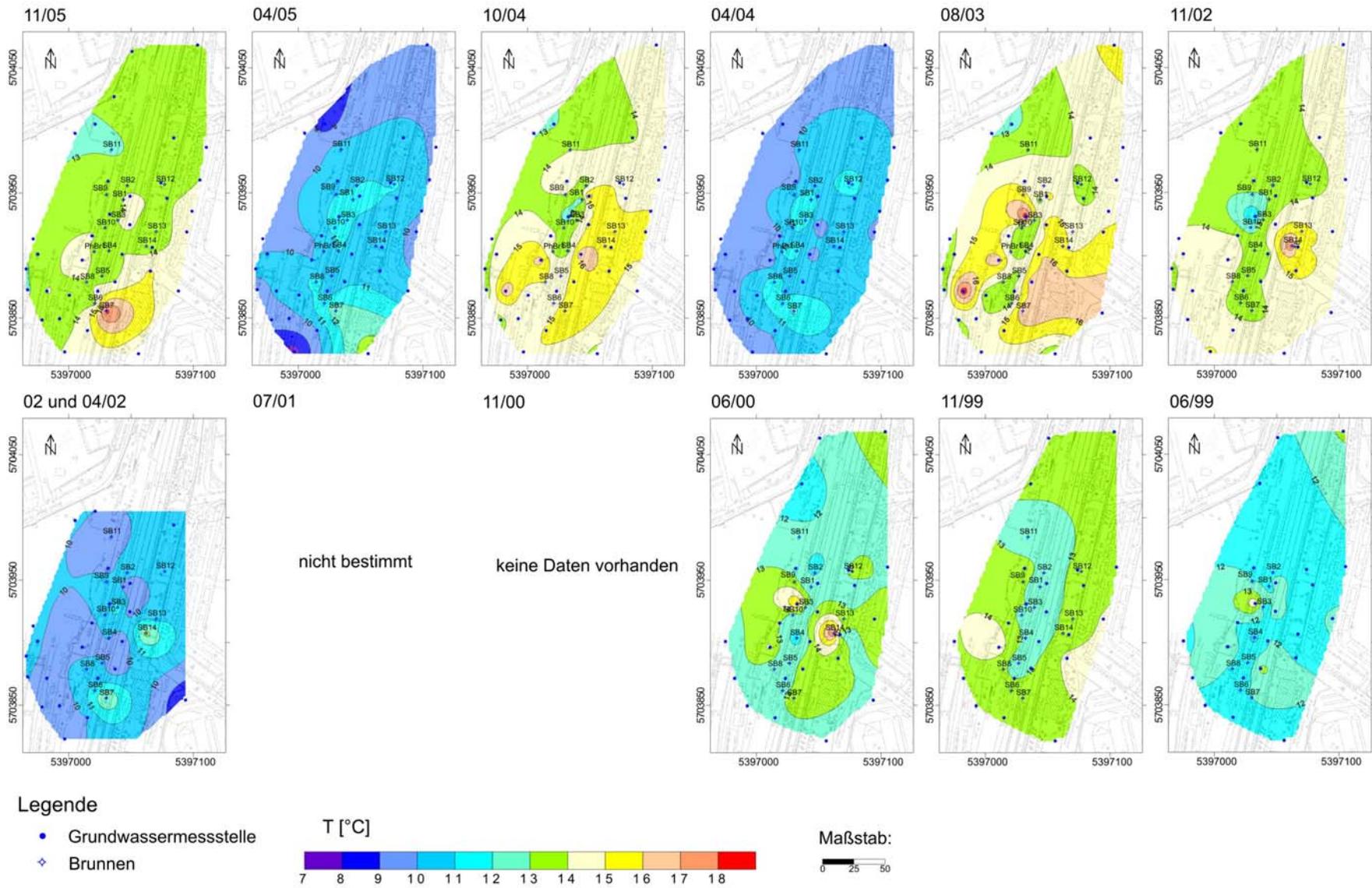


Abb. E-5: Zeitliche Entwicklung der Grundwassertemperatur

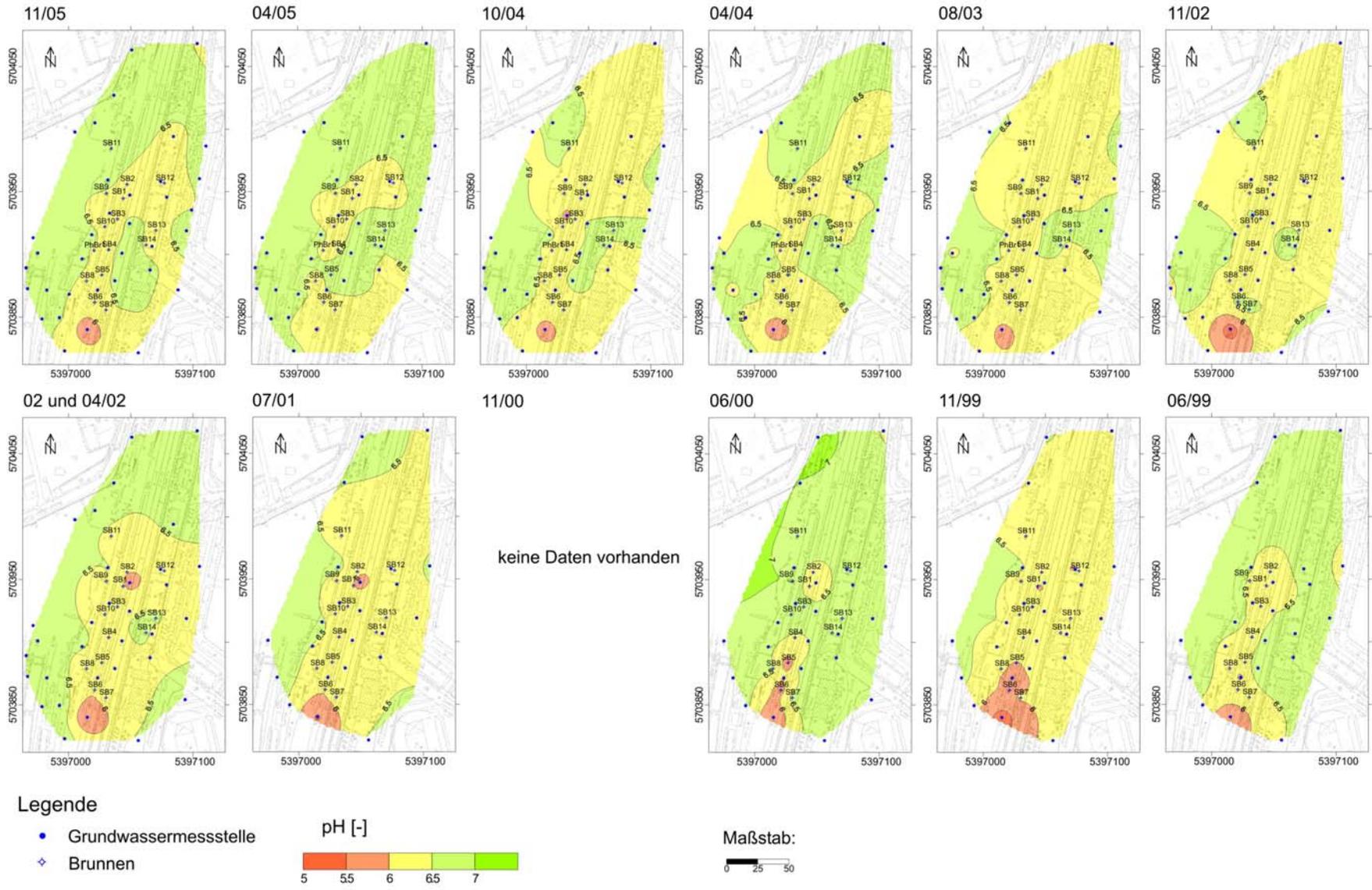


Abb. E-6: Zeitliche Entwicklung des pH-Wertes des Grundwassers

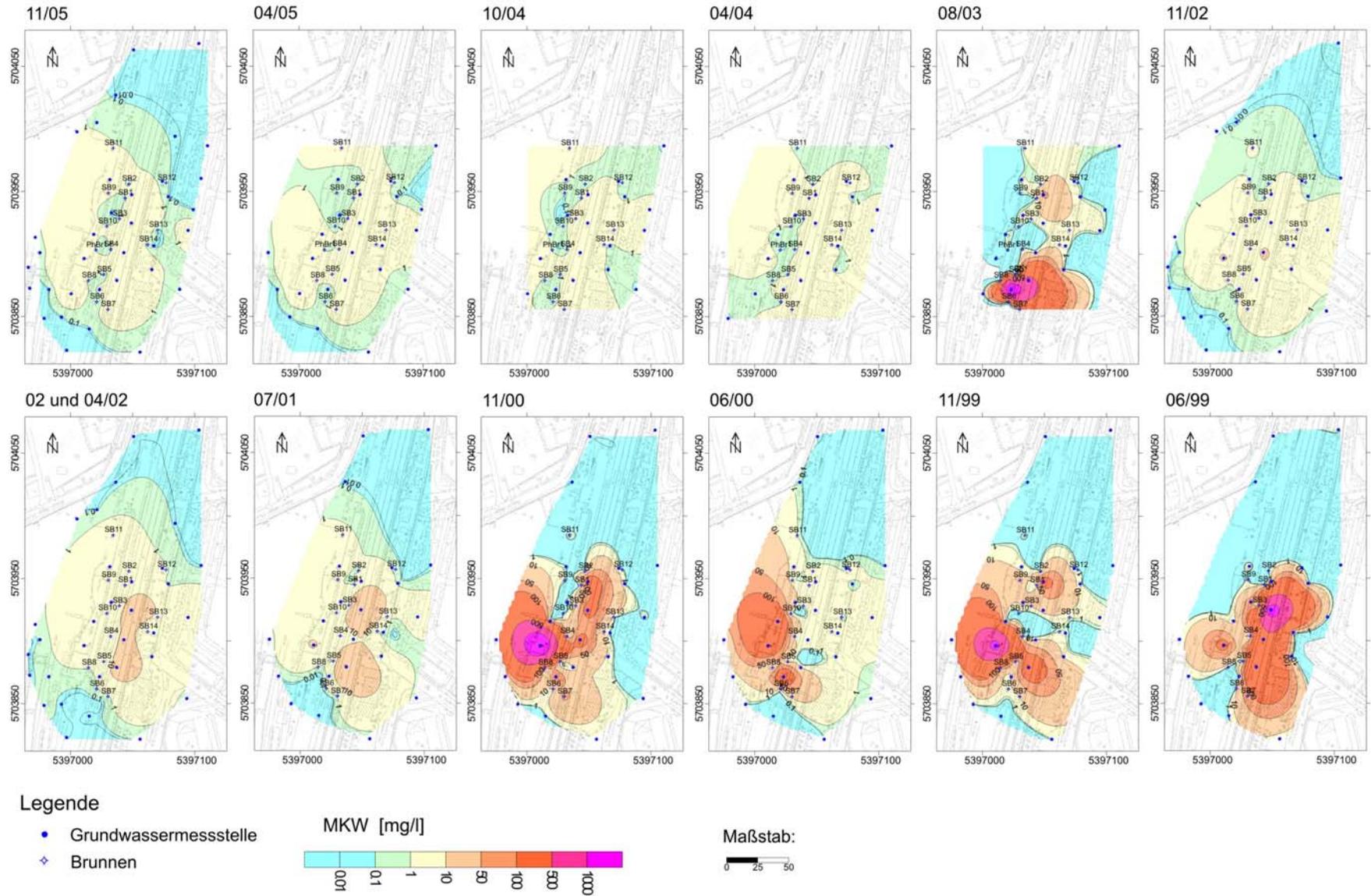


Abb. E-7: Zeitliche Entwicklung der MKW-Konzentrationsverteilung im Grundwasser

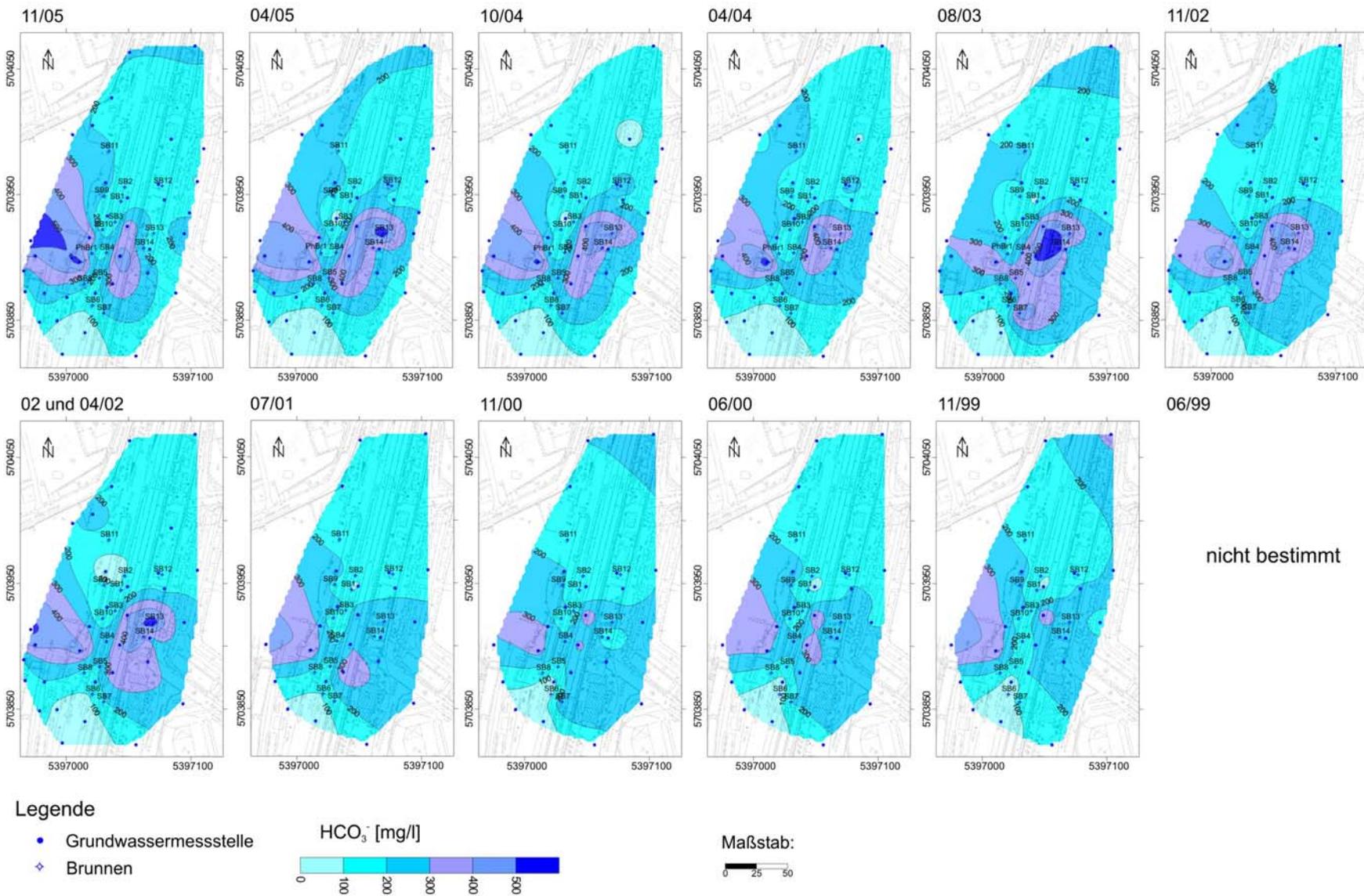


Abb. E-8: Zeitliche Entwicklung der  $\text{HCO}_3^-$ -Konzentrationsverteilung im Grundwasser

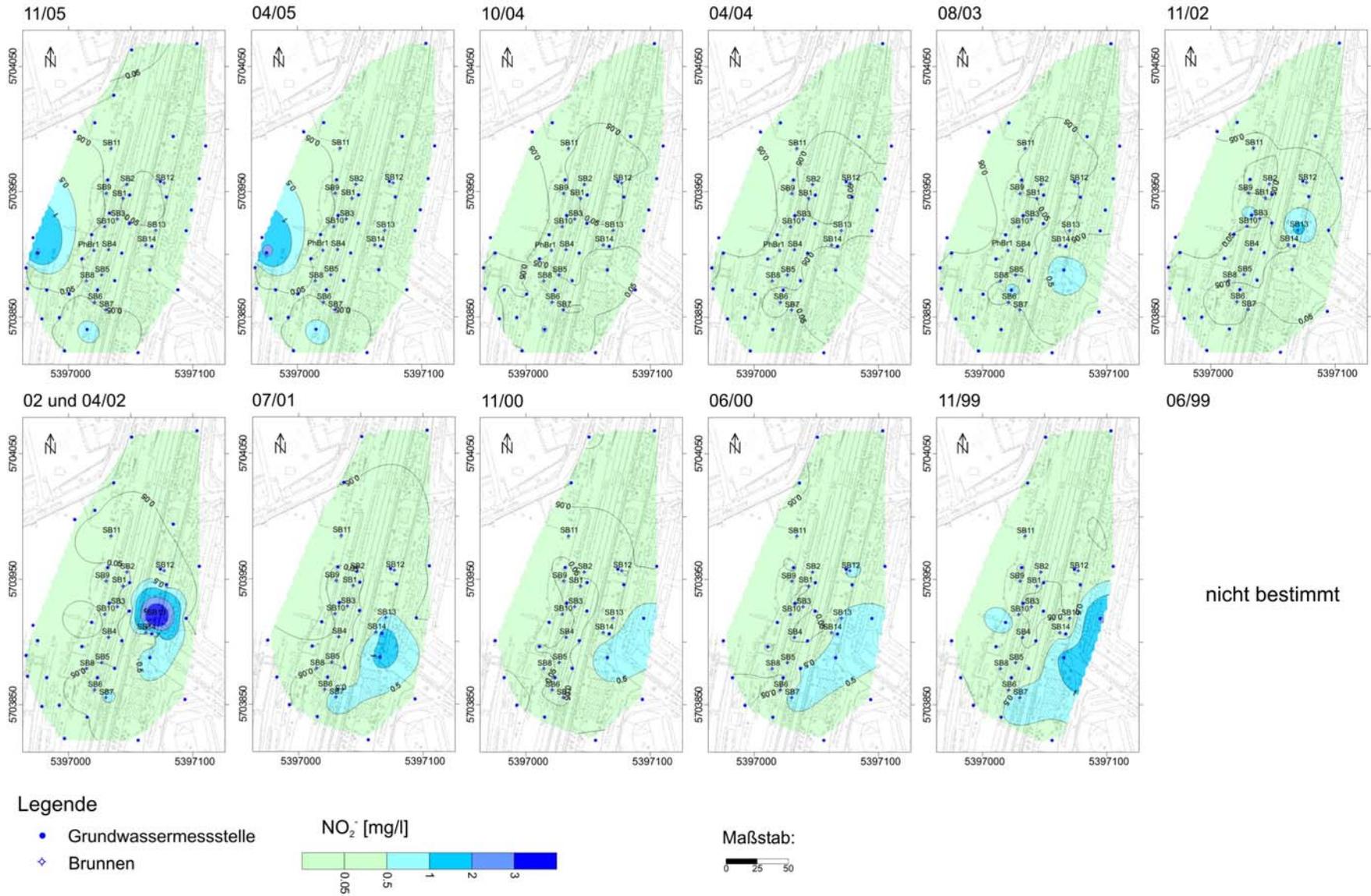


Abb. E-9: Zeitliche Entwicklung der NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-Konzentrationsverteilung im Grundwasser

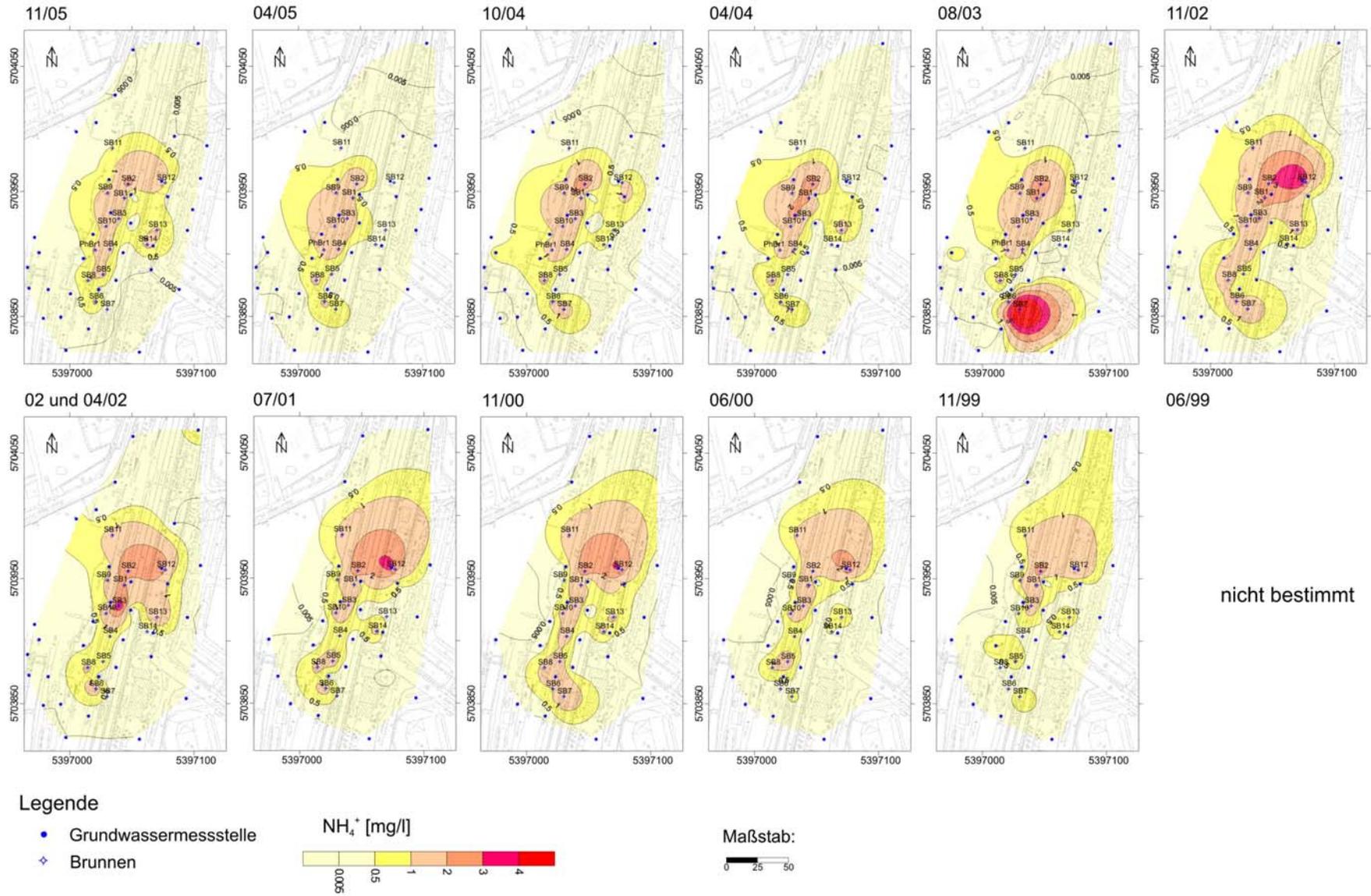


Abb. E-10: Zeitliche Entwicklung der  $\text{NH}_4^+$ -Konzentrationsverteilung im Grundwasser

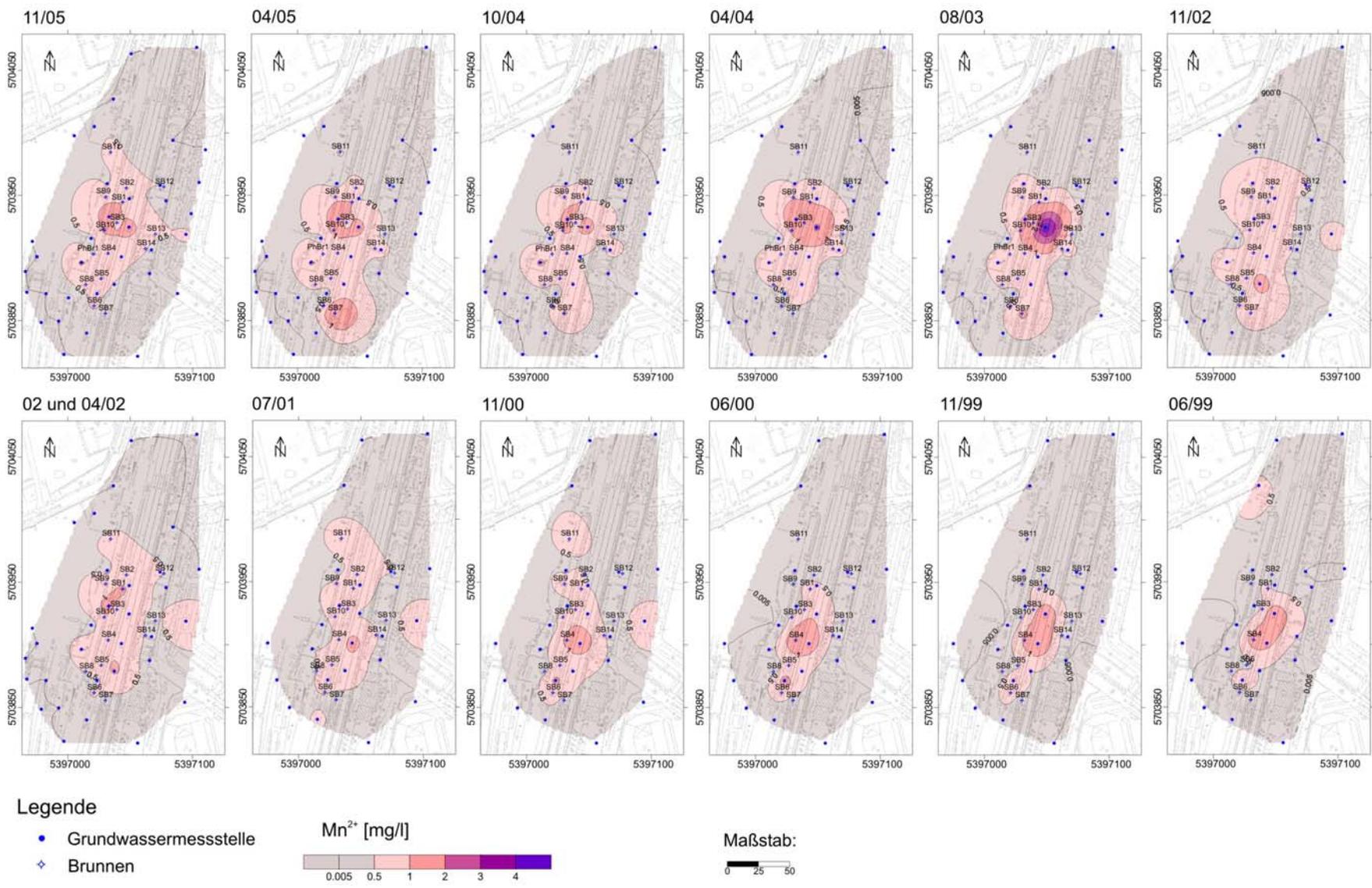


Abb. E-11: Zeitliche Entwicklung der  $Mn^{2+}$ -Konzentrationsverteilung im Grundwasser

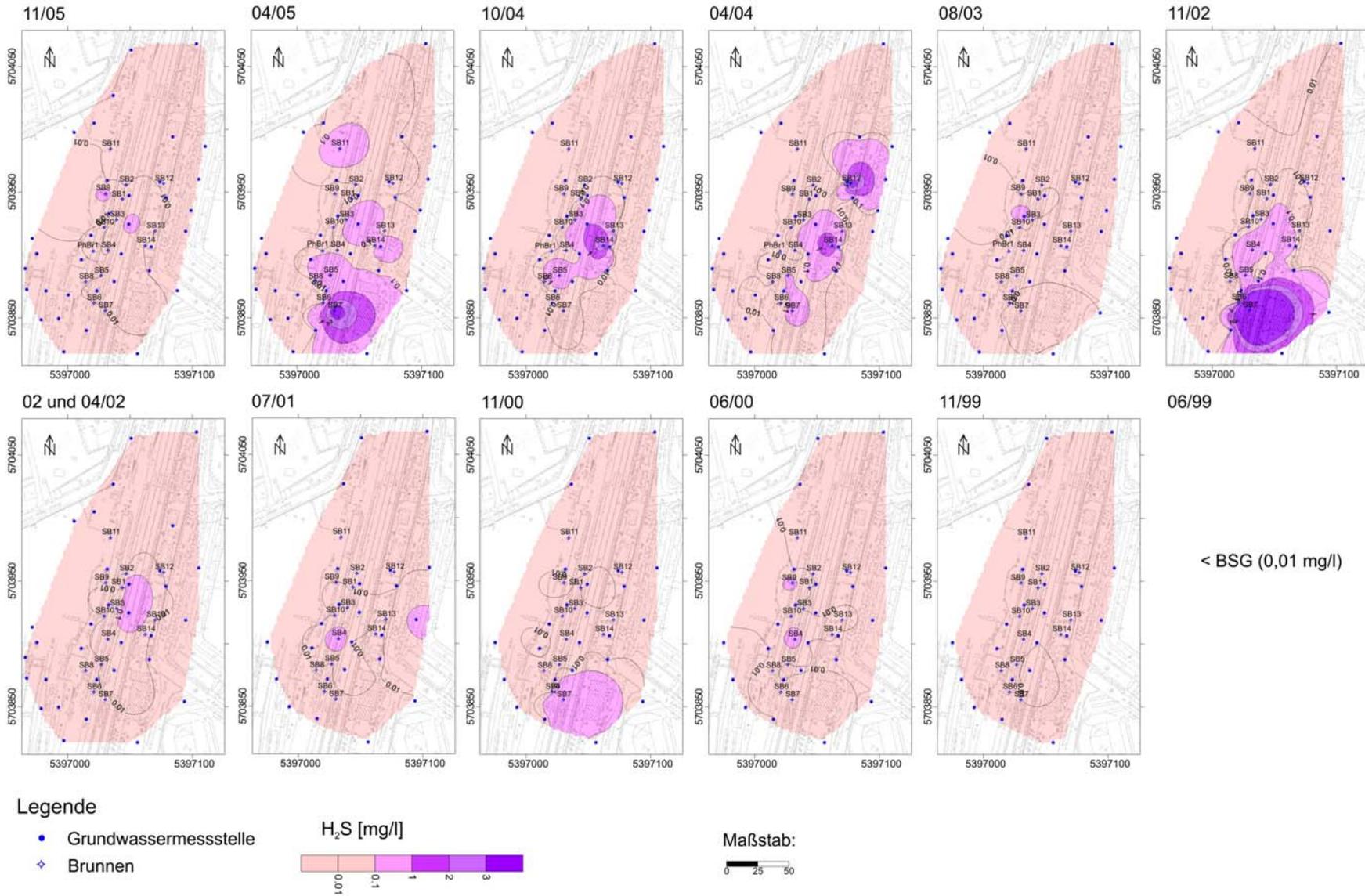


Abb. E-12: Zeitliche Entwicklung der H<sub>2</sub>S-Konzentrationsverteilung im Grundwasser

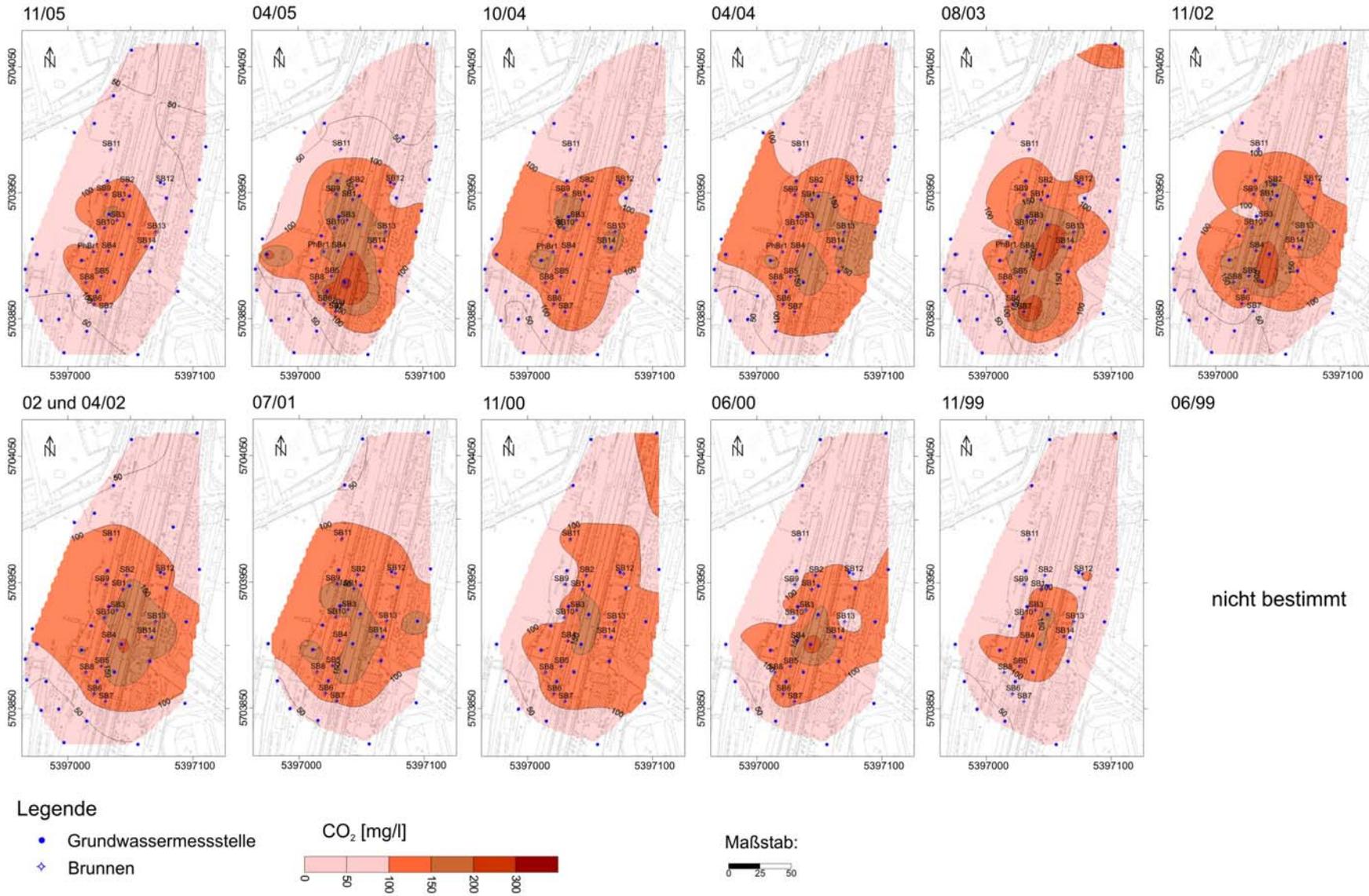


Abb. E-13: Zeitliche Entwicklung der CO<sub>2</sub>-Konzentrationsverteilung im Grundwasser

### Anhang F Direct-Push-Verfahren

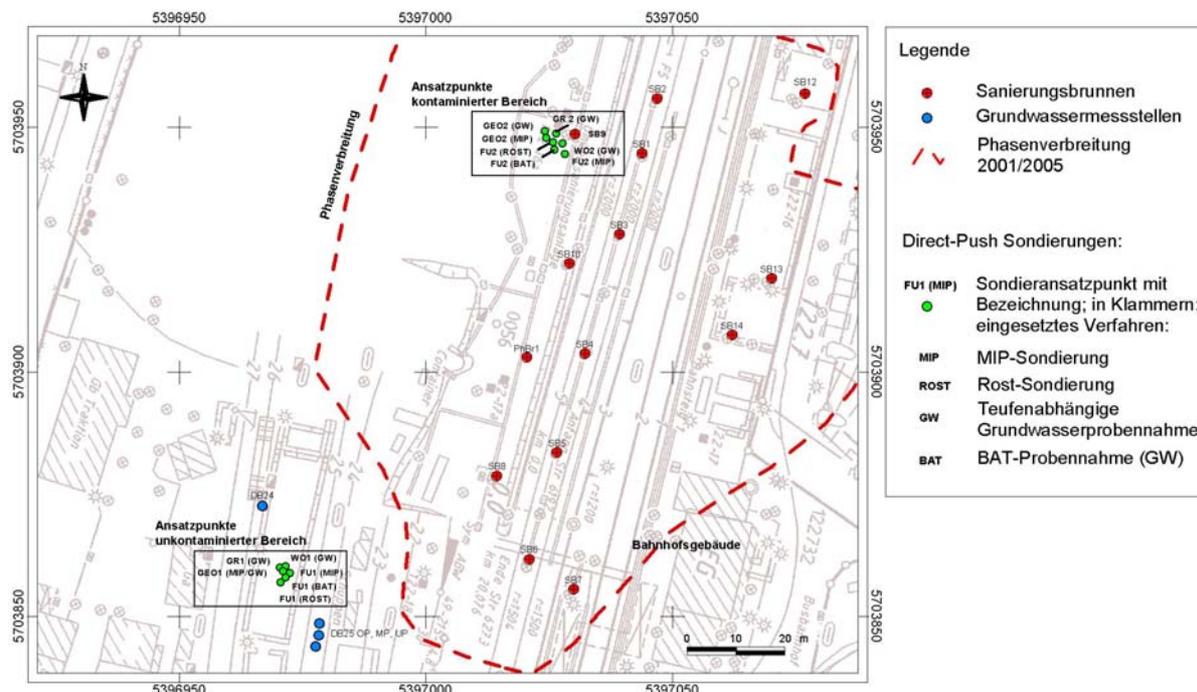
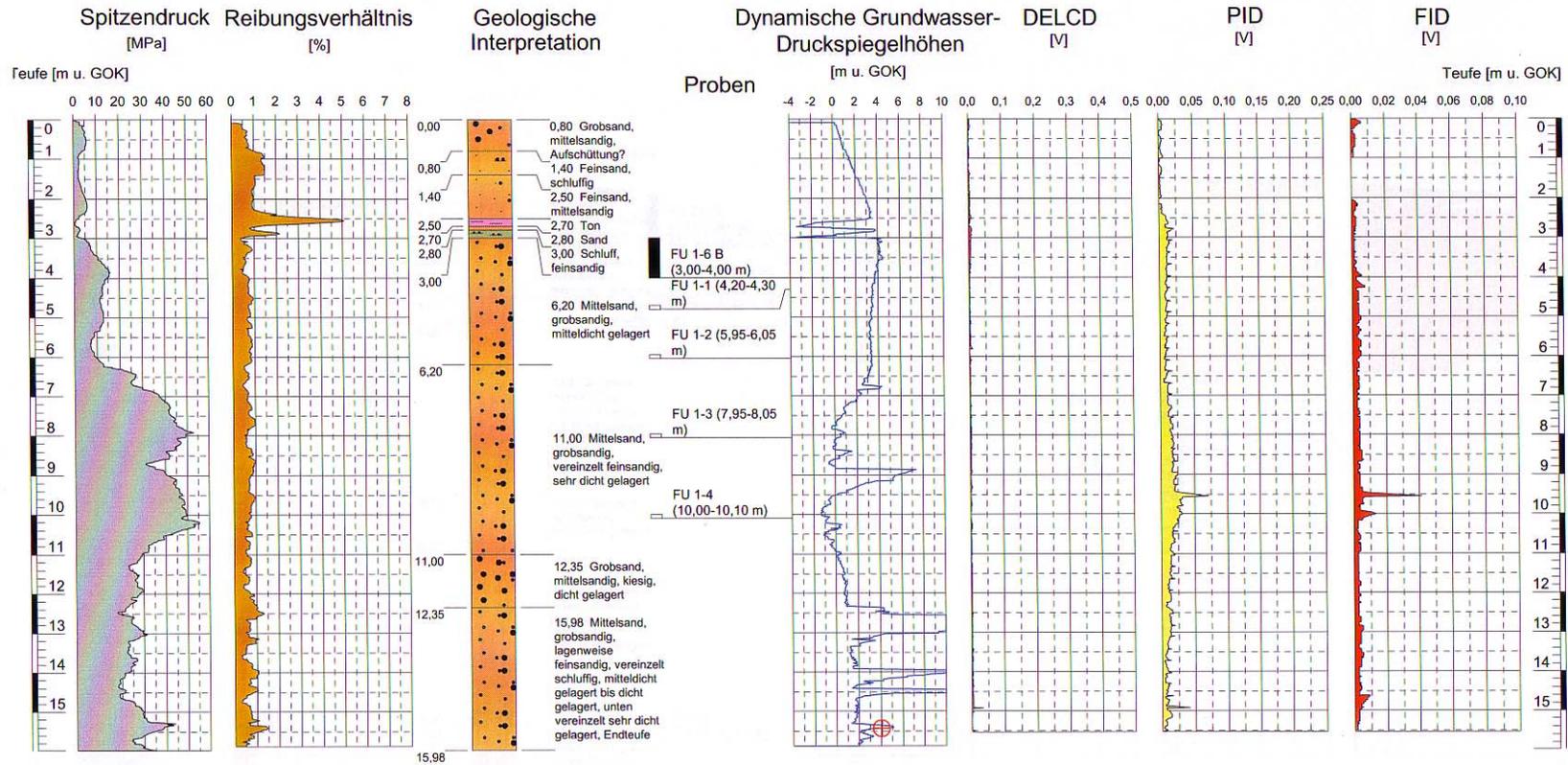


Abb. F-1: Lageplan Sondieransatzpunkte Direct-Push-Verfahren

Tab. F-1: Entnahmetiefen Grundwasser

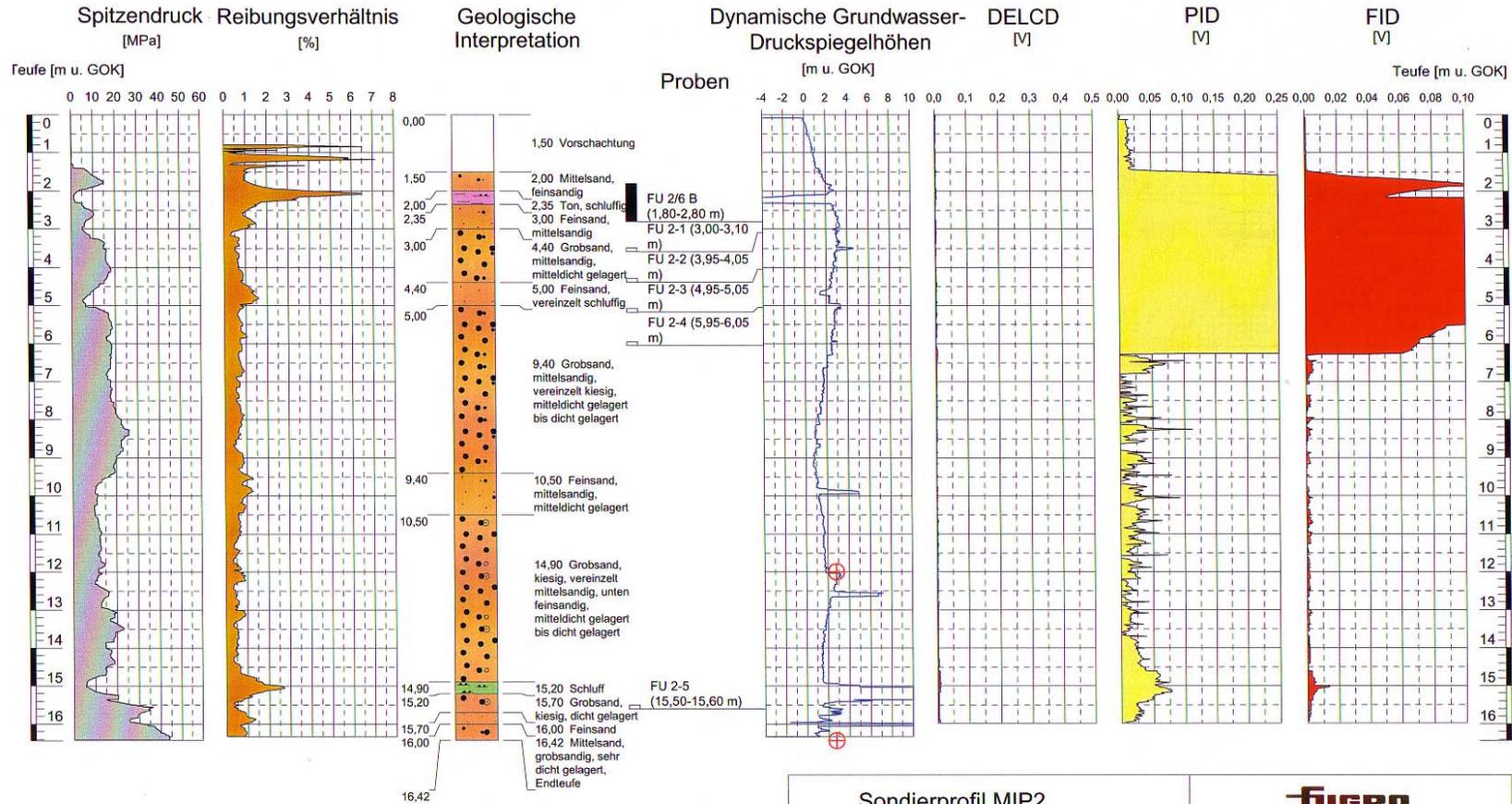
|                    |                              | Entnahmetiefen [m unter GOK], unkontaminierter Bereich |                         | Entnahmetiefen [m unter GOK], kontaminierter Bereich |                           |
|--------------------|------------------------------|--|-------------------------|--|---------------------------|
|                    | Länge der Filterstrecke [cm] | Probennahme  | Teufe [m]               | Probennahme  | Teufe [m]                 |
|                    |                              |  |                         |  |                           |
| Grisar Bohrtechnik | 30                           | GR 1/1   | 3,7-4,0                 | GR 2/1   | 3,7-4,0                   |
|                    |                              | GR 1/2   | 5,7-6,0                 | GR 2/2   | 5,7-6,0                   |
|                    |                              | GR 1/3   | 7,7-8,0 (geplant: 10,0) | GR 2/3   | 7,7-8,0                   |
|                    |                              | GR 1/4   | 13,7-14,0               | GR 2/4   | 11,7-12,0                 |
|                    |                              | GR 1/5   | 16,4-16,7               | GR 2/5   | 14,2-14,5 (geplant: 15,0) |
| Wöltjen GmbH       | 40                           | WÖ 1/1   | 3,6-4,0                 | WÖ 2/1   | 4,1-4,5                   |
|                    |                              | WÖ 1/2   | 5,6-6,0                 | WÖ 2/2   | 5,8-6,2                   |
|                    |                              | WÖ 1/3   | 7,6-8,0                 | WÖ 2/3   | 7,8-8,2                   |
|                    |                              | WÖ 1/4   | 13,6-14,0               | WÖ 2/4   | 11,8-12,2                 |
|                    |                              | WÖ 1/5   | 15,8-16,2               | WÖ 2/5   | 14,1-14,5 (geplant: 15,3) |
| Fugro Consult GmbH | 10                           | FU 1/1   | 4,2-4,3                 | FU 2/1   | 3,0-3,1                   |
|                    |                              | FU 1/2   | 5,95-6,05               | FU 2/2   | 3,95-4,05                 |
|                    |                              | FU 1/3   | 7,95-8,05               | FU 2/3   | 4,95-5,05                 |
|                    |                              | FU 1/4   | 10,0-10,1               | FU 2/4   | 5,95-6,05                 |
| Geo-log GmbH       | 100                          |  |                         | FU 2/5   | 15,5-15,6                 |
|                    |                              | GEO 1/1  | 3,0-4,0                 | GEO 2/1  | 4,5-5,5                   |
|                    |                              | GEO 1/2  | 6,0-7,0                 | GEO 2/2  | 6,0-7,0                   |
|                    |                              | GEO 1/3  | 9,0-10,0                | GEO 2/3  | 7,5-8,5                   |
|                    |                              | GEO 1/4  | 14,0-15,0               | GEO 2/4  | 9,0-10,0                  |
|                    |                              | GEO 1/5  | 16,0-17,0               | GEO 2/5  | 14,65-15,65               |



⊕ statische GW-Druckspiegelhöhe aus Dissipationstest

|                              |                      |  |
|------------------------------|----------------------|--|
| <b>Sondierprofil MIP1</b>    |                      | <br><b>FUGRO CONSULT GMBH</b><br>Zweigniederlassung Niedersachsen-Ost<br>Ehlbeek 15 A<br>30938 Burgwedel<br>Tel. (05139) 9894-0, Fax (05139) 895709 |
| Projekt: Elsterwerda         |                      |  |
| Auftraggeber: TU Berlin      |                      |  |
| Sondierdatum: 17. - 18.03.05 | Projekt-Nr.: 4005016 |  |
| Vertikalmaßstab: 1:140       | Bearbeiter: MN       |  |
| <b>Anhang I</b>              | Datei:               |  |

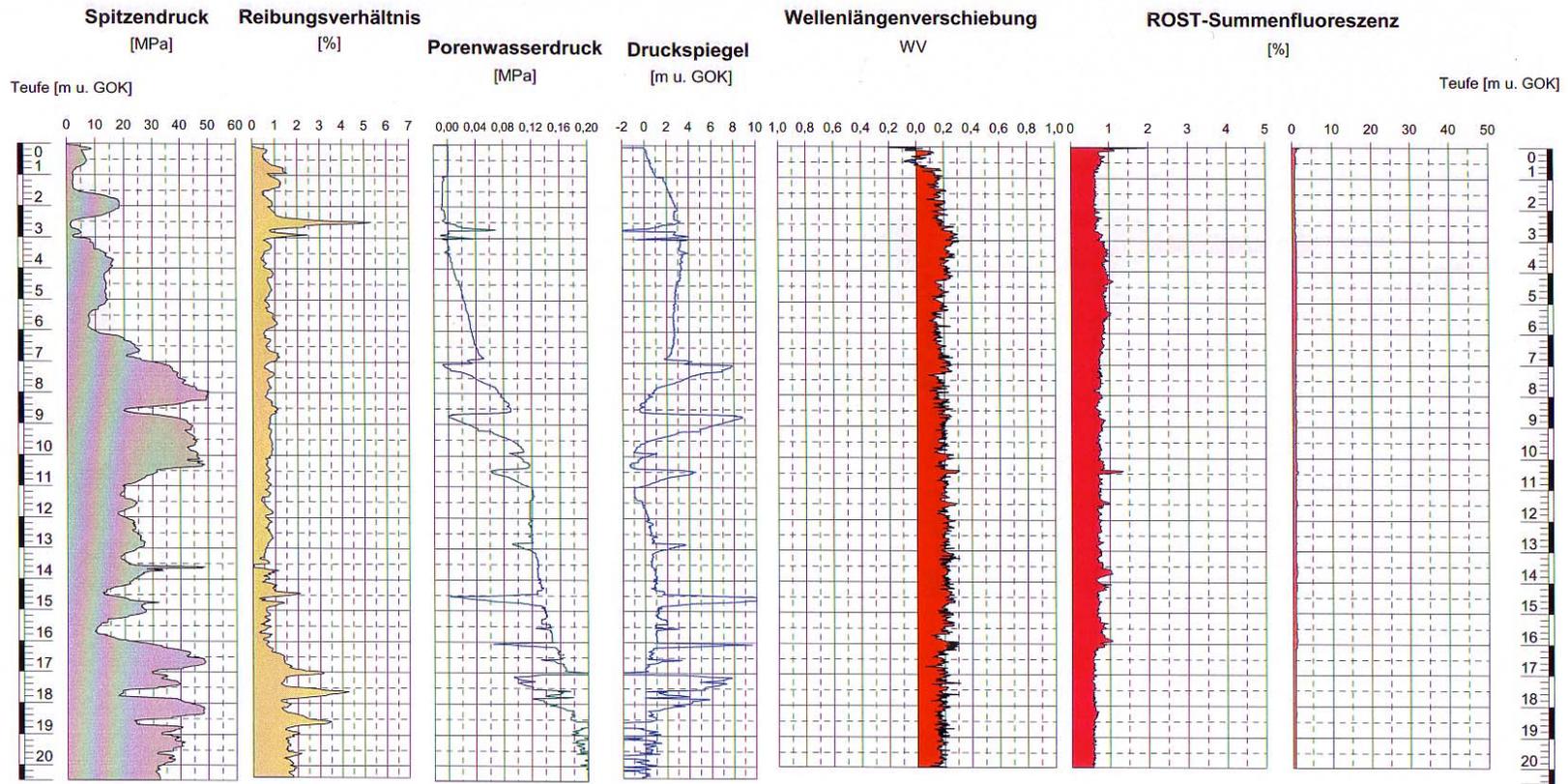
Abb. F-2: Sondierprofil MIP 1 (FUGRO, 2005), unkontaminierter Bereich



⊕ statische GW-Druckspiegelhöhe aus Dissipationstest

|                           |                |  |
|---------------------------|----------------|--|
| <b>Sondierprofil MIP2</b> |                | <br><b>FUGRO CONSULT GMBH</b><br>Zweigniederlassung Niedersachsen-Ost<br>Ehlbeek 15 A<br>30938 Burgwedel<br>Tel. (05139) 9894-0, Fax (05139) 895709 |
| Projekt:                  | Elsterwerda    |  |
| Auftraggeber:             | TU Berlin      |  |
| Sondierdatum:             | 17. - 18.03.05 |  |
| Vertikalmaßstab:          | 1:140          |  |
| <b>Anhang I</b>           |                | Projekt-Nr.: 4005016<br>Bearbeiter: MN<br>Datei:   |

Abb. F-3: Sondierprofil MIP 2, hohe Auflösung (FUGRO, 2005), kontaminierter Bereich

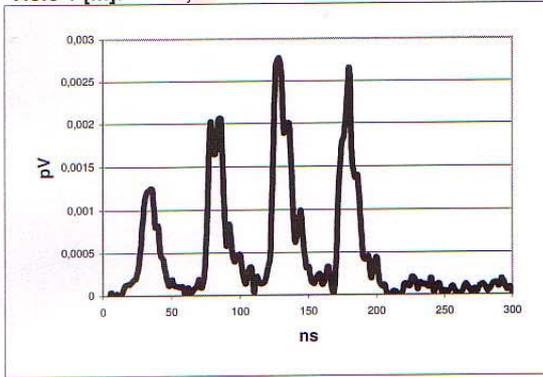


|                               |                             |  |
|-------------------------------|-----------------------------|--|
| <b>Sondierprofil ROST1</b>    |                             | <br><b>FUGRO CONSULT GMBH</b><br>Zweigniederlassung Niedersachsen-Ost<br>Ehlbeck 15 A<br>30938 Burgwedel<br>Tel. (05139) 9894-0, Fax (05139) 895709 |
| Projekt: Elsterwerda          |                             |  |
| Auftraggeber: TU Berlin       |                             |  |
| Sondierdatum: 17.03.-18.03.05 | Projekt-Nr.: 4005016        |  |
| Höhenmaßstab: 1:180           | Bearbeiter: MN              |  |
| <b>Anhang II</b>              | Datei: ROST-Elsterwerda.GGF |  |

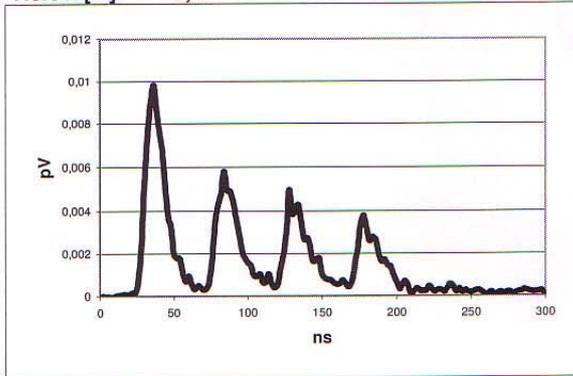
Abb. F-4: Sondierprofil ROST 1 (FUGRO, 2005), unkontaminierter Bereich

**Sondierung: ROST 2**  
**Projekt: Bahnhof Elsterwerda**

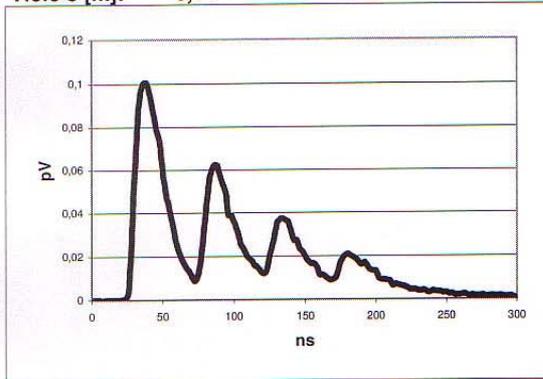
**Tiefe 1 [m]: 2,20**



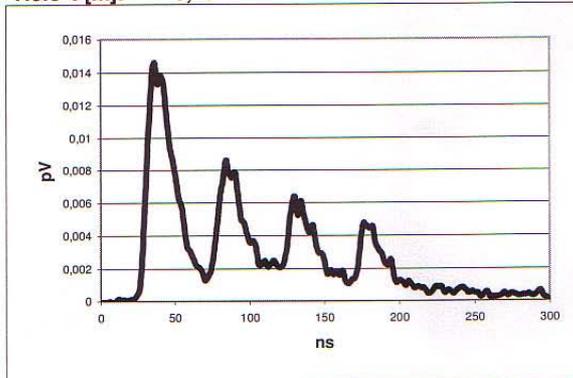
**Tiefe 2 [m]: 2,61**



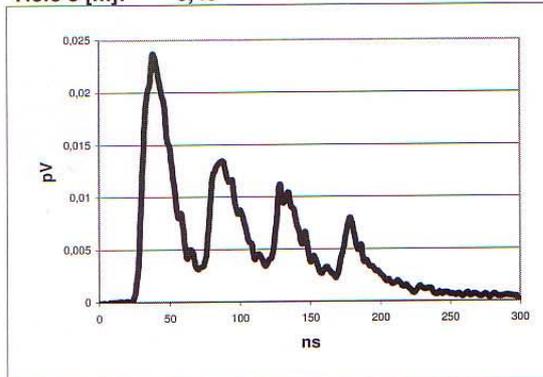
**Tiefe 3 [m]: 3,11**



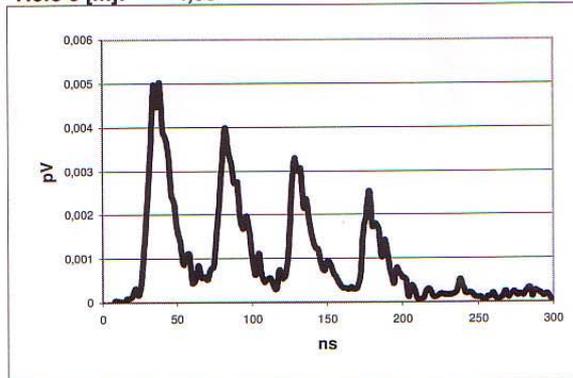
**Tiefe 4 [m]: 3,29**



**Tiefe 5 [m]: 3,46**



**Tiefe 6 [m]: 4,88**



**Abb. F-5: ROST 2,Wellenlängenmuster (FUGRO, 2005)**

**Tab. F-2:** Analytikergebnisse: Physikochemische Parameter

| unkontaminierter Bereich |      |     |                |         |                |         |                        |           |           | kontaminierter Bereich |      |     |                |         |                |           |                          |           |           |
|--------------------------|------|-----|----------------|---------|----------------|---------|------------------------|-----------|-----------|------------------------|------|-----|----------------|---------|----------------|-----------|--------------------------|-----------|-----------|
| Probe                    | T    | pH  | E <sub>H</sub> | Lf      | O <sub>2</sub> | Trübung | Geruch                 | Färbung   | Bodensatz | Probe                  | T    | pH  | E <sub>H</sub> | Lf      | O <sub>2</sub> | Trübung   | Geruch                   | Färbung   | Bodensatz |
| Einheit                  | [°C] | [-] | [mV]           | [µS/cm] | [mg/l]         | [-]     | [-]                    | [-]       | [-]       | Einheit                | [°C] | [-] | [mV]           | [µS/cm] | [mg/l]         | [-]       | [-]                      | [-]       | [-]       |
| GR 1/1                   | 4,9  | 5,0 | 173            | 743     | 0,9            | klar    | geruchlos              | farblos   | n.v.      | GR 2/1                 | 5,0  | 6,4 | -39            | 1149    | 0              | klar      | MKW                      | farblos   | n.v.      |
| GR 1/2                   | 6,8  | 6,7 | -85            | 785     | 0,02           | schwach | geruchlos              | farblos   | n.v.      | GR 2/2                 | 6,9  | 6,1 | 42             | 996     | 0              | s.schwach | s.schw. H <sub>2</sub> S | farblos   | n.v.      |
| GR 1/3                   | 7,8  | 6,6 | -78            | 787     | 0,02           | klar    | geruchlos              | farblos   | n.v.      | GR 2/3                 | 6,3  | 6,0 | 9              | 1079    | 0              | klar      | s.schw. H <sub>2</sub> S | farblos   | n.v.      |
| GR 1/4                   | 7,9  | 6,3 | -27            | 1128    | 0,03           | klar    | H <sub>2</sub> S       | farblos   | n.v.      | GR 2/4                 | 6,2  | 6,0 | 28             | 1031    | 0,02           | schwach   | H <sub>2</sub> S         | farblos   | n.v.      |
| GR 1/5                   | 6,6  | 6,3 | -101           | 1103    | 0,05           | klar    | geruchlos              | farblos   | n.v.      | GR 2/5                 | 6,9  | 6,2 | 60             | 926     | 0              | klar      | H <sub>2</sub> S         | farblos   | n.v.      |
| WÖ 1/1                   | 8,4  | 6,4 | 314            | 531     | 10,56          | stark   | geruchlos              | farblos   | stark     | WÖ 2/1                 | 7,1  | 6,4 | 264            | 721     | 9,8            | schwach   | geruchlos                | farblos   | gering    |
| WÖ 1/2                   | 9,6  | 6,7 | 58             | 546     | 0,36           | mittel  | geruchlos              | farblos   | stark     | WÖ 2/2                 | 9,2  | 6,1 | 81             | 763     | 0,38           | mittel    | geruchlos                | farblos   | stark     |
| WÖ 1/3                   | 9,9  | 6,7 | 228            | 620     | 2,02           | schwach | geruchlos              | farblos   | n.v.      | WÖ 2/3                 | 9,4  | 6,1 | 141            | 720     | 0,65           | s.schwach | geruchlos                | farblos   | s. gering |
| WÖ 1/4                   | 10,1 | 6,6 | 105            | 820     | 0,53           | mittel  | geruchlos              | farblos   | mittel    | WÖ 2/4                 | 9,9  | 5,9 | 110            | 722     | 0,48           | mittel    | schw. H <sub>2</sub> S   | farblos   | gering    |
| WÖ 1/5                   | 10,6 | 6,2 | 95             | 965     | 0,24           | mittel  | geruchlos              | farblos   | gering    | WÖ 2/5                 | 10,6 | 5,9 | 111            | 668     | 0,33           | schwach   | H <sub>2</sub> S         | farblos   | gering    |
| FU 1/1                   | 17,2 | 6,5 | 365            | 473     | n.b.           | mittel  | geruchlos              | farblos   | schwach   | FU 2/1                 | 16,7 | 6,9 | 232            | 681     | n.b.           | mittel    | MKW                      | farblos   | schwach   |
| FU 1/2                   | 17,3 | 6,9 | 335            | 564     | n.b.           | schwach | geruchlos              | farblos   | schwach   | FU 2/2                 | 17,6 | 6,5 | 232            | 746     | n.b.           | mittel    | geruchlos                | farblos   | schwach   |
| FU 1/3                   | 17,7 | 7,2 | 280            | 680     | n.b.           | stark   | geruchlos              | farblos   | mittel    | FU 2/3                 | 18,0 | 6,2 | 289            | 709     | n.b.           | schwach   | geruchlos                | farblos   | schwach   |
| FU 1/4                   | 15,9 | 6,9 | 316            | 117     | n.b.           | mittel  | geruchlos              | farblos   | mittel    | FU 2/4                 | 14,7 | 6,3 | 270            | 713     | n.b.           | mittel    | geruchlos                | farblos   | schwach   |
|                          |      |     |                |         |                |         |                        |           |           | FU 2/5                 | 14,4 | 6,2 | 266            | 543     | n.b.           | mittel    | geruchlos                | farblos   | schwach   |
| GEO 1/1                  | 9,0  | 5,8 | 230            | 545     | 2,5            | stark   | geruchlos              | farbl./bn | mittel    | GEO 2/1                | 9,8  | 6,3 | -214           | 776     | 0,2            | stark     | MKW                      | farbl./bn | stark     |
| GEO 1/2                  | 10,4 | 6,8 | -151           | 625     | 6,8            | stark   | geruchlos              | farbl./bn | mittel    | GEO 2/2                | 10,3 | 6,3 | -151           | 744     | 0,2            | mittel    | geruchlos                | farbl./bn | mittel    |
| GEO 1/3                  | 10,9 | 6,8 | -19            | 680     | 4,0            | stark   | geruchlos              | farbl./bn | stark     | GEO 2/3                | 10,2 | 6,2 | -135           | 765     | 0,2            | stark     | geruchlos                | farbl./bn | stark     |
| GEO 1/4                  | 10,7 | 6,4 | 100            | 866     | 5,1            | schwach | H <sub>2</sub> S       | farblos   | gering    | GEO 2/4                | 10,7 | 6,1 | -162           | 752     | 0,2            | stark     | geruchlos                | farbl./bn | stark     |
| GEO 1/5                  | 10,5 | 6,1 | 118            | 1005    | 8,3            | mittel  | schw. H <sub>2</sub> S | farbl./gr | gering    | GEO 2/5                | 11,2 | 6,1 | -142           | 679     | 0,3            | stark     | schw. H <sub>2</sub> S   | farbl./bn | stark     |

mit:

n.b.: nicht bestimmt

n.v.: nicht vorhanden

**Tab. F-3:** Analytikergebnisse unkontaminierter Bereich: Kat- und Anionen, organische Inhaltstoffe, Gase

| Probe   | Na <sup>+</sup> | K <sup>+</sup> | Ca <sup>2+</sup> | Mg <sup>2+</sup> | Fe <sub>ges</sub> | Mn <sup>2+</sup> | NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> | Summe  | F <sup>-</sup> | Cl <sup>-</sup> | Br <sup>-</sup> | NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> | PO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> | SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> | HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> | Summe  | Benzen | Toluen | Ethylen-<br>benzen | m-,p-<br>Xylen | o-Xylen | Summe | H <sub>2</sub> S | CH <sub>4</sub> |
|---------|-----------------|----------------|------------------|------------------|-------------------|------------------|------------------------------|--------|----------------|-----------------|-----------------|------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|--------|--------|--------|--------------------|----------------|---------|-------|------------------|-----------------|
| Einheit | mg/l            | mg/l           | mg/l             | mg/l             | mg/l              | mg/l             | mg/l                         | mg/l   | mg/l           | mg/l            | mg/l            | mg/l                         | mg/l                          | mg/l                          | mg/l                          | mg/l   | µg/l   | µg/l   | µg/l               | µg/l           | µg/l    | µg/l  | µg/l             | µg/l            |
| GR 1/1  | 13,92           | 18,76          | 70,23            | 11,41            | 1,82              | 0,37             | 0,29                         | 116,80 | 0,44           | 11,27           | n.n.            | 15,97                        | n.n.                          | 244,91                        | 18,31                         | 290,90 | <1     | <1     | <1                 | <1             | <1      | n.n.  | n.b.             | n.b.            |
| GR 1/2  | 15,09           | 14,30          | 89,99            | 12,57            | 1,33              | 0,34             | 0,57                         | 134,19 | 0,47           | 11,05           | n.n.            | 14,38                        | n.n.                          | 202,96                        | 457,65                        | 696,09 | <1     | <1     | <1                 | <1             | <1      | n.n.  | n.b.             | n.b.            |
| GR 1/3  | 18,02           | 11,79          | 76,66            | 16,05            | 1,03              | 0,04             | 0,60                         | 124,18 | 0,45           | 14,74           | n.n.            | 26,29                        | n.n.                          | 150,79                        | 237,98                        | 430,25 | <1     | <1     | <1                 | <1             | <1      | n.n.  | n.b.             | n.b.            |
| GR 1/4  | 60,00           | 13,58          | 96,27            | 19,43            | 8,59              | 0,18             | 2,18                         | 200,23 | 0,55           | 42,35           | n.n.            | 1,67                         | n.n.                          | 298,98                        | 195,26                        | 538,81 | <1     | <1     | <1                 | <1             | <1      | n.n.  | n.b.             | n.b.            |
| GR 1/5  | 54,93           | 13,42          | 85,89            | 16,82            | 20,00             | 0,45             | 3,10                         | 194,61 | 0,58           | 48,10           | n.n.            | 1,70                         | n.n.                          | 302,87                        | 164,75                        | 518,00 | <1     | <1     | <1                 | <1             | <1      | n.n.  | n.b.             | n.b.            |
| WÖ 1/1  | 17,91           | 10,76          | 80,29            | 18,72            | 2,56              | 0,39             | 1,20                         | 131,83 | 0,28           | 11,82           | n.n.            | 20,50                        | n.n.                          | 277,39                        | 78,72                         | 388,71 | <1     | <1     | <1                 | <1             | <1      | n.n.  | n.b.             | n.b.            |
| WÖ 1/2  | 15,90           | 11,69          | 73,26            | 16,26            | 2,45              | 0,25             | 1,41                         | 121,22 | 0,31           | 10,64           | n.n.            | 18,57                        | n.n.                          | 212,12                        | 180,62                        | 422,26 | <1     | <1     | <1                 | <1             | <1      | n.n.  | n.b.             | n.b.            |
| WÖ 1/3  | 30,26           | 11,04          | 128,60           | 16,82            | 1,55              | 0,06             | 0,54                         | 188,87 | 0,28           | 18,85           | n.n.            | 35,09                        | n.n.                          | 178,06                        | 217,84                        | 450,12 | <1     | <1     | <1                 | <1             | <1      | n.n.  | n.b.             | n.b.            |
| WÖ 1/4  | 46,21           | 11,01          | 99,62            | 19,92            | 9,27              | 0,29             | 4,43                         | 190,75 | 0,43           | 45,06           | n.n.            | n.n.                         | n.n.                          | 318,68                        | 150,11                        | 514,28 | <1     | <1     | <1                 | <1             | <1      | n.n.  | n.b.             | n.b.            |
| WÖ 1/5  | 48,43           | 8,52           | 112,00           | 20,71            | 52,03             | 1,35             | 8,58                         | 251,62 | n.n.           | 52,71           | n.n.            | n.n.                         | n.n.                          | 526,05                        | 113,50                        | 692,26 | <1     | <1     | <1                 | <1             | <1      | n.n.  | n.b.             | n.b.            |
| FU 1/1  | 18,98           | 16,02          | 53,09            | 13,49            | 0,25              | 0,40             | 0,25                         | 102,48 | 0,36           | 11,15           | n.n.            | 17,46                        | n.n.                          | 147,32                        | 139,74                        | 316,03 | <1     | <1     | <1                 | <1             | <1      | n.n.  | n.b.             | n.b.            |
| FU 1/2  | 39,70           | 6,04           | 73,21            | 15,40            | 0,01              | 0,20             | 0,31                         | 114,75 | 0,36           | 9,59            | n.n.            | 15,15                        | n.n.                          | 183,08                        | 154,99                        | 363,17 | <1     | <1     | <1                 | <1             | <1      | n.n.  | n.b.             | n.b.            |
| FU 1/3  | 63,91           | 21,14          | 86,83            | 15,91            | 0,23              | 0,44             | 0,54                         | 155,27 | 0,39           | 17,76           | n.n.            | 25,57                        | n.n.                          | 133,60                        | 307,54                        | 484,86 | <1     | <1     | <1                 | <1             | <1      | n.n.  | n.b.             | n.b.            |
| FU 1/4  | 51,16           | 32,48          | 80,29            | 15,45            | 1,96              | 0,11             | 0,51                         | 154,76 | 0,16           | 21,10           | n.n.            | 0,49                         | n.n.                          | 177,97                        | 289,85                        | 489,57 | <1     | <1     | <1                 | <1             | <1      | n.n.  | n.b.             | n.b.            |
| GEO 1/1 | 16,81           | 13,07          | 55,81            | 13,07            | 13,85             | 1,09             | 1,93                         | 115,63 | 0,36           | 10,88           | n.n.            | 18,05                        | n.n.                          | 286,38                        | 54,92                         | 370,59 | <1     | <1     | <1                 | <1             | <1      | n.n.  | n.b.             | n.b.            |
| GEO 1/2 | 17,74           | 13,29          | 82,00            | 16,68            | 6,07              | 0,28             | 1,73                         | 137,79 | 0,33           | 10,60           | n.n.            | 13,92                        | n.n.                          | 217,02                        | 164,75                        | 406,62 | <1     | <1     | <1                 | <1             | <1      | n.n.  | n.b.             | n.b.            |
| GEO 1/3 | 39,67           | 13,04          | 81,51            | 16,34            | 10,38             | 0,11             | 3,35                         | 164,40 | 0,31           | 19,66           | n.n.            | 7,71                         | n.n.                          | 131,34                        | 311,20                        | 470,22 | <1     | <1     | <1                 | <1             | <1      | n.n.  | n.b.             | n.b.            |
| GEO 1/4 | 57,96           | 12,04          | 104,10           | 20,40            | 11,07             | 0,25             | 2,72                         | 208,54 | 0,47           | 47,43           | n.n.            | 1,21                         | n.n.                          | 344,89                        | 152,55                        | 546,55 | <1     | <1     | <1                 | <1             | <1      | n.n.  | n.b.             | n.b.            |
| GEO 1/5 | 56,91           | 9,62           | 112,20           | 21,34            | 53,35             | 1,16             | 9,65                         | 264,23 | n.n.           | 52,92           | n.n.            | 1,88                         | n.n.                          | 523,01                        | 128,14                        | 705,95 | <1     | <1     | <1                 | <1             | <1      | n.n.  | n.b.             | n.b.            |

mit:

n.n.: nicht nachweisbar

n.b.: nicht bestimmt

**Tab. F-4:** Analytikergebnisse kontaminierter Bereich: Kat- und Anionen, organische Inhaltstoffe, Gase

| Probe   | Na <sup>+</sup> | K <sup>+</sup> | Ca <sup>2+</sup> | Mg <sup>2+</sup> | Fe <sub>ges</sub> | Mn <sup>2+</sup> | NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> | Summe  | F <sup>-</sup> | Cl <sup>-</sup> | Br <sup>-</sup> | NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> | PO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> | SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> | HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> | Summe  | Benzen | Toluen | Ethylen-<br>benzen | m-,p-<br>Xylen | o-Xylen | Summe  | H <sub>2</sub> S | CH <sub>4</sub> |
|---------|-----------------|----------------|------------------|------------------|-------------------|------------------|------------------------------|--------|----------------|-----------------|-----------------|------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|--------|--------|--------|--------------------|----------------|---------|--------|------------------|-----------------|
| Einheit | mg/l            | mg/l           | mg/l             | mg/l             | mg/l              | mg/l             | mg/l                         | mg/l   | mg/l           | mg/l            | mg/l            | mg/l                         | mg/l                          | mg/l                          | mg/l                          | mg/l   | µg/l   | µg/l   | µg/l               | µg/l           | µg/l    | µg/l   | µg/l             | µg/l            |
| GR 2/1  | 37,00           | 13,54          | 80,41            | 28,45            | 6,81              | 0,63             | 1,50                         | 168,35 | 0,58           | 48,13           | n.n.            | n.n.                         | n.n.                          | 239,93                        | 250,18                        | 538,82 | 1681   | 907    | 1051               | 2684           | 499     | 6822   | 1,11             | 18              |
| GR 2/2  | 32,30           | 9,88           | 71,44            | 15,81            | 41,02             | 0,87             | 6,10                         | 177,42 | 0,57           | 49,48           | n.n.            | 1,62                         | n.n.                          | 284,88                        | 115,94                        | 452,49 | <1     | 4,57   | 4,98               | 17,2           | 4,83    | 31,58  | 0,01             | 30              |
| GR 2/3  | 33,62           | 10,00          | 77,86            | 15,95            | 47,17             | 1,07             | 6,50                         | 192,17 | n.n.           | 49,83           | n.n.            | 1,58                         | n.n.                          | 358,27                        | 85,43                         | 495,11 | <1     | 2,87   | 4,48               | 16,9           | 4,59    | 28,84  | <0,01            | 25              |
| GR 2/4  | 31,92           | 8,04           | 84,13            | 14,30            | 51,43             | 1,15             | 15,00                        | 205,97 | n.n.           | 48,09           | n.n.            | n.n.                         | n.n.                          | 341,51                        | 85,43                         | 475,03 | <1     | 7,75   | 8,03               | 25,2           | 8,4     | 49,38  | <0,01            | 29              |
| GR 2/5  | 29,38           | 2,43           | 70,77            | 9,97             | 54,05             | 1,30             | 6,46                         | 174,36 | n.n.           | 41,89           | n.n.            | n.n.                         | n.n.                          | 297,68                        | 85,43                         | 425,00 | <1     | 14,6   | 16,3               | 58             | 14      | 102,9  | n.b.             | n.b.            |
| WÖ 2/1  | 29,13           | 9,58           | 74,75            | 17,94            | 39,27             | 0,96             | 5,84                         | 177,47 | 0,48           | 49,65           | n.n.            | 1,22                         | n.n.                          | 337,24                        | 115,94                        | 504,53 | <1     | 23,6   | 18,1               | 57,3           | 20,7    | 119,7  | <0,01            | <3              |
| WÖ 2/2  | 31,25           | 8,13           | 110,40           | 16,66            | 45,59             | 1,06             | 6,78                         | 219,87 | 0,42           | 47,24           | n.n.            | n.n.                         | n.n.                          | 349,27                        | 85,43                         | 482,36 | <1     | <1     | <1                 | <1             | <1      | n.n.   | <0,01            | 30              |
| WÖ 2/3  | 31,15           | 6,99           | 75,14            | 14,77            | 49,86             | 1,12             | 7,17                         | 186,20 | n.n.           | 46,99           | n.n.            | 1,18                         | n.n.                          | 330,84                        | 85,43                         | 464,44 | <1     | <1     | <1                 | <1             | <1      | n.n.   | <0,01            | 29              |
| WÖ 2/4  | 31,24           | 6,87           | 76,19            | 14,63            | 47,12             | 1,09             | 6,97                         | 184,11 | n.n.           | 47,20           | n.n.            | n.n.                         | n.n.                          | 349,24                        | 67,12                         | 463,56 | <1     | <1     | <1                 | <1             | <1      | n.n.   | n.b.             | n.b.            |
| WÖ 2/5  | 29,34           | 2,97           | 68,29            | 11,72            | 52,65             | 1,24             | 6,65                         | 172,86 | n.n.           | 46,22           | n.n.            | 0,79                         | n.n.                          | 358,73                        | 73,22                         | 478,96 | <1     | <1     | <1                 | <1             | <1      | n.n.   | n.b.             | n.b.            |
| FU 2/1  | 18,58           | 8,03           | 99,27            | 23,30            | 0,02              | 0,60             | 0,66                         | 150,47 | 0,30           | 14,06           | n.n.            | 0,81                         | n.n.                          | 27,69                         | 560,16                        | 603,02 | 8636   | 17126  | 2496               | 7501           | 2884    | 38643  | <0,01            | 8               |
| FU 2/2  | 51,26           | 6,64           | 71,87            | 18,98            | 11,14             | 0,90             | 2,75                         | 163,54 | 0,46           | 48,38           | n.n.            | n.n.                         | n.n.                          | 311,60                        | 145,84                        | 506,28 | <1     | <1     | <1                 | <1             | <1      | n.n.   | <0,01            | 7,1             |
| FU 2/3  | 42,40           | 13,27          | 98,66            | 20,50            | 5,74              | 0,96             | 1,45                         | 182,98 | 0,45           | 44,47           | n.n.            | 1,78                         | n.n.                          | 285,25                        | 91,53                         | 423,48 | <1     | <1     | <1                 | <1             | <1      | n.n.   | <0,01            | 6,7             |
| FU 2/4  | 35,11           | 10,96          | 73,48            | 18,75            | 27,07             | 0,75             | 1,98                         | 168,10 | 0,45           | 43,35           | n.n.            | 1,39                         | n.n.                          | 271,77                        | 106,79                        | 423,75 | <1     | <1     | <1                 | <1             | <1      | n.n.   | <0,01            | 8,5             |
| FU 2/5  | 25,96           | 3,79           | 55,44            | 10,15            | 20,36             | 0,83             | 1,62                         | 118,16 | 0,29           | 43,40           | n.n.            | 0,80                         | n.n.                          | 212,46                        | 95,80                         | 352,75 | <1     | <1     | <1                 | <1             | <1      | n.n.   | <0,01            | 6,7             |
| GEO 2/1 | 36,92           | 11,59          | 82,80            | 22,43            | 46,97             | 0,86             | 11,60                        | 213,17 | 0,45           | 45,30           | n.n.            | 1,45                         | n.n.                          | 276,24                        | 158,65                        | 482,09 | 201    | 7,65   | 47                 | 52,7           | 6,97    | 315,32 | <0,01            | 40              |
| GEO 2/2 | 37,01           | 10,26          | 75,09            | 17,52            | 49,58             | 0,80             | 7,05                         | 197,31 | 0,44           | 48,50           | n.n.            | 1,24                         | n.n.                          | 288,73                        | 134,24                        | 473,15 | <1     | <1     | <1                 | <1             | <1      | n.n.   | <0,01            | 41              |
| GEO 2/3 | 37,37           | 10,59          | 78,09            | 16,97            | 61,67             | 0,86             | 8,45                         | 214,00 | 0,43           | 46,88           | n.n.            | 1,19                         | n.n.                          | 307,58                        | 109,84                        | 465,92 | <1     | <1     | <1                 | <1             | <1      | n.n.   | <0,01            | 37              |
| GEO 2/4 | 36,77           | 9,99           | 76,09            | 14,60            | 65,98             | 0,93             | 4,90                         | 209,26 | 0,40           | 44,33           | n.n.            | n.n.                         | n.n.                          | 305,17                        | 103,73                        | 453,63 | <1     | <1     | <1                 | <1             | <1      | n.n.   | n.b.             | n.b.            |
| GEO 2/5 | 32,44           | 3,49           | 68,50            | 10,70            | 67,95             | 1,03             | 8,05                         | 192,16 | 0,29           | 42,74           | n.n.            | n.n.                         | n.n.                          | 307,99                        | 97,63                         | 448,65 | <1     | <1     | <1                 | <1             | <1      | n.n.   | n.b.             | n.b.            |

mit:

n.n.: nicht nachweisbar

n.b.: nicht bestimmt

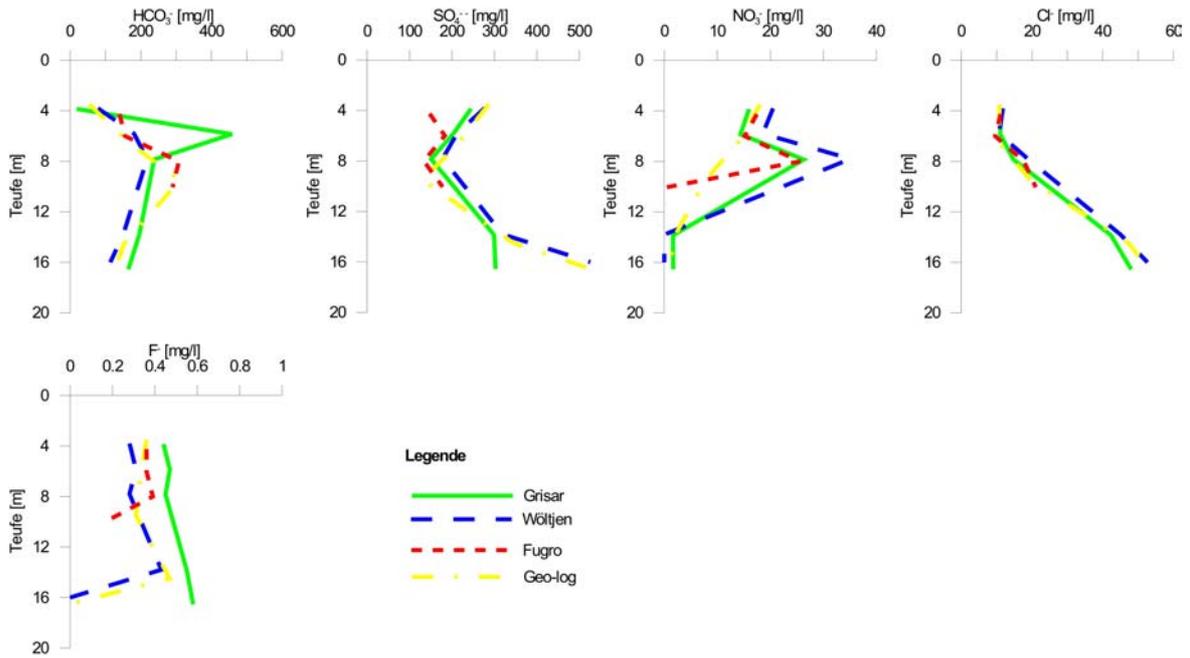


Abb. F-6: Teufenabhängiger Konzentrationsverlauf Anionen, unkontaminierter Bereich

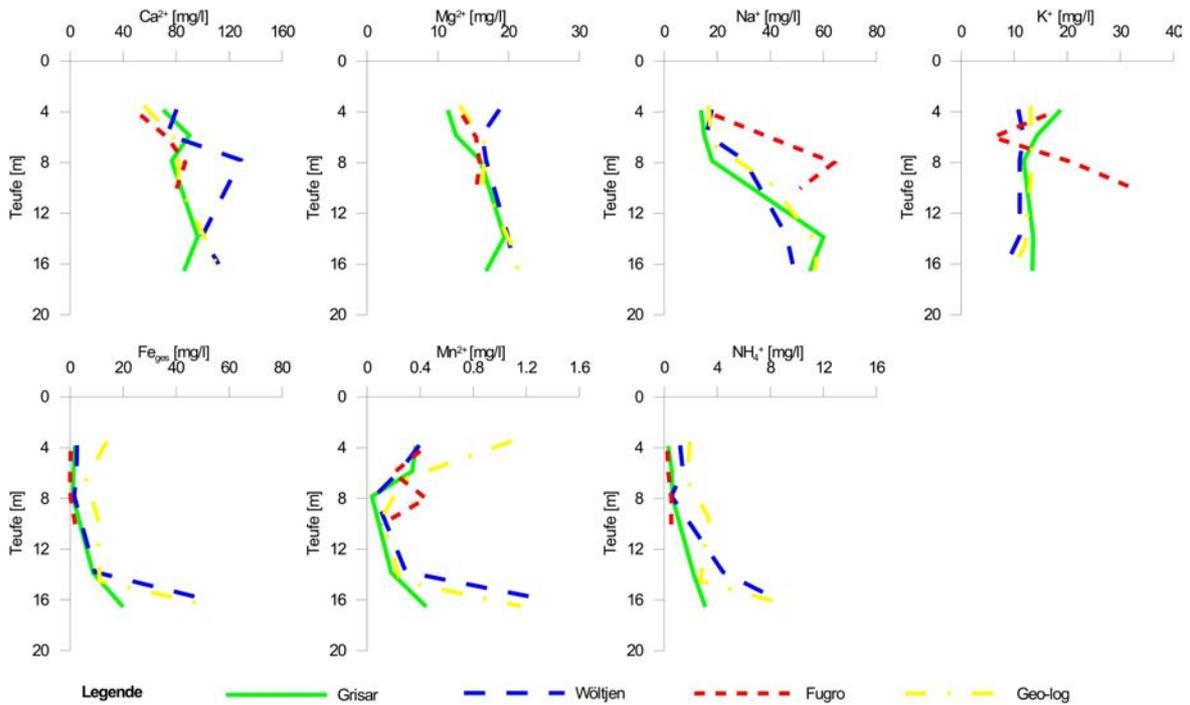


Abb. F-7: Teufenabhängiger Konzentrationsverlauf Kationen, unkontaminierter Bereich

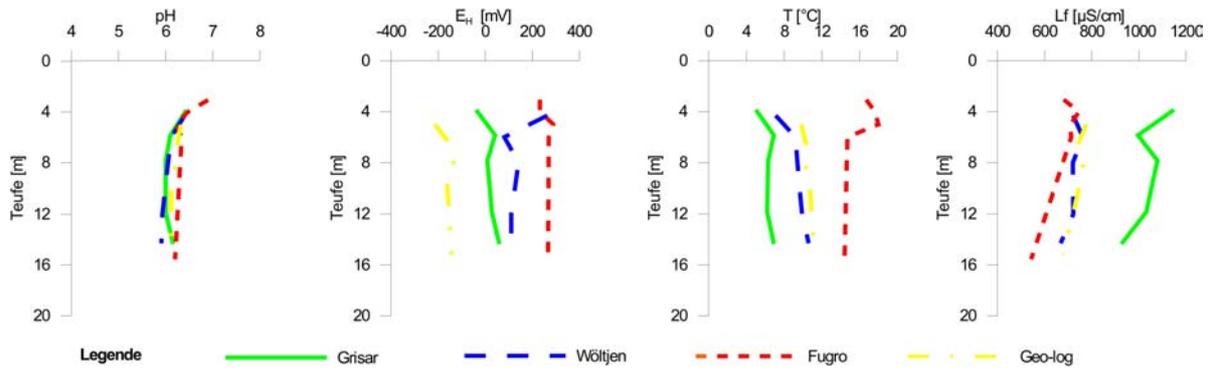


Abb. F-8: Physikochemische Parameter, kontaminierter Bereich

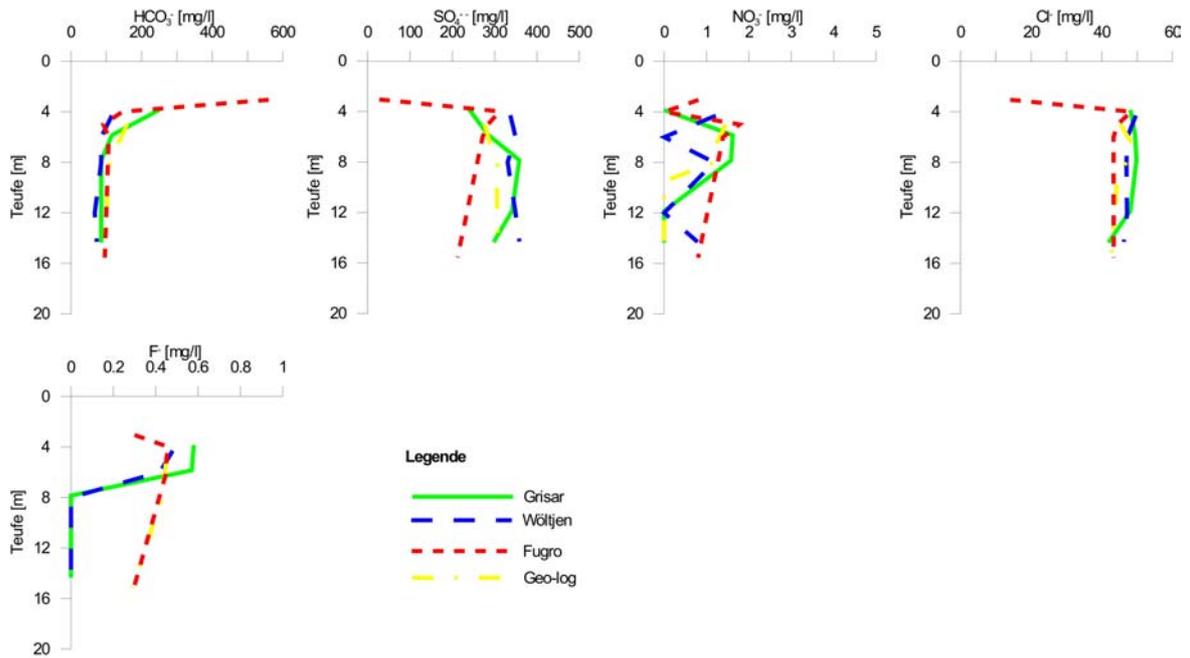


Abb. F-9: Teufenabhängiger Konzentrationsverlauf Anionen, kontaminierter Bereich

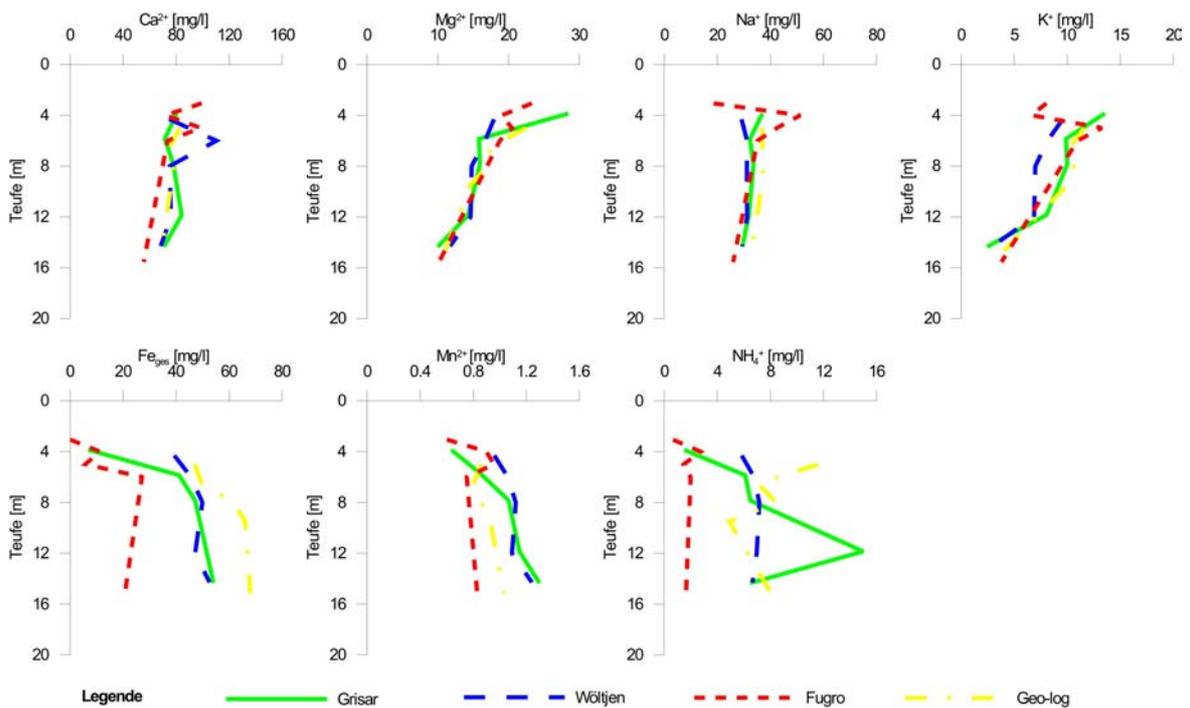


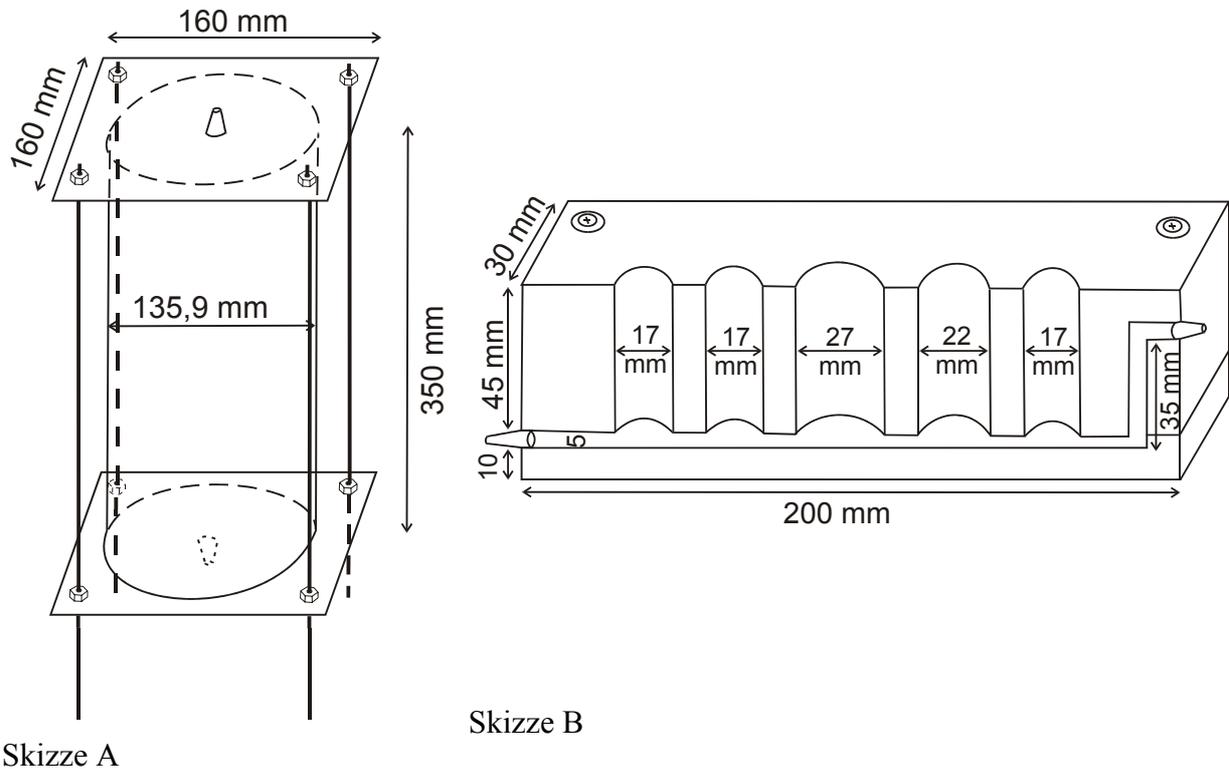
Abb. F-10: Teufenabhängiger Konzentrationsverlauf Kationen, kontaminierter Bereich

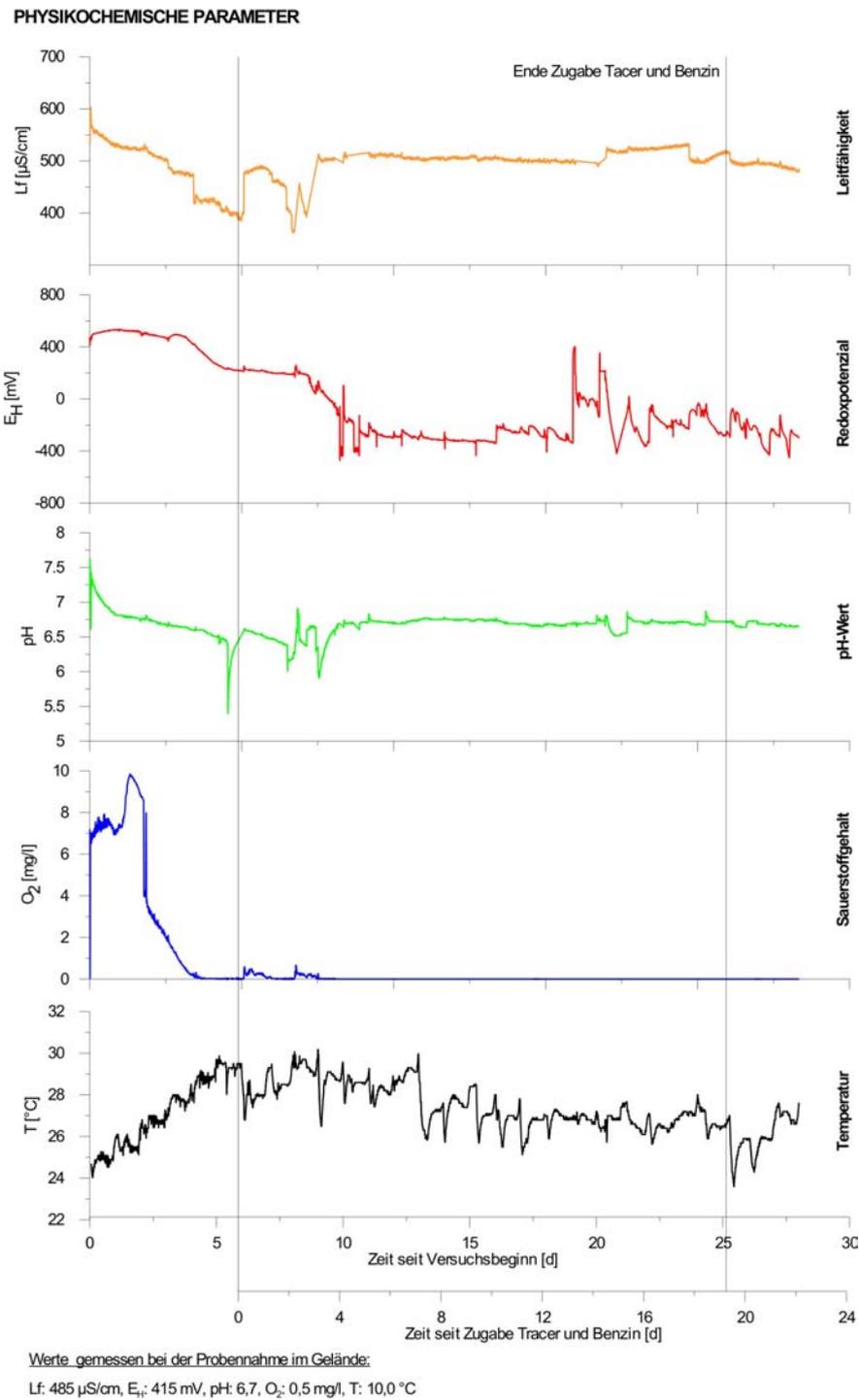
## Anhang G Säulenversuche

**Tab. G-1:** Charakteristik der Säulenapparatur

| Gerät, Einzelteile der Säule  | Eigenschaften, Typbezeichnung  |
|-------------------------------|--|
| Säule<br>(Skizze A)           | <ul style="list-style-type: none"> <li>- V2A-Edelstahlrohr, poliert (H: 350 mm, Ø 135,9 mm)</li> <li>- Boden- und Deckplatten: 160 mm Kantenlänge, Wandstärke: 8 mm, konisch zugefräst</li> <li>- Stecktüllen (passend für ID: 4 mm) mit eingefrästem Gewinde</li> <li>- Gewindestangen und Flügelschrauben (Edelstahl)</li> </ul> |
| Durchflusszelle<br>(Skizze B) | PE, Edelstahl, Nippel mit Außengewinde (NW: 2,7, M5)   |
| Filter                        | Glaskugeln (Ø 1,5-2 mm),<br>V4A Edelstahl-Gazernetz (Maschenweite: 45 µm)  |
| Dichtung                      | PU   |
| Schläuche                     | Tygon F4040A mit ID: 4 mm, Peristaltikpumpe: ID: 2,5 mm  |
| Verbindungsstücke             | Acetylharz (T-Form), PE (Y-Form)   |
| Vorratsbehälter               | 50 l Edelstahlgefäß, 10 l Faltnister aus PE  |
| Peristaltikpumpe              | Reglo Digital, ISM 597A (Ismatec)  |
| Probensammler                 | Reagenzgläser (Duran, Ø 20 mm)   |
| Gasbeutel                     | Plastigas-Beutel, (22 l Linde)   |

**Abb. G-1:** Skizzen der in den Transportversuchen genutzten Apparaturen. Skizze A: in Einzelteile zerlegbare Edelstahlsäule; Skizze B: Durchflusszelle zur Messung der physikochemischen Parameter (aus MERSMANN, 2003)





**Abb. G-2:** Versuch 1: Zeitlicher Verlauf der physikochemischen Parameter

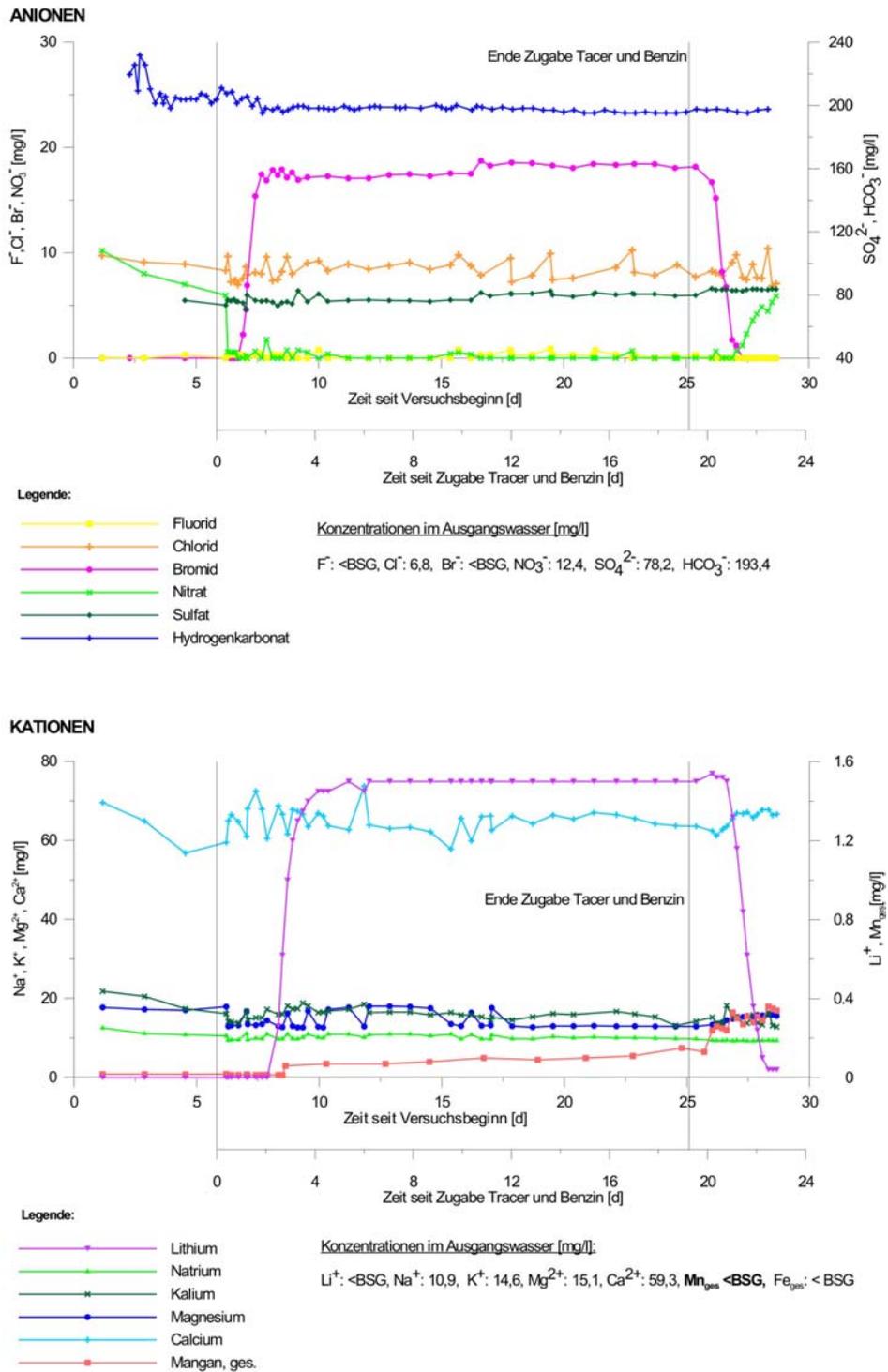
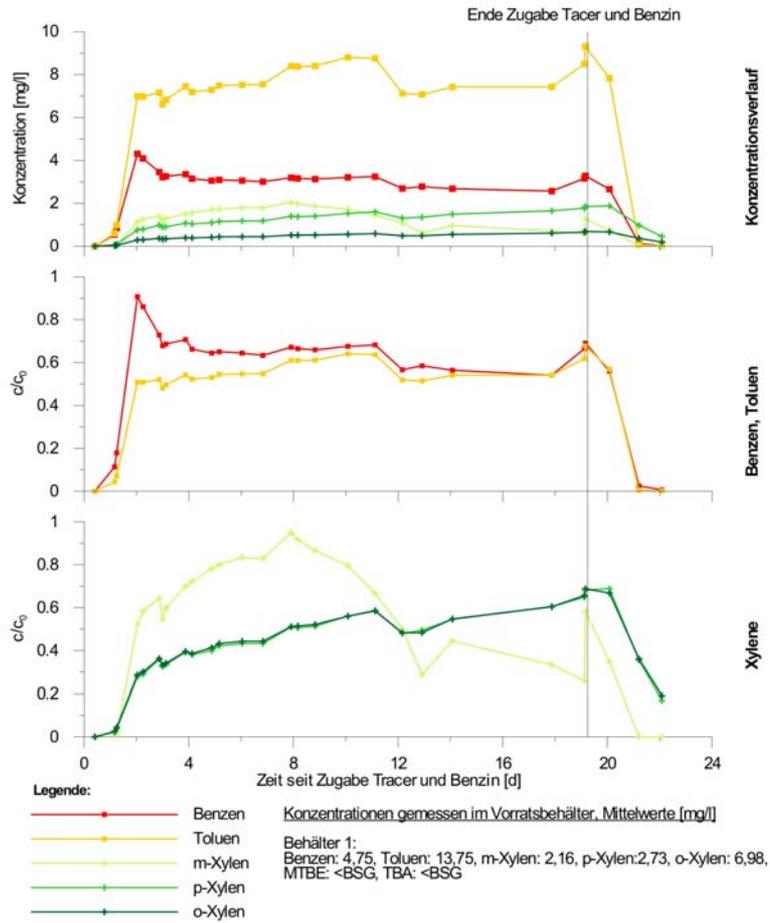
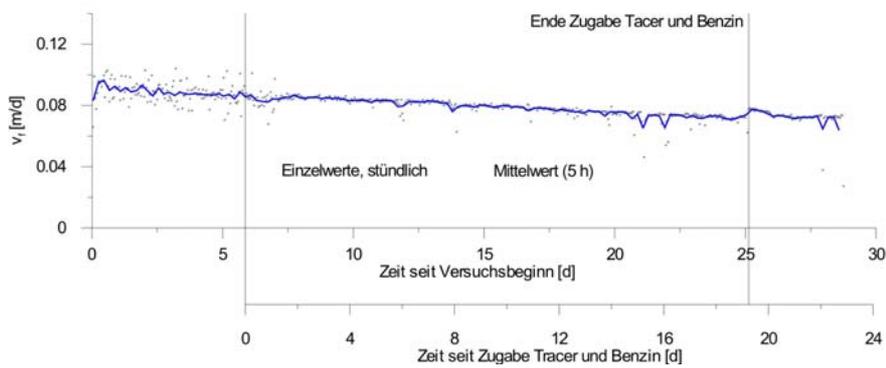


Abb. G-3: Versuch 1: Zeitlicher Verlauf der Anionen- und Kationenkonzentration

**BENZININHALTSSTOFFE**



**FILTERGESCHWINDIGKEIT**



**Abb. G-4:** Versuch 1: Zeitlicher Verlauf der Konzentrationsverhältnisse  $c/c_0$  und Filtergeschwindigkeit

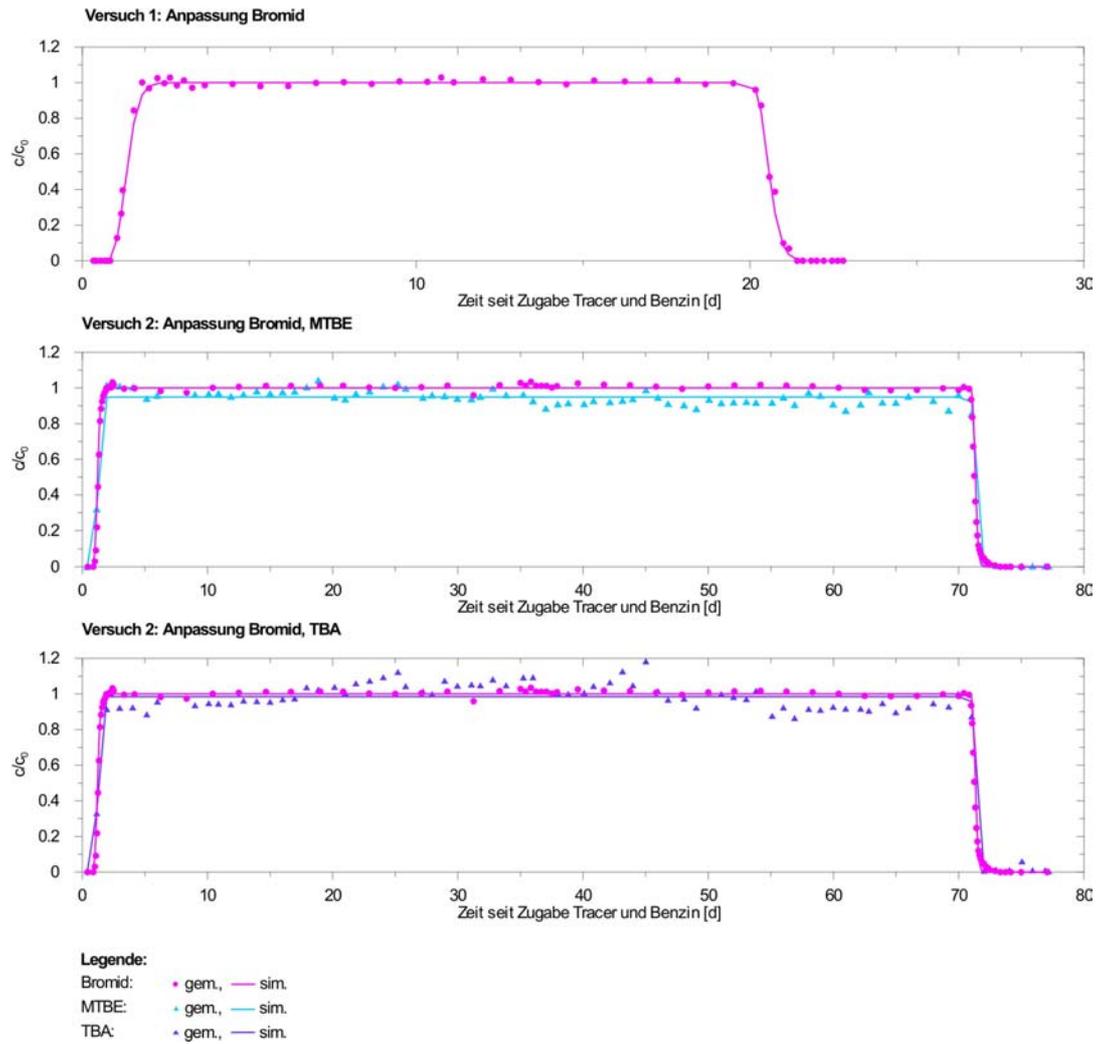


Abb. G-5: Modellierung mittels CXTFIT: Beispiele Modellanpassung

**Tab. G-2:** Ergebnis Modellierung Cxtfit: Parametersets

| Parameter        | Anpassungszeitraum [d] | Modell        | $v_a$ [m/d] | $D_L$ [m <sup>2</sup> /d] | $R_d$ [-] | $\mu$ [d <sup>-1</sup> ] | $\mu_1$ [-] | $\mu_2$ [-] | $\beta$ [-] | $\omega$ [-] | $R^2$ [-]  | Kommentar             |
|------------------|------------------------|---------------|-------------|---------------------------|-----------|--------------------------|-------------|-------------|-------------|--------------|------------|-----------------------|
| <b>Versuch 1</b> |                        |               |             |                           |           |                          |             |             |             |              |            |                       |
| Bromid           | 0-3,29                 | Gleichgewicht | 0,2565      | 0,001302                  | 1,011     | 0                        |             |             |             |              | 0,99836892 | Anstieg               |
|                  | 0-7                    | Gleichgewicht | 0,2537      | 0,001288                  | 1         | 0                        |             |             |             |              | 0,99842343 | Anstieg               |
|                  | 0-22,78                | Gleichgewicht | 0,2547      | 0,001808                  | 1,041     | 0                        |             |             |             |              | 0,99654429 | Gesamte Kurve         |
| Benzen           | 0-2,25                 | Gleichgewicht | 0,2565      | 0,001302                  | 1,15      | 0,08678                  |             |             |             |              | 0,99672894 | Anstieg               |
| Toluol           | 0-5,17                 | Gleichgewicht | 0,2565      | 0,001302                  | 1,205     | 0,5138                   |             |             |             |              | 0,99350540 | Anstieg               |
| m-Xylen          | 0-6,83                 | Two Region    | 0,2565      | 0,001302                  | 1,8       |                          | 0,2025      | 0,0001      | 0,6901      | 0,6046       | 0,97974020 | Anstieg               |
| p-Xylen          | 0-6,83                 | Two Region    | 0,2565      | 0,001302                  | 1,8       |                          | 0,8304      | 0,0001      | 0,6729      | 0,6296       | 0,99133381 | Anstieg               |
| o-Xylen          | 0-6,83                 | Two Region    | 0,2565      | 0,001302                  | 1,9       |                          | 0,8029      | 0,0001      | 0,6271      | 0,6821       | 0,99536905 | Anstieg               |
| <b>Versuch 2</b> |                        |               |             |                           |           |                          |             |             |             |              |            |                       |
| Bromid           | 0-3,33                 | Gleichgewicht | 0,2676      | 0,0007336                 | 1,046     | 0                        |             |             |             |              | 0,99828331 | Anstieg               |
|                  | 0-4,2                  | Gleichgewicht | 0,2676      | 0,0007336                 | 1,046     | 0                        |             |             |             |              | 0,99831886 | Anstieg               |
|                  | 0-12,5                 | Gleichgewicht | 0,2676      | 0,0007336                 | 1,046     | 0                        |             |             |             |              | 0,99812952 | Anstieg               |
|                  | 0-77,083               | Gleichgewicht | 0,2771      | 0,001                     | 1,035     | 0                        |             |             |             |              | 0,98546585 | Gesamte Kurve         |
| MTBE             | 0-4,02                 | Gleichgewicht | 0,2676      | 0,0007336                 | 0,995     | 0                        |             |             |             |              | 0,99954284 | Anstieg               |
|                  | 0-12,875               | Gleichgewicht | 0,2676      | 0,0007336                 | 1,005     | 0,01                     |             |             |             |              | 0,99348499 | Anstieg               |
|                  | 0-77,1875              | Gleichgewicht | 0,2771      | 0,001                     | 0,997     | 0,04291                  |             |             |             |              | 0,98587866 | Gesamte Kurve         |
| TBA              | 0-4,02                 | Gleichgewicht | 0,2676      | 0,0007336                 | 0,990     | 0,0719                   |             |             |             |              | 0,99957596 | Anstieg               |
|                  | 0-12,875               | Gleichgewicht | 0,2676      | 0,0007336                 | 1,031     | 0,0621                   |             |             |             |              | 0,99537278 | Anstieg               |
|                  | 0-77,1875              | Gleichgewicht | 0,2771      | 0,001                     | 1,032     | 0,01297                  |             |             |             |              | 0,95753019 | Gesamte Kurve         |
| Benzen           | 0-9                    | Gleichgewicht | 0,2676      | 0,0007336                 | 1,234     | 0,07799                  |             |             |             |              | 0,99009932 | Anstieg               |
|                  | 0-12,875               | Gleichgewicht | 0,2676      | 0,0007336                 | 1,248     | 0,06921                  |             |             |             |              | 0,98992387 | Anstieg               |
| Toluol           | 0-12,875               | Gleichgewicht | 0,2676      | 0,0007336                 | 1,420     | 0,03                     |             |             |             |              | 0,99409724 | Anstieg               |
|                  | 0-21,2                 | Gleichgewicht | 0,2676      | 0,0007336                 | 1,429     | 0,03                     |             |             |             |              | 0,66365131 | Anstieg, R zu gering! |
| Ethylbenzen      | 0-9                    | Gleichgewicht | 0,2676      | 0,0007336                 | 3,766     | 0,0001                   |             |             |             |              | 0,95766283 | Zweiter Anstieg       |
|                  | 0-9                    | Gleichgewicht | 0,2676      | 0,0007336                 | 1,794     | 0,02771                  |             |             |             |              | 0,99798032 | Erster Anstieg        |
| m-Xylen          | 0-17,92                | Two Region    | 0,2676      | 0,0007336                 | 1,800     |                          | 0,5303      | 0,0001      | 0,7086      | 0,99         | 0,95935643 | Anstieg               |
|                  | 0-12,875               | Two Region    | 0,2676      | 0,0007336                 | 1,800     |                          | 0,562       | 0,0001      | 0,7361      | 0,99         | 0,96310121 | Anstieg               |
| p-Xylen          | 0-16,96                | Two Region    | 0,2676      | 0,0007336                 | 1,900     |                          | 0,5184      | 0,0001      | 0,7954      | 0,99         | 0,95452485 | Anstieg               |
|                  | 0-12,875               | Two Region    | 0,2676      | 0,0007336                 | 1,900     |                          | 0,5401      | 0,0001      | 0,7739      | 0,99         | 0,96345996 | Anstieg               |
| o-Xylen          | 0-16,96                | Two Region    | 0,2676      | 0,0007336                 | 2,000     |                          | 0,4104      | 0,0001      | 0,6874      | 0,8343       | 0,95995641 | Anstieg               |
|                  | 0-12,875               | Two Region    | 0,2676      | 0,0007336                 | 2,000     |                          | 0,4347      | 0,0001      | 0,6886      | 0,99         | 0,96709694 | Anstieg               |

mit::

|            |   |
|------------|---|
| $v_a$ :    | Abstandsgeschwindigkeit                                   |
| $D_L$ :    | longitudinaler Dispersionskoeffizient                     |
| $R_d$ :    | Retardationsfaktor  |
| $\mu$ :    | Abbaukonstante erster Ordnung im Gleichgewichtsmodell     |
| $\mu_1$ :  | Abbaukonstante erster Ordnung mobile Phase                |
| $\mu_2$ :  | Abbaukonstante erster Ordnung immobile Phase              |
| $\beta$ :  | Verteilungskoeffizient zwischen mobiler und immobil Phase |
| $\omega$ : | Massentransferkoeffizient                                 |
| $R^2$ :    | Korrelationskoeffizient, gemessen vs. fitted              |

## **Anhang H Wellenlängendispersive Röntgenfluoreszenzanalyse (WD-RFA)**

Geochemisches Gemeinschaftslabor, Institut für Angewandte Geowissenschaften, Fakultät VI

**Analysegerät:** PHILIPS PW 1404

### **Allgemeine Probenvorbereitung:**

- Proben lufttrocknen
- Proben in Widia Mühle mahlen

### **Messprogramm POWDER zur Analyse von Pulvertabletten:**

#### Anwendung:

Übersichtsanalytik

#### Präparation Pulvertabletten:

- Einwaage von 6 g mit 1,5 g C-Wachs im Rüttler homogenisieren
- mit 20 t Druck in Al-Kapsel pressen

#### Messung:

Eichung für 40 chemische Elemente über 90 internationale Gesteinsstandards

Messzeit: 60 min

Matrixeinfluss und Korngrößeneffekte

### **Messprogramm OXIQUANT zur Analyse von Schmelztabletten:**

#### Anwendung:

Präzisionsanalyse für Hauptelemente, Petrogenese

#### Präparation Schmelztabletten:

- Einwaage von 0,6 g Probenpulver, ungeglüht, mit 3,6 g MERCK Spectromelt A12 vermischen
- schmelzen im Induktionsofen Rotomelt in Pt/Au-Tiegeln bei 1200 °C
- ausgießen auf Pt/Au-Kokille, im Luftstrom abschrecken, abkühlen im Exsikkator

#### Messung:

Eichung für 37 chemische Elemente über 85 internationale Gesteinsstandards

Messzeit: 55 min

Relativ höhere Nachweisgrenzen als bei Pulvertabellen

Geringer Matrix- und Textureinfluss

**Tab. H-1:** RFA Messergebnisse Pulvertabletten, Probennahme: 18.02.2002, Gleis 1 und SW-Abstrom

| Element   | SiO2            | Al2O3  | Fe2O3  | MgO    | CaO    | Na2O   | K2O    | TiO2   | P2O5   | SO3    | Ag    | As   | Ba  | Bi  | Cu   | Ga  | Ni  | Rb  | Sr  | V   | Zr  | Summe |        |
|---|-----------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|-------|------|-----|-----|------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-------|--------|
| Einheit   | Gew.-%          | Gew.-% | Gew.-% | Gew.-% | Gew.-% | Gew.-% | Gew.-% | Gew.-% | Gew.-% | Gew.-% | ppm   | ppm  | ppm | ppm | ppm  | ppm | ppm | ppm | ppm | ppm | ppm | %     |        |
| BSG   | 90 (max.)       | 0,2    | 0,02   | 0,3    | 0,1    | 0,1    | 0,05   | 0,03   | 0,01   | 0,05   | 2,5   | 10   | 30  | 7   | 10   | 3   | 12  | 10  | 10  | 10  | 40  |       |        |
| Probe   | Tiefe [m u.GOK] |        |        |        |        |        |        |        |        |        |       |      |     |     |      |     |     |     |     |     |     |       |        |
| <b>Vertikalprofil DB 32, Probennahme: 25.-26.08. 2003</b>     |                 |        |        |        |        |        |        |        |        |        |       |      |     |     |      |     |     |     |     |     |     |       |        |
| DB 32 OP-1  | 3-4             | 87,07  | 3,51   | 0,35   | <0,30  | 0,28   | 0,77   | 1,41   | 0,11   | 0,030  | <0,05 | 2,6  | 46  | 303 | <7,0 | 13  | 6   | 14  | 40  | 52  | 11  | 82    | 94,10  |
| DB 32 OP-2  | 4-5             | 88,75  | 3,21   | 0,30   | <0,30  | 0,25   | 0,74   | 1,36   | 0,10   | 0,024  | <0,05 | <2,5 | 37  | 293 | <7,0 | 13  | 5   | <12 | 43  | 52  | 12  | 62    | 95,24  |
| DB 32 OP-3  | 5-6             | 79,48  | 1,74   | 0,14   | <0,30  | 0,12   | 0,40   | 0,81   | 0,06   | 0,012  | <0,05 | <2,5 | 29  | 195 | <7,0 | <10 | 4   | <12 | 24  | 27  | <10 | 58    | 83,11  |
| DB 32 MP-1  | 6-7             | 89,59  | 1,73   | 0,13   | <0,30  | 0,11   | 0,38   | 0,80   | 0,08   | 0,013  | <0,05 | <2,5 | 37  | 165 | <7,0 | 13  | 4   | <12 | 23  | 21  | <10 | 79    | 93,21  |
| DB 32 MP-2  | 7-8             | 93,83> | 1,36   | 0,10   | <0,30  | <0,10  | 0,29   | 0,69   | 0,05   | 0,012  | <0,05 | <2,5 | 33  | 152 | <7,0 | 14  | <3  | <12 | 20  | 14  | <10 | 51    | 96,79  |
| DB 32 MP-3  | 8-9             | 93,41> | 1,52   | 0,12   | <0,30  | <0,10  | 0,30   | 0,78   | 0,06   | 0,011  | <0,05 | <2,5 | 33  | 162 | <7,0 | 13  | <3  | <12 | 21  | 15  | <10 | 62    | 96,67  |
| DB 32 MP-4  | 9-10            | 92,22> | 1,58   | 0,15   | <0,30  | <0,10  | 0,30   | 0,82   | 0,05   | 0,013  | 0,068 | <2,5 | 49  | 156 | <7,0 | 14  | 4   | <12 | 24  | 13  | <10 | 46    | 95,68  |
| DB 32 MP-5  | 10-11           | 94,99> | 2,01   | 0,19   | <0,30  | <0,10  | 0,37   | 1,12   | 0,05   | 0,012  | 0,123 | <2,5 | 43  | 180 | 8,2  | 15  | <3  | 13  | 32  | 13  | <10 | <40   | 99,39  |
| DB 32 UP-1  | 10,5-12         | 94,59> | 1,87   | 0,21   | <0,30  | <0,10  | 0,37   | 1,01   | 0,06   | 0,013  | 0,106 | <2,5 | 46  | 156 | <7,0 | 15  | 3   | 12  | 31  | 13  | <10 | 53    | 98,78  |
| DB 32 UP-2  | 12-13           | 95,76> | 1,66   | 0,25   | <0,30  | <0,10  | 0,34   | 0,90   | 0,06   | 0,013  | 0,148 | <2,5 | 56  | 164 | <7,0 | 15  | 3   | 18  | 27  | <10 | <10 | 53    | 99,74  |
| DB 32 UP-3  | 13-14           | 95,57> | 1,44   | 0,19   | <0,30  | <0,10  | 0,30   | 0,75   | 0,05   | 0,012  | 0,106 | <2,5 | 43  | 146 | <7,0 | 11  | 3   | 14  | 20  | <10 | <10 | 47    | 98,99  |
| DB 32 UP-4  | 14-15           | 94,18> | 1,46   | 0,18   | <0,30  | <0,10  | 0,30   | 0,73   | 0,08   | 0,011  | 0,095 | <2,5 | 47  | 149 | <7,0 | 18  | 4   | 13  | 18  | <10 | <10 | 62    | 97,60  |
| DB 32 UP-5  | 15-16           | 95,53> | 1,52   | 0,20   | <0,30  | 0,11   | 0,33   | 0,73   | 0,11   | 0,014  | 0,082 | <2,5 | 36  | 145 | <7,0 | 12  | <3  | <12 | 19  | 12  | <10 | 85    | 99,06  |
| <b>Vertikalprofil DB 25 UP, Probennahme: 13.08.03</b>         |                 |        |        |        |        |        |        |        |        |        |       |      |     |     |      |     |     |     |     |     |     |       |        |
| Probe   | Tiefe [m u.GOK] |        |        |        |        |        |        |        |        |        |       |      |     |     |      |     |     |     |     |     |     |       |        |
| DB 25 UP  | 1,5             | 92,89> | 3,63   | 0,58   | <0,30  | 0,26   | 0,66   | 1,46   | 0,10   | 0,065  | <0,05 | <2,5 | 32  | 329 | <7,0 | 12  | 5   | <12 | 48  | 46  | <10 | 63    | 100,11 |
| DB 25 UP  | 2,5             | 81,00  | 2,75   | 0,25   | <0,30  | 0,18   | 0,59   | 1,23   | 0,04   | 0,015  | <0,05 | <2,5 | 34  | 262 | <7,0 | 11  | <3  | <12 | 41  | 38  | <10 | <40   | 86,43  |
| DB 25 UP  | 3,5             | 86,25  | 3,16   | 0,24   | <0,30  | 0,28   | 0,70   | 1,32   | 0,07   | 0,021  | <0,05 | <2,5 | 29  | 271 | <7,0 | 12  | 5   | <12 | 42  | 47  | <10 | 46    | 92,42  |
| DB 25 UP  | 4,5             | 85,96  | 2,77   | 0,19   | <0,30  | 0,22   | 0,67   | 1,21   | 0,06   | 0,018  | <0,05 | <2,5 | 36  | 264 | <7,0 | 12  | 4   | <12 | 38  | 41  | <10 | 44    | 91,49  |
| DB 25 UP  | 5,5             | 88,75  | 2,89   | 0,24   | <0,30  | 0,24   | 0,67   | 1,28   | 0,09   | 0,022  | <0,05 | <2,5 | 29  | 269 | <7,0 | 12  | 6   | <12 | 42  | 46  | <10 | 56    | 94,60  |
| DB 25 UP  | 6,5             | 91,95> | 1,64   | 0,09   | <0,30  | <0,10  | 0,37   | 0,82   | 0,03   | 0,012  | <0,05 | <2,5 | 34  | 191 | <7,0 | 15  | 5   | <12 | 23  | 23  | <10 | <40   | 95,35  |
| DB 25 UP  | 7,5             | 86,42  | 1,59   | 0,09   | <0,30  | <0,10  | 0,34   | 0,79   | 0,03   | 0,010  | <0,05 | <2,5 | 32  | 172 | <7,0 | 13  | <3  | <12 | 23  | 19  | <10 | <40   | 89,66  |
| DB 25 UP  | 8,5             | 91,77> | 2,63   | 0,22   | <0,30  | 0,14   | 0,51   | 1,24   | 0,10   | 0,016  | 0,05  | <2,5 | 43  | 239 | <7,0 | 17  | 5   | <12 | 36  | 23  | <10 | 88    | 97,15  |
| DB 25 UP  | 9,5             | 88,08  | 1,38   | 0,09   | <0,30  | <0,10  | 0,28   | 0,76   | 0,04   | 0,010  | <0,05 | <2,5 | 36  | 153 | <7,0 | 14  | 5   | <12 | 22  | 10  | <10 | <40   | 91,04  |
| DB 25 UP  | 10,5            | 89,53  | 1,66   | 0,17   | <0,30  | <0,10  | 0,35   | 0,86   | 0,08   | 0,011  | <0,05 | <2,5 | 38  | 156 | <7,0 | 17  | 4   | <12 | 24  | <10 | <10 | 70    | 93,22  |
| DB 25 UP  | 11,5            | 95,04> | 1,56   | 0,14   | <0,30  | <0,10  | 0,31   | 0,87   | 0,04   | 0,011  | <0,05 | <2,5 | 48  | 155 | <7,0 | 13  | 4   | <12 | 25  | <10 | <10 | <40   | 98,50  |
| DB 25 UP  | 12,5            | 94,52> | 1,74   | 0,17   | <0,30  | 0,10   | 0,34   | 0,93   | 0,05   | 0,013  | 0,07  | <2,5 | 51  | 184 | <7,0 | 14  | <3  | <12 | 27  | 11  | <10 | 46    | 98,36  |
| DB 25 UP  | 13,5            | 94,92> | 1,83   | 0,24   | <0,30  | 0,11   | 0,36   | 0,98   | 0,12   | 0,013  | 0,07  | <2,5 | 36  | 162 | <7,0 | 16  | 4   | <12 | 30  | 14  | <10 | 116   | 99,08  |
| DB 25 UP  | 14              | 87,57  | 3,82   | 0,53   | <0,30  | 0,27   | 0,75   | 1,41   | 0,14   | 0,025  | <0,05 | <2,5 | 31  | 295 | <7,0 | 16  | 6   | <12 | 47  | 52  | 15  | 89    | 94,99  |
| <b>Säulenversuche: Säulenfüllung, Probennahme an 19.05.03</b> |                 |        |        |        |        |        |        |        |        |        |       |      |     |     |      |     |     |     |     |     |     |       |        |
| Säule 1   | 6               | 85,68  | 2,95   | 0,27   | <0,30  | 0,26   | 0,65   | 1,24   | 0,10   | 0,022  | <0,05 | <2,5 | 36  | 280 | <7,0 | 10  | 6   | <12 | 38  | 44  | 12  | 68    | 91,58  |
| Säule 2   | 4-6             | 87,36  | 2,91   | 0,27   | <0,30  | 0,25   | 0,64   | 1,23   | 0,10   | 0,020  | <0,05 | <2,5 | 31  | 244 | <7,0 | 15  | 5   | <12 | 38  | 42  | 12  | 71    | 93,19  |

## Bemerkung:

Co, W : Daten werden nicht aufgeführt aufgrund von Verunreinigungen durch Widia Stahl der Mühle

F: Wert wird nicht aufgeführt, unplausibel aufgrund von auftretenden Interferenzen

Hg: keine verwertbaren Messsignale

Folgende Spurenelemente liegen unterhalb der Bestimmungsgrenze, Angabe in ppm:

Br &lt; 4,0; Cd &lt; 5,0; CL &lt; 300; Cr &lt; 30; Cs &lt; 8,0; Mn &lt; 150; Mo &lt; 5,0; Pb &lt; 15; Sb &lt; 7,0; Se &lt; 3,0; Sn &lt; 10; Th &lt; 10; Tl &lt; 3,0; U &lt; 5,0; Zn &lt; 40

Tab. H-2: RFA Messergebnisse Schmelztabletten

| Element | SiO <sub>2</sub> | Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> | Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> | MnO    | MgO    | CaO    | Na <sub>2</sub> O | K <sub>2</sub> O | TiO <sub>2</sub> | P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> | Ba    | Co* | Cr  | Rb  | Sr  | V   | Zn  | Zr  | Glühverlust | Summe  |       |
|---------|------------------|--------------------------------|--------------------------------|--------|--------|--------|-------------------|------------------|------------------|-------------------------------|-------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-------------|--------|-------|
| Einheit | Gew.-%           | Gew.-%                         | Gew.-%                         | Gew.-% | Gew.-% | Gew.-% | Gew.-%            | Gew.-%           | Gew.-%           | Gew.-%                        | ppm   | ppm | ppm | ppm | ppm | ppm | ppm | ppm | Gew.-%      | Gew.-% |       |
| BSG     | 90 (max)         | 0,1                            | 0,06                           | 0,02   | 0,1    | 0,1    | 0,2               | 0,05             | 0,03             | 0,05                          | 50    | 20  | 20  | 30  | 10  | 10  | 20  | 50  |             |        |       |
| Probe   | [m u.GOK]        |                                |                                |        |        |        |                   |                  |                  |                               |       |     |     |     |     |     |     |     |             |        |       |
| 112/1   | 4,0              | 92,28>                         | 3,07                           | 0,3    | 0,006  | <0,10  | 0,25              | 0,80             | 1,15             | 0,11                          | <0,05 | 257 | 261 | 27  | 51  | 68  | 22  | 50  | 85          | 0,42   | 98,39 |
| 115/1   | 4,0              | 91,91>                         | 3,11                           | 0,31   | 0,005  | <0,10  | 0,37              | 0,44             | 1,18             | 0,09                          | <0,05 | 255 | 304 | 28  | 50  | 67  | 17  | <20 | 64          | 0,54   | 97,90 |
| 118/1   | 3,4              | 90,77>                         | 3,59                           | 0,38   | 0,007  | 0,12   | 0,38              | 0,54             | 1,31             | 0,10                          | <0,05 | 319 | 407 | 32  | 56  | 75  | 23  | <20 | <50         | 0,59   | 97,68 |
| 121/1   | 4,0              | 89,07                          | 4,11                           | 0,52   | 0,007  | 0,12   | 0,33              | 0,72             | 1,53             | 0,16                          | <0,05 | 331 | 349 | 32  | 53  | 76  | 35  | <20 | 102         | 0,94   | 97,45 |
| 124/1   | 3,8              | 93,06>                         | 2,74                           | 0,21   | 0,004  | <0,10  | 0,22              | 0,52             | 1,00             | 0,06                          | <0,05 | 223 | 366 | 24  | 39  | 71  | 20  | <20 | 55          | 0,40   | 98,11 |
| 154/1   | 3,0              | 90,72>                         | 3,68                           | 0,48   | 0,006  | <0,10  | 0,29              | 0,42             | 1,24             | 0,15                          | <0,05 | 268 | 302 | 35  | 52  | 68  | 27  | <20 | 131         | 0,77   | 97,75 |
| 157/1   | 4,0              | 91,47>                         | 2,98                           | 0,25   | 0,005  | <0,10  | 0,23              | 0,63             | 1,17             | 0,11                          | <0,05 | 244 | 460 | 39  | 41  | 69  | 13  | <20 | 75          | 0,44   | 97,26 |
| 160/1   | 4,0              | 92,18>                         | 2,9                            | 0,3    | 0,006  | <0,10  | 0,23              | 0,35             | 1,04             | 0,14                          | <0,05 | 228 | 376 | 28  | 44  | 62  | 32  | <20 | 129         | 0,51   | 97,63 |
| 163/1   | 5,0              | 91,87>                         | 2,99                           | 0,36   | 0,005  | 0,10   | 0,24              | 0,32             | 1,10             | 0,13                          | <0,05 | 244 | 364 | 34  | 45  | 64  | 24  | <20 | 102         | 0,59   | 97,59 |
| 166/1   | 4,0              | 89,34                          | 4,41                           | 0,53   | 0,007  | 0,18   | 0,37              | 0,64             | 1,50             | 0,16                          | <0,05 | 326 | 352 | 33  | 60  | 82  | 28  | <20 | 85          | 0,96   | 98,01 |
| S11/3   | 3,7              | 92,95>                         | 2,29                           | 0,21   | 0,004  | <0,10  | 0,16              | 0,26             | 0,84             | 0,10                          | <0,05 | 178 | 344 | 34  | 31  | 52  | 20  | <20 | 66          | 0,40   | 97,14 |
| S11a/4  | 4,0              | 93,47>                         | 2,26                           | 0,23   | 0,004  | <0,10  | 0,15              | 0,20             | 0,88             | 0,07                          | <0,05 | 200 | 305 | 27  | 36  | 57  | 21  | <20 | 55          | 0,32   | 97,44 |
| S11b/2a | 3,9              | 92,52>                         | 2,72                           | 0,28   | 0,007  | <0,10  | 0,23              | 0,37             | 0,99             | 0,11                          | <0,05 | 209 | 379 | 34  | 37  | 58  | 13  | <20 | 68          | 0,41   | 97,55 |
| S11b/2b | 3,9              | 91,90>                         | 3,14                           | 0,29   | 0,005  | <0,10  | 0,25              | 1,03             | 1,16             | 0,10                          | <0,05 | 228 | 401 | 34  | 43  | 63  | 18  | <20 | 57          | 0,44   | 98,30 |
| S12/4   | 3,4              | 93,34>                         | 2,46                           | 0,26   | 0,005  | <0,10  | 0,19              | 0,48             | 0,90             | 0,11                          | <0,05 | 210 | 330 | 25  | 41  | 54  | 23  | <20 | 107         | 0,52   | 98,21 |
| S12/5   | 4,0              | 92,92>                         | 2,62                           | 0,3    | 0,005  | <0,10  | 0,21              | 0,25             | 0,95             | 0,12                          | <0,05 | 209 | 380 | 33  | 43  | 54  | 21  | <20 | 119         | 0,40   | 97,70 |
| S13/4   | 3,6              | 93,19>                         | 2,65                           | 0,31   | 0,005  | <0,10  | 0,23              | 0,48             | 0,97             | 0,10                          | <0,05 | 196 | 266 | 27  | 41  | 60  | 22  | <20 | 68          | 0,42   | 98,28 |
| S15/6   | 4,0              | 92,45>                         | 2,37                           | 0,27   | 0,005  | <0,10  | 0,18              | 0,27             | 0,87             | 0,10                          | <0,05 | 193 | 427 | 28  | 37  | 59  | 28  | 27  | 90          | 0,45   | 96,89 |
| S17/1   | 2,2              | 89,24                          | 4,23                           | 1,04   | 0,011  | 0,10   | 0,29              | 0,80             | 1,49             | 0,11                          | <0,05 | 337 | 257 | 41  | 60  | 76  | 29  | <20 | 52          | 1,02   | 98,29 |
| S17/2   | 2,6              | 88,01                          | 5,00                           | 1,07   | 0,010  | 0,21   | 0,33              | 0,57             | 1,57             | 0,20                          | <0,05 | 336 | 229 | 38  | 71  | 78  | 33  | <20 | 88          | 1,22   | 98,11 |
| S17/3   | 4,0              | 91,45>                         | 2,87                           | 0,49   | 0,005  | <0,10  | 0,20              | 0,39             | 1,03             | 0,10                          | <0,05 | 254 | 275 | 31  | 39  | 60  | 27  | <20 | 70          | 0,62   | 97,14 |
| S18/a   | 4,0              | 91,79>                         | 2,94                           | 0,38   | 0,006  | <0,10  | 0,22              | 0,35             | 1,09             | 0,12                          | <0,05 | 246 | 245 | 28  | 42  | 61  | 16  | <20 | 93          | 0,46   | 97,31 |
| S18/b   | 4,0              | 90,95>                         | 3,66                           | 0,58   | 0,008  | <0,10  | 0,25              | 0,39             | 1,25             | 0,14                          | <0,05 | 260 | 234 | 35  | 56  | 71  | 24  | <20 | 103         | 0,69   | 97,90 |
| S19/1   | 2,2              | 89,84                          | 4,18                           | 0,8    | 0,006  | <0,10  | 0,28              | 0,54             | 1,49             | 0,10                          | <0,05 | 326 | 300 | 33  | 56  | 75  | 24  | <20 | 52          | 0,94   | 98,25 |
| S19/2   | 2,8              | 90,41>                         | 4,11                           | 0,73   | 0,008  | 0,11   | 0,34              | 0,52             | 1,46             | 0,13                          | <0,05 | 319 | 448 | 33  | 61  | 77  | 35  | <20 | 57          | 0,79   | 98,58 |
| S19/3   | 4,0              | 92,40>                         | 3,41                           | 0,35   | 0,005  | <0,10  | 0,23              | 0,39             | 1,35             | 0,09                          | <0,05 | 291 | 294 | 39  | 48  | 68  | 23  | <20 | 62          | 0,47   | 98,71 |
| S20/a   | 4,0              | 91,49>                         | 3,28                           | 0,53   | 0,008  | <0,10  | 0,30              | 0,37             | 1,14             | 0,13                          | <0,05 | 244 | 249 | 42  | 48  | 73  | 27  | <20 | 100         | 0,61   | 97,89 |
| S20/b   | 4,0              | 92,42>                         | 3,13                           | 0,43   | 0,007  | <0,10  | 0,26              | 0,70             | 1,14             | 0,12                          | <0,05 | 256 | 274 | 37  | 49  | 68  | 12  | <20 | 97          | 0,47   | 98,71 |
| S22/a   | 4,0              | 92,25>                         | 2,99                           | 0,36   | 0,006  | <0,10  | 0,23              | 0,44             | 1,11             | 0,12                          | <0,05 | 273 | 285 | 28  | 44  | 73  | 22  | <20 | 104         | 0,46   | 97,98 |
| S22/b   | 4,0              | 90,81>                         | 3,73                           | 0,53   | 0,008  | 0,13   | 0,29              | 0,44             | 1,24             | 0,17                          | <0,05 | 287 | 247 | 41  | 58  | 72  | 23  | <20 | 140         | 0,71   | 97,99 |
| S22a/a  | 4,0              | 91,75>                         | 3,13                           | 0,35   | 0,006  | <0,10  | 0,23              | 0,47             | 1,17             | 0,12                          | <0,05 | 237 | 278 | 35  | 48  | 62  | 23  | <20 | 93          | 0,56   | 97,80 |
| S22a/b  | 4,0              | 91,72>                         | 3,17                           | 0,35   | 0,006  | <0,10  | 0,25              | 0,36             | 1,12             | 0,13                          | <0,05 | 245 | 243 | 44  | 44  | 66  | 19  | <20 | 105         | 0,53   | 97,61 |
| S74/1   | 4,0              | 92,04>                         | 3,41                           | 0,41   | 0,006  | <0,10  | 0,26              | 0,36             | 1,21             | 0,12                          | <0,05 | 277 | 319 | 36  | 55  | 72  | 26  | <20 | 79          | 0,63   | 98,48 |
| S80/1   | 4,0              | 90,09>                         | 3,88                           | 0,52   | 0,007  | 0,13   | 0,30              | 0,47             | 1,35             | 0,15                          | <0,05 | 268 | 390 | 34  | 58  | 77  | 34  | 43  | 101         | 0,86   | 97,78 |
| S22aa   | 4,0              | 90,49>                         | 3,36                           | 0,47   | 0,010  | 0,10   | 0,30              | 0,45             | 1,21             | 0,17                          | <0,05 | 311 | 328 | 35  | 48  | 71  | 26  | <20 | 124         | 0,59   | 97,13 |

**Bemerkung:**

\*: Co Werte: Kontamination durch Widia-Mühle

Folgende Spurenelemente liegen unterhalb der Bestimmungsgrenze, Angabe in ppm:

Ce &lt; 40; Cu &lt; 20; Ga &lt; 8,0; Hf &lt; 6,0; La &lt; 40; Nb &lt; 6,0; Nd &lt; 15; Ni &lt; 20; Pb &lt; 20; Sc &lt; 15; Sm &lt; 6,0; Y &lt; 10; As &lt; 10; Bi &lt; 10; Mo &lt; 7; Pr &lt; 15; Th &lt; 20; U &lt; 9

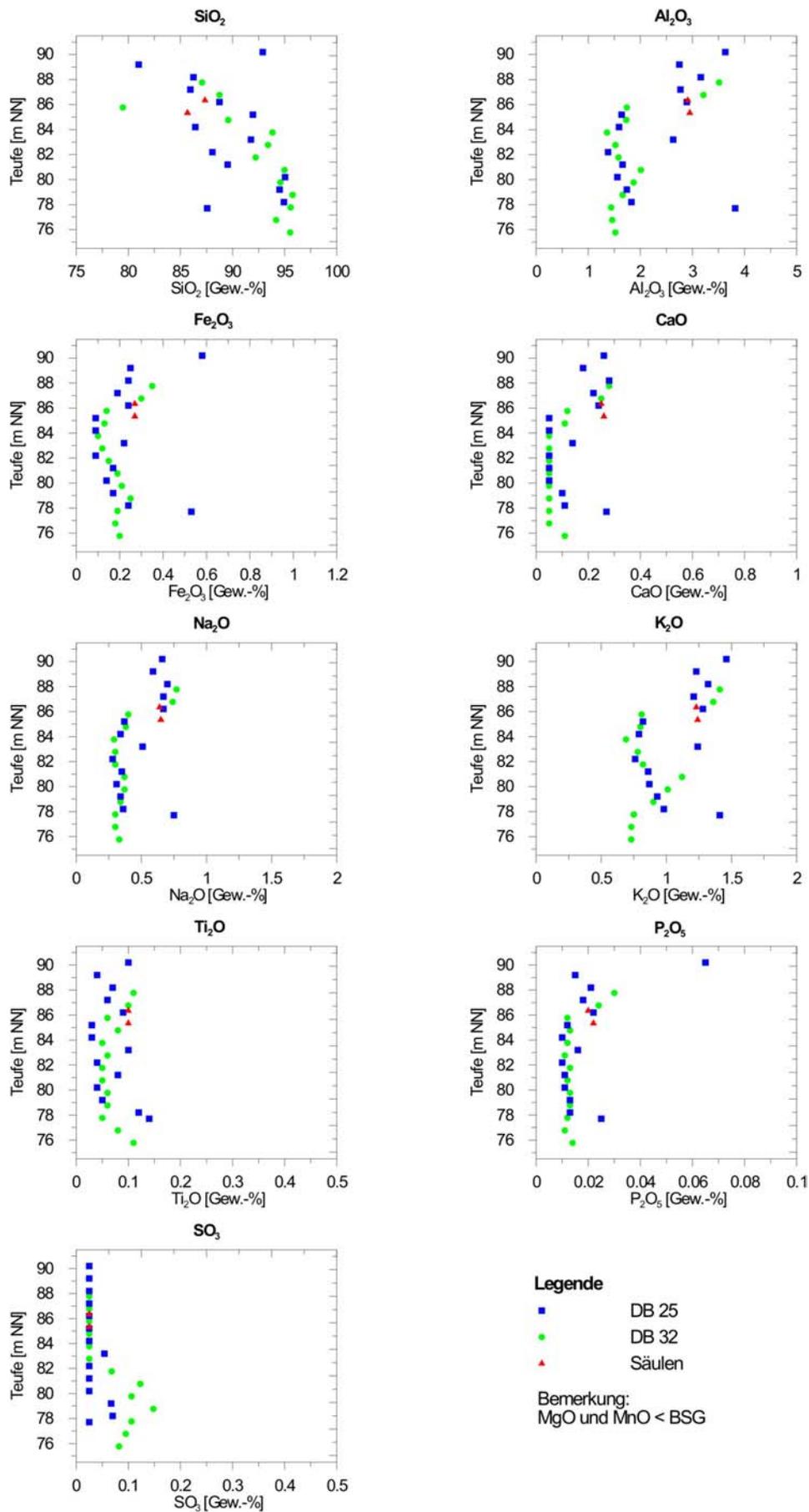


Abb. H-1: RFA Messergebnisse, vertikale Verteilung der Hauptelemente

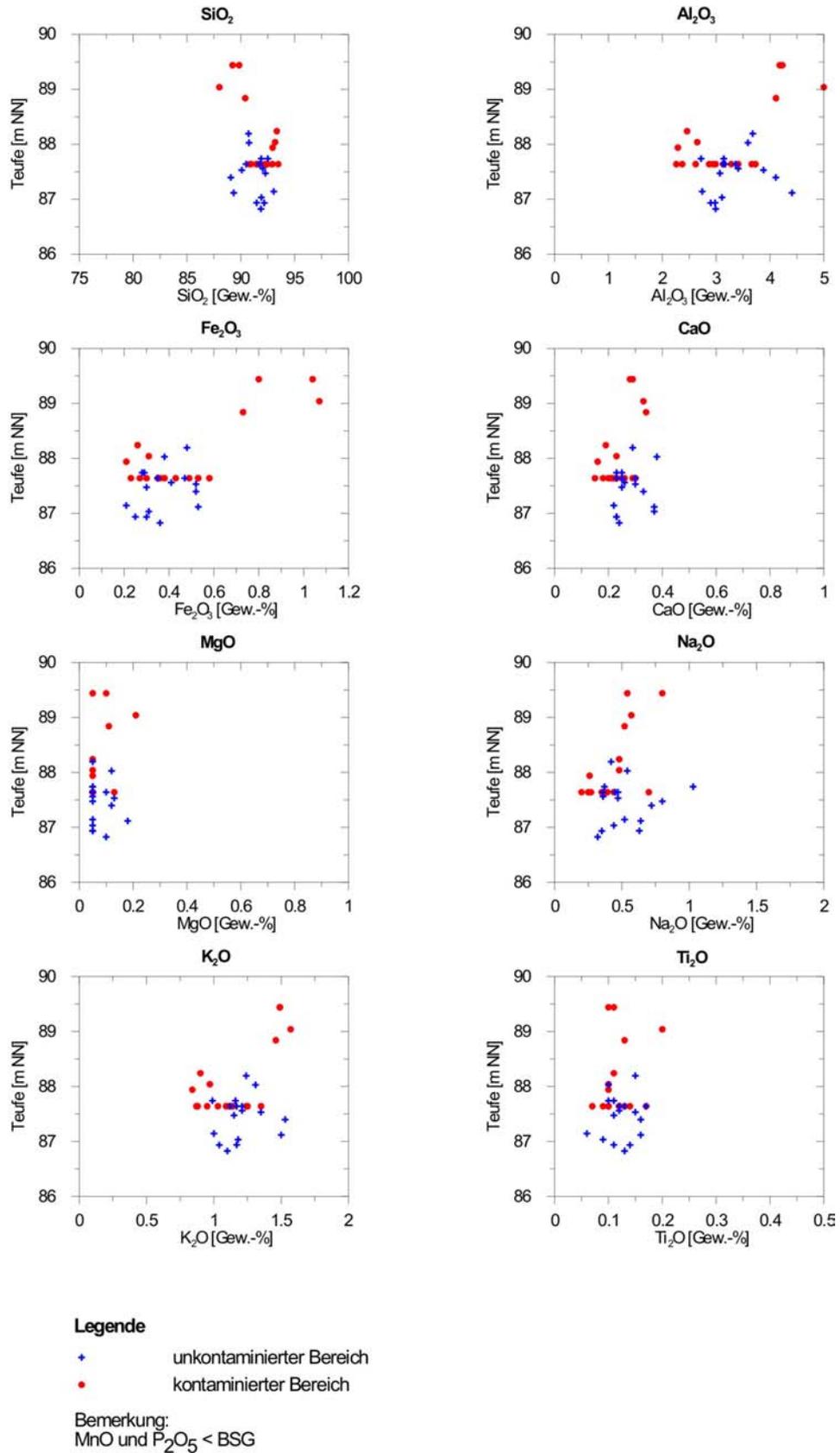
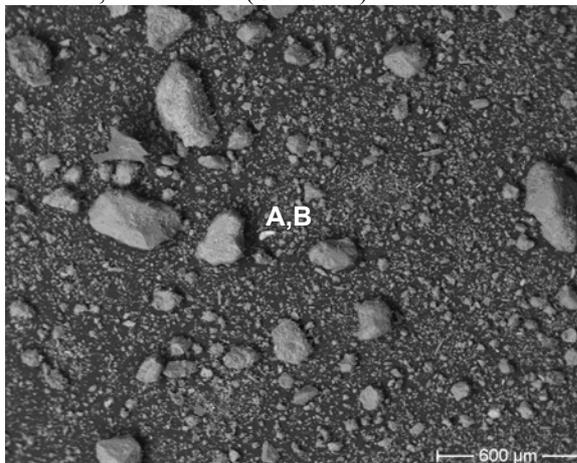


Abb. H-2: RFA Messergebnisse, horizontale Verteilung der Hauptelemente

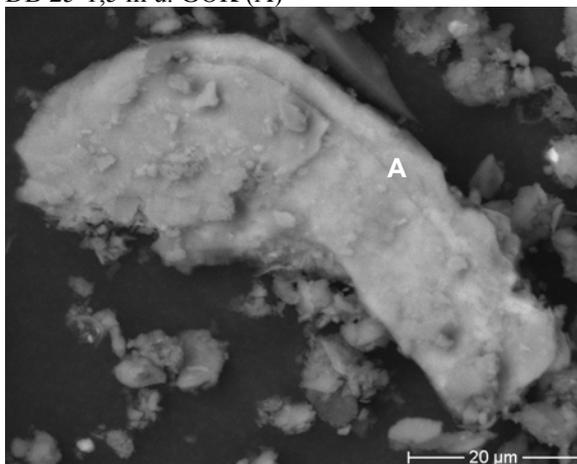
## Anhang I Rasterelektronenmikroskopie (REM)

### DB 25

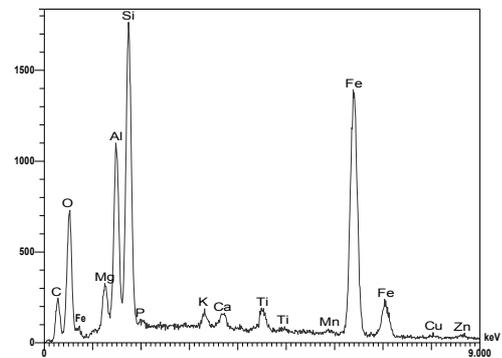
DB 25-1,5 m u. GOK (Übersicht)



DB 25-1,5 m u. GOK (A)

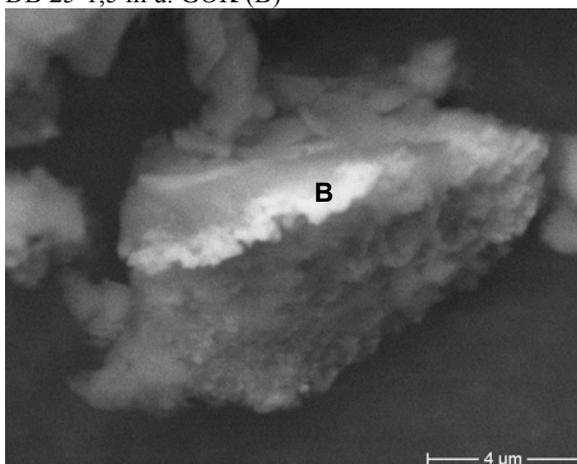


Spektrum A:

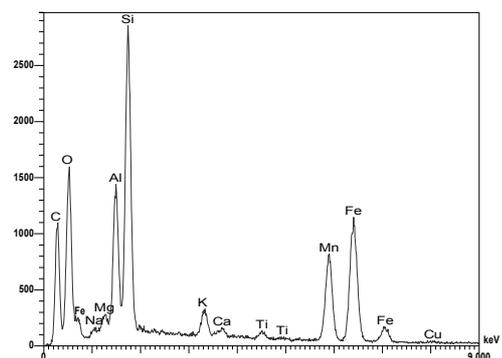


Bemerkungen: vermutlich Biotit, Eisen mineralisch gebunden

DB 25-1,5 m u. GOK (B)



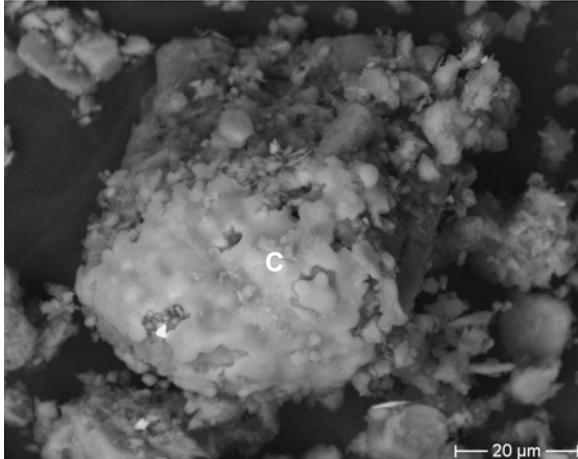
Spektrum B:



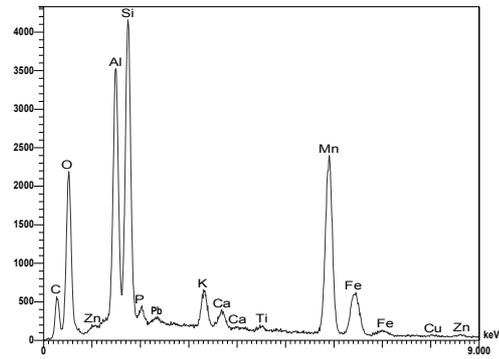
Bemerkungen: vermutlich Biotit, Eisen und Mangan mineralisch gebunden

**Abb. I-1:** links: Fotos REM mit Angabe der Messpunkte der energiedispersiven Röntgenanalyse; rechts: Spektren, aufgenommen bei  $U_0=20\text{kV}$ ,  $i_0=500\text{ nA}$ , Aufnahmezeit: 100 s; Abszisse: Energie (keV), Ordinate: Intensität (Counts) – DB 25, Teil 1

DB 25-1,5 m u. GOK (C)

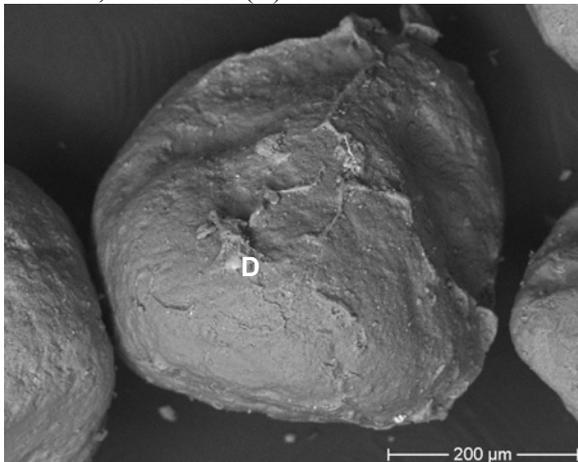


Spektrum C:

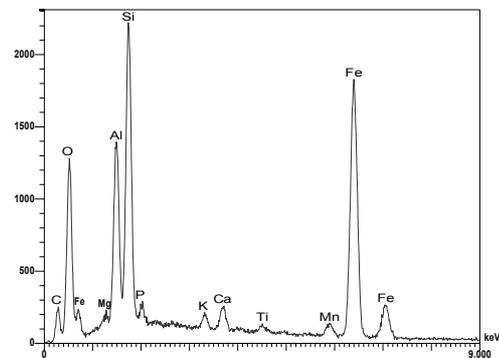


Bemerkungen: Sekundäre Ausfällung auf der Kornoberfläche: Eisen und Mangan in Oxid oder Hydroxidform, amorph

DB 25-2,5 m u. GOK (D)

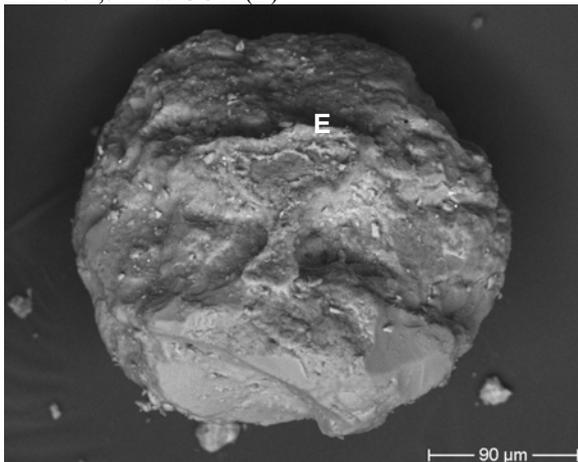


Spektrum D:

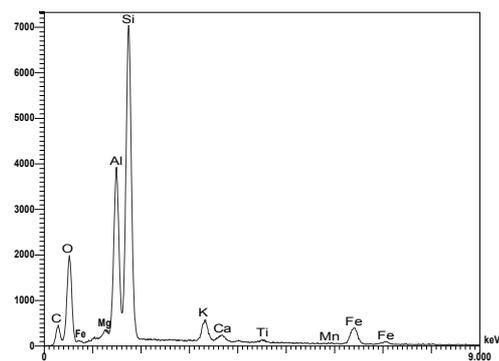


Bemerkungen: Quarzkorn mit sekundärer Ausfällung von Eisen in Oxid oder Hydroxidform, amorph

DB 25-2,5 m u. GOK (E)



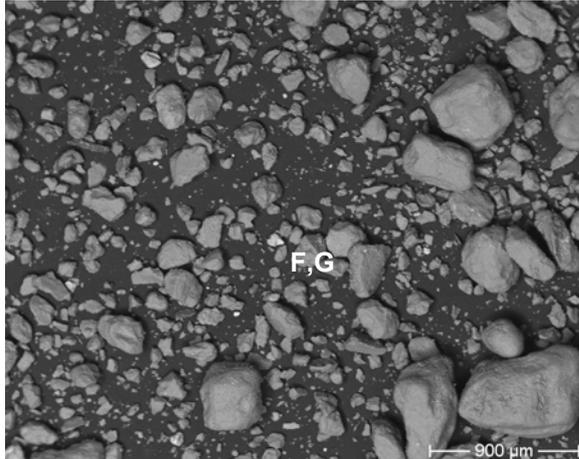
Spektrum E:



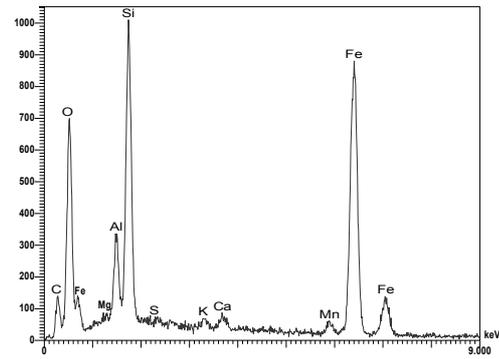
Bemerkungen: Quarzkorn, stark verkrustet, sekundäre Ausfällung von Eisen in Oxid oder Hydroxidform, amorph

**Abb. I-2:** links: Fotos REM mit Angabe der Messpunkte der energiedispersiven Röntgenanalyse; rechts: Spektren, aufgenommen bei  $U_0=20\text{kV}$ ,  $i_0=500\text{ nA}$ , Aufnahmezeit: 100 s; Abszisse: Energie (keV), Ordinate: Intensität (Counts) – DB 25, Teil 2

DB 25-3,5 m u. GOK (Übersicht)

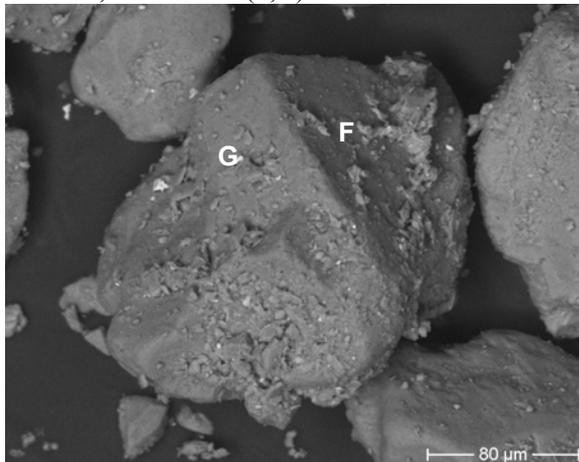


Spektrum F:

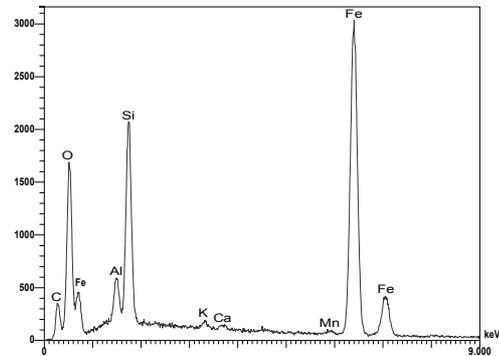


Bemerkungen: Quarzkorn, stark verkrustet, sekundäre Ausfällung von Eisen in Oxid oder Hydroxidform, amorph

DB 25-3,5 m u. GOK (F,G)

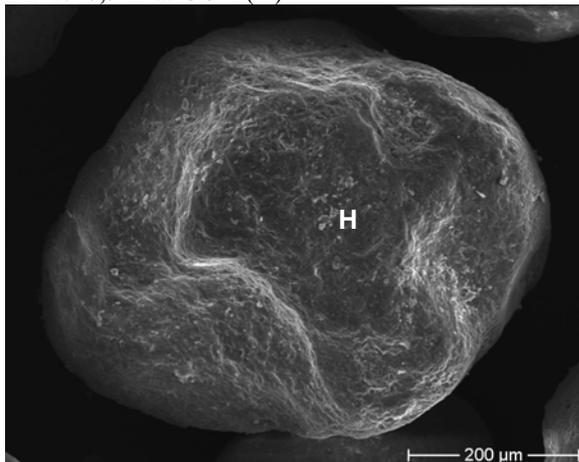


Spektrum G:

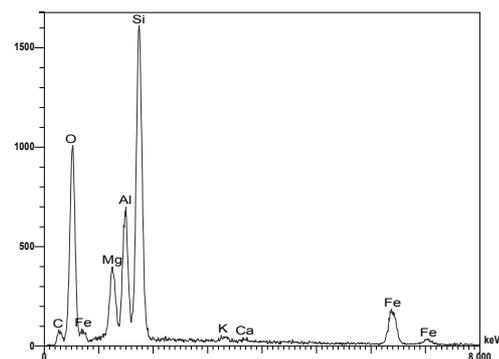


Bemerkungen: helle Partikel: stark Fe- und O-haltig

DB 25-6,5 m u. GOK (H)



Spektrum H:



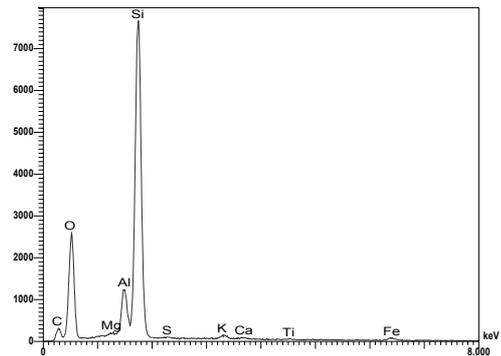
Bemerkungen: Quarzkorn mit Splittern von Muskovit auf der Kornoberfläche, Fe-haltig

**Abb. I-3:** links: Fotos REM mit Angabe der Messpunkte der energiedispersiven Röntgenanalyse; rechts: Spektren, aufgenommen bei  $U_0=20\text{kV}$ ,  $i_0=500\text{ nA}$ , Aufnahmezeit: 100 s; Abszisse: Energie (keV), Ordinate: Intensität (Counts) – DB 25, Teil 3

DB 25-6,5 m u. GOK (I)

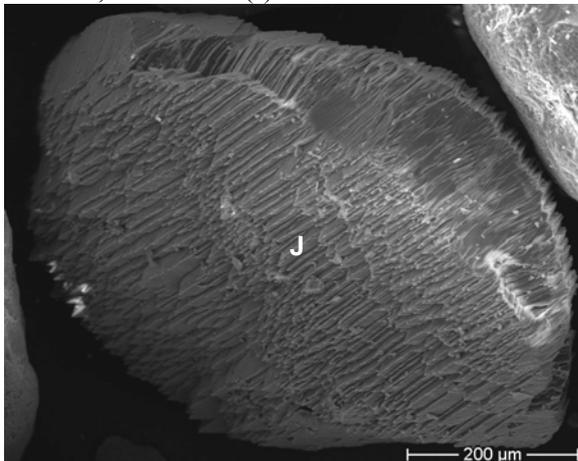


Spektrum I:

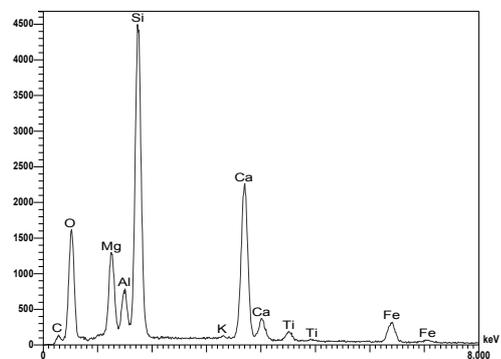


Bemerkungen: Fe-, O- und S-haltige Fragmente auf der Kornoberfläche

DB 25-6,5 m u. GOK (J)

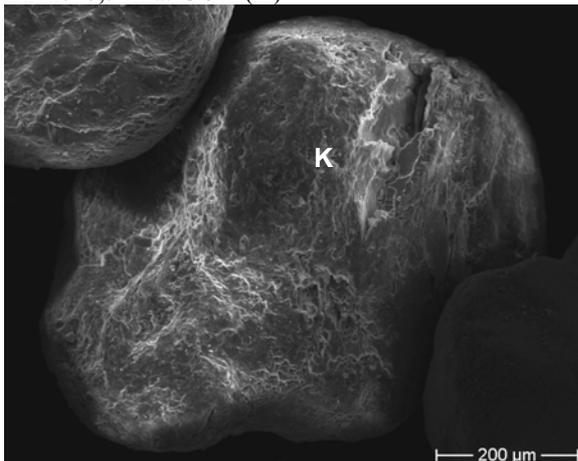


Spektrum J:

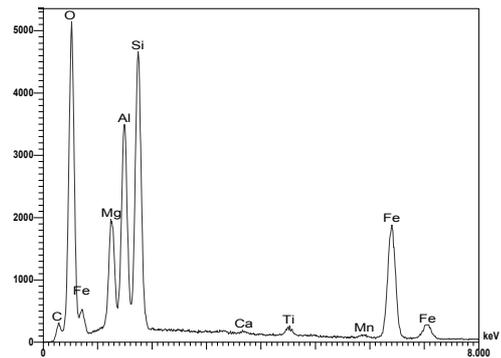


Bemerkungen: Feldspat

DB 25-6,5 m u. GOK (K)



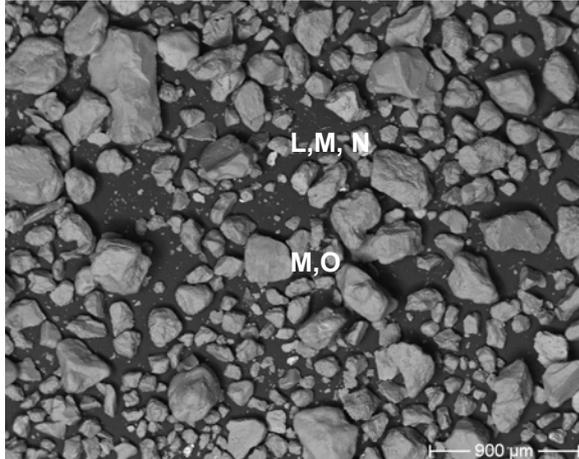
Spektrum K:



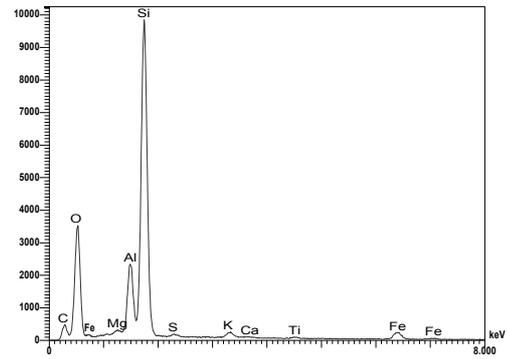
Bemerkungen: Eisen mineralisch gebunden

**Abb. I-4:** links: Fotos REM mit Angabe der Messpunkte der energiedispersiven Röntgenanalyse; rechts: Spektren, aufgenommen bei  $U_0=20\text{kV}$ ,  $i_0=500\text{ nA}$ , Aufnahmezeit: 100 s; Abszisse: Energie (keV), Ordinate: Intensität (Counts) – DB 25, Teil 4

DB 25-8,5 m u. GOK (Übersicht)

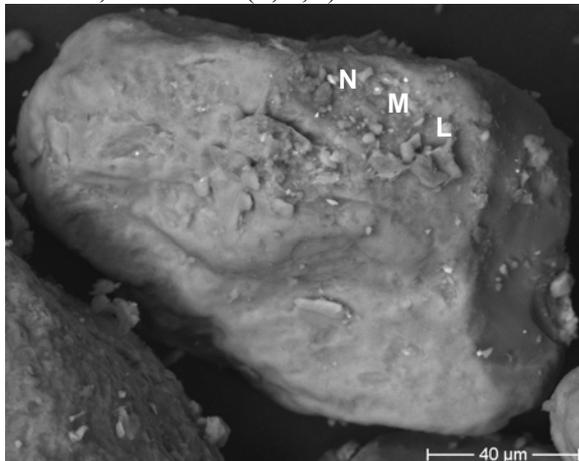


Spektrum L:

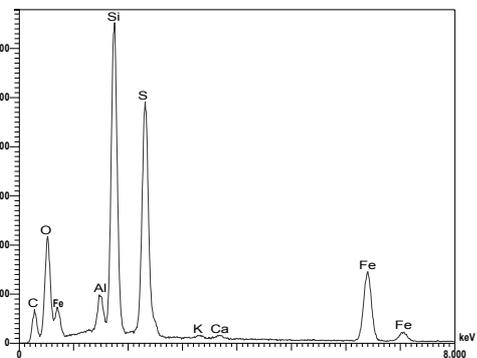


Bemerkungen:

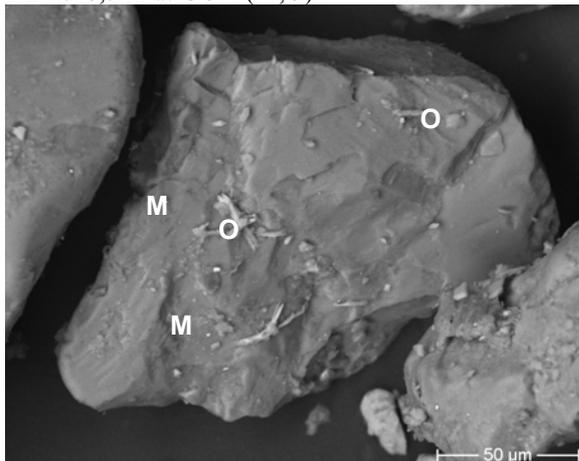
DB 25-8,5 m u. GOK (L,M,N)



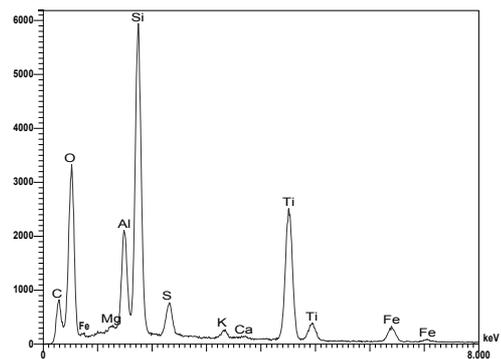
Spektrum M:

Bemerkungen: Pyrit ( $\text{FeS}_2$ ), kubisch, teils stark gerundet

DB 25-8,5 m u. GOK (M,O)

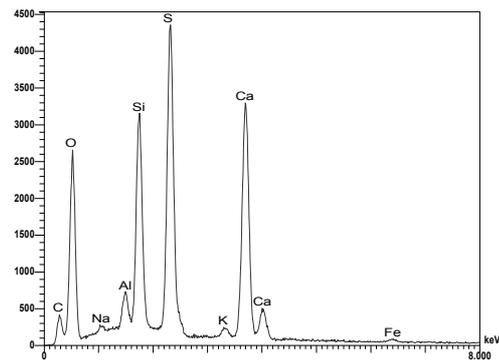


Spektrum N:

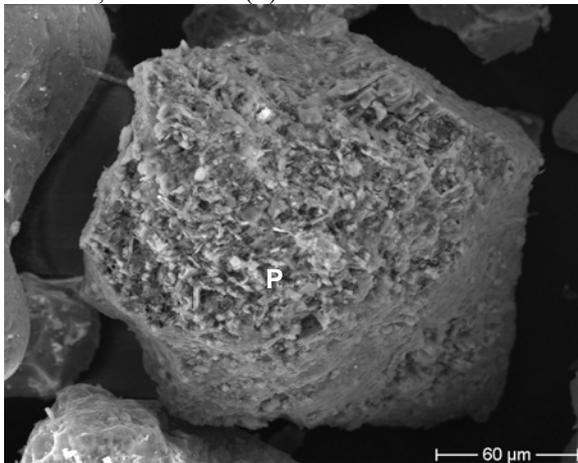
Bemerkungen: Pyrit ( $\text{FeS}_2$ ), kubisch, teils stark gerundet

**Abb. I-5:** links: Fotos REM mit Angabe der Messpunkte der energiedispersiven Röntgenanalyse; rechts: Spektren, aufgenommen bei  $U_0=20\text{kV}$ ,  $i_0=500\text{ nA}$ , Aufnahmezeit: 100 s; Abszisse: Energie (keV), Ordinate: Intensität (Counts) – DB 25, Teil 5

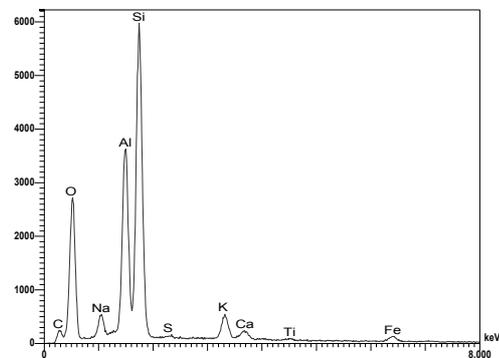
Spektrum O:

Bemerkungen: Gips ( $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ )

DB 25-8,5 m u. GOK (P)

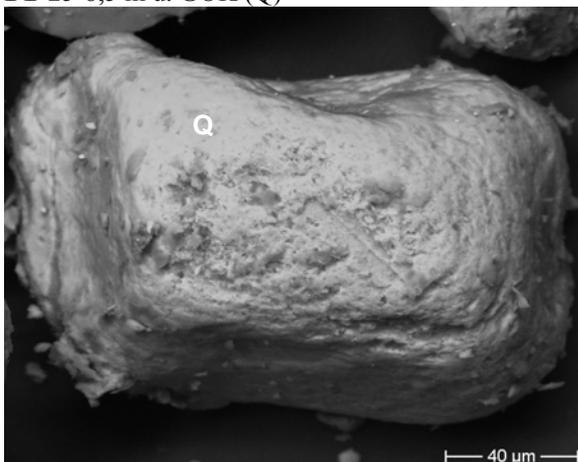


Spektrum P:

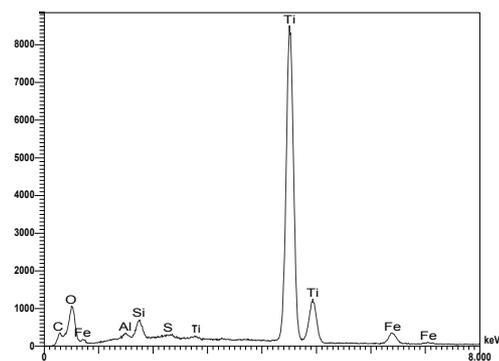


Bemerkungen: Fe- und S-haltig

DB 25-8,5 m u. GOK (Q)



Spektrum Q:



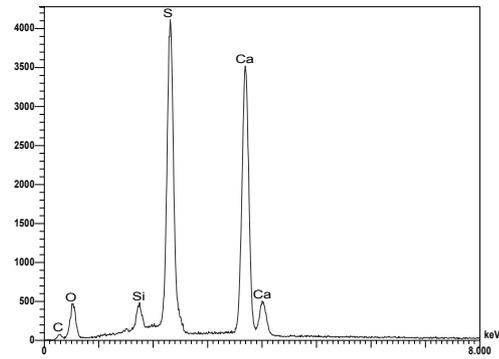
Bemerkungen: Rutil, Ti- und Fe-haltig

**Abb. I-6:** links: Fotos REM mit Angabe der Messpunkte der energiedispersiven Röntgenanalyse; rechts: Spektren, aufgenommen bei  $U_0=20\text{kV}$ ,  $i_0=500\text{ nA}$ , Aufnahmezeit: 100 s; Abszisse: Energie (keV), Ordinate: Intensität (Counts) – DB 25, Teil 6

DB 25-12,5 m u. GOK (Übersicht)

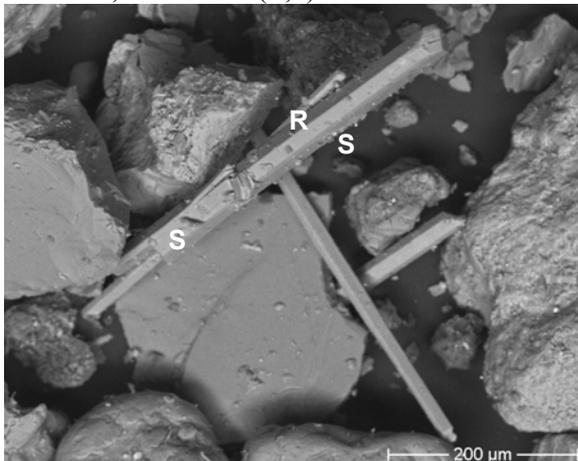


Spektrum R:

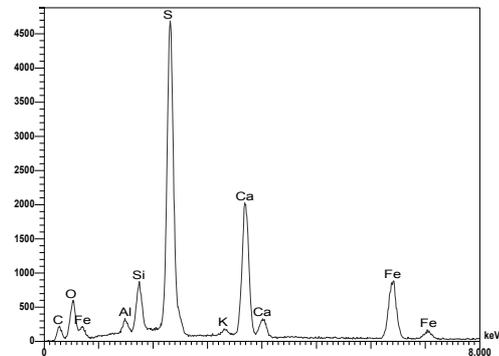


Bemerkungen: Gips ( $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ),  
Nadeln

DB 25-12,5 m u. GOK (R,S)

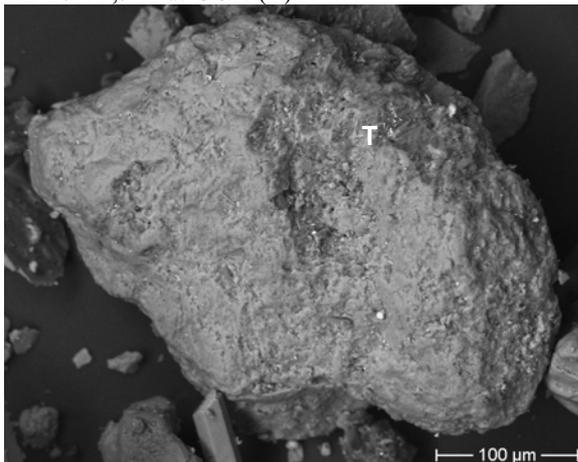


Spektrum S:



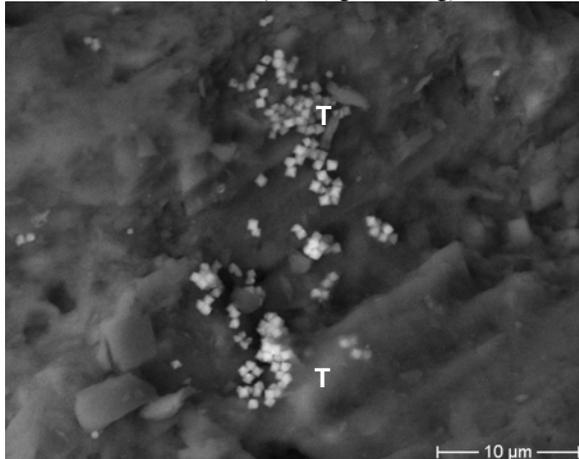
Bemerkungen: Pyrit ( $\text{FeS}_2$ ), Sekundärbildungen  
(helle Punkte)

DB 25-12,5 m u. GOK (T)

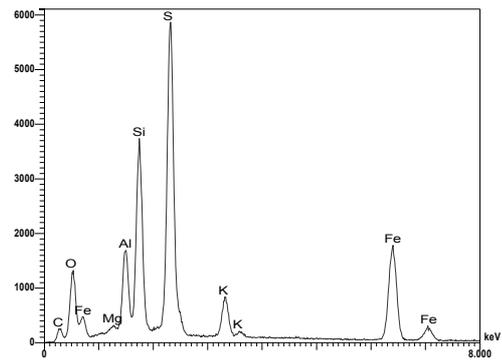


**Abb. I-7:** links: Fotos REM mit Angabe der Messpunkte der energiedispersiven Röntgenanalyse; rechts: Spektren, aufgenommen bei  $U_0=20\text{kV}$ ,  $i_0=500\text{ nA}$ , Aufnahmezeit: 100 s; Abszisse: Energie (keV), Ordinate: Intensität (Counts) – DB 25, Teil 7

DB 25-12,5 m u. GOK (T, Vergrößerung)

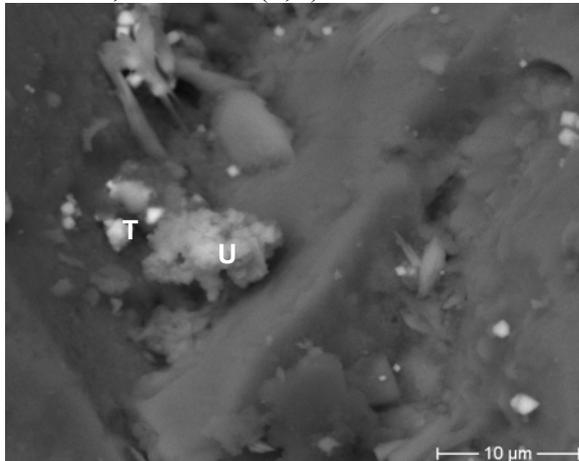


Spektrum T:

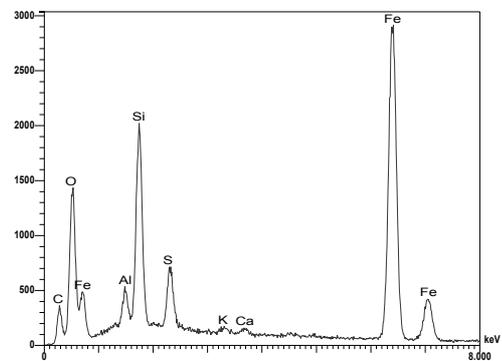


Bemerkungen: Pyrit ( $\text{FeS}_2$ ), kubisch, teils stark gerundet, Sekundärbildungen

DB 25-12,5 m u. GOK (T,U)



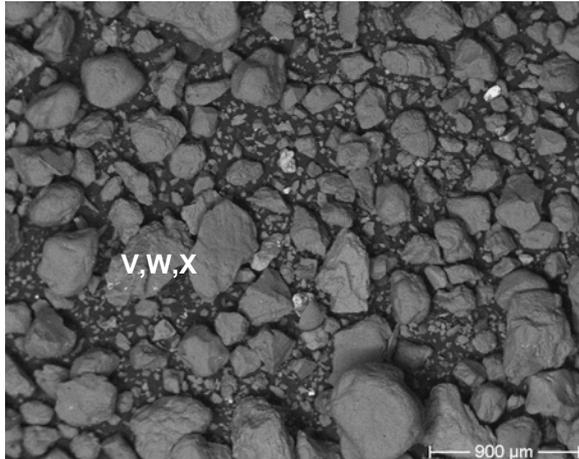
Spektrum U:



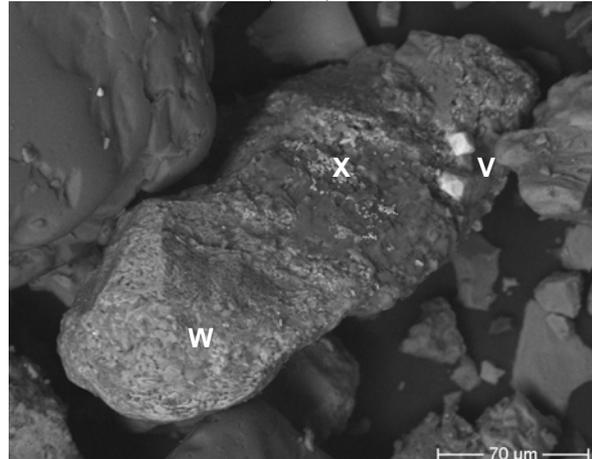
Bemerkungen: Pyrit ( $\text{FeS}_2$ ), Eisenoxide, Sekundärbildungen

**Abb. I-8:** links: Fotos REM mit Angabe der Messpunkte der energiedispersiven Röntgenanalyse; rechts: Spektren, aufgenommen bei  $U_0=20\text{kV}$ ,  $i_0=500\text{ nA}$ , Aufnahmezeit: 100 s; Abszisse: Energie (keV), Ordinate: Intensität (Counts) – DB 25, Teil 8

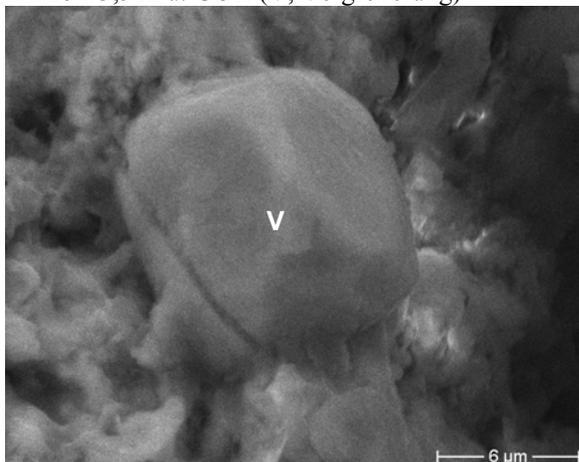
DB 25-13,5 m u. GOK (1,2,4, Übersicht)



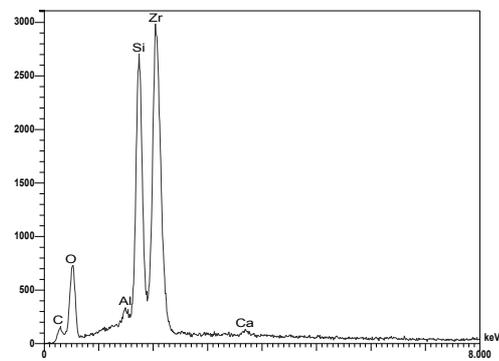
DB 25-13,5 m u. GOK (1,2,4)



DB 25-13,5 m u. GOK (V, Vergrößerung)

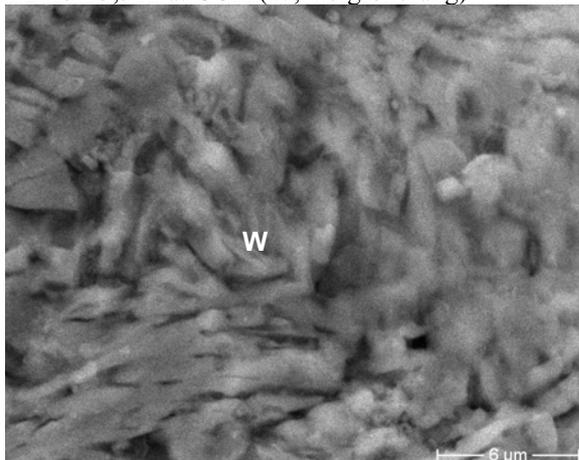


Spektrum V:

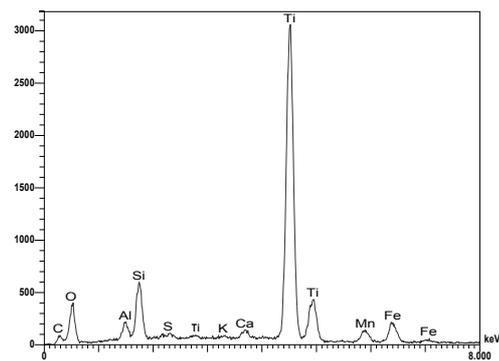


Bemerkungen: Zirkon

DB 25-13,5 m u. GOK (W, Vergrößerung)



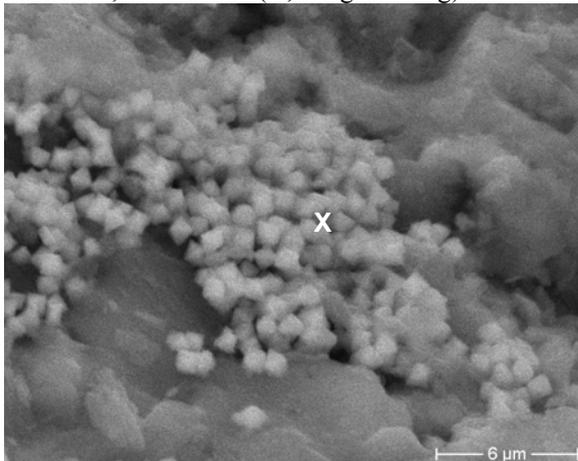
Spektrum W:



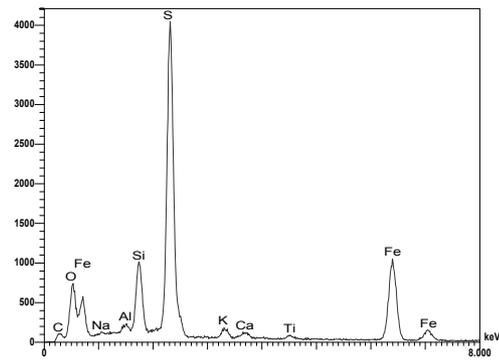
Bemerkungen: Rutil, Ti-, Fe-, Mn-, S- und O-haltig

**Abb. I-9:** links: Fotos REM mit Angabe der Messpunkte der energiedispersiven Röntgenanalyse; rechts: Spektren, aufgenommen bei  $U_0=20\text{kV}$ ,  $i_0=500\text{ nA}$ , Aufnahmezeit: 100 s; Abszisse: Energie (keV), Ordinate: Intensität (Counts) – DB 25, Teil 9

DB 25-13,5 m u. GOK (X, Vergrößerung)

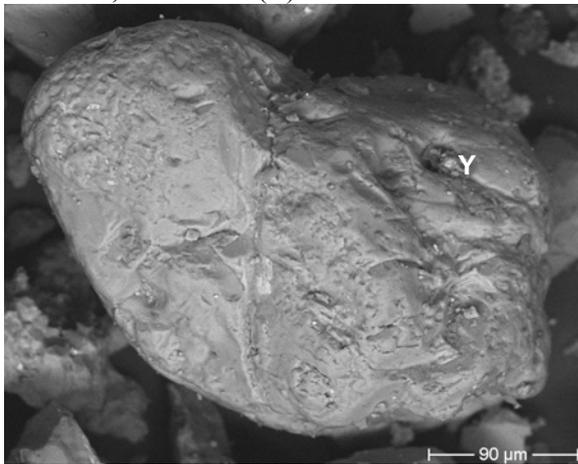


Spektrum X :

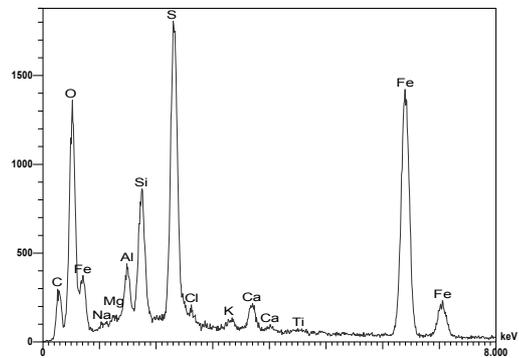


Bemerkungen: Pyrit ( $\text{FeS}_2$ ), kubisch,  
Sekundärbildungen

DB 25-13,5 m u. GOK (Y)



Spektrum Y:

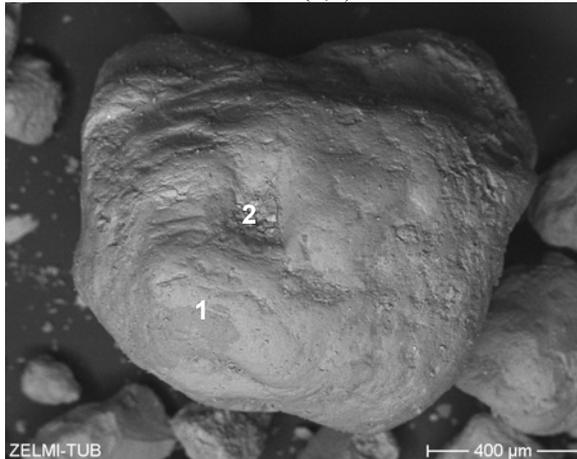


Bemerkungen: Pyrit,  $\text{FeS}_2$ , Eisenoxide,  
Sekundärbildungen

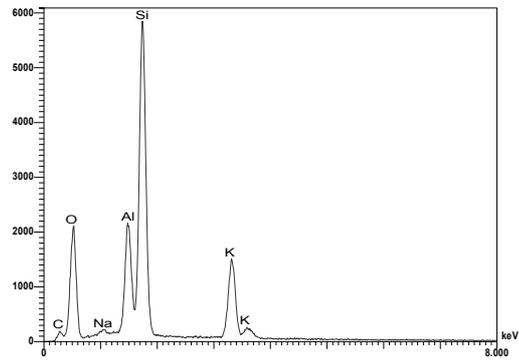
**Abb. I-10:** links: Fotos REM mit Angabe der Messpunkte der energiedispersiven Röntgenanalyse; rechts: Spektren, aufgenommen bei  $U_0=20\text{kV}$ ,  $i_0=500\text{ nA}$ , Aufnahmezeit: 100 s; Abszisse: Energie (keV), Ordinate: Intensität (Counts) – DB 25, Teil 10

## DB 32

DB 32 – 4 bis 5 m u. GOK (1,2)

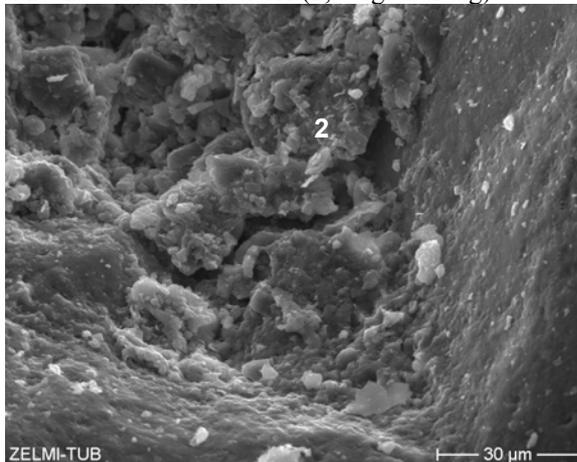


Spektrum 1:

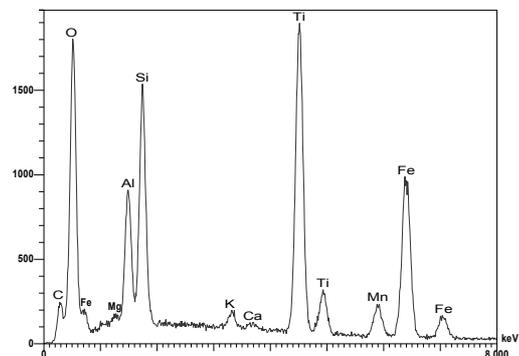


Bemerkung: Quarzkorn

DB 32 – 4 bis 5 m u. GOK (2, Vergrößerung)

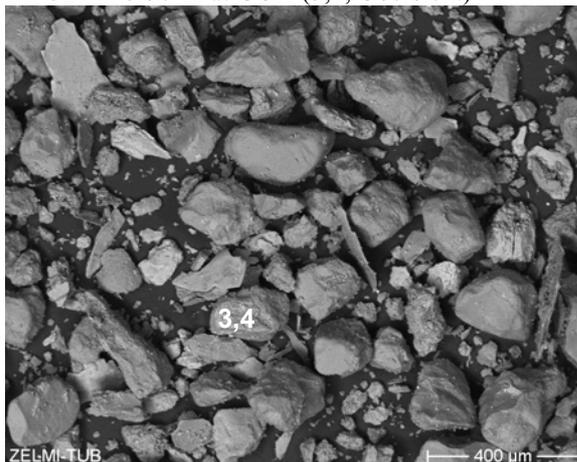


Spektrum 2:

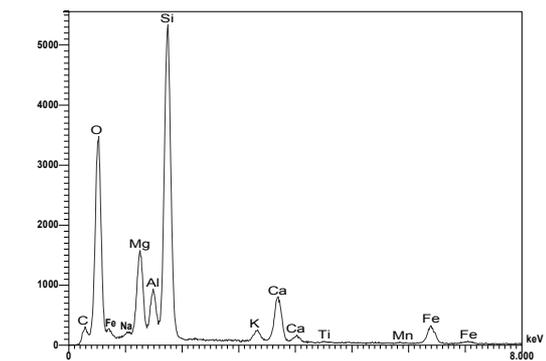


Bemerkung: Vertiefung mit Ti-, Fe- und Mn-haltigen Fragmenten, Oxidform oder mineralisch gebunden

DB 32 – 4 bis 5 m u. GOK (3,4, Übersicht)



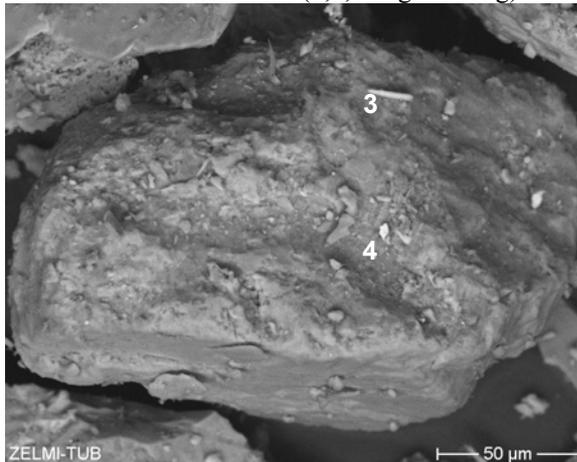
Spektrum 3:



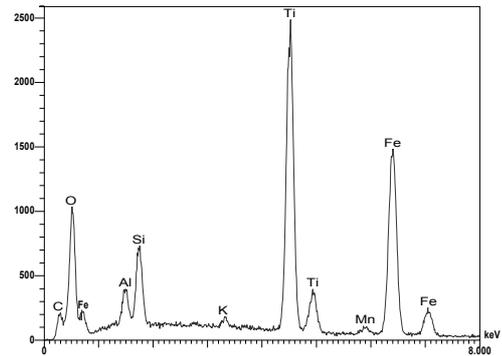
Bemerkung: Nadeln (siehe Vergrößerung): Fe-, Ca-, Mg-reich; helle Körner auf Kornoberfläche: Fe-reich

**Abb. I-11:** links: Fotos REM mit Angabe der Messpunkte der energiedispersiven Röntgenanalyse; rechts: Spektren, aufgenommen bei  $U_0=20\text{kV}$ ,  $i_0=500\text{ nA}$ , Aufnahmezeit: 100 s; Abszisse: Energie (keV), Ordinate: Intensität (Counts) – DB 32, Teil 1

DB 32 – 4 bis 5 m u. GOK (3,4, Vergrößerung)

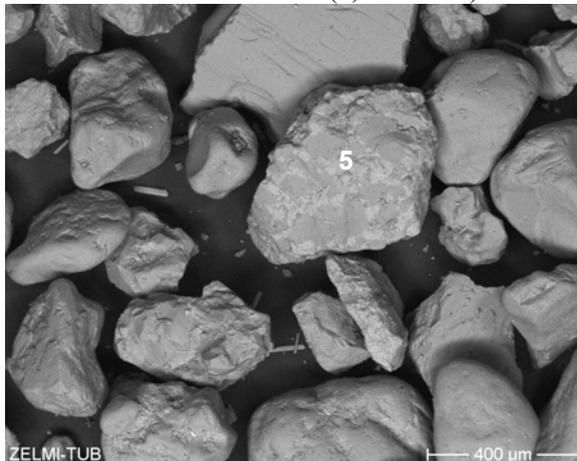


Spektrum 4:

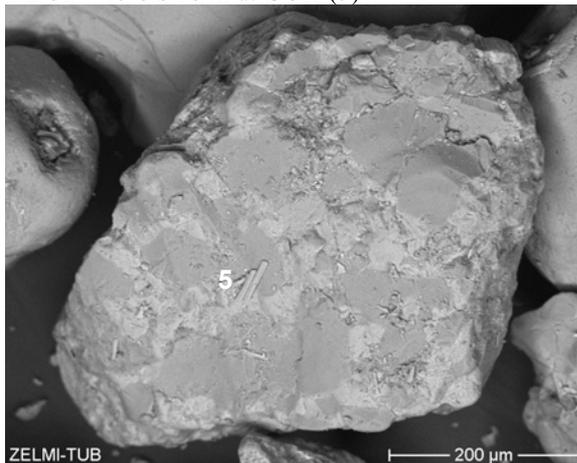


Bemerkung: Rutil: Fe, Mn, Ti in oxidischer Form

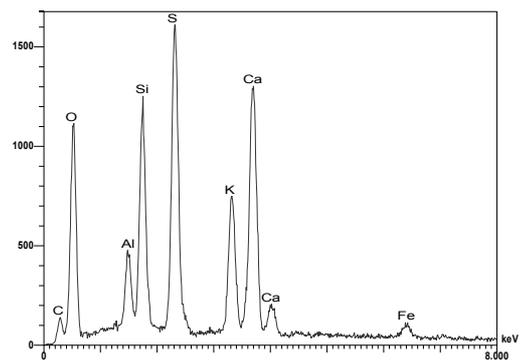
DB 32 – 15 bis 16 m u. GOK (5, Übersicht)



DB 32 – 15 bis 16 m u. GOK (5)

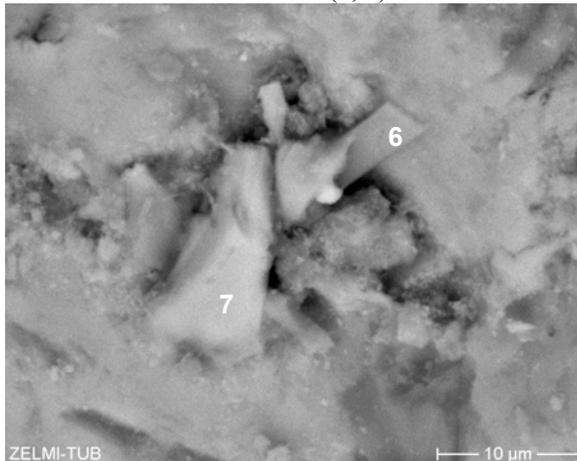


Spektrum 5 und 6:

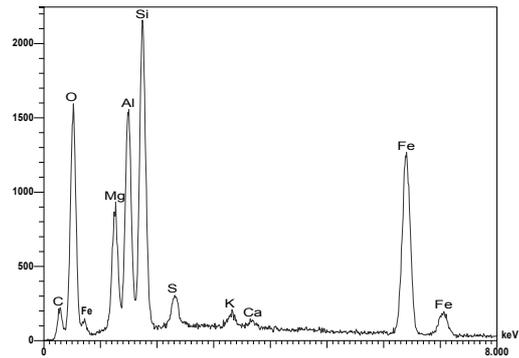
Bemerkung: Gips ( $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ), Nadeln

**Abb. I-12:** links: Fotos REM mit Angabe der Messpunkte der energiedispersiven Röntgenanalyse; rechts: Spektren, aufgenommen bei  $U_0=20\text{kV}$ ,  $i_0=500\text{ nA}$ , Aufnahmezeit: 100 s; Abszisse: Energie (keV), Ordinate: Intensität (Counts) – DB 32, Teil 2

DB 32 – 15 bis 16 m u. GOK (6, 7)

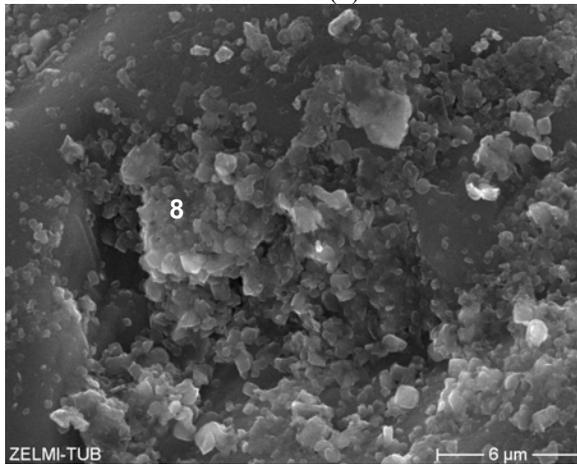


Spektrum 7:

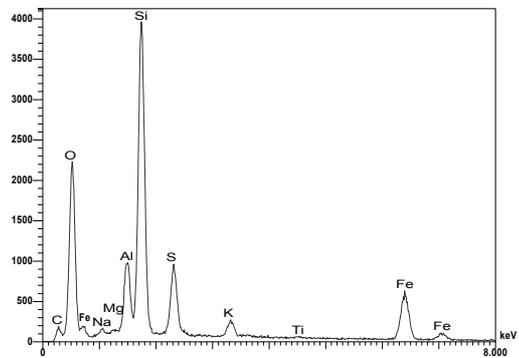


Bemerkung: Sekundärbildung Eisensulfide, Eisenoxide, amorph

DB 32 – 15 bis 16 m u. GOK (8)



Spektrum 8:



Bemerkung: Pyrit ( $\text{FeS}_2$ ), kubisch

**Abb. I-13:** links: Fotos REM mit Angabe der Messpunkte der energiedispersiven Röntgenanalyse; rechts: Spektren, aufgenommen bei  $U_0=20\text{kV}$ ,  $i_0=500\text{ nA}$ , Aufnahmezeit: 100 s; Abszisse: Energie (keV), Ordinate: Intensität (Counts) – DB 32, Teil 3

## Anhang J Chemische Extraktion

Tab. J-1: Messergebnisse Chemische Extraktion

| Probe   | Tiefe [m u.GOK] | Extraktion mit NH <sub>4</sub> -OAc |                         |                        | Extraktion mit NH <sub>4</sub> -EDTA |                         |                        | Extraktion mit NH <sub>4</sub> -ox |                         |                        |
|---|-----------------|-------------------------------------|-------------------------|------------------------|--------------------------------------|-------------------------|------------------------|------------------------------------|-------------------------|------------------------|
|   |                 | 1. Messwert<br>Fe [ppm]             | 2. Messwert<br>Fe [ppm] | Mittelwert<br>Fe [ppm] | 1. Messwert<br>Fe [ppm]              | 2. Messwert<br>Fe [ppm] | Mittelwert<br>Fe [ppm] | 1. Messwert<br>Fe [ppm]            | 2. Messwert<br>Fe [ppm] | Mittelwert<br>Fe [ppm] |
| <b>Vertikalprofil DB 25, Probennahme: 13.08.2003</b>          |                 |                                     |                         |                        |                                      |                         |                        |                                    |                         |                        |
| DB 25 UP  | 1,5             | 5,00                                | 4,00                    | 4,50                   | 86,75                                | 83,50                   | 85,13                  | 692,50                             | 712,50                  | 702,50                 |
| DB 25 UP  | 2,5             | 1,50                                | 2,00                    | 1,75                   | 15,50                                | 14,00                   | 14,75                  | 225,00                             | 220,00                  | 222,50                 |
| DB 25 UP  | 3,5             | 1,75                                | 3,00                    | 2,38                   | 11,00                                | 6,75                    | 8,88                   | 137,50                             | 130,00                  | 133,75                 |
| DB 25 UP  | 4,5             | 3,00                                | 2,50                    | 2,75                   | 5,50                                 | 6,00                    | 5,75                   | 37,50                              | 507,50                  | 272,50                 |
| DB 25 UP  | 5,5             | <BSG                                | <BSG                    | <BSG                   | 6,75                                 | 5,50                    | 6,13                   | 42,50                              | 55,00                   | 48,75                  |
| DB 25 UP  | 6,5             | 1,50                                | 3,25                    | 2,38                   | 8,00                                 | 7,25                    | 7,63                   | 42,50                              | 52,50                   | 47,50                  |
| DB 25 UP  | 7,5             | 2,75                                | 2,00                    | 2,38                   | 4,00                                 | 55,00                   | 29,50                  | 30,00                              | 25,00                   | 27,50                  |
| DB 25 UP  | 8,5             | 4,00                                | 6,25                    | 5,13                   | 86,00                                | 82,75                   | 84,38                  | 215,00                             | 220,00                  | 217,50                 |
| DB 25 UP  | 9,5             | 4,25                                | 6,75                    | 5,50                   | 29,75                                | 36,25                   | 33,00                  | 175,00                             | 210,00                  | 192,50                 |
| DB 25 UP  | 10,5            | 12,25                               | 11,25                   | 11,75                  | 73,00                                | 84,00                   | 78,50                  | 167,50                             | 252,50                  | 210,00                 |
| DB 25 UP  | 11,5            | 44,50                               | 42,25                   | 43,38                  | 121,75                               | 164,75                  | 143,25                 | 237,50                             | 280,00                  | 258,75                 |
| DB 25 UP  | 12,5            | 4,00                                | 5,50                    | 4,75                   | 65,00                                | 79,25                   | 72,13                  | 350,00                             | 260,00                  | 305,00                 |
| DB 25 UP  | 13,5            | <BSG                                | 2,50                    | 1,26                   | 32,25                                | 34,25                   | 33,25                  | 95,00                              | 130,00                  | 112,50                 |
| DB 25 UP  | 14              | <BSG                                | 4,75                    | 2,39                   | 20,25                                | 25,50                   | 22,88                  | 437,50                             | 530,00                  | 483,75                 |
| <b>Vertikalprofil DB 32, Probennahme: 25.-26.08.2003</b>      |                 |                                     |                         |                        |                                      |                         |                        |                                    |                         |                        |
| DB 32 OP-1  | 3-4             | <BSG                                | 2,75                    | 1,39                   | 19,50                                | 20,75                   | 20,13                  | 232,75                             | 245,00                  | 238,88                 |
| DB 32 OP-2  | 4-5             | <BSG                                | 3,25                    | 1,64                   | 19,00                                | 18,00                   | 18,50                  | 167,50                             | 196,00                  | 181,75                 |
| DB 32 OP-3  | 5-6             | 1,50                                | 5,25                    | 3,38                   | 23,75                                | 20,00                   | 21,88                  | 140,00                             | 122,00                  | 131,00                 |
| DB 32 MP-1  | 6-7             | 2,50                                | 2,75                    | 2,63                   | 18,75                                | 15,25                   | 17,00                  | 62,50                              | 56,50                   | 59,50                  |
| DB 32 MP-2  | 7-8             | 4,50                                | 4,50                    | 4,50                   | 33,75                                | 23,25                   | 28,50                  | 72,50                              | 60,50                   | 66,50                  |
| DB 32 MP-3  | 8-9             | 9,75                                | 15,75                   | 12,75                  | 53,25                                | 46,75                   | 50,00                  | 105,00                             | 101,00                  | 103,00                 |
| DB 32 MP-4  | 9-10            | 46,25                               | 17,50                   | 31,88                  | 190,00                               | 215,00                  | 202,50                 | 270,00                             | 387,50                  | 328,75                 |
| DB 32 MP-5  | 10-11           | 74,25                               | 63,75                   | 69,00                  | 368,25                               | 335,00                  | 351,63                 | 407,50                             | 590,00                  | 498,75                 |
| DB 32 UP-1  | 10,5-12         | 12,25                               | 19,50                   | 15,88                  | 140,75                               | 100,50                  | 120,63                 | 240,00                             | 477,50                  | 358,75                 |
| DB 32 UP-2  | 12-13           | 52,00                               | 59,00                   | 55,50                  | 339,75                               | 305,00                  | 322,38                 | 340,00                             | 492,50                  | 416,25                 |
| DB 32 UP-3  | 13-14           | 20,25                               | 21,25                   | 20,75                  | 253,00                               | 235,00                  | 244,00                 | 440,00                             | 517,50                  | 478,75                 |
| DB 32 UP-4  | 14-15           | 30,25                               | 26,00                   | 28,13                  | 393,25                               | 227,50                  | 310,38                 | 315,00                             | 420,00                  | 367,50                 |
| DB 32 UP-5  | 15-16           | 15,25                               | 21,25                   | 18,25                  | 207,25                               | 152,50                  | 179,88                 | 270,00                             | 435,00                  | 352,50                 |
| <b>Säulenversuche: Säulenfüllung, Probennahme: 19.05.2003</b> |                 |                                     |                         |                        |                                      |                         |                        |                                    |                         |                        |
| Säule 1   | 6               | 3,50                                | <BSG                    | 1,76                   | 6,75                                 | 11,75                   | 9,25                   | 70,00                              | 47,50                   | 58,75                  |
| Säule 2   | 4-6             | <BSG                                | 2,50                    | 1,26                   | 6,00                                 | 8,50                    | 7,25                   | 102,50                             | 60,00                   | 81,25                  |

### Anhang K Numerisches Grundwassermodell

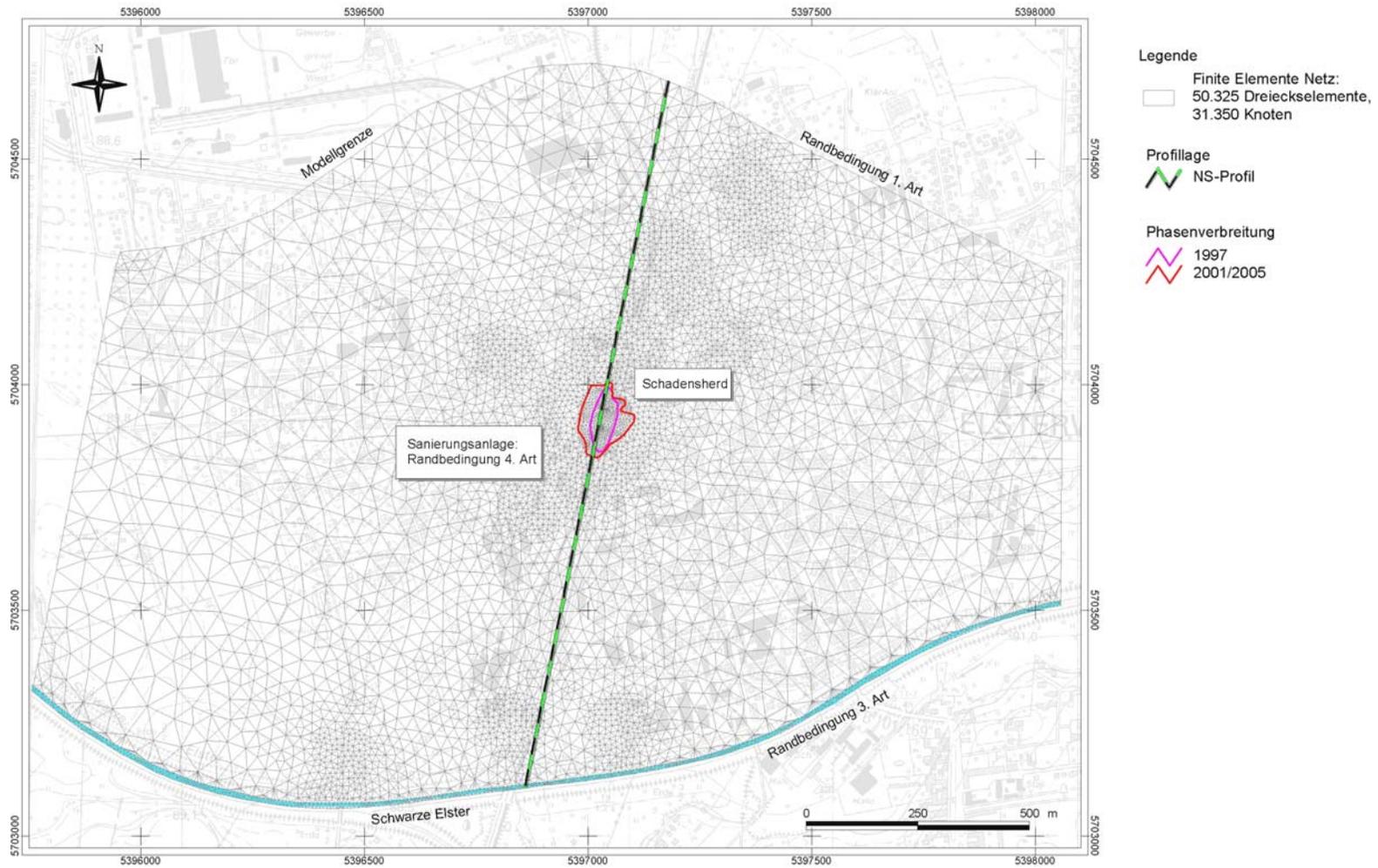


Abb. K-1: Finite Elemente Netz

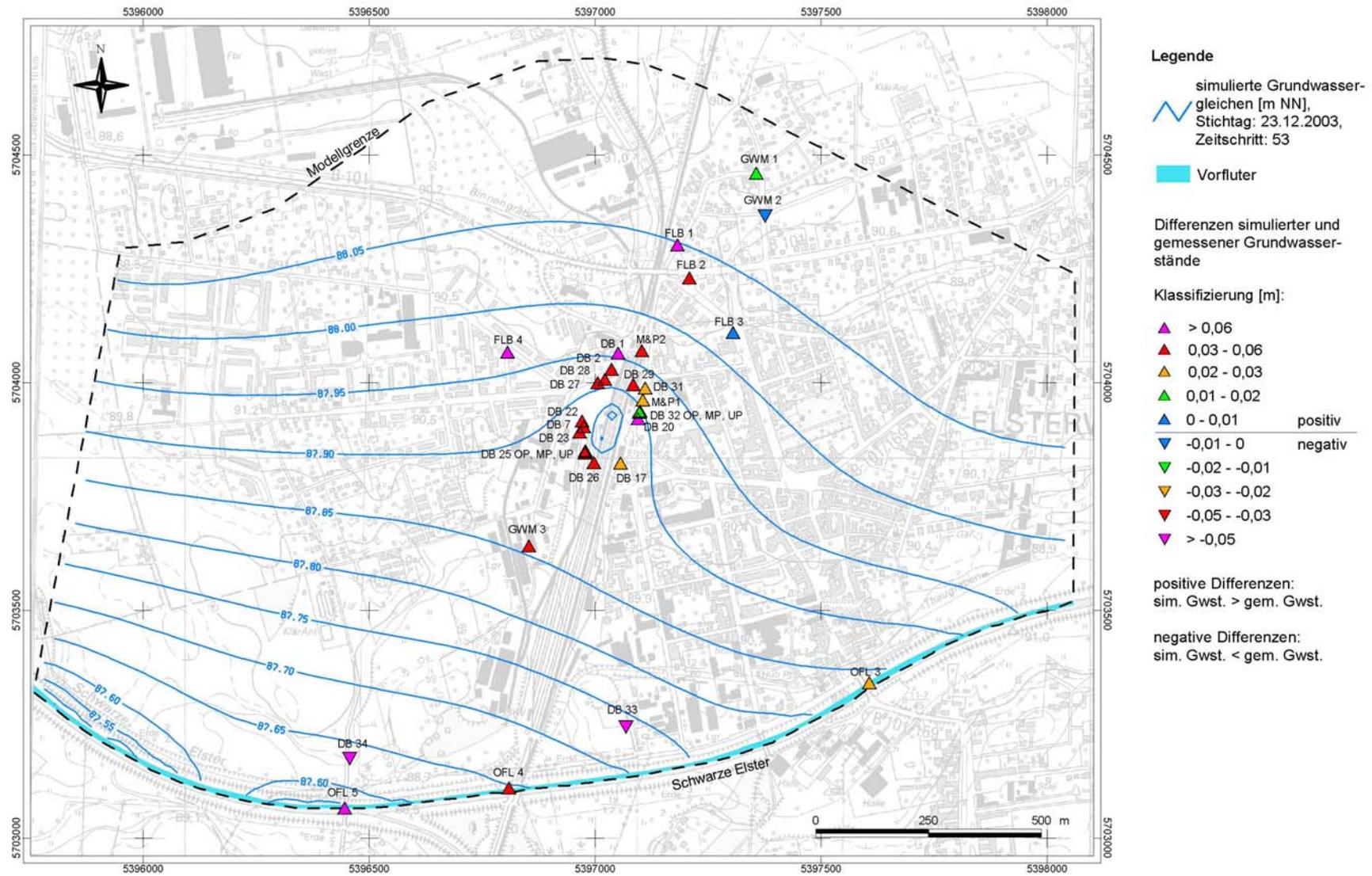


Abb. K-2: Instationäre Kalibrierung: Simulierte Grundwassergleichen am 23.12.2003 (Zeitschritt 53)

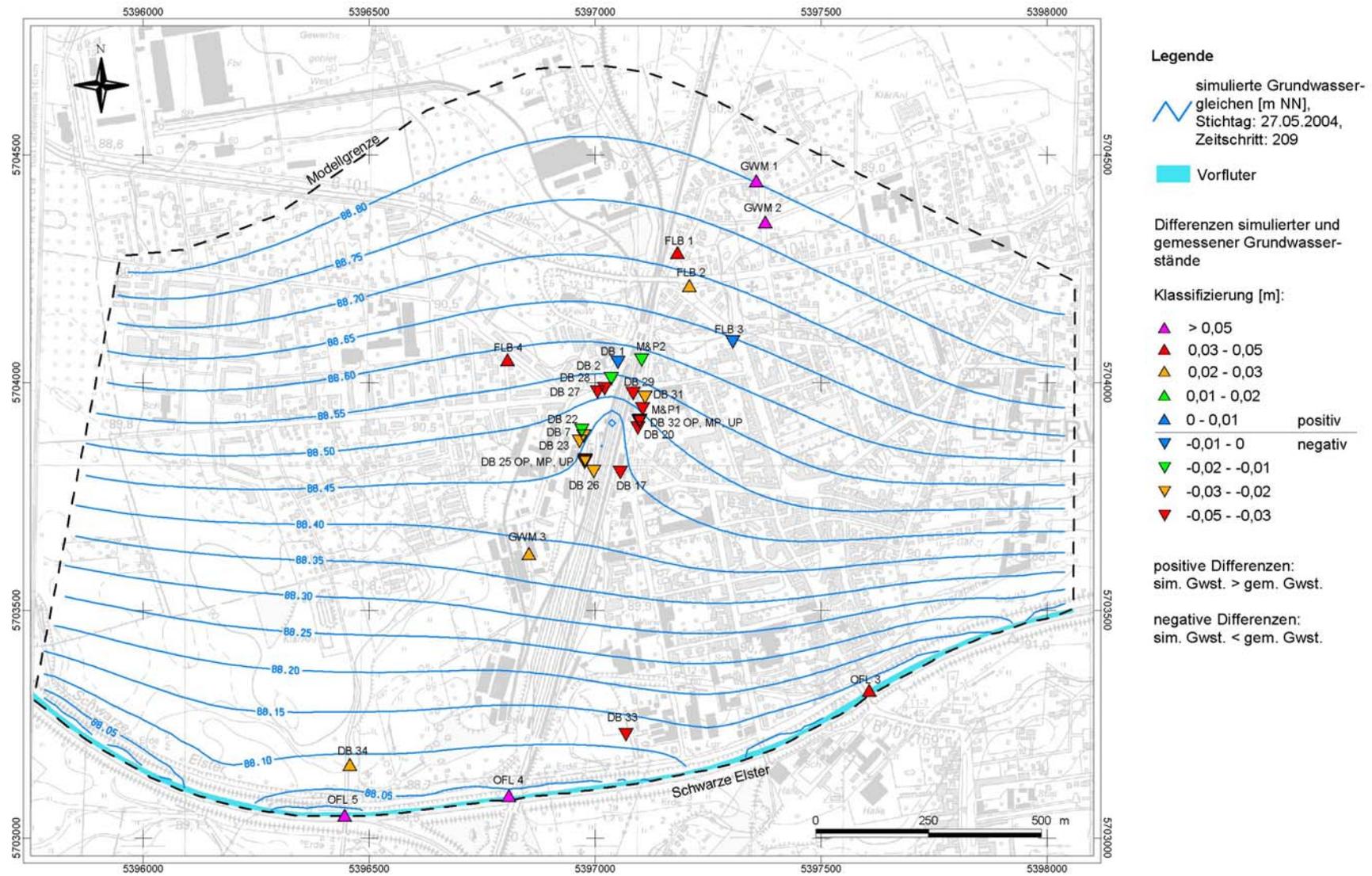
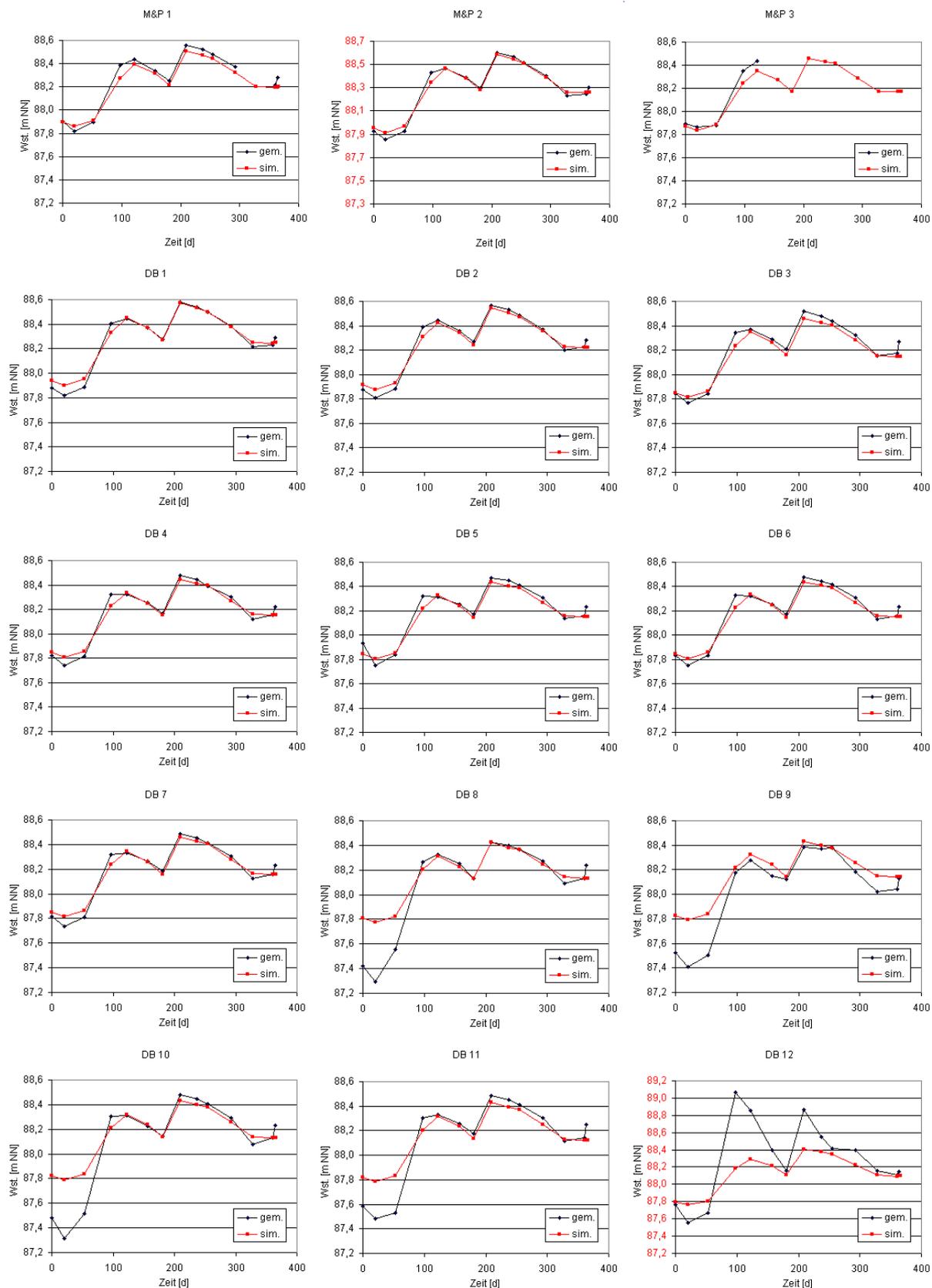
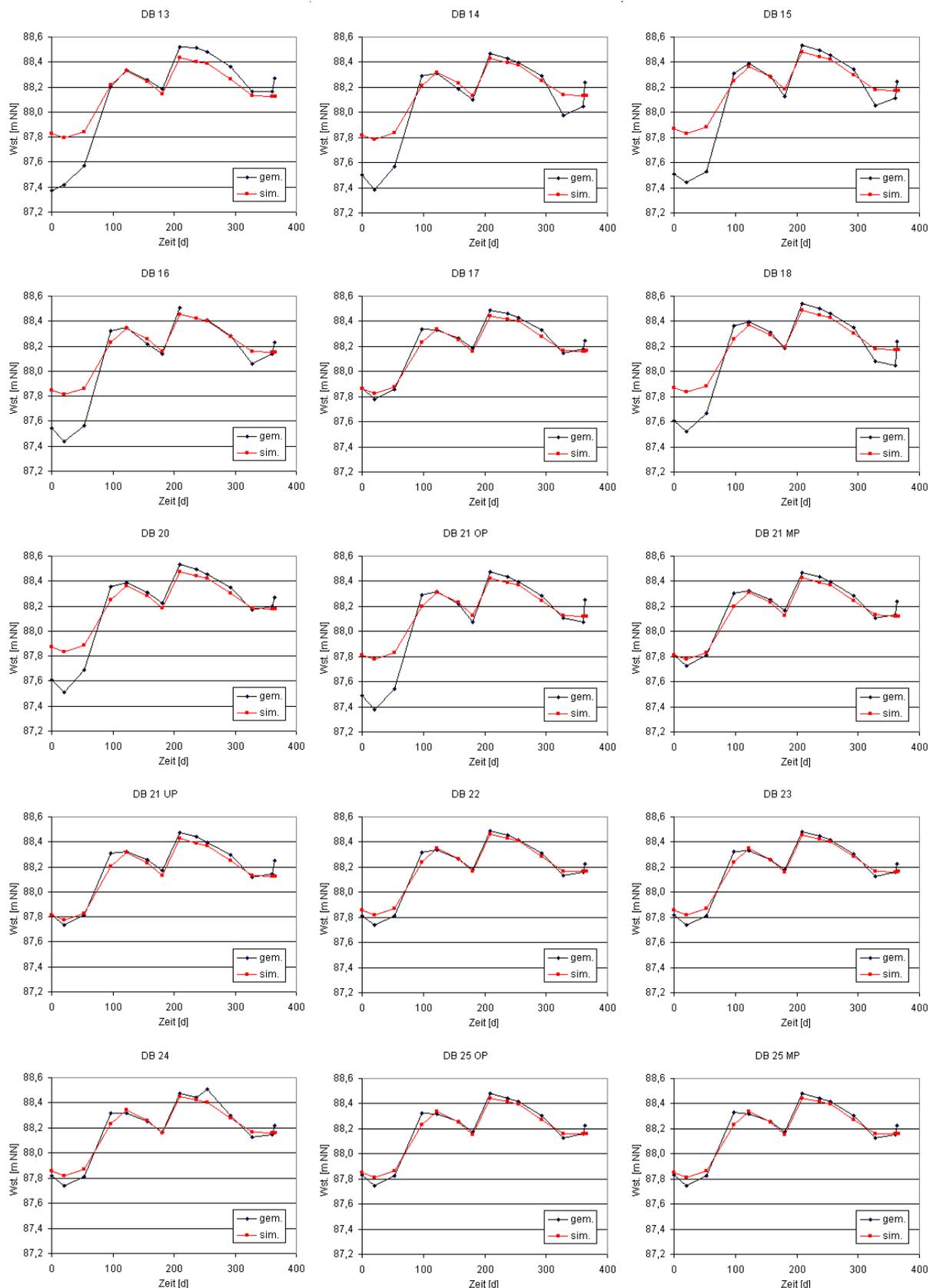


Abb. K-3: Instationäre Kalibrierung: Simulierte Grundwassergleichen am 27.05.2004 (Zeitschritt 209)

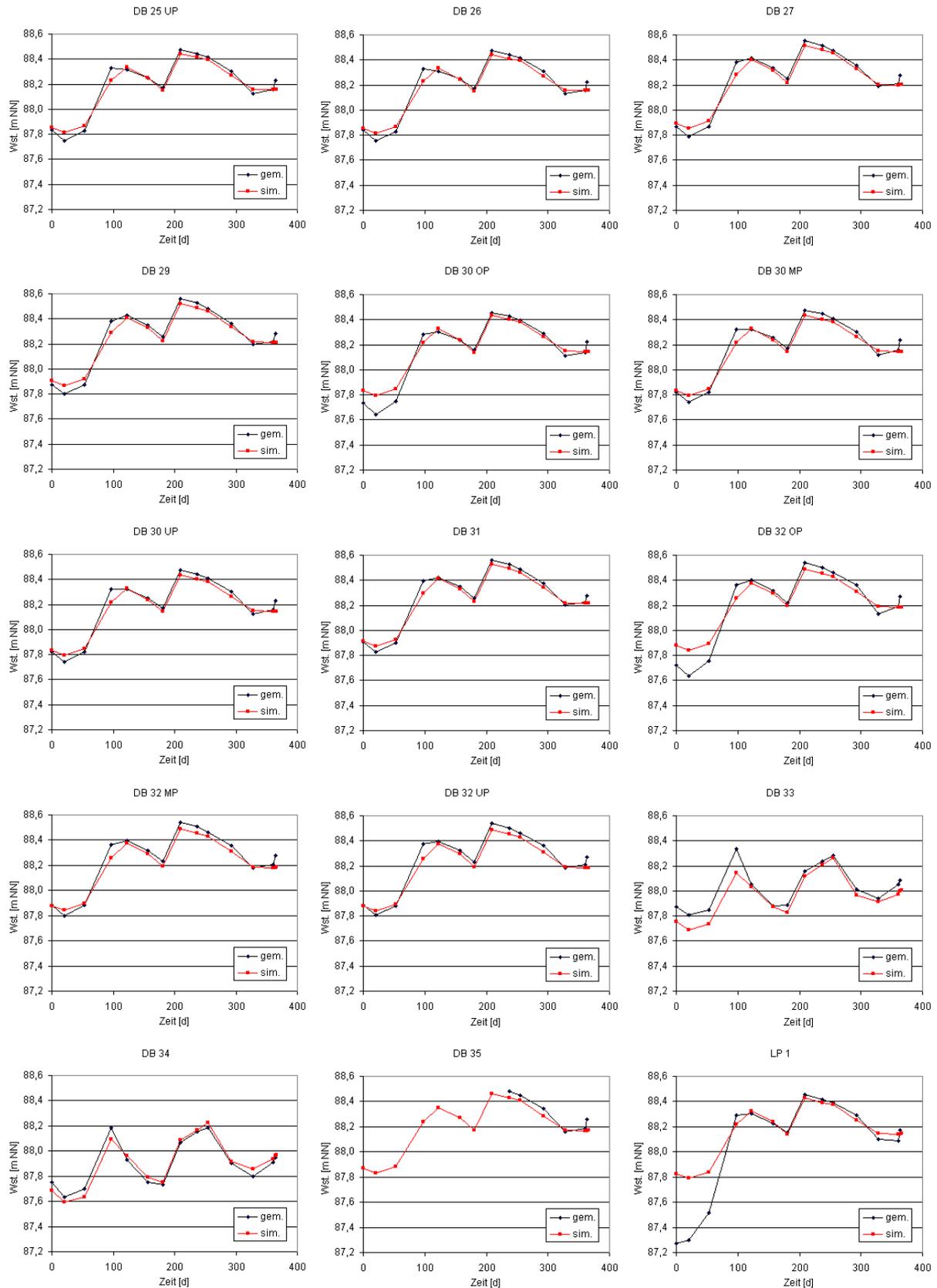


**Bemerkung:** rot markierte Ordinate zeigt Skalenwechsel an

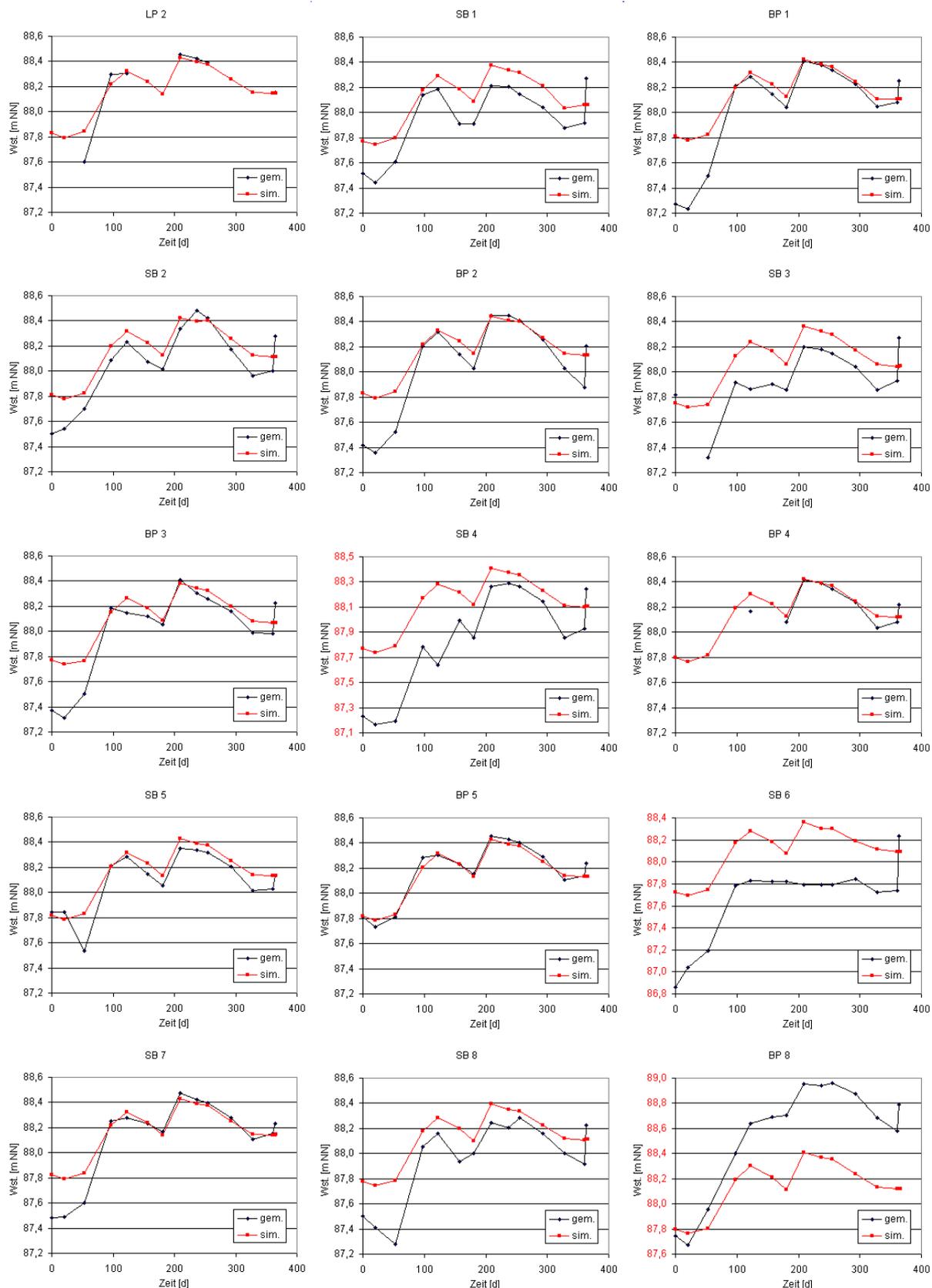
**Abb. K-4:** Instationäre Kalibrierung: Vergleich der gemessenen und berechneten Grundwasserstandsganglinien (11/2003-10/2004) - Teil 1



**Abb. K-5:** Instationäre Kalibrierung: Vergleich der gemessenen und berechneten Grundwasserstandsganglinien (11/2003-10/2004) - Teil 2

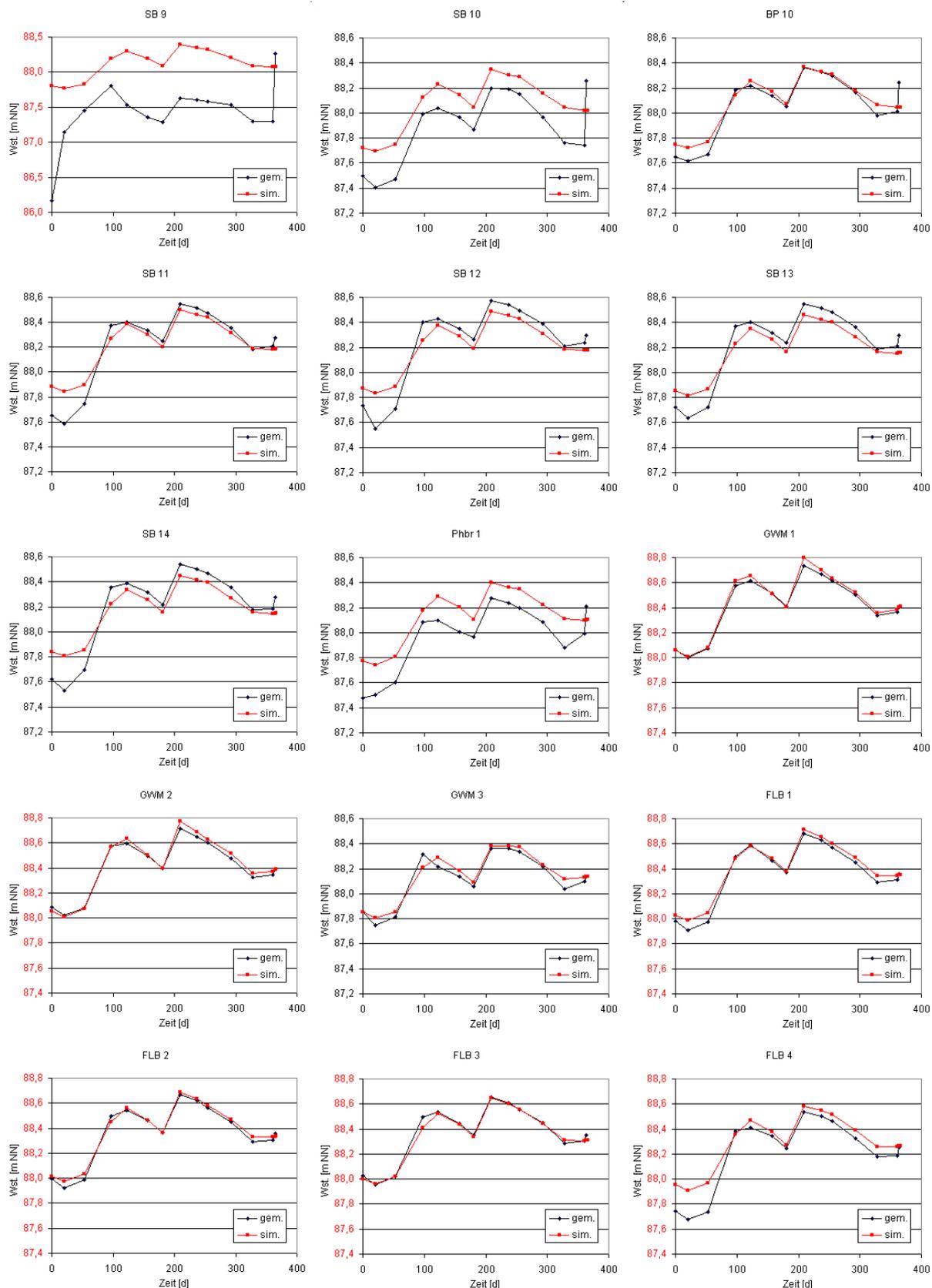


**Abb. K-6:** Instationäre Kalibrierung: Vergleich der gemessenen und berechneten Grundwasserstandsganglinien (11/2003-10/2004) - Teil 3



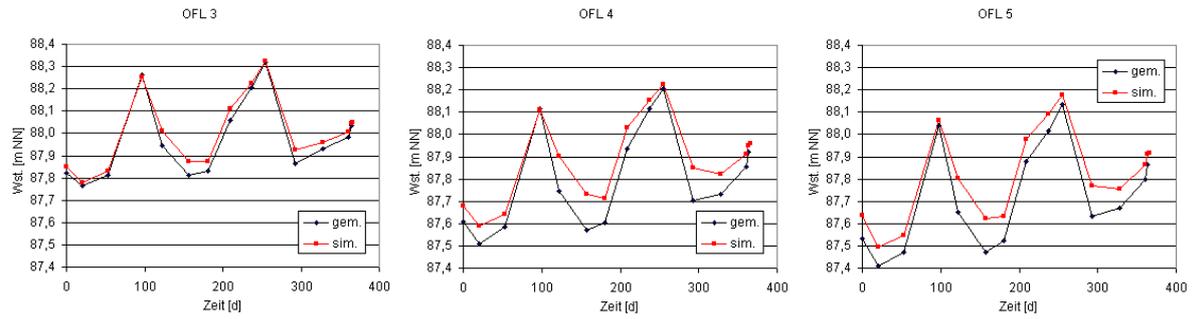
**Bemerkung:** rot markierte Ordinate zeigt Skalenwechsel an

**Abb. K-7:** Instationäre Kalibrierung: Vergleich der gemessenen und berechneten Grundwasserstandsganglinien (11/2003-10/2004) - Teil 4

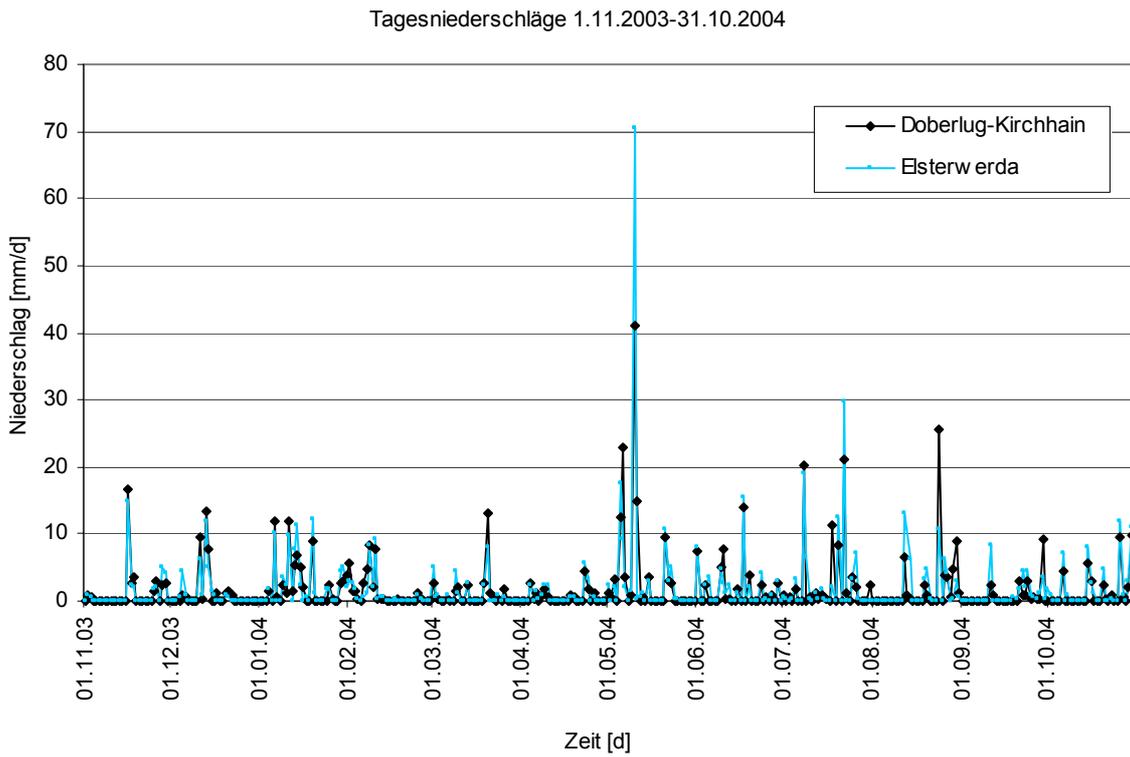


**Bemerkung:** rot markierte Ordinate zeigt Skalenwechsel an

**Abb. K-8:** Instationäre Kalibrierung: Vergleich der gemessenen und berechneten Grundwasserstandsganglinien (11/2003-10/2004) - Teil 5



**Abb. K-9:** Instationäre Kalibrierung: Vergleich der gemessenen und berechneten Oberflächenwasserstandsganglinien (11/2003-10/2004)



**Abb. K-10:** Niederschlag während des Kalibrierungszeitraums an den Messstationen Elsterwerda und Doberlug-Kirchhain

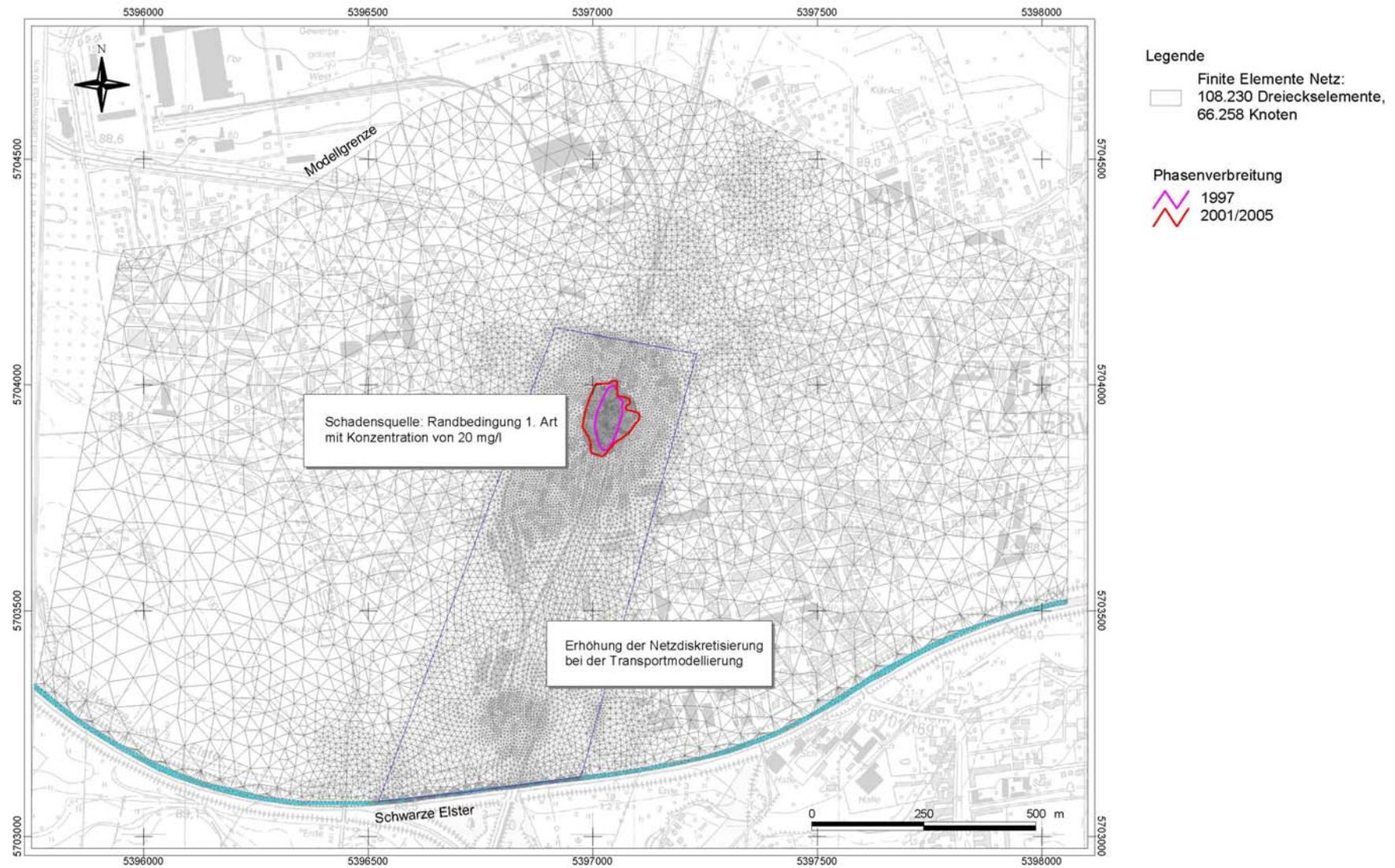


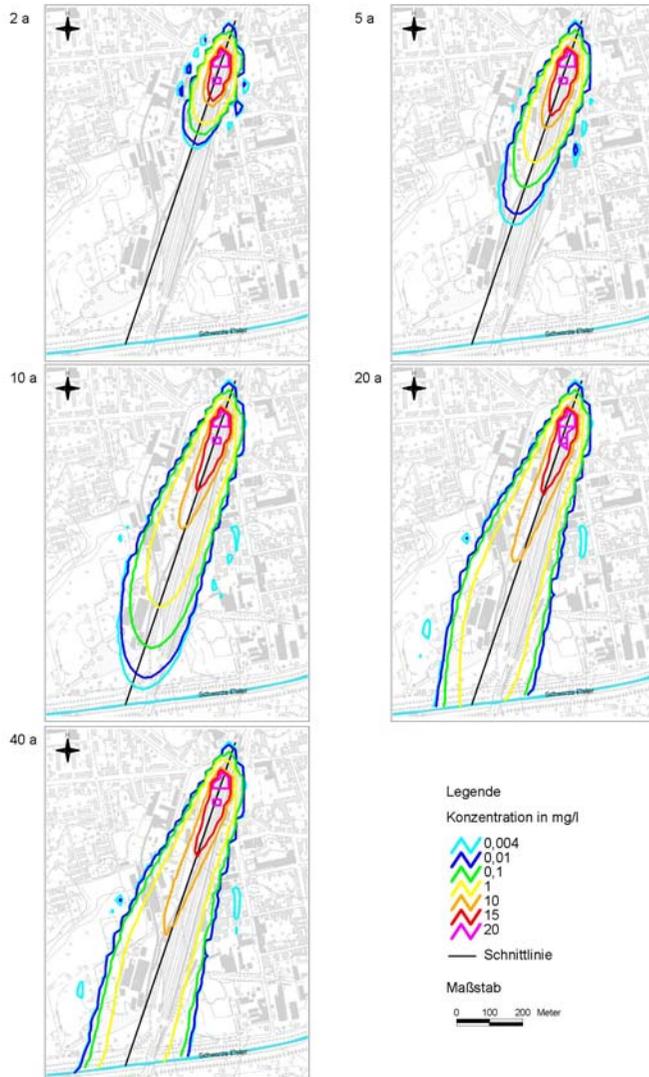
Abb. K-11: Transportmodellierung: Erhöhung der Netzdiskretisierung

Tab. K-1: Förderraten hydraulische Sanierung, 09/1998 –12/2005

| Monat  | Förderrate [m³/d] |       |       |      |       |       |       |       |       |        |        |       |       |        |        |        | Fördermenge [m³] |
|--------|-------------------|-------|-------|------|-------|-------|-------|-------|-------|--------|--------|-------|-------|--------|--------|--------|------------------|
|        | SB 1              | SB 2  | SB 3  | SB 4 | SB 5  | SB 6  | SB 7  | SB 8  | SB 9  | SB 10  | SB 11  | SB 12 | SB 13 | SB 14  | PhBr 1 | Gesamt |                  |
| Sep 98 | 52,86             | 61,93 | 35,64 | 0,00 | 41,50 | 0,00  | 21,64 | 0,00  | 0,00  | 0,00   | 0,00   | 0,00  | 0,00  | 0,00   | 0,00   | 213,57 | 6407,14          |
| Okt 98 | 45,96             | 42,33 | 57,70 | 0,00 | 53,41 | 0,00  | 28,67 | 0,00  | 0,00  | 0,00   | 0,00   | 0,00  | 0,00  | 0,00   | 0,00   | 228,07 | 7070,30          |
| Nov 98 | 40,90             | 35,27 | 75,17 | 0,00 | 90,97 | 0,00  | 28,73 | 0,00  | 15,80 | 0,00   | 0,00   | 0,00  | 0,00  | 0,00   | 0,00   | 286,83 | 8605,00          |
| Dez 98 | 32,16             | 28,13 | 64,50 | 0,00 | 69,03 | 0,00  | 28,84 | 0,00  | 15,00 | 0,00   | 0,00   | 0,00  | 0,00  | 0,00   | 0,00   | 237,66 | 7367,50          |
| Jan 99 | 29,57             | 32,13 | 67,70 | 0,00 | 60,96 | 0,00  | 27,26 | 0,00  | 17,78 | 0,00   | 0,00   | 0,00  | 0,00  | 0,00   | 0,00   | 235,39 | 7297,13          |
| Feb 99 | 25,93             | 23,24 | 52,93 | 0,00 | 46,48 | 0,00  | 20,38 | 0,00  | 13,93 | 0,00   | 0,00   | 0,00  | 0,00  | 0,00   | 0,00   | 182,90 | 5121,10          |
| Mrz 99 | 43,45             | 29,82 | 94,64 | 0,00 | 70,64 | 0,00  | 31,18 | 0,00  | 20,95 | 0,00   | 0,00   | 0,00  | 0,00  | 0,00   | 0,00   | 290,68 | 9011,14          |
| Apr 99 | 41,93             | 21,38 | 90,17 | 0,00 | 56,10 | 0,00  | 29,72 | 0,00  | 23,83 | 0,00   | 0,00   | 0,00  | 0,00  | 0,00   | 0,00   | 263,14 | 7894,14          |
| Mai 99 | 40,55             | 24,97 | 72,69 | 0,00 | 73,76 | 0,00  | 18,72 | 0,00  | 17,24 | 0,00   | 0,00   | 0,00  | 0,00  | 0,00   | 0,00   | 247,93 | 7685,86          |
| Jun 99 | 50,63             | 29,23 | 83,60 | 0,00 | 75,33 | 0,00  | 18,40 | 0,00  | 22,27 | 0,00   | 0,00   | 0,00  | 0,00  | 0,00   | 0,00   | 279,47 | 8384,00          |
| Jul 99 | 38,42             | 35,26 | 86,74 | 0,00 | 68,71 | 0,00  | 27,97 | 0,00  | 23,90 | 0,00   | 0,00   | 0,00  | 0,00  | 0,00   | 0,00   | 281,00 | 8711,00          |
| Aug 99 | 38,40             | 35,28 | 86,72 | 0,00 | 68,68 | 0,00  | 27,96 | 0,00  | 23,92 | 0,00   | 0,00   | 0,00  | 0,00  | 0,00   | 0,00   | 280,96 | 8709,76          |
| Sep 99 | 35,61             | 34,83 | 85,39 | 0,00 | 67,11 | 0,00  | 26,29 | 0,00  | 20,57 | 60,89  | 52,17  | 35,72 | 28,00 | 32,56  | 0,00   | 479,13 | 14374,05         |
| Okt 99 | 33,67             | 32,60 | 80,73 | 0,00 | 60,23 | 0,00  | 18,47 | 0,00  | 11,13 | 50,20  | 38,57  | 22,13 | 16,13 | 23,97  | 0,00   | 387,83 | 12022,83         |
| Nov 99 | 30,60             | 39,00 | 83,29 | 0,00 | 55,13 | 0,00  | 18,80 | 0,00  | 11,20 | 53,25  | 37,40  | 22,57 | 13,00 | 25,47  | 0,00   | 389,71 | 11691,21         |
| Dez 99 | 28,50             | 36,67 | 81,54 | 0,00 | 60,84 | 0,00  | 18,33 | 0,00  | 11,50 | 54,00  | 38,27  | 21,60 | 14,63 | 24,00  | 0,00   | 389,87 | 12086,04         |
| Jan 00 | 2,43              | 2,67  | 73,07 | 0,00 | 60,57 | 0,00  | 5,50  | 0,00  | 1,27  | 44,43  | 37,13  | 2,77  | 1,30  | 2,76   | 0,00   | 233,89 | 7250,65          |
| Feb 00 | 16,96             | 15,86 | 55,45 | 0,00 | 44,38 | 0,00  | 9,81  | 0,00  | 4,00  | 38,34  | 28,34  | 11,14 | 8,50  | 8,48   | 0,00   | 241,27 | 6996,90          |
| Mrz 00 | 20,20             | 18,80 | 50,65 | 0,00 | 44,40 | 0,00  | 11,30 | 0,00  | 4,45  | 32,85  | 28,65  | 13,20 | 10,05 | 7,20   | 0,00   | 241,75 | 7494,25          |
| Apr 00 | 27,50             | 28,90 | 81,70 | 0,00 | 90,10 | 0,00  | 15,30 | 9,00  | 10,80 | 62,33  | 59,33  | 0,00  | 19,16 | 25,27  | 0,00   | 429,39 | 12881,67         |
| Mai 00 | 3,84              | 25,42 | 74,16 | 0,00 | 70,65 | 0,00  | 11,65 | 6,10  | 9,19  | 59,74  | 51,03  | 0,00  | 19,16 | 25,27  | 0,00   | 356,20 | 11042,09         |
| Jun 00 | 16,43             | 11,43 | 44,40 | 0,00 | 60,40 | 0,00  | 1,17  | 31,63 | 5,63  | 1,07   | 19,23  | 16,30 | 18,52 | 24,42  | 0,00   | 250,64 | 7519,24          |
| Jul 00 | 0,00              | 0,00  | 0,00  | 0,00 | 0,00  | 0,00  | 0,00  | 0,00  | 0,00  | 0,00   | 0,00   | 0,00  | 0,00  | 0,00   | 0,00   | 0,00   | 0,00             |
| Aug 00 | 22,39             | 31,23 | 59,13 | 0,00 | 40,23 | 0,00  | 2,97  | 36,65 | 11,90 | 77,94  | 54,16  | 19,71 | 27,68 | 19,52  | 0,00   | 403,48 | 12508,00         |
| Sep 00 | 22,10             | 32,80 | 55,80 | 0,00 | 38,30 | 0,00  | 3,10  | 12,57 | 12,50 | 60,10  | 56,60  | 22,00 | 27,20 | 88,20  | 0,00   | 431,27 | 12938,00         |
| Okt 00 | 32,42             | 48,10 | 81,90 | 0,00 | 56,19 | 0,00  | 4,68  | 55,35 | 18,39 | 88,23  | 104,52 | 32,35 | 39,94 | 12,74  | 0,00   | 574,81 | 17819,00         |
| Nov 00 | 45,75             | 39,73 | 75,90 | 0,00 | 34,85 | 12,00 | 2,25  | 42,40 | 11,40 | 86,25  | 90,75  | 86,25 | 34,88 | 121,45 | 0,00   | 683,86 | 20515,75         |
| Dez 00 | 0,00              | 43,86 | 0,00  | 0,00 | 41,71 | 0,00  | 0,00  | 0,00  | 40,14 | 0,00   | 101,57 | 0,00  | 0,00  | 0,00   | 0,00   | 227,29 | 7045,86          |
| Jan 01 | 0,00              | 0,00  | 0,00  | 0,00 | 0,00  | 0,00  | 0,00  | 0,00  | 0,00  | 0,00   | 0,00   | 0,00  | 0,00  | 0,00   | 0,00   | 0,00   | 0,00             |
| Feb 01 | 25,75             | 26,88 | 66,63 | 0,00 | 12,50 | 34,75 | 2,88  | 25,50 | 13,88 | 35,75  | 26,00  | 17,50 | 0,00  | 19,25  | 0,00   | 307,25 | 8603,00          |
| Mrz 01 | 21,67             | 27,21 | 67,54 | 0,00 | 13,21 | 37,08 | 3,13  | 27,63 | 14,33 | 37,71  | 28,42  | 19,71 | 0,00  | 20,92  | 0,00   | 318,54 | 9874,79          |
| Apr 01 | 17,67             | 24,57 | 59,95 | 0,00 | 14,86 | 41,67 | 3,38  | 32,57 | 13,19 | 40,43  | 35,05  | 28,19 | 0,00  | 25,52  | 0,00   | 337,05 | 10111,43         |
| Mai 01 | 21,07             | 33,10 | 51,60 | 0,00 | 22,90 | 49,87 | 2,67  | 39,37 | 15,13 | 31,67  | 44,00  | 15,80 | 0,00  | 24,33  | 0,00   | 351,50 | 10896,39         |
| Jun 01 | 9,24              | 30,48 | 49,20 | 0,00 | 27,36 | 53,04 | 2,60  | 40,32 | 15,60 | 26,40  | 46,84  | 9,24  | 0,00  | 23,04  | 0,00   | 333,36 | 10000,80         |
| Jul 01 | 0,00              | 45,76 | 5,52  | 0,00 | 16,52 | 37,60 | 3,68  | 34,48 | 13,96 | 30,52  | 76,12  | 68,60 | 0,00  | 44,84  | 0,00   | 377,60 | 11705,60         |
| Aug 01 | 0,00              | 24,65 | 5,50  | 0,00 | 16,54 | 37,58 | 3,69  | 34,46 | 16,85 | 53,92  | 41,00  | 36,96 | 0,00  | 47,77  | 0,00   | 318,92 | 9886,62          |
| Sep 01 | 6,00              | 51,31 | 0,00  | 0,00 | 16,46 | 37,62 | 3,69  | 34,54 | 14,31 | 57,31  | 90,92  | 51,38 | 0,00  | 36,15  | 0,00   | 399,69 | 11990,77         |
| Okt 01 | 3,00              | 41,54 | 0,00  | 0,00 | 24,36 | 70,86 | 2,21  | 39,75 | 16,39 | 61,79  | 73,75  | 46,21 | 0,00  | 32,50  | 0,00   | 412,36 | 12783,07         |
| Nov 01 | 0,00              | 37,55 | 0,00  | 0,00 | 22,09 | 64,00 | 2,45  | 32,41 | 15,82 | 60,09  | 72,18  | 45,23 | 0,00  | 12,64  | 0,00   | 364,45 | 10933,64         |
| Dez 01 | 4,00              | 37,50 | 0,00  | 0,00 | 22,05 | 63,95 | 1,75  | 20,94 | 11,05 | 60,12  | 72,50  | 45,50 | 0,00  | 24,30  | 0,00   | 363,66 | 11273,42         |
| Jan 02 | 8,00              | 35,81 | 47,27 | 0,00 | 30,38 | 32,33 | 4,12  | 35,27 | 26,92 | 62,50  | 68,25  | 22,44 | 0,00  | 15,33  | 0,00   | 388,63 | 12047,54         |
| Feb 02 | 0,00              | 35,07 | 29,86 | 0,00 | 0,00  | 30,32 | 2,39  | 32,89 | 30,00 | 61,60  | 0,00   | 0,00  | 0,00  | 0,00   | 0,00   | 222,14 | 6219,80          |
| Mrz 02 | 0,00              | 28,50 | 27,21 | 0,00 | 0,00  | 44,63 | 3,82  | 31,58 | 29,04 | 62,52  | 70,56  | 0,00  | 0,00  | 0,00   | 0,00   | 297,86 | 9233,61          |
| Apr 02 | 0,00              | 33,90 | 55,23 | 0,00 | 0,00  | 44,60 | 0,21  | 40,15 | 45,80 | 69,60  | 73,85  | 0,00  | 0,00  | 0,00   | 0,00   | 363,34 | 10900,17         |
| Mai 02 | 0,00              | 26,13 | 36,84 | 0,00 | 0,00  | 38,68 | 6,52  | 25,61 | 26,45 | 47,23  | 65,48  | 0,00  | 0,00  | 0,00   | 0,00   | 272,94 | 8461,00          |
| Jun 02 | 0,00              | 47,43 | 49,03 | 0,00 | 0,00  | 38,23 | 9,07  | 28,00 | 32,07 | 58,77  | 64,60  | 0,00  | 0,00  | 0,00   | 0,00   | 327,20 | 9816,00          |
| Jul 02 | 0,00              | 64,13 | 39,61 | 0,00 | 0,00  | 47,97 | 4,97  | 29,55 | 28,71 | 109,26 | 64,00  | 0,00  | 0,00  | 0,00   | 0,00   | 388,19 | 12034,00         |

| Monat  | Förderrate [m³/d] |       |       |       |       |       |      |       |       |        |       |       |       |       |        |        | Fördermenge [m³] |
|--------|-------------------|-------|-------|-------|-------|-------|------|-------|-------|--------|-------|-------|-------|-------|--------|--------|------------------|
|        | SB 1              | SB 2  | SB 3  | SB 4  | SB 5  | SB 6  | SB 7 | SB 8  | SB 9  | SB 10  | SB 11 | SB 12 | SB 13 | SB 14 | PhBr 1 | Gesamt |                  |
| Aug 02 | 0,00              | 63,65 | 36,68 | 0,00  | 0,00  | 45,26 | 3,94 | 29,71 | 26,65 | 109,35 | 0,00  | 0,00  | 0,00  | 0,00  | 0,00   | 315,23 | 9772,27          |
| Sep 02 | 0,00              | 63,71 | 43,39 | 0,00  | 0,00  | 47,20 | 3,29 | 34,50 | 26,86 | 121,20 | 0,00  | 55,20 | 0,00  | 0,00  | 0,00   | 395,35 | 11860,50         |
| Okt 02 | 0,72              | 42,10 | 40,10 | 0,00  | 0,00  | 56,10 | 4,52 | 34,83 | 27,41 | 110,48 | 0,00  | 55,24 | 0,00  | 0,00  | 0,00   | 371,52 | 11517,03         |
| Nov 02 | 0,00              | 41,25 | 38,04 | 0,00  | 0,00  | 56,32 | 5,07 | 32,89 | 26,71 | 97,86  | 0,00  | 55,79 | 0,00  | 0,00  | 0,00   | 353,93 | 10617,86         |
| Dez 02 | 0,00              | 51,93 | 38,72 | 0,00  | 0,00  | 60,66 | 3,86 | 32,72 | 29,66 | 72,31  | 0,00  | 64,69 | 0,00  | 0,00  | 0,00   | 354,55 | 10991,10         |
| Jan 03 | 0,00              | 57,07 | 37,53 | 0,00  | 0,00  | 59,30 | 2,20 | 44,10 | 31,10 | 73,47  | 0,00  | 90,67 | 0,00  | 0,00  | 0,00   | 395,43 | 12258,43         |
| Feb 03 | 0,00              | 39,00 | 28,96 | 0,00  | 0,00  | 43,04 | 3,76 | 31,44 | 24,16 | 54,00  | 0,00  | 0,00  | 0,00  | 0,00  | 0,00   | 224,36 | 6282,08          |
| Mrz 03 | 0,00              | 31,74 | 25,32 | 0,00  | 0,00  | 49,77 | 6,20 | 30,68 | 27,10 | 62,26  | 0,00  | 0,00  | 0,00  | 0,00  | 64,03  | 297,10 | 9210,20          |
| Apr 03 | 0,00              | 12,62 | 25,88 | 0,00  | 0,00  | 58,12 | 0,00 | 35,00 | 29,12 | 66,31  | 0,00  | 0,00  | 0,00  | 0,00  | 71,08  | 298,12 | 8943,71          |
| Mai 03 | 0,00              | 25,91 | 25,66 | 0,00  | 0,00  | 34,74 | 0,00 | 33,53 | 26,82 | 58,53  | 0,00  | 0,00  | 0,00  | 0,00  | 63,88  | 269,07 | 8341,08          |
| Jun 03 | 31,00             | 50,92 | 51,25 | 0,00  | 0,00  | 49,00 | 0,00 | 32,04 | 29,43 | 62,68  | 0,00  | 0,00  | 0,00  | 0,00  | 70,86  | 377,17 | 11315,10         |
| Jul 03 | 24,71             | 61,10 | 63,05 | 0,00  | 0,00  | 48,50 | 0,00 | 33,21 | 22,39 | 57,61  | 0,00  | 0,00  | 0,00  | 0,00  | 65,61  | 376,18 | 11661,55         |
| Aug 03 | 41,63             | 67,94 | 77,37 | 0,00  | 0,00  | 56,95 | 0,00 | 41,56 | 9,04  | 63,52  | 0,00  | 0,00  | 0,00  | 0,00  | 47,81  | 405,81 | 12580,25         |
| Sep 03 | 49,07             | 76,54 | 74,74 | 14,61 | 0,00  | 43,58 | 0,00 | 37,52 | 17,23 | 61,67  | 0,00  | 0,00  | 0,00  | 0,00  | 35,00  | 409,95 | 12298,40         |
| Okt 03 | 27,65             | 80,26 | 0,00  | 17,32 | 0,00  | 77,29 | 0,00 | 14,82 | 19,30 | 61,00  | 0,00  | 0,00  | 0,00  | 0,00  | 32,81  | 330,45 | 10243,80         |
| Nov 03 | 29,40             | 32,60 | 52,64 | 18,96 | 0,00  | 82,32 | 0,00 | 32,02 | 14,05 | 70,46  | 0,00  | 0,00  | 0,00  | 0,00  | 35,52  | 367,96 | 11038,93         |
| Dez 03 | 26,76             | 36,59 | 81,55 | 18,38 | 0,00  | 79,03 | 0,00 | 41,52 | 12,31 | 66,45  | 0,00  | 0,00  | 0,00  | 0,00  | 22,97  | 385,55 | 11952,10         |
| Jan 04 | 25,26             | 29,00 | 74,48 | 20,48 | 0,00  | 63,70 | 0,00 | 40,39 | 14,30 | 69,52  | 0,00  | 0,00  | 0,00  | 0,00  | 24,78  | 361,91 | 11219,30         |
| Feb 04 | 22,50             | 31,34 | 69,16 | 16,22 | 0,00  | 32,47 | 0,00 | 25,34 | 15,09 | 65,44  | 0,00  | 0,00  | 0,00  | 0,00  | 24,41  | 301,97 | 8757,09          |
| Mrz 04 | 21,63             | 31,77 | 69,89 | 11,20 | 0,00  | 45,66 | 0,00 | 31,87 | 30,00 | 71,49  | 0,00  | 0,00  | 0,00  | 0,00  | 27,83  | 341,32 | 10581,04         |
| Apr 04 | 32,92             | 33,39 | 60,55 | 6,89  | 0,00  | 48,13 | 0,00 | 31,95 | 33,47 | 70,68  | 0,00  | 0,00  | 0,00  | 0,00  | 26,87  | 344,87 | 10346,05         |
| Mai 04 | 34,21             | 36,29 | 55,93 | 7,00  | 0,00  | 55,96 | 0,00 | 29,50 | 31,82 | 68,71  | 0,00  | 0,00  | 0,00  | 0,00  | 25,57  | 345,00 | 10695,00         |
| Jun 04 | 36,89             | 27,79 | 59,39 | 5,93  | 0,00  | 73,96 | 0,00 | 37,29 | 35,54 | 72,64  | 0,00  | 0,00  | 0,00  | 0,00  | 26,54  | 375,96 | 11278,93         |
| Jul 04 | 38,83             | 2,39  | 63,89 | 6,72  | 0,00  | 65,50 | 0,00 | 30,67 | 34,33 | 70,06  | 0,00  | 0,00  | 0,00  | 0,00  | 24,67  | 337,06 | 10448,72         |
| Aug 04 | 27,18             | 23,82 | 66,43 | 7,37  | 0,00  | 57,76 | 0,00 | 25,65 | 32,49 | 76,24  | 0,00  | 0,00  | 0,00  | 0,00  | 26,12  | 343,06 | 10634,88         |
| Sep 04 | 57,21             | 22,83 | 57,00 | 10,17 | 0,00  | 27,42 | 0,00 | 20,88 | 28,08 | 72,46  | 0,00  | 0,00  | 0,00  | 0,00  | 21,08  | 317,13 | 9513,75          |
| Okt 04 | 39,22             | 32,84 | 64,34 | 10,19 | 0,00  | 40,53 | 0,00 | 22,22 | 34,72 | 86,16  | 0,00  | 0,00  | 0,00  | 0,00  | 24,66  | 354,88 | 11001,13         |
| Nov 04 | 33,90             | 25,87 | 60,10 | 8,77  | 0,00  | 22,77 | 0,00 | 37,06 | 31,45 | 76,65  | 0,00  | 0,00  | 0,00  | 0,00  | 21,90  | 318,48 | 9554,52          |
| Dez 04 | 34,83             | 18,34 | 44,57 | 5,49  | 0,00  | 35,06 | 0,00 | 35,23 | 24,03 | 74,20  | 0,00  | 0,00  | 0,00  | 0,00  | 9,69   | 281,43 | 8724,29          |
| Jan 05 | 37,81             | 56,33 | 51,86 | 6,38  | 0,00  | 51,00 | 0,00 | 38,62 | 23,10 | 85,76  | 0,00  | 0,00  | 0,00  | 0,00  | 56,45  | 407,31 | 12626,66         |
| Feb 05 | 36,83             | 31,11 | 50,31 | 6,57  | 0,00  | 35,80 | 0,00 | 28,26 | 21,54 | 72,57  | 0,00  | 0,00  | 0,00  | 0,00  | 19,51  | 302,51 | 8470,40          |
| Mrz 05 | 30,51             | 36,46 | 38,77 | 7,71  | 0,00  | 36,49 | 0,00 | 23,31 | 20,23 | 66,31  | 0,00  | 0,00  | 0,00  | 0,00  | 0,00   | 259,80 | 8053,80          |
| Apr 05 | 29,72             | 31,81 | 49,59 | 5,69  | 0,00  | 34,09 | 0,00 | 31,06 | 14,53 | 60,31  | 0,00  | 0,00  | 0,00  | 0,00  | 0,00   | 256,81 | 7704,38          |
| Mai 05 | 24,58             | 25,46 | 26,88 | 10,08 | 31,06 | 30,08 | 0,00 | 26,67 | 19,25 | 39,17  | 21,65 | 20,94 | 22,65 | 25,53 | 0,00   | 323,99 | 10043,70         |
| Jun 05 | 21,52             | 21,60 | 19,16 | 10,92 | 24,56 | 21,68 | 0,00 | 20,12 | 19,28 | 20,92  | 17,36 | 16,68 | 13,12 | 21,32 | 0,00   | 248,24 | 7447,20          |
| Jul 05 | 23,37             | 20,57 | 17,80 | 10,09 | 28,31 | 14,66 | 1,29 | 9,83  | 16,49 | 21,34  | 10,29 | 10,34 | 16,60 | 16,46 | 0,00   | 217,43 | 6740,29          |
| Aug 05 | 17,61             | 23,52 | 14,84 | 9,71  | 30,35 | 24,13 | 3,97 | 23,87 | 16,84 | 19,42  | 17,61 | 23,55 | 12,77 | 25,74 | 0,00   | 263,94 | 8182,00          |
| Sep 05 | 11,53             | 12,41 | 10,94 | 5,59  | 19,06 | 8,47  | 2,72 | 13,84 | 12,25 | 12,53  | 9,91  | 10,61 | 9,22  | 15,72 | 0,00   | 154,80 | 4643,97          |
| Okt 05 | 18,54             | 23,11 | 17,89 | 10,07 | 32,43 | 25,29 | 5,11 | 21,07 | 27,57 | 22,36  | 15,50 | 21,44 | 22,11 | 25,86 | 0,00   | 288,34 | 8938,44          |
| Nov 05 | 15,31             | 23,34 | 13,91 | 8,63  | 32,43 | 25,54 | 1,60 | 17,51 | 18,57 | 20,51  | 12,26 | 22,57 | 9,34  | 21,14 | 0,00   | 242,69 | 7280,57          |
| Dez 05 | 15,63             | 29,00 | 19,17 | 10,04 | 32,43 | 25,79 | 2,79 | 18,08 | 20,38 | 24,54  | 17,75 | 29,25 | 21,54 | 3,13  | 0,00   | 269,51 | 8354,87          |

Konzentrationsverteilung in slice 4, Szenario 1, Variante 1



Szenario 1, Variante 1: Konzentrationsverteilung Schnittlinie

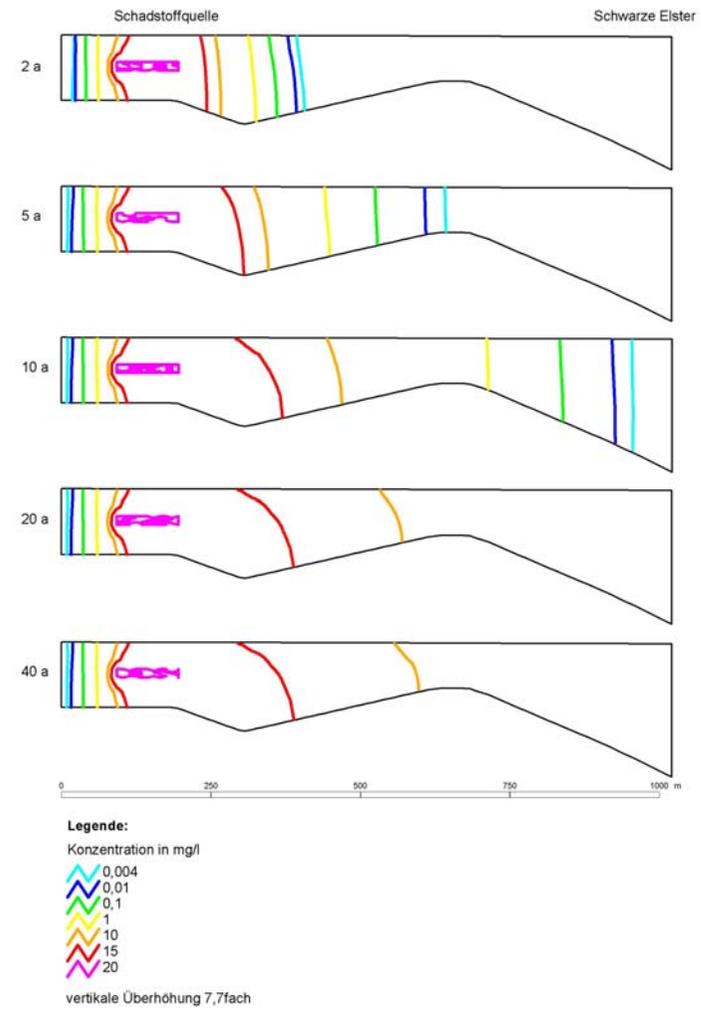
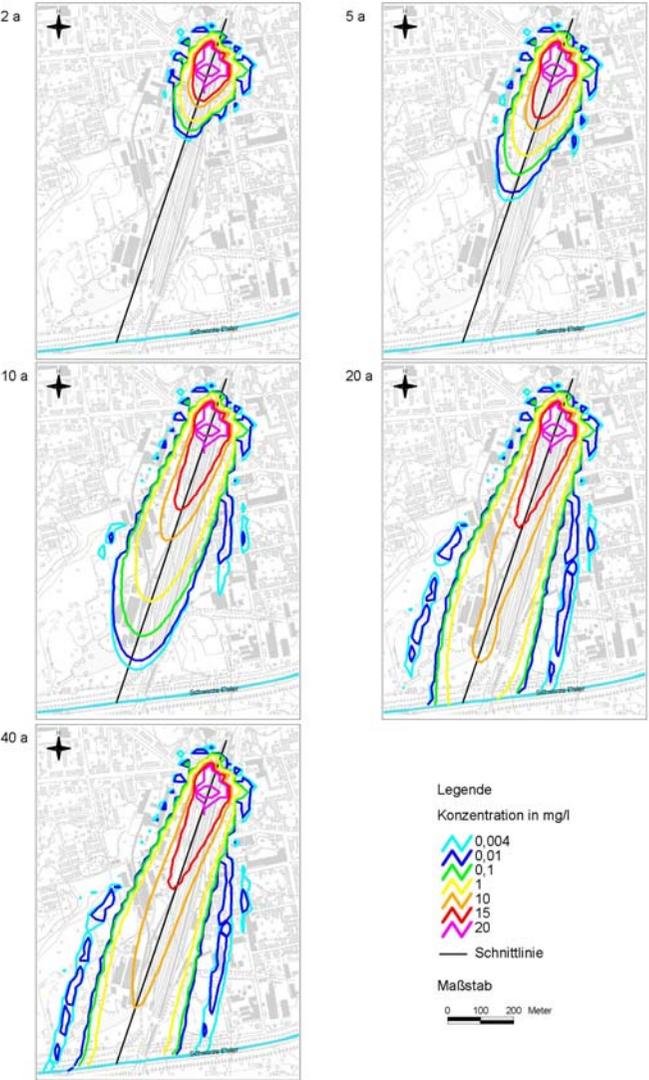


Abb. K-12: Konzentrationsverteilung Szenario 1, Variante 1

Konzentrationsverteilung in slice 4, Szenario 1, Variante 2



Szenario 1, Variante 2: Konzentrationsverteilung Schnittlinie

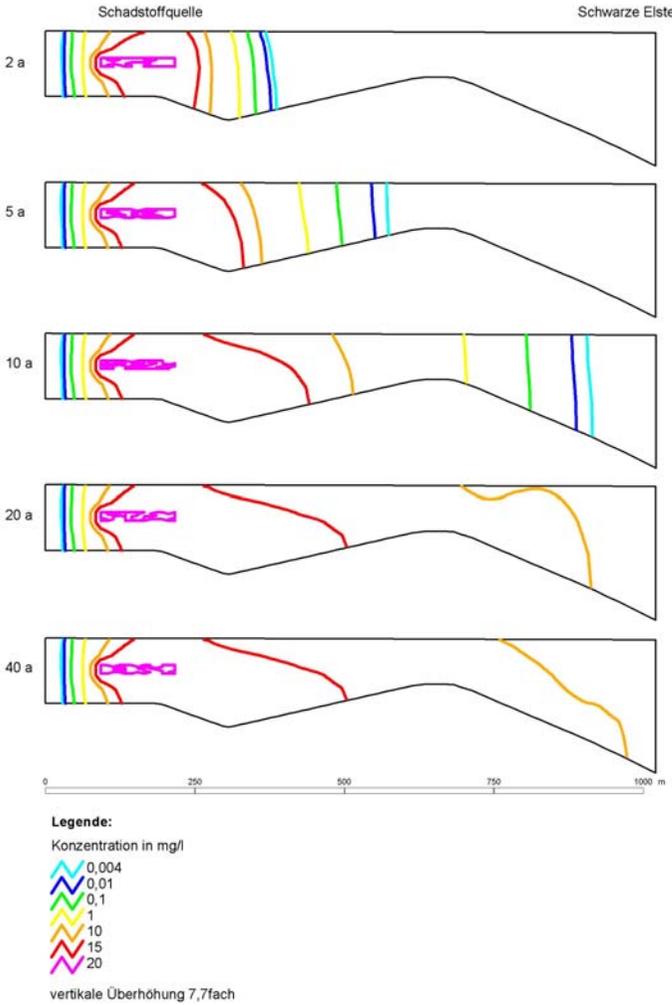
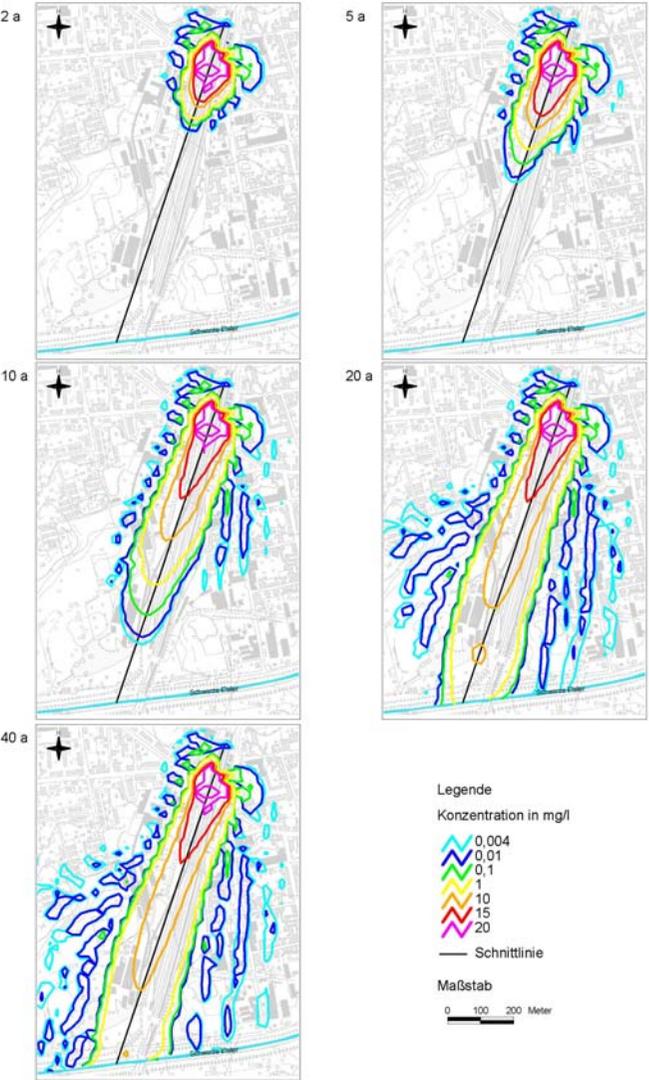


Abb. K-13: Konzentrationsverteilung Szenario 1, Variante 2

Konzentrationsverteilung in slice 4, Szenario 1, Variante 3



Szenario 1, Variante 3: Konzentrationsverteilung Schnittlinie

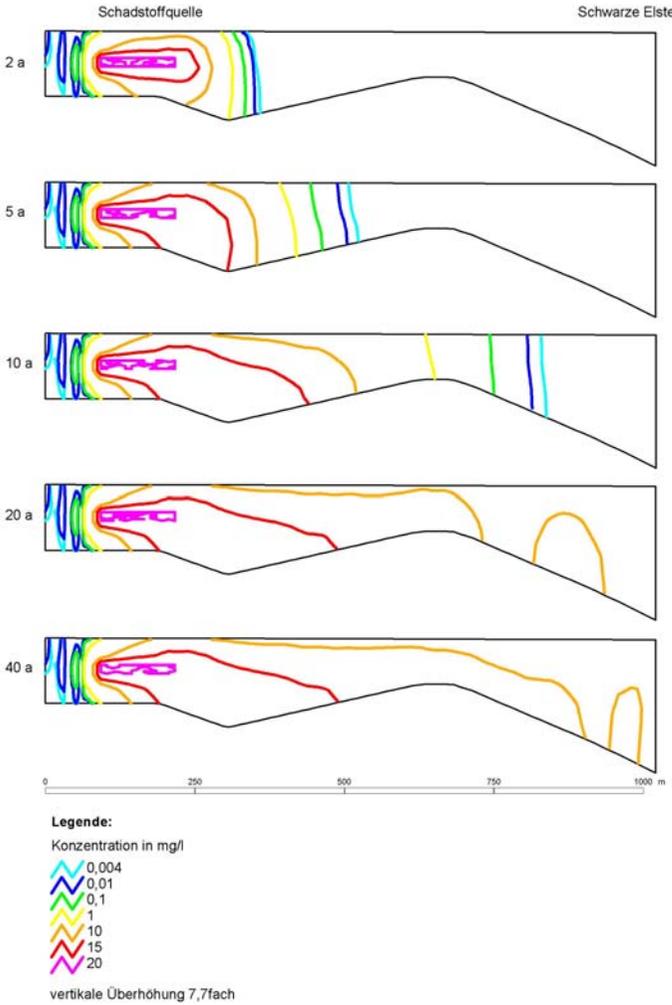


Abb. K-14: Konzentrationsverteilung Szenario 1, Variante 3

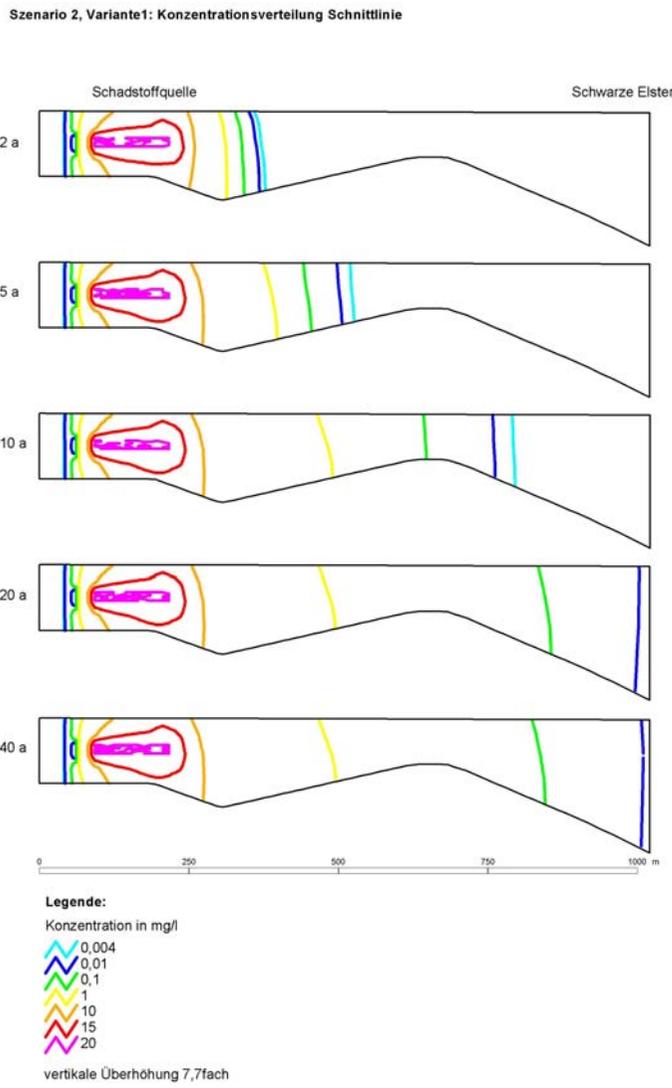


Abb. K-15: Konzentrationsverteilung Szenario 2, Variante 1

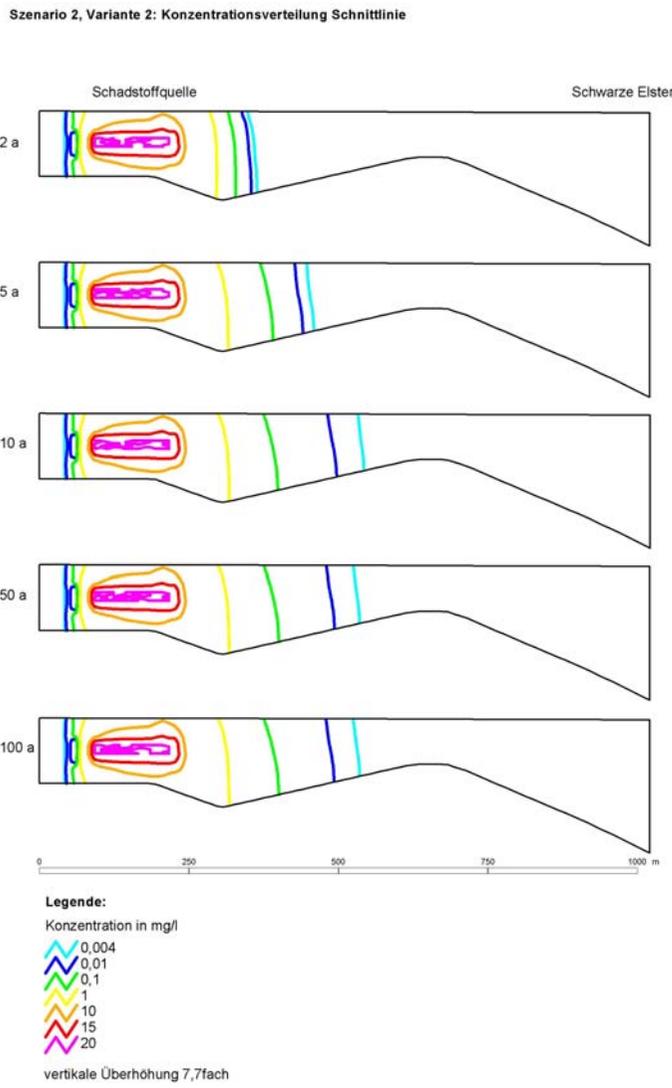
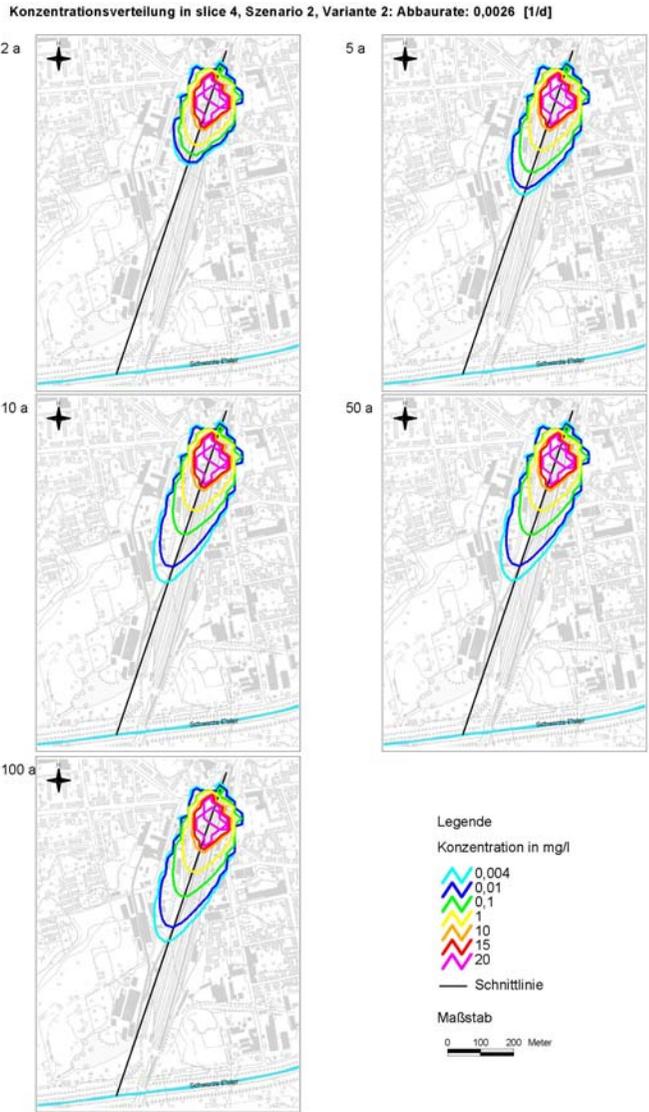
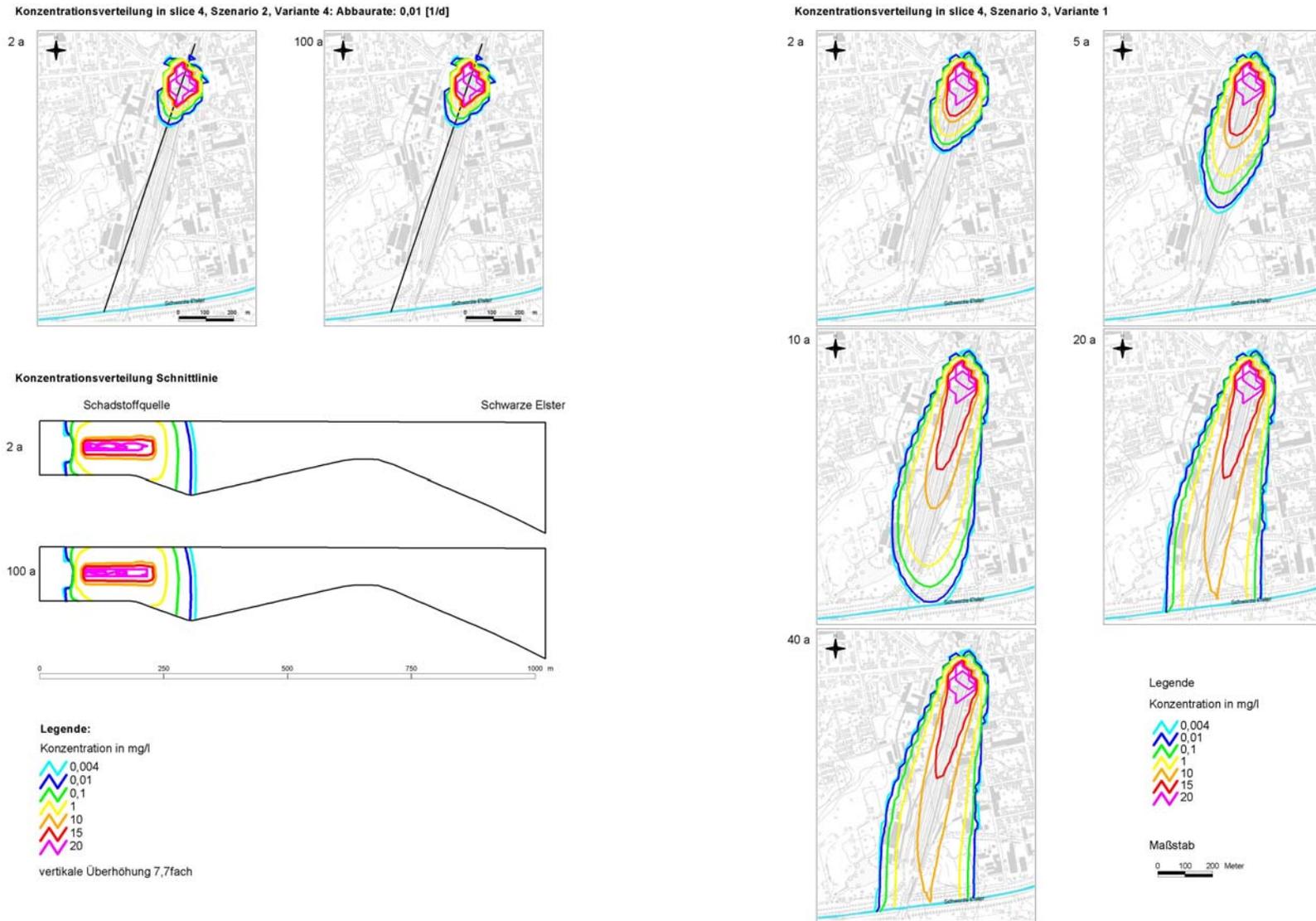


Abb. K-16: Konzentrationsverteilung Szenario 2, Variante 2



**Abb. K-17:** Konzentrationsverteilung: links: Szenario 2, Variante 4; rechts: Szenario 3, Variante 1

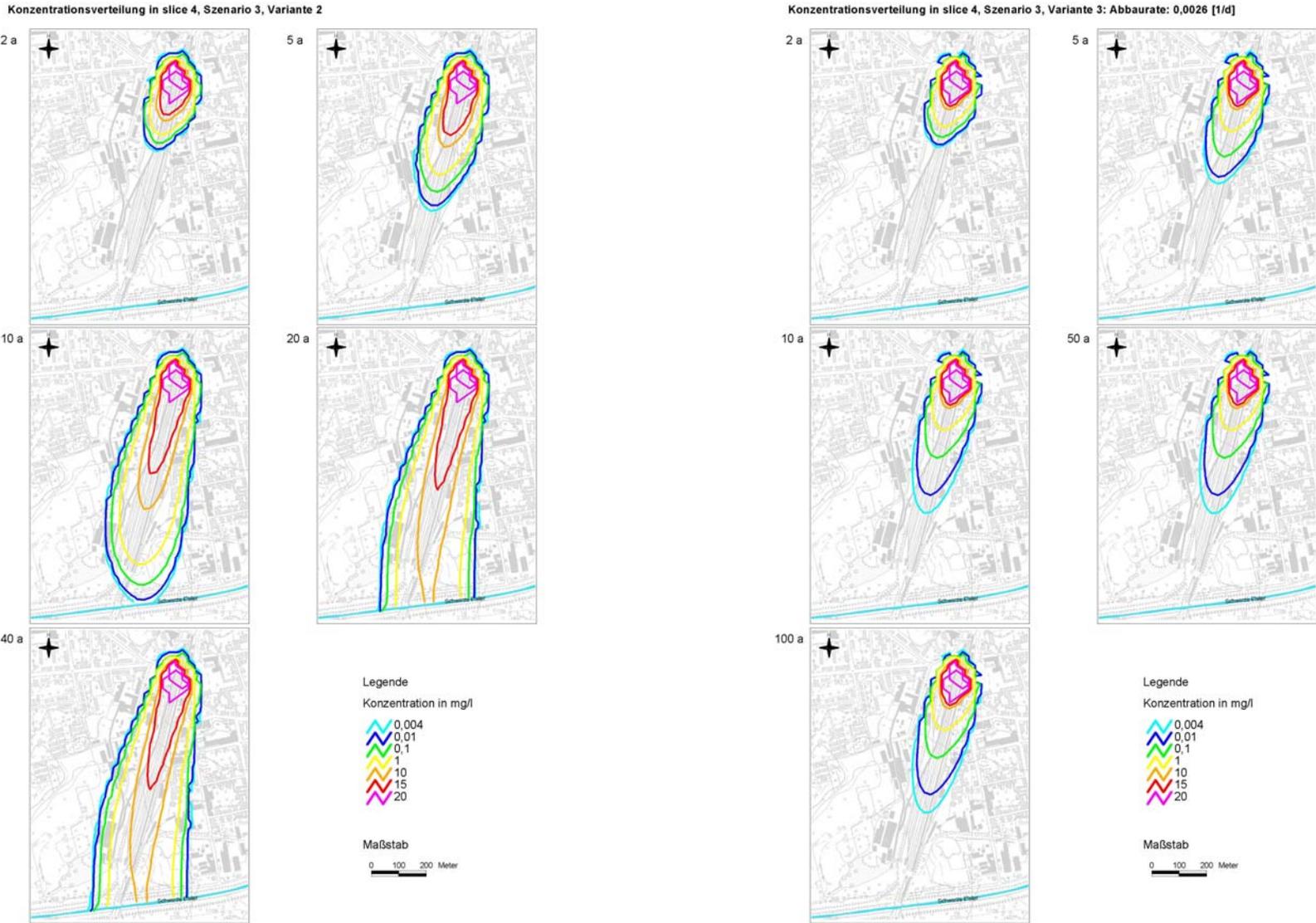


Abb. K-18: Konzentrationsverteilung: links: Szenario 3, Variante 2; rechts: Szenario 3, Variante 3