



Universität Rostock  
Agrarwissenschaftliche Fakultät  
Fachbereich Landeskultur und Umweltschutz

## PROJEKTARBEIT

Uranin - Tracerversuch zur Klärung des  
Abstromverhaltens der Altablagerung Nähe  
Taucherfriedhof in Bautzen

Annett Kadner  
LU '95 / SG 3  
21.05.1999

## **Inhaltsverzeichnis**

- 1. Beschreibung des Vorhabens**
- 2. Allgemeines zur Durchführung von Markierungsversuchen**
  - 2.1. Forderungen an einen Markierungsstoff
  - 2.2. Angaben in einem Versuchsplan
  - 2.3. Ermittlung der erforderlichen Menge an Markierungsmittel
  - 2.4. Einspeisung
  - 2.5. Probennahme
- 3. Charakterisierung des Tracers Uranin**
  - 3.1. Eigenschaften von Fluoreszenzfarbstoffen
  - 3.2. Uranin
    - 3.2.1. Chemischer Name, Synonyme, Physikalische Eigenschaften
    - 3.2.2. Eigenschaften und Reaktionen von Uranin
    - 3.2.3. Uranin als Umweltchemikalie
- 4. Beschreibung der Situation am Versuchsort**
  - 4.1. Zur Geschichte der Altablagerung
  - 4.2. Geologie
  - 4.3. Hydrogeologie
    - 4.3.1. Grundwasserleiter
    - 4.3.2. Grundwasserfließrichtung
    - 4.3.3. Parameter des Grundwasserleiters
      - 4.3.3.1.  $k_f$  - Wert aus der Kornverteilung
      - 4.3.3.2. Transmissivität
      - 4.3.3.3. Porositätsfaktor
      - 4.3.3.4. Filtergeschwindigkeit
      - 4.3.3.5. Abstandsgeschwindigkeit
    - 4.4. Oberflächenwasser
    - 4.5. Gefährdungsabschätzung
      - 4.5.1. Analyse von Wasserproben
      - 4.5.2. Zusammenfassende Einschätzung
- 5. Versuchsablauf**

- 6. Darstellung der Ergebnisse bzw. Meßwerte**
  - 6.1. Meßwerte
  - 6.2. Diskussion der erhaltenen Meßwerte
  - 6.3. Niederschläge im Versuchszeitraum
  - 6.4. Einschätzung des Einflusses der Niederschläge auf das Versuchsergebnis
- 7. Kurvensimulation bzw. Kurvenanpassung**
  - 7.1. Erste näherungsweise Anpassung mit Hilfe des gleitenden Mittels und
  - 7.2. Auswertung dieses Ergebnisses durch die halbgrafische Methode und Ermittlung weiterer Parameter zur Grundwassercharakterisierung
  - 7.3. Kurvensimulation
  - 7.4. Diskussion der Ergebnisse
- 8. Schlußbetrachtung**
- 9. Anhang**
  - 9.1. Übersichtskarte des Gebietes
  - 9.2. Isohypsenkarte
  - 9.3. Schnitt zur Darstellung der geologischen Verhältnisse
  - 9.4. Darstellung der Grundwasserstände und der Grundwasserfließrichtung
  - 9.5. Hydrogeologische Struktureinheiten (Grundkarte)
  - 9.6. Analysenprotokolle Wasserproben
  - 9.7. Daten und Meßwerte
  - 9.8. Niederschlagswerte
- 10. Literaturverzeichnis**

## **1. Beschreibung des Vorhabens**

Das Ingenieurbüro für Geotechnik (IFG) in Bautzen hat vom Umweltamt der Stadt Bautzen den Auftrag erhalten, einen Markierungsversuch durchzuführen.

Dabei sollte das Abstromverhalten einer geschlossenen Mülldeponie, welche die Verfüllung eines ehemaligen Steinbruchs ist, geklärt werden.

Es war zu festzustellen, ob ein Zusammenhang über den Grundwasserleiter zwischen dieser Deponie und einer ca. 280 m weiter nordöstlich gelegenen Gesundbrunnenquelle besteht.

Beprobungszeitraum war vom 09. November 1998 bis zum 03. Februar 1999.

Die Beprobung erfolgte täglich. An den Wochenenden und Feiertagen wurden keine Proben entnommen.

Die Bestimmung des eingesetzten Uranins erfolgte mittels HPLC.

Die Ermittlung der Tracerkonzentrationen wurde vom "Institut für Wasserchemie und Chemische Wassertechnologie" der TU Dresden durchgeführt, da die HPLC - Fluoreszenzdetektion sehr nachweisempfindlich ist.

Lage:

Die Altablagerung befindet sich im Freistaat Sachsen, Regierungsbezirk Dresden, im Landkreis Bautzen, in der Stadt Bautzen, nördlich des Taucherfriedhofes.

Die Höhenlage beträgt etwa 205 m über NN.

Den nächsten Vorfluter bildet der aus der Gesundbrunnenquelle entstehende Bach.

Das Gebiet befindet sich außerhalb der Trinkwasserschutzzone III und in keinem Trinkwasservorbehalts- oder Landschaftsschutzgebiet.

## **2. Allgemeines zur Durchführung von Tracerversuchen**

### **2.1. Forderungen an einen Markierungsstoff**

An einen Markierungsstoff, der zur Durchführung von Tracerversuchen verwendet wird, werden nach [MATTHESS, G. und UBELL, K. (1983)] folgende Anforderungen gestellt:

- in starker Verdünnung noch qualitativ, möglichst auch quantitativ leicht bestimmbar sein
- im natürlichen Grundwasser völlig fehlen oder allenfalls in kleinen Mengen vorkommen
- leicht vom Grundwasser transportiert werden, in Suspension oder in Lösung
- physikalische Eigenschaften des Grundwassers (Dichte, Viskosität) nicht verändern
- er soll weder mit Injektionswasser noch mit Grundwasser reagieren, sich nicht zersetzen und nicht ausgefällt werden
- auf unterirdischem Weg nicht mikrobiell abgebaut, adsorbiert oder mechanisch zurückgehalten werden
- nicht chemisch mit dem Untergrund reagieren
- leicht und preiswert zu beschaffen und wenig beschwerlich zu handhaben sein
- unter normalen Gebrauchsbedingungen keine Gefährdung für die Ausführenden darstellen
- Grundwasser nicht gefährlich und nicht über vernünftige Zeitdauer hinaus verunreinigen

## **2.2. Angaben in einem Versuchsplan**

Zur Durchführung eines Markierungsversuches ist die Aufstellung eines Versuchsplanes erforderlich, welcher in etwa folgende Angaben enthalten sollte [KÄSS, W. (1992)]:

- Gemarkung und Ortsbezeichnung
- genaue Beschreibung der Eingabestellen
- Bearbeiter
- Auftraggeber
- Versuchszweck
- Art und Menge der Markierungsmittel
- Einspeisezeitpunkt
- Vor- und Nachspülwassermengen
- Auflistung der Entnahmestellen mit den Entnahmezeiten

## **2.3. Ermittlung der erforderlichen Menge an Markierungsmittel**

Theoretisch ergibt sich nach [HÖLTING, B. (1996)] die notwendige Menge an Markierungsmittel annähernd wie folgt:

$$M = k * Q * l \quad [g]$$

Dabei bedeuten: Q - Ergiebigkeit des Brunnens oder der Quelle am Betrachtungsort,

oft nur zu schätzen       $[cm^3/s]$

l - Entfernung zwischen Aufgabeort und Betrachtungsstelle      [cm]

k - Beiwert (für Uranin  $2,5 * 10^{-9}$ )

## **2.4. Einspeisung**

Bei der Einspeisung der Markierungsmittel ist nach [KÄSS, W. (1992)] zu beachten, daß Personen, die bei der Lösung und der Eingabe zugegen waren, auf gar keinen Fall Wasserproben entnehmen dürfen.

Fluoreszenzfarbstoffe sollten möglichst im Laboratorium vorgelöst werden.

## **2.5. Probennahme**

Für einen reibungslosen Ablauf des Versuchs ist es sinnvoll, einen Probennahmeplan aufzustellen, wobei zu beachten ist, daß die Entnahmen anfangs in zeitlich kürzeren Abständen erfolgen und zum Ende hin weiter auseinander [KÄSS, W. (1992)].

Weiterhin gilt zu beachten, daß die zur Untersuchung auf das Markierungsmittel entnommenen Wasserproben von einwandfreier Beschaffenheit sind und die Flaschen vor dem Abfüllen mit Probengut gespült worden sind [KÄSS, W. (1992)].

Ein größeres Probenvolumen unterliegt geringeren Veränderungen beim Transport und bei der Lagerung als ein kleines Probenvolumen. Braunglasflaschen mit Rechteckquerschnitt und einem Inhalt von 250 ml sind hierbei für die meisten Untersuchungen am geeignetsten [KÄSS, W. (1992)].

Ebenfalls von großer Bedeutung ist eine ordnungsgemäße Beschriftung der abgefüllten Probenflaschen mit Entnahmestelle, Entnahmetag und Entnahmezeit. Filzschreiber mit Fluoreszenzfarbstoffen dürfen nicht zur Flaschenbeschriftung genutzt werden [KÄSS, W. (1992)].

Die Proben sind kühl, frostsicher und dunkel zu transportieren und zu lagern und so bald wie möglich zur Untersuchung zu bringen. Es kann nämlich vorkommen, daß zum Beispiel

ein mikrobiologischer Abbau von Uranin stattfindet, welcher etwa 10 Tage nach der Entnahme einsetzen kann.

[KÄSS, W. (1992)]

### **3. Charakterisierung des Tracers Uranin**

#### **3.1. Eigenschaften von Fluoreszenzfarbstoffen**

Die Fluoreszeigenschaften werden zur hohen analytischen Selektivität benutzt. Bei der fluorimetrischen Analyse werden zwei Wellenlängen verwendet, die Anregungs- (Excitations-) und die Fluoreszenz- (Emissions-) Wellenlänge. Damit ist die Fluorimetrie der Kolorimetrie überlegen, da die fluoreszierenden Stoffe bei diesem Verfahren an zwei stoffspezifischen Wellenlängen gemessen werden. [KÄSS, W. (1992)]

Die Fluoreszenzstoffe werden bei einem Spektrum vom sichtbaren Bereich über UV und Röntgenstrahlung bis hin zu den Gammastrahlen angeregt. Als Tracer werden Fluoreszenzstoffe mit einer Wellenlänge zwischen 300 nm und 600 nm verwendet.

Bei der Wassermarkierung kommen mehrere Fluoreszenzfarbstoffe mit unterschiedlichen chemischen bzw. fluoreszenzoptischen Eigenschaften zur Anwendung. Diese, meist organischen Stoffe, werden nach [KÄSS, W. (1992)] in drei Gruppen eingeteilt:

- Xanthenfarbstoffe (grün bis rot fluoreszierend): Uranin, Eosin, Rhodamine, Erythrosin;
- andere Fluoreszenzfarbstoffe (blau bis grün fluoreszierend): Pyranin, Natriumnaphthionat, Amidoflavin, Lissamin;
- optische Aufheller (blau fluoreszierend): Photin CSP, Photin CU, Fluolit BW

Fluoreszenzfarbstoffe besitzen durch ihre leichte Nachweisbarkeit in sehr starker Verdünnung große Vorteile.

Sie werden aber durch tonig-schluffiges Material adsorbiert. Uranin ist der bekannteste Markierungsstoff und mit geeigneten Hilfsmitteln sicher bis zu einer Konzentration von  $10^{-11}$  -  $10^{-12}$  nachweisbar [BAUER 1967].

### **3.2. Uranin**

Uranin ist ein Fluoreszenzstoff und gehört zur wichtigsten Gruppe der Markierungsstoffe. Wegen seiner niedrigen Nachweisgrenze, der geringen Wechselwirkung mit dem Grundwasserleiter und der Preisgünstigkeit hat Uranin für die Grundwassermarkierung die größten Vorteile aufzuweisen. Weitere Verwendung findet Uranin bei der Färbung kosmetischer Artikel unter der Bezeichnung „C-extern Gelb 16“. Viele Badezusätze und Reinigungsmittel enthalten Anteile von Uranin [KÄSS, W. (1992)].

### **3.2.1. Chemischer Name, Synonyme, Physikalische Eigenschaften**

Chemischer Name:

Spiro[isobenzofuran-1(3H),9'-[9H]xanthen]-3-one,3',6'-dihydroxy-,dinatriumsalz

Synonyme: Natriumfluoreszein

Fluoreszeinnatrium

Sodiumfluoresceine

Resorcinphthaleinnatrium

Basacidgelb 226

Sicomet

Hydroxy-o-carboxy-phenyl-Fluoran-Natrium

Summenformel: C<sub>20</sub>H<sub>10</sub>O<sub>5</sub>Na<sub>2</sub>

Extinktionsmaxima: 491 nm (Hauptabsorption)

322 nm (Nebenmaximum)

Fluoreszenzmaximum: 512 nm

Wasserlöslichkeit (20°C): >600 g/l;

unlöslich in Benzol, Benzin, Essigester; schwer löslich in Isopropanol, Butanol, Azeton;

in Ethylalkohol zu 10 g/l bei Zimmertemperatur

[KÄSS, W. (1992)]

### 3.2.2. Eigenschaften und Reaktionen von Uranin

Im festen Zustand liegt Uranin als dunkelroter Kristall vor, Uraninlösungen sind ebenfalls dunkelrot. Beide hier genannten Zustandsformen sind nicht fluoreszierend. Die Dissoziation in Natriumkationen und fluoreszierende Uraninanionen findet erst bei größeren Verdünnungen mit Wasser statt. Bei Verdünnung tritt ein Übergang vom roten Molekül zum grünen Anion auf. Der Dissoziationsgrad in verdünnten Lösungen ist vom pH-Wert abhängig [KÄSS, W. (1992)].

Uranin ist die am stärksten fluoreszierende Substanz aller bekannten.

Die Wasserstoffionenkonzentration hat einen großen Einfluß auf die Fluoreszenzintensität des Uranins, welche maximal bei pH-Werten über 8,5 wird.

Bei pH 7 (Neutralpunkt) wird nur noch eine Fluoreszenzintensität von 80% des Maximalwertes erreicht [KÄSS, W. (1992)].

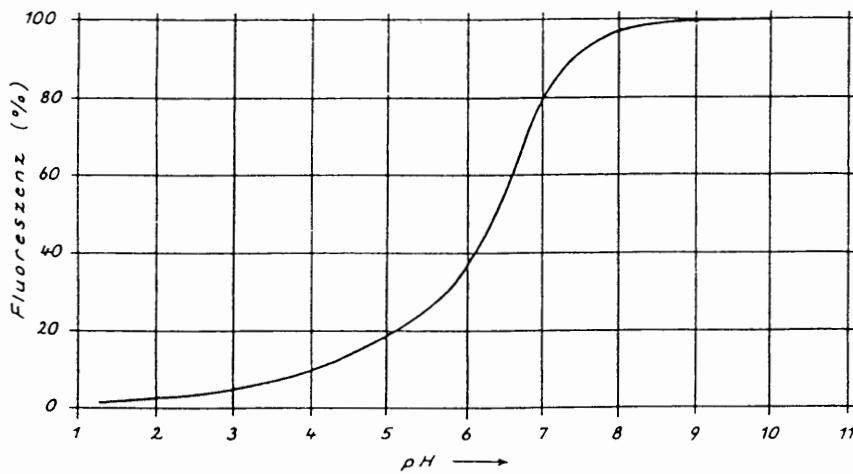


Abb. 1. Abhängigkeit der Fluoreszenzintensität des Uranins vom pH - Wert (aus [KÄSS, W. (1992)])

Saure Wässer oder mit Kohlensäure angereichertes Grundwasser verwandeln das sonst nicht sorptive Uranin in ein stark sorptives Kation. Der Anteil des blaugrünen, nur schwach fluoreszierenden Uranin-Kations nimmt mit saurer werdendem Medium zu.

Die Umwandlung des Uranin-Anions in das Kation ist reversibel und mit Erhöhung des pH-Wertes kann die Fluoreszenz des Anions wieder hergestellt werden. Andere Reaktionen sind nicht umkehrbar. Starke Oxidantien zerstören das Uranin. Das sind vor allem die Chemikalien, die zur Keimfreimachung des Trinkwassers verwendet werden (Chlordioxid, Chlor). Sie bauen Uranin rasch ab. Reduktive Chemikalien hingegen haben keinen Einfluß auf das Uranin [KÄSS, W. (1992)].

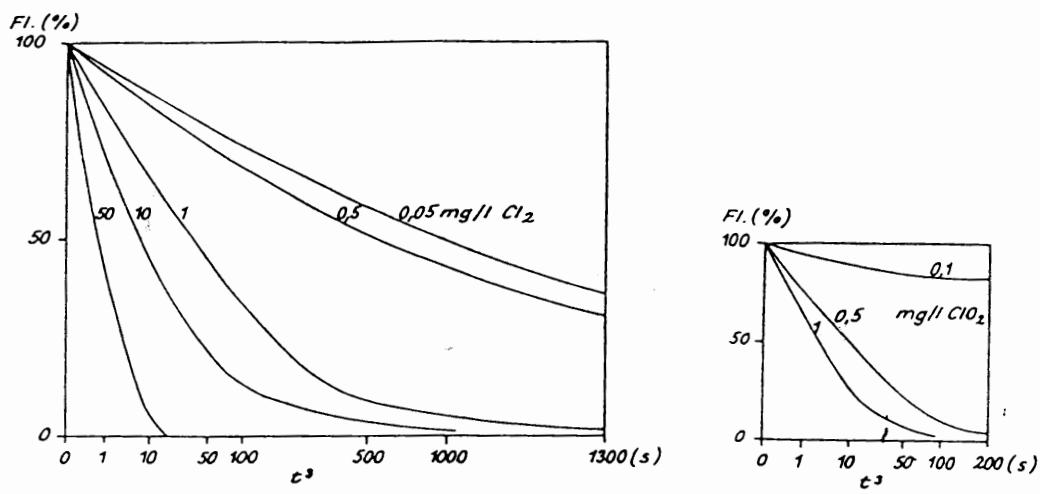


Abb. 2. Zeitlicher Verlauf der Fluoreszenzverminderung in Uraninlösungen ( $10 \mu\text{g/l}$ ) durch Chlor bzw. Chlordioxid (aus [KÄSS, W. (1992)])

Im Sand unterliegt Uranin keiner Adsorption und kann demzufolge in kiesig-sandigem Untergrund große Strecken zurücklegen. Das Uraninion ist nur schwach negativ geladen, kann sich somit im gesamten Porenraum ausbreiten und den Grundwasserfluß relativ genau mitmachen. Mißerfolge kann es nur bei Grundwässern mit deutlich saurer Reaktion geben, da hier das Uranin in der kationischen, nicht fluoreszierenden und sorptiven Form vorliegt [KÄSS, W. (1992)].

Die Sorption der Markierungsstoffe ist in starkem Maße von der Größe der relativen Oberfläche des Grundwasserleiters abhängig. Je größer diese ist, desto weniger können zur Sorption neigende Markierungsmittel eingesetzt werden. Es kann gesagt werden, daß

anionische Stoffe nicht zur Sorption bzw. zum Ionenumtausch neigen. Uranin hat von den Fluoreszenzstoffen im neutralen und alkalischen Medium die geringste Sorptivität. [KÄSS, W. (1992)].

### **3.2.3. Uranin als Umweltchemikalie**

Hierbei wird eine langandauernden Stoffabgabe vorausgesetzt. Es findet eine unbeabsichtigte Gewässermarkierung statt. Ausgangspunkte können z.B. Kläranlagen, Abfallplätze, Lagerhaltungen von Chemikalien, Rieselfelder u.a. sein. Vielen Badezusätzen, Kosmetika und Reinigungsmitteln wird zur Schönung Uranin zugegeben. So können Grundwässer im Abstrom von Deponien Uranin enthalten, welches aus nicht völlig entleerten Verpackungen stammt [KÄSS, W. (1992)].

## **4. Beschreibung der Situation am Versuchsort**

Das betreffende östliche Stadtgebiet Bautzens ist ein schwach welliges, durch den im Untergrund anstehenden Granodiorit und eiszeitliche Sand- und Kiesablagerungen geprägtes Hügelland.

Das Deponiegelände selbst hat eine geringe nordwestliche Neigung. Nordöstlich beginnt in ca. 300 m Entfernung das sogenannte Gesundbrunnental mit einem Verlauf in nördlicher Richtung und Mündung des Vorfluters (aus der Gesundbrunnenquelle entstehender Bach) in die Spree<sup>1</sup>.

### **4.1. Zur Geschichte der Altablagerung**

Die Deponie ist die Tagebauverfüllung eines ehemaligen Diabassteinbruchs.

Die Betriebszeit des Steinbruchs wird mit ca. 1892 bis 1939 angegeben. Die Verfüllung erfolgte von 1945 bis 1959.

Die Angaben über die Tiefe des Steinbruchs variieren zwischen 25 m und 45 m.

In der Deponie wurden vermutlich folgende Stoffe mit jeweils folgenden Anteilen abgelagert:

- Bauschutt 45 %
- Hausmüll 30%
- Sonstiges 20%
- Schrott 5%

Der Deponiekörper liegt im Grundwasser, besitzt keine Oberflächenabdichtung und ist lediglich mit Betonplatten (10 %) und Erdstoff abgedeckt. Des Weiteren ist keine

---

<sup>1</sup> siehe auch Anhang 9.2. Isohypsenkarte

Sohlabdichtung vorhanden. Anstehende Gesteine sind Diabas, Granit und Granodiorit. Es erfolgt keine Entwässerung der Sohle.

Wasserzutritte durch Quellen oder Hang- und Schichtwasser sind nicht bekannt.

Da es sich um eine ebene Fläche handelt, wird auch das Oberflächenwasser nicht abgeleitet. Zwischenzeitlich wurden auf der Fläche Mutterboden, Tausalze und Streusand gelagert [IFG BAUTZEN (1998), ERGO (1994)].

#### 4.2. Geologie

Das Gebiet Bautzens wird vom Westlausitzer Granodiorit unterlagert, welcher die Quartärbasis bildet. Im Granodiorit selbst sind lokal Diabase eingeschlossen [IFG BAUTZEN (1998), ERGO (1994)].

Granit besteht aus Quarz, Feldspat und Glimmer (Biotit).

Das Alter kann als altpaläozoisch eingeordnet werden, der Granit wurde während des Karbons (vor 350 Millionen Jahren [KRETSCHMER, H. (1993)]) nochmals tektonisch beansprucht. Je nach Lagerung ist heute eine mehr oder minder mächtige grusige Zone vorhanden, die sich aus verwitterten Feldspat, Quarz und zersetzen Glimmer zusammensetzt. In den Granit sind oftmals basische Erguß- bzw. Ganggesteine eingelagert [IFG BAUTZEN (1998), ERGO (1994)].

Während der Elstereiszeit (500 000 bis 350 000 Jahre vor heute [KRETSCHMER, H. (1993)]) erfolgte eine Überlagerung des Granits durch das Inlandeis. Aus dieser Zeit stammen die glaziofluvalien Kiese und Sande mit variierenden örtlichen Mächtigkeiten, im Gebiet Bautzen und Umgebung von ca. 6 bis 19 m. Während der Weichselkaltzeit (70 000 bis 10 000 Jahre vor heute [KRETSCHMER, H. (1993)]) wurde der Sand - Kies - Horizont von Löß überdeckt.

[IFG BAUTZEN (1998), ERGO (1994)]

## **4.3. Hydrogeologie**

### **4.3.1. Grundwasserleiter**

Im allgemeinen bilden die genannten unterlagernden Gesteine steinig - lehmige und kurzklüftige Verwitterungsprodukte. Den Grundwasserleiter bilden die oben genannten Schotter und Sande. Eine Wasserwegsamkeit zwischen Festgestein und Lockergestein wäre an eine starke Klüftigkeit gebunden, die beim Diabas jedoch nicht gegeben ist [IFG BAUTZEN (1998), ERGO (1994)].

Unmittelbar nördlich des ehemaligen Steinbruchs im Bereich der Grundwassermeßstelle (GWM) 2 steht unverwitterter Granodiorit bei 9,20 m unter Geländeoberkante (GOK) an. Der Wasserstand nach Bohrende in dieser GWM beweist, daß bereits im Lockergestein eine Grundwasserführung stattfindet<sup>2</sup> [IFG BAUTZEN (1998)].

Der Grundwasserspiegel liegt schätzungsweise bei 190 - 200 m NN<sup>3</sup>, was im Bereich des Deponiekörpers einer Überdeckung von 15 m entspricht [ERGO (1994)].

Löß bzw. Lößlehm (→ Lößlehm ist unter den humiden Bedingungen der Nacheiszeit (Holozän, ab 10 000 Jahre vor heute) entstanden, als die Carbonate von oben her aus Löß ausgewaschen wurden und der gelbe Löß durch Eisenoxid- und Tonbildung in gelbbraunen Lößlehm umgewandelt wurde [SCHEFFER / SCHACHTSCHABEL (1992)]) wirkt als Stauhorizont und bildet somit die Grundwasserdeckschicht.

Er besitzt eine geringe Wasserdurchlässigkeit (charakteristischer  $k_f$ -Wert ist  $< 10^{-6}$  m/s [KA 4 (1996)]).

---

<sup>2</sup> siehe Karte Anhang 9.3. und Anhang 9.4.

<sup>3</sup> siehe Isohypsenkarte Anhang 9.2.

#### **4.3.2. Grundwasserfließrichtung**

Die Grundwasserfließrichtung wurde anhand des hydrologischen Dreiecks ermittelt.

Ausgangspunkt bildet die Stichtagsmessung am 07.09.1998 der Wasserstände in den Beobachtungsbrunnen<sup>4</sup>.

Die Meßstellen wurden in die Karte eingetragen.

Die Konstruktion der Gleichenkarte beginnt mit der Eintragung der zugehörigen Standrohrspiegelhöhen. Die Gleichen der Grundwasserdruckfläche werden in den Flächen zwischen den Meßstellen ermittelt. Zwischen drei Meßstellen wird ein gleichseitiges Dreieck gelegt, auf dessen Seiten die Punkte der Gleichendurchgänge entsprechend den Höhendifferenzen in den drei Meßstellen auf den Eckpunkten des Dreiecks interpoliert werden [HÖLTING, B. (1996)].

Ergebnisse der Stichtagsmessung:

Brunnen	Wasserstand unter ROK	ROK in m NN	Wasserstand in m NN
TF 1	3,54	210,897	207,357
TF 2	2,74	209,301	206,561
TF 3	2,64	209,436	206,796
TF 4	3,12	210,386	207,266
GWM 1	4,07	210,051	205,981
GWM 2	5,29	208,853	203,563
Quelle	5,91	200,204	194,294
WP 1	2,5	210,98	208,48
BrH	1,8	209,134	207,334
WP 3	3,05	210,04	206,99
WP 4	2,21	210,27	208,06

Es wurde ermittelt, daß das Grundwasser in nördliche bis nordwestliche Richtung fließt und somit im großen dem Verlauf der Geländehöhenlinien folgt<sup>5</sup>.

<sup>4</sup> siehe Karte Anhang 9.3.

<sup>5</sup> siehe Anhang 9.4.

### **4.3.3. Parameter des Grundwasserleiters**

#### **4.3.3.1. $k_f$ - Wert aus der Kornverteilung**

Zur Abschätzung des Durchlässigkeitsbeiwertes des Grundwasserleiters dient die mittlere Korngrößenverteilung.

Im allgemeinen werden hierzu die Beziehungen nach HAZEN oder BEYER verwendet.

##### Bestimmung des $k_f$ - Wertes nach HAZEN

Hierbei wird die Temperaturabhängigkeit der Viskosität des Wassers berücksichtigt und der Durchlässigkeitsbeiwert nach folgender Formel berechnet:

$$k_f = d_{10}^{-2} * (0,7 + 0,03t) / 86,4 \quad [\text{m} / \text{s}]$$

dabei bedeuten: t - Wassertemperatur [°C]

$d_{10}$  - Korngröße im Schnittpunkt der 10 % - Linie mit der Summenkurve

Es kann jedoch von Grundwassertemperaturen um 10°C im mitteleuropäischen Raum ausgegangen werden, so daß sich folgende Gleichung ergibt:

$$k_f = 0,0116 * d_{10}^2 \quad [\text{m} / \text{s}]$$

[IFG BAUTZEN (1998)]

### Bestimmung des $k_f$ - Wertes nach BEYER

Dieses Verfahren beruht auf folgender Beziehung:

$$k_f = C * d_{10}^2 \quad [m / s]$$

dabei bedeuten: C - Korrekturfaktor in Abhängigkeit des Ungleichförmigkeitsgrades U  
des Lockergesteins

$$U = d_{60} / d_{10}$$

$d_{60}$  - Korngröße im Schnittpunkt der 60 % - Linie mit der  
Summenkurve

$d_{10}$  - Korngröße im Schnittpunkt der 10 % - Linie mit der  
Summenkurve

Es gelten die Beziehungen:

U	C
1,0...1,9	$110 * 10^{-4}$
2,0...2,9	$100 * 10^{-4}$
3,0...4,9	$90 * 10^{-4}$
5,0...9,9	$80 * 10^{-4}$
10,0...19,9	$70 * 10^{-4}$
> 20	$60 * 10^{-4}$

[BEYER, W. (1964)]

Die Korngrößenzusammensetzung ist folgende:

Korngröße	Summe [%]	Massenanteil
<0,063		8,375
0,063	11,725	3,35
0,125	19,525	7,8
0,25	34,7	15,175
0,5	60,875	26,175
1	82,8	21,925
2	94,925	12,125
4	99,275	4,35
8	100	0,725

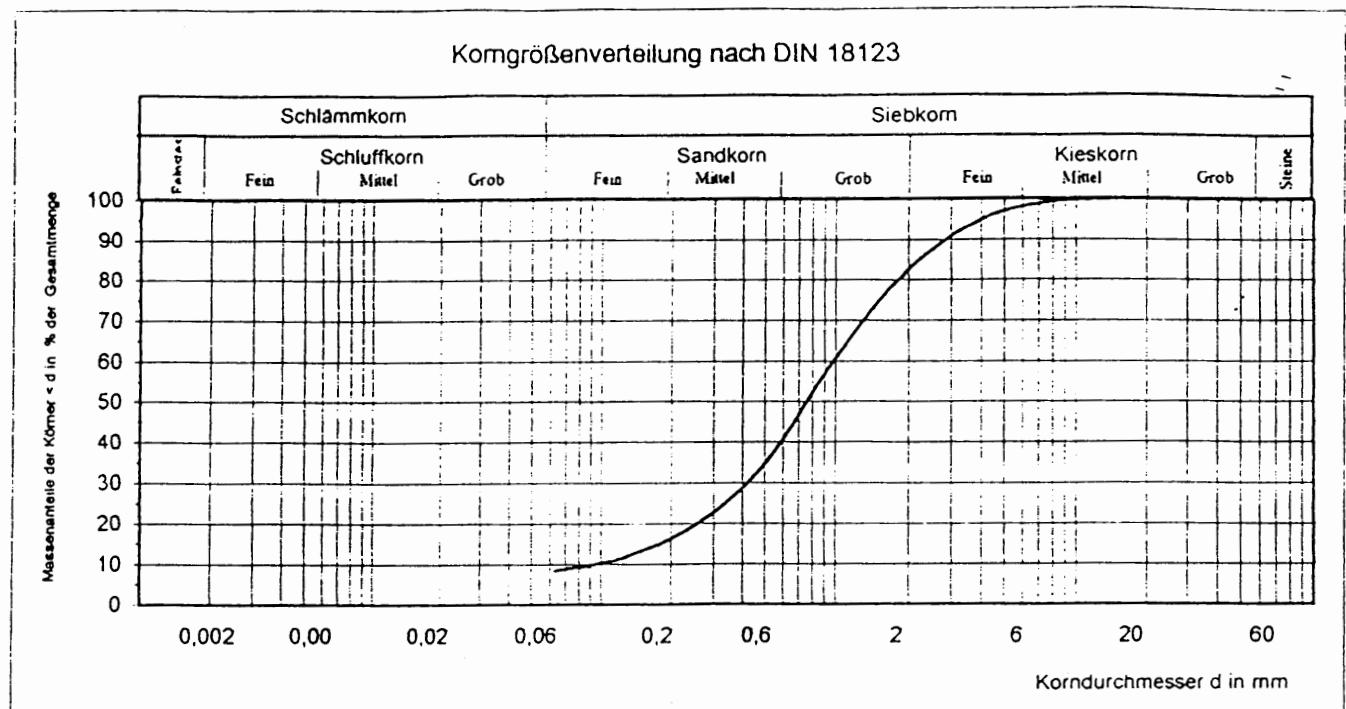


Abb. 3. Komgrößenverteilung

Hier wurde das Verfahren nach BEYER verwendet.

Somit ergibt sich der  $k_f$ -Wert aus den Größen:

$$d_{10} = 0,093 \text{ mm}$$

$$d_{60} = 0,98 \text{ mm}$$

$\rightarrow U = 10.56$

$\rightarrow C = 70 * 1$

$$k_r = 70 * 10^{-4} * 0.093^2$$

$$k_r = 6,1 \cdot 10^{-5}$$

#### 4.3.3.2. Transmissivität

Die Transmissivität stellt die Abhängigkeit der Durchlässigkeit von der Grundwassermächtigkeit dar. Sie beschreibt die Inhomogenität der Durchlässigkeiten in den Schichtfolgen genauer als der  $k_f$ -Wert.

$$\Gamma = k_f * M \quad [m^2 / s]$$

mit M - Mächtigkeit des Grundwasserleiters [m]

[HÖLTING, B. (1996)]

Die Transmissivität ist berechnet:

durchschnittliche Mächtigkeit des Grundwasserleiters: 5 m

$$T = 6,1 * 10^{-5} * 5$$

$$\underline{T = 3,1 * 10^{-4}} \quad [m^2 / s]$$

#### 4.3.3.3. Porositätsfaktor

Die Beziehung zwischen dem nutzbaren Porenvolumen (Porositätsfaktor  $P^*$ ) und dem Durchlässigkeitsbeiwert ist nach MAROTZ (1968):

$$\underline{P^* = 0,462 + 0,045 \ln k_f} \quad k_f \text{ in } [m / s]$$

Das nutzbare Porenvolumen ist der Anteil des Porenvolumens, der für die Grundwasserbewegung zur Verfügung steht und nicht aus dem Volumen für Haftwasser besteht.

in [HÖLTING, B. (1996)]

$$P^* = 0,0462 + 0,045 \ln (6,1 * 10^{-5})$$

$$\underline{P^* = 0,025}$$

#### 4.3.3.4. Filtergeschwindigkeit

Nach dem Gesetz von Darcy ist die Filtergeschwindigkeit  $v_f$  eine Funktion des Durchlässigkeitsbeiwertes  $k_f$  und des hydraulischen Gradienten oder Grundwassergefälles.  
hydraulischer Gradient = Höhenunterschied  $dh$  / Entfernung  $ds$

$$v_f = k_f * dh / ds \quad [m/s]$$

Aus der Grundwassergleichenkarte kann nun das Grundwassergefälle als Mittel über eine bestimmte Entfernung berechnet werden:

$$J = dh / ds = (h_1 - h_2) / s \quad [m/m]$$

Dabei bedeuten: J - Grundwassergefälle

$h_1$  - Höhenlage der höheren Gleiche [m über NN]

$h_2$  - Höhenlage der tieferen Gleiche [m über NN]

$s$  - Abstand der Höhengleichen  $h_1$  und  $h_2$  [m]

[HÖLTING, B. (1996)]

Somit ergibt sich das Grundwassergefälle aus folgenden Größen:

$$h_1 = 204 \text{ m}$$

$$h_2 = 200 \text{ m}$$

$$s = 115 \text{ m}$$

$$J = (204 \text{ m} - 200 \text{ m}) / 115 \text{ m}$$

$$J = 0,035 \quad (3,5 \%)$$

Mit dem nun erhaltenem Grundwassergefälle J und dem unter 4.3.3.1. berechneten

$k_f$  - Wert lässt sich die Filtergeschwindigkeit  $v_f$  bestimmen:

$$v_f = k_f * J$$

$$v_f = 6,1 * 10^{-5} * 0,035$$

$$v_f = 2,1 * 10^{-6} \quad [m/s]$$

#### 4.3.3.5. Abstandsgeschwindigkeit

Die Abstandsgeschwindigkeit ist die tatsächliche Geschwindigkeit, die ein Wasserteilchen über eine bestimmte Entfernung ohne Berücksichtigung der Umwege um einzelne Körner erreicht; mit der Korrektur durch das durchflußwirksame nutzbare Porenvolumen.

$$v_a = v_f / P^* \quad [m / s]$$

[HÖLTING, B. (1996)]

$$v_a = 2,1 \cdot 10^{-6} / 0,025$$

$$v_a = 8,4 \cdot 10^{-5} \quad [m / s]$$

Die Abstandsgeschwindigkeit stellt nur eine mittlere Geschwindigkeit dar, da die Wasserteilchen beim Durchfließen des Untergrundes unterschiedliche Wege nehmen und somit unterschiedliche Einzelgeschwindigkeiten erreichen. Ein weiterer Einfluß besteht in den unterschiedlich langen von den Wasserteilchen zurückgelegten Wegen. Daraus folgt, daß die Tracerwolke mit zunehmender Fließzeit und zunehmender Fließstrecke größer wird und die Konzentrationen in ihr abnehmen. [KÄSS, W. (1992)]

Die der Abstandsgeschwindigkeit  $v_a$ , zusammen mit der bekannten Fließstrecke, entsprechende Zeit ist nicht aus der Durchgangskurve bestimmbar und liegt nach dem Durchgang der Maximalkonzentration. [KÄSS, W. (1992)].

#### **4.4. Oberflächenwasser**

Theoretisch kann auf die Deponie auftreffendes Oberflächenwasser, also Niederschlagswasser, wegen der fehlenden Abdichtung in den Deponiekörper eindringen und dadurch als Sickerwasser in den Grundwasserleiter übergehen. Vermutlich wird der Großteil der Schadstoffe durch die vorherrschende Grundwasserströmung aus dem Deponiekörper ausgetragen und transportiert, da die Altablagerung keine Seitenabdichtung aufzuweisen hat und in den Grundwasserbereich hineinragt.

Die örtliche Niederschlagsmenge beträgt 687 mm / a, die örtliche Verdunstungsrate 550 mm / a. Die Mittlere Jahreslufttemperatur ist 8,8 °C.

[ERGO (1994)]

#### **4.5. Gefährdungsabschätzung**

##### **4.5.1. Analyse von Wasserproben**

Die Analysen wurden vom "vedewa - Umweltlabor Sachsen, Bereich Umweltchemie und Analytik" in Freiberg durchgeführt.

Die ersten Wasserproben im Untersuchungsgebiet wurden bereits im Dezember 1994 analysiert<sup>6</sup>.

Dabei ist eine deutliche Überschreitung einiger Grenzwerte festgestellt worden. Auffallend sind die sehr hohen Konzentrationen an Chlorid (6600 mg/l, Grenzwert 250 mg/l), und

---

<sup>6</sup> siehe Anhang 9.6.

Sulfat (613 mg/l, Grenzwert 240 mg/l) im Bereich der Deponie, d.h. der Eingabestelle des Tracers. Im Bereich der zu untersuchenden Quelle ist eine Verringerung der Chloridkonzentration (85,5 mg/l) und ein starker Anstieg der Sulfatkonzentration zu erkennen.

Die nächste Analyse der Wasserproben wurde im September 1998 durchgeführt<sup>7</sup>.

Die sehr hohen Chloridkonzentrationen im Deponiebereich sind auf weniger als die Hälfte gesunken, im Bereich der Quelle ist eine annähernd gleiche Konzentration wie vor 4 Jahren festzustellen. Auffallend ist der Anstieg des DOC, sowohl im Deponiebereich als auch an der Quelle. Die Sulfatkonzentrationen hingegen sind weitestgehend gleich geblieben.

#### **4.5.2. Zusammenfassende Einschätzung**

Die Deponie besitzt wie bereits erwähnt keinerlei Abdichtungen. Somit kann Grund- und Sickerwasser in den Deponiekörper eindringen und infolgedessen Fremd - und Schadstoffe lösen und transportieren. Eine Sanierung und technische Sicherung wären nur unter unverhältnismäßigen Aufwand möglich und ein Aufbringen von Oberflächendichtungssystemen oder einfachen Abdeckungen ist wegen der bereits bestehenden Nutzung als Friedhof nicht möglich. Abstromseitig ist keine Nutzung des Grundwassers bekannt, auch nicht durch Brunnen im Kleingartenbereich.

Das über die Gesundbrunnenquelle abfließende Wasser gelangt über die Spree in den Bautzener Stausee.

[IFG BAUTZEN (1998)]

---

<sup>7</sup> siehe Anhang 9.6.

## **5. Versuchsablauf**

Insgesamt wurden 1083,60 g Uranin in 2,5 l entionisierten Wasser gelöst.

Die Eingabe des Tracers erfolgte am 09. November 1998 in die GWM 1:

- 11:13 Uhr : Wasserstand 3,92 m
- 11:14 Uhr : Aufgabe des Tracers, 2,5 l
- 11:15 Uhr : Ende der Aufgabe
  - mit 3,0 l nachgespült,
  - ausspülen, mit 10,0 l nachgespült
- 11:24 Uhr : Wasserstand 3,87 m

Die Nachweisgrenze des Tracers liegt bei einer Konzentration von 69,4 ng/l.

Die Zeiten der jeweiligen Probennahme und die einzelnen Meßwerte sind unter Anhang 8.4. zu finden.

## 6. Darstellung der Ergebnisse bzw. Meßwerte

### 6.1. Meßwerte

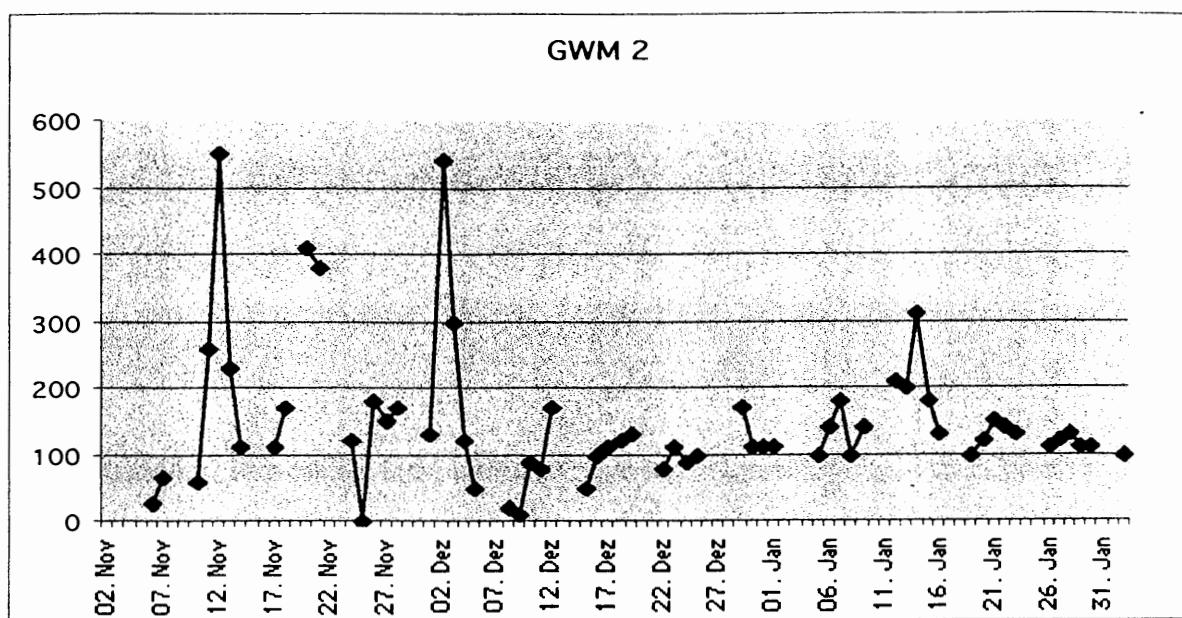


Abb. 4. Meßwerte GWM 2

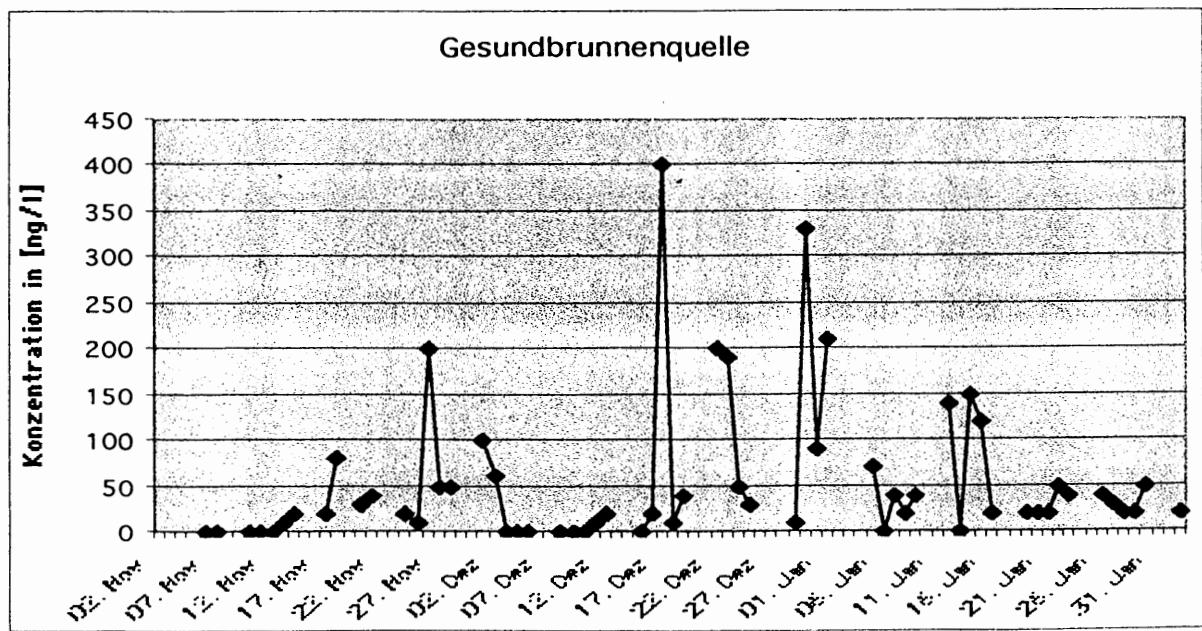


Abb. 5. Meßwerte Gesundbrunnenquelle

## **6.2. Diskussion der erhaltenen Meßwerte**

Zur Analyse wurden Proben an der GWM 2 und der Quelle entnommen.

Die an der GWM 2 gemessenen Werte werden mit dargestellt.

Auffällig sind die gemessenen sehr geringen Uraninkonzentrationen, selbst im Bereich der GWM 2. Da die Grundwasserfließrichtung eindeutig ermittelt wurde (Punkt 4.3.2.) wären normalerweise höhere Konzentrationen zu erwarten. Ein möglicher Grund für diese geringen Konzentrationen könnte der hohe Gehalt an Chloridionen und die daraus resultierenden, unter Punkt 3.2.2. dargestellten, Oxidationsreaktionen sein. Diese führen zum schnellen Abbau und somit zur Zerstörung von Uranin.

Eine Erklärung für das ständige Schwanken der gemessenen Werte ohne deutlich erkennbaren Anstieg bis zu einem Maximalpeak bzw. das Vorhandensein mehrerer Maxima und danach folgendes Abfallen könnte die relativ kurze Fließstrecke sein. Der Tracer wurde auf seinem Weg durch den Grundwasserleiter vermutlich ungenügend durchmischt und zeigt deshalb das Schwanken.

### **6.3. Niederschläge im Versuchszeitraum**

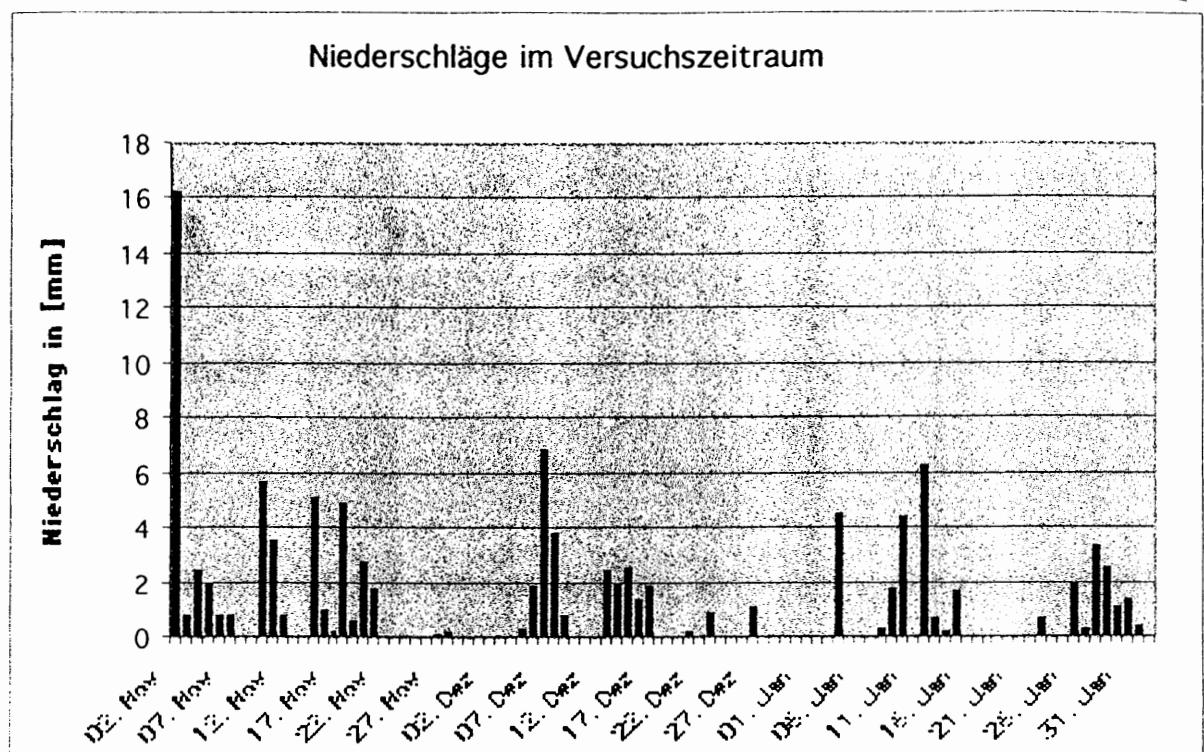


Abb. 6. Niederschläge

## **6.4. Einschätzung des Einflusses der Niederschläge auf das Versuchsergebnis**

Es kann davon ausgegangen werden, daß die Niederschläge während der Versuchsdauer keinen entscheidenden Einfluß auf das Ergebnis hatten.

Das gesamte Untersuchungsgebiet ist zu schätzungsweise 80 % versiegelt bzw. befestigt und dadurch gelangt der überwiegende Teil der Niederschläge in die Kanalisation.

Andererseits ist es eher unwahrscheinlich, daß sich Niederschläge so kurzfristig auf den Grundwasserhaushalt auswirken.

Ein längerfristiger Einfluß ist nicht auszuschließen, doch müßten hierfür die Niederschläge der mindestens letzten Jahre untersucht und ausgewertet werden und in diesem Zusammenhang Wasserstandsmessungen an den Grundwassermeßstellen bzw. Brunnen durchgeführt worden sein.

Da dies jedoch nicht der Fall ist, wird im weiteren der Niederschlag nicht berücksichtigt.

## 7.2. Anwendung der halbgrafischen Methode zur Ermittlung weiterer Grundwasserparameter anhand des Ergebnisses von 7.1.

Die Werte der zwischenliegenden Tage wurden interpoliert.

sivität anzunehmen.

Somit folgende Größen ermittelt:

- Zeit  $t_{\max}$  bis zum Erreichen des Konzentrationsmaximums

$$t_{\max} = 40 \text{ Tage}$$

- dominierende Geschwindigkeit  $v_{\text{dom}}$

$$v_{\text{dom}} = \text{Abstand} / t_{\max}$$

$$v_{\text{dom}} = 280 \text{ m} / 40 \text{ d}$$

$$v_{\text{dom}} = 7 \text{ m/d}$$

- Maximum der kumulativen Konzentration

$$(\Sigma c) / 2 = 5326,46 / 2 = 2663,23$$

- durch eine weitere Interpolation erhält man die Zeit  $t_{50\%}$ , in welcher die Hälfte der gesamten gemessenen Tracermenge am Zielort angekommen ist

$$t_{43 \text{ d}} = 2624,17$$

$$t_{44 \text{ d}} = 2746,82$$

$$\Delta t = (2663,23 - 2624,82) / (2746,82 - 2624,17)$$

$$\Delta t = 0,32 \text{ d}$$

$$t_{50\%} = 43,32 \text{ d}$$

- Bestimmung der Geschwindigkeit  $v_{50\%}$

$$v_{50\%} = \text{Abstand} / t_{50\%}$$

$$v_{50\%} = 6,46 \text{ m/d}$$

- durchströmbarer Porosität und Vergleich mit unter 4.3.3.3. berechneter Porosität

$$n_0 = q / v_{50\%} \quad q - \text{Filtergeschwindigkeit (unter 4.3.3.4. bestimmt)}$$

## 7. Kurvensimulation bzw. Kurvenanpassung

### 7.1. Erste näherungsweise Anpassung mit Hilfe des gleitenden Mittels

Wie bereits erwähnt, zeigen die Meßwerte ein stark schwankendes Verhalten und es ist kaum eine Kurve erkennbar. Aus diesem Grund wurde mit Anwendung der Methode des gleitenden Mittels eine erste näherungsweise Anpassung der Meßwerte vorgenommen. Es wurde im Fall der Meßwerte Gesundbrunnenquelle aus jeweils sieben Werten ein Mittelwert gebildet. Das führte zu dem folgenden Ergebnis:

7 Tage c in ng/l

9.11.98	0
13.11.98	18,6
22.11.98	52,67
1.12.98	37,52
19.12.98	124,24
27.12.98	120,61
6.1.99	61,52
15.1.99	55,93
24.1.99	39,42
3.2.99	15,63

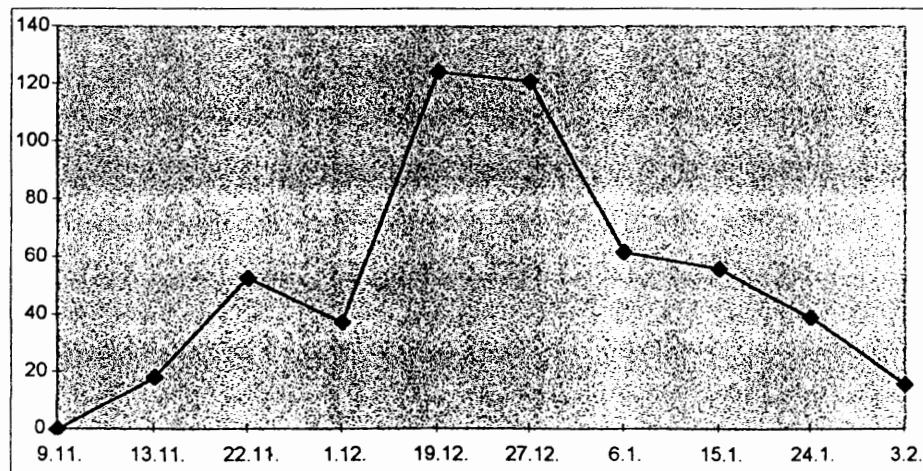


Abb. 7 Angepaßter Tracerdurchgang

$$q = 2,1 * 10^{-6} \text{ m/s} = 0,1814 \text{ m/d}$$

$$\underline{n_0 = 0,028}$$

→ unter 4.3.3.3. berechnete durchströmbarer Porosität: 0,025

- Ermittlung der Dispersivität (mit Hilfe der GAUSS'schen Verteilungsfunktion)  
durch erneute Interpolation werden  $t_{16\%}$  und  $t_{84\%}$  ermittelt

$$t_{16\%} = 24,16 \text{ d}$$

$$t_{84\%} = 64,03 \text{ d}$$

$$\underline{\Delta t = 39,87 \text{ d}}$$

- Ermittlung des Dispersionskoeffizienten D

$$D = (v_{50\%}^2 * \Delta t) / (8 * t_{50\%})$$

$$\underline{D = 191,42 \text{ m}^2/\text{d}}$$

- Ermittlung der Dispersivität  $\lambda$

$$\lambda = D / v_{50\%}$$

$$\underline{\lambda = 29,63 \text{ m}}$$

Nach [KINZELBACH, RAUSCH (1995)] ist die Dispersivität richtungsabhängig und in Grundwasserfließrichtung (laterale Dispersivität  $\lambda_L$ ) stärker als quer dazu (transversale Dispersivität  $\lambda_T$ ). Die transversale Dispersivität ist im allgemeinen ein bis zwei Größenordnungen kleiner als die laterale Dispersivität.

Nach [KÄSS (1992)] ist die transversale Dispersivität mit ca. 1/5 bis 1/10 der lateralen Dispersivität anzunehmen.

Somit ergeben sich die Größen :  $\underline{\lambda_L = 29,63 \text{ m}}$  und  $\underline{\lambda_T = 2,963 \text{ m}}$ .

### 7.3. Kurvensimulation

Die Kurvensimulation wird mittels Zielwertbestimmung in EXCEL durchgeführt.

Als Modell dient die horizontal-ebene Stoffausbreitung in eindimensionaler, stationärer Grundwasserströmung.

Es wird die Lösung von CSANADY 1973 verwendet, mit der Gleichung:

$$c = \frac{\Delta m}{4 \pi n_0 M v t \sqrt{(\lambda_L \lambda_T)}} \cdot \exp \left[ -\frac{(x - vt)^2}{4 \lambda_L vt} - \frac{y^2}{4 \lambda_T vt} \right] \cdot \exp [-\beta t]$$

dabei bedeuten:

$\Delta m$  - injizierte Stoffmasse

$n_0$  - durchströmbarer Porosität

$M$  - Mächtigkeit des Grundwasserleiters

$v$  - Geschwindigkeit (hier  $v_{50\%}$ )

$t$  - Zeit

$\lambda_L$  - laterale Dispersivität

$\lambda_T$  - transversale Dispersivität

$x$  - Entfernung von der Eingabestelle zur Meßstelle (parallel zur Grundwasserströmung)

$y$  - seitliche Entfernung (quer zur Grundwasserströmung)

$R$  - Retardationskoeffizient

$\beta$  - Abbaukonstante

**es gelten die Bedingungen:**

Aquifer homogen, Grundwasserströmung 1d, stationär;

$R = \text{const.}$ ,  $D = \text{const.}$ ,

$\lambda = \text{const.}$ , jedoch laterale und transversale Dispersivität unterschiedlich

Migrant hat keinen Einfluß auf die Wasserbewegung;

augenblickliche Injektion der Stoffmasse  $\Delta m$  zur Zeit  $t = 0$  an der stelle  $x = 0$  auf der Strömungsbreite  $b$  und der Aquifermächtigkeit  $M$ ;

Fließrichtung des Grundwassers parallel zur  $x$  - Achse

[VORLESUNGSMITSCHRIFTEN (1998)]

### **Bemerkung**

Die GWM 2 liegt ca. 20 m in nordöstlicher Richtung außerhalb der Deponie<sup>8</sup>. Bereits die an dieser Stelle gemessenen Uraninkonzentrationen sind sehr gering im Vergleich zur Eingabekonzentration<sup>9</sup>, es besteht ein Konzentrationsunterschied der Größenordnung  $10^{-7}$  bis  $10^{-8}$ . Da die Grundwasserfließrichtung eindeutig bestimmt wurde (Punkt 4.5.2. und Anhang 8.4.) wäre eine viel höhere Uraninkonzentration zu erwarten gewesen. Dies lässt vermuten, daß ein Großteil des Tracers von den Chloridionen zerstört wurde. Die Zusammenhänge zwischen Chloridkonzentration und Uraninabbau bzw. Fluoreszenzintensität sind unter 3.2.2. dargestellt worden.

In der anschließend dargestellten Berechnung wurde in einem ersten Versuch mit der Abbaukonstante  $\beta = 0$  und den unter 7.2. ermittelten Parametern Dispersivität und Filtergeschwindigkeit ( $v_{50\%}$ ) gerechnet. Mit diesen Annahmen lagen die bestimmten Konzentrationen (Maximalpeak) im Bereich von etwa  $10^5 \mu\text{g}$  (beobachtete Konzentrationen im Bereich  $10^{-1} \mu\text{g}$ ). Selbst bei Veränderung der Parameter Dispersivität und

---

<sup>8</sup> siehe Anhang 9.4.

<sup>9</sup> siehe Anhang 9.7.

Geschwindigkeit lagen die Ergebnisse in dieser Größenordnung. Dementsprechend konnte  $\beta = 0$  nicht vorausgesetzt werden. Uranin als konservativer (idealer) Tracer besitzt theoretisch eine Abbaukonstante  $\beta = 0$  und einen Retardationskoeffizienten  $R = 1$ .  $R$  wurde in der Berechnung nicht verändert.

### Berechnung

Gegebene Parameter	Simulierte Parameter
$\Delta m = 1083,60 \text{ g} = 1083600000 \mu\text{g}$	1083600000
$n_0 = 0,028$	0,025
$M = 5 \text{ m}$	5
$v_{50\%} = 6,46 \text{ m/d}$	6,440647269
$\lambda_L = 29,63 \text{ m}$	38,7896
$\lambda_T = 1/10 \lambda_L = 2,963 \text{ m}$	0,453740055
$x = 275 \text{ m}$	275
$y = 65 \text{ m}$	65
$R = 1$	
$\beta = 0$ (theoretische Annahme)	0,200764044

Zeit t [d]	beobachtet c [ $\mu\text{g/l}$ ]	c beobachtet logarithmiert	1. Term	berechnet c [ $\mu\text{g/l}$ ]	c berechnet logarithmiert	log. S <sup>2</sup>	S <sup>2</sup>
0	0			0			
4	0,0186	-1,7304871	6382611,93	1,80E-33	-32,743828	961,827308	0,00034596
13	0,05267	-1,2784367	1963880,43	2,04E-07	-6,689751	29,2823221	0,0277411
22	0,03752	-1,4257372	1160474,8	0,002527275	-2,5973475	1,37267084	0,00122449
40	0,12424	-0,9057386	638261,139	0,129198477	-0,8887426	0,00028886	2,46E-05
45			567343,234	0,141533031			
48	0,12061	-0,9186167	531884,282	0,135927602	-0,8666924	0,00269614	0,00023463
58	0,06152	-1,2109837	440180,096	0,083896794	-1,0762546	0,01815191	0,00050072
67	0,05593	-1,2523552	381051,426	0,040035857	-1,3975509	0,02108179	0,00025262
76	0,03942	-1,4042834	335926,915	0,015954875	-1,7971066	0,15431008	0,00055061
86	0,01563	-1,806041	296865,646	0,004987942	-2,3020786	0,24605326	0,00011325
					$\Sigma$	992,924883	0,00602098
					$\sqrt{\Sigma}$	31,5107106	<b>0,00836728</b>

Mittels der Simulation wurden die Parameter  $\lambda_l$  und  $\lambda_T$  bestimmt. Dabei ist festzustellen, daß der Parameter  $\lambda_T$  um ein Vielfaches kleiner ist, als die laterale Dispersivität.

Je kleiner die Dispersivität ist, desto weniger Tracer bzw. Wasserteilchen diffundieren.

Mit größer werdender Dispersivität wird die Durchflußkurve steiler und der Durchfluß selber erfolgt in einem relativ kurzem Zeitraum. Dies ist kennzeichnend für nichtbindige und sandige Böden bzw. Substrate. Der relativ kleine Wert von  $\lambda_T$  ist möglicherweise ein Zeichen dafür, daß sich im Grundwasserleiter charakteristische Fließwege ausgebildet haben und somit eine geringe Ausbreitung quer zur Strömungsrichtung erfolgen kann.

Weiterhin erhält man für die Abbaukonstante einen Wert von  $\beta \approx 0,2$ . Dies bestätigt die Vermutungen, daß der Tracer abgebaut wurde. Die einzige Erklärung hierfür liegt in der hohen Konzentration der Chloridionen. Die Zusammenhänge sind bereits unter 3.2.2. und 7.3. (Bemerkung) dargestellt wurden.

Die Geschwindigkeit ist im Vergleich zur Ausgangsgeschwindigkeit kaum verändert worden.

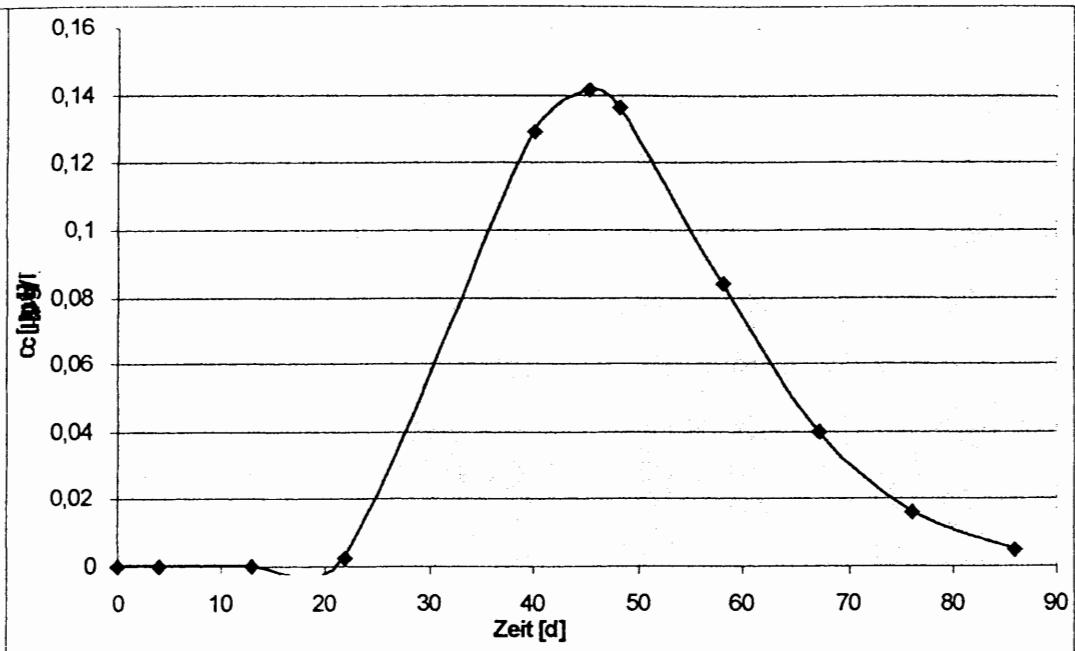


Abb. 8: Tracerdurchgang Gesundbrunnenquelle

Nach [KÄSS (1992)] ist die Maximalgeschwindigkeit  $v_{\max}$  die Geschwindigkeit, die dem ersten Auftreten des Tracers zuzuordnen ist.

Hier beträgt die Maximalgeschwindigkeit  $v_{\max} = 275 \text{ m} / 22 \text{ d} = 12,5 \text{ m/d}$ .

Kennzeichnende Geschwindigkeiten sind, in der Reihenfolge der entsprechenden Zeiten,::

$v_{\max} \rightarrow v_{\text{dom}} \rightarrow v_a \rightarrow v_{50\%}$ . Dabei liegen die drei letzten umso näher beieinander, je steiler die Durchgangskurve ist. [KÄSS (1992)]

Im Versuch haben die Geschwindigkeiten folgende Beträge:

$$v_{\max} = 12,5 \text{ m/d}$$

$$v_{\text{dom}} = 7 \text{ m/d}$$

$$v_a = 7,25 \text{ m/d}$$

$$v_{50\%} (\text{simuliert}) = 6,44 \text{ m/d}$$

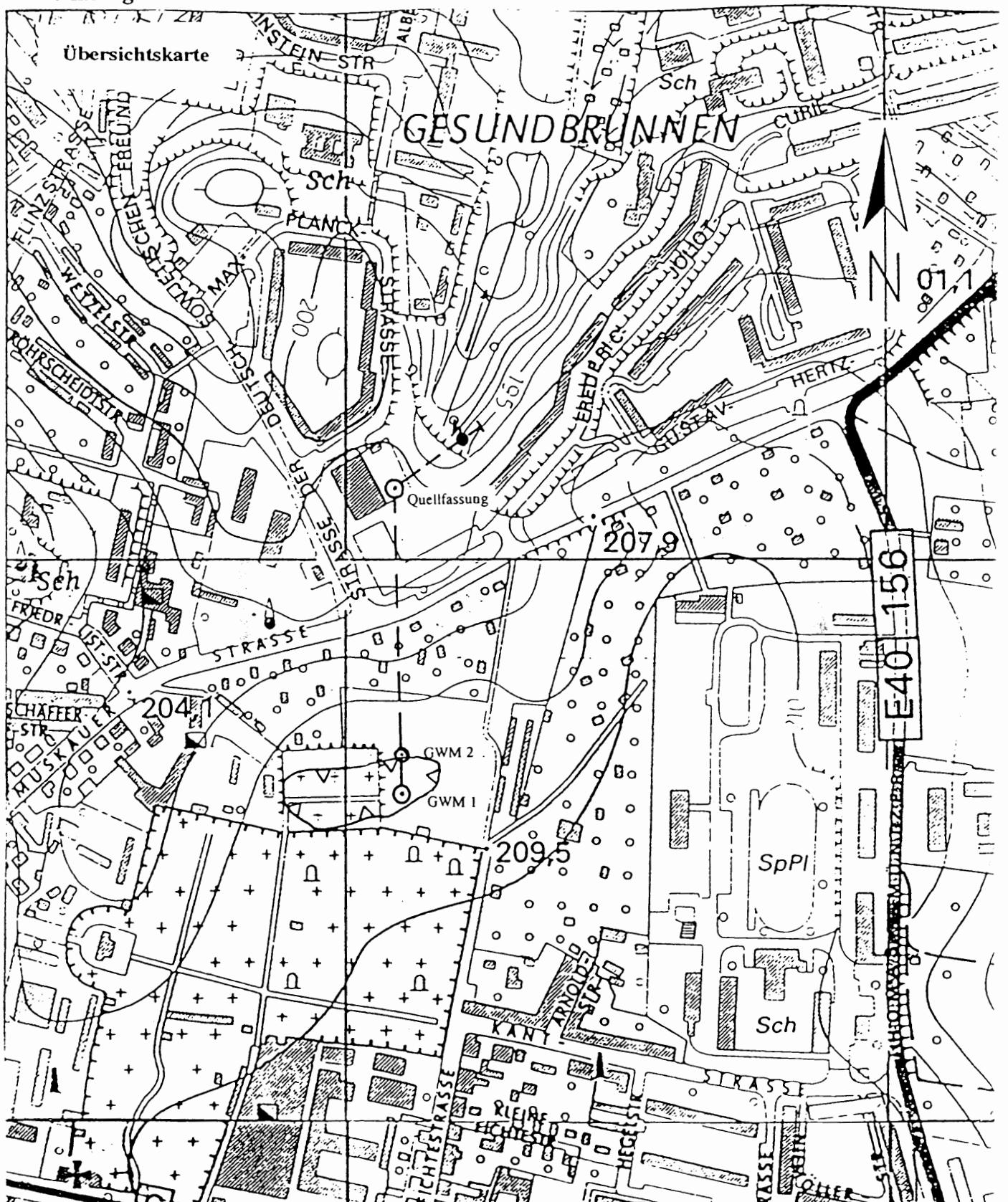
$v_{\text{dom}}$  und  $v_a$  haben in etwa den gleichen Betrag, woraus man schlußfolgern kann, daß die Abstandsgeschwindigkeit der dominierenden Geschwindigkeit entspricht.

## **8. Schlußbetrachtung**

Anhand der ermittelten Ergebnisse ist ein eindeutiger Beweis gegeben, daß es einen Zusammenhang zwischen der Altablagerung Taucherfriedhof und der Gesundbrunnenquelle gibt.

Das aus der Deponie in den Grundwasserleiter gelangende belastete Wasser tritt zum Teil aus der Quelle aus und gelangt über die Vorflut in den Bautzener Stausee (anhand der Wasserprobenanalysen wurde dies bereits vermutet).

## Anhang 9.1.



### Legende:

M 1 : 5000



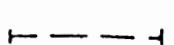
ehem. Steinbruch



## Quellfassung bzw. Grund- wassermeßstelle

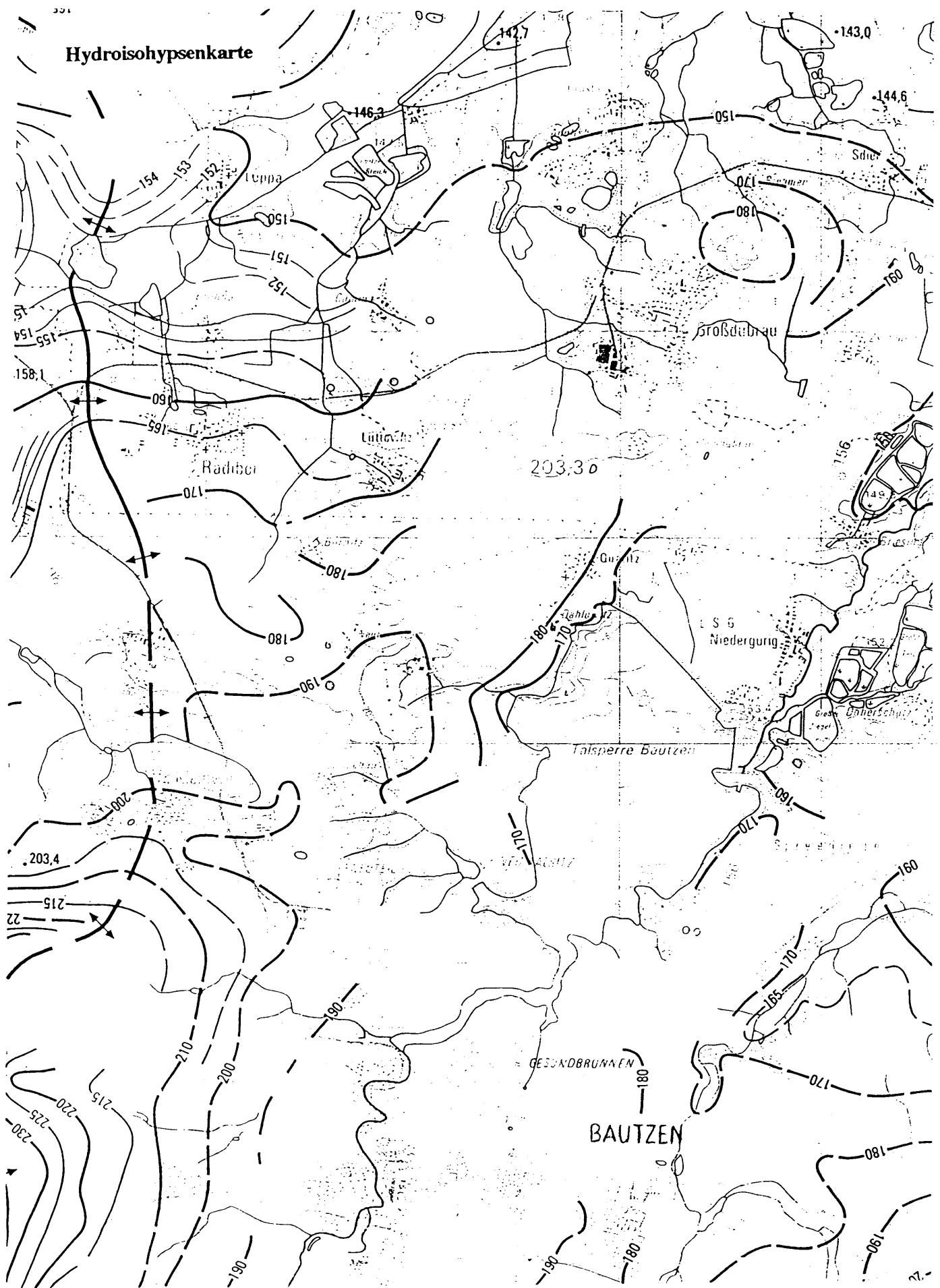


## Quellaustritt



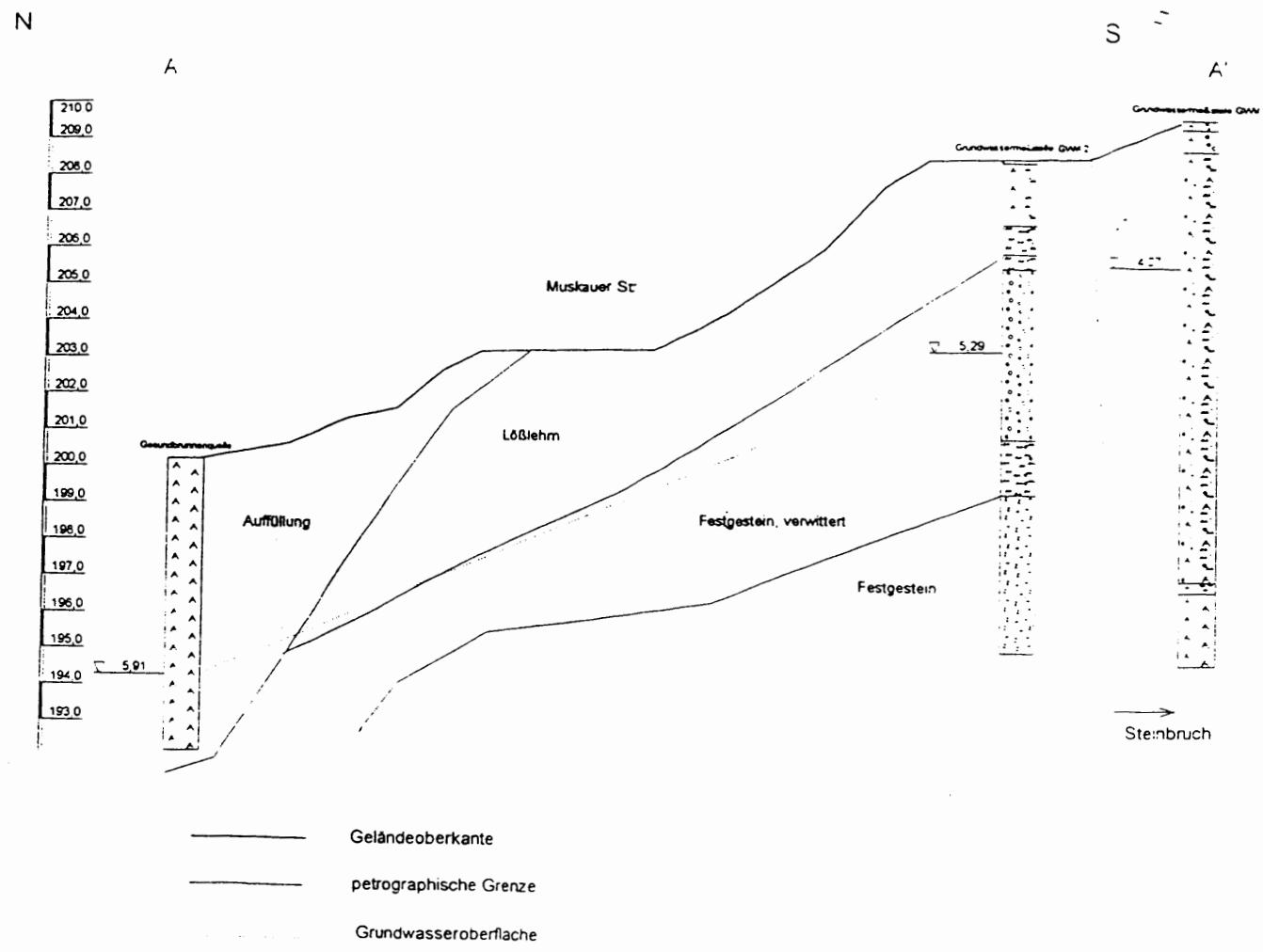
## Geologischer Schnitt

Anhang 9.2.



## Anhang 9.3.

### Geologische Verhältnisse



## Anhang 9.4.

## Legende:

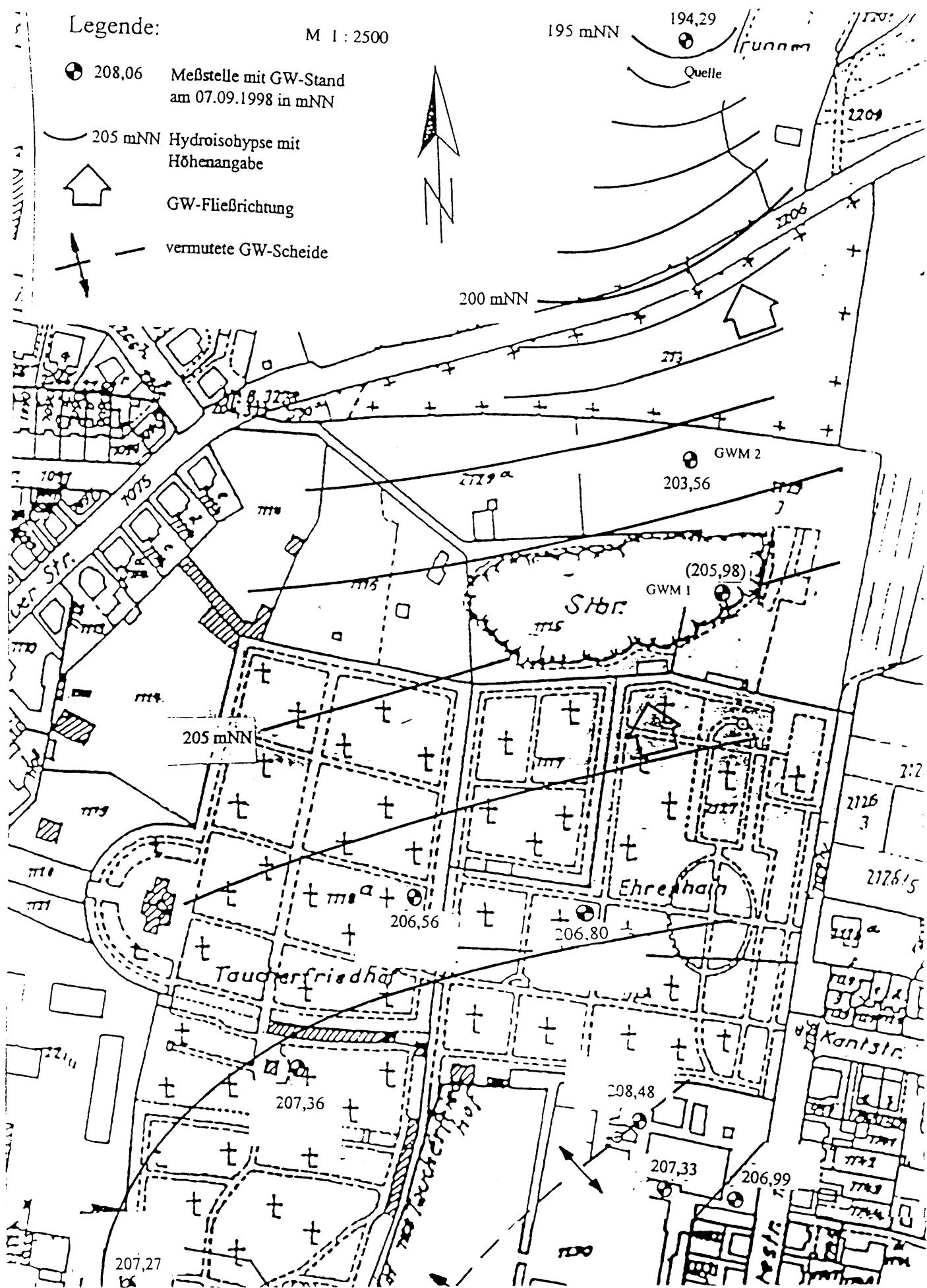
M 1 : 2500

-  208,06 Meßstelle mit GW-Stand  
 am 07.09.1998 in mNN

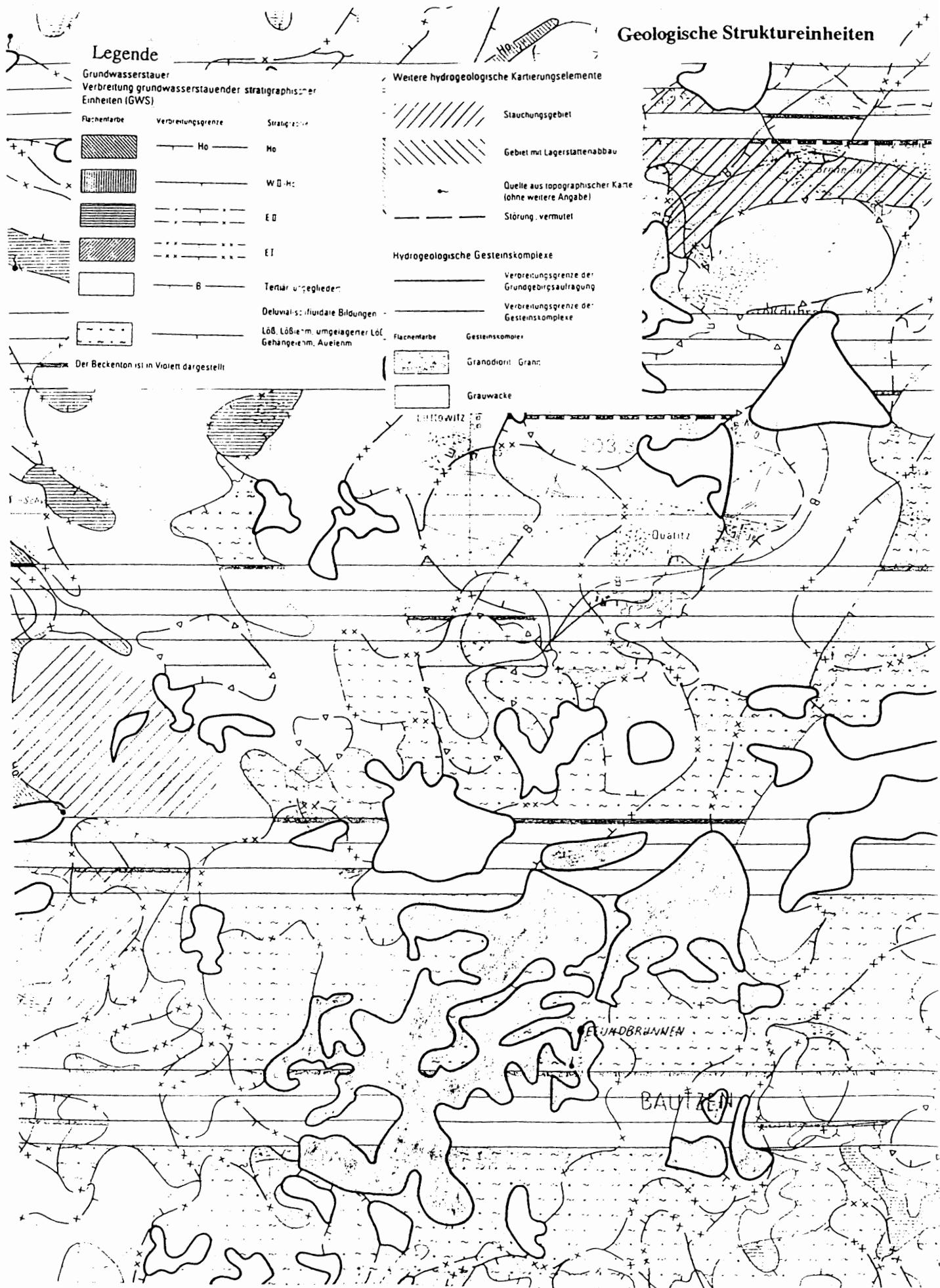
 205 mNN Hydroisohypse mit  
 Höhenangabe

 GW-Fließrichtung

 — vermutete GW-Scheide



## Anhang 9.5.



Geologische Struktureinheiten

## Anhang 9.6.

### Analysenprotokolle Wasserproben

**Wasseranalyse**      **16.12.1994**

Grundwassermeßstelle 2		Gesundbrunnenquelle		Grenzwerte
	Meßwert		Meßwert	
Arsen	n.a.	Arsen	n.a.	0,01mg/l
Blei	<0,005mg/l	Blei	<0,005mg/l	0,04mg/l
Cadmium	n.a.	Cadmium	<0,0005mg/l	0,005mg/l
Chrom	<0,005mg/l	Chrom	<0,005mg/l	0,05mg/l
Cyanid	<0,002mg/l	Cyanid	<0,002mg/l	0,05mg/l
Fluorid	n.a.	Fluorid	n.a.	1,5mg/l
Nickel	0,006mg/l	Nickel	0,005mg/l	0,05mg/l
Nitrat	0,6mg/l	Nitrat	6,2mg/l	50mg/l
Nitrit	n.a.	Nitrit	n.a.	0,1mg/l
Quecksilber	n.a.	Quecksilber	n.a.	0,001mg/l
PAK	n.a.	PAK	n.a.	0,0002mg/l
LHKW	n.a.	LHKW	n.a.	0,01mg/l
Tetrachlormethan	n.a.	Tetrachlormethan	n.a.	0,003mg/l
Antimon	n.a.	Antimon	n.a.	0,01mg/l
Selen	n.a.	Selen	n.a.	0,1mg/l
PBSM	n.a.	PBSM	n.a.	0,0005mg/l
PCB	n.a.	PCB	n.a.	0,0005mg/l
Aluminium	n.a.	Aluminium	n.a.	0,2mg/l
Ammonium	0,5mg/l	Ammonium	0,07mg/l	0,5mg/l
Barium	n.a.	Barium	n.a.	1mg/l
Bor	0,07mg/l	Bor	0,04mg/l	1mg/l
Calcium	230mg/l	Calcium	511mg/l	400mg/l
Chlorid	6600mg/l	Chlorid	85,5mg/l	250mg/l
Eisen	0,94mg/l	Eisen	0,15mg/l	0,2mg/l
Kalium	n.a.	Kalium	n.a.	12mg/l
org. geb. Stickstoff	n.a.	org. geb. Stickstoff	n.a.	1mg/l
Magnesium	285mg/l	Magnesium	58mg/l	50mg/l
Mangan	1,8mg/l	Mangan	7,7mg/l	0,05mg/l
Natrium	n.a.	Natrium	n.a.	150mg/l
Phenolindex	n.a.	Phenolindex	n.a.	0,0005mg/l
Phosphor	n.a.	Phosphor	n.a.	6,7mg/l
Silber	n.a.	Silber	n.a.	0,01mg/l
Sulfat	613mg/l	Sulfat	1012mg/l	240mg/l
Min.öle	0,08mg/l	Min.öle	0,09mg/l	0,01mg/l
Oxidierbarkeit	n.a.	Oxidierbarkeit	n.a.	5mg/l
anion. Tenside	n.a.	anion. Tenside	n.a.	0,2mg/l
nichtion. Tenside	n.a.	nichtion. Tenside	n.a.	0,2mg/l
Kupfer	<0,01mg/l	Kupfer	<0,01mg/l	3mg/l
Zink	<0,02mg/l	Zink	<0,01mg/l	5mg/l
SAK 436	n.a.	SAK 436	n.a.	0,5 1/r
Trübung	n.a.	Trübung	n.a.	1,5 TE/l
Geruchsschwellwert	n.a.	Geruchsschwellwert	n.a.	
pH-Wert	7,71	pH-Wert	7,26	6,5-9
Temperatur		Temperatur		25°C
Leitfähigkeit	1880µS/cm	Leitfähigkeit	2400µS/cm	2000µS/cm
Säurekapazität 4,3	6,9mmol/l	Säurekapazität 4,3	9,2mmol/l	
Basenkapazität 8,2	n.a.	Basenkapazität 8,2	n.a.	
Hydrogencarbonat	n.a.	Hydrogencarbonat	n.a.	
Sauerstoff	5,3mg/l	Sauerstoff	5,5mg/l	
Gesamthärte	98,5°dH	Gesamthärte	85,1°dH	
CSB	n.a.	CSB	n.a.	
BSB 5	n.a.	BSB 5	n.a.	
AOX	8,5mg/l	AOX	0,45mg/l	
DOC	1,1mg/l	DOC	0,85mg/l	
BTX	n.n.	BTX	n.n.	

n.n. nicht nachweisbar

n.a. nicht analysiert

Wasseranalyse	10.09.1998	alle Angaben in mg/l	
	GWM 1	GWM 2	Gesundbrunnenquelle
Ca	35,1	571	496
Fe, gelöst	0,35	0,15	0,075
Chlorid	2640	1360	77,4
Sulfat	18,3	404	972
DOC	20,2	9,5	6,6
AOX	<0,02	<0,02	<0,02

## Anhang 9.7.

### Daten und Meßwerte

Datum	Uhrzeit	GW2 [ng]	Uhrzeit	Gesundbrunnen [ng]
01. Nov				
02. Nov				
03. Nov				
04. Nov				
05. Nov	13:00	27	12:50	0
06. Nov	12:35	65	12:50	0
07. Nov				
08. Nov				
09. Nov	13:55	60	14:07	0
10. Nov	12:40	260	12:55	0
11. Nov	13:25	550	13:40	0
12. Nov	12:55	230	13:10	10
13. Nov	10:20	110	10:40	20
14. Nov				
15. Nov				
16. Nov	13:25	110	12:50	20
17. Nov	13:00	170	13:15	80
18. Nov				
19. Nov	12:30	410	12:45	30
20. Nov	12:55	380	13:10	40
21. Nov				
22. Nov				
23. Nov	12:45	120	13:05	20
24. Nov	12:31	0	12:44	10
25. Nov	12:43	180	12:57	200
26. Nov	13:04	150	13:21	50
27. Nov	12:24	170	12:39	50
28. Nov				
29. Nov				
30. Nov	13:24	130	13:41	100
01. Dez	12:25	540	13:08	60
02. Dez	13:31	300	13:43	0
03. Dez	13:14	120	13:24	0
04. Dez	9:09	50	9:23	0
05. Dez				
06. Dez				
07. Dez	12:46	20	13:01	0
08. Dez	12:41	10	12:57	0
09. Dez	13:30	90	14:05	0
10. Dez	13:15	80	14:12	10
11. Dez	13:08	170	13:22	20
12. Dez				
13. Dez				
14. Dez	13:42	50	13:56	0
15. Dez	14:15	100	14:29	20
16. Dez	13:15	110	13:27	400
17. Dez	15:29	120	15:41	10
18. Dez	13:18	130	13:29	40
19. Dez				
20. Dez				
21. Dez	12:33	80	12:48	200
22. Dez	13:02	110	13:14	190
23. Dez	9:02	90	9:16	50
24. Dez	9:54	100	10:04	30
25. Dez				
26. Dez				
27. Dez				
28. Dez	11:51	170	12:02	10
29. Dez	10:24	110	10:47	330
30. Dez	10:04	110	10:24	90

31. Dez	10:06	110	10:21	210
01. Jan				
02. Jan				
03. Jan				
04. Jan	12:39	100	12:54	70
05. Jan	10:16	140	10:32	0
06. Jan	13:39	180	13:49	40
07. Jan	14:02	100	14:14	20
08. Jan	10:38	140	10:48	40
09. Jan				
10. Jan				
11. Jan	12:24	210	12:54	140
12. Jan	13:26	200	13:45	0
13. Jan	13:59	310	14:10	150
14. Jan	12:36	180	12:47	120
15. Jan	13:40	130	13:53	20
16. Jan				
17. Jan				
18. Jan	13:53	100	14:03	20
19. Jan	14:04	120	14:15	20
20. Jan	13:34	150	13:46	20
21. Jan	13:36	140	13:45	50
22. Jan	13:36	130	13:47	40
23. Jan				
24. Jan				
25. Jan	14:40	110	14:52	40
26. Jan	12:46	120	12:58	30
27. Jan	15:05	130	15:16	20
28. Jan	13:28	110	13:42	20
29. Jan	12:26	110	12:36	50
30. Jan				
31. Jan				
03. Feb	12:00	100	12:10	20

**Anhang 9.8.**  
**Niederschlagswerte**

Datum	Niederschlag	
01. Nov	16,2	
02. Nov	0,8	
03. Nov	2,4	
04. Nov	2	
05. Nov	0,8	
06. Nov	0,8	
07. Nov		
08. Nov		
09. Nov	5,7	
10. Nov	3,5	
11. Nov	0,8	
12. Nov		
13. Nov		
14. Nov	5,1	
15. Nov	1	
16. Nov	0,2	
17. Nov	4,9	
18. Nov	0,6	
19. Nov	2,7	
20. Nov	1,8	
21. Nov	0,01	
22. Nov		
23. Nov		
24. Nov	0,01	
25. Nov	0,01	
26. Nov	0,1	
27. Nov	0,2	
28. Nov		
29. Nov		
30. Nov		
01. Dez	0,01	
02. Dez		
03. Dez		
04. Dez	0,3	
05. Dez	1,9	
06. Dez	6,8	
07. Dez	3,8	
08. Dez	0,8	
09. Dez		
10. Dez		
11. Dez		
12. Dez	2,4	
13. Dez	2	
14. Dez	2,5	
15. Dez	1,4	
16. Dez	1,9	
17. Dez		
18. Dez		
19. Dez	0,01	
20. Dez	0,2	
21. Dez	0,01	
22. Dez	0,9	
23. Dez		
24. Dez		
25. Dez	0,01	
26. Dez	1,1	
		27. Dez
		28. Dez
		29. Dez
		30. Dez
		31. Dez
		01. Jan
		02. Jan
		03. Jan
		04. Jan
		05. Jan
		06. Jan
		07. Jan
		08. Jan
		09. Jan
		10. Jan
		11. Jan
		12. Jan
		13. Jan
		14. Jan
		15. Jan
		16. Jan
		17. Jan
		18. Jan
		19. Jan
		20. Jan
		21. Jan
		22. Jan
		23. Jan
		24. Jan
		25. Jan
		26. Jan
		27. Jan
		28. Jan
		29. Jan
		30. Jan
		31. Jan
		03. Feb

## **10. Literaturverzeichnis**

BAUER, F. (1967): Erfahrungen beim Uraninnachweis mit Aktivkohle. - Steir. Beiträge Hydrogeologie; Graz

BEYER, W. (1964): Zur Bestimmung der Wasserdurchlässigkeit von Kiesen und Sanden aus der Kornverteilung. - Wasserwirtschaft - Wassertechnik (WWT); Berlin

ERGO Umweltinstitut GmbH (1994): Gutachten zur Historischen Erkundung von Altablagerungen; Objekt ehemaliger Steinbruch nördlich des Taucherfriedhofs in der Stadt Bautzen; Aufrags-Nr. 93/586; Dresden

HÖLTING, B. (1996): Hydrogeologie. - Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie; Stuttgart (Ferdinand Enke Verlag)

HYDROISOHYPSENKARTE 1 : 50 000 , (Bautzen)

IFG BAUTZEN (1998): Gutachten zur Detailerkundung (E2-3) der Altablagerung Bautzen, Nähe Taucherfriedhof (133-10-97 U); Bautzen

KA 4 (1996); AG BODEN: Bodenkundliche Kartieranleitung. - Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Geologische Landesämter der BRD; Hannover

KÄSS, W. (1992): Geohydraulische Markierungstechnik. - Lehrbuch der Hydrogeologie, Bd.9; Berlin - Stuttgart (Borntraeger)

KINZELBACH, W. und RAUSCH, R. (1995): Grundwassermodellierung. - Eine Einführung mit Übungen; Stuttgart (Borntraeger)

KRETSCHMER, H. (1993): Leitfaden der Bodenkunde, Heft 1. - Agrarwissenschaftliche Fakultät der Universität Rostock

MAROTZ, G. (1968): Technische Grundlagen einer Wasserspeicherung im natürlichen Untergrund. - Schriftenreihe des KWK; Hamburg (Wasser und Boden)

MATTHESS, G. und UBELL, K. (1983): Allgemeine Hydrogeologie , Grundwasserhaushalt. - Lehrbuch der Hydrogeologie, Bd.1; Berlin - Stuttgart (Borntraeger)

SCHEFFER / SCHACHTSCHABEL (1992): Lehrbuch der Bodenkunde. - Stuttgart (Ferdinand Enke Verlag)

TOPOGRAPHISCHE KARTE 1 : 10 000 , Nr. 1212 - 244 (Bautzen)

VORLESUNGSMITSCHRIFTEN und Lehrmaterial (1998): Transport gelöster Stoffe in porösen Medien. - Prof. K. BOHNE ; Agrarwissenschaftliche Fakultät der Universität Rostock