

**GUTACHTEN ZUR PRÜFUNG MÖGLICHER UMWELTAUSWIRKUNGEN
DES EINSATZES VON ABFALL- UND RESTSTOFFEN ZUR BRUCH-
HOHLRAUMVERFÜLLUNG IN STEINKOHLENBERGWERKEN IN
NORDRHEIN-WESTFALEN, TEIL 2**

Detailbericht 5:

Freisetzungspotential und Ausbreitung über die Grundwas-
serströmung

delta h Ingenieurgesellschaft mbH, Witten

Prof. Dr.-Ing. Christoph M. König

Dr.-Ing. Britta Rosen

Dr. Otto Rüber

Jens Tielker B.Sc.

März 2018

Dieser Bericht ist Teil des Gutachtens:

Gutachten zur Prüfung möglicher Umweltauswirkungen des Einsatzes von Abfall- und Reststoffen zur Bruch-Hohlraumverfüllung in Steinkohlenbergwerken in Nordrhein-Westfalen, Teil 2

Auftraggeber:

Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen

(früher: Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen)

Ministerium für Wirtschaft, Innovation, Digitalisierung und Energie des Landes Nordrhein-Westfalen

(früher: Ministerium für Wirtschaft, Energie, Industrie, Mittelstand und Handwerk des Landes Nordrhein-Westfalen)

Auftragnehmer:

ahu AG Wasser · Boden · Geomatik, Aachen

in Zusammenarbeit mit:

Prof. Dr. van Berk (TU Clausthal, Abtlg. Hydrogeologie)

delta h Ingenieurgesellschaft mbH, Witten (Prof. Dr. König)

LEK Lehrstuhl für Geologie, Geochemie und Lagerstätten des Erdöls und der Kohle,
RWTH Aachen University (Prof. Dr. Schwarzbauer)

LFH Lehr- und Forschungsgebiet Hydrogeologie, RWTH Aachen University (Prof. Dr. Rüde)

IFM Lehrstuhl und Institut für Markscheidewesen, Bergschadenskunde und Geophysik im Bergbau,
RWTH Aachen University (Prof. Dr. Preuße)

Auftragsdatum:

16.07.2015

INHALT

0	VORBEMERKUNG	1
0.1	Aufbau des Gutachtens und der Detailberichte	1
0.2	Untersuchungsräume	3
1	GRUNDLAGEN	4
1.1	Ausbreitungspotential anorganischer Schadstoffe	4
1.2	Phasen der Flutung	4
2	MODELLIERUNG DER LANGZEITBETRACHTUNG	6
3	SORPTION (SZENARIO 1)	10
3.1	Vorgehen	10
3.2	Sorptionskonstanten	10
3.3	Ergebnisse	11
3.4	Vergleich der beiden Vorgehensweisen	15
3.5	Röhrensystem mit geringerer Durchlässigkeit (Szenario 2)	17
4	GRUNDWASSERFLIEßSYSTEM NACH EINSTELLUNG DER ZWH UND BEI HÖHEREN GRUNDWASSERSTÄNDEN (SZEANARIO 3)	18
4.1	Fragestellung	18
4.2	Grundstrukturen des zukünftigen Grundwasserfließsystems	18
4.3	Ergebnisse	19
5	ZUSAMMENFASSENDE SCHLUSSFOLGERUNGEN UND ÜBERTRAGBARKEIT DER ERGEBNISSE	26
5.1	Szenario 0:	26
5.2	Szenario 1:	26
5.3	Szenario 2:	26
5.4	Szenario 3:	26
5.5	Übertragbarkeit der Ergebnisse	27
6	LITERATURVERZEICHNIS	27

ABBILDUNGEN:

Abb. 1:	Aufbau und Inhalt des Gutachtens (ahu AG). Hier Detailbericht 5.	1
Abb. 2:	Übersicht der BHV-Teilbereiche	8
Abb. 3:	Instationäre Stofffreisetzung der BHV-Teilbereiche	8
Abb. 4:	Bleigesamtfracht im Zustrom der zentralen Wasserhaltung	9
Abb. 5:	Konzentrationsganglinie im Zustrom der zentralen Wasserhaltung	12
Abb. 6:	Lage der Gangpunkte	12
Abb. 7:	Konzentrationsganglinie am Punkt 1	13
Abb. 8:	Konzentrationsganglinie am Punkt 2	13
Abb. 9:	Konzentrationsganglinie am Punkt 3	14
Abb. 10:	Konzentrationsganglinie am Punkt 4	14
Abb. 11:	Das PHAST-Blockmodell; Ergebnisse der Berechnungen mit den Eingabedateien Standard.chem und Standard.trans; dargestellt ist die Bleikonzentration in den Porenwässern des BHV-Bereichs und in dessen Abstrom zum ‚Röh-rensystem‘ für die angegebene Zahl der Porenwasseraustausche; die farbig markierte Skala für die Bleikonzentration reicht von 0,05 mg/kgw bis zu 30,1 mg/kgw. [2]	15
Abb. 12:	Vergleich der Parametervariation mit den Ergebnissen der hydrogeochemischen Berechnung [2].	16
Abb. 13:	Tracer-Fracht der Leakage-Variation	17
Abb. 14:	Potentialverteilung (blau) und Bahnlinien (grün) in der Höhe der BHV-Bereiche (rot) ohne Grubenwasserhaltung im Modellgebiet. Die Lage der Vertikalschnitte (Abb. 15 und Abb. 16) ist als magentafarbene Linie dargestellt.	20
Abb. 15:	Vertikalschnitt mit Potenzialverteilung und Bahnlinien ohne Grubenwasserhaltung	20
Abb. 16:	Vertikalschnitt mit Potenzial- und Konzentrationsverteilung bei kontinuierlichem Stoffaustrag (Tracer) aus dem BHV-Bereich 1	21
Abb. 17:	Konzentrationsverteilung der stationären Transportmodellierung im Höhenniveau der BHV	22
Abb. 18:	Potentialverteilung (blau) und Bahnlinien (grün) in der Höhe der BHV-Bereiche (rot) ohne Grubenwasserhaltung unter Berücksichtigung der Störungen. Die Lage des Vertikalschnitts (Abb. 19) ist als magenta farbene Linie dargestellt. unter Berücksichtigung der Störungen	23

Abb. 19: Vertikalschnitt mit Potenzial- und Konzentrationsverteilung bei kontinuierlichem Stoffaustrag (Tracer) aus dem BHV-Bereich 1 unter Berücksichtigung der Störungen	23
Abb. 20: Konzentrationsverteilung der stationären Transportmodellierung im Höhengniveau der BHV unter Berücksichtigung der Störungen	24
Abb. 21: Räumliche Darstellung der Konzentrationsfahnen der stationären Transportmodellierung unter Berücksichtigung der Störungen	25

TABELLEN:

Tab. 1: Inhaltliche Schwerpunkte der Bearbeitung durch das Konsortium in den Detailberichten	2
Tab. 2: Untersuchungsräume für die Detailberichte	3
Tab. 3: Modellparameter	7
Tab. 4: Sorptionsparameter	11
Tab. 5: Szenario 2 Mengenbilanzen	17

0 VORBEMERKUNG

0.1 Aufbau des Gutachtens und der Detailberichte

Die Bearbeitung des „Gutachtens zur Prüfung möglicher Umweltauswirkungen des Einsatzes von Abfall- und Reststoffen zur Bruch-Hohlraumverfüllung in Steinkohlenbergwerken in Nordrhein-Westfalen, Teil 2“ erfolgt durch sechs Projektpartner, deren fachliche Schwerpunkte in der Abb. 1 dargestellt sind. Die Federführung hat die ahu AG.

Die einzelnen Projektpartner haben inhaltliche Schwerpunkte, die in der Abb. 1 im Überblick und in der folgenden Tabelle 1 genauer dargestellt sind, da diese z. T. über die in der Abb. 1 beschriebenen Inhalte hinausgehen.

Die Beschreibung und Erläuterung dieser Arbeitsergebnisse erfolgt in den sechs Detailberichten. Die für die integrierte System- und Risikoanalyse relevanten Grundlagen und Ergebnisse aus den Detailberichten werden – teilweise auch in verkürzter Form – in das Gutachten aufgenommen.

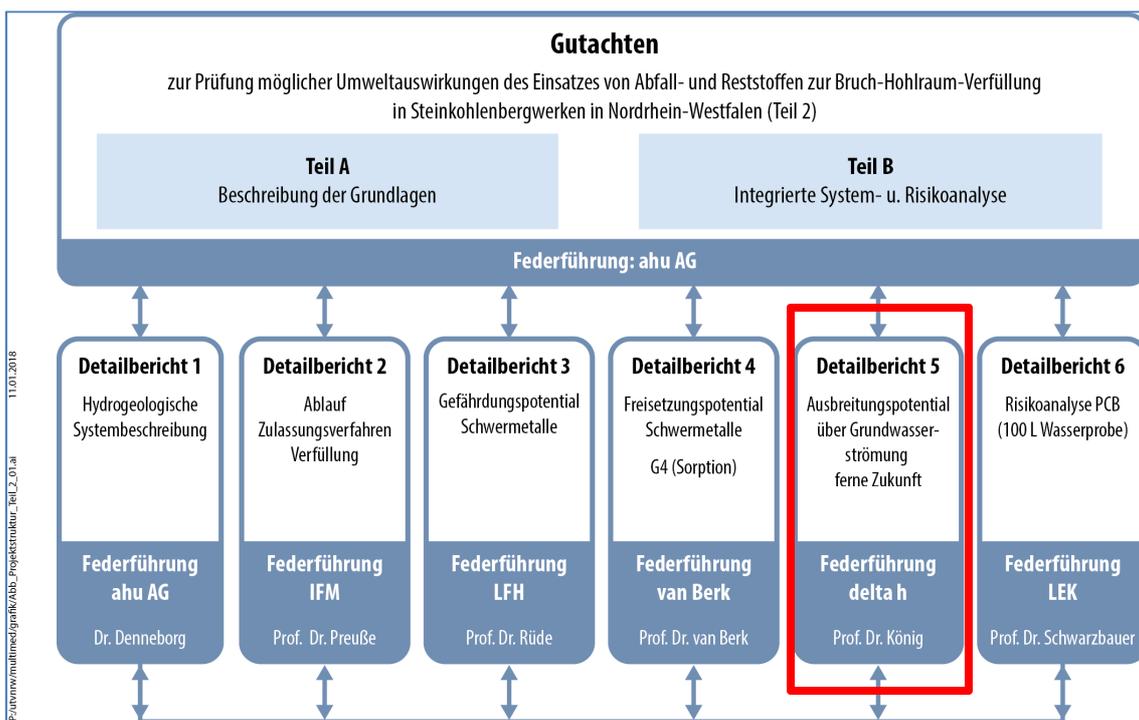


Abb. 1: Aufbau und Inhalt des Gutachtens (ahu AG). Hier Detailbericht 5.

Die Detailberichte wurden in enger Abstimmung der Gutachter erstellt, u. a. erfolgten auch Zuarbeiten untereinander.

Tab. 1: Inhaltliche Schwerpunkte der Bearbeitung durch das Konsortium in den Detailberichten

Nr	Detailbericht	Verantwortlicher Bearbeiter / Projektleiter	Inhalte (Darstellung der Ergebnisse)
1	Hydrogeologische Systembeschreibung	Dr. Denneborg (ahu AG)	<ol style="list-style-type: none"> 1. Hydrogeologischer Aufbau BW Walsum und BW Hugo/Consolidation 2. Übertragungskonzept/Bewertungsmatrix 3. Verhältnis geflutete/nicht geflutete PCB-Bereiche und Veränderungen bei höheren Grubenwasserständen (Gutachten) 4. Recherche oberirdische Altölentsorgung (Detailbericht 6) 5. Konzeption/Auswertung Untertägige PCB-Probenahme weitere BW (Detailbericht 6) 6. ggf. Anpassung der Risikoanalysen (Gutachten)
2	Ablauf des Zulassungsverfahrens, der Bruchhohlraumverfüllung und des Monitorings	Prof. Preuße (IFM) RWTH Aachen	<ol style="list-style-type: none"> 1. Abgrenzung BHV-Bereiche BW Walsum und BW Hugo/Consolidation 2. Bewertung Arbeitskreise BW Walsum und BW Hugo/Consolidation 3. Genehmigungsgrundlagen/Verfahrensablauf BW Walsum und BW Hugo/ Consolidation 4. Recherche PCB-Punktquellen (Infrastruktureinrichtungen) in Grubenrissen (Detailbericht 6)
3	Bilanzierung der Hydrogeochemischen anorganischen Gefährdungspotentiale	Prof. Rüde (LFH) RWTH Aachen	<ol style="list-style-type: none"> 1. Anorganische Gefährdungspotentiale BHV BW Walsum + BHV BW Hugo/Consolidation 2. Auswertung der Störfälle 3. Gefährdungspotentiale Immissionsneutrale Verbringung 4. Übertragbarkeit der Aussagen zu Hydrochemie der Tiefengrundwasser und zur Verfestigung der BHV
4	Freisetzungspotential	Prof. van Berk	<ol style="list-style-type: none"> 1. Übertragbarkeit der Freisetzungspotentiale gemäß der Gefährdungspotentiale 2. Stoffverhalten auf dem Fließweg von der BHV zum Röhrensystem 3. Ergänzung PHREEQC-Modellierungen 4. ggf. Anpassung der Freisetzungspotentiale
5	Ausbreitungspotential	Prof. König (delta h)	<ol style="list-style-type: none"> 1. Modellierungen mit geänderten Randbedingungen zum Grubenwasserstand und der Durchlässigkeit des Röhrensystems 2. Übertragbarkeit der Ergebnisse
6	Risikoanalyse organische Stoffe	Prof. Schwarzbauer (LEK) RWTH Aachen	<ol style="list-style-type: none"> 1. Auswertung der 100 L-Proben 2. Auswertung untertägige Probenahmen 3. ggf. Anpassung der Risikoanalyse 4. Literaturstudie zum PCB-Abbau

Der vorliegende Bericht ist der Detailbericht 5 für den Teil 2 des Gutachtens.

0.2 Untersuchungsräume

Für die Bearbeitung des Gutachtens wurden je nach Fragestellung verschiedene Untersuchungsräume betrachtet, die nicht scharf abgegrenzt werden können. So beschäftigen sich die Detailberichte 4, 5 und 6 mit Fragen der Stofffreisetzung und Ausbreitung, die für viele BW relevant sind. Der Aufbau der Modelle erfolgte jedoch nur für das BW Haus Aden. Im Teil 2 des Gutachtens werden die Ergebnisse anhand einer Übertragungsmatrix auf die betreffenden BW übertragen.

Tab. 2: Untersuchungsräume für die Detailberichte

Nr	Detailbericht	Verantwortlicher Bearbeiter / Projektleiter	Untersuchungsraum
1	Hydrogeologische Systembeschreibung	Dr. Denneborg (ahu AG)	Abbaufelder aller 11 betrachteter BW (inklusive Kuhbach)
2	Ablauf des Zulassungsverfahrens, der Bruchhohlraumverfüllung und des Monitorings	Prof. Preuße (IFM) RWTH Aachen	Abbaufelder BW Walsum und BW Hugo/Consolidation Für die Recherche der potentiellen Punktquellen BW Haus Aden
3	Bilanzierung der Hydrogeochemischen anorganischen Gefährdungspotentiale	Prof. Rüde (LFH) RWTH Aachen	Abbaufelder BW Walsum und BW Hugo/Consolidation
4	Freisetzungspotential	Prof. van Berk	BW Haus Aden (Weiterführung der hydrochemischen Modellierungen wie in Teil 1)
5	Ausbreitungspotential	Prof. König (delta h)	BW Haus Aden (Weiterführung der hydraulischen Modellierungen wie in Teil 1)
6	Risikoanalyse organische Stoffe	Prof. Schwarzbauer (LEK) RWTH Aachen	BW Haus Aden (100 L-Wasserprobe) BW Zollverein (100 L-Wasserprobe)

1 GRUNDLAGEN

1.1 Ausbreitungspotential anorganischer Schadstoffe

Eine Ausbreitung der in der Bruchhohlraumverfüllung (BHV) verbrachten anorganischen Schadstoffe kann nur über den Wasserpfad nach Flutung der Bergwerke erfolgen. Die Ausbreitung der anorganischen Schadstoffe im gefluteten Gebirge wird grundsätzlich durch die folgenden unterschiedlichen Transportmechanismen angetrieben:

- Der advective Transport gelöster Stoffe im Strömungsfeld des Tiefengrundwassers ist sowohl während der Flutungsphase, als auch nach dem Grubenwasseranstieg bis auf das Niveau von ca. -600 mNHN im Grubengebäude und Aufsättigung des umgebenden Gebirges dominant und wird in dem beschriebenen Teilprojekt simuliert.
- Grundsätzlich sind Diffusionsprozesse bei sehr geringen Durchlässigkeiten und Gradienten dominant und spielen bei den vorliegenden hydrogeologischen Verhältnissen eine relevante Rolle. Diese Transportmechanismen werden bei der Prognose der Ausbreitungsprozesse berücksichtigt.
- Partikelgebundener Transport ist nur bei sehr hohen Fließgeschwindigkeiten relevant. Für die Ausbreitung der Stoffe aus der BHV können diese nur in der instationären Phase der Flutung in Klüften oder Röhren auftreten. Doch auch hier ist der advective Transport der gelösten Stoffe maßgebend. Nach Flutung und Aufsättigung der BHV ist ein partikelgebundener Transport nicht mehr relevant. Diese Transportmechanismen werden bei der Prognose der Ausbreitungsprozesse nicht berücksichtigt.
- Sorptionsprozesse haben einen retardierenden Effekt, was zu einer Konzentrationsverringerung auf dem Fließweg führen kann. Langfristig ist der Einfluss gering, weil Stoffe auch wieder freigesetzt werden können. Die Sorption wird deshalb bei der Prognose der Ausbreitungsprozesse zunächst nicht berücksichtigt. Im Detailbericht 4 wird die Auswirkung der chemischen Reaktionen detailliert dargestellt und bewertet.

1.2 Phasen der Flutung

Grundsätzlich werden die Grundwasserströmung und der Transport von Stoffen aus der BHV im Bereich der Bergwerke durch die folgenden Phasen charakterisiert:

Phase I: Aktiver Bergbau

Die Grubenwasserstände liegen in den aktiven BW unterhalb der tiefsten Sohlen der BW. Diese Phase ist nicht Gegenstand der Untersuchungen.

Nach Stilllegung der Bergwerke endete Phase I mit der Beendigung der Wasserhaltung und dem Beginn der Flutung. Bei der Flutung werden zunächst die offenen Hohlräume – Schächte, Stollen und dann die verbrochenen Strecken wassererfüllt, dieses System wird als „schnelles System“ bezeichnet. Der Wasserstand ist in den offenen Schächten messbar. Ausgehend von dem schnellen System werden Gebirge und BHV deutlich langsamer aufgesättigt.

Phase II: Grubenwasserstände 2015 (Ist-Zustand)

Der **Ist-Zustand** beschreibt die (nahezu) aktuellen Grubenwasserstände, wie sie in den noch offenen Schächten gemessen werden können. In einem Großteil der BW ist der Grubenwasserstand bereits so weit angestiegen, dass die BHV ganz oder teilweise unterhalb des Wasserspiegels in den Schächten liegen, jedoch noch nicht wassergesättigt ist. Die Fließrichtungen sind in die BHV hineingerichtet. Die aktuellen Grubenwasserstände, die Geschwindigkeit des Anstiegs und die Zielwasserstände unter der Geländeoberfläche wurden mit Stand 2015 von der RAG übernommen (Schreiben der RAG vom 21.01.2015).

Phase III: Zunehmende Wassersättigung der Bruchhohlraumverfüllung (Lokal- und Regionalmodell)

Während des Flutungsvorgangs kommt es zu einer stark zeitveränderlichen (instationären) Strömungssituation, die im Gegensatz zu den zeitunabhängigen (quasistationären) Strömungszuständen nach Flutung durch große vertikale Geschwindigkeitsanteile gekennzeichnet ist. Die Flutung in den offenen Schächten und verbrochenen Strecken verläuft wesentlich schneller als die Sättigungsfront innerhalb der BHV. Nach dem derzeitigen Kenntnisstand wird es ca. 35 Jahre dauern, bis die BHV vollständig wassergesättigt ist. Für diese Zeit wird kein horizontaler Abstrom aus dem Bereich der BHV angenommen, da die Fließrichtung von dem gesättigten offenen System in die BHV hinein gerichtet ist. Nach derzeitigem Kenntnisstand werden jedoch in der Phase III Stoffe gelöst (Detailbericht 4).

Über die PHREEQC Modellierung (Prof. van Berk, Detailbericht 4) und das Lokal- und Regionalmodell (SPRING) werden diese Freisetzungs- und Transportprozesse innerhalb der BHV simuliert. Dabei liefern die Berechnungen von Prof. van Berk die Randbedingungen für die lokale Stofftransportsimulation. Das Lokalmodell umfasst dabei i. W. die BHV. Das Regionalmodell berücksichtigt das regionale Strömungsfeld und liefert die Randbedingungen für das Lokalmodell. Erwartete Modellergebnisse sind:

- Zeitdauer der Aufsättigung der BHV,
- Beginn der Durchströmung/Abströmung der BHV,
- Konzentrationen von Stoffen,
- Volumenströme.

Phase IV Stationärer Grubenwasserstand zwischen -500 m und -750 m (Lokal- und Regionalmodell)

Die Quasistationarität des angestrebten Grubenwasserstands erfolgt vor der vollständigen Aufsättigung der BHV. Damit liegt der Beginn der Phase IV vor dem vollständigen Abschluss der Phase III. In dem angestrebten vorläufigen Endzustand reicht der Grubenwasserstand **nicht** ins Deckgebirge. Im Grubenwasserkonzept (RAG 2014) wird für das BW Haus Aden ein Grubenwasserstand von ca. -600 m NHN im Grubengebäude genannt.

Phase V Einstellung der ZWH

Es wird untersucht, welche Auswirkung die Einstellung der ZWH und höhere Grundwasserstände in einer fernen Zukunft (> 1.000 Jahre) auf die Grundwasserverhältnisse haben und wie das veränderte Fließsystem die potenziellen Transportwege beeinflusst.

2 MODELLIERUNG DER LANGZEITBETRACHTUNG

Bei der vorliegenden Modellbearbeitung wurde zunächst die bereits in vorhergehenden Berichten beschriebene Langzeitbetrachtung erweitert durch eine Verdoppelung des Untersuchungszeitraumes von 10.000 auf 20.000 Jahre, um die langsame Bleifreisetzung umfassender untersuchen zu können.

Eine Parametervariation zur Abschätzung der Sensitivität verschiedener Parameter wurde durchgeführt. Dabei wurde jeweils eine Einflussgröße unter Beibehaltung aller anderen Parameter variiert und erneut Berechnungen durchgeführt. Das Ergebnis der Variationen wird miteinander verglichen. Variationsparameter sind die Berücksichtigung von Sorptionsprozessen, die Durchlässigkeit der Wasserhaltung (Leakagekoeffizient) und die Endwasserstände der Grubenwasserhaltung.

Aus dem ersten Teil des Untersuchungsvorhabens wurde das Szenario ohne Störungseinfluss für die weitere Betrachtung gewählt, da hier die größten Konzentrationen in der Zentralen Wasserhaltung Haus Aden (ZWH) resultierten (Teil 1, Detailbericht 5). Die Simulationen haben zur Grundlage:

- Die Freisetzung bezieht sich auf das Standardszenario (siehe Definition Standardszenario in Teil 1 des Gutachtens, Kap. 5.2.2.6):
 - 10 % der Reststoffe im Reaktionskontakt mit dem Tiefengrundwasser,
 - Mittlere Fließstrecke durch die BHV 15 m,
 - Dauer eines Porenwasseraustausches (PWA) ist ortsabhängig und im Mittel über alle BHV-Bereiche 34 Jahre.
- Es besteht noch eine ZWH.
- Es besteht noch ein hochdurchlässiges Röhrensystem.
- Der Grubenwasserstand liegt bei ca. -600 m NHN im Grubengebäude.

Für dieses Szenario wurde der Berechnungszeitraum von 10.000 auf 20.000 Jahre erweitert, um die vollständige Bleifreisetzung zu simulieren, auch wenn zweifelsfrei die Annahmen einer ZWH, eines offenen Röhrensystems und eines tiefen Grubenwasserstandes in 20.000 Jahren nicht realistisch sind. Dieses dann wahrscheinlich existierende System wird in Kap. 4 betrachtet.

In vorangegangenen Untersuchungen im Teil 1 konnte prognostiziert werden, dass die wesentliche Zinkfreisetzung bereits nach einigen hundert Jahren abläuft. Die Bleifreisetzung hingegen beginnt im Wesentlichen erst nach ca. 3.000 Jahren. Abhängig vom untersuchten Versatzbereich klingt die Bleifreisetzung erst nach ca. 15.000 Jahren ab. Für die Langzeitbetrachtung wurde daher das Augenmerk auf die Bleifreisetzung gelegt und die Zinkfreisetzung nicht betrachtet. Die angesetzte Bleifreisetzung in den verschiedenen Versatzbereichen ist in der Abb. 2 dargestellt. Die Lage der BHV-Teilbereiche ist der Abb. 1 zu entnehmen.

Die Berechnung wurde mit den in Tab. 3 aufgelisteten Parametern durchgeführt.

Tab. 3: Modellparameter

	Quartär	Kreide	Karbon
$k_{f, \text{vertikal}}$ -Wert	$5 \cdot 10^{-5}$ m/s	$5 \cdot 10^{-10}$ m/s	$1,6 \cdot 10^{-8}$ m/s
Anisotropie (vertikal: horizontal)	1:10	1:5	1:3
Grundwasserneubildung	215 mm/a	-	-
Randpotential	-	-	-590 m NHN
Wasserstand Gewässer	Pegel-Daten, DGM	-	-
Leakage-Koeffizient Lippe ($k_f/d \cdot b$)	1000	-	-
Leakage-Koeffizient Nebenge- wässer ($k_f/d \cdot b$)	100	-	-
Wasserstand Röhrensystem	-	-	-600 m NHN
Leakage-Koeffizient Haupt- wasserwege ($k_f/d \cdot U$)	-	-	15
Porenvolumen	0,18	0,05	0,03
BHV-Bereich	-	-	$1 \cdot 10^{-8}$ m/s
Alter Mann	-	-	$5 \cdot 10^{-8}$ m/s

Die Bleifracht, die über die offenen Strecken aus dem Gebirge exfiltriert und der ZWH zufließt, wurde aus den Leakagemengen an den Streckenknoten über die Bleikonzentrationen berechnet. Diese Mengen wurden über die Zeit integriert und in Abb. 3 dargestellt. Die dargestellte Kurve ergibt sich aus der Modellrechnung „ohne Sorption“ die als blaue Konzentrations-Ganglinie in der Abb. 4 dargestellt ist. Die kumulative Kurve der Bleifracht zeigt in der Zeit zwischen 4.000 und 8.000 Jahren eine Verteilung, die durch den verstärkten Bleiaustrag aus dem BHV Bereich 3 (vgl. Abb. 2) hervorgerufen wird. Der Austrag aus den Versatzbereichen 1 und 2 hat sein Maximum nach etwa 14.000 und 15.000 Jahren und klingt dann sehr schnell ab. In der Kurve (Abb. 2) zeigt sich diese Eintragserhöhung in einer weiteren Verteilung der Kurve. Dieser Zusammenhang ist in der Kurve „ohne Sorption“ der Abb. 4 als diskrete Spitze sehr gut erkennbar. Das anschließende zunehmende Abklingen des Bleieintrags zum Röhrensystem und damit zur ZWH zeigt sich in der zunehmenden Verflachung der Kurve (Abb. 3).

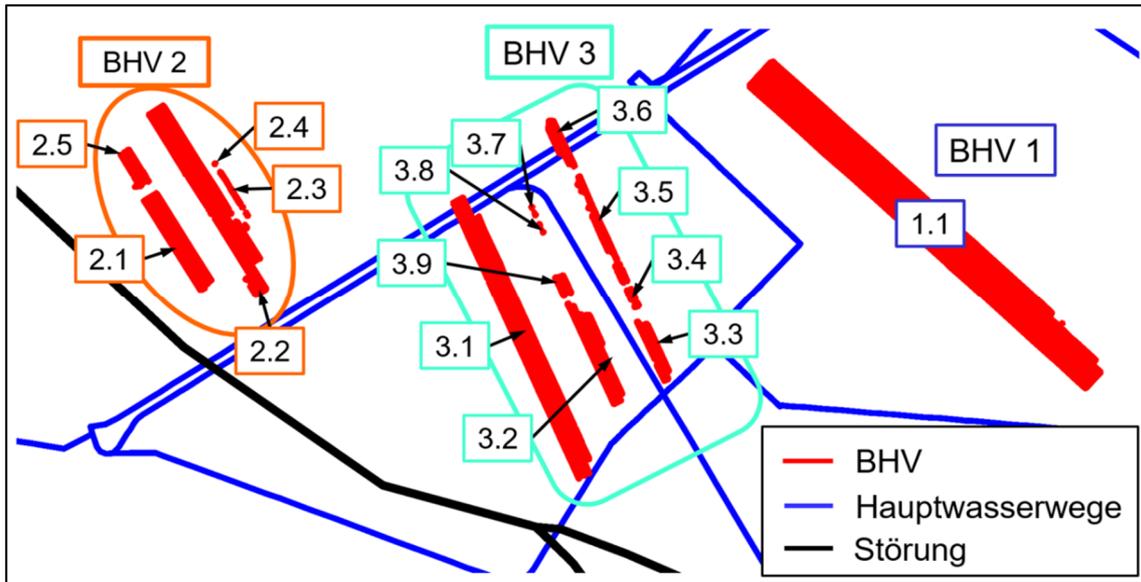


Abb. 1: Übersicht der BHV-Teilbereiche

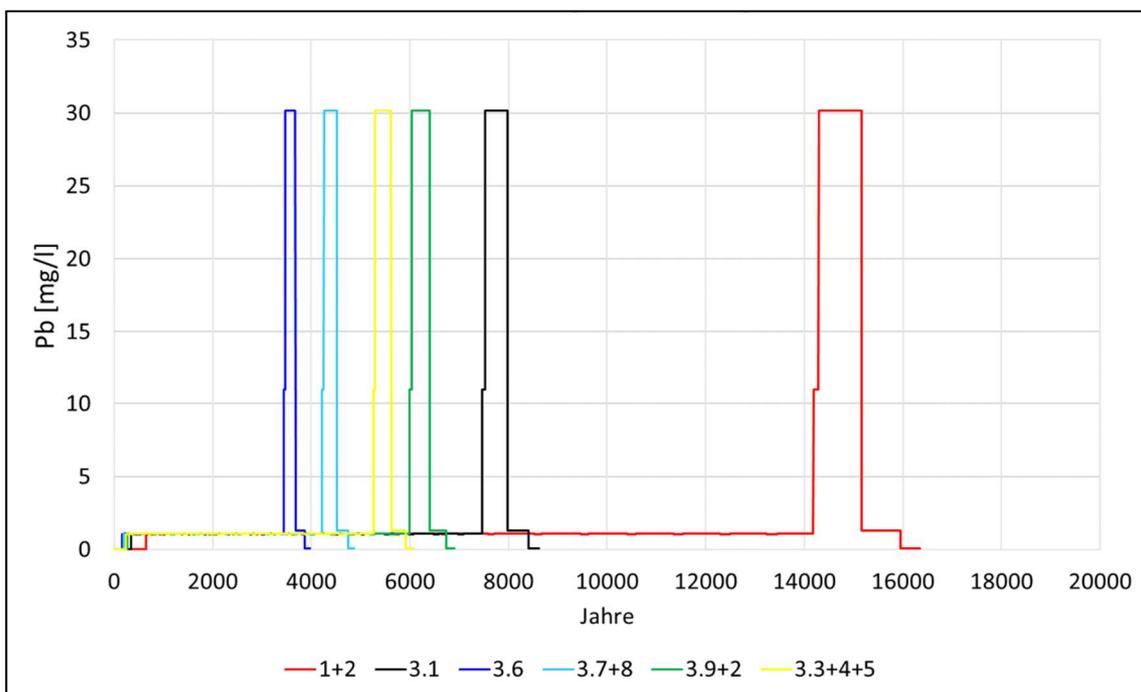


Abb. 2: Instationäre Stofffreisetzung der BHV-Teilbereiche

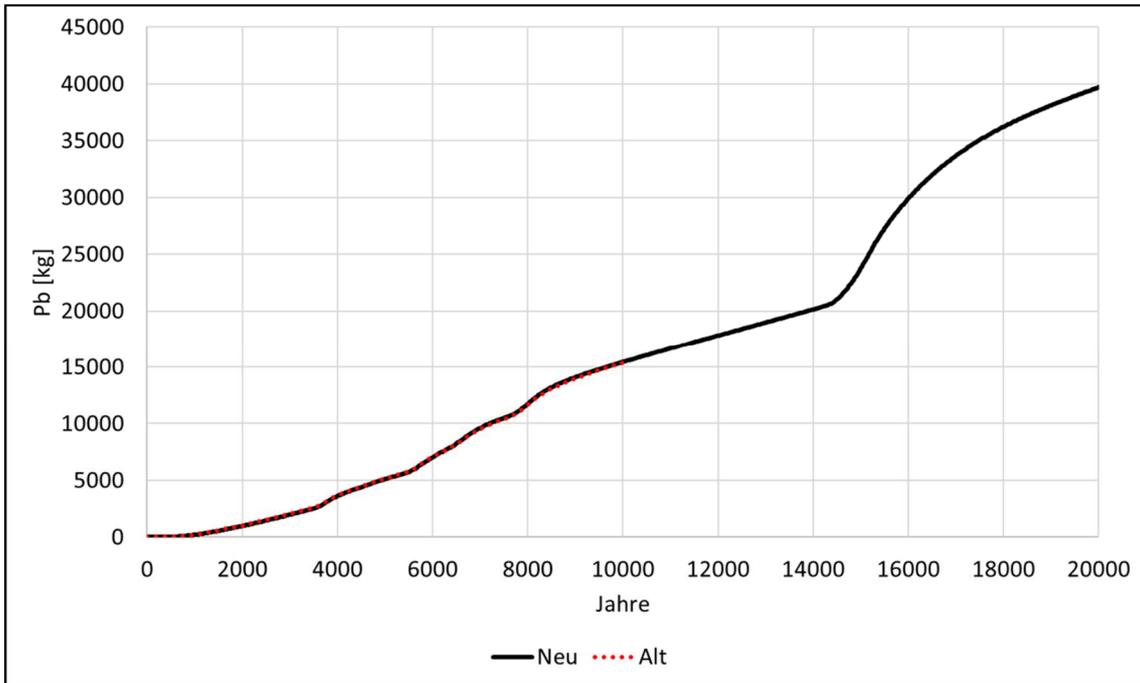


Abb. 3: Bleigesamtfraucht im Zustrom der zentralen Wasserhaltung

3 SORPTION (SZENARIO 1)

3.1 Vorgehen

In Abhängigkeit vom Stoffspektrum kommt es beim natürlichen Transport von Schadstoffen im Grundwasser in der Regel zu Abbau-/Zerfalls- und Adsorptions-/Desorptions-Prozessen. Diese führen zu einer Retardation, d.h. eine Verlangsamung der Stoffausbreitung gegenüber einem idealen Tracer (Stoff, der keinem Retardationsprozess unterliegt). Diese komplexen Prozesse werden im Folgenden stark vereinfachend als „Sorptions“ bezeichnet.

Die Sorption wird im Detailbericht 4 von Prof. van Berk als **reaktiver Transport** auf **einem** Fließweg durch die BHV bis zur nächsten Röhre berechnet.

Hier, im Detailbericht 5, wird ein anderer Ansatz verfolgt. Es werden **alle BHV-Teilbereiche** betrachtet (Abb. 1) und das „Gesamtergebnis“ in der ZWH berechnet. Hierzu wird eine **einheitliche Sorptionskonstante** für das Gebirge angenommen, da die Berechnung des reaktiven Transportes für alle BHV-Teilbereiche (noch) zu rechenintensiv ist.

Beide Ergebnisse werden miteinander verglichen.

3.2 Sorptionskonstanten

Beim Auftreten von Adsorptions-/Desorptions-Prozessen stehen, in Abhängigkeit von den Eigenschaften des betrachteten Stoffs, die Stoffmasse in der Lösung in einem bestimmten Verhältnis zu der an der Sedimentmatrix adsorbierten Masse. Steigt die Stoffkonzentration in der Lösung, so wird auch mehr adsorbiert. Geht die Konzentration in der Lösung später wieder zurück, kommt es zu einer Desorption von Stoffanteilen, um die Gleichgewichtssituation zwischen Lösung und Matrix wiederherzustellen.

Dieses Gleichgewicht, das sich zwischen Lösung und Sedimentmatrix einstellt, wird bei der Modellierung anhand von Adsorptions-Isothermen beschrieben. Den einfachsten Fall stellt die lineare oder Henry-Isotherme dar. Hier steht die adsorbierte Masse stets in einem konstanten Verhältnis zur gelösten Masse, unabhängig von der Höhe der Konzentration der Lösung. Vor allem im Bereich sehr hoher Konzentrationen bieten Ansätze wie die Freundlich- oder die Langmuir-Isotherme eine realistischere Beschreibung, da der Anteil der adsorbierten Schadstoffe mit zunehmender Konzentration in der Lösung immer weniger ansteigt. Die Nutzung dieser nicht-linearen Isothermen ist allerdings nur sinnvoll, wenn anhand von standortspezifischen Untersuchungen detailliertere Kenntnisse über das Adsorptionsverhalten vorliegen.

Aus diesem Grunde wurde bei der vorliegenden Untersuchung auf den linearen Ansatz zurückgegriffen, da keine sehr hohen Konzentrationen zu erwarten sind und keine detaillierten Kenntnisse über das Adsorptionsverhalten vorliegen. Das Gleichgewicht zwischen Lösung und Adsorbat an der Sedimentmatrix wird hierbei durch einen Verteilungskoeffizienten (kD) beschrieben, der auch als Henry-Konstante bezeichnet wird.

Tab. 4: Sorptionsparameter

	kD-Wert [m³/kg]
Szenario 1.0	Ohne Sorption
Szenario 1.1	1.00E-03
Szenario 1.2	5.00E-04
Szenario 1.3	5.00E-05

3.3 Ergebnisse

Um den Einfluss der Sorption auf die Konzentration im Zustrom der zentralen Wasserhaltung aufzuzeigen, wurden drei Variantenrechnungen durchgeführt, deren Parameter in Tab. 3 aufgelistet sind.

Zur Darstellung der Ergebnisse in Abb. 4 wurde die Konzentration im Zustrom der ZWH bestimmt.

Um den Einfluss der Sorption auf die Stoffkonzentrationen im Grundwasser zu zeigen, wurden Konzentrationsganglinien für vier Punkte im Grundwasserleiter in der Umgebung des Streckensystems erstellt. Die Lage dieser Punkte ist der Abb. 5 zu entnehmen. Die Konzentrationsverläufe an den vier Punkten sind in den folgenden Abbildungen (Abb. 6, bis Abb. 9) dargestellt.

Grundsätzlich, insbesondere bei einer Berechnung ohne Sorption, können die einzelnen Spitzen der Konzentrations-Ganglinien mit den Eintrags-Ganglinien der Versatzbereiche (Abb. 2) gut in Beziehung gesetzt werden. Die Ganglinie für den Punkt 1, der in der Nähe des BHV-Teilbereichs 2 liegt, welcher erst nach ca. 14.000 Jahren mit dem überwiegenden Anteil der Bleifreisetzung beginnt, zeigt das Konzentrations-Maximum nach ca. 15.000 Jahren. Vergleichbare Zusammenhänge zwischen Konzentrationsganglinien und umliegenden Versatzbereichen sind mit deren Eintragscharakteristik in allen Ganglinien erkennbar. Zudem wird deutlich, dass die Menge des freigesetzten Bleis von der Größe der Teil-BHV-Bereiche abhängig ist. Das kann exemplarisch am Punkt 3 verdeutlicht werden. Die zum Punkt 3 nächstgelegene Teil-BHV 3.6 beginnt als erste, höhere Bleikonzentrationen abzugeben. Da die Fläche dieses Versatzbereichs relativ klein ist, erreicht die berechnete Konzentration nur ca. 6 mg/l nach 3.500 Jahren. Zum Vergleich wird am Punkt 4, der an der flächenmäßig größten Teil-BHV 1 liegt, eine Konzentration vom ca. 11 mg/l erreicht.

Dabei ist der Einfluss des Sorptionsparameters in jeder Ganglinie deutlich erkennbar. Je größerer der Sorptionsparameter, je stärker die Adsorption ist, umso stärker werden die Konzentrationsspitzen gedämpft und verzögert. Da bei der Modellierung kein Abbau berücksichtigt wird, reduziert sich die Gesamtfracht nicht. Durch die Retardation liegen die Spitzenkonzentrationen deutlich unter den Spitzenwerten des Tracers und erreichen Punkte im Abstrom verzögert. Damit einhergehend dauert das Abklingen der Konzentrationen jedoch wesentlich länger, da über lange Zeiträume adsorbierte Stoffe wieder desorbiert werden und verzögert zu dem Beobachtungspunkt gelangen. Je höher der Sorptionsparameter angesetzt wird, umso höher ist die Retardation. Für die Sorptionsparameter wurde auf Abschätzungen auf Grundlage von Untersuchungen der GRS (Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH 1996) zurückgegriffen.

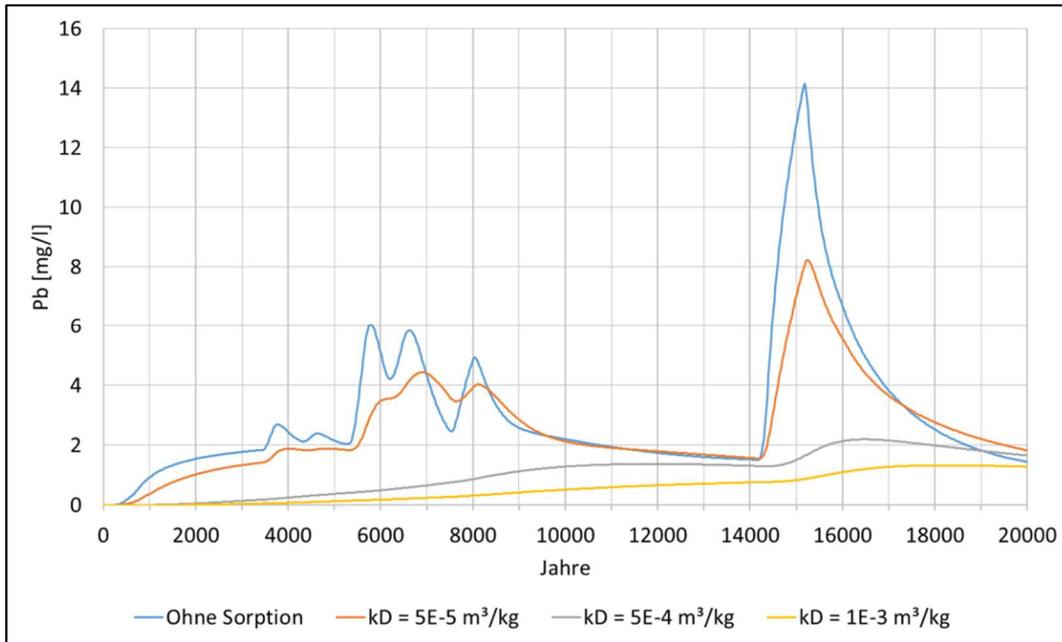


Abb. 4: Konzentrationsganglinie im Zustrom der zentralen Wasserhaltung

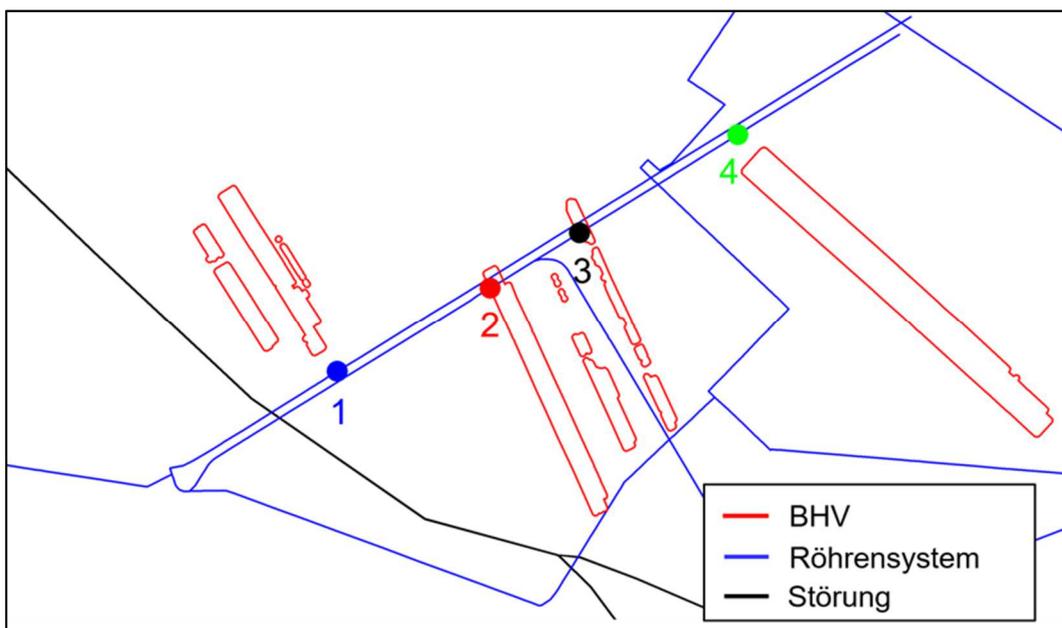


Abb. 5: Lage der Gangpunkte

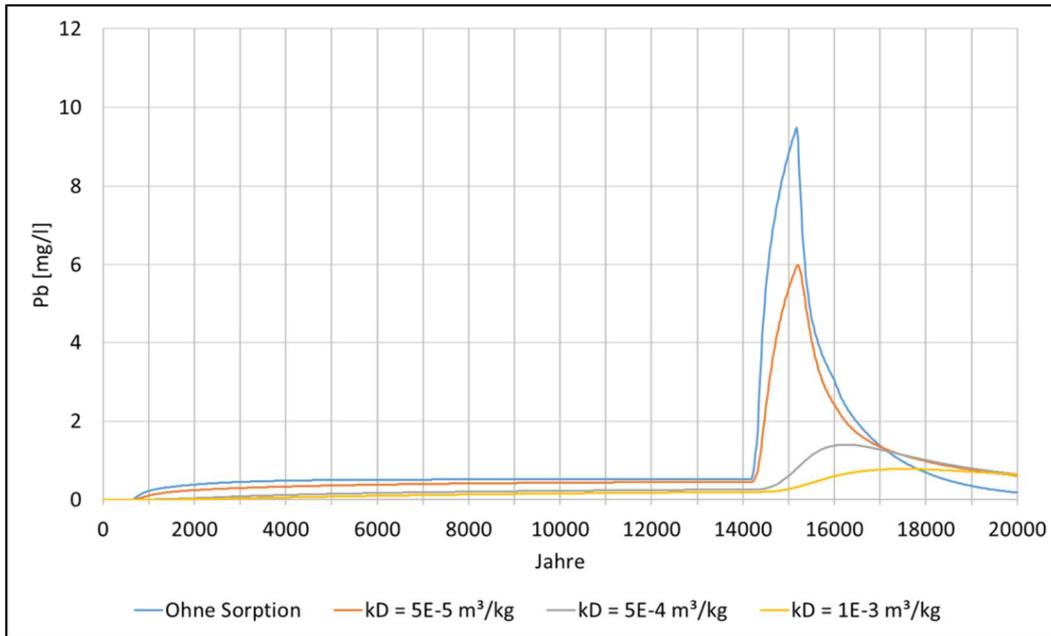


Abb. 6: Konzentrationsganglinie am Punkt 1

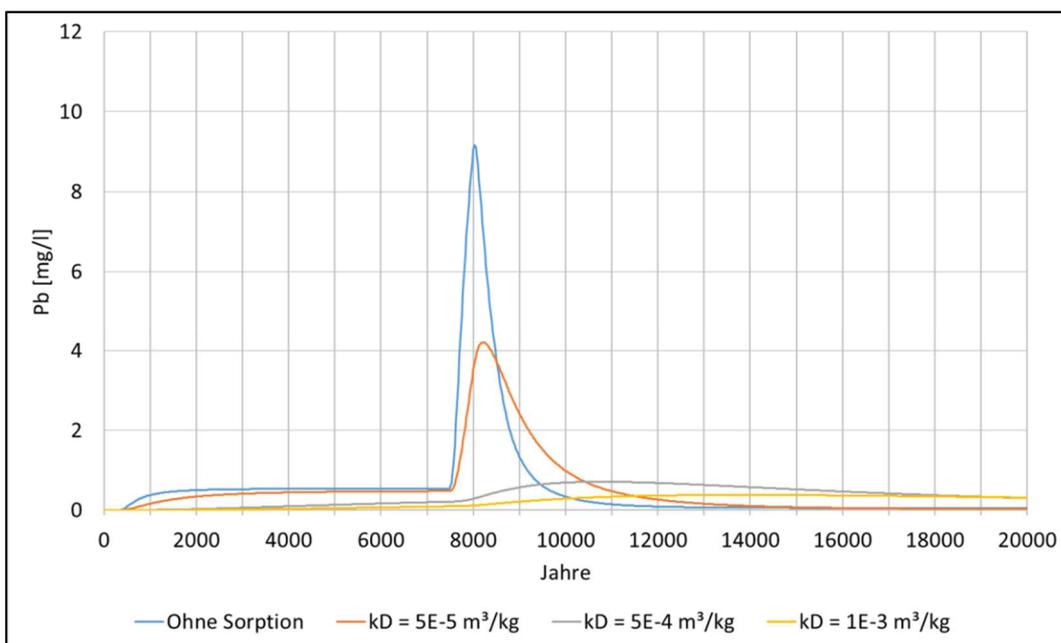


Abb. 7: Konzentrationsganglinie am Punkt 2

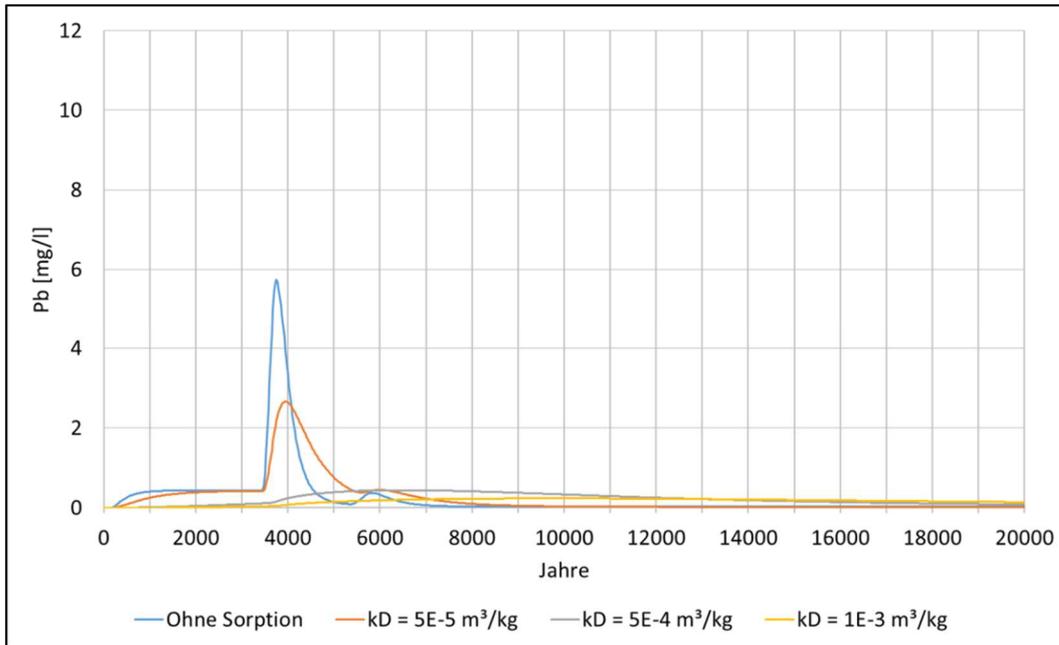


Abb. 8: Konzentrationsganglinie am Punkt 3

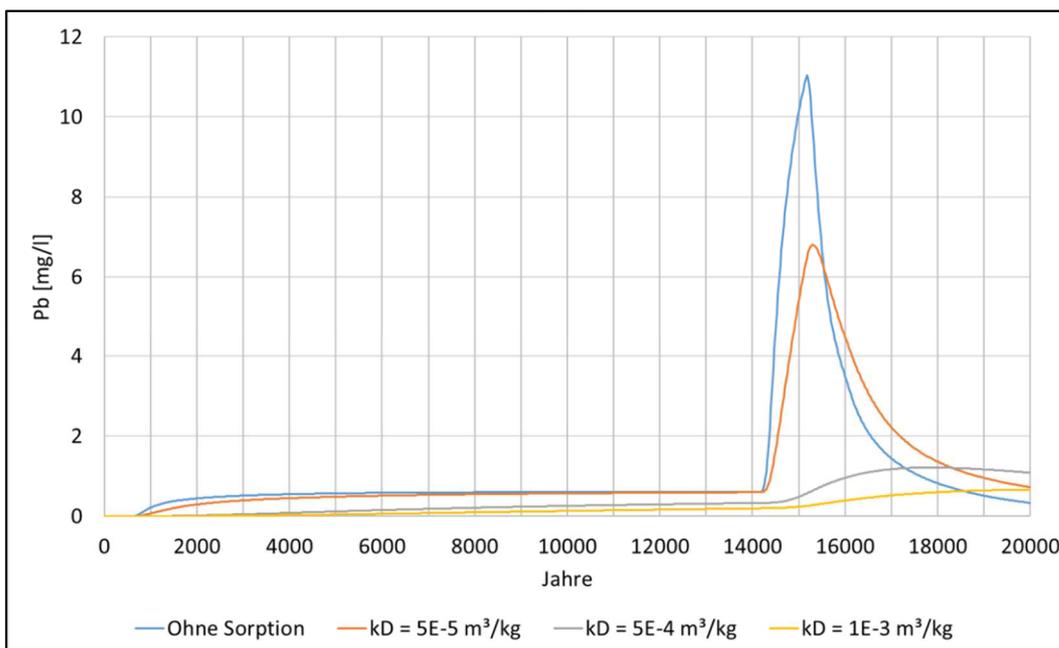


Abb. 9: Konzentrationsganglinie am Punkt 4

3.4 Vergleich der beiden Vorgehensweisen

Da es für die Sorptionsparameter keine in Versuchen ermittelten Werte gibt, wurde für die Plausibilitätskontrolle der berechneten Ergebnisse die geohydrochemische Modellierung aus Detailbericht 4 als Vergleichskriterium definiert.

Im Detailbericht 4 wird als Ergebnis der PHAST-Modellierung die Konzentrationsausbreitung für Blei, nach 600 PWA (24.500 Jahre) dargestellt (Abb. 10). Hieraus ergibt sich eine Konzentration am Röhrensystem von ca. 1 [mg/L].

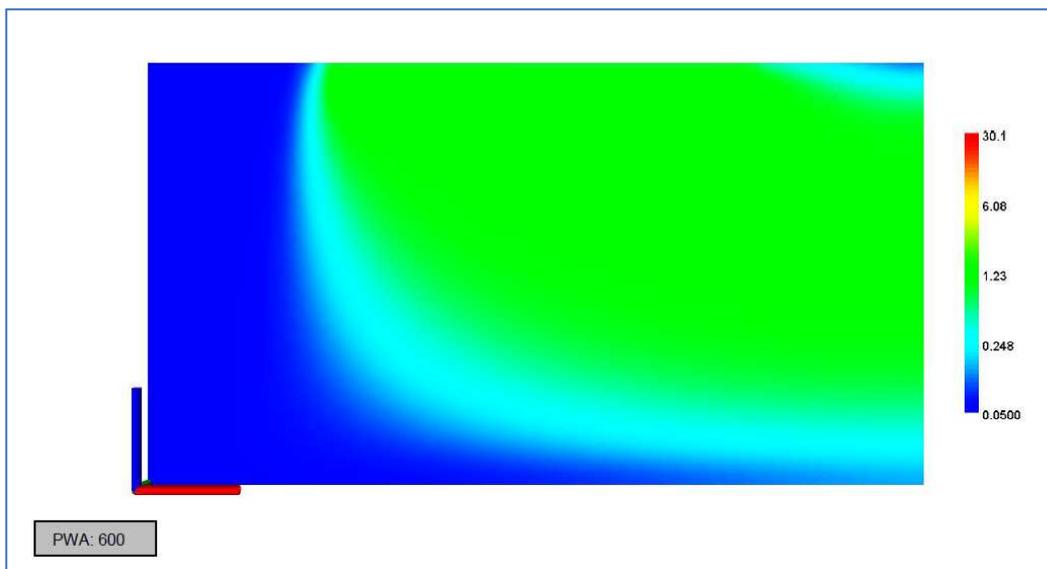


Abb. 10: Das PHAST-Blockmodell; Ergebnisse der Berechnungen mit den Eingabedateien Standard.chem und Standard.trans; dargestellt ist die Bleikonzentration in den Porenwässern des BHV-Bereichs und in dessen Abstrom zum ‚Röhrensystem‘ für die angegebene Zahl der Porenwasseraustausche; die farbig markierte Skala für die Bleikonzentration reicht von 0,05 mg/kgw bis zu 30,1 mg/kgw. (van Berk 2017)

Die gewählte Berechnungsdauer endet bei ca. 490 PWA (20.000 Jahre). Um die Berechnungen vergleichen zu können, wurden die Ergebniskurven händisch extrapoliert. Durch die Extrapolation (gestrichelte Linien in Abb. 12) können die 600 PWA (24.500 Jahre) hinreichend angenähert werden, da keine weiteren Stoffeinträge stattfinden und die Konzentrationsganglinien bereits ihren Scheitelpunkt erreicht haben.

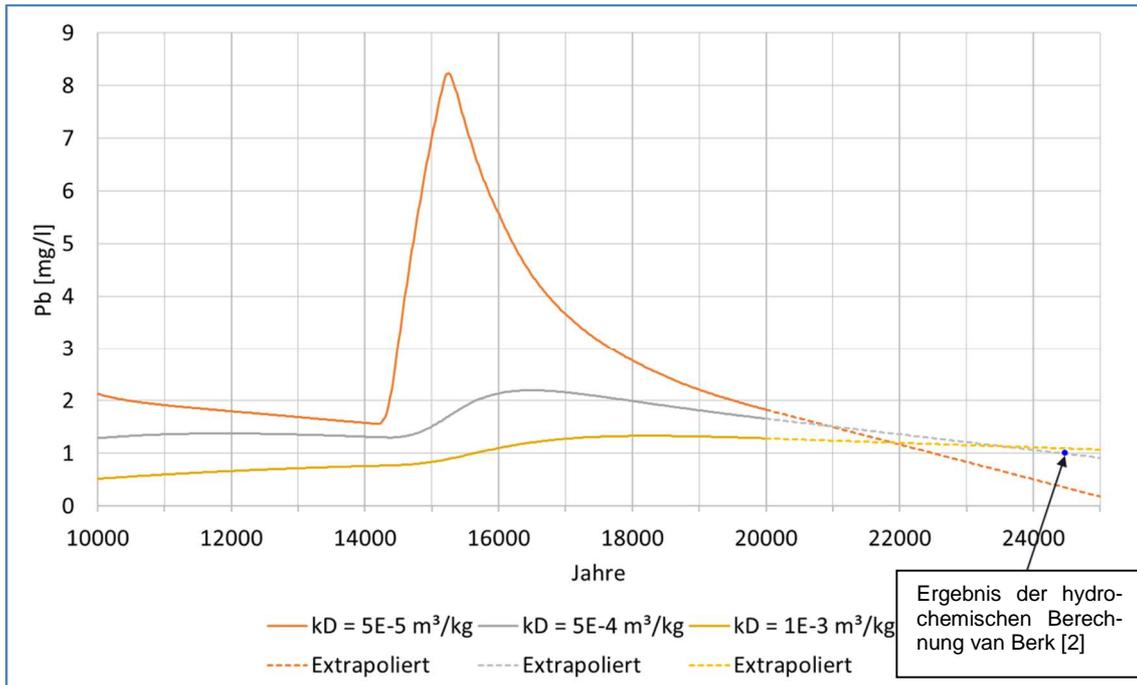


Abb. 11: Vergleich der Parametervariation mit den Ergebnissen der hydrogeochemischen Berechnung (van Berk 2017).

Der Vergleich der Berechnungen ist in Abb. 12 dargestellt. Es wird deutlich, dass ein kD -Wert von $5E-4 \text{ [m}^3/\text{kg}]$ die hydrogeochemische Modellierung gut annähern kann und die beiden verschiedenen Ansätze zu vergleichbaren Ergebnissen hinsichtlich der Stoffkonzentrationen im Röhrensystem führen würden (unter der Voraussetzung, dass es in > 20.000 Jahren noch ein Röhrensystem und eine ZWH geben würde).

Bezogen auf das Risiko bedeutet dieses Ergebnis, dass es selbst bei einer unmittelbaren Freisetzung der Schwermetalle (also ohne Existenz einer hydrochemischen Barriere) bereits durch die „Sorption“ zu einer erheblichen Konzentrationsverminderung im Röhrensystem und damit auch in der ZWH kommen würde.

3.5 Röhrensystem mit geringerer Durchlässigkeit (Szenario 2)

Zur Abschätzung der Auswirkung einer reduzierten hydraulischen Wirksamkeit des Röhrensystems wurde seine Anbindung an den Grundwasserleiter (Leakage-Koeffizienten) variiert. Bei dieser Sensitivitätsanalyse wurde die Tracer-Berechnung aus Teil 1 (delta h Ingenieurgesellschaft mbH 2016) als Grundlage gewählt. Für die Tracer-Berechnung wird im Gegensatz zu den Ausbreitungsberechnungen für Blei über den gesamten Berechnungszeitraum eine konstante (stationäre) Konzentrationsrandbedingung von 100 Prozent auf allen BHV Knoten angesetzt. Der Leakagekoeffizient wurde für die Untersuchung um den Faktor 10 (Szenario 2) und um den Faktor 100 (Szenario 2) abgemindert.

Zur Darstellung des Einflusses wurde die Fracht bestimmt, die an der ZWH ankommt und in Abb. 12 dargestellt.

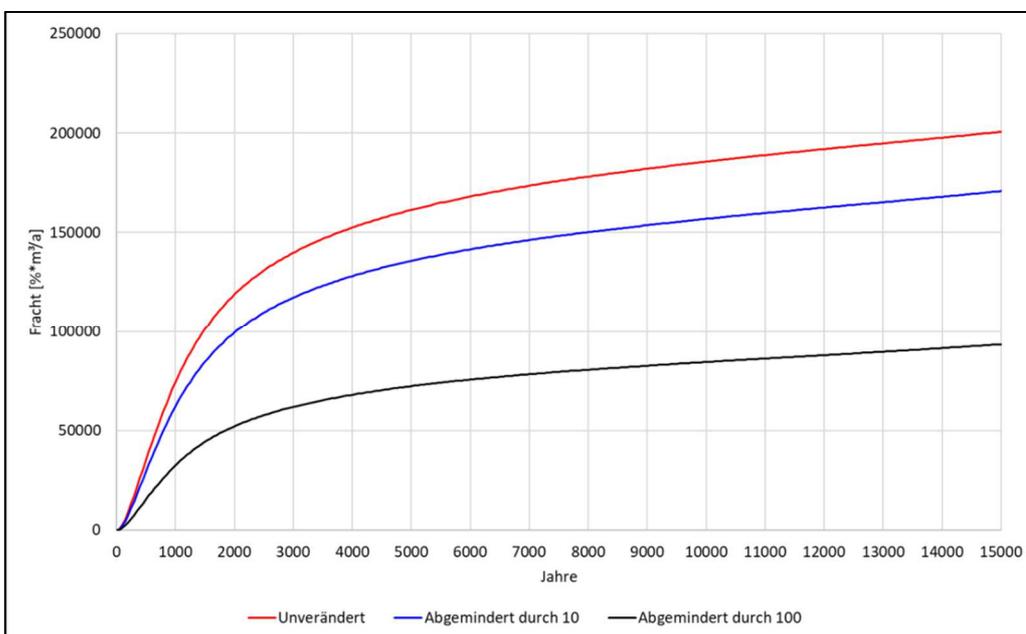


Abb. 12: Tracer-Fracht der Leakage-Variation

In der Abbildung ist deutlich erkennbar, dass die Verringerung des Leakagekoeffizienten die Bedeutung der ZWH deutlich reduziert. Die Frachten, die zur ZWH gelangen, sinken. Durch die geringere Bedeutung der ZWH exfiltriert mehr Wasser über den Modellrand (Tab. 5).

Tab. 5: Szenario 2 Mengenbilanzen

	Leakagefaktor [kf/(d*U)]	Randabstrom [m³/a]	Zustrom ZWH [m³/a]
Szenario 2.0	15	129.384	170.460
Szenario 2.1	1.5	141.745	157.396
Szenario 2.2	0.15	207.919	93.589

4 GRUNDWASSERFLIEßSYSTEM NACH EINSTELLUNG DER ZWH UND BEI HÖHEREN GRUNDWASSERSTÄNDEN (SZEANARIO 3)

4.1 Fragestellung

Im Szenario 3 wird der Zustand ohne zentrale Wasserhaltung mit der sich daraufhin einstellenden stationären Strömungssituation in einer fernen Zukunft untersucht. Durch das Entfallen der Wasserhaltung verliert auch das Röhrensystem seine Bedeutung.

Die zentrale Frage (und Randbedingung) für die Modellierung ist, welche Wasserstände sich dann in den einzelnen Grundwasserleitern wie Karbon und Emscher Mergel einstellen. Diese Grundwasserstände geben – je nach ihrer Höhe (Potentiale) – die Strömungsrichtungen vor: das Grundwasser fließt immer vom höheren zum niedrigeren Potential. Wenn die Potentiale im Karbon höher als im Quartär sind, erfolgt der Fluss von „unten“ nach „oben“ und umgekehrt.

Der Lösung dieser Frage kann man sich nur durch eine großräumige Betrachtung des Grundwasserfließsystems Ruhrgebiet/Münsterländisches Becken nähern. Vor allem zur Beantwortung der Fragen, die sich bei einem regional höheren Grubenwasserstand als – 600 m NHN stellen, ist ein solches Regionalmodell erforderlich.

Dennoch wurden bereits zum jetzigen Zeitpunkt und auf der Basis des Modells der Wasserprovinz Haus Aden und den regionalen Kenntnissen der Gutachter und dem GD NRW zentrale hydrogeologische Systemvorstellungen und die sich daraus ergebenden Schlussfolgerungen für die Potentialverteilung intensiv diskutiert. Der derzeitige Diskussions- und Kenntnisstand und die Randbedingungen für die Modellierung werden im Folgenden vorgestellt.

4.2 Grundstrukturen des zukünftigen Grundwasserfließsystems

Da keine aktive Wasserförderung mehr erfolgt, stellt es zunächst noch ein Kurzschluss-system dar, das die Potenziale in der direkten Umgebung des Röhrensystems auf einem vergleichbaren Niveau hält. Dieses Niveau wird aber durch die ansteigenden Grundwasserstände im Karbon im Flutungsverlauf bestimmt und damit nicht auf einem vorgegebenen Niveau gehalten.

Über die langen Zeiträume, die erforderlich sind, bis sich im Karbon ein von der Wasserhaltung unbeeinflusstes System einstellt, ist davon auszugehen, dass die hydraulische Wirksamkeit des Röhrensystems zunehmend nachlässt. Daher wurde bei den hier durchgeführten Modellrechnungen nicht mehr von einem hydraulisch wirksamen Röhrensystem ausgegangen.

Eine wesentliche Aufgabe für diese Modellierung besteht in der Definition der Randbedingungen im Karbon. Es ist somit die Frage zu klären, welche Potenziale sich im Karbon nach dem Wegfall der Grubenwasserhaltung einstellen werden.

Der Lösung dieser Frage kann man sich nur durch eine großräumige Betrachtung nähern: Die wesentliche Triebfeder des sich einstellenden Strömungssystems ist in den Grundwasserständen der oberflächennahen Grundwasserleiter zu sehen. Hier sind das Karbon, das im Bereich der Ruhr und südlich davon ausstreicht, und das erste Grundwasserstockwerk des Münsterländer Kreidebeckens, das hauptsächlich durch den Emschermergel als Geringleiter vom Karbon getrennt wird, zu nennen. Obwohl der Emschermergel mit seiner geringen Durchlässigkeit einen deutlichen Strömungswiderstand

zwischen dem ersten Grundwasserstockwerk und dem Karbon darstellt, kommt es dennoch zu einer vertikalen Durchströmung. Die Strömungsrichtung hängt davon ab, ob die Potenziale im ersten Stockwerk höher (Fluss von oben nach unten) oder niedriger (Fluss von unten nach oben) sind als im Karbon.

Im Bereich Haus Aden werden die Grundwasserstände des ersten Stockwerks wesentlich durch die Lippe beeinflusst, so dass die niedrigsten Potenziale hier in der Größenordnung von 54 mNN liegen. Im nördlich anschließenden Bereich werden Grundwasserstände von ca. 100 mNN erreicht, während die Grundwasserstände nach Süden bis über 200 mNN ansteigen, bevor sie im Ruhrtal wieder auf etwa 110 mNN zurückgehen. Der Wasserstand des Ruhrtals steht dabei, ohne die Emschermergel-Überdeckung, in direktem Kontakt mit dem Karbon weiter im Norden. Damit stellen die 54 mNN der Lippe im Bereich Haus Aden die Untergrenze der Potenziale, die sich im Karbon einstellen werden, dar. Die Obergrenze wird in der Größenordnung der Ruhrwasserstände, also bei ca. 110 mNN liegen. Nach Nordwesten hin werden aber auch die tiefer liegenden Wasserstände des Rhein-Einzugsgebiets einen Einfluss haben.

Auf der Basis dieser Überlegungen wurde ein schematisches Modell erstellt, das die großräumige Situation vereinfacht abbildet. Damit wurden für den Süd- und Ostrand des Modellgebiets Haus Aden ca. 70 mNN als Potenzial im Karbon ermittelt. Für die nordwestliche Modellecke ergab sich ein Potenzial von 65 mNN. Diese Werte sind als Abschätzung unter der Berücksichtigung vereinfachter geologischer Verhältnisse anzusehen. Um belastbarere Angaben, auch im größer räumigen Kontext zu ermitteln, ist – wie oben beschrieben – eine weitere Detaillierung des konzeptionellen Großraummodells zu einem Modell für das Münsterländer Kreidebecken unter detaillierter Berücksichtigung der hydrogeologischen Situation erforderlich. Dennoch stellen die hier genutzten Randbedingungen eine plausible Grundlage für die modellbasierte Abschätzung der Strömungsverhältnisse nach Beendigung der Grubenwasserhaltung dar.

4.3 Ergebnisse

Die Abb. 13 zeigt die Potenzialverteilung im Karbon in der Tiefenlage der BHV-Bereiche. Deutlich wird, dass die horizontalen Strömungsverhältnisse durch die Wahl der Randbedingungen im Karbon gesteuert werden. Die Strömung erfolgt von der mit 70 mNN am Süd- und Ostrand vorgegebenen Randbedingung nach Nordwesten mit dem tiefsten Potenzial bei 65 mNN an der Nordwestecke des Modellgebiets.

Für die Beurteilung der Stoffausbreitung sind aber auch die vertikalen Strömungskomponenten von Bedeutung, die in dem Profilschnitt (Abb. 14) erkennbar sind. Die Lage des Profilschnitts verläuft von Nordwest nach Südost durch den BHV-Bereich (vgl. Abb. 13). Die Bahnliniendarstellung zeigt die rein advektiven Fließpfade ausgehend von der BHV (rote Markierung). Diese verlaufen im Karbon (grüne Fläche) zunächst nach Nordwesten. Die nach oben gerichtete vertikale Komponente der Strömungsrichtung ist zunächst gering, nimmt im Verlauf der Fließstrecke, mit Annäherung an die Karbonoberfläche, zu. Im kretazischen Geringleiter (Cenoman/Turon/Emschermergel (blaue Fläche)) kommt es dann zu einem im Wesentlichen vertikal aufsteigenden Fließen bis in das erste Grundwasserstockwerk, in dem die Strömung dann unmittelbar durch das Vorflutersystem gesteuert wird.

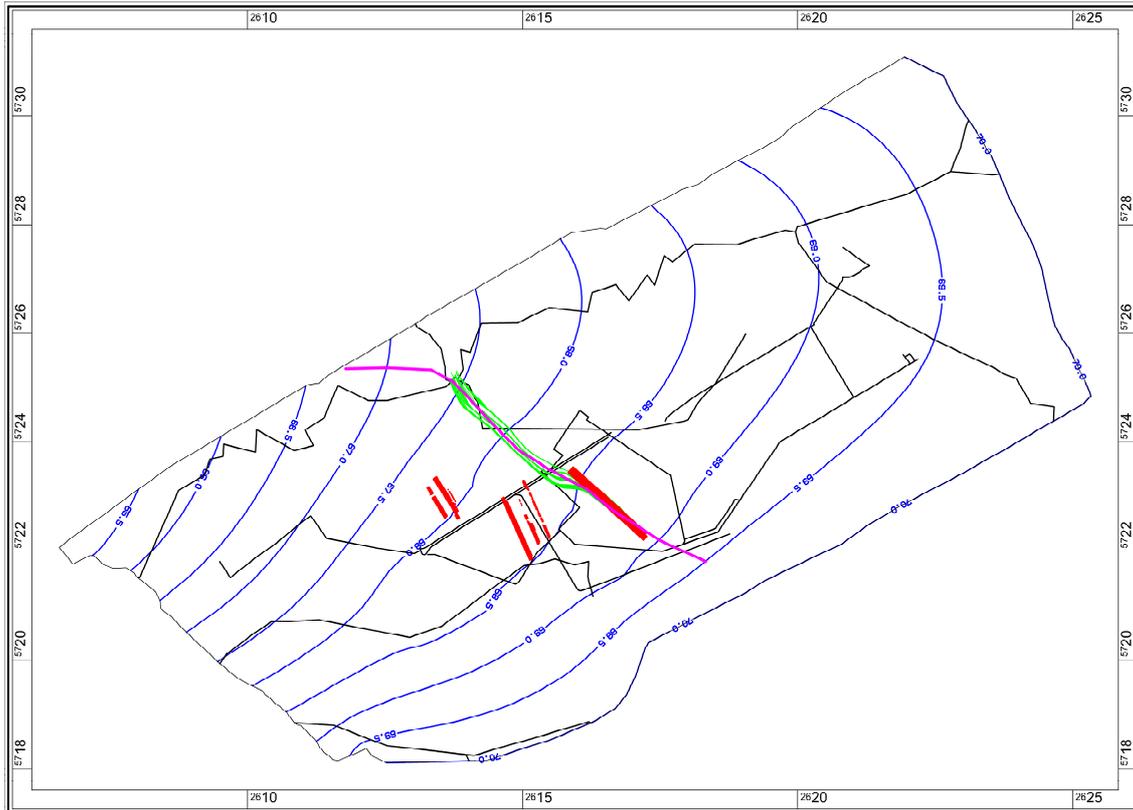
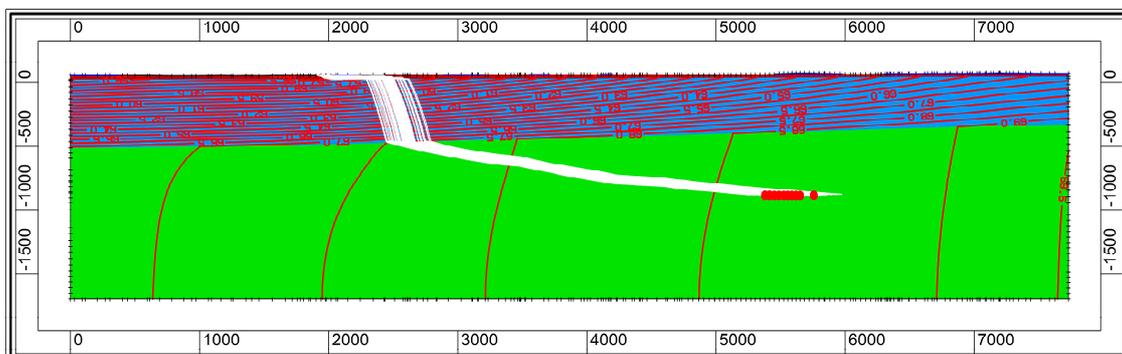


Abb. 13: Potentialverteilung (blau) und Bahnlinien (grün) in der Höhe der BHV-Bereiche (rot) ohne Grubenwasserhaltung im Modellgebiet. Die Lage der Vertikalschnitte (Abb. 14 und Abb. 15) ist als magentafarbene Linie dargestellt.



L:SPRING, 3D-MODELL, VERTIKALSCHNITT AUSWERTUNG GRONRINACH 5 ITERATIONEN

Abb. 14: Vertikalschnitt mit Potenzialverteilung und Bahnlinien ohne Grubenwasserhaltung

Die Fließzeiten, die sich aus dieser rein advektiven Berechnung ergeben, summieren sich auf ca. 800.000 Jahre vom BHV-Bereich 1 bis zum Eintritt in das erste Grundwasserstockwerk im Quartär. Dabei werden ca. 400.000 Jahre für die ca. 4.000 m lange Fließstrecke im Karbon und weitere ca. 400.000 Jahre für die ca. 500 m vertikale Durchströmung des kretazischen Geringleiters (Cenoman/Turon/Emschermergel) mit seiner, gegenüber dem Karbon, deutlich geringeren Durchlässigkeit, benötigt. Hier wirkt sich

aufgrund der im Wesentlichen vertikalen Strömung hauptsächlich die niedrigere vertikale Komponente des k_f -Wertes aus.

Um, neben dieser rein advektiven Betrachtung von Fließwegen und Fließzeiten, den Einfluss der Dispersion abschätzen zu können, wurde eine stationäre Transportmodellierung mit den oben beschriebenen Randbedingungen durchgeführt. Dies bedeutet, dass aus der BHV über 800.000 Jahre Schwermetalle freigesetzt werden. In den Modellierungen von Prof. van Berk (Detailbericht 4, Teil 1) wird gezeigt, dass dies selbst unter der Annahme eines 100 % Lösungskontaktes der BHV mit dem Tiefengrundwasser und der dann 100 % Freisetzung nach > 100.000 Jahren nicht realistisch ist.

Bei dieser Berechnung, die auch die Dispersionseffekte berücksichtigt, wird von einem kontinuierlichen Tracer-Eintrag aus dem BHV-Bereich 1 ausgegangen. Die dabei berechnete Tracer-Fahne (Abb. 15) folgt grundsätzlich den Bahnlinien (Abb. 14), zeigt aber auch die dispersionsbedingte weitere Aufweitung der Fahne. Darüber hinaus ist aber auch die Konzentrations-Verminderung durch Mischungsprozesse auf dem Fließweg erkennbar. So verringert sich die Konzentration bis zum Erreichen des ersten Grundwasserstockwerks auf ein Zehntel der kontinuierlich aus der BHV ausgetragenen Konzentration, ohne dass hierbei Sorptions-, Mineralisations- oder Abbauprozesse berücksichtigt werden. Die Farbabstufung der Darstellung erfolgt in 10 %-Schritten, so dass der Außenrand der dargestellten Fahne bei 10 % der Eintragskonzentration liegt.

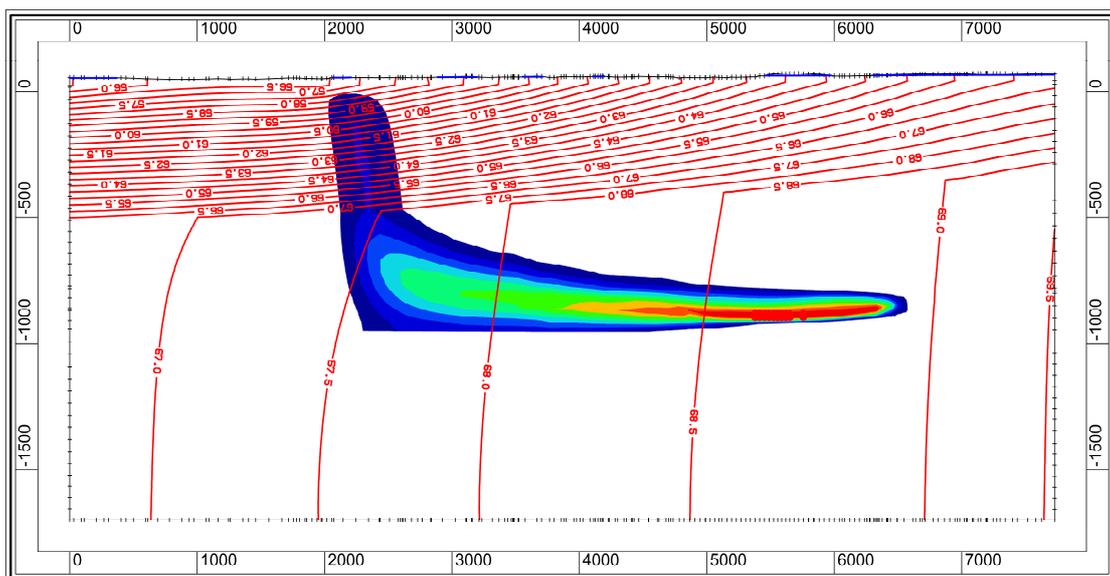


Abb. 15: Vertikalschnitt mit Potenzial- und Konzentrationsverteilung bei kontinuierlichem Stoffaustrag (Tracer) aus dem BHV-Bereich 1

Als weitere Ergebnisdarstellung der Transportmodellierung sind in der Abb. 16 die Konzentrationen im Niveau der BHV-Bereiche dargestellt. Die Farbabstufungen in 10 %-Schritten entspricht der Profildarstellung (Abb. 15).

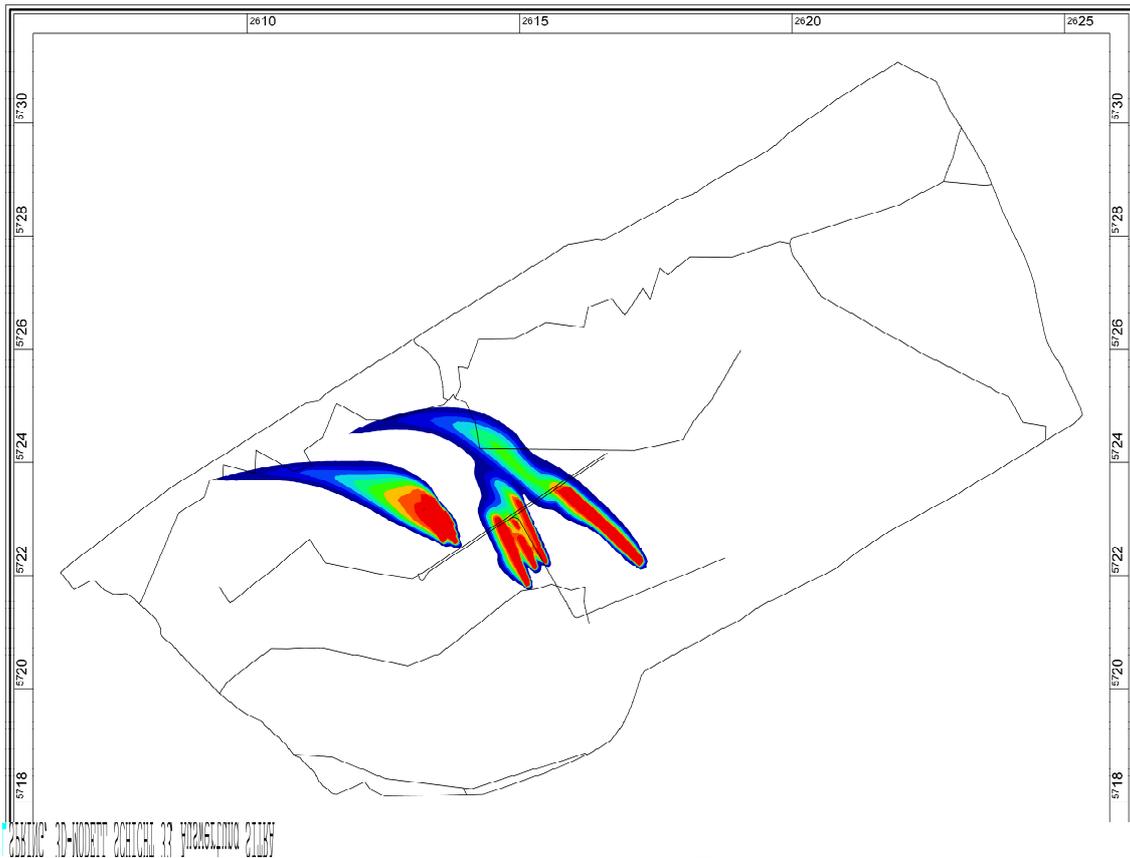


Abb. 16: Konzentrationsverteilung der stationären Transportmodellierung im Höhengniveau der BHV

Den bisher dargestellten Berechnungen zur Stoffausbreitung nach Abschalten der ZWH (Abb. 13 bis Abb. 16) liegt die Modellvariante zugrunde, bei der die Störungen keinen Einfluss auf die Strömungssituation haben (s. Detailbericht 5, Teil 1). Zum Vergleich wurden entsprechende Berechnungen auch mit der Modellvariante durchgeführt, bei der die Störungen eine höhere Durchlässigkeit aufweisen als das Nebengestein im Karbon.

Die Abb. 17 zeigt analog zur Abb. 13 die Potenzialverteilung im Höhengniveau der BHV, die Bahnlinien für einen Austrag aus der BHV 1 und als violette Linie die Lage des Vertikalschnitts (Abb. 18). Die Potenziellinien zeigen gegenüber der Variante ohne Störungseinfluss leichte Veränderungen im Umfeld der Störungen. Der Vertikalschnitt (Abb. 18) unterscheidet sich deutlicher von dem in der Abb. 14 dargestellten Schnitt. Dies ist aber neben dem Störungseinfluss auch auf die veränderte Schnittlage zurückzuführen, die an die Strömungsrichtungen angepasst wurde.

Am deutlichsten ist der Störungseinfluss in der Darstellung der horizontalen Stoffausbreitung im Niveau der BHV zu erkennen (Abb. 19). Das Bild zeigt, dass die Fahne des BHV-Bereichs 2 im Karbon nicht über die Störung hinweggeht, was bei der Variante ohne Störungsauswirkung der Fall war (Abb. 16).

Die Abb. 20 zeigt eine räumliche Darstellung der berechneten Fahnen. Dargestellt sind die Mantelflächen um die Bereiche, in denen die berechneten Konzentrationen oberhalb von 10 % der Eintragskonzentration liegen.

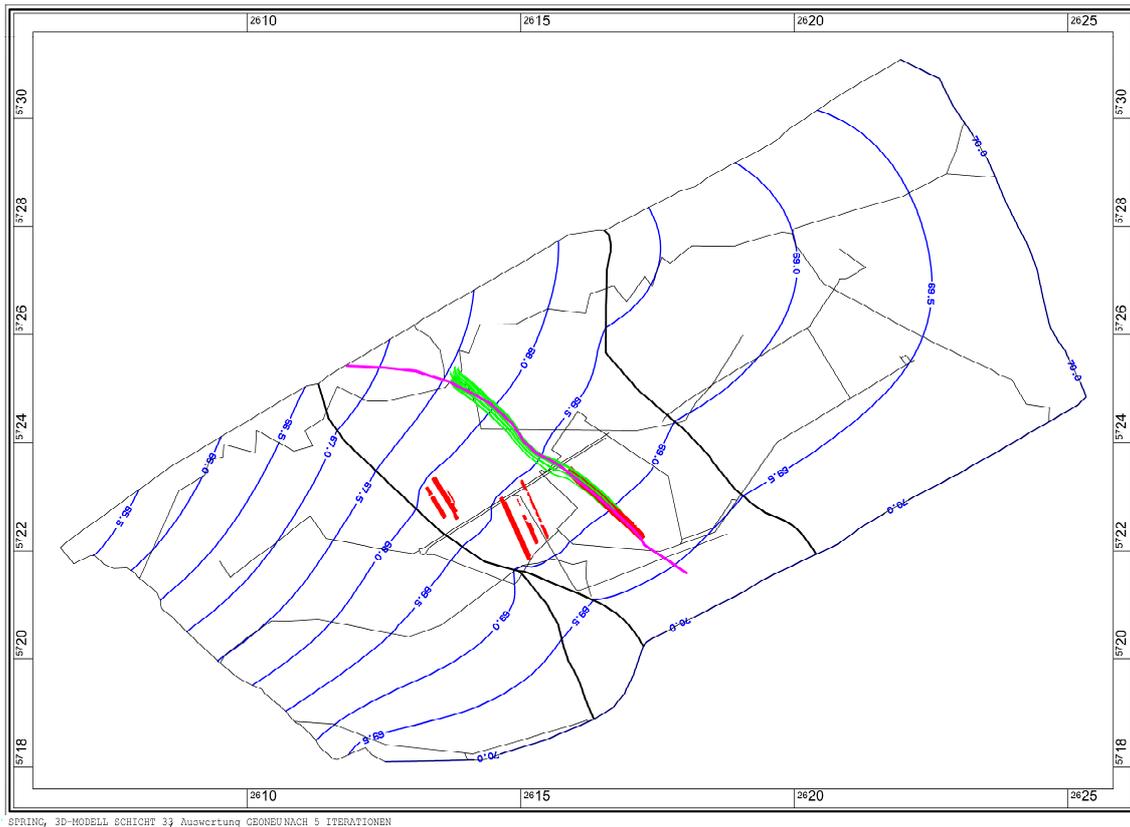


Abb. 17: Potentialverteilung (blau) und Bahnlinien (grün) in der Höhe der BHV-Bereiche (rot) ohne Grubenwasserhaltung unter Berücksichtigung der Störungen. Die Lage des Vertikalschnitts (Abb. 18) ist als magenta farbene Linie dargestellt, unter Berücksichtigung der Störungen

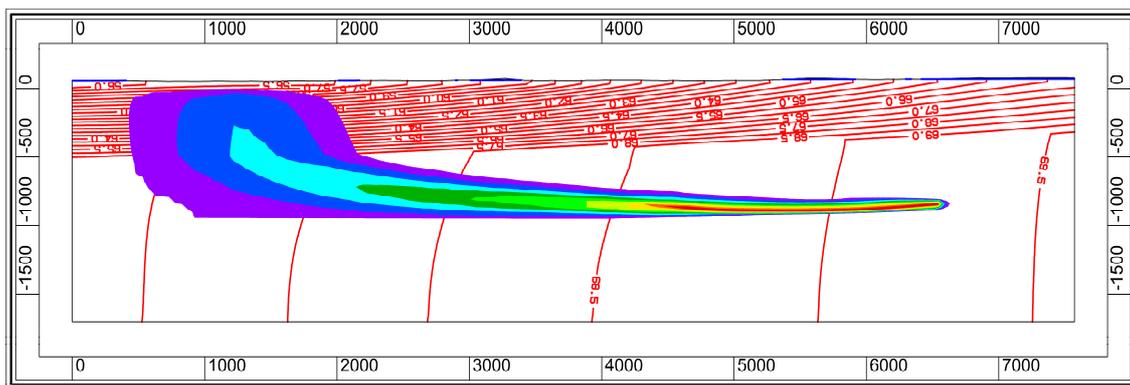


Abb. 18: Vertikalschnitt mit Potenzial- und Konzentrationsverteilung bei kontinuierlichem Stoffaustrag (Tracer) aus dem BHV-Bereich 1 unter Berücksichtigung der Störungen

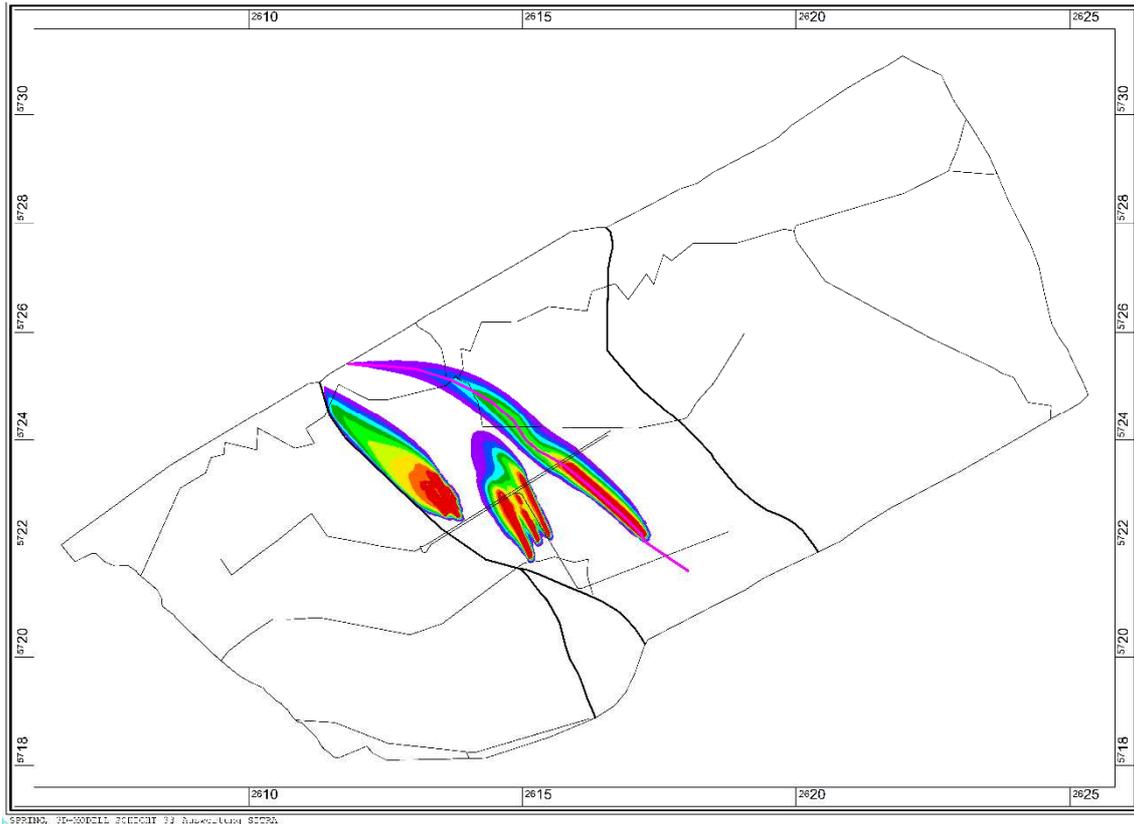


Abb. 19: Konzentrationsverteilung der stationären Transportmodellierung im Höhengniveau der BHV unter Berücksichtigung der Störungen

Im Allgemeinen bringt die Modellvariante mit einem hydraulisch wirksamen Störungssystem keine grundsätzlich abweichenden Aussagen.

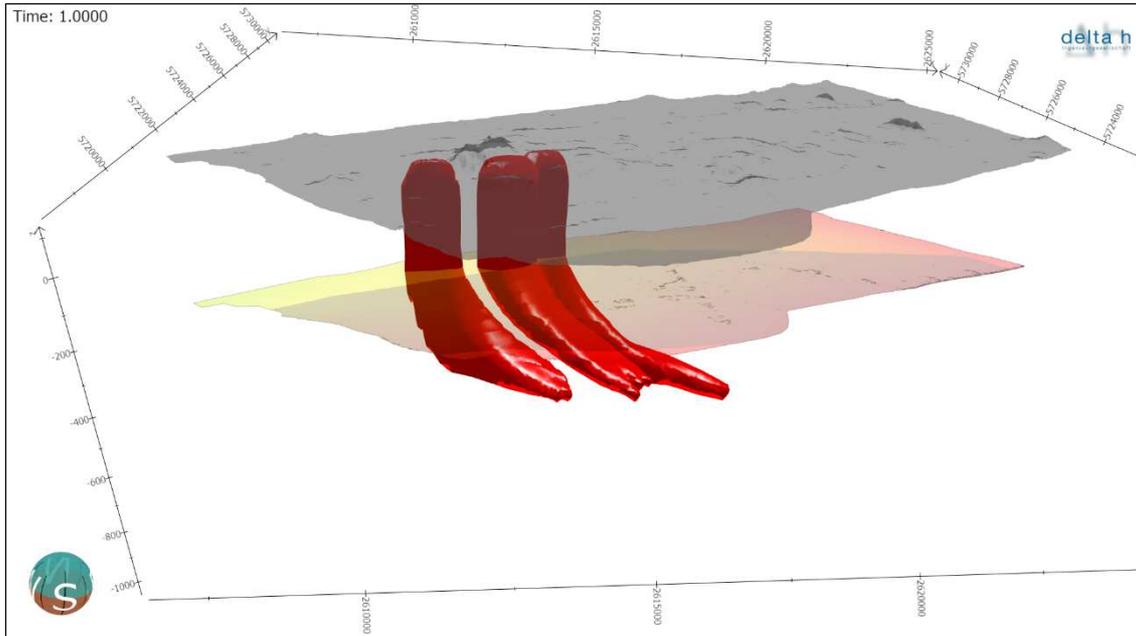


Abb. 20: Räumliche Darstellung der Konzentrationsfahnen der stationären Transportmodellierung unter Berücksichtigung der Störungen

5 ZUSAMMENFASSENDEN SCHLUSSFOLGERUNGEN UND ÜBER-TRAGBARKEIT DER ERGEBNISSE

Im Detailbericht 5, Teil 2, wurden in den Modelluntersuchungen 4 Szenarien betrachtet, die die Entwicklung des Grundwasserfließsystems und der BHV in einer fernen Zukunft betrachten. Alle Szenarien zeigen, dass die Risikoeinschätzung in Teil 1 hinsichtlich der Stoffausträge aus der BHV eindeutig auf der sicheren Seite liegt.

5.1 Szenario 0:

Eine Erweiterung der Langzeitbetrachtung aus dem Teil 1 hatte das Ziel, die langsam stattfindende Bleifreisetzung über einen längeren Zeitraum zu prognostizieren. Innerhalb dieses Zeitraums liegt die vollständige Stofffreisetzung aus allen BHV Bereichen. Die Berechnung wurde mit dem Modell ohne Störungen durchgeführt. Der wesentlich schneller stattfindende Zinkaustrag wurde in den Berechnungen nicht berücksichtigt. Der Zustrom der Bleigesamtfracht in der ZWH war am Ende des Simulationszeitraumes noch nicht versiegt, jedoch schon deutlich reduziert.

Parametervariationen geben einen Einblick auf den Einfluss wesentlicher Einflussgrößen auf die Prognose der Freisetzung gelöster Schadstoffe aus dem BHV.

5.2 Szenario 1:

Für die Untersuchung des Sorptionseinflusses wurde der Tracertransport im Modell ohne Störungen bei unterschiedlich großen Werten für die Sorptionsparameter simuliert. Die Sorption retardiert den Schadstoffaustrag je nach Größe des Parameters unterschiedlich stark, ohne die Gesamtfracht zu verändern.

5.3 Szenario 2:

Im Röhrensystem der ZWH wird es über die Zeit zu einem Verschluss der Hohlräume durch die Gebirgskonvergenz kommen. Um der damit verbundenen Reduktion der Durchlässigkeit Rechnung zu tragen wurde der Leakagekoeffizient der ZWH um ein und zwei Potenzen reduziert. Bei gleichzeitig konstanten Randpotentialen exfiltriert mit abnehmender Leistungsfähigkeit der ZWH mehr Wasser über die Ränder. Höherer Randpotentiale, die aus geringeren Förderraten der Wasserhaltungen benachbarter Bergwerke resultieren würden, hingegen führen zu einem geringeren Abstrom über die Ränder und insgesamt weniger Bewegung im Tiefengrundwasser. Dadurch treten die Schadstoffe langsamer aus und auch die Ausbreitung wäre geringer.

5.4 Szenario 3:

Es wurde das Grundwasserfließsystem bei höheren Grundwasserständen betrachtet. Diese Darstellung soll allein dem grundsätzlichen Verständnis der Fließwege und den darauf stattfindenden Transportprozessen dienen, die sich nach Beenden der ZWH und

bei höheren Wasserständen einstellen werden. Es wird gezeigt, dass selbst bei aufsteigenden Potentialen und einer Wasserbewegung aus dem Karbon in das Deckgebirge und weiter ins Quartär mit Fließzeiten deutlich > 100.000 Jahren zu rechnen ist.

Der zugrunde liegende Ansatz eines permanenten gleichbleibenden Stoffaustrags aus einem BHV-Bereich über einen Zeitraum von ca. 800.000 Jahren ist nicht als realistisch anzusehen (vgl. Kap. 2.4.3). Zudem ist auch das vollständige Fehlen von Sorptions-, Mineralisations- oder Abbauprozessen, die dieser Modellierung zugrunde liegt, nicht zu erwarten.

Weiterhin werden die im Beispielbereich dargestellten auftretende Strömung vom Karbon in das erste Grundwasserstockwerk nicht generell auftreten. In vielen Bereichen, vor allem in größerer Entfernung zu den Flusstälern, werden die Potenziale im ersten Stockwerk höher liegen als im Karbon. Dort wird, wie im heutigen Zustand, weiterhin eine Durchströmung des Emschermergels von oben nach unten stattfinden.

5.5 Übertragbarkeit der Ergebnisse

Zusammenfassend wird festgestellt, dass die Grundlagen der Risikoabschätzung aus dem Teil 1 des Gutachtens auch für das BW Walsum und das BW Hugo Consolidation gültig sind.

Die Unterschiede zwischen den drei BW hinsichtlich des Ausbreitungspotentials bestehen vor allem darin, dass die räumlichen Anordnungen der BHV und des Röhrensystems und damit die Fließwege bis zum Eintritt in die Röhre unterschiedlich sind. Dies wurde bei der Risikoabschätzung berücksichtigt.

Die Ergebnisse der gekoppelten hydraulischen und hydrogeochemischen Modellierungen (Risikoabschätzung) aus Teil 1 sind auch auf den Teil 2 und die hier betrachteten BW Walsum und das BW Hugo/Consolidation übertragbar.

6 LITERATURVERZEICHNIS

delta h Ingenieurgesellschaft mbH. „Detailbericht 5: Modellierung des Stofffreisetzungspotentials und der Stoffausbreitung über die Grundwasserströmung.“ Witten, 2016.

Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH. „Auswertung von Sorptionsdaten hinsichtlich nichtlinearer Sorptionsmodelle für die Nuklid Ausbreitung im Deckgebirge.“ Braunschweig, 1996.

van Berk, Wolfgang. „Detailbericht 4: Stofffreisetzungspotential und reaktive Stoffausbreitung.“ 2017.