

Grundwassermodellierung im Bereich des Tanklagers Farge

Im Auftrag der:

**Bundesanstalt für Immobilienaufgaben
vertreten durch Immobilien Bremen
Theodor Heuss Allee 14
28215 Bremen**

**Erläuterungsbericht zur Strömungsmodellierung
August 2022**

MSc S. Julius
Dr. S. Jensen
Dr. B. Panteleit

Inhalt

Abbildungsverzeichnis.....	II
Tabellenverzeichnis.....	II
1 Einleitung.....	1
2 Numerische Strömungsmodellierung	3
3 Beschreibung des Untersuchungsgebiets	5
3.1 Geographische Lage	5
3.2 Hydrogeologische Gegebenheiten	6
4 Aufbau des Strömungsmodells	9
4.1 Räumliche und zeitliche Diskretisierung des Modells.....	9
4.2 Randbedingungen	11
4.2.1 Modellränder.....	12
4.2.2 Weitere Randbedingungen	12
4.2.3 Transmissivität.....	16
4.2.4 Porosität	16
4.3 Modellkalibrierung.....	17
4.3.1 Vergleich gemessener und berechneter Wasserstände	17
4.3.2 Vergleich der Grundwassergleichenpläne	20
5 Zusammenfassung.....	22
6 Literaturverzeichnis.....	23
7 Anhang	24

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Die kartierte Ausdehnung der Schadstofffahne aus dem Jahr 2009	1
Abbildung 2: Schematische Darstellung eines Absenkttrichters durch Grundwasserentnahmen im..... Querschnitt.	2
Abbildung 3: Geographische Lage des Untersuchungs- und aktiven Modellgebiets in Bremen Nord. ...	5
Abbildung 4: Übersicht der Modelleinheiten	6
Abbildung 5: Gegenüberstellung der geologischen Profilschnitt in Bremen Nord	7
Abbildung 6: Das Modellgitter mit verfeinerten Zellen im Bereich des Verladebahnhofs II	9
Abbildung 7: Randbedingungen im aktiven Modellgebiet.....	11
Abbildung 8: Die Grundwasserneubildungsrate nach mGROWA	13
Abbildung 9: Verteilung der Observationspunkte, die gemessene Grundwasserstände mit modellierten vergleichen.....	18
Abbildung 10: Die im Gelände gemessenen Grundwasserstände (x-Achse) gegen die modellierten Druckspiegel (y-Achse) aufgetragen.....	19
Abbildung 11: Die Ergebnisse der Strömungsmodellierung 2011.....	21

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Zeitliche Diskretisierung des Modells Farge.	10
Tabelle 2: Alle im aktiven Modellgebiet vorhandenen Brunnen mit entsprechenden Fördermengen	14
Tabelle 3: statistische Auswertung der Differenzen zwischen gemessenen und modellierten..... Grundwasserdruckspiegeln.	20

Durch die Grundwasserförderung entsteht ein Absenkttrichter und Unterdruck, von dem im Grundwasser gelöste Schadstoffe angesogen werden könnten (s. Abbildung 2).

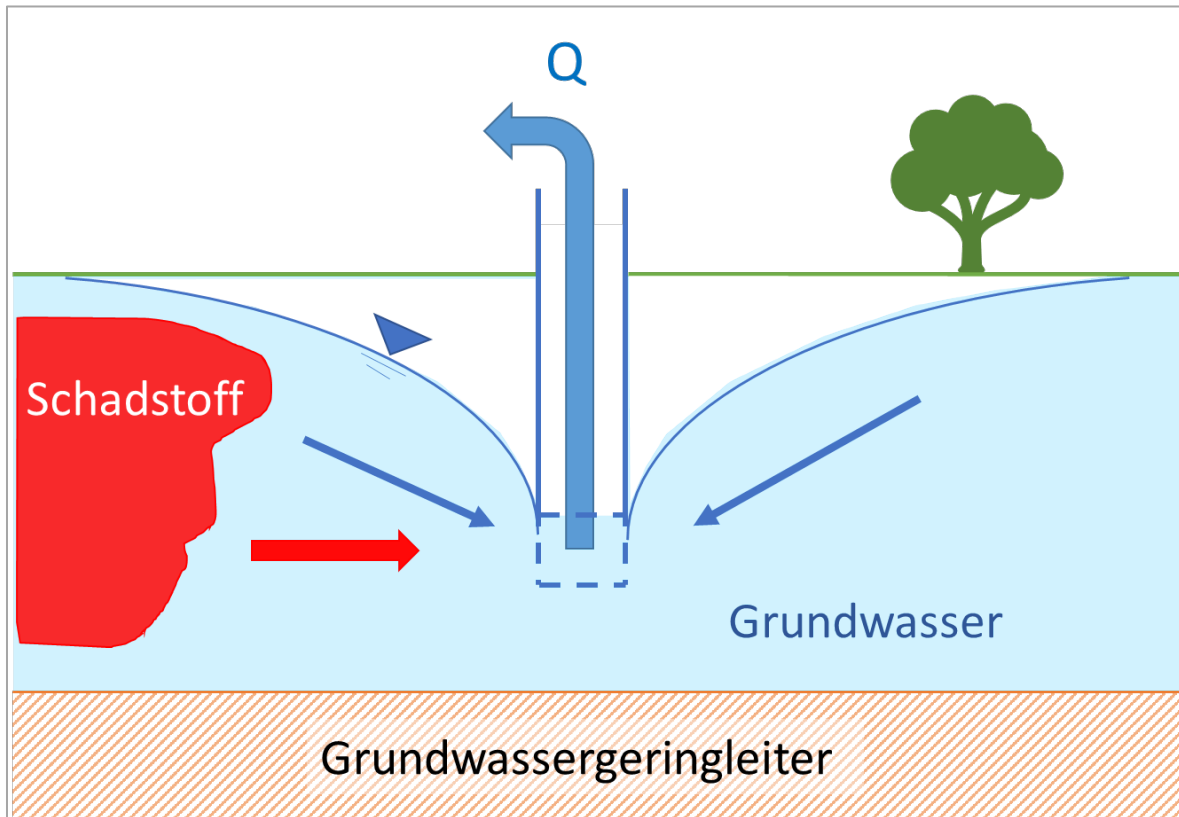


Abbildung 2: Schematische Darstellung eines Absenkttrichters durch Grundwasserentnahmen im Querschnitt. Durch die Förderung können neben dem Grundwasser auch Schadstoffe angesogen werden.

Der Geologische Dienst für Bremen (GDfB) wurde im August 2020 von Immobilien Bremen mit der Erstellung eines Grundwasserströmungsmodells beauftragt. Das Modell stellt die Grundlage für die Abschätzung des zeitlichen und räumlichen Verlaufs der Schadstofffahne dar um somit einen möglichen zukünftigen Schadstoffeintrag in den Förderbrunnen 16 zu verhindern. Dieses im folgenden vorgestellte Modell kann im ersten Schritt die Grundwasserströmung simulieren. Die Strömungsmodellierung kann als Grundlage für eine aufbauende Transportmodellierung zur Simulation des Schadstofftransports dienen.

2 Numerische Strömungsmodellierung

Die Grundwasserströmungsmodellierung erfolgt mit der Software MODFLOW. Diese löst numerisch dreidimensionale Strömungsgleichungen für ein poröses Medium mit der Finiten-Differenzen-Methode (Harbaugh et al. 2000). Dabei wird das Modellgebiet in rechtwinklige Elementarzellen unterteilt und der Grundwasserfluss durch jede Zelle simuliert.

Der Grundwasserstand in einer Modellzelle wird durch den Zu- und Abfluss in alle Raumrichtungen verändert. Die Berechnung der Wasserstandsänderung wird über Differentialgleichungen gelöst. Es ergeben sich Differentialgleichungen, die für jede Zelle den Zu- und Abfluss in jede Raumrichtung berechnen. Da der Wasserstand in einer Zelle abhängig von dem der Nachbarzellen ist, werden die Differentialgleichungen für alle aktiven Zellen in jedem Zeitschritt gleichzeitig gelöst und die ermittelten Änderungen am Ende des Zeitschrittes angewandt.

Die Berechnung erfolgt solange, bis die Differenz des modellierten Parameters von zwei aufeinanderfolgenden Zeitschritten unter einer gewählten Toleranzgrenze ist (Langevin et al. 2017). Für die Berechnung wird zwischen stationärer Strömung, bei der Zu- und Abfluss über das Modellgebiet gleich groß sind, und der instationären, bei der Zu- und Abfluss zeitlich variieren können, unterschieden.

Bei der stationären Strömungsmodellierung ergibt sich aufgrund der Massenerhaltung eine Summe der gesamten Massenänderungen ($\frac{\delta(\rho_v)}{\delta}$) in alle drei Raumrichtungen von null. Dies wird mit der Kontinuitätsgleichung beschrieben:

$$\frac{\delta(v_x)}{\delta x} + \frac{\delta(v_y)}{\delta y} + \frac{\delta(v_z)}{\delta z} = 0 \quad (1)$$

Mit Berücksichtigung der Filtergeschwindigkeiten resultiert die Strömungsgleichung für stationäre Grundwassermodelle:

$$\frac{\delta}{\delta x} (kf_x \frac{\delta h}{\delta x}) + \frac{\delta}{\delta y} (kf_y \frac{\delta h}{\delta y}) + \frac{\delta}{\delta z} (kf_z \frac{\delta h}{\delta z}) = 0 \quad (2)$$

Bei instationärer Strömung ändert sich bei ungespannten Grundwasserverhältnissen der Grundwasserstand in der Modellzelle, dh/dt ist ungleich null. In gespannten Aquiferen erfolgt die Änderung über eine erhöhte Grundwasserdruckfläche, also über eine Änderung des Speichervermögens der Zelle. Der Speicherkoeffizient S_s setzt sich aus den Größen der Kompressibilität des Aquifers (die Grundwassermenge, die durch Porositätsänderungen des Korngerüsts in die Zelle oder aus der Zelle fließt) und der Kompressibilität des Wassers (Wassermenge, die durch Dichteänderung des Wassers in

die Zelle oder aus der Zelle fließt). Die Änderung des Volumens pro Zeit, was aus dem Speicherkoeffizienten resultiert, wird durch den Term $\rho S_s \frac{\delta h}{\delta t}$ beschrieben. Aus Gleichung (2) ergibt sich für instationäre Strömungsverhältnisse:

$$\frac{\delta}{\delta x} (kf_x \frac{\delta h}{\delta x}) + \frac{\delta}{\delta y} (kf_y \frac{\delta h}{\delta y}) + \frac{\delta}{\delta z} (kf_z \frac{\delta h}{\delta z}) = \rho S_s \frac{\delta h}{\delta t} \quad (3)$$

3 Beschreibung des Untersuchungsgebiets

3.1 Geographische Lage

Das 22,3 x 13,5 km große Untersuchungsgebiet umfasst den Bereich Bremen-Nord und daran angrenzende Gebiete aus Niedersachsen (s. Abbildung 3). Die Ausmaße des aktiven Modellgebiets leiten sich aus den hydrogeologischen Gegebenheiten ab und sind im Norden durch Grundwasserscheiden und Stromlinien begrenzt. Die südliche Modellgrenze bilden Weser, Lesum und Hamme. Das Untersuchungsgebiet erstreckt sich im Norden bis Meyenburg und im Osten bis Osterholz-Scharmbeck. Das Tanklager Farge befindet sich im Westen des Modellgebiets und reicht nördlich über die Bremer Stadtgrenze hinaus. Insgesamt verläuft das Modellgebiet über die Blätter 2716, 2717, 2718, 2816, 2817 und 2818 der Topographischen Karte 1:25 000 (TK 25). Die Morphologie des aktiven Modellgebiets fällt von 46 mNN im Osten bis auf unter 0 mNN im Westen und wird im Bereich der Gewässer zum Teil stark eingeschnitten.

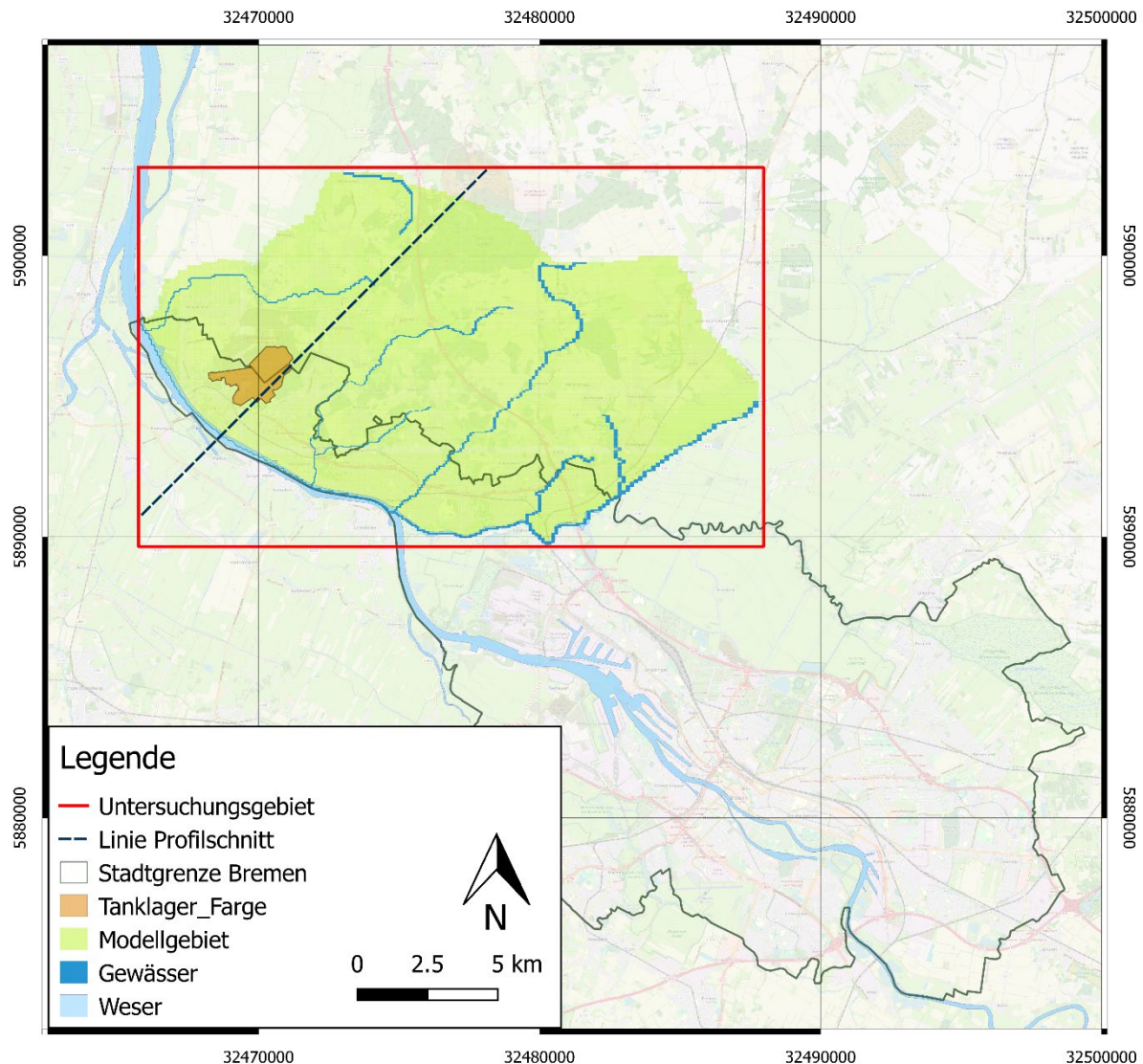


Abbildung 3: Geographische Lage des Untersuchungs- und aktiven Modellgebiets in Bremen Nord.

3.2 Hydrogeologische Gegebenheiten

Der Untergrund wird hydrostratigraphisch in Grundwasserleiter (L) und Grundwasserhemmer (H) unterteilt. Die einzelnen Einheiten des oberen quartären Grundwasserstockwerks sind in Abbildung 4 zusammengefasst und in einem Profilschnitt durch Bremen Nord in Abbildung 5 dargestellt.

Name der Modelleinheit	Anzahl der Layer pro Einheit	Lithologie			Hydrostratigraphische Einheit	Tiefenlage der Schichtgrenze [mNN]		kf-Wert Bereich [m/sec]	
						min	max	min	max
Anthropogen Holozän	3	Schutt	Abfall	Sand	L0	-0.7	46.6	4.0E-08	3.0E-01
		Sand	Torf	Ton	H1				
Weichsel Saale	9	Sand	Kies		L1	-9.8	44.4	1.4E-08	5.0E-01
			Geschiebelehm		H3				
			Sand		L3				
Lauenburger Schichten	6	Feinsand	Feinsand		L3	-34.6	38.3	1.6E-08	3.0E-01
			Schluff	Ton	H4.1				
			Feinsand		L4.1				
Elster	7		Sand		L4.1	-197.6	20.9	8.0E-08	3.0E-01
			Geschiebelehm		H4.2				
			Sand	Kies	L4.2				
Pliozän bis Mittelmiozän		Schluff	Feinsand		L4.3	-315.8	-1.5	Modellbasis	
					HL4.3				
			Ton		H5				

Abbildung 4: Übersicht der Modelleinheiten und -layer und die entsprechenden Tiefenlagen zur Abbildung der hydrostratigraphischen Gliederung des oberen Grundwasserstockwerks im Modellgebiet mit der Unterteilung in Grundwasserleiter (L0 bis L4) und Grundwasserhemmer (H1 bis H5) nach (Reutter 2011; GdFB und GHC 2019)

Die heutigen geologischen und hydrogeologischen Gegebenheiten wurden überwiegend durch den Wechsel von Warm- und Kaltzeiten im Quartär geprägt. Während die weichsel- und saalezeitlichen Schmelzwassersande im Bremer Becken den quartären Hauptgrundwasserleiter (L1/L3) aufbauen, bilden die Ablagerungen aus Geschiebemergel und -lehm des Drenthe-Stadiums im Bereich des Geest-Höhenrückens von Bremen-Nord eine gering wasserdurchlässige Deckschicht (H3). Die Mächtigkeiten der Geschiebeablagerungen variieren stark und erreichen bereichsweise bis zu ca. 20 m. In den Senken der Geestbachtäler sind die Geschiebeablagerungen im Untersuchungsgebiet jedoch vollständig erodiert. Die glazifluviatilen Sande des frühen Drenthe-Stadiums zeigen eine gute Durchlässigkeit und bilden in Bereichen von Bremen-Nord den ersten durchgehenden Grundwasserleiter (L3) (GdFB und GHC 2019).

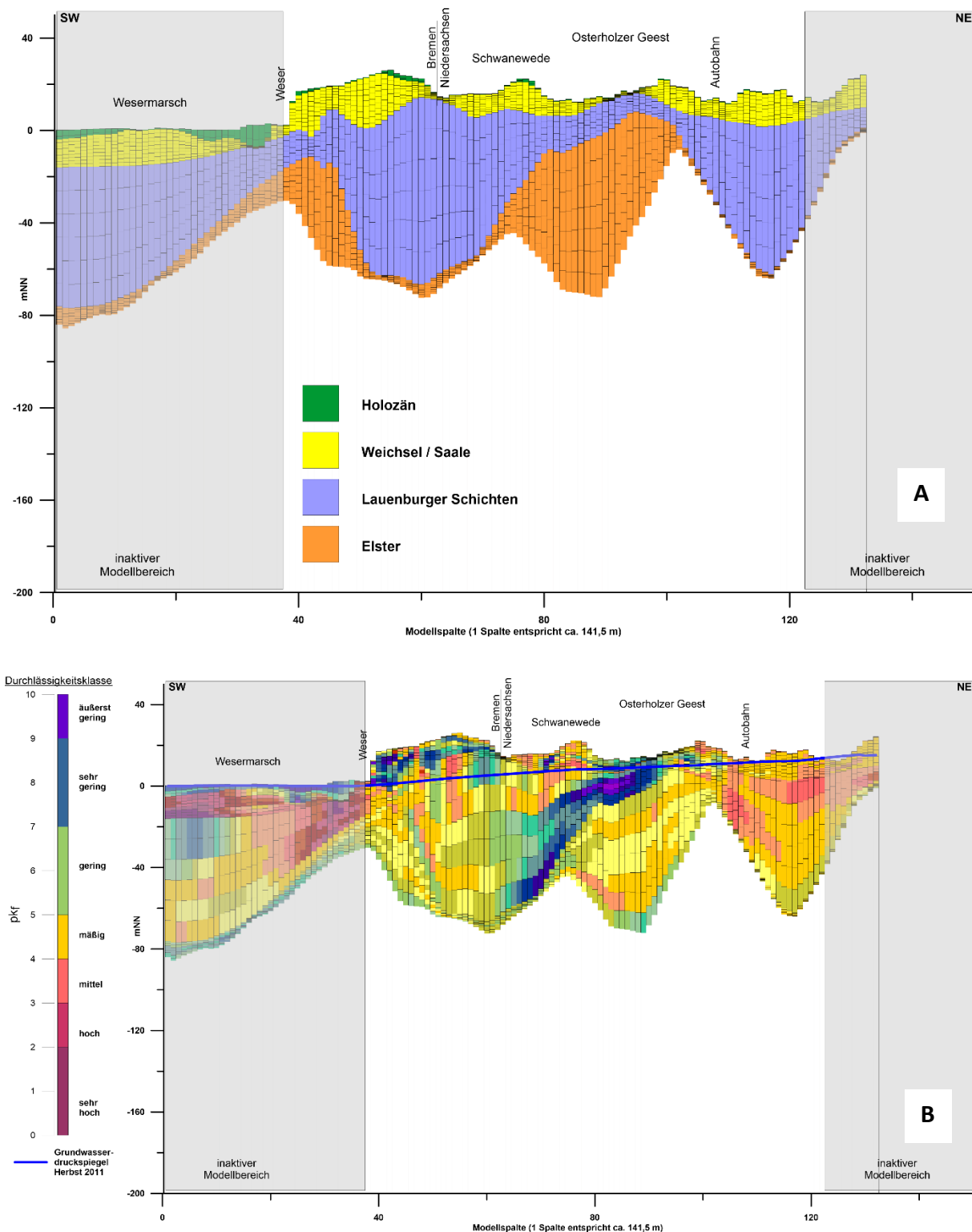


Abbildung 5: Gegenüberstellung der geologischen Profilschnitte in Bremen Nord mit den hydrostratographischen Einheiten des oberen Grundwasserstockwerks (A) und den dazugehörigen Durchlässigkeiten (B) bis zur Quartärbasis. Die vertikale Ausdehnung der Gitterzellen in den 25 Modelllayern variiert mit den geologischen Untergrundgegebenheiten.

Die folgenden Stillwasserablagerungen der späten Elster-Kaltzeit werden als Lauenburger Schichten bezeichnet. Sie können als gut sortierte Feinsande (Ritterhuder Sande) ausgebildet sein, die eine gute hydraulische Leitfähigkeit aufweisen (L3/L4.1). In der tonigen Faziesausbildung (Lauenburger Ton) bilden die Ablagerungen eine effektive Hemmschicht (H4.1). Die Faziesübergänge erfolgen lateral und

vertikal fließend über eine schluffige Zwischenfazies. Insbesondere im Bereich nördlich der Wasserfassung Vegesack wirken die dort großräumig aushaltenden Lauenburger Tone als Trennschicht mit unterschiedlichen Grundwasserdruckspiegeln in den über- bzw. unterlagernden Grundwasserleitern. Deutlich zeigen das artesisch gespannte Grundwasserverhältnisse, die im Verlauf der Schönebecker Aue nordöstlich vom Stadtteil Aumund-Hammersbeck auftreten (GDfB und GHC 2019).

Glaziale Sande der Elsterkaltzeit sind die älteste erhaltene quartäre Schicht. Aufgrund ihrer großen Mächtigkeit und der guten hydraulischen Leitfähigkeit sind sie in Bremen-Nord der wesentliche quartäre Grundwasserleiter (L4.1/L4.2), der in wenigen Bereichen durch einen zwischengelagerten Geschiebelehm (H4.2) untergliedert ist.

In den urbanen Bereichen wurden die natürlichen Ablagerungen teilweise ausgetauscht bzw. häufig durch anthropogene Auffüllungen überlagert. Je nach Art der Auffüllung handelt es sich hierbei um lokale Grundwasserleiter (L0), die isoliert oder auch an die natürlichen Grundwasserleiter angebunden sein können (GDfB und GHC 2019).

Gespannte Grundwasserverhältnisse treten im Modellbereich in mehreren Bereichen auf. In Bremen-Nord überwiegend im Bereich der Geestbachverläufe, in der Nähe zur Weser und im Bereich von Bremen-Farge. Darüber hinaus konnten in einzelnen Messstellen gespannte Verhältnisse nachgewiesen werden. In Bremen-Nord finden sich artesisch gespannte Grundwasserverhältnisse im Bereich des Mühlenfleeth am nordwestlichen Modellrand, im Bereich des Mittellaufs der Schönebecker Aue, nördlich der Hamme am nordwestlichen Modellrand und in Bereichen südlich der Lesum (GDfB und GHC 2019).

Die Grundwasserleiter sind im Südwesten hydraulisch an den Hauptvorfluter Weser angebunden, in die auch die kleineren Gewässer einspeisen. So ergibt sich die vornehmliche Fließrichtung des Grundwassers von Nordost nach Südwest.

4 Aufbau des Strömungsmodells

4.1 Räumliche und zeitliche Diskretisierung des Modells

Als Grundlage für die Strömungsmodellierung dient das mit der Software MODFLOW (McDonald und Harbaugh 1988) im Rahmen der Vorbereitungen des Wasserschutzgebiets Vegesack 2019 erstellte regionale numerische Modell für den Stadtteil Bremen-Nord (GDfB und GHC 2019). Dieses wurde in der Ausdehnung leicht angepasst und misst 22.3 km in West-Ost-Ausdehnung und 13.5 km in Nord-Süd-Ausdehnung. Das Modell ist mit der Finite-Differenzen-Methode durch ein Rechteckraster mit einer Zellgröße von 100 x 100 m aufgebaut. Im Bereich des Schafstoffaustritts beim Verladebahnhof II des Tanklagers wurde die Auflösung bis auf eine Zellgröße von 10 x 10 m verfeinert (s. Abbildung 6).

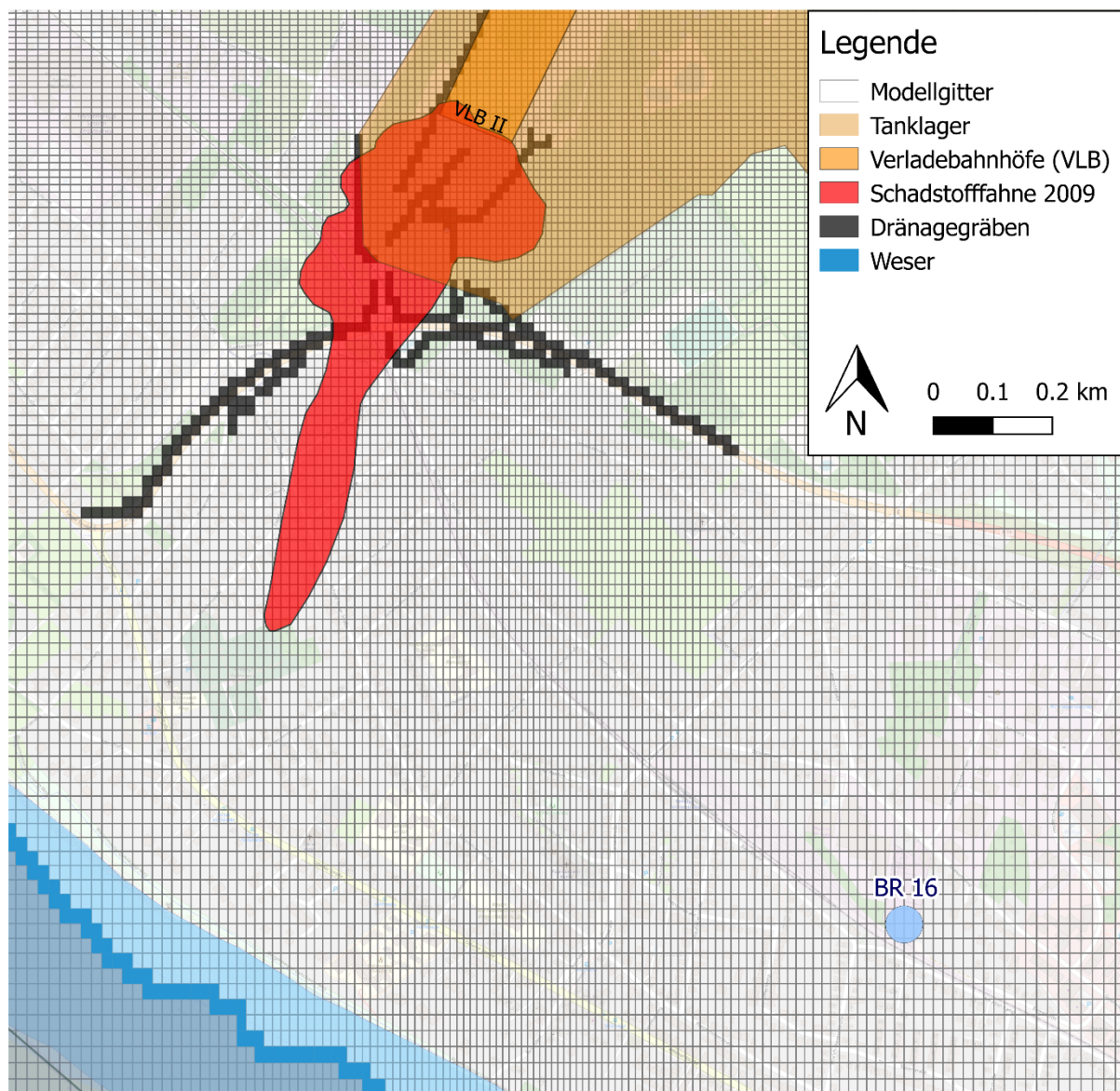


Abbildung 6: Das Modellgitter mit bis zu 10x10 m verfeinerten Zellen im Bereich des Verladebahnhofs II im Tanklager und allen Randbedingungen rund um den Schadstoffherd.

Die vertikale Unterteilung des Modells erfolgt entsprechend der Hydrostratigrafie in die vier Einheiten Holozän und die zur Epoche Pleistozän zählenden Wechselzeitlichen Ablagerungen der Weichsel-Saale, Lauenburger Schichten und Schichten der Elsterkaltzeit (s. Abbildung 5). Diese vier Einheiten wurden vertikal in insgesamt 25 Layer unterteilt. Die zwischen -1,5 mNN und -315 mNN beginnenden bindigen Einheiten des Plio- und Miozäns dienen als Unterkante des Modells (s. Abbildung 4).

Aus der horizontalen und vertikalen Diskretisierung ergeben sich rund 4,6 Mio. Modellzellen, von denen 3,3 Mio. aktiv sind. Die Modelloberkante entspricht der Geländeoberkante und wurde aus dem Digitalen Geländemodell (DGM100) übertragen. Die Mächtigkeiten und Durchlässigkeitsbeiwerte der einzelnen 25 Modelllayer sowie die Tiefenlage der Holozänbasis und die Ober- und Unterkante der Lauenburger Schichten wurden zuvor in einem 3-D-Strukturmodell ermittelt, in das u.a. sämtliche Informationen aus ca. 100.000 Bohrungen aus der Bremer Bohrdatenbank eingegangen sind. Um (modelltechnisch erforderliche) durchgängige Layer zu garantieren, wurde auch in Bereichen von Schichtlücken eine Mindestmächtigkeit der Layer von 0,1 m eingestellt.

Zeitlich ist das Modell in mehrere Stressperioden, die jeweils 5, 10 oder 20 Jahre andauern, diskretisiert (s. Tabelle 1). Für jede der neun Stressperioden werden verschiedene hydrogeologische Randbedingungen wie die Fördermengen der Brunnen entsprechend definiert. Die Randbedingungen innerhalb einer Stressperiode sind konstant. Insgesamt startet das Modell im Jahr 1945, in dem das Tanklager Farge bombardiert wurde, was möglicherweise zu einer Leckage und dem Beginn des Schadstoffaustritts führte.

Tabelle 1: Zeitliche Diskretisierung des Modells Farge.

Stressperiode	Zeitraum	Dauer in Tagen	Zeitschritte	Strömung
SP1	1945-1950	1826	1	SS
SP2	1950-1970	7304	37	TR
SP3	1970-1990	7304	37	TR
SP4	1990-2000	3651	16	TR
SP5	2000-2010	3652	16	TR
SP6	2010-2020	3651	16	TR
SP7	2020-2030	3652	16	TR
SP8	2030-2040	3651	16	TR
SP9	2040-2050	3652	16	TR

Die Grundwasserströmungsmodellierung kann pro Stressperiode entweder stationär, also zeitunabhängig (SS: steady state) oder instationär, also zeitabhängig (TR: transient) erfolgen. Bei der stationären Berechnung ist die Wasserbilanz ausgeglichen, es fließt die gleiche Menge an Grundwasser in das Modell rein (z. B. durch Grundwasserneubildung) wie aus dem Modell raus (z. B. durch die Flüsse

und Brunnen). Damit wird überprüft, ob alle Parameter und Randbedingungen korrekt eingegeben sind und das Modell lauffähig ist. Die instationäre Modellierung (TR) erfolgt direkt anschließend in allen folgenden Stressperioden. Hierbei sind Zu- und Abstrom im Modellgebiet unterschiedlich groß. So werden die reellen hydrogeologischen Verhältnisse im Vergleich zur stationären Modellierung genauer abgebildet (s. Kapitel 2).

4.2 Randbedingungen

Zu den Randbedingungen der hydraulischen Modellierung gehören sowohl die unterschiedlichen Arten der aktiven Modellränder, als auch weitere modellspezifische Randbedingungen, wie Flüsse, Brunnen, Drainagegräben oder die Grundwasserneubildungsrate. Da das Modellgitter in einem Finite Differenzen Modell (MODFLOW) rechtwinkelig aufgebaut ist, die Modellränder sich hingegen an naturräumlichen Gegebenheiten orientieren, erstreckt sich zwischen dem Rahmen des Untersuchungsgebiets und dem aktiven Modellgebiet ein inaktiver Bereich, der nicht in die Strömungsmodellierung involviert ist (grauer Bereich in Abbildung 7).

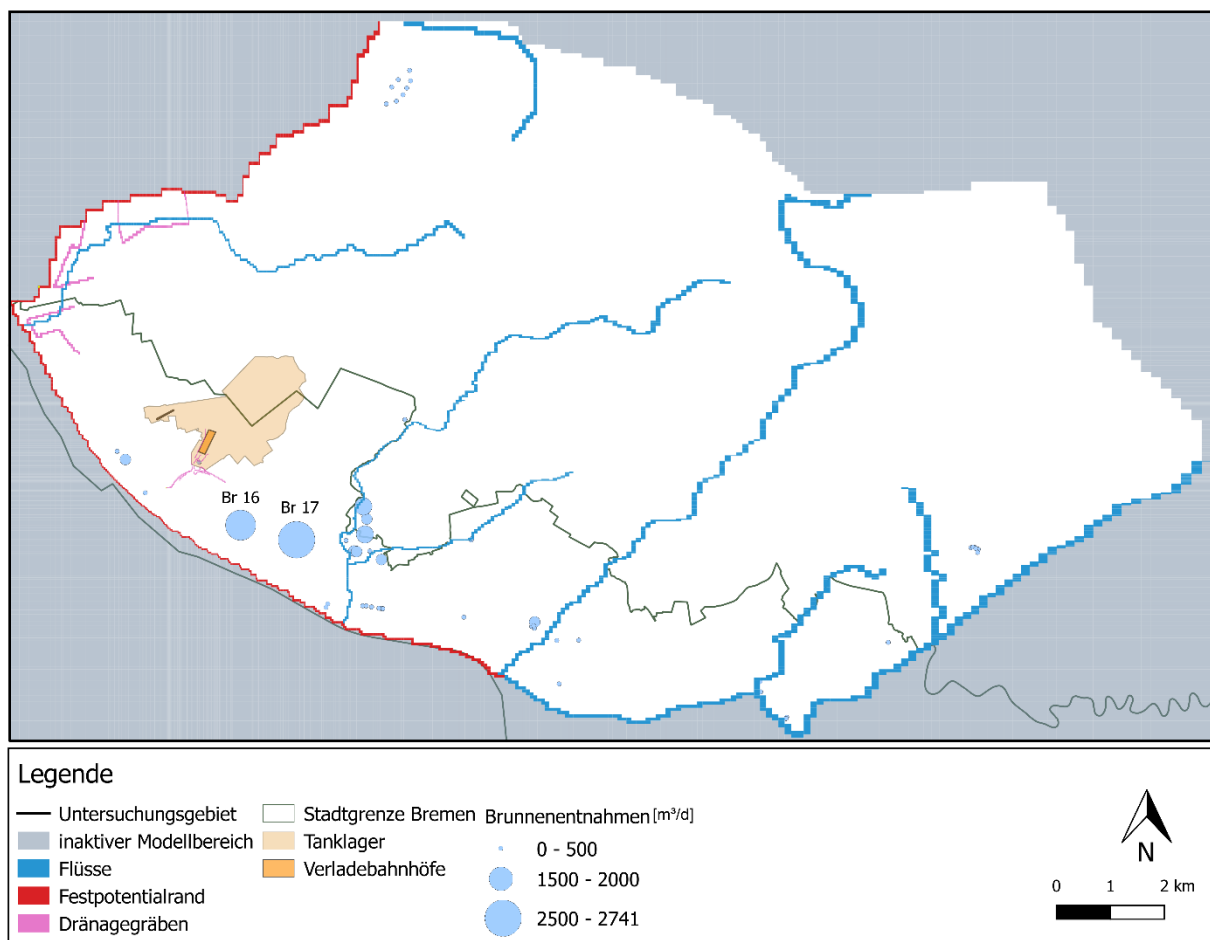


Abbildung 7: Randbedingungen im aktiven Modellgebiet. Im Westen in rot die Randbedingungen 1. Art als Festpotential, am nördlichen aktiven Modellgebiet in 2. Art als No-Flow und im Süden durch die Flüsse in blau als 3. Art Leakage. Des Weiteren sind die Brunnen mit Entnahmemengen aus dem Zeitraum 2010-2020 und Drainagegräben im Bereich des Tanklagers und im Westen des Modellgebiets in pink dargestellt.

4.2.1 Modellränder

Bei Modellrändern wird zwischen drei Arten unterschieden. Die erste Art, der Dirichlet-Typ, beschreibt einen konstanten vorgeschriebenen Wasserstand. Diese sogenannten Festpotentialränder erstrecken sich im Modell Farge am nordwestlichen sowie am südwestlichen Modellrand, der die Weser darstellt (in Abbildung 7 rot dargestellt). Der gesamte nordöstliche Rand wird über die zweite Art (Neumann-Typ) beschrieben. Hier gilt ein vorgeschriebener Abfluss, der Null entspricht und als No-Flow bezeichnet wird, wenn der Modellrand, wie in diesem Fall, senkrecht zur Grundwasserfließrichtung verläuft.

Der verbleibende südliche Rand ist als Randbedingung dritter Art (Cauchy-Typ) definiert. Diese besteht aus einer Kombination der ersten beiden Randbedingungen und beschreibt halbdurchlässige Ränder, wie es bei Flüssen der Fall ist. In diesem Fall bilden die Vorfluter Lesum und Hamme den Modellrand dritter Art ab (in Abbildung 7 blau dargestellt) und werden als Flüsse ins Modell implementiert.

4.2.2 Weitere Randbedingungen

Neben Lesum und Hamme werden im aktiven Modellbereich von West nach Ost zusätzlich folgende Vorfluter im RIV-Modul der Software berücksichtigt: Mühlenfleeth, Blumenthaler Aue, Beckedorfer Beeke, Schönebecker Aue, Ihle, Ritterhuder Beeke. Des Weiteren wurden die im Modellgebiet vorhandenen Drainagegräben im westlichen Bereich, als auch im südlichen Tanklagergebiet implementiert (s. Abbildung 7). Die geografische Lage der Gewässer und Dränagen und wo möglich ebenfalls die Breite und Tiefe der Gewässer wurden aus topografischen Grundkarten (DGK5) entnommen. Die wenigen fehlenden Informationen konnten mit Geländeerkundungen und linearen Interpolationen vervollständigt werden. Die Durchlässigkeiten der Vorfluter war einer der Hauptparameter zur Modellkalibrierung und wird in Kapitel 4.3 detaillierter betrachtet.

Für die Einbindung der Grundwasserneubildung wurden die Ergebnisse aus dem mGROWA Modell (Herrmann et al. 2013) verwendet. Dieses Modell berechnet unter Berücksichtigung von Landnutzung, Gefälle, Flurabstand, Oberflächenversiegelung und Bodentyp flächendifferenziert den Niederschlagsanteil, der zur Neubildung von Grundwasser führt (s. Abbildung 8). Grundwasserüberdeckende Schichten, die bereichsweise aufgrund geringer Durchlässigkeiten und hohem Flurabstand, ein erhöhtes Schutzpotenzial für das Grundwasser aufweisen, werden so durch eine geringere Grundwasserneubildung im Modell berücksichtigt. Die durchschnittliche jährliche Grundwasserneubildung im Modellgebiet beträgt 165 mm pro Jahr und ist über alle Stressperioden konstant definiert.

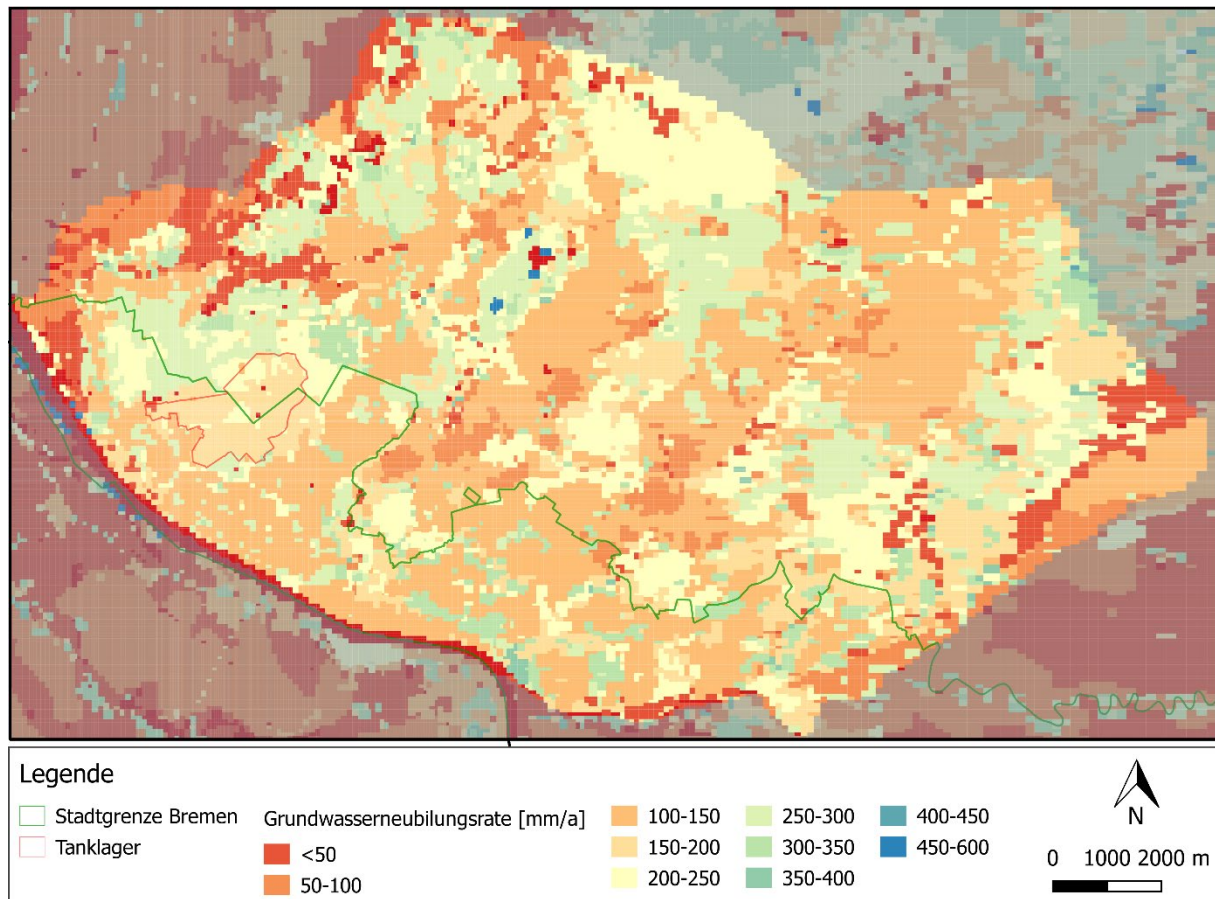


Abbildung 8: Die Grundwasserneubildungsrate nach mGROWA und entsprechend der Modellzellen vom Strömungsmodell skaliert. Die durchschnittliche Grundwasserneubildungsrate im Modell beträgt 165 mm/a.

Im Gegensatz zu den grundwasserneubildungsbedingten Zuflüssen im Modell stehen die Grundwasserentnahmen durch die Förderbrunnen. Alle der Wasserbehörde gemeldeten Entnahmen, die ein jährliches Fördervolumen von 4.000 m³ überschreiten, werden als Brunnen ins Modell implementiert (s. Tabelle 2). Variieren die Entnahmen innerhalb einer Stressperiode wurde der Mittelwert als Fördermenge eingetragen. Für die Stressperioden nach 2020 wurden die zukünftigen Entnahmemengen u.a. anhand der Bewilligungsmengen geschätzt. Die derzeit größten Fördermengen weisen die südöstlich des Tanklagers gelegenen Brunnen 16 und 17 mit bis zu 2740 m³/d (entspricht 1 Mio. m³/a) auf (s. Abbildung 7).

Tabelle 2: Alle im aktiven Modellgebiet vorhandenen Brunnen mit entsprechenden Fördermengen in [m³/d] für die jeweiligen Zeitintervalle der Stressperioden. Die Entnahmen zwischen 2020 und 2050 sind aus den vorhandenen Daten extrapoliert. Sortiert ist die Tabelle absteigend nach der Fördermenge 2010-2020. Mehrfachnennungen sind durch unterschiedliche Filterlagen in einem Brunnen bedingt.

Brunnenname	1945- 1950	1950- 1970	1970- 1990	1990- 2010	2000- 2010	2010- 2020	2020- 2050
SWB Br. 17	0	0	0	829	2369	2741	2800
SWB Brunnen 16	0	0	0	1082	1849	2418	2400
PR 186	0	0	0	0	0	1413	1816
Brunnen 18	0	0	0	0	458	1222	1233
SWB Brunnen 12	0	0	1644	1644	1696	935	950
SWB Brunnen 13, Blumen.	0	0	1507	1507	1381	860	750
Brunnen B Vegesack	0	0	0	616	671	747	800
BR 10 WW BLUMENTHAL	0	685	822	822	784	666	666
Br. 7 PR 18 WW BLUMEN.	0	822	822	822	784	666	666
SWB WW Blumenthal Br 8	0	548	822	822	784	666	666
Brunnen 18	0	0	0	0	229	611	617
Farge Kraftwerk Brunnen 10	0	92	274	404	548	548	550
Br. 15 _ WW Blumenthal	0	0	377	548	529	412	413
Br. 15 _ WW Blumenthal	0	0	377	548	529	412	413
SWB Brunnen 14, Blumen.	0	0	14	14	10	340	300
TB1 (Br. 11) EON Farge	0	0	0	0	69	292	300
Br4 _ Lesumer Urquell	0	0	0	0	69	292	300
Br. 10 & Br. 6a BWK	0	0	245	292	302	280	285
WW Meyenburg Br 3	0	171	274	279	273	274	275
WW Meyenburg Br 4	0	0	274	279	273	274	275
WW Meyenburg Br 5	0	0	274	279	273	274	275
WW Meyenburg Br 6	0	0	274	279	273	274	275
WW Meyenburg Br 7	0	0	274	279	273	274	275
WW Meyenburg Br 8	0	0	274	279	273	274	275
Br. 5a BWK	0	0	13	256	256	256	260
BR. A, WW VEGESACK	0	0	0	205	293	253	253
BR. A, WW VEGESACK	0	0	0	205	293	253	253
BR. A, WW VEGESACK	0	0	0	205	293	253	253
Vegesack- Aumund-Hammers	0	0	53	31	345	211	200
WW Ritterhude 1	122	122	146	219	194	183	183
WW Ritterhude 3	122	122	146	219	194	183	183
WW Ritterhude 4	0	0	0	153	194	183	183
WW Ritterhude 5	0	0	146	219	194	183	183
WW Ritterhude 6	0	0	146	219	194	183	183
WW Ritterhude 7	0	0	0	0	128	183	183
WW Meyenburg Br 1	0	86	137	140	136	137	138
WW Meyenburg Br 1	0	86	137	140	136	137	138
WW Meyenburg Br 2	0	86	137	140	136	137	138
WW Meyenburg Br 2	0	86	137	140	136	137	138
swb Bunnan 19	0	0	0	0	0	123	120
PR 185	0	0	0	0	0	123	120
BR. 1 BWK	0	0	411	386	133	110	110
Brunnen	0	0	0	31	53	92	100

Brunnenname	1945- 1950	1950- 1970	1970- 1990	1990- 2010	2000- 2010	2010- 2020	2020- 2050
Br. 8 BWK	0	0	41	200	213	50	50
Br. 8 BWK	0	0	0	200	213	50	50
Br. 7 BWK	0	0	0	70	213	50	50
Br. 7 BWK	0	0	41	200	213	50	50
Br. 9 BWK	0	0	0	200	213	50	50
Br. 9 BWK	0	0	0	70	213	50	50
Brunnen 1 Bremer Bäder	0	0	0	0	31	29	30
Br. 10 BWK	0	0	0	35	45	23	25
Grohner Wandplattenfabrik	822	822	542	174	105	17	0
NORDDT. STEINGUT Br.3	0	0	0	3	39	17	20
Brunnen2 Bremer Schweiz	0	0	0	33	88	13	0
TB1 (Br. 11) EON Farge	0	0	0	0	69	13	0
Brunnen 1 Bremer Schweiz	0	0	1	9	41	13	0
Lesum, AB1 Br. III _ Peilroh	0	0	0	21	94	10	0
Farge-Ost Tanklager	0	0	3	3	3	6	9
SWB Brunnen XI, Blumenthal	0	0	822	822	502	0	0
Blumenthal Wollkämmerei	0	0	0	183	71	0	0
GROHN-VEGE, TAUWERKF.	0	229	274	285	67	0	0
Klärwerk Farge BR1	0	0	17	37	48	0	0
Vegesack- Aumund-Hammers	0	0	198	487	31	0	0
Blumenthal Wollkämmerei	0	0	0	126	29	0	0
Br. Pumpwerk Marßel	0	0	0	11	5	0	0

4.2.3 Transmissivität

Die Transmissivität (Durchlässigkeit) der Modelleinheiten wird über die Mächtigkeit der Modellzellen und den in das Modell einzugebenden Durchlässigkeitsbeiwert, den sog. k_f -Wert, berechnet. Letzterer lässt sich aus Kornsummenkurven ableiten. Die Software GCI-Petro-Kf (Fuchs 2010) erstellt diese Kornsummenkurven synthetisch aus den Schichtbeschreibungen der in das Strukturmodell-Bremen eingegangenen Bohrungen und berechnet nach verschiedenen Verfahren den k_f -Wert. Die auf diese Weise abgeleiteten k_f -Werte wurden im Strukturmodell regionalisiert und in das regionale Strömungsmodell übergeben.

Die Ergebnisse dieser Methodiken sind in Abbildung 5 verdeutlicht. Profilschnitt A zeigt die Ergebnisse des Strukturmodells. Diese stammen aus verschiedenen Bohrprofilen mit entsprechenden Schichtdateninformationen, aus denen die geologischen Einheiten dreidimensional interpoliert werden. Im Profilschnitt B wurden die aus dem Strukturmodell gewonnenen k_f -Werte und Mächtigkeiten der Schichten in 25 Modelllayer mit 100x100 m breiten Modellzellen übertragen.

4.2.4 Porosität

Messwerte über die Porosität im Untersuchungsraum direkt liegen nicht vor und sind aufgrund der aufwändigen Methodik nur schwer zu gewinnen. Daher wurde eine einheitliche effektive Porosität von 0,25, entsprechend der nach (Helmbold 1988) berechneten Porosität für einen k_f -Wert von $5 \times 10^{-4} \text{ m/s}$, angenommen. Diese Durchlässigkeit entspricht dem Median der wesentlichen Grundwasserleiter im Saale-Weichsel Komplex bzw. der sandigen Bereiche der Lauenburger Schichten.

4.3 Modellkalibrierung

Bei der Strömungsmodellierung geht es um die möglichst genaue Nachbildung eines Ist-Zustands der Grundwasserdruckspiegel. Die Modellkalibrierung ist ein Prozess der Anpassung verschiedener Modellparameter. Durch die Variation innerhalb plausibler Grenzen wird die Abweichung zwischen gemessenen und berechneten Wasserständen minimiert. Für die Strömungsmodellierung werden in diesem Fall zu den Durchlässigkeiten der Modelllayer vornehmlich die Durchlässigkeiten der Gewässersohle von Fließgewässern angepasst, da diese von allen Modellparametern die höchste Variabilität mit bis zu mehreren Zehnerpotenzen aufweisen. Zuvor wurde in einer manuellen Sensitivitätsanalyse festgestellt, dass diese Parameter die Modellergebnisse am stärksten beeinflussen.

Für die allgemeine Modellgüte existieren keine konkreten Kriterien. Die Einschätzung erfolgt daher abhängig von den Modellgegebenheiten und vor dem Hintergrund der Fragestellung. Modellergebnisse können jedoch mit Hilfe mehrerer Möglichkeiten qualitativ und quantitativ eingeordnet werden. Zum einen werden aus Grundwassermessstellen im Gelände erhobene Wasserstandsdaten mit Modellwasserständen verglichen. Auch ein Abgleich der daraus resultierenden Grundwassergleichen zeigt wie realitätsgetreu das Modell funktioniert. Zudem sollte die Varianz zwischen gemessenen und berechneten Wasserständen möglichst klein sein. Das gleiche gilt für die Standardabweichung der Druckspiegel anteilig an deren Gesamtpotentialdifferenz.

Die Kalibrierung erfolgte in diesem Fall durch die Anpassung des Anisotropiefaktors sowie der Durchlässigkeiten der Flusssedimente und damit der Anbindung der Gewässer an den Grundwasserleiter. Als Anisotropiefaktor wird der Quotient aus horizontalem und vertikalem Durchlässigkeitsbeiwert bezeichnet. Dieser liegt je nach Korngrößenverteilung üblicherweise zwischen 1 und 10 (Hölting und Coldewey 2013). Im Modell erzielt ein Anisotropiefaktor außerhalb der Lauenburger Schichten von 2.625 die bestmögliche Modellanpassung. Er bildet damit sandige Sedimente mit schluffigen Anteilen ab. Hiervon abweichend wird das Verhältnis in den Lauenburger Schichten regional variiert, um die in den Messwerten repräsentierte lokale Stockwerkstrennung im Modell abbilden zu können. Die Durchlässigkeitsbeiwerte der Modellschichten und Flusssedimente, die die besten Modellergebnisse liefern sind im Anhang aufgeführt.

4.3.1 Vergleich gemessener und berechneter Wasserstände

Um den aktuellen Modellstatus mit dem zu erreichenden Ist-Zustand zu vergleichen, wurde ein Head-Observations-Modul (HOB) ins Modell implementiert. Dieses vergleicht gemessene Grundwasserstandsdaten z.B. aus Stichtagsmessungen mit den modellierten Grundwasserständen. Für die Kalibrierung wurden vornehmlich Grundwasserdaten aus einer Stichtagsmessung vom Herbst 2011, die über das gesamte Modellgebiet erfolgte, genutzt. Anschließend wurden lokal um das Haupt-

interessensgebiet des Tanklagers Grundwasserstände aus dem Jahr 2020 und 2022 u.a. mit Daten des Messstellenkatasters Farge überprüft (Verteilung s. Abbildung 9).

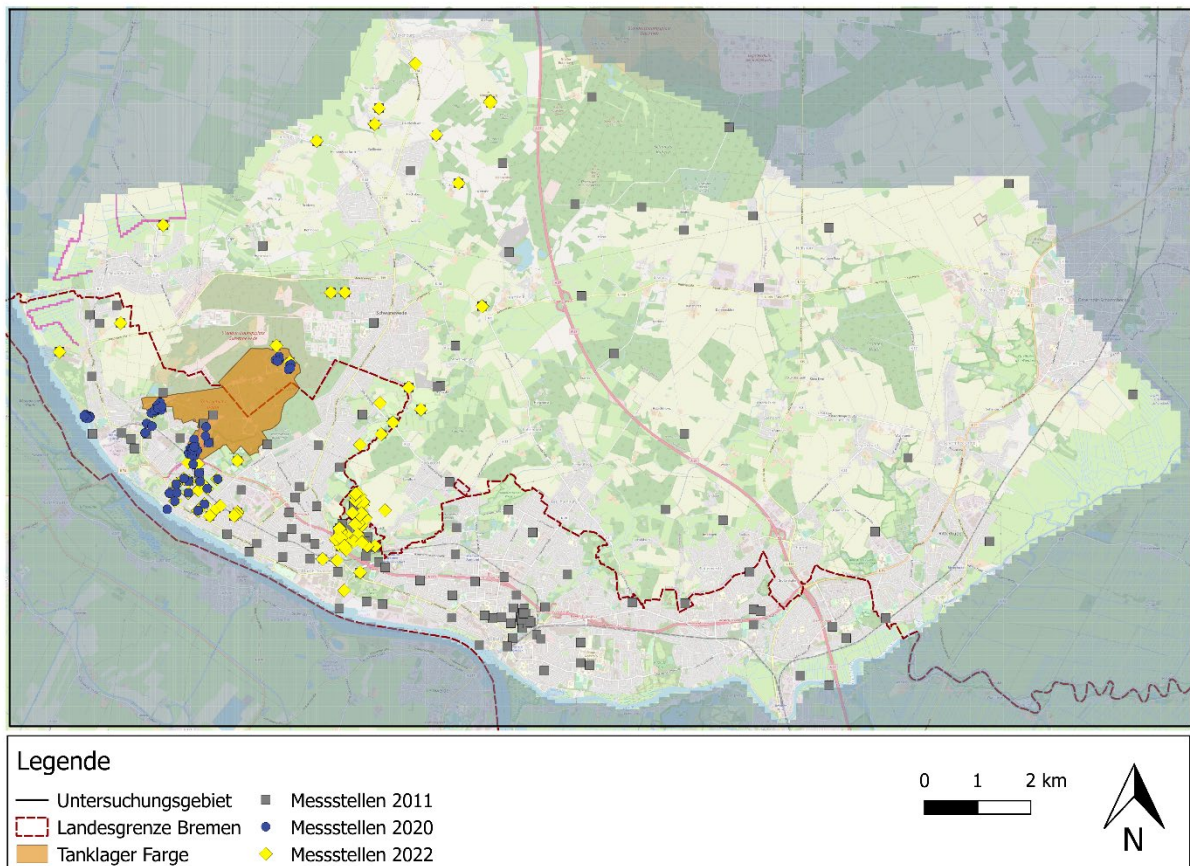


Abbildung 9: Verteilung der Observationspunkte, die gemessene Grundwasserstände mit modellierten vergleichen. In grau aus einer Stichtagsmessung im Herbst 2011, in blau Messpunkte aus dem Messstellenkataster (MTK) um das Tanklager Farge und in gelb die jüngsten Daten aus dem Frühjahr 2022.

Zur Auswertung wurden die im Gelände gemessenen und vom Modell berechneten Wasserstände in ein Streudiagramm eingetragen (s. Abbildung 10). Rechnet das Modell den Ist-Zustand exakt nach, stimmen beide Werte überein und bilden im Streudiagramm eine lineare Trendlinie. Anhand der Abweichungen der Datenpunkte von dieser optimalen Trendlinie wird folglich die Genauigkeit der Modellergebnisse evaluiert. Abbildung 10 zeigt die drei vorgestellten und ausgewerteten Messwerte von 2011 (grau), 2020 (blau) und 2022 (gelb). Die Datenpunkte im Bereich der Trendlinie zeigen eine gute Modellsimulation der Messwerte. Die Messwerte aus dem Frühjahr 2022 (gelb) liegen etwas über der Linie, d.h. die Modellwasserstände sind höher als die gemessenen Wasserstände. Viele dieser Messstellen liegen auf dem Gelände des Wasserwerkes Blumenthal in unmittelbarer Nähe der dortigen Förderbrunnen (s. Abbildung 9), sodass sie durch deren Entnahmen beeinflusst sind. Die Lage der verwendeten Messstellen aus dem Jahr 2020 repräsentiert die Ausbreitungsrichtung der Schadstofffahne ausgehend vom Verladebahnhof II. An diesen Datensatz zeigt das Modell die beste Anpassung.

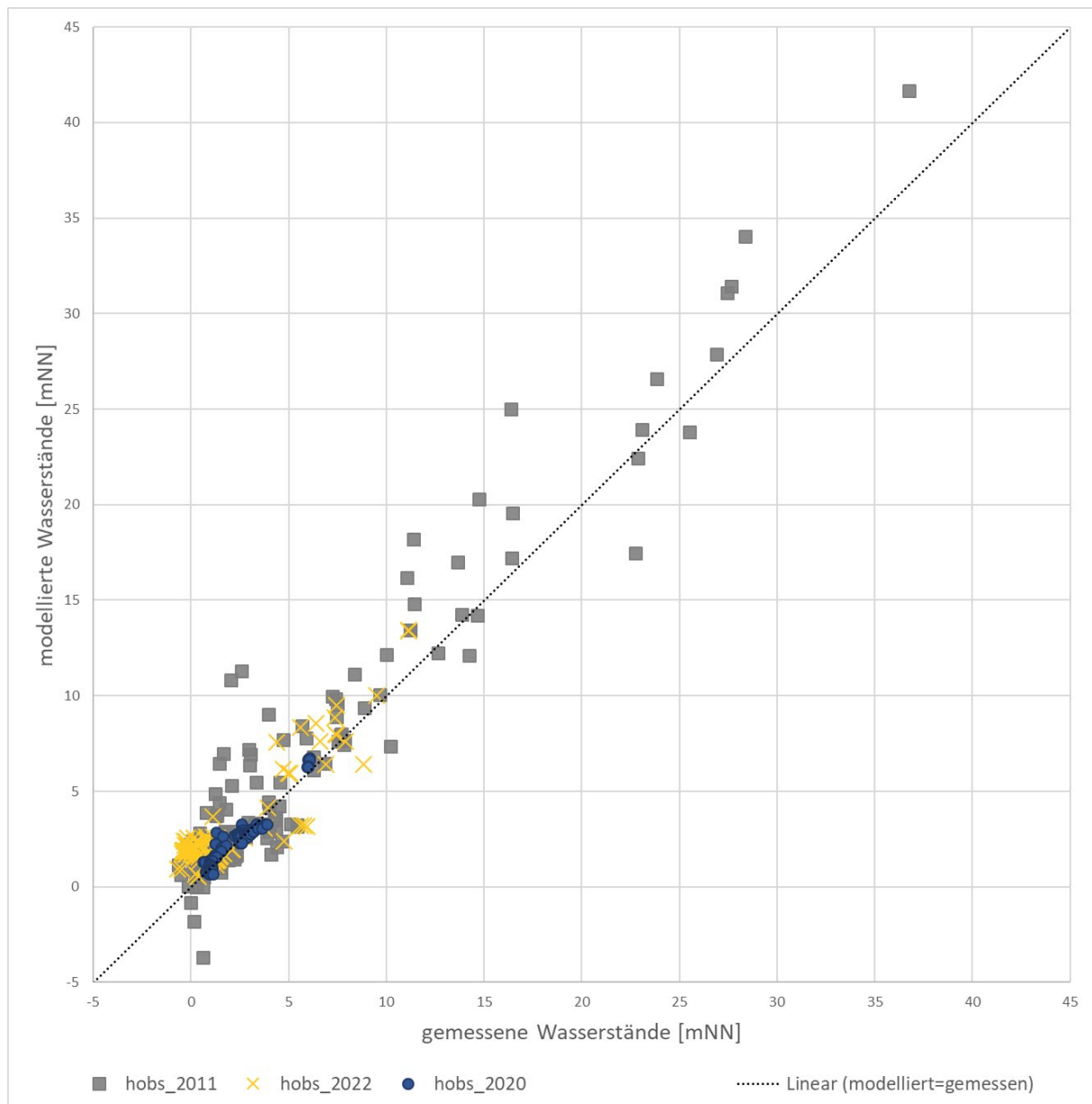


Abbildung 10: Die im Gelände gemessenen Grundwasserstände (x-Achse) gegen die modellierten Druckspiegel (y-Achse) aufgetragen. Die gestrichelte Linie zeigt eine optimale Verteilung.

Deutlich wird die Modellgüte ebenfalls, wenn die Ergebnisse einer statistischen Analyse unterzogen werden. Aus der Differenz zwischen gemessenen und modellierten Wasserständen (gemessen-modelliert) werden Mittelwert, Standardabweichung und Varianz berechnet (s. Tabelle 3). Je kleiner der jeweilige Wert ist, desto besser werden die Messwerte durch das Modell abgebildet. Mittelwert, Standardabweichung und Varianz sind für die Messwerte 2020 mit jeweils -0,15 m, 0,39 m und $0,15 \text{ m}^2$ sehr klein, sodass die Modellergebnisse, insbesondere im Bereich der Schadstofffahne den Ist-Zustand gut nachbilden. Der hohe Stichprobenumfang von 2020 ist durch wiederholtes Messen derselben Messstellen bedingt, sodass potentielle einzelne Messungenauigkeit minimiert werden. Die größeren Abweichungen zu den Werten von 2011 ergeben sich aus der weiten geographischen Verteilung der Messstellen. Mit zunehmender Entfernung zum Tanklager reduziert sich die Modellgenauigkeit, auch aufgrund der größeren Auflösung des Modellgitters. Werden beispielsweise nur die Messstellen aus

einem 5 km Umkreis um den Verladebahnhof II betrachtet, sinkt die Varianz auf 1,64 m²; bei einem 2,5 km Umkreis sogar auf 0,42 m².

Mit der Standardabweichung von 2,15 m der Modellergebnisse zu den Messwerten von 2011 wird ein Anteil an der Gesamtpotentialdifferenz (-0,62 mNN bis 36,74 mNN) von 5,86 % erreicht.

Tabelle 3: statistische Auswertung der Differenzen zwischen gemessenen und modellierten Grundwasserdruckspiegeln.

Messwerte	Stichproben- umfang	Mittelwert Differenz [m]	Standardabweichung Differenz [m]	Varianz Differenz [m ²]
2011	181	-1,11	2,19	4,79
2011 (5 km)	89	-1.1	1,28	1,64
2011 (2,5 km)	31	-1.3	0,66	0,42
2020	196	-0,15	0,39	0,15
2022	114	-0,95	1,16	1,37

4.3.2 Vergleich der Grundwassergleichenpläne

Eine gute Reproduktion der zugrunde liegenden Strömungssituation zeigt auch der Vergleich der gemessenen und modellierten Grundwassergleichen in Abbildung 11. Im Bereich des Tanklagers Farge sowie an den Modellrändern zeigt sich eine präzise Überlagerung der Modellergebnisse (farbige Flächen) und gemessenen Isolinien. Da das Modell für jede Modellzelle einen Wasserstand berechnet, die Stichtagsmessungen allerdings nicht so engmaschig durchgeführt werden kann (s. auch Abbildung 9), liegt dem Modell ein höherer Detaillierungsgrad vor (100x100 m bis 10x10 m Auflösung). Dieser zeigt sich vor allem in den Absenkttrichtern größerer Grundwasserentnahmen sowie auch in den Gewässerläufen. Dort bilden die interpolierten Grundwassergleichen keine großen Ausbuchtungen und verlaufen gerade weiter, wobei Einbuchtungen durch die Grundwasserentnahmen zu erwarten sind. Ebenfalls entstehen in Bereichen geringer Datendichte, wie im Osten des Modells, bei interpolierten Daten potentiell größere Ungenauigkeiten. Das Modell hingegen ist durch seine genaue Repräsentation der geologischen und hydrogeologischen Gegebenheiten, insbesondere des k_f -Werts (s. Kapitel 4), in der Lage detailreiche Ergebnisse zu liefern.

Aufgrund der in Kapitel 4.3.1 und Kapitel 4.3.2 vorgestellten Ergebnisse werden die Anforderungen an die Modellgüte als erfüllt angesehen. Das Strömungsmodell kann somit als Grundlage für weiterführende Untersuchungen verwendet werden.

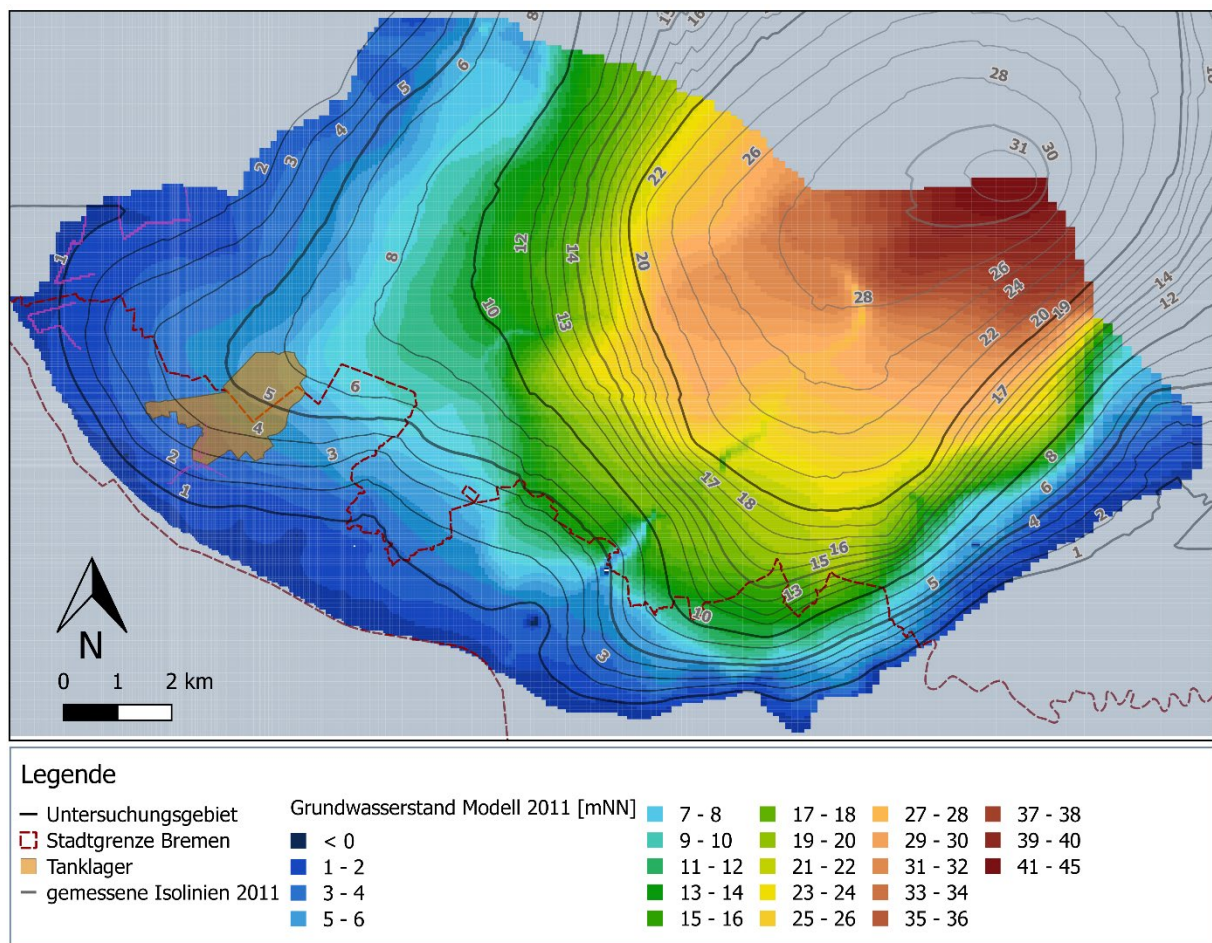


Abbildung 11: Die Ergebnisse der Strömungsmodellierung 2011. Dargestellt sind die Isolinien aus der Stichtagsmessung 2011 und die Modellergebnisse für das Jahr 2011.

5 Zusammenfassung

Das Strömungsmodell Bremen-Nord des GDfB wurde zur weiteren Untersuchung der vom Tanklager Farge ausgehenden Grundwasserkontamination optimiert. Hierfür wurde das Modellgitter lokal höher diskretisiert und lokal wirksame Entwässerungsgräben in das Modell integriert. Zur Modellkalibrierung wurden vorhandene Messwert-Datensätze aus den Jahren 2011 und 2020 sowie eine im Frühjahr 2022 neu durchgeführte Stichtagsmessung genutzt. Die Kalibrierung erfolgte durch Anpassung der Gewässeranbindung und des Anisotropiefaktors in engen Grenzen. Die resultierenden Modell-ergebnisse repräsentieren die Messwerte im Bereich der witterungsbedingten Variabilität der gemessenen Wasserstände. Insbesondere im Bereich der Schadstofffahne wurde eine überdurchschnittliche Modellanpassung erzielt. Das vorliegende Grundwasserströmungsmodell kann als Grundlage für eine Transportmodellierung des Schadstoffs dienen.

6 Literaturverzeichnis

Fuchs, Sven (2010): Deterministische kf-Wert-Schätzung nach petrographischer Bohrgutansprache. In: *Grundwasser* 15 (3), S. 177–189.

GDfB; GHC (2019): Hydrogeologisches Gutachten für die Wassererfassungen Vegesack als fachliche Basis zur Beantragung eines Wasserschutzgebietes. Hg. v. Geologischer Dienst für Bremen, GeoHydroConsult.

Harbaugh, Arlen W.; Banta, Edward R.; Hill, Mary C.; McDonald, Michael G. (2000): Modflow-2000, the u. s. geological survey modular ground-water model-user guide to modularization concepts and the ground-water flow process.

Helmbold, F. (1988): Funktioneller Zusammenhang von Durchlässigkeit und entwässerbarem Porenraum in Sanden des Mitteldeutschen Braunkohlereviere. In: *Unveröffentlichte Notiz*.

Herrmann, Frank; Chen, Shaoning; Heidt, Lena; Elbracht, Jörg; Engel, Nicole; Kunkel, Ralf et al. (2013): Zeitlich und räumlich hochaufgelöste flächendifferenzierte Simulation des Landschaftswasserhaushalts in Niedersachsen mit dem Model mGROWA. In: *Hydrol Wasserbewirtsch* 57, S. 206–224.

Hölting, Bernward; Coldewey, Wilhelm G. (2013): Hydrogeologie: Einführung in die allgemeine und angewandte Hydrogeologie: Springer-Verlag.

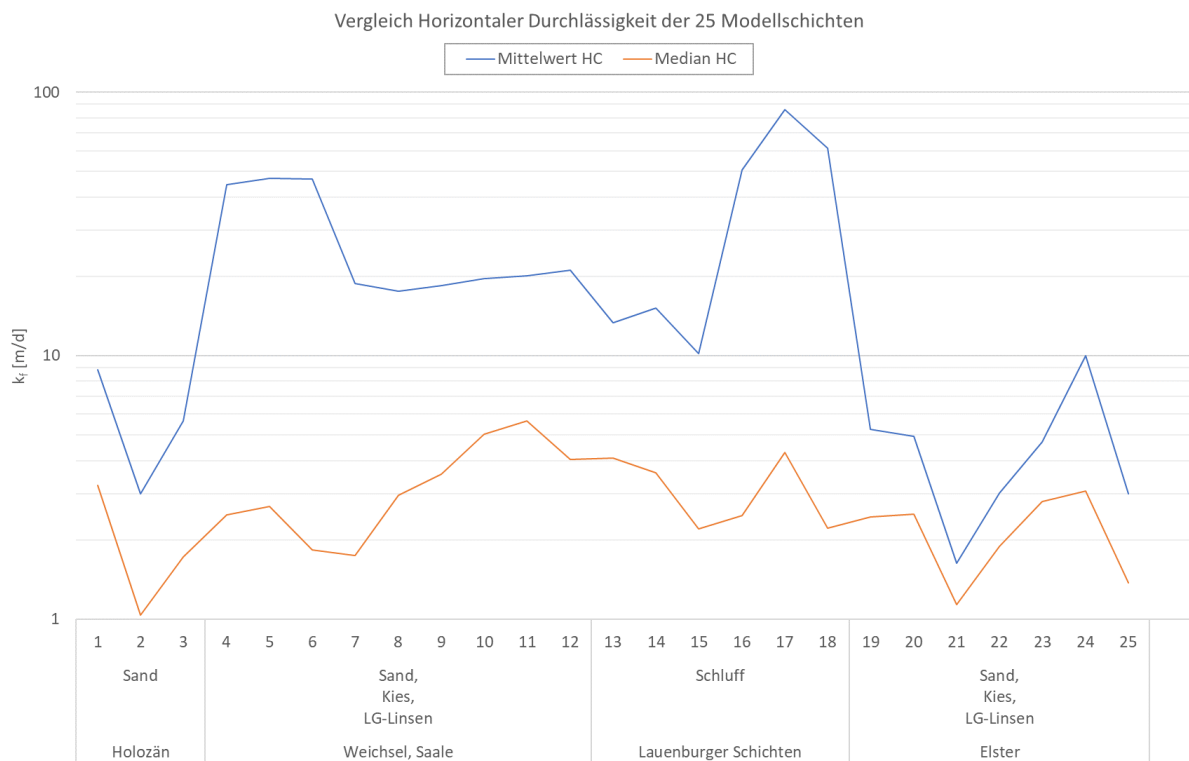
Langevin, Christian D.; Hughes, Joseph D.; Banta, Edward R.; Niswonger, Richard G.; Panday, Sorab; Provost, Alden M. (2017): Documentation for the MODFLOW 6 groundwater flow model. US Geological Survey.

McDonald, M. G.; Harbaugh, A. W. (1988): A modular three-dimensional finite difference ground-water flow model: Techniques of Water Resources Investigations of the US Geological Survey: Chap.

Reutter, E. (2011): Hydrostratigrafische Gliederung Niedersachsens. In: *Geofakten* 21, S. 1–11.

7 Anhang

Horizontale k_f -Werte (HC) der Modellschichten



Durchlässigkeiten der Gewässersohlen $C = K_f \cdot \text{Gewässerbreite} / \text{Mächtigkeit der Sedimentsohle}$

Gewässer	C [m/s]
Mühlenfleet	1,2E-04
Blumenthaler Aue	5,37E-03 bis 75,41E-02
Beckedorfer Beeke	2,84-05
Schönebecker Aue	3,32E-04 bis 4,69E-03
Ritterhuder Beeke	7,43E-03
Lesum & Hamme	2,46E+00 bis 1,23E+01
Meyenburger Mühlengraben	2,78E-04
Ihle	2,69E-04