

Fachgebiet Hydrogeologie

Professor Dr. Adrian Mellage

Universität Kassel
Kurt-Wolters-Straße 3
D-34125 Kassel

Tel.: +49-561 804-1885
adrian.mellage@uni-kassel.de
www.uni-kassel.de/fb14bau/institute/institut-fuer-wasser-abfall-umwelt-iwau/hydrogeology-research-group

16.01.2024

Bachelorarbeit

Bauingenieurwesen und Umweltingenieurwesen

Bewertung der Anwendbarkeit von Single-Well Push-Pull Tracer-tests zur Bestimmung von Porosität und Dispersivität bei geringen hydraulischen Gradienten und in Brunnen mit großem Durchmesser

Verfasser: Marie Eichenberg, 35529123

1. Prüfer: Dr. Lysander Bresinsky, Hydrogeologie

2. Prüfer: Prof. Dr. Adrian Mellage, Hydrogeologie

INHALTSVERZEICHNIS

	Seite
1	EINLEITUNG.....6
2	METHODEN.....8
2.1	Theoretische Grundlagen zur Ermittlung der Porosität8
2.2	Theoretische Grundlagen zur Ermittlung der Dispersivität.....12
2.3	Standortbeschreibung/ Fallbeispiel.....15
2.4	Versuchsaufbau.....18
2.4.1	Tracer.....18
2.4.2	Bestimmung des durchschnittlichen hydraulischen Gradienten.....19
2.4.3	Bestimmung der Porosität.....20
2.4.4	Bestimmung der Dispersivität23
3	ERGEBNISSE.....25
3.1	Hydraulischer Gradient des Quartären Grundwasserleiters25
3.2	Bestimmung der Porosität.....26
3.3	Bestimmung der Dispersivität28
4	DISKUSSION.....30
5	FAZIT UND AUSBLICK.....40
6	LITERATURVERZEICHNIS.....42
7	ANLAGEN46

ANLAGEN

Anlage 1 Karten und Bohrprofile von DAS BAUGRUND INSTITUT

Anlage 1.1 Bohrprofil GWM 3224

Anlage 1.2 Übersichtskarte Holländischer Platz

Anlage 2 Versuchsaufbau

Anlage 2.1 Fotodokumentation Injektionsphase (Versuch Porosität)

Anlage 2.2 Fotodokumentation Extraktionsphase (Versuch Porosität)

Anlage 3 Berechnungen

Anlage 3.1 Berechnung des Injektionsvolumen

Anlage 3.2 Berechnung der Konzentration der Stock-Lösung und Auswertung der Standards

Anlage 3.3 Berechnung der Bromidmenge für die Injektionslösung

Anlage 4 Auswertung *Porosität*

Anlage 4.1 Kalibrationskurve *Porosität*

Anlage 4.2 Durchbruchkurve *Porosität*

Anlage 5 Auswertung *Dispersion*

Anlage 5.1 Kalibrationskurve *Dispersion*

Anlage 6 Pegelstandmessung vom 28.11.2023

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

	Seite
Abb. 1: Schematische Darstellung des Single-Well Push-Pull Tracertests (Maier, 1998)	9
Abb. 2: Schematische Darstellung der Bewegung des Masseschwerpunkts (Paradis et al., 2017)	10
Abb. 3: Beispielhafter Verlauf der gemessenen Konzentrationsverhältnisse und der Volumenverhältnisse mit angepasstem α_L (Istok, 2013)	15
Abb. 4: Geologische Übersichtskarte Kassel gemäß HLNUG, Maßstab 1:75.000 (2023).....	16
Abb. 5: Geologische Karte Kassel gemäß HLNUG, Maßstab 1:25.000 (2023).....	17
Abb. 6: Grundwassergleichenkarte (Dünkel, 2004).....	25
Abb. 7: Auswertung des Single-Well Push-Pull Tracertests zur Bestimmung der Porosität (Versuch 1)	27
Abb. 8: Auswertung des Single-Well Push-Pull Tracertests zur Bestimmung der Porosität (Versuch 2)	28
Abb. 9: Auswertung des Single-Well Push-Pull Tracertests zur Bestimmung der hydrodynamischen Dispersivität.....	29
Abb. 10: Sensibilität der Porosität für die Pumprate.....	31
Abb. 11: Sensibilität der Porosität für den hydraulischen Gradienten.....	34
Abb. 12: Sensibilität der Porosität für die hydraulische Durchlässigkeit	35
Abb. 13: Schematische Darstellung der Skin-Zone und die resultierende Störung der Grundwasserströmung (Li et al., 2019)	37
Abb. 14: Verläufe der Dispersionskurven bei variierende Porosität mit gleichbleibendem α_L	38
Abb. 15: Bohrprofil GWM 3224.....	46
Abb. 16: Übersichtskarte über die Grundwassermessstellen am Standort Holländischer Platz	47
Abb. 17: Brunnendeckel von GWM 3224	48
Abb. 18: Handhaken zum Öffnen des Schachtdeckels	48
Abb. 19: Auffanggefäß 150 Liter mit steuerbarem Ablass	48
Abb. 20: Tauchpumpe für Injektion und Extraktion (<i>Push- und Pullphase</i>).....	48
Abb. 21: Aufbau zum Hochpumpen des Grundwassers zur Beprobung und zur Herstellung der Injektionslösung.....	49
Abb. 22: Positionierung des Netzteils mit ausreichend Abstand zur Probenahmestelle, um das Eindringen von Feuchtigkeit zu verhindern.....	49
Abb. 23: Netzteil	49
Abb. 24: In destilliertem Wasser gelöstes Natriumbromid für die Injektionslösung.....	49
Abb. 25: Beschriftetes Probenahmeglas für das Grundwasser	50

Abb. 26: Sicherung von Pumpschlauch und Stromkabel.....	51
Abb. 27: Abführen des hochgepumpten Wassers in den Kanal.....	51
Abb. 28: Probenahmegefäßer für das Grundwasser	51
Abb. 29: Einrichten des Auswertungsstandortes.....	51
Abb. 30: Probenahmegefäße zur Messung der ORP-Werte, destilliertes Wasser und Handschuhe als Schutzausrüstung	51
Abb. 31: Probenahme für die ORP-Messung.....	52
Abb. 32: Messung der ORP-Werte mit einer ionenselektiven Elektrode	52
Abb. 33: Reinigung des Sensors mit destilliertem Wasser, um die Verunreinigung der nächsten Probe zu vermeiden	52
Abb. 34: Messung der Pumprate mithilfe des Durchflusses	52
Abb. 35: Kalibrationskurve für die Erstellung der Durchbruchkurve zur Ermittlung der Porosität	58
Abb. 36: Durchbruchkurve zur Ermittlung des Rückkehrzeitpunkts des Masseschwerpunkts des Tracers (Versuch 1)	59
Abb. 37: Durchbruchkurve zur Ermittlung des Rückkehrzeitpunkts des Masseschwerpunkts des Tracers (Versuch 2)	59
Abb. 38: Kalibrationskurve für die Dispersivität.....	60

TABELLENVERZEICHNIS

	Seite
Tabelle 1: Bestimmung des hydraulischen Gradienten im Bereich von GWM 3224.....	26
Tabelle 2: Darstellung der Volumina für die Standards (Porosität und Dispersivität)	55
Tabelle 3: Messung der ORP-Werte der Standards für die Ermittlung der Kalibrationskurve zur Bestimmung der Porosität.....	55
Tabelle 4: Messung der ORP-Werte der Standards für die Ermittlung der Kalibrationskurve zur Bestimmung der Dispersivität	56
Tabelle 5: Pegelstandmessung zur Erstellung der Grundwassergleichenkarte	61

1 EINLEITUNG

Single-Well Push-Pull Tracertests werden in der Forschung schon seit Jahrzehnten für verschiedenste Themengebiete angewendet. Ob Forschung zur Geothermie (Karmakar, 2016), zur mikrobiellen Stoffwechselaktivität im Untergrund auch im Zusammenhang mit Denitrifikation (Istok et al., 1997 oder Kim et al., 2005), zur Erkundung von Schadstofftransport und Altlasten (Maier et al., 1998), zur Erkundung des Untergrunds für die Lagerung von radioaktivem Abfall (Hebig-Schubert, 2020), für die Eingrenzung von Trinkwasserschutzgebieten (Kollmann, 1986) oder der Erschließung von Trinkwasser, die hydrogeologische Erkundung gewinnt zunehmend an Relevanz in den verschiedensten Anwendungsbereichen.

Das Single-Well Push-Pull Tracerverfahren ermöglicht eine effiziente und einfache Erkundung der hydraulischen Parameter im Untergrund. Da kaum Equipment und vor allem nur ein einziges Bohrloch, beziehungsweise nur ein einziger Brunnen benötigt werden, ist das Verfahren sehr kostengünstig.

Diese Arbeit beschäftigt sich konkret mit der Fragestellung, ob und inwieweit der Single-Well Push-Pull Tracertest als Methode für die Herleitung der Porosität und Dispersivität eines Grundwasserleiters anwendbar ist, wenn nur ein sehr niedriger hydraulischer Gradient und dagegen jedoch ein großes Bohrlochvolumen vorausgesetzt sind.

Leap & Kaplan (1988) entwickelten eine analytische Methode, um die Fließgeschwindigkeit des Grundwassers mithilfe eines Single-Well Push-Pull Tracertests zu ermitteln. Hall et al. (1991) erweiterten diese Gleichungen und konnten somit auch die Porosität des Grundwasserleiters ermitteln. Istok et al. (1997 & 2013) sowie Paradis et al. (2017 & 2018) führten die Push-Pull-Tests auf Grundlage von Leap & Kaplan (1988) und Hall et al. (1991) ebenfalls durch. Die Ergänzungen und Anmerkungen in Bezug auf den Aufbau, die Durchführung und die Auswertung des Versuchs werden in dieser Arbeit berücksichtigt.

Tracerversuche zur Ermittlung der Dispersivität eines Untergrunds wurden bereits mit verschiedenster Methodik durchgeführt und erst später als Single-Well-Test angelegt. Unter anderem berechneten Harleman und Rumer (1963) als einige der ersten die Dispersivität über die Durchlässigkeit eines porösen Mediums, Scheidegger (1961) und Bear (1961) suchten nach einer analytischen Berech-

nungsmethode der Dispersivität mit Tensorrechnungen und Hoopes & Harleman (1967) entwickelten eine Massenerhaltungsgleichung für eine gelöste Substanz in einem zweidimensionalen Grundwasserstrom basierend auf den Ergebnissen von Lau et al. (1959).

Gelhar & Collins (1971) konzentrierten sich in ihrer Arbeit auf die longitudinale Dispersivität und vernachlässigten die Effekte der lateralen Dispersivität. Ebenso gingen Pickens & Grisak (1981) vor, die sich auf die Gleichungen von Gelhar & Collins stützten. Schroth et al. (2001) untersuchten mithilfe von Tracertests das Sorptionsverhalten eines Untergrunds mit den Dispersionsgleichungen von Pickens & Grisak (1981) und Gelhar & Collins (1971). Istok (2013) fasste diese Gleichungen zuletzt so zusammen, dass sie ausschließlich zur Berechnung der longitudinalen Dispersivität verwendet werden können. Die Gleichungen, die Istok (2013) aufstellte, werden in dieser Arbeit verwendet.

Um die Porosität nach Hall (1991) und die Dispersivität nach Istok (2013) zu bestimmen, werden zwei Single-Well Push-Pull Tracertests an einem Brunnen am Standort der Universität Kassel, Holländischer Platz, durchgeführt. Es wird in einem quartären, also lehmig-steinigen Boden getestet und ein konservativer Tracer (Natriumbromid) eingesetzt. Der Brunnen ist mit einer Tiefe von 10,20 Metern eher flach, wie Hebig-Schubert (2014) in einem Literaturvergleich darstellt. Üblicherweise wird Grundwasser in Tiefenbohrungen mit über 100 Metern Tiefe erschlossen, flache Brunnen sind jedoch interessant für die Erkundung von Flächen mit Verdacht auf Altlasten (Maier et al., 1998). In der Standortbeschreibung wird ersichtlich, dass bereits umfassende Informationen zu den hydraulischen Kennwerten vorliegen. Auf die vorhandenen Daten wird zur Berechnung der Porosität und Dispersivität zurückgegriffen.

Die bisherigen Erkenntnisse in der Forschung zeigen, dass die gegebenen Bedingungen an dem Brunnen möglicherweise zu Problemen in der Anwendung des Tests führen können. Niedrige hydraulische Gradienten, geringe Grundwasserfließgeschwindigkeit und hohe Verdünnungseffekte können dazu führen, dass die Ergebnisse zu Fließgeschwindigkeit, Porosität und Dispersivität aus den Messungen von den zu erwartenden Größen abweichen.

Die Ausmaße dieser Fehler und anderer Einwirkungen sollen in dieser Arbeit abgeschätzt und eingeordnet werden, um die Anwendbarkeit des Single-Well Push-Pull Tracertest gegebenenfalls einzugrenzen.

2 METHODEN

2.1 Theoretische Grundlagen zur Ermittlung der Porosität

Der Begriff Porosität oder auch Gesamtporenraum beschreibt das Verhältnis von Hohlraumvolumen (Gesamtvolumen der Poren) zu Gesamtvolumen des Bodens. Die Porosität ist eine dimensionslose Größe.

$$n_p = \frac{V_p}{V_g} \quad (1)$$

n_p – Gesamtporosität [-]
 V_p – Gesamtvolumen der Poren [m³]
 V_g – Gesamtvolumen des Bodens [m³]

Das Gesamtvolumen setzt sich aus offenen und geschlossenen Poren zusammen. Wasser in geschlossenen Poren, die nicht mit dem Porensystem verbunden sind, kann sich nicht auf den Durchfluss auswirken, ebenso Wasser, das sich aufgrund von Adhäsionskräften an die Innenwände der Poren setzt. Das Wasser an den Innenwänden der Poren wird als Haftwasser bezeichnet.

$$P_h = \frac{V_w}{V_g} \quad (2)$$

P_h – Haftwasseranteil [-]
 V_w – Gesamtvolumen des Wassers im Boden [m³]

Der übrige Porenraum ist entwässerbar und durchflusswirksam. Dieser durchflusswirksame Porenraum wird auch als effektiver Porenraum oder effektive Porosität bezeichnet.

$$n = n_p - P_h \quad (3)$$

n – Effektive Porosität [-]

Üblicherweise wird die Porosität in Laborversuchen mit einer gestörten Bodenprobe ermittelt. Mithilfe des Single-Well Push-Pull Tracertests kann die Porosität jedoch auch in-situ anhand einer analytischen Berechnungsmethode errechnet werden.

Die theoretische Basis für den hier durchgeführten Single-Well Push-Pull Tracerversuch haben Leap & Kaplan im Jahr 1988 und Hall 1991 gelegt, als sie eine analytische Berechnungsmethode für die Grundwasserfließgeschwindigkeit und mithilfe von Darcys Gesetz auch für die Porosität des Aquifers entwickelten. Leap, Kaplan und Hall versuchen mit ihrer Herleitung eine Möglichkeit zu finden, um mithilfe nur eines einzigen Bohrlochs, in das zunächst ein Markierungsstoff (Tracer)

injiziert wird und aus dem zu einem späteren Zeitpunkt die Injektion wieder extrahiert wird, die Fließgeschwindigkeit und Porosität des Grundwasserleiters zu berechnen. Abbildung 1 zeigt die Grundidee des Single-Well Push-Pull Tracertests. Im Bereich des Grundwasserleiters ist der Brunnen mit einem Filterrohr verrohrt, sodass Grundwasser durch den Brunnen hindurchströmen kann. Die Tracerinjektion erfolgt in Höhe des Grundwasserleiters. Die Injektion strömt in Richtung des Grundwasserflusses und verteilt sich ungefähr auf der Höhe, in der die Pumpe für die Injektion eingehangen wurde. In der Pull-Phase wird Wasser vermisch mit der Injektion entgegen des Grundwasserstroms zurückgepumpt und über denselben Brunnen extrahiert und beprobt. Es wird die Zeit gemessen, die das Massezentrum einer bestimmten Tracermenge benötigt, um sich über eine bestimmte Strecke fortzubewegen.

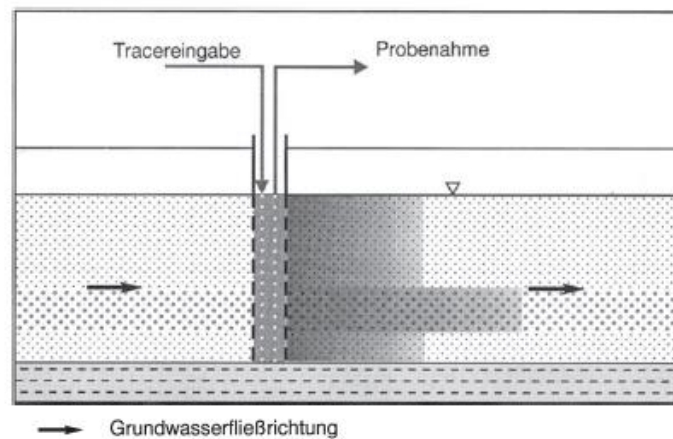


Abb. 1: Schematische Darstellung des Single-Well Push-Pull Tracertests (Maier, 1998)

Bevor eine analytische Lösung zu Bestimmung der Porosität mithilfe eines Single-Well Push-Pull Tracertests von Hall entwickelt wurde, fanden zunächst Leap & Kaplan eine Möglichkeit, die lokale, advective Grundwasserfließgeschwindigkeit mit diesem Versuch zu bestimmen.

Der Test lässt sich in drei Schritte unterteilen: Injektion (*Push-Phase*), Driftphase und Extraktion (*Pull-Phase*). Die Schritte werden im Folgenden in Bezug auf die Abbildung von Paradis et al. (2017) erklärt, der sich jedoch auf die Theorie von Leap & Kaplan (1988) stützt.

1. Für die Injektion wird ein Impuls (*pulse*) eines konservativen Tracers zu einem bestimmten Zeitpunkt in den Brunnen gepumpt. Die Verschiebung des Masseschwerpunkts r_1 im Grundwasserleiter berechnet sich dabei aus der Verschiebung durch die Injektion r_i und den Grundwasserstrom r_{a1} , wobei nach einer Korrektur von 2018 von Paradis et al. (2017) r_i vernachlässigbar ist.

2. Der Tracer kann durch den Grundwasserleiter frei entsprechend dem hydraulischen Gefälle über einen begrenzten Zeitraum driften und legt dabei eine Strecke von r_{a2} zurück.
3. Der Impuls wird bei konstanter Pumprate zurückgewonnen und beprobt. Die Konzentration pro Zeit lässt sich in einer Durchbruchkurve (*Breakthrough-Curve*) darstellen. Die Durchbruchkurve stellt kumulativ den Verlauf der zurückgeholten Tracermasse über die Zeit dar. Sobald die Pumpe einsetzt, verhindert sie, dass der Masseschwerpunkt weiter in Fließrichtung weg vom Brunnen driftet, und lenkt ihn zurück Richtung Ausgangspunkt, weshalb nun der Weg r_3 zurück Richtung Brunnen entgegen der Fließrichtung eingeschlagen wird. Die Strecke r_e stellt dabei die Verschiebung zurück zum Brunnen dar, während r_{a3} den Masseschwerpunkt als Widerstand gegen das Pumpgefälle weiter in Richtung des hydraulischen Gradienten zieht. In der Durchbruchkurve wird sich zunächst frühzeitig ein Peak ergeben, bei dem innerhalb kurzer Zeit sehr viel Tracermasse zurückgeholt wird. Es muss so lange zurückgepumpt werden, bis die Hälfte der injizierten Tracermasse (also der Masseschwerpunkt) zurückgepumpt wurde.

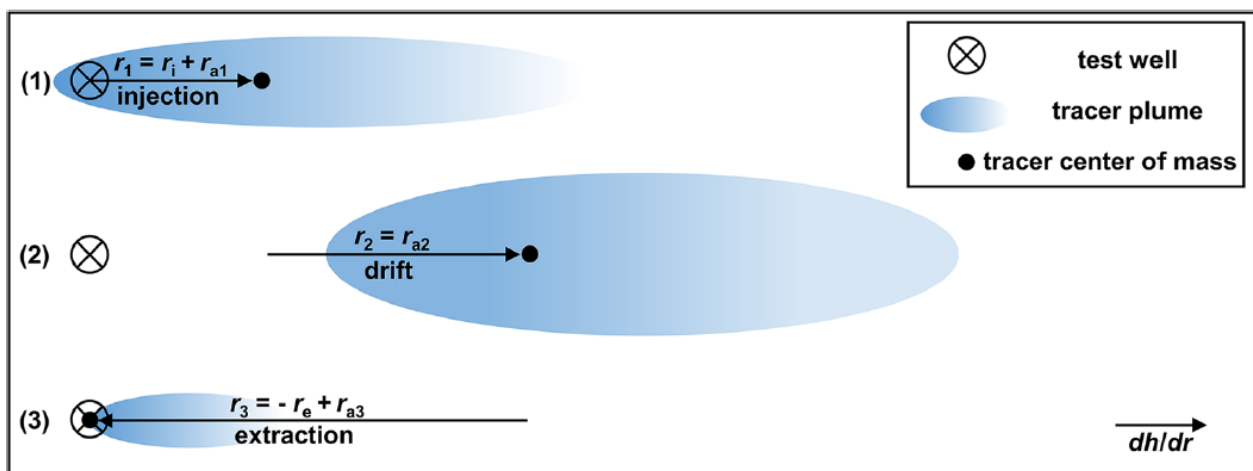


Abb. 2: Schematische Darstellung der Bewegung des Masseschwerpunkts (Paradis et al., 2017)

Die lokale, advective Fließgeschwindigkeit wird von der verstrichenen Zeit zwischen Input und Rückgewinnung des Massezentrums der Tracermasse (Driftzeit und Rückpumpezeit), der Pumprate, der Porosität und der Mächtigkeit des Aquifers abgeleitet. Nach Leap & Kaplan sind zur Bestimmung der Fließgeschwindigkeit keine Informationen über den hydraulischen Gradienten notwendig.

Aus diesen Informationen kann die folgende Gleichung für die advective Geschwindigkeit unter Berücksichtigung des Effekts auf die regionale Fließgeschwindigkeit während des Zurückpumpens gefolgert werden:

$$v_a = \frac{\sqrt{\frac{Q}{\pi n b}} \cdot \sqrt{t}}{T} \quad (4)$$

v_a – Abstandsgeschwindigkeit [$\frac{m}{s}$]

Q – Pumprate für die Rückgewinnung des Masseschwerpunkts [$\frac{m^3}{s}$]

n – Effektive Porosität [-]

b – Mächtigkeit des Aquifers [m]

t – Rückkehrzeit des Masseschwerpunkts ab Pumpbeginn [s]

T – Zeitraum von Beginn der Driftzeit (Ab Hälfte der Zeit vom Start der Injektion bis Ende der Injektion) bis Rückkehr des Masseschwerpunkts durch Zurückpumpen

Hall hat die Methodik von Leap & Kaplan aufgegriffen und erweitert. Es geht nicht nur noch um die Fließgeschwindigkeit des Grundwassers, sondern auch um die Porosität des Aquifers.

Er benutzt das Gesetz von Darcy (1856), um die Porosität als Unbekannte ermitteln zu können. Zunächst beschreibt das Gesetz von Darcy laminare Wasserfließbewegungen mit drei Variablen:

$$v_f = \frac{Q}{A} = K \cdot I \quad (5)$$

v_f – Filtergeschwindigkeit [$\frac{m}{s}$]

Q – Durchflussrate [$\frac{m^3}{s}$]

A – Querschnittsfläche (Porenraum + Matrix) [m²]

K – hydraulische Leitfähigkeit [$\frac{m}{s}$]

I – hydraulischer Gradient [-]

Um aber konkret die Grundwasserfließbewegung korrekt darzustellen, ist eine vierte Variable, die Porosität, notwendig. Die Porosität kann, da dimensionslos, mit dem Gesetz von Darcy hinzugefügt werden:

$$v_a = \frac{K \cdot I}{n} \quad (6)$$

Die Formel für die Fließgeschwindigkeit nach Leap & Kaplan (3) kann mit wenigen Umstellungen dargestellt werden:

$$v = \frac{\sqrt{\frac{Q \cdot t}{\pi \cdot n \cdot b}}}{d} \quad (7)$$

Q – Pumprate $[\frac{m^3}{s}]$

t – vergangene Zeit von Pumpstart bis zur Rückkehr des Massezentrums [s]

b – Mächtigkeit des Aquifers [m]

d – vergangene Zeit vom Zeitpunkt der Tracerinjektion (ab dem Zeitpunkt, da die die Hälfte der Injektionsmenge injiziert wurde) bis zur Rückkehr des Massezentrums [s]

Setzt man (5) und (6) nun zusammen, erhält man für die Fließgeschwindigkeit v

$$v = \frac{Q \cdot t}{\pi \cdot b \cdot d^2 \cdot K \cdot I} \quad (8)$$

und für die Porosität

$$n = \frac{\pi \cdot b \cdot K^2 \cdot I^2 \cdot d^2}{Q \cdot t} \quad (9).$$

Grundlegende Annahmen, die Leap & Kaplan getroffen haben und von Hall übernommen wurden, sind folgende:

Die Fließrichtung bewegt sich advektiv entlang eines lokal konstanten hydraulischen Gradienten. Der Grundwasserleiter wird als isotrop und homogen angenommen. Die Grundwasserströmung wird nicht von einer Wasserzugabe oder -entnahme in der Umgebung beeinflusst und die Stromlinien verlaufen ungestört im Untergrund.

2.2 Theoretische Grundlagen zur Ermittlung der Dispersivität

Mit den Begriffen Advektion und hydrodynamische Dispersion wird der Massetransport gelöster Stoffe in einem Fluid, hier im Grundwasser, beschrieben. Advektion bezieht sich dabei auf den Stofftransport aufgrund einer bestehenden Grundwasserströmung. Die Bewegung erfolgt linear in Fließrichtung entlang des hydraulischen Gradienten. Das Porensystem des Bodens verursacht jedoch Unregelmäßigkeiten im Massestrom. Mithilfe der hydrodynamischen Dispersion kann der von sei-

ner Umgebung beeinflusste Massetransport des gelösten Mediums beschrieben werden. Die hydrodynamische Dispersion setzt sich aus molekularer Diffusion und mechanischer Dispersion zusammen. Die molekulare Diffusion verursacht eine Massebewegung in Richtung eines Konzentrationsgefälles, die mechanische Dispersion resultiert aus der Heterogenität des Porenraums. Die mechanische Dispersion kann mit drei Mechanismen erklärt werden. Der erste Mechanismus kommt durch die variierende Reibung als Folge aus der unterschiedlichen Rauheit der Oberfläche der Porenwände zustande. Die Reibung bremst das Fluid lokal und führt so zu unterschiedlichen Fließgeschwindigkeiten innerhalb des Porenraums. Der zweite Mechanismus resultiert aus der variierenden Größe der Porenräume. Je größer der Porenraum, desto widerstandsfreier, also schneller, kann sich das Fluid mit dem gelösten Medium bewegen. Der dritte Mechanismus wird durch die Tortuosität, also die Gewundenheit des Porensystems, verursacht. Die Windungen und Verzweigungen zwingen das Fluid, unterschiedliche Fließwege einzunehmen und steuern es dabei nicht immer in die Richtung der bestehenden Grundwasserströmung. Es wird deshalb zwischen longitudinaler Dispersion, der Dispersion in Richtung Grundwasserströmung, und transversaler oder lateraler Dispersion, der Dispersion senkrecht oder schräg zur Grundwasserströmung, unterschieden.

Diese unregelmäßige Verteilung in Zusammenhang mit einem Konzentrationsgefälle wird unter dem Begriff hydrodynamische Dispersion zusammengefasst und in der Einheit $[\frac{m^2}{s}]$ dargestellt. Besonders stark wirkt sich in der Regel die longitudinale Dispersion aus. Für die weitere Untersuchung und die dafür verwendete Literatur ist deshalb ausschließlich diese Ausprägung berücksichtigt worden.

$$D_x = D^* + \alpha_L \cdot v \quad (10)$$

D_x – Hydrodynamische Dispersion $[\frac{m^2}{s}]$

D^* – Diffusion $[\frac{m^2}{s}]$

α_L – Mechanische Dispersivität [m]

v – Fließgeschwindigkeit $[\frac{m}{s}]$

Die hier verwendeten Gleichungen wurden erstmals von Gelhar & Collins (1971) aufgestellt. Istok (2013) vereinfachte sie dann, um sie ausschließlich für die Bestimmung der longitudinalen Dispersivität anzuwenden.

$$\frac{c}{c_0} = \frac{1}{2} \operatorname{erfc} \left[\frac{\left(\frac{V_{ext}}{V_{inj}} - 1 \right)}{\left[\left(\frac{16\alpha_L}{3r_{max}} \right) \cdot \left(2 - \sqrt{\left| 1 - \frac{V_{ext}}{V_{inj}} \right|} \cdot \left(1 - \frac{V_{ext}}{V_{inj}} \right) \right) \right]^{\frac{1}{2}}} \right] \quad (11)$$

C – Tracerkonzentration $\left[\frac{mg}{l}\right]$

C_0 – Konzentration des injizierten Tracers $\left[\frac{mg}{l}\right]$

V_{ext} – Kumulatives extrahiertes Volumen $[m^3]$

V_{inj} – Injiziertes Tracervolumen $[m^3]$

α_L – Longitudinale Dispersivität $[m]$

r_{max} – Maximale Frontalposition $[m]$

$$r_{max} = \left[\frac{V_{inj}}{\pi b n} + r_w^2 \right]^{\frac{1}{2}} \quad (12)$$

b – Gesättigte Mächtigkeit des Aquifers $[m]$

n – Effektive Porosität $[-]$

r_w – Brunnenradius mit Ausbau $[m]$

Der Versuch zur Bestimmung der Dispersivität besteht im Gegensatz zum Versuch zur Bestimmung der Porosität aus nur zwei Phasen:

1. Die Injektionsphase (Push-Phase)
2. Die Extraktionsphase (Pull-Phase)

Es wird eine Injektionslösung mit bekannter Konzentration in den Brunnen gepumpt und ohne Verweil- oder Driftzeit sofort wieder aus dem Brunnen herausgepumpt. Ab Start der Injektion wird die Zeit gemessen, um davon Pumprate und extrahiertes Volumen abzuleiten. Während der Pull-Phase wird das extrahierte Wasser in regelmäßigen Abständen beprobt, um die Konzentration der extrahierten Lösung in ein Verhältnis zur ursprünglichen Injektionskonzentration zu setzen. Ebenso wird das kumulierte Extraktionsvolumen im Verhältnis zum ursprünglichen Injektionsvolumen berechnet. Mit dem Konzentrationsverhältnis auf der y-Achse und dem Volumenverhältnis auf der x-Achse stellt sich am Ende des Experiments etwa ein Funktionsverlauf wie unten dargestellt ein:

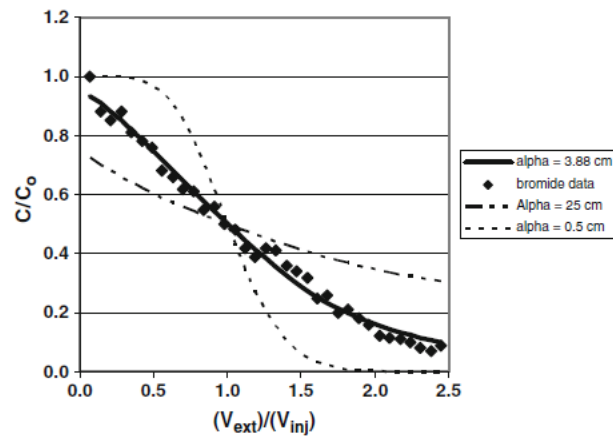


Abb. 3: Beispielhafter Verlauf der gemessenen Konzentrationsverhältnisse und der Volumenverhältnisse mit angepasstem α_L (Istok, 2013)

2.3 Standortbeschreibung/ Fallbeispiel

Der Brunnen, der für die Versuche herangezogen wird, befindet sich auf dem Campus der Universität Kassel am Standort Holländischer Platz und ist als Grundwassermessstelle (GWM) ausgeführt. Die GWM durchteuft mehrere geologische Schichten, bis sie mit einer Sohlentiefe von 10,20 m POK im Quartären Grundwasserleiter endet (siehe Anlage 1.1).

Kassel liegt aus tektonischer Sicht auf Triastafeln, die in mehrere tektonische Einheiten zerlegt sind. Im Fall des „Kasseler Grabens“, der auch auf Abbildung 4 in der geologischen Übersichtskarte gut zu erkennen ist, handelt es sich um die saxonische Tektonik. Im Bereich des Habichtswalds wird er von tertiären Sedimenten und Vulkaniten verdeckt und tritt westlich der Fulda als doppelter Muschelkalkrücken mit sehr oberflächennahen Durchbrüchen des Oberen Buntsandsteins, auch Rötfolge genannt, auf (Grimm, 1969).

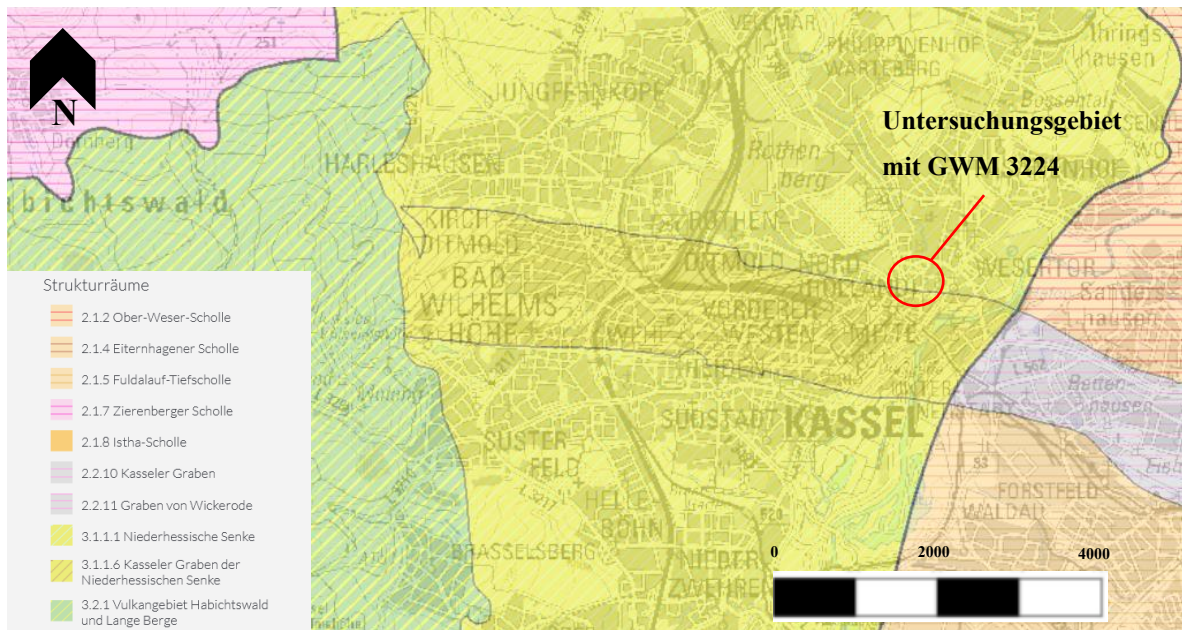


Abb. 4: Geologische Übersichtskarte Kassel gemäß HLNUG, Maßstab 1:75.000 (2023)

Die Rötfolge wird in vier Gesteinstypen gegliedert. Am gegebenen Standort sind die Sandsteinvorkommen aus lithologischer Sicht der Röt-3-Folge zugeordnet. Die Röt-3-Folge ist ein fester Tonstein mit braunroter Färbung von polygonal-bröckelig zerfallender Substanz (Schmidt, 1991). Im Bereich des Kasseler Grabens ist die Rötfolge stellenweise von Quarzitbänken durchzogen, welche in größeren Tiefen auch für die Wasserversorgung der Stadt herangezogen werden (Grimm, 1969). Über der Rötfolge liegt ein Auelehm in Form eines fluviatilen Schotters mit einer Mächtigkeit zwischen 3-4 Metern. Der Auelehm ist eine quartäre Ablagerung, die mit der nahegelegenen Ahna im Zusammenhang steht. Der fluviatile Einfluss ist auch der geologischen Karte in Abbildung 5 entnehmbar.

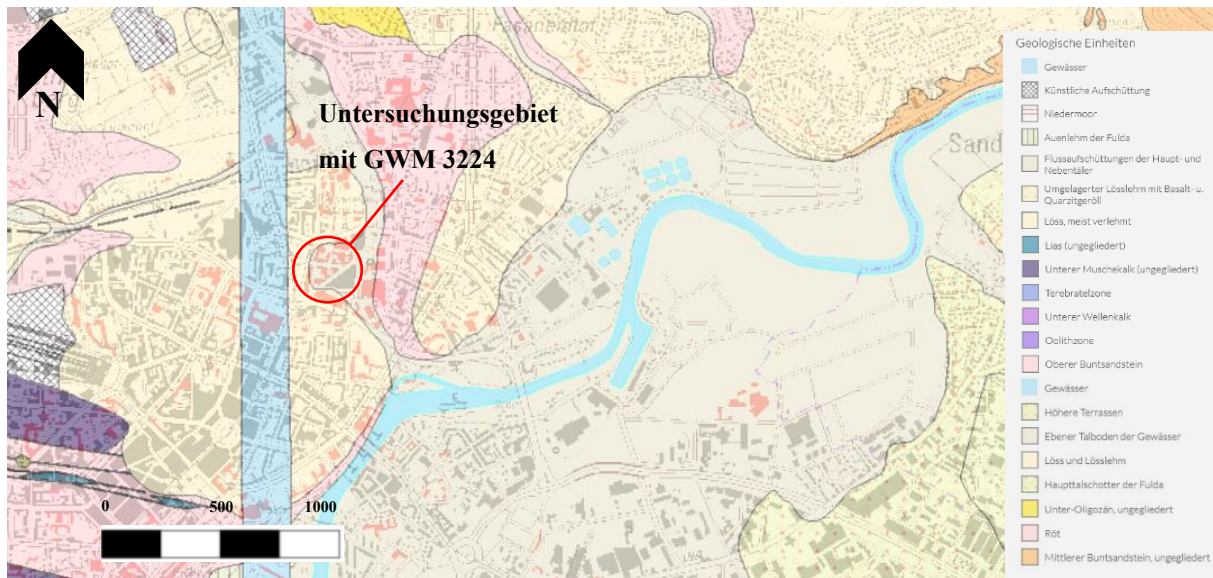


Abb. 5: Geologische Karte Kassel gemäß HLNUG, Maßstab 1:25.000 (2023)

Anhand des Gutachtens des BAUGRUND INSTITUTS (Dünkel, 2004) ist durch die vielzähligen Bohrungen im unmittelbaren Umkreis von GWM 3224 deutlich eine Ausdehnung des ehemaligen Ahnaverlaufs in Form einer ehemaligen Flussrinne zu erkennen. Mittlerweile ist die Ahna in einem künstlichen Verlauf eingebettet, bis sie schließlich in die Fulda mündet. Durch die fluviatilen Einflüsse finden sich im Auelehm sehr heterogene Gesteinsablagerungen wieder. Teilweise liegen Bereiche mit hohem Sand- und Kiesanteil vor, während an anderer Stelle Schluff- und Tonanteile überwiegen und stellenweise grundwasserstauend wirken. Die Kies- und Sandablagerungen sind stark vermischt mit schluffigen und tonigen Böden, was sich auf die Wasserdurchlässigkeit und Porosität auswirkt.

Während tonige Böden in der Regel eine sehr hohe Porosität aufweisen, sind hier durch die starke Durchmischung der Gesteinsformen und wechselnder Ablagerungsschichten sowohl eine niedrige Durchlässigkeit als auch geringe Werte für die Porosität anzunehmen. Annehmbare Werte liegen etwa bei 3-12% (Garling, 1979, Yi, S. et al., 2013). GWM 3224 wird zusätzlich zum Quartären Grundwasserleiter auch von Schichtwasser aus den Auffüllungen gespeist, wie dem Gutachten zu entnehmen ist.

In der Vergangenheit wurde am Standort Holländischer Platz, wo sich heute die Universität Kassel befindet, ein Gaswerk betrieben. Daraus resultierten bis heute bestehende Kontaminationen des Bodens und des Grundwassers. Im Auftrag der Stadt Kassel wurde deshalb 2004 ein Monitoring-Programm in Auftrag gegeben um eine sichere Einschätzung des Gefährdungspotenzials gewährleisten

zu können (Dünkel, 2004). Dazu wurden mehrere Grundwassermessstellen errichtet (siehe Anlage 1.2). Mit der GWM 3224 werden in dieser Arbeit die Single-Well Push-Pull Tracertests durchgeführt, es sind jedoch keine Kontaminationen in diesem Bereich zu erwarten.

2.4 Versuchsaufbau

2.4.1 Tracer

Als Tracer bezeichnet man eine Masse oder Energieform, die von Wasser durch ein Medium (zum Beispiel Boden) transportiert wird. Tracer liefern Informationen über die Fließrichtung, Fließgeschwindigkeit und mithilfe von analytischen oder numerischen Modellen auch über Porosität, Dispersivität und weitere Kennwerte des Mediums (Davis et al., 1980). Um diese Daten anhand eines Tracerversuchs auch erhalten zu können, werden bestimmte Ansprüche an einen Tracer gestellt. Er sollte trotz Verdünnung empfindlich nachweisbar, chemisch stabil und persistent sein, das natürliche Grundwasser sollte nur eine geringe Hintergrundkonzentration aufweisen, die Anschaffung, Handhabung und Analytik des Tracers sollte wirtschaftlich sein und der Tracer darf keine grundwasser- und umweltgefährdenden Auswirkungen haben (Maier, 1998).

In den hier beschriebenen Single-Well Push-Pull Tracerversuchen wird das anionische Salz Natriumbromid (NaBr) verwendet, wobei nur Bromid, ein negativ geladenes Anion, als Tracer fungiert. Bromid ist aufgrund der einfachen Nachweisbarkeit mithilfe eines Potenzialmessgeräts bei Tracerversuchen verschiedenster Arten sehr beliebt (Davis et al., 1985). Eingesetzt als Salz hat Natriumbromid in den für Tracerversuchen benötigten Mengen weder für Menschen noch Tiere oder Umwelt toxikologisch relevante Auswirkungen (Maier et al., 1998). Wegen des geringen Sorptionsverhaltens zählt Natriumbromid zu den konservativen, also nicht-reaktiven Tracern. Vor allem in dem tonigen Boden am gewählten Standort besteht ein großes Sorptionsrisiko, welches aber mit dem Tracer umgangen werden soll. Mattson (1929) zeigt in seiner Ausarbeitung, dass mit sinkendem pH-Wert die Fähigkeit von Tonmineralen, Anionen zu speichern, steigt. Das Wissen über den pH-Wert kann also ausschlaggebend für die Ergebnisse sein, wenn in dem Untersuchungsgebiet ein hohes Rückhaltevermögen des Tracers durch den Boden zu erwarten ist. Im hier durchgeführten Versuch wird der pH-Wert allerdings nicht gemessen.

Neben den Auswirkungen des pH-Werts ist bei den Messungen das elektrische Potenzial des Grundwassers zu beachten. Das elektrische Potenzial der Konzentration der Injektionslösung muss sich

deutlich von dem messbaren Potenzial im Grundwasser abheben (Davis et al., 1980). Das messbare Potenzial im Grundwasser wird im folgenden als Hintergrundkonzentration bezeichnet, da Bromid jedoch nicht natürlich im Grundwasser vorkommt, muss das Potenzial durch Matrixeffekte entstehen.

2.4.2 Bestimmung des durchschnittlichen hydraulischen Gradienten

Der hydraulische Gradient wird mithilfe des Gesetzes von Darcy bestimmt. Der Grundwasserleiter im Quartären ist ein Porenaquifer, in denen Stofftransport in Form von Advektion stattfindet. Advektion entsteht durch ein hydrostatisches Gefälle im Potenzialfeld des fluiden Mediums. Ähnlich wie beim Wärmetransport findet die Bewegung vom höheren zum niedrigeren Potenzial statt (Darcy, 1856).

$$I = \frac{v_f}{K} = \frac{\Delta h}{\Delta l} \quad (12)$$

I – hydraulischer Gradient [-]

v_f – Filtergeschwindigkeit [$\frac{m}{s}$]

K – hydraulische Leitfähigkeit [$\frac{m}{s}$]

Δh – Höhenänderung

Δl – Längenänderung

Wichtig ist bei der Anwendung des Gesetzes von Darcy, dass es ausschließlich in laminarer Strömung gilt (Reynoldszahl $Re < 1^{-10}$).

Die Bezugspegel dürfen jeweils nur dem quartären Grundwasserleiter zugeordnet werden können. Es werden in bestehenden Grundwassermessstellen im Umkreis von GWM 3224 die Pegelstände gemessen (siehe Anlage 6). Dabei ist zu berücksichtigen, dass nur Messungen eines einzigen Tages aufeinander bezogen werden dürfen, da die Pegelstände sehr variabel sind und von tagesabhängigen Faktoren wie Niederschlag und Temperatur bedingt werden.

Die Pegelstände werden in einem Lageplan eingetragen und dort zur Erstellung einer Grundwassergleichenkarte verwendet. Anhand der Grundwassergleichen lässt sich die Höhenänderung im Verhältnis zur Längenänderung abbilden und berechnen.

2.4.3 Bestimmung der Porosität

Für den Versuch an GWM 3224 werden dieselben drei Schritte durchlaufen, wie in dem Abschnitt 2.1 erklärt.

Für die Injektion wird zunächst das Injektionsvolumen ermittelt. Hierfür wird eine Berechnungsmethode von Istok et al. (1997) angewendet.

Es gibt demnach zwei Möglichkeiten, das zu injizierende Volumen zu berechnen.

$$1. \quad V_{inj, max} = 3 \cdot \pi \cdot \left(\frac{d}{2}\right)^2 \cdot h \quad (13)$$

Das Volumen V_{inj} soll maximal das Dreifache des Totvolumens im Brunnen darstellen. Der Durchmesser d entspricht dem Rohrdurchmesser des Brunnens und h ist die Höhe der im Brunnen stehenden Wassersäule.

$$2. \quad V_{inj, max} = \pi \cdot \left(\frac{d_{auszufüllen}}{2}\right)^2 \cdot h \quad (14)$$

Das Volumen V_{inj} soll das Injektionsvolumen darstellen, das den Boden in einem bestimmten Umkreis ($d_{auszufüllen}$) um den Brunnen sättigt.

Entsprechend Istok et al. (1997) muss etwa 25-30% des Injektionsvolumens Reinwasser als Chaser nachgespült werden. Chaser sollen die Ausspülung der Tracermasse aus dem Injektionsbrunnen steigern, wodurch eine möglichst geringe Tracermasse im Brunnen verbleibt. Tracermasse, die den Brunnen nicht verlässt, kann keine Auskunft über die Porosität geben und muss aus den Messungen herausgerechnet werden. Als Reinwasser kann vor der Injektion hochgepumptes Grundwasser verwendet werden. Hebig-Schubert (2014) zeigte in seiner Forschungsarbeit, dass der Chaser bei der Erkundung des Bodens mit hydraulischem Interessenschwerpunkt nachteilig wirkt und die Verdünnungseffekte einen zu hohen Einfluss auf die Berechnungsmethodik haben. Die Verdünnungseffekte wären besonders in GWM 3224 ausschlaggebend, da hier neben einem großen Rohrdurchmesser nur eine kurze Driftzeit vorgesehen und nur ein geringer hydraulischer Gradient zu erwarten ist. Auf die Verwendung von Chasern wird daher in diesem Experiment verzichtet.

Aus denselben Gründen wird das Injektionsvolumen auf maximal 150 l begrenzt. Die Berechnungen zum Injektionsvolumen finden sich in Anlage 3.1.

Nun kann mit einer Tauchpumpe (Pump-Modell 12V Tauchpumpe/ Probenahmepumpe Typ TO P100 bis 14 L/min, 30 m Förderhöhe) die entsprechende Menge an Grundwasser aus dem Brunnen gepumpt werden, die zur Herstellung der Injektionslösung notwendig ist. Die Pumpe muss deutlich

unter der gemessenen Wasserspiegellage positioniert werden, um ein Trockenlaufen zu verhindern. Zusätzlich zu den 150 l werden etwa zwei weitere Liter zur Probennahme für die Kalibrationskurve entnommen.

Die Kalibrationskurve wird aus Standards ermittelt, die unterschiedliche Konzentrationen Natriumbromid enthalten. Hochgepumptes Grundwasser wird mit einer Stocklösung mit bekannter Natriumbromid-Konzentration gemischt und mit einer Ionenselektiven Elektrode für Bromid werden die verschiedenen Potentiale gemessen. Die Konzentrationen werden so gewählt, dass die Kalibrationskurve in einem logarithmischen Verlauf die gemessenen elektrischen Potentiale in Abhängigkeit von der gewählten Konzentration darstellt.

Die Standards sollten in dreifacher Ausführung angefertigt werden, damit aus den gemessenen elektrischen Potentialen ein Mittelwert gebildet werden kann. Dadurch werden Fehler in der Erstellung von Standards offensichtlich, und es ermöglicht die Berechnung eines Fehlerwerts. Um die Konzentrationen aus den gemessenen Potentialen des beprobten Grundwassers abzulesen, wird die Formel aus der Kalibrationskurve benötigt, die sich näherungsweise ableiten lässt. Die Berechnungen zur Erstellung der Stocklösung, der Standards und die Messungen der Werte für die Kalibrationskurve sind in Anlage 3.2 zu finden.

Bevor nun injiziert werden kann, muss noch die Menge an Natriumbromid berechnet werden, die dem Injektionsvolumen hinzugefügt werden soll. Dazu wird die Konzentration an Natriumbromid in der Injektionslösung festgelegt. Sie wird so gewählt, dass sich die Werte des elektrischen Potentials der Injektionslösung deutlich von den Werten des elektrischen Potentials des reinen Grundwassers (Hintergrundkonzentration) abhebt. Außerdem wird sich an Erfahrungswerten von demselben Brunnen und Literatur orientiert. In der Grundwasserprobe wurde ein elektrisches Potenzial von -45,3 Millivolt (mV) gemessen. Dieser Wert ist verglichen mit erwarteten Werten von Davis et al. (1980) leicht erhöht. Davis et al. empfehlen die 1000-fache Konzentration in der Injektionslösung, da jedoch bei GWM 3224 von sehr geringen Fließgeschwindigkeiten und einem niedrigen hydraulischen Gradienten auszugehen ist, wird die zu erreichende Injektionskonzentration nur auf $150 \frac{mg}{l}$ festgelegt.

In den Rechnungen in Anlage 3.3 wird ersichtlich, dass 30 g Natriumbromid für die Injektionskonzentration benötigt werden. Das Natriumbromid wird in einem zusätzlichen Behälter mit etwa 200

Millilitern entionisiertem Wasser vorgelöst, bevor es dem Gesamtvolumen zugegeben wird, um eine vollständige Durchmischung des Gesamtinjektionsvolumens zu gewährleisten. Mit der konstanten Pumprate von etwa $12 \frac{l}{min}$ wird die Lösung innerhalb von 18 Minuten injiziert. Fotos des Injektionsvorgangs mit Beschreibung finden sich in Anlage 2.1.

Die Pumprate wurde so gewählt, dass sie den natürlichen Grundwasserfluss nicht unterschreitet, um Druck auf den Grundwasserleiter auszuüben und damit sicherzustellen, dass die Injektionslösung nicht im Brunnen zurückbleibt. Aber auch eine zu hohe Pumprate, die den natürlichen Grundwasserfluss zu weit übersteigt, wirkt nachteilig auf das Experiment, da durch den übermäßig ansteigenden Pegel im Brunnen eine zu hohe Verdünnung mit dem nachfließenden Grundwasser riskiert würde. Dies kann durch Zwischenmessungen des Pegelstands im Brunnen kontrolliert werden. Zu notieren ist Startzeitpunkt der Injektion und Endzeitpunkt des Pumpens.

Die Pull-Phase beginnt nach einer Driftzeit von ungefähr 42 Stunden. Auch hier wurden Fotos der einzelnen Arbeitsschritte gemacht, um die Vorgehensweise zu protokollieren. Die Fotos der Extraktionsphase finden sich in Anlage 2.2. Die Pumpe wird bei einer konstanten Pumprate von 2,5-2,8 $\frac{l}{min}$ etwa in 8 Meter u. POK im Brunnen positioniert und mit einem Auffanggefäß verbunden. Zu Beginn wird das Wasser mit sehr hoher Frequenz beprobt. Gleichzeitig zu jeder Probenahme wird die Pumprate überprüft und mit den ORP-Werten der Wasserprobe notiert. Die ORP-Werte stellen das elektrische Potenzial dar. Die Pumprate wird später auf ungefähr $5 \frac{l}{min}$ erhöht, jedoch läuft die Pumpe bei diesem hohen Output trocken, weshalb auf $3 \frac{l}{min}$ reduziert werden muss.

Die Proben sollten zu jeder Zeit kühl gelagert werden. Istok et al. (1997) empfehlen basierend auf ihrer Versuchsreihe zu mikrobieller Aktivität höchstens 15 Grad Celsius. Dieser Empfehlung konnte aufgrund der niedrigen Außentemperaturen (ungefähr 4 Grad Celsius) am Versuchstag ohne zusätzliche technische Vorkehrungen nachgekommen werden.

Wenn ein deutlicher Peak in der Entwicklung ORP-Wert-Messung erkennbar ist, kann die Frequenz der Beprobung verringert werden. Die Zeit des Pumpstarts und des Pumpendes müssen notiert werden. Mit einem Timer kann während des Versuchs die Regelmäßigkeit der Probennahme sichergestellt werden.

2.4.4 Bestimmung der Dispersivität

Der Versuch zur Bestimmung der Dispersivität wird drei Wochen später an derselben Grundwassermessstelle durchgeführt wie der Versuche zur Bestimmung der Porosität. Es werden die beiden beschriebenen Schritte aus dem Abschnitt *Theoretische Grundlagen zur Ermittlung der Dispersivität* durchlaufen.

Wie auch beim Versuch zur Bestimmung der Porosität wird zunächst das Injektionsvolumen festgelegt. Da die Bedingungen am Brunnen diesbezüglich unverändert sind, werden ohne weitere Berechnungen erneut 150 Liter gewählt. Die entsprechende Menge an Grundwasser wird aus dem Brunnen gepumpt. Es gelten dieselben Anforderungen wie bei der Bestimmung der Porosität: die Pumpe muss deutlich unter der gemessenen Wasserspiegellage positioniert werden, um ein Trockenlaufen zu verhindern und es werden wieder zusätzlich zu den 150 l werden etwa zwei weitere Liter zur Probennahme für die Kalibrationskurve entnommen.

Die Kalibrationskurve wird aus den Standards ermittelt, die auf dieselbe Weise wie bei der Bestimmung der Porosität erstellt werden. Die unterschiedlichen Konzentrationen Natriumbromid werden aus derselben Stocklösung erstellt, es wird jedoch die neue Grundwasserprobe verwendet. Die Messungen der Werte für die Kalibrationskurve sind ebenfalls in Anlage 3.2 zu finden.

Die Menge an Natriumbromid bleibt unverändert. Die Hintergrundkonzentration ist zwar höher, -56,9 mV, jedoch fehlt hier die Driftzeit, die die Verdünnung erhöhen würde. Die Gefahr, dass keine differenzierten Messungen gemacht werden können, besteht daher nicht. Es bleibt bei einer Injektionskonzentration von $150 \frac{mg}{l}$ und einer daraus resultierenden Menge von 30 g Natriumbromid. Das Natriumbromid wird in einem zusätzlichen Behälter mit etwa 200 Millilitern entionisiertem Wasser vorgelöst, bevor es dem Gesamtvolumen zugegeben wird, um eine vollständige Durchmischung des Gesamtinjektionsvolumens zu gewährleisten. Mit der konstanten Pumprate wird die Lösung innerhalb von 18 Minuten injiziert.

Zu notieren ist Startzeitpunkt der Injektion und Endzeitpunkt des Pumpens.

Die Pull-Phase beginnt unmittelbar nach der Push-Phase. Um ein zeitintensives Umlegen der Injektionspumpe nach der Injektion in den Brunnen für die Extraktion zu vermeiden, wurde für die Injektion eine kleinere Tauchpumpe verwendet. Die Pumpe wird bei einer konstanten Pumprate von

3-4 $\frac{l}{min}$ etwa in 8 Meter unter Pegeloberkante im Brunnen positioniert und ist mit einem Auffanggefäß verbunden. Zu Beginn wird das extrahierte Wasser mit sehr hoher Frequenz beprobt. Gleichzeitig zu jeder Probenahme wird die Pumprate überprüft und mit den ORP-Werten der Wasserprobe notiert. Die Pumprate sollte idealerweise während des Tests konstant sein, bei diesem Versuch schwankte sie jedoch teils stark zwischen 3 bis 7 $\frac{l}{min}$.

Auch hier sollten die Proben zu jeder Zeit kühl gelagert werden. Bei einer Außentemperatur von ungefähr 7 Grad Celsius brauchte es auch bei diesem Test keine technischen Vorkehrungen für die Kühlung.

Sobald die gemessenen ORP-Werte deutlich erkennbar fallen, kann die Frequenz der Beprobung verringert werden. Die Zeit des Pumpstarts und des Pumpendes müssen notiert werden.

3 ERGEBNISSE

3.1 Hydraulischer Gradient des Quartären Grundwasserleiters

Am gegebenen Standort muss bei der Berechnung des hydraulischen Gradienten die Flächennutzung in unmittelbarer Nähe berücksichtigt werden. Wie aus dem Grundwassergleichenplan abzulesen ist und auch im Gutachten des BAUGRUND INSTITUTS (Dünkel, 2004) erklärt wird, kann davon ausgegangen werden, dass die wasserstauende Wirkung durch eine Spundwand des anliegenden Technik-III-Gebäudes das Grundwasser beeinflusst und sich somit auch auf den hydraulischen Gradienten auswirkt.

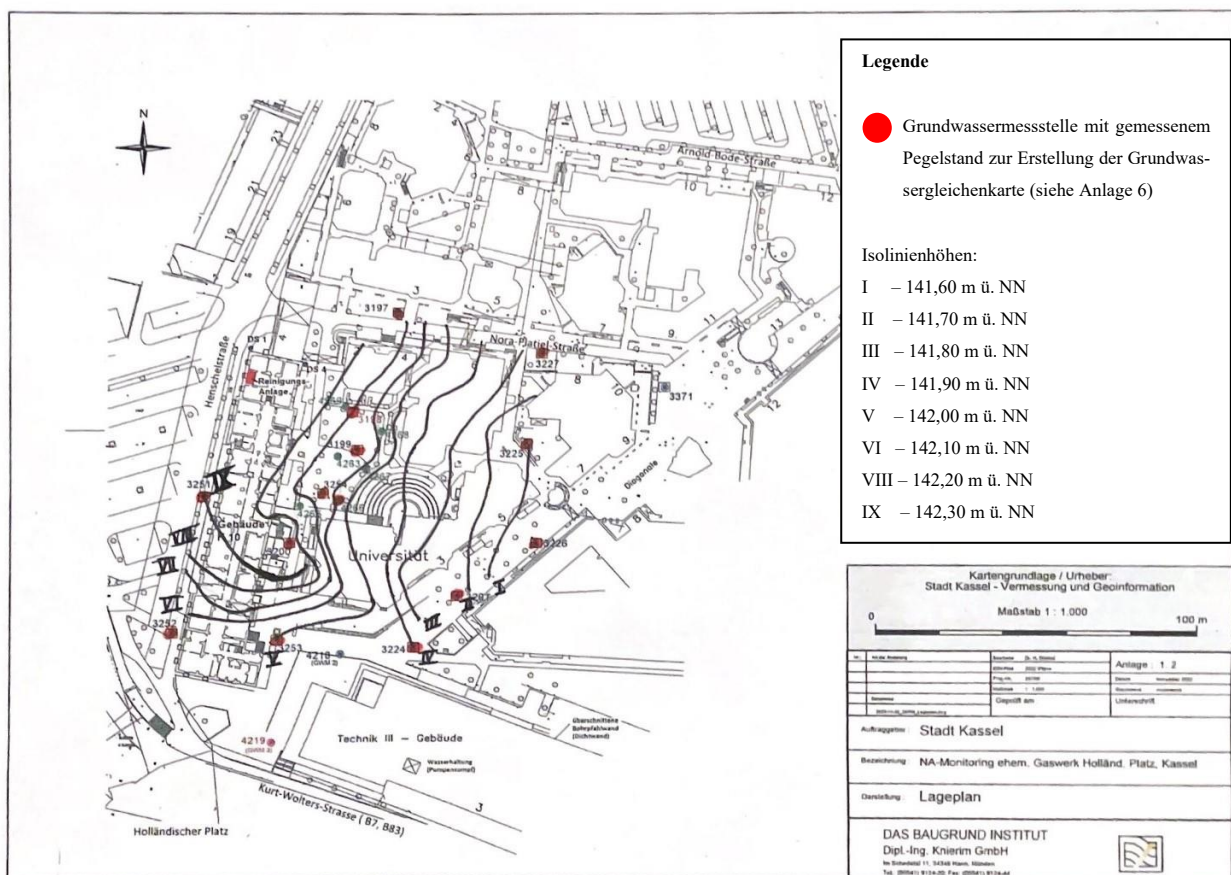


Abb. 6: Grundwassergleichenkarte (Dünkel, 2004)

Zur Berechnung des hydraulischen Gradienten werden ausgehend von vier verschiedenen Punkten die Distanzen über mehrere Grundwassergleichen hinweg gemessen und dem Maßstab entsprechend

umgerechnet. Wie in *Bestimmung des durchschnittlichen hydraulischen Gradienten* dargestellt, wird die Höhendifferenz geteilt durch die Längenänderung.

Tabelle 1: Bestimmung des hydraulischen Gradienten im Bereich von GWM 3224

	1	2	3	4
Höhendifferenz [m]	0,30	0,30	0,48	0,47
Längenänderung [m]	16,6670	25,7576	40,9091	53,0303
Hydraulischer Gradient [-]	0,0180	0,0116	0,0117	0,0089
Mittelung des hydraulischen Gradienten [-]	0,0126			

Damit beläuft sich der hydraulische Gradient auf einen gemittelten Wert von 0,013.

3.2 Bestimmung der Porosität

Zur Bestimmung der Porosität nach der Berechnungsmethode nach Hall et al. (1991) wird von einer Mächtigkeit des Aquifers von etwa 4,70 Meter ausgegangen. Diese Annahme wird mithilfe des Bohrprofils (siehe Anlage 1.1) getroffen. Das Filterrohr ist auch im Bereich der an den quartären Grundwasserleiter anschließenden Rötfolge eingesetzt, aus dem Gutachten des BAUGRUND INSTITUTS (Dünkel, 2004) geht jedoch hervor, dass in der Grundwassermessstelle 3224 das Grundwasser ausschließlich aus dem quartären Grundwasserleiter gespeist wird. Nur ein marginaler Anteil wird als Schichtwasser aus den darüberliegenden Auffüllungen zugeführt. Wie in der Standortbeschreibung erläutert, weist der quartäre Grundwasserleiter einen hohen Schluff- und Tonanteil auf und ist aufgrund des fluviatilen Einflusses mit Sand- und Kiesbänken durchsetzt.

Mittels eines Slug-Tests wurde eine hydraulische Durchlässigkeit von $4e^{-5} \frac{m}{s}$ festgestellt und wie oben erklärt wird der hydraulische Gradient auf 0,013 gemittelt. Die Driftzeit ab Hälfte der Injektionszeit belief sich auf 41 Stunden und 32 Minuten. Die Pull-Phase begann direkt im Anschluss und wurde nach 6 Stunden und 20 Minuten beendet. Zu diesem Zeitpunkt jedoch wurden erst 36,6% der Bromidmasse zurückgepumpt. Mithilfe einer aus dem Verlauf der Durchbruchkurve abgeleiteten Potenzfunktion konnte aber ein weiterer Verlauf angenommen werden, wonach die Zeit bis zur Rückkehr des Massezentrums auf 14 Stunden und 20 Minuten geschätzt werden kann, wie in Abbildung 7 dargestellt.

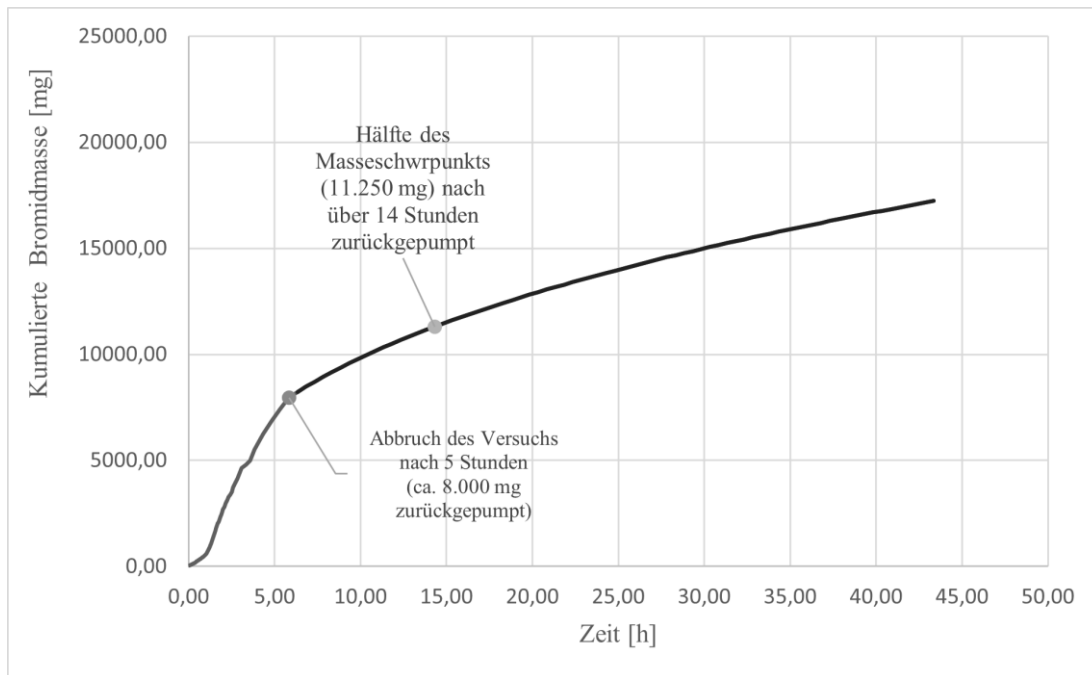


Abb. 7: Auswertung des Single-Well Push-Pull Tracertests zur Bestimmung der Porosität (Versuch 1)

Die Durchbruchkurve stellt den Verlauf der Konzentration von Bromid im Verhältnis zur vergangenen Zeit dar (Anlage 4.2). Die Konzentration wird aus den ORP-Messungen berechnet. Dafür wird die Kalibrationskurve benötigt, die in Anlage 4.1 **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** dargestellt ist.

Aus diesen Daten ergibt sich eine Fließgeschwindigkeit von $0,038 \frac{m}{h}$ und eine Porosität von ungefähr 4,98 %.

Die Porosität aus dem Versuch zur Bestimmung der Dispersivität an derselben Grundwassermessstelle wurde mit einer Driftzeit von 35 Minuten und einer Pull-Phase von 24 Minuten Dauer mit zur Rückkehr des Massezentrums durchgeführt (siehe Abbildung 8). Die gemittelte Pumprate beträgt $4,5 \frac{L}{min}$. Mächtigkeit, hydraulische Durchlässigkeit und hydraulischer Gradient bleiben unverändert.

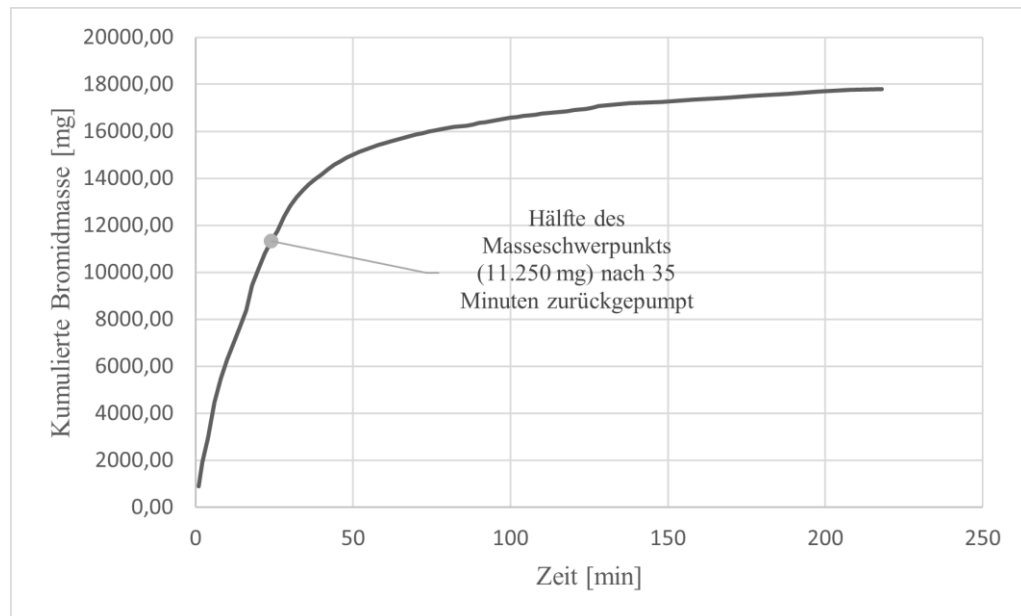


Abb. 8: Auswertung des Single-Well Push-Pull Tracertests zur Bestimmung der Porosität (Versuch 2)

Dies ergibt eine Fließgeschwindigkeit von $10,4 \frac{m}{h}$ und die Porosität beträgt 0,0198%. Die Durchbruchkurve für den zweiten Versuch ist ebenfalls in Anlage 4.2 zu finden.

3.3 Bestimmung der Dispersivität

Zur Bestimmung der hydrodynamischen Dispersivität nach Gelhar & Collins (1971), Pickens & Grisak (1981) und Istok (2013) wird wie bei der Bestimmung der Porosität von einer Mächtigkeit des Aquifers von etwa 4,70 Meter ausgegangen. Als Bohrlochradius r_w wird der Brunnenradius mit 0,075m zusammen mit einem geschätzten Bohrradius von 0,07m auf 0,145m festgelegt. Das Injektionsvolumen beträgt 150 Liter mit einer Bromidkonzentration von $150 \frac{mg}{L}$. Die maximale radiale Ausbreitung der Injektion während der Injektionsphase r_{max} beläuft sich damit auf 0,474m.

Nach Istok (2013) wird die erfc-Funktion halbiert, in der gegebenen Berechnung wird jedoch nicht nur mit 0,5, sondern zusätzlich noch mit 0,73 multipliziert. Dieser Wert berücksichtigt die Verdünnungseffekte im Bohrloch, die sich durch schon im Bohrloch stehendes und nachfließendes Wasser auf die gemessenen Werte auswirken, und kann als Verdünnungskoeffizient verstanden werden. Er leitet sich von dem höchsten gemessenen Verhältnis von gemessener Konzentration zu Injektionskonzentration ab.

Die folgende Abbildung zeigt den gemessenen Verlauf der Verhältnisse von gemessener Konzentration c zur Injektionskonzentration c_0 und kumuliertem Extraktionsvolumen V_e zu Injektionsvolumen V_{inj} sowie dem Verlauf des berechneten Konzentrationsverhältnisses mit der Gleichung (10) bezogen auf das gemessene Volumenverhältnis.

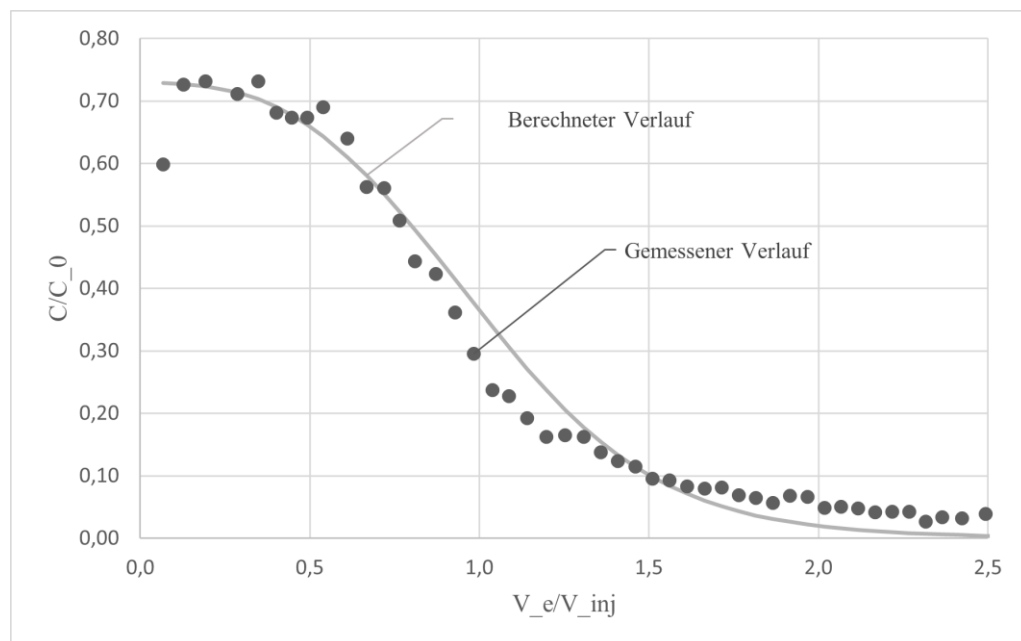


Abb. 9: Auswertung des Single-Well Push-Pull Tracertests zur Bestimmung der hydrodynamischen Dispersivität

Die gemessene Konzentration wird wie bei der Bestimmung der Dispersivität von der Kalibrationskurve (Anlage 5.1) aus den gemessenen ORP-Werten abgeleitet. Es wird die berechnete Porosität von 4,98% des ersten SW-PP-Tracertests verwendet. Die longitudinale Dispersivität liegt damit im Bereich von 0,016m. Um die Genauigkeit dieses Werts zu bestimmen, wurde der RMSE (Root Mean Square Error) berechnet. Der RMSE beschreibt die Abweichung der berechneten Werte für das Konzentrationsverhältnis von den gemessenen Werten des Konzentrationsverhältnisses und liegt im Bereich von 0,035 [-].

4 DISKUSSION

Anhand der Ergebnisse der Tests und des hydraulischen Gradienten ist deutlich zu sehen, in welchem Ausmaß der Single-Well Push-Pull Tracertest abhängig ist von den zugrunde gelegten Annahmen, vorangegangenen Messungen und der Genauigkeit bei der Versuchsdurchführung. Der Single-Well Push-Pull Tracertest ist für mehrere Parameter sehr sensibel. Kleinste Messungenauigkeiten und Veränderungen wirken sich als Unsicherheit auf die Ergebnisse in dem gegebenen Bodenvorkommen aus. Je nach zulässiger Schwankung, die abhängig ist vom entsprechenden Anwendungsgebiet des Single-Well Push-Pull Tracertests, können aber auch bei größeren Unsicherheiten die ermittelten Werte für Porosität und hydrodynamische Dispersivität von Bedeutung sein. Verschiedene Ursachen für Ungenauigkeiten und Schwankungen werden hier näher erläutert.

Für die Versuche zur Ermittlung von Porosität und Dispersivität waren zwei wichtige Gegebenheiten vorausgesetzt: der große Bohrlochdurchmesser und der niedrige hydraulische Gradient. Die Auswertung der Versuche soll diese zwei Merkmale besonders berücksichtigen.

Nach Leap & Kaplan (1988), Hall et al. (1991) sowie Istok (2013) wird der Aquifer als homogen und isotrop angenommen, aber auch für heterogene, unbeschränkte Grundwasserleiter experimentell validiert. Der vorliegende Aquifer ist sehr inhomogen und kann wie in der Standortbeschreibung und in dem Bohrprofil ersichtlich nur schwer einer Bodenart zugeordnet werden. Demnach ist bereits die vorläufige Schätzung der zu erwartenden Porosität von 3-12% ungenau, soll aber als Orientierung dienen. Eine größere Relevanz hat die Heterogenität des Untersuchungsgebiets für die hydrodynamische Dispersivität, da nur ein sehr geringer Radius um den Brunnen von dem Tracer erreicht wird. Die Ergebnisse des Versuchs zur Bestimmung der Dispersivität können ausschließlich für den unmittelbaren Bereich um die Grundwassermessstelle als gute Näherung gelten, jedoch nicht für einen größeren Bereich wie zum Beispiel das Untersuchungsgebiet des BAUGRUND INSTITUTS (Anlage 1.2).

Die Pumprate war in beiden Versuchen zeitweise sehr un stetig und GWM 3224 lief an einer Stelle des SW-PP-Tracertests für die Porosität sogar trocken. In der Abbildung sind die gemessenen Pump-raten beim Versuch zur Messung der Porosität aufsteigend sortiert in der x-Achse abgebildet und die Veränderung der Porosität bei sonst gleichbleibenden Parametern in der y-Achse.

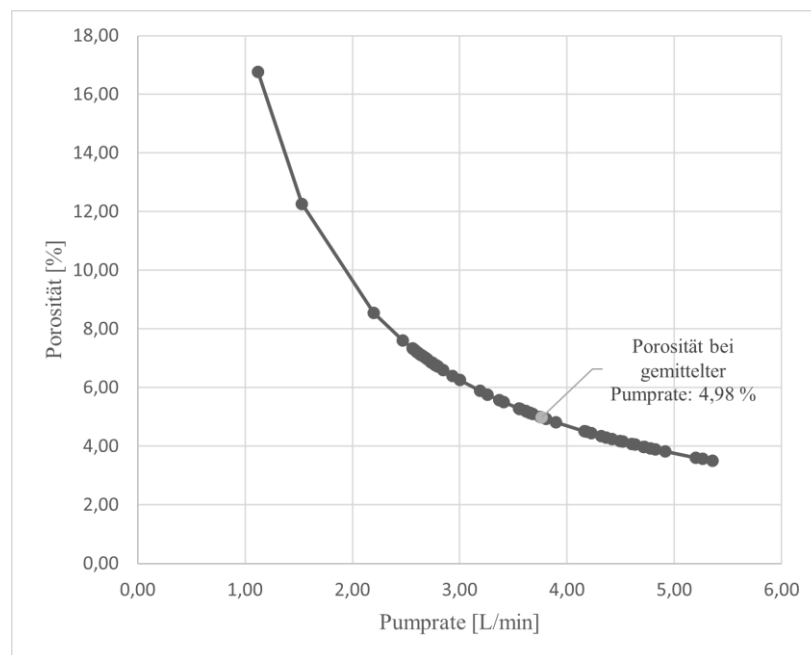


Abb. 10: Sensibilität der Porosität für die Pumprate

Die meisten Messungen der Pumprate befinden sich im Bereich von $2,5 \frac{L}{min}$ bis $4,5 \frac{L}{min}$. Die errechnete Porosität im Bereich dieser Schwankungen liegt zwischen 4% und 7%. Damit kann davon ausgegangen werden, dass die Auswirkungen der wenigen Ausreißer zum Beispiel während des Trockenlaufens vernachlässigbar sind.

Zum korrekten Verständnis der Abbildung muss betont werden, dass im sehr niedrigen und sehr hohen Pumpratenbereich keine sinnvollen Werte für die Porosität berechnet werden können, da die erhöhten, beziehungsweise abgesenkten Pumpraten eine beschleunigte oder verzögerte Rückkehr des Massezentrums zur Folge hätten. Die damit entstehenden Abweichungen in der Driftzeit würden die Werte der Porosität im Vergleich zu den hier dargestellten Werten verbessern. Höhere Pumpraten hätten möglicherweise auch einen größeren Rückholerfolg zur Folge gehabt, da die GWM jedoch bereits nach ungefähr 40 Minuten mit einer Pumprate von $4,5 \frac{L}{min}$ bis $5 \frac{L}{min}$ trocken lief, wäre dies nicht umsetzbar gewesen. Niedrigere Pumpraten, wie zum Beispiel konstante $2,0 \frac{L}{min}$ bis $2,5 \frac{L}{min}$ hätten den Versuch derart verlängert, dass einerseits noch größere Mengen an Bromid nicht mehr zurückzuholen gewesen wären und andererseits der Versuch zu lange für eine praktikable Ausführung unter den gegebenen Bedingungen mit händischen Messungen gedauert hätte.

Der Versuch zur Ermittlung der Dispersivität hätte hingegen von einer niedrigeren Pumprate als angesetzt (gemittelt etwa $4,5 \frac{L}{min}$) profitiert. Er konnte aufgrund der sehr kurzen Driftzeit nicht sinnvoll nach den Methoden von Hall et al. (1991) ausgewertet werden. Eine niedrigere Pumprate hätte die Rückkehr des Masseschwerpunkts verzögert und einerseits die Werte zur Ermittlung der Porosität verbessert, welche in diesem Versuch nicht auswertbar waren, und andererseits das Verhältnis von Konzentration zu extrahiertem Volumen so verändert, dass die Kurve zur Bestimmung der Dispersivität abflachen würde. Dies würde die Durchführung des Tests vereinfachen, da die Probenahme zur Bestimmung der ORP-Werte in geringerer Frequenz erfolgen könnte. Der Test würde jedoch auch deutlich länger dauern. Die Anwendbarkeit in Bezug auf die Dauer der Durchführung muss hier abgewogen werden.

Weitere Parameter, die sich auf die Dauer der Pull-Phase der beiden Versuche auswirken, sind der Tracer selbst sowie die Driftzeit im Versuch zur Bestimmung der Porosität.

Natriumbromid wird als konservativer Tracer eingesetzt. Da die Pull-Phase im Porositätstest selbst mit mathematischer Ergänzung der Durchbruchkurve über eine abgeleitete Gleichung nach 24 Stunden kaum mehr als 60% der Bromid-Menge zurückholen konnte (siehe Rohdaten zum SW-PP-Tracertest zur Bestimmung der Porosität unter <https://doi.org/10.48662/daks-34>), kann davon ausgegangen werden, dass zum einen die Driftphase als zu lang angesetzt wurde und Teile des Bromids bereits zu weit vom Brunnen abgetrieben wurden, und zum anderen sich der Tracer möglicherweise reaktiv mit seiner Umwelt verhält. Der quartäre Grundwasserleiter hat, wie in der *Standortbeschreibung/ Fallbeispiel* gezeigt, einen hohen Lehmanteil. Die Tonpartikel im Lehm haben ein hohes Adsorptionsvermögen für chemisch gelöste Substanzen (Hiltmann & Stribrny, 1998). Es kann also damit gerechnet werden, dass das Natriumbromid teilweise an den Tonpartikeln anhaftet. Die erhöhten Hintergrundkonzentrationen, die für den Dispersionsversuch an demselben Brunnen gemessen wurden, bestätigen diese Annahme. Das Sorptionsverhalten des Bodens ist für den Dispersionsversuch vernachlässigbar, da die kurze Verweilzeit im Untergrund und die Strömung, die durch die Injektion und Extraktion deutlich verstärkt wird, nur in geringem Ausmaß die Adsorption von Tracermasse zulassen.

Die lange Driftzeit von über vierzig Stunden im Porositätsversuch hat jedoch nicht nur Auswirkungen auf den Rückholerfolg des Tracers, sondern führt auch zu einem sehr verzögerten Erreichen des Höhepunkts in den ORP-Messungen in der Durchbruchkurve (Anlage 4.2). Die verlängerte Pumpzeit, die benötigt wird, um den Peak in der Durchbruchkurve messen zu können, wirkt sich direkt

auf die Berechnungen nach Hall et al. (1991) aus. Es ist annehmbar, dass eine kürzere Driftzeit mit der gegebenen Injektionsmenge die Pull-Phase verkürzt hätte, ohne bedeutende Abweichungen von der berechneten Porosität zu verursachen.

Auch Paradis et al. (2017) zeigen in ihren Versuchen in einem vergleichbaren Grundwasserleiter, dass der Rückholerfolg der Injektionsmasse mit der Driftzeit in Zusammenhang steht, ebenso bestätigen Matsumoto et al. (2020) dies. Sie haben an einem Aquifer geforscht, der ebenso wie der für diese Ausarbeitung gewählte Grundwasserleiter eine sehr geringe Grundwasserfließgeschwindigkeit aufweist und jedoch statt eines Salztracers Uranin gewählt. Sie stoßen dennoch auf dieselben Schwierigkeiten und Ungenauigkeiten wie Paradis et al. (2017) und die Versuche dieser Arbeit. Dies lässt die Annahme zu, dass die Relevanz der Driftzeit höher ist als beispielsweise die Auswirkungen des Adsorptionsverhaltens des Grundwasserleiters, da unterschiedliche Tracer in unterschiedlichen Bodenverhältnissen untersucht wurden.

Bei der Messung der Pegelstände und damit der Erstellung der Grundwassergleichenkarte für die Berechnung des hydraulischen Gradienten muss mit einer Ungenauigkeit gerechnet werden, die aus der Lichtlotmessung resultiert. Das Ablesen des Pegelstands kann nicht millimetergenau erfolgen. Zudem sind die Pegelstände sehr tages- und wetterabhängig. Bei witterungsbedingten Schwankungen kann jedoch davon ausgegangen werden, dass die Pegel sich gleichmäßig verändern. Ein Ausreißer bei den Pegelständen stellt GWM 3200 dar. Da dort kein Zufluss stattfindet, wird in dieser Auswertung davon ausgegangen, dass bei der Nivellierung Fehler unterlaufen sind, die die Messstelle als zu hoch ansetzen. Demnach verändert GWM 3200 zwar in der Grundwassergleichenkarte den Verlauf der Isolinien, die Ausrichtung des Grundwasserflusses nach Süden und Osten ist jedoch deutlich erkennbar. Es resultiert eine Unsicherheit bei der Bestimmung des hydraulischen Gradienten durch die Verzerrung der Isolinien.

In der Gleichung nach Hall et al. (1991) wird der hydraulische Gradient mit einer Potenz von zwei einbezogen, was bedeutet, dass die Messungenauigkeiten an der Stelle gravierende Auswirkungen auf die Ergebnisse haben, wie Abbildung 8 deutlich macht.

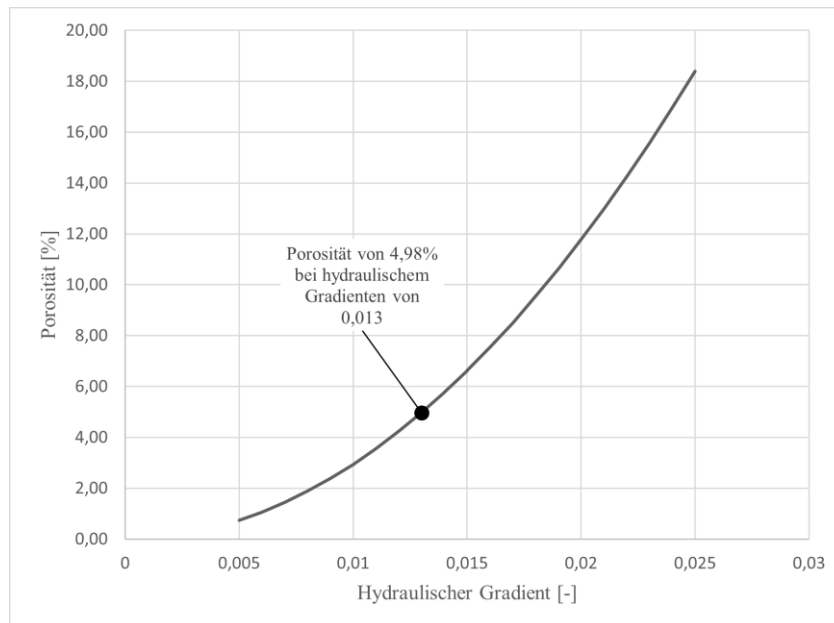


Abb. 11: Sensibilität der Porosität für den hydraulischen Gradienten

Bei der Bestimmung des hydraulischen Gradienten muss mit der oben beschriebenen Unsicherheit aufgrund von GWM 3200 gerechnet werden. Die Standardabweichung ergibt eine Schwankung zwischen 0,009 und 0,016 für den hydraulischen Gradienten. Die Porosität befindet sich damit im Bereich von 2,39% und 7,54%.

Eine wichtiger Punkt muss zur Durchführung des SW-PP-Tracertests geklärt sein: wie kann der hydraulische Gradient in einem Gebiet ermittelt werden, in dem keine umgebenden Brunnen installiert sind, um die Pegelstände für eine Grundwassergleichenkarte zu messen? Der Test zur Bestimmung der Porosität beruht auf Parametern, die je nach lokaler Gegebenheit möglicherweise nicht mit einem einzigen Brunnen gemessen werden können.

Neben dem hydraulischen Gradienten ist zudem die hydraulische Durchlässigkeit ein weiterer extern zu ermittelnder Parameter. Dieser kann zwar am selben Brunnen beispielsweise mit einem Slug-Test, wie für diese Arbeit verwendet, ermittelt werden, ist jedoch damit auch mit verschiedenen Unsicherheiten behaftet. Zum einen ist es die Messunsicherheit selbst, die wie bei allen Feldversuchen durch Ungenauigkeit von Messgerät und Durchführung entstehen kann. Der Slug-Test hat jedoch auch nur für einen sehr geringen Radius um das Bohrloch der Grundwassermessstelle eine sinnvolle Aussagefähigkeit. Vor dem Hintergrund der hohen Heterogenität des Untergrunds und der Tatsache, dass der Slug-Test kaum über die Befestigung des Brunnens hinausreicht, sollte die mögliche Varianz, wie in der folgenden Abbildung dargestellt, beachtet werden.

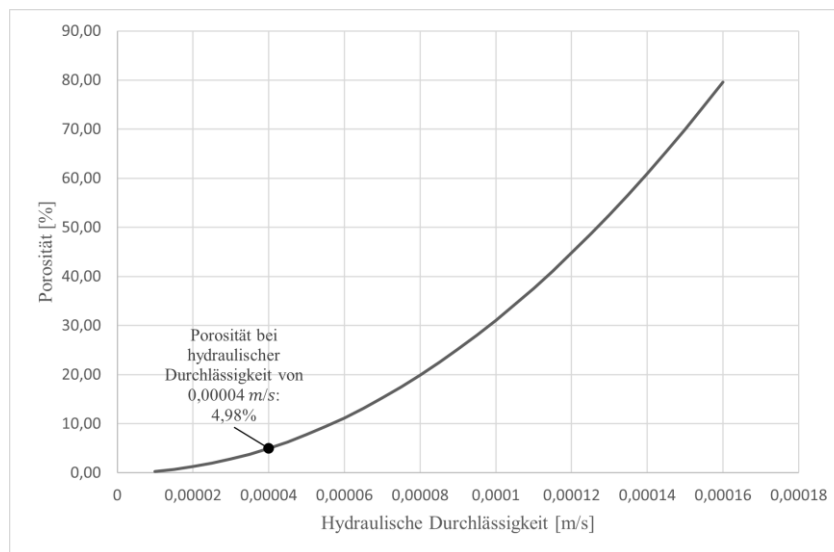


Abb. 12: Sensibilität der Porosität für die hydraulische Durchlässigkeit

In Abbildung 12 wird ersichtlich, dass bereits das Vierfache der hydraulischen Durchlässigkeit zum Sechszehnfachen der Porosität führt. Bleiben die Schwankungen der hydraulischen Durchlässigkeit jedoch in einem Rahmen von $\pm 0,00002 \frac{m}{s}$, findet sich auch die Porosität mit Werten zwischen 1,7% und 15% in den Schwankungen der Literatur wieder.

Messungenauigkeiten können bei den durchgeführten Single-Well Push-Pull Tracertests jedoch nicht nur bei der Bestimmung des hydraulischen Gradienten oder der hydraulischen Durchlässigkeit auftreten. Wiegeungenauigkeiten sowohl beim Erstellen der Stock-Lösung und Standards für die Kalibrationskurve als auch beim Abwiegen der Salzmenge für die Injektionslösungen sind genauso möglich wie die Ungenauigkeit beim Pipettieren. In den Kalibrationskurven (Anlage 2.1 und 2.2) sind Fehlerbalken für mögliche Schwankungen in den ORP-Messungen verzeichnet.

Hwang (2004) untersucht in seiner Forschungsarbeit ebenfalls die Sensibilität des Single-Well Push-Pull Tracertests zur Bestimmung der Porosität für Parameter wie Pumprate, Driftzeit, hydraulischer Leitfähigkeit und hydraulischem Gradienten. Seine Forschung zeigt, wie gering die Messungenauigkeit sein muss, um gravierende Veränderungen in den Ergebnissen zu bekommen und bestätigt die hier beschriebenen Unsicherheiten.

In Tests zur Verifizierung der Berechnungsmethode nach Leap & Kaplan wurde eine beträchtliche Auswirkung mit nennenswerten Ausmaßen auf die Berechnung der Porosität durch die sogenannte

„Geschwindigkeitsschattenzone“ (Leap & Kaplan, 1988) festgestellt. Die Schattenzone beschreibt eine Fläche unmittelbar hinter dem Brunnen, in dessen Bereich die Fließgeschwindigkeit geringer ist als im übrigen Aquifer. Dies folgt aus dem Widerstand, den der Brunnen im Aquifer darstellt, und muss bei sehr geringen Driftzeiten beachtet werden. Bei sehr kurzen Driftzeiten kann der Test durch die Auswirkungen des Brunnenschattens, wie in dem Versuch zur Bestimmung der Dispersivität ersichtlich wird, nicht mehr ausgewertet werden, da die errechnete Porosität viel niedriger ist als die tatsächliche Porosität und demnach die errechnete Fließgeschwindigkeit als viel höher ausgewertet wird als sie tatsächlich wäre. Die Auswirkungen des Brunnenschattens können nach Hall et al. (1991) nur verhindert werden, in dem der Versuch mit verschiedenen Driftzeiten wiederholt wird, und werden in seiner Berechnung für die Porosität vernachlässigt. Hall et al. (1991) sehen bei der Festlegung der Driftzeit jedoch noch ein weiteres Problem. Je kleiner die Grundwasserfließgeschwindigkeit ist und je größer dagegen das Tracerinjektionsvolumen gewählt wird, desto wahrscheinlicher ist die errechnete Fließgeschwindigkeit wiederum zu niedrig, beziehungsweise deutlich niedriger als die tatsächliche Fließgeschwindigkeit. Nach Hall et al. (1991) können beide Probleme nicht voneinander aufgehoben werden. Sie müssen getrennt voneinander berücksichtigt werden und können nur durch Wiederholungen mit veränderten Parametern in ihrer Auftretenswahrscheinlichkeit verringert werden. Außerdem wird auf das Risiko verwiesen, dass bei einem hohen Injektionsvolumen ein zu großer Teil der Injektionslösung im Bohrloch zurückbleiben kann. Besonders in GWM 3224, die im unteren Teil des Brunnens bereits an den Röt-Aquifer angeschlossen ist, muss mit diesem Risiko gerechnet werden. Der Röt-Aquifer speist wie bereits erwähnt nur in vernachlässigbarem Ausmaß Wasser in den Brunnen, blockiert jedoch damit auch die unteren drei Meter, in denen das Wasser im Brunnen Gefahr läuft, nicht in den darüberliegenden quartären Grundwasserleiter einzudringen. Der Versuch zur Bestimmung der hydrodynamischen Dispersivität ist besonders von dem Risiko betroffen, eine zu große Menge des Tracers nicht in den Aquifer eingespeist zu haben, ehe die Pull-Phase beginnt.

Damit steht auch die Skalenabhängigkeit der hydrodynamischen Dispersivität in Verbindung (Pickens & Grisak, 1981, Neuman, 1990). Im hier durchgeführten Versuch zur Bestimmung der Dispersivität ist vor allem die Mächtigkeit des Grundwasserleiters und das Injektionsvolumen zu berücksichtigen. Die Werte für α_L beziehen sich ausschließlich auf den Grundwasserleiter von 4,7m Mächtigkeit. Darin enthalten ist jedoch zur Hälfte bereits die anthropogene Auffüllung. Von den 4,70m sind 2,30m anthropogene Auffüllung. Die Dispersivität wird also nicht nur für den Quartären

Grundwasserleiter bestimmt, sondern auch teilweise für die anthropogene Auffüllung. Damit steigt auch das Risiko für Verdünnungseffekte. Diese Verdünnungseffekte wurden, wie in den Ergebnissen gezeigt, durch einen Verdünnungs-Koeffizienten zur Bestimmung der Dispersivität aufgefangen. Es ist zu betonen, dass die Auswertung des Versuchs ausschließlich für diesen Standort und das gewählte Injektionsvolumen von 150 Litern gilt.

Ähnlich wie die Geschwindigkeitsschattenzone bleibt auch der Skin-Effekt bei der Bestimmung der Porosität unberücksichtigt (Li et al., 2019). Der Skin-Effekt beschreibt die Veränderung der Bodeneigenschaften während des Brunnenbaus in unmittelbarer Nähe des Brunnens. Durch das Bohren des Brunnenlochs und die Implementierung der Verrohrung werden der Untergrund und die Grundwasserströmungsverhältnisse nachweislich gestört. Je größer der Brunnendurchmesser, desto relevanter wird demnach der Skin-Effekt. Die folgende Abbildung zeigt einen Grundwasserleiter, der von einem Brunnen gestört wird. Der Brunnen verfügt über den Radius r_w , die Skin-Zone verteilt sich ungefähr in einem Radius von r_s .

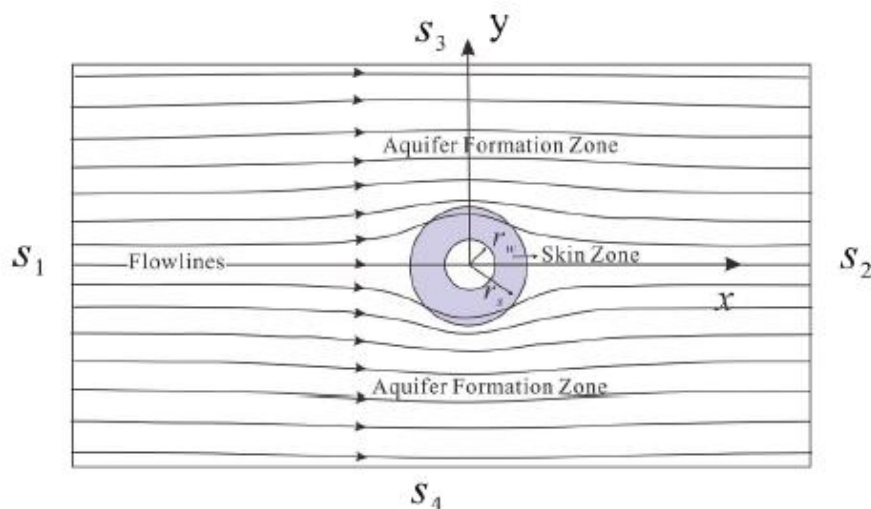


Abb. 13: Schematische Darstellung der Skin-Zone und die resultierende Störung der Grundwasserströmung (Li et al., 2019)

Der Skin-Effekt könnte eine große Auswirkung auf die hydraulische Durchlässigkeit haben, da diese wie oben bereits erklärt nur im unmittelbaren Umkreis des Brunnens gemessen werden kann.

Zur Bestimmung der Dispersivität des Untergrunds kann wiederum die Analyse einer gestörten Bohrprobe, die aus einem einzigen Bohrloch durchaus entnehmbar ist, ausreichen, um die Porosität

zu bestimmen und damit die Auswirkungen des Skin-Effekts übergehen. Wichtig ist für die Bestimmung der Dispersivität jedoch die Reichweite des Tracers. Ist der Brunnen im Bereich seiner Auffüllung während der Injektionsphase nicht durchflossen, können mit den errechneten Werten keine Rückschlüsse auf den umgebenden Untergrund gezogen werden. Im Folgenden werden verschiedene Verläufe der Kurven bei abweichender Porosität dargestellt. Jeweils sind auch die benötigten α_L -Werte zugeordnet.

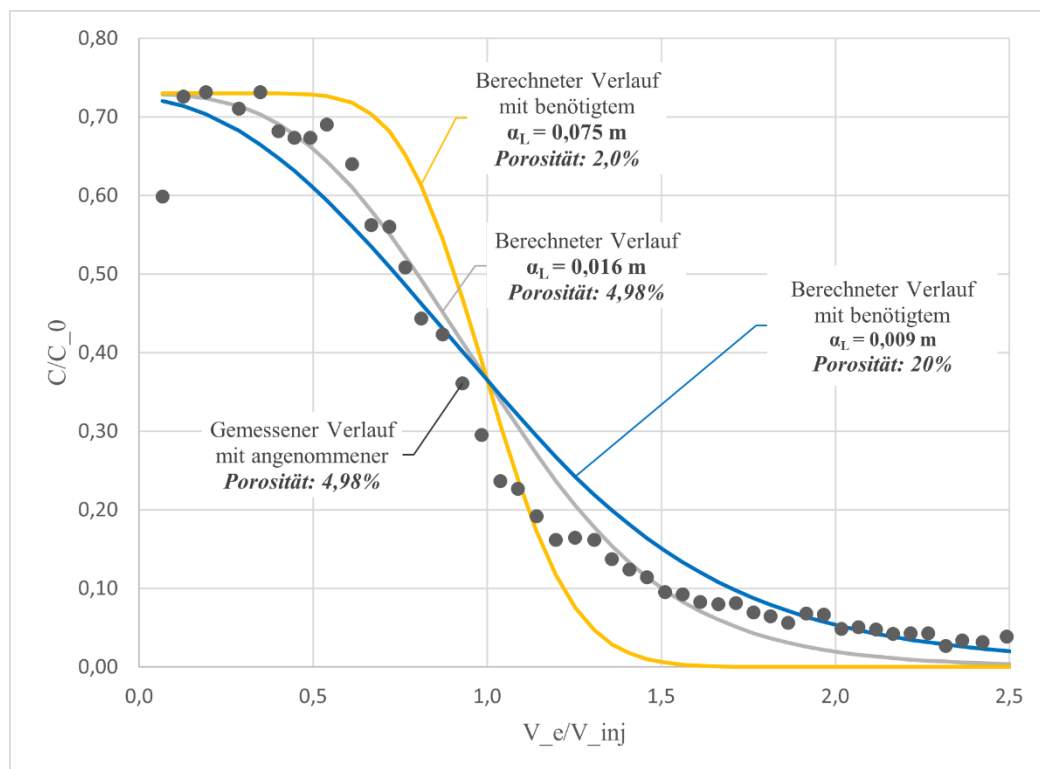


Abb. 14: Verläufe der Dispersionskurven bei variierende Porosität mit gleichbleibendem α_L

Kim et al. (2019) verweisen darauf, dass weder Leap & Kaplan (1988) noch Hall et al. (1991) in ihrer Herleitung berücksichtigen, dass sich die Injektionslösung, beispielsweise in diesem Versuch eine Salzlösung, aufgrund höherer Dichte als das Grundwasser wegen gravitativer Einwirkungen im Grundwasserleiter nicht nur in Fließrichtung, sondern auch nach unten bewegt. Aufgrund der niedrigen Porosität im gegebenen Grundwasserleiter kann jedoch davon ausgegangen werden, dass in diesem Versuch die Verzögerung in der Bewegung des Tracers durch Gravitation vernachlässigt werden kann. Für die Bestimmung der Dispersivität gilt die Annahme, dass gravitative sowie dichteabhängige Einwirkungen vernachlässigbar sind, ebenfalls.

Die Ausführungen zeigen, dass die Auswirkungen des niedrigen hydraulischen Gradienten und des großen Brunnendurchmessers in Versuchen zur Bestimmung der Porosität vor allem durch Driftzeit und Injektionsvolumen kontrolliert werden können. Die Bestimmung der Dispersivität kann durch einen angepassten Verdünnungskoeffizienten unter besonderen Umständen, wie dem großen Brunnendurchmesser, verbessert werden.

5 FAZIT UND AUSBLICK

Zur Bewertung der Anwendbarkeit des Single-Well Push-Pull Tracertests an einem Brunnen mit einem niedrigen hydraulischen Gradienten und hohem Brunnendurchmesser wurde in der Diskussion auf vielfältige beeinflussende Parameter eingegangen.

Besonders stark wirken sich die zwei Besonderheiten des Untersuchungsstandorts auf die Wahl der Driftzeit und des Injektionsvolumens für die Bestimmung von Porosität und Dispersivität aus. Aufgrund des niedrigen hydraulischen Gradienten muss zur Bestimmung der Porosität nach Hall et al. (1991) eine ausreichend hohe Driftzeit gewählt werden. Mit steigender Driftzeit kann jedoch immer weniger Tracermasse zurückgepumpt werden. Außerdem verliert der Versuch an Praktikabilität, wenn er ohne automatische Messungen auskommen soll, da die Extraktionsphase mit zunehmender Driftzeit länger andauert. Zu kurze Driftzeiten verringern wiederum die Auswertbarkeit der Daten. Der hohe Brunnendurchmesser erhöht das Risiko, durch Verdünnungseffekte den Rückkehrzeitpunkt des Schwerpunkts der Tracermasse zur Bestimmung der Porosität nicht ausreichend genau ermitteln zu können. Das Injektionsvolumen und die Konzentration muss ausreichend hoch gewählt werden, um die Auswirkungen von Verdünnungseffekten, der Geschwindigkeitsschattenzone und des Skin-Effekts möglichst gering zu halten und dabei die Anforderungen an die Driftzeit nicht zu hoch zu stecken. Bei der nicht-automatisierten Versuchsdurchführung muss außerdem berücksichtigt werden, dass das Injektionsvolumen vor Ort in transportablen Gefäßen fassbar sein muss.

Für die Bestimmung der Dispersivität nach Istok (2013) spielt der hydraulische Gradient nur eine geringfügige Rolle. Wichtiger sind hier die Konsequenzen der Verdünnung in einem Brunnen mit großem Durchmesser. Der Balanceakt zwischen Injektionsvolumen und Pumprate ist hier ausschlaggebend und entscheidet über die Anwendbarkeit im Feld. Mit steigender Pumprate muss zum einen ein höheres Injektionsvolumen gewählt werden, um einen ausreichend großen Radius außerhalb des Brunnens zu erreichen, und zum anderen muss das Extraktionsvolumen in höherer Frequenz beprobt werden. Dies ist jedoch kaum schneller möglich als im gegebenen Versuch durchgeführt. Der Fehler der Anpassung der α_L -Kurve ist tragbar und bestätigt die Messungen.

Insgesamt können beide hier durchgeführte Versuche die Berechnung von Werten für Porosität und Dispersivität innerhalb des zu erwartenden Rahmens gemäß Fachliteratur gewährleisten. Eine große Schwäche der Methode ist die Abhängigkeit von vielen extern zu ermittelnden Parametern, die mit

eigenen Unsicherheiten behaftet sind, jedoch mit einer Potenz von zwei in die Berechnung einfließen. Die Dispersivität kann nur so genau bestimmt werden, wie grobe Schätzungen des benötigten Injektionsvolumens die individuellen Gegebenheiten des Standorts abdecken.

Es kann damit abgeschlossen werden, dass die Methode zur Bestimmung der Porosität mit großen Unsicherheiten behaftet ist, jedoch mit den hier gewählten Parametern und den Möglichkeiten der Durchführung eine gute Anwendbarkeit gewährleistet. Die Bestimmung der Dispersivität ist auf weniger externe Parameter angewiesen und ist sehr viel schneller bei einem Feldversuch durchführbar. Für genauere Aussagen über die Porosität und Dispersivität des quartären Auelehms am Standort der Universität Kassel müssten die Versuche an weiteren Grundwassermessstellen durchgeführt werden. Außerdem könnte auch die wiederholte Durchführung der Versuche mit veränderten Pump-raten, Driftzeiten und Injektionsvolumen an derselben Grundwassermessstelle die Ergebnisse durch die Bildung von Mittelwerten validieren. Da die Veränderungen des Versuchs zugunsten der Auswertbarkeit die Durchführung ohne automatisierte Messungen erschwert, könnte eine numerische Lösung zur Bestimmung der Parameter eine Möglichkeit sein, die Genauigkeit der Ergebnisse zu verbessern.

6 LITERATURVERZEICHNIS

Veröffentlichungen

Bear, J. (1961) On the Tensor Form of Dispersion in Porous Media. *Journal of Geophysical Research*. Vol. 66, No. 4, 1185- 1197.

Davis, S. N., Thompson, G. M., Bentley, H. W., Stiles, G. (1980): Ground-Water Tracers – A Short Review. *GROUND WATER*. Vol. 18, No. 1, 14–23.

Davis, S.N., Campbell, D.J., Bentley, H. W., Flynn, T. J. (1985) Ground water tracers. National Ground Water Association, Dublin.

Dünkel, H. (2004) Gutachten zu den weitergehenden Untersuchungen des ehemaligen Gaswerkes am Holländischen Platz in Kassel. DAS BAUGRUND INSTITUT, Dipl.-Ing. Knierim GmbH, Hann. Münden.

Dünkel, H. (2004) Gutachten zu den aktuellen Untersuchungen des ehemaligen Gaswerkes am Holländischen Platz in Kassel mit einer abschließenden Gefährdungsabschätzung. DAS BAUGRUND INSTITUT, Dipl.-Ing. Knierim GmbH, Hann. Münden.

Garling, F., Dittrich, J. (1979) Gesteinsbemusterung: mit 16 Tabellen. Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie.

Gelhar, I. W., Collins, M. A. (1971) General Analysis of Longitudinal Dispersion in Nonuniform Flow. *Water Resources Research*. Vol. 7, No. 6, 1511-1521.

Grimm, A. (1969) Die Grundwasserverhältnisse im Raum Kassel (Nordhessen) unter besonderer Berücksichtigung der Hydrochemie. Geologisch-Paläontologisches Institut der Georg-August-Universität Göttingen.

Hall, S., Luttrell, S. P., Cronin, W. E. (1991). A Method for Estimating Effective Porosity and Ground-Water Velocity. *GROUND WATER*. Vol. 29, No. 2, 171-174.

Hebig-Schubert, K. (2014) Deep groundwater flow systems and their characterization in single-well settings by "push-pull" tracer tests. Technische Universität Berlin.

Hiltmann, W., Stribny, B. (1998) Handbuch zur Erkundung des Untergrundes von Deponien und Altlasten, Tonmineralogie und Bodenphysik, Bd. 5. Springer-Verlag, Berlin.

Hoopes, J. A., Harleman, D. R. F. (1967) Dispersion in Radial Flow from a Recharge Well. *Journal of Geophysical Research*. Vol. 72, No. 14, 3595-3607.

Hwang, H. T. (2004) Experimental and Numerical Sensitivity Analyses on Push Pull Tracer Tests. *Earth and Environmental Sciences*, Seoul National University, Seoul. 151-747.

Istok, J. D. (2013) Push-Pull Tests for Site Characterization. Springer-Verlag, Berlin.

Istok, J. D., Humphrey, M. D., Schroth, M. H., Hyman, M. R., O'Reilly, K. T. (1997) Single-Well, "Push-Pull" Test for In Situ Determination of Microbial Activities. *GROUNDWATER*. Vol. 35, No. 4, 619–631.

Karmakar, S. (2016) Single-well tracer push-pull method development for subsurface process characterization. Dissertation, Georg-August-Universität Göttingen.

Kim, H., Koh, E., Lee, S., Lee, K. (2019) Biased Estimation of Groundwater Velocity from a Push-Pull Tracer Test Due to Plume Density and Pumping Rate. *Water*. Vol. 11, No. 8.

Kim, Y., Kim, J. H., Son, B. H., Oa, S. W. (2005) A single well push–pull test method for in situ determination of denitrification rates in a nitrate-contaminated groundwater aquifer. *Water Science and Technology*. Vol. 52, No. 8, 77–86.

Kollmann, W. (1986) Die Bestimmung des durchflusswirksamen Porenvolumens von Sedimenten und seine Bedeutung für den Grundwasserschutz. Österreichische Geologische Gesellschaft, Umweltgeologie Band 79, 63-76.

Lau, L. S., Todd, D. K., Kaufman, W. J. (1959). Dispersion of a water tracer in radial laminar flow through homogeneous porous media. Hydraulic Laboratory and Sanitary Engineering Research Laboratory, University of California.

Leap, D. I., Kaplan, P. G. (1988) A single-well tracing method for estimating regional advective velocity in a confined aquifer: theory and preliminary laboratory verification. Water Resources. Vol. 23, No. 7, 993-998.

Li, X., Wen, Z., Zhan, H., Zhu, Q. (2019) Skin effect on single-well push-pull tests with the presence of regional groundwater flow. Journal of Hydrology 577.

Maier, J., Schreiner, M., Kreysing, K. (1998). Handbuch zur Erkundung von Altlasten und Depositionen: Geotechnik Hydrogeologie. Springer-Verlag, Berlin.

Matsumoto, S., Machida, I., Hebig, K. H., Zeilfelder, S., Ito, N. (2020) Estimation of very slow groundwater movement using a Single-Well Push-Pull test. Journal of Hydrology. Vol. 591.

Mattson, S. (1929) The laws of soil colloidal behavior I. Soil Science. Vol. 27-28, 179-220.

Neuman, S. P. (1990) Universal Scaling of Hydraulic Conductivities and Dispersivities in Geologic Media. Water Resources Research. Vol. 26, No. 8, 1749-1758.

Paradis, C. J., McKay, L. D., Perfect, Edmund, Istok, J. D.; Hazen, Terry C. (2018) Push-pull test for estimating effective porosity: expanded analytical solution and in situ application. Hydrogeol J. Vol. 26, 381-393.

Pickens, J. F., Grisak, G. E. (1981) Scale-Dependent Dispersion in a Stratified Granular Aquifer. Water Resources Research. Vol. 17, No. 4, 1191-1211.

, D. R. F., Rumer, R.R. (1963) Longitudinal and lateral dispersion in an isotropic porous medium. Hydrodynamics Laboratory, Department of Civil Engineering, Massachusetts, Institute of Technology. 385-394.

Scheidegger, A. E. (1961) General Theory of Dispersion in Porous Media. Journal of Geophysical Research. Vol. 66, No. 10, 3273-3278.

Schmidt, B. (1991) Stratigraphie und Tektonik der Umgebung von Hessisch Lichtenau-Hirschhagen (Nordhessen) Blatt Nr. 4724 Großalmerode. Geologische Abhandlungen Hessen Band 94. Hessisches Landesamt für Bodenforschung, Wiesbaden.

Yi, S., Chen, J., Wu, Q., Ding, Y. (2013) Simulating the role of gravel on the dynamics of permafrost on the Qinghai-Tibetan Plateau. The Cryosphere Discussions, Research Gate.

Karten

Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie (HLNUG), Wiesbaden, (2023) Geologische Übersichtskarte mit Strukturräumen Hessen; Kassel und Kreis Kassel. Karte M 1:75.000; Stand 11.12.2023.

Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie (HLNUG), Wiesbaden, (2023) Geologische Karte Hessen; Kassel und Kreis Kassel. Karte M 1:25.000; Stand 11.12.2023.

Produktinformationen

12V Tauchpumpe / Probenahmepumpe Typ TO P100 bis 14 L/min, 30 m Förderhöhe. Produktinformation Stand 12/2023

MANSON EP-925 Lineares Netzgerät, 25 Ampere. Produktinformation Stand 12/2023

7 ANLAGEN

ANLAGE 1 KARTEN UND BOHRPROFILE VON DAS BAUGRUND INSTITUT

Anlage 1.1 Bohrprofil GWM 3224

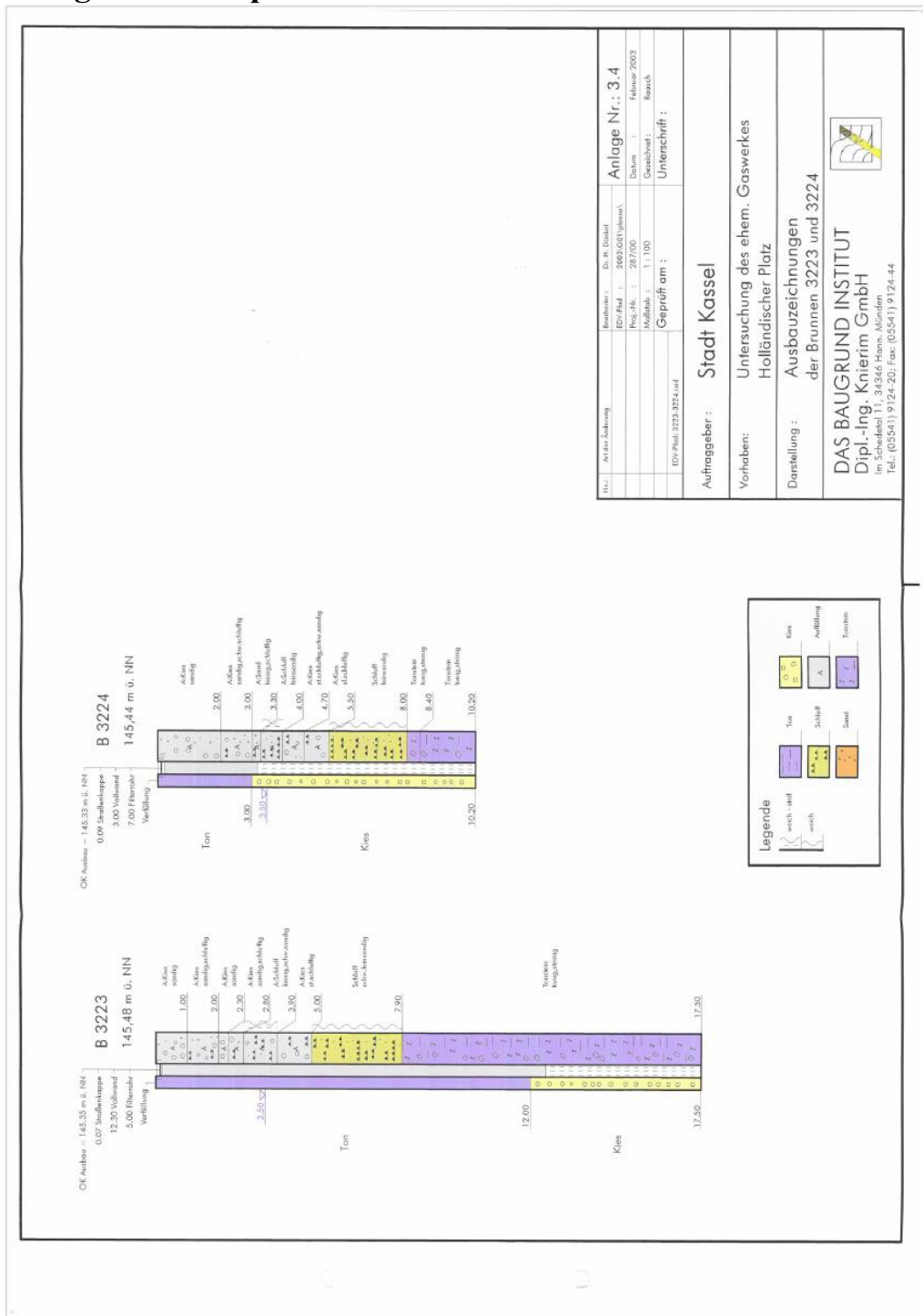


Abb. 15: Bohrprofil GWM 3224

Anlage 1.2 Übersichtskarte Holländischer Platz

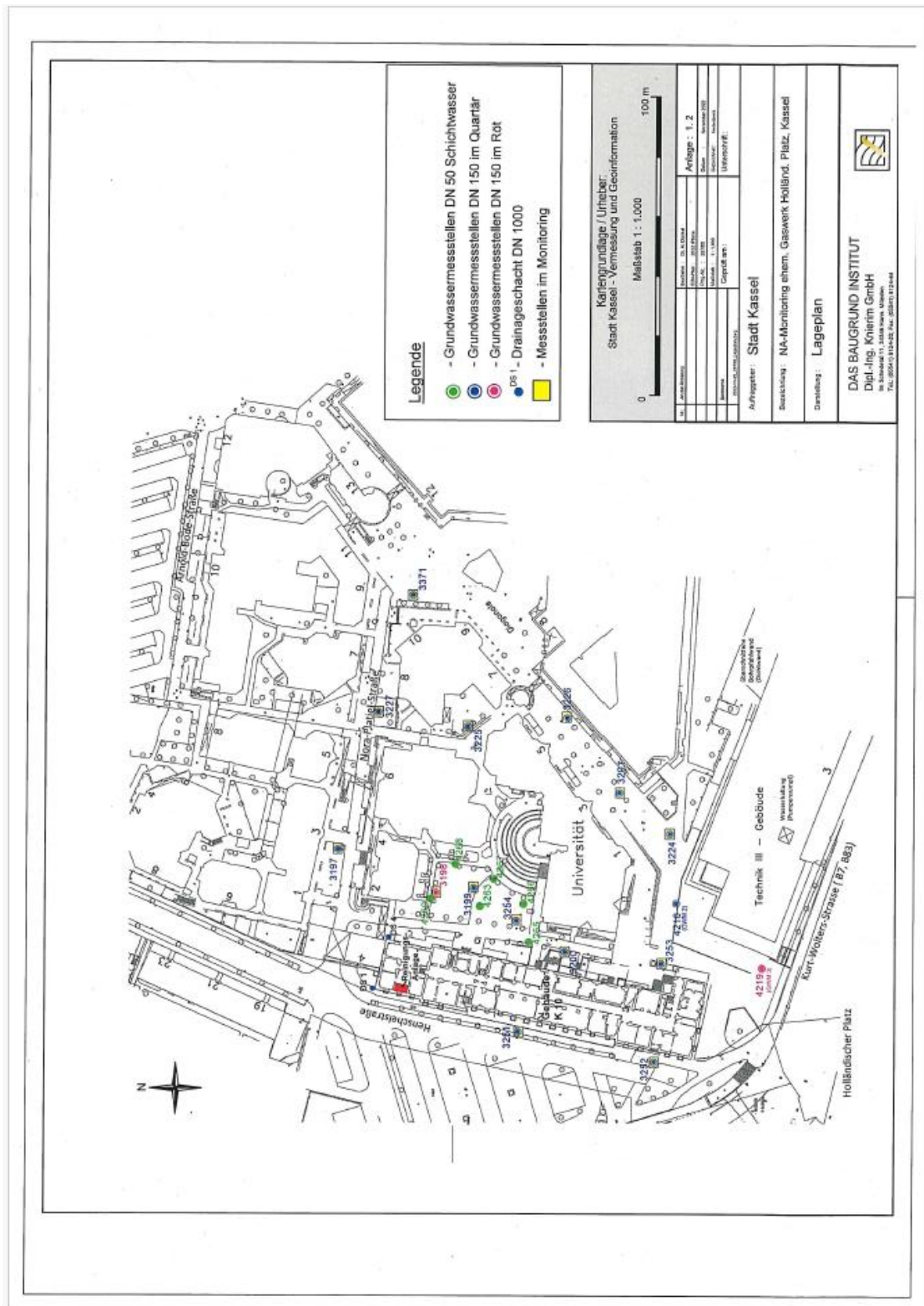


Abb. 16: Übersichtskarte über die Grundwassermessstellen am Standort Holländischer Platz

ANLAGE 2 VERSUCHSAUFBAU

Anlage 2.1 Fotodokumentation Injektionsphase (Versuch Porosität)



Abb. 17: Brunnendeckel von GWM 3224



Abb. 19: Auffanggefäß 150 Liter mit steuerbarem Ablass



Abb. 18: Handhaken zum Öffnen des Schachtdeckels



Abb. 20: Tauchpumpe für Injektion und Extraktion (Push- und Pullphase)



Abb. 21: Aufbau zum Hochpumpen des Grundwassers zur Beprobung und zur Herstellung der Injektionslösung



Abb. 23: Netzteil



Abb. 22: Positionierung des Netzteils mit ausreichend Abstand zur Probenahmestelle, um das Eindringen von Feuchtigkeit zu verhindern



Abb. 24: In destilliertem Wasser gelöstes Natriumbromid für die Injektionslösung



Abb. 25: Beschriftetes Probenahmeglas für das Grundwasser

Anlage 2.2 Fotodokumentation Extraktion (Versuch Porosität)



Abb. 26: Sicherung von Pumpschlauch und Stromkabel



Abb. 28: Probenahmegläser für das Grundwasser



Abb. 29: Einrichten des Auswertungsstandortes



Abb. 27: Abführen des hochgepumpten Wassers in den Kanal



Abb. 30: Probenahmegefäße zur Messung der ORP-Werte, destilliertes Wasser und Handschuhe als Schutzausrüstung



Abb. 31: Probenahme für die ORP-Messung



Abb. 33: Reinigung des Sensors mit destilliertem Wasser, um die Verunreinigung der nächsten Probe zu vermeiden



Abb. 32: Messung der ORP-Werte mit einer ionenselektiven Elektrode



Abb. 34: Messung der Pumprate mithilfe des Durchflusses

ANLAGE 3 BERECHNUNGEN

Anlage 3.1 Berechnung des Injektionsvolumen

Tiefe: 10,20 m u. POK

Wasserstand h (Stand 30.10.2023): 3,44 m

Rohrdurchmesser d: 0,15 m

Rechnung nach (1): $V_{\text{inj, max}} = 3 \cdot \pi \cdot \left(\frac{0,15 \text{ m}}{2}\right)^2 \cdot 3,44 \text{ m} = 0,1824 \text{ m}^3 = 182,4 \text{ l}$

Rechnung nach (2): $V_{\text{inj, max}} = \pi \cdot \left(\frac{0,25 \text{ m}}{2}\right)^2 \cdot 3,44 \text{ m} = 0,1689 \text{ m}^3 = 168,9 \text{ l}$

Annahme von Istok et al. (1997): Zu sättigender Durchmesser $d_{\text{auszufüllen}} = 0,25 \text{ m}$ in sandig-steiniger Umgebung, vergleichbar mit den quartären Bedingungen in GWM 3224.

Maximal zu injizierendes Volumen: $V = 170 - 180 \text{ l}$

Anlage 3.2 Berechnung der Konzentration der Stock-Lösung und Auswertung der Standards

Berechnung der benötigten Menge NaBr für die Stock-Lösung

$$\text{Konzentration der Injektionslösung } c(\text{Br}) = 150 \frac{\text{mg}}{\text{l}}$$

$$\text{Volumen der Stocklösung } V(\text{stock}) = 0,150 \text{ l}$$

$$\text{Konzentration der Stock-Lösung } c(\text{stock}) = 1500 \frac{\text{mg}}{\text{l}} = \frac{1500 \frac{\text{mg}}{\text{l}}}{102 \frac{\text{mg}}{\text{mmol}}} = 14 \frac{\text{mmol}}{\text{l}} = 14 \text{ mM}$$

$$\text{Molare Masse von Natrium } M(\text{Na}) = 22,98 \frac{\text{g}}{\text{mol}}$$

$$\text{Molare Masse von Bromid } M(\text{Br}) = 79,904 \frac{\text{g}}{\text{mol}}$$

$$\rightarrow \Sigma M(\text{NaBr}) = 102,884 \frac{\text{g}}{\text{mol}}$$

$$\text{Benötigte Masse an Bromid } m(\text{Br}) = 0,15 \text{ l} \cdot 14 \frac{\text{mmol}}{\text{l}} = 2,1 \text{ mmol}$$

$$\text{Benötigte Masse Natriumbromid } m(\text{NaBr}) = 2,1 \text{ mmol} \cdot 102,884 \frac{\text{mg}}{\text{mmol}} = 216,0564 \text{ mg}$$

Vermischung von 150 ml DI-Wasser mit 216,0564 mg NaBr

Berechnung der benötigten Volumina der Stock-Lösung zur Herstellung der Standards (Porosität und Dispersivität)

$$V_{s,5} = \frac{5 \text{ mM} \cdot 5 \text{ ml}}{14 \frac{\text{mmol}}{\text{l}}} = 1785,7 \mu\text{l}$$

$$V_{s,1} = \frac{1 \text{ mM} \cdot 5 \text{ ml}}{14 \frac{\text{mmol}}{\text{l}}} = 351 \mu\text{l}$$

$$V_{s,0,5} = \frac{0,5 \text{ mM} \cdot 5 \text{ ml}}{14 \frac{\text{mmol}}{\text{l}}} = 179 \mu\text{l}$$

$$V_{s,0,25} = \frac{0,25 \text{ mM} \cdot 5 \text{ ml}}{3,5 \frac{\text{mmol}}{\text{l}}} = 357 \mu\text{l} \rightarrow \text{Verdünnung der } 14 \frac{\text{mmol}}{\text{l}} \text{- Lösung um das 4-fache}$$

$$V_{s,0,1} = \frac{0,1 \text{ mM} \cdot 5 \text{ ml}}{14 \frac{\text{mmol}}{\text{l}}} = 36 \mu\text{l}$$

$$V_{s,0,075} = \frac{0,075 \text{ mM} \cdot 5 \text{ ml}}{3,5 \frac{\text{mmol}}{\text{l}}} = 107 \mu\text{l} \rightarrow \text{Verdünnung der } 14 \frac{\text{mmol}}{\text{l}} \text{- Lösung um das 4-fache}$$

$$V_{s,0,05} = \frac{0,05 \text{ mM} \cdot 5 \text{ ml}}{14 \frac{\text{mmol}}{\text{l}}} = 18 \mu\text{l}$$

$$V_{s,0,025} = \frac{0,025 \text{ mM} \cdot 5 \text{ ml}}{3,5 \frac{\text{mmol}}{\text{l}}} = 36 \mu\text{l} \rightarrow \text{Verdünnung der } 14 \frac{\text{mmol}}{\text{l}} \text{- Lösung um das 4-fache}$$

Tabelle 2: Darstellung der Volumina für die Standards (Porosität und Dispersivität)

c(Br)	V _T	V _s	V _G
<i>Konzentration</i>	<i>Gesamtvolumen</i>	<i>Benötigtes Stockvolumen</i>	<i>Benötigtes Grundwasservolumen</i>
[mM]	[ml]	[µl]	[ml]
5	5	1786	3,214
1	5	357	4,643
0,5	5	179	4,821
0,25	5	357	4,964
0,1	5	36	4,643
0,075	5	107	4,893
0,05	5	18	4,982
0,025	5	36	4,964

Tabelle 3: Messung der ORP-Werte der Standards für die Ermittlung der Kalibrationskurve zur Bestimmung der Porosität

c(Br)	Probe 1	Probe 2	Probe 3
<i>Konzentration</i>	<i>ORP</i>	<i>ORP</i>	<i>ORP</i>
[mM]	[mV]	[mV]	[mV]
5	-190,4	-188,8	-188,7
1	-150,6	-154,0	-151,0
0,5	-129,4	-136,9	-138,4
0,25	-112,0	-113,6	-113,2
0,1	-86,0	-91,4	-94,1
0,075	-84,3	-86,4	-86,1
0,05	-67,8	-74,1	-75,7
0,025	-63,3	-67,8	-65,7
0 (Hintergrundmessung)	-45,3		

Tabelle 4: Messung der ORP-Werte der Standards für die Ermittlung der Kalibrationskurve zur Bestimmung der Dispersivität

c(Br)	Probe 1	Probe 2	Probe 3
<i>Konzentration</i>	<i>ORP</i>	<i>ORP</i>	<i>ORP</i>
[mM]	[mV]	[mV]	[mV]
5	-188,4	-188,5	-189,6
1	-164,0	-163,0	-163,7
0,5	-141,1	-136,7	-141,2
0,25	-113,3	-112,6	-117,3
0,1	-100,2	-78,6	-100,0
0,075	-92,2	-93,1	-93,4
0,05	-86,4	-82,7	-84,4
0,025	-77,2	-76,8	-77,9
0 (Hintergrundmessung)			

Anlage 3.3 Berechnung der Bromidmenge für die Injektionslösung

$$\text{Volumen } V = 150 \text{ l}$$

$$\text{Zielkonzentration } c(\text{Br}) = 150 \frac{\text{mg}}{\text{l}}$$

$$\text{Molare Masse } M(\text{Na}) = 22,98 \frac{\text{g}}{\text{mol}}$$

$$\text{Molare Masse } M(\text{Br}) = 79,904 \frac{\text{g}}{\text{mol}}$$

$$\text{Summe der Molaren Massen: } M(\text{NaBr}) = 102,884 \frac{\text{g}}{\text{mol}}$$

$$\text{Masse } m(\text{Br}) = 150 \frac{\text{mg}}{\text{l}} \cdot 150 \text{ l} = 22,5 \text{ g}$$

$$\text{Molar } M(\text{Br}) = \frac{22,5 \text{ g}}{79,904 \frac{\text{g}}{\text{mol}}} = 0,281588 \text{ mol} = 281,588 \text{ mmol}$$

$$m(\text{NaBr}) = 281,588 \text{ mmol} \cdot 102,884 \frac{\text{mg}}{\text{mmol}} = 28970,8998 \text{ mg} = 29 \text{ g} \approx 30 \text{ g}$$

ANLAGE 4 AUSWERTUNG POROSITÄT

Anlage 4.1 Kalibrationskurve *Porosität*

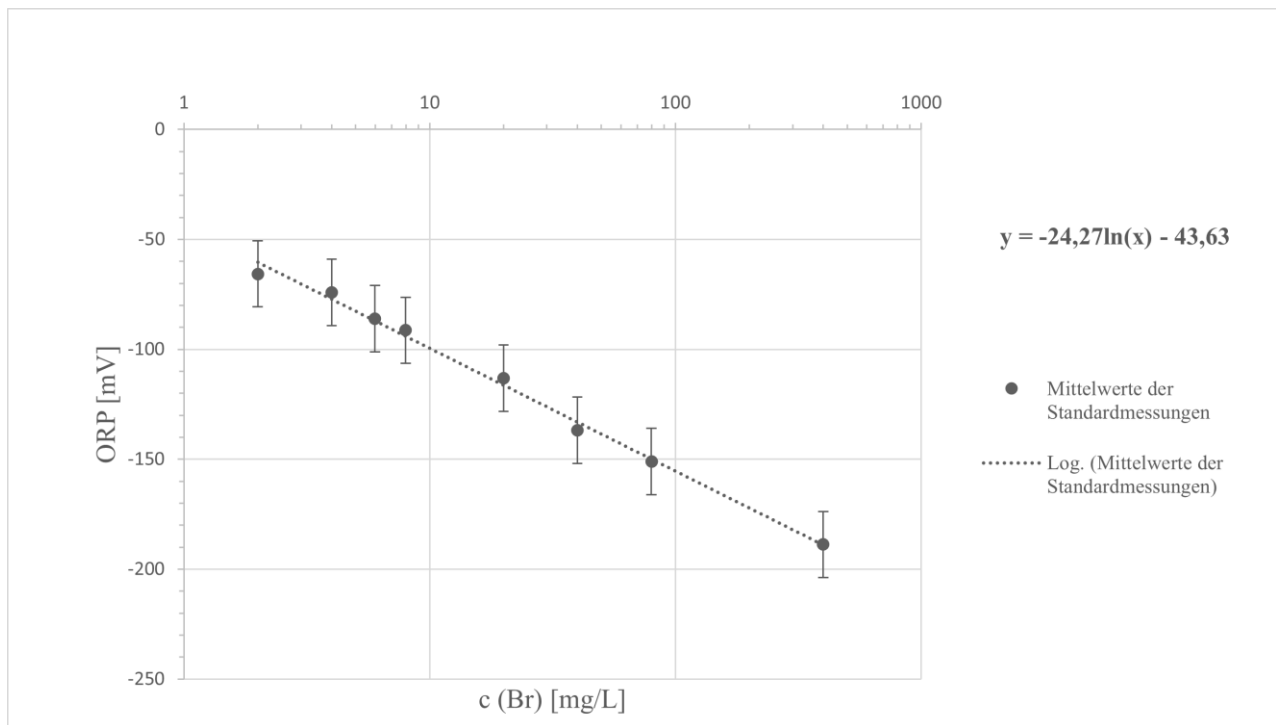


Abb. 35: Kalibrationskurve für die Erstellung der Durchbruchkurve zur Ermittlung der Porosität

Anlage 4.2 Durchbruchkurve Porosität

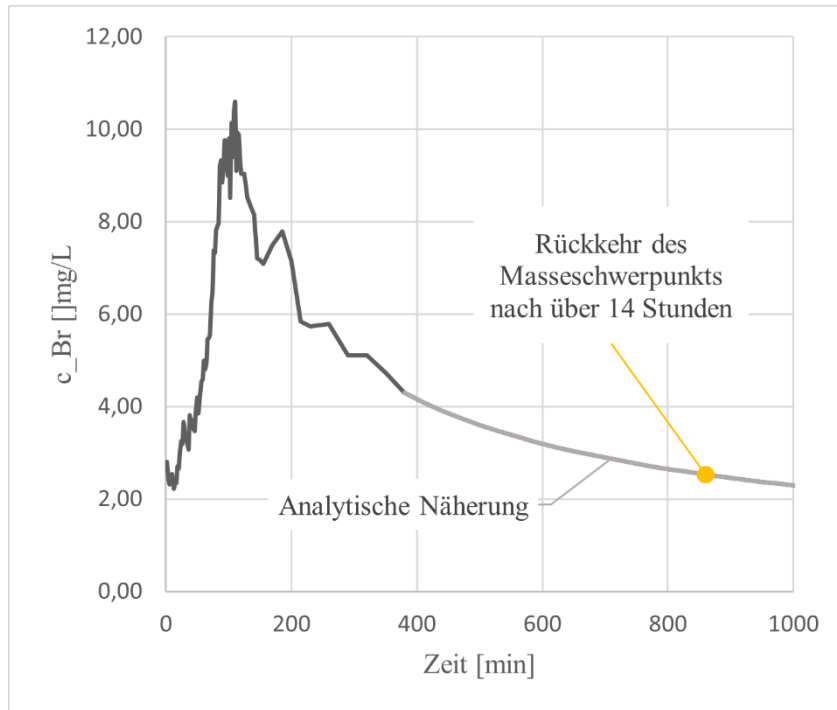


Abb. 36: Durchbruchkurve zur Ermittlung des Rückkehrzeitpunkts des Masseschwerpunkts des Tracers (Versuch 1)

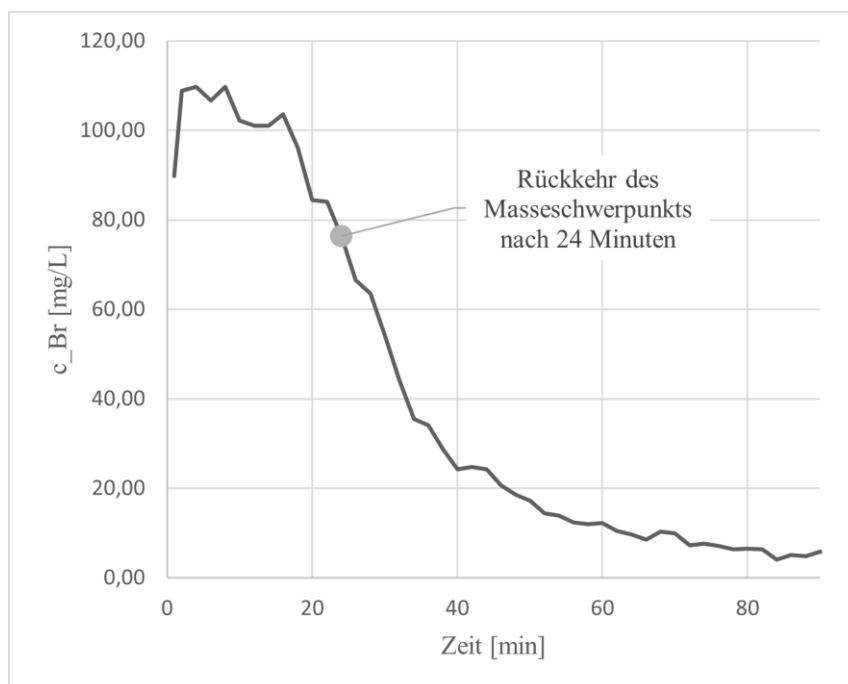


Abb. 37: Durchbruchkurve zur Ermittlung des Rückkehrzeitpunkts des Masseschwerpunkts des Tracers (Versuch 2)

ANLAGE 5 AUSWERTUNG *DISPERSIVITÄT*

Anlage 5.1 Kalibrationskurve *Dispersivität*

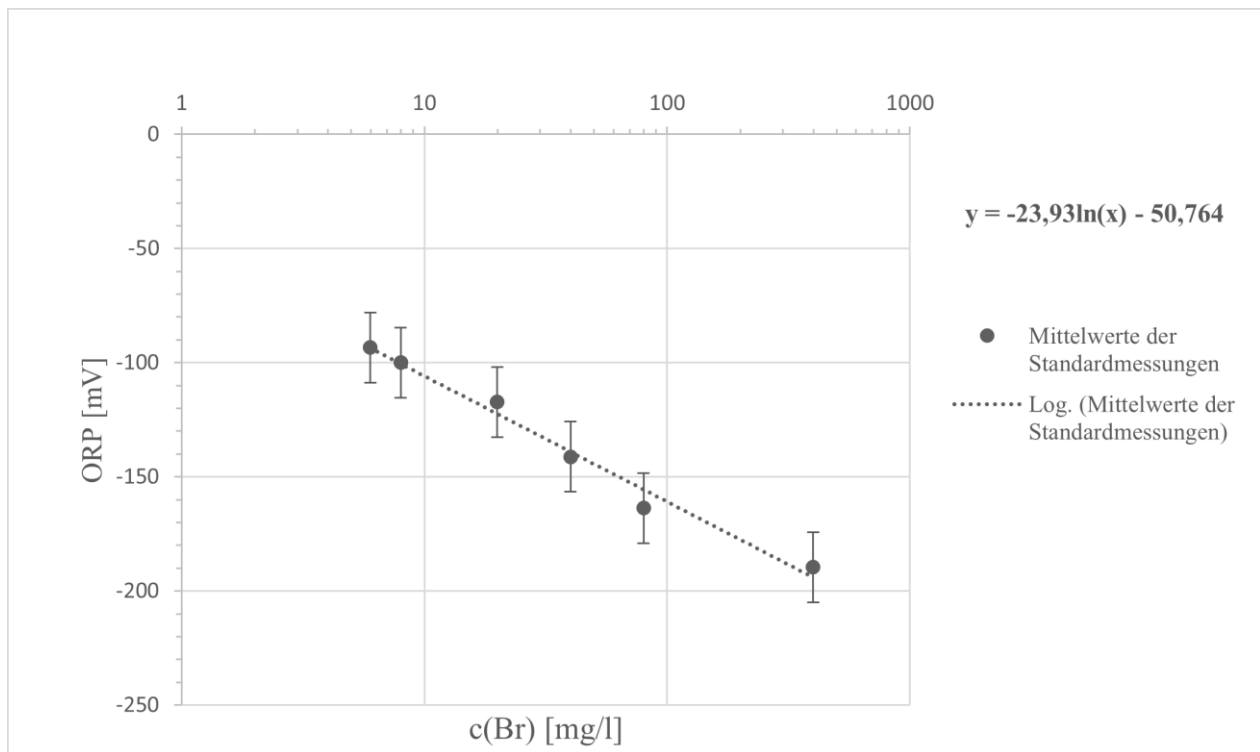


Abb. 38: Kalibrationskurve für die Dispersivität

ANLAGE 6 PEGELSTANDMESSUNG VOM 28.11.2023

Tabelle 5: Pegelstandmessung zur Erstellung der Grundwassergleichenkarte

GWM	POK-Höhe [m ü NN]	Pegel	Pegel ü NN	Sohle [m u POK]	Zusatz vom 28.11.2023
		[m u POK]	[m ü NN]		
		28.11.2023	28.11.2023		
3197	145,365	3,17	142,195	8,01	
3198	145,365	3,185	142,18	13,79	
3199	145,3	3,175	142,125	9,82	
3200	145,695	3,22	142,475	10,23	
3201	145,66	3,94	141,72	8,18	
3224	145,325	3,425	141,9	9,53	
3225	145,32	3,695	141,625	7,7	
3226	145,78	4,315	141,465	7,41	
3227	145,33	3,57	141,76	7,28	
3251	145,7	3,385	142,315	7,66	
3252	145,9	3,825	142,075	7,15	
3253	144,93				nicht gefunden
3254	145,29	3,17	142,12	7,1	
3371	145,41				nicht geöffnet
4218	145,08				Röt-Grundwasserleiter
4219	145,08	5,545			Röt-Grundwasserleiter
4263					nicht gefunden
4265		3,24			
4266					nicht gefunden
4267					nicht gefunden
4268					nicht gefunden
4269					zugefallen und trocken bei 2,40 m u. POK