

GUTACHTEN ZUR PRÜFUNG MÖGLICHER UMWELTAUSWIRKUNGEN DES EINSATZES VON ABFALL- UND RESTSTOFFEN ZUR BRUCH-HOHLRAUMVERFÜLLUNG IN STEINKOHLENBERGWERKEN IN NORDRHEIN-WESTFALEN, TEIL 1

Detailbericht 5:

Modellierung des Stofffreisetzungspotentials und der Stoffausbreitung über die Grundwasserströmung

delta h Ingenieurgesellschaft mbH, Witten

Prof. Dr.-Ing. [REDACTED]

Dr.-Ing. [REDACTED]

Dr. [REDACTED]

[REDACTED] B.Sc.

Abgabe April 2017

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 1

Auftraggeber:

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

Ministerium für Wirtschaft, Energie, Industrie, Mittelstand und Handwerk des Landes Nordrhein-Westfalen

Auftragnehmer:

ahu AG Wasser · Boden · Geomatik, Aachen (Dr. ██████████)

in Zusammenarbeit mit:

Prof. Dr. ██████████ (TU Clausthal, Abtlg. Hydrogeologie)

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

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

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

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

Auftragsdatum: 16.07.2015

INHALTSVERZEICHNIS

0	Vorbemerkung	1
0.1	Aufbau des Gutachtens und der Detailberichte	1
0.2	Untersuchungsraum	2
1	Grundlagen	4
1.1	Ausbreitungspotential anorganischer Schadstoffe	4
1.2	Modellkonzept	4
1.2.1	Zweistufiges Modellkonzept	4
1.2.2	Hydrogeologisches Strukturmodell	6
1.2.3	Bruchhohlraumversatzbereiche	11
1.3	Fernfeldmodell	14
2	Modellaufbau	15
2.1	Modellränder und Diskretisierung	15
2.2	Randbedingungen	17
2.3	Parametrisierung	17
2.4	Kalibrierung	17
2.4.1	Kalibrierung der quartären Durchlässigkeiten und Leakagekoeffizienten	17
2.4.2	Sensitivitätsbetrachtung der Teilströme im Karbon (Bilanzbetrachtung)	19
2.4.3	Variation des Leakage-Koeffizienten der untertägigen Hauptwasserwege	21
2.4.4	Variation der k_f -Werte des Karbons	22
2.4.5	Dispersivitäten	24
3	Flutungsmodell Nahfeld	25
3.1	Modellaufbau	25
3.2	Durchlässigkeiten	27
3.3	Ungesättigtes Gebirge	27
4	Prognoseberechnungen des Flutungsvorgangs (Nahfeldmodell)	32
4.1	Flutung	32
4.2	Bedeutung Durchlässigkeit der BHV	33
4.3	Dauer des Flutungsvorgangs und Porenwasseraustausche	34
4.4	Strömungsfeld und Konzentrationsentwicklung während der Flutung	35

5	Prognoserechnungen mit dem Fernfeldmodell	42
5.1	Berechnungsparameter	42
5.2	Strömungsfeld	42
5.2.1	Störungen	44
5.2.2	Bedeutung der durchflusswirksamen Strecken im Strömungssystem	44
5.3	Ergebnisse der instationären Tracer-Berechnung	46
5.3.1	Ausgangszeitpunkt für die Ausbreitungsberechnung	52
5.3.2	Fließlängenbetrachtung	53
5.3.3	Dauer eines Porenwasseraustauschs (PWA)	55
5.3.4	Quellterme	57
5.3.5	Ergebnisse der Ausbreitungsprognose Zink	61
5.3.6	Ergebnisse der Ausbreitungsprognose Blei	62
5.4	Gesamtbilanz der Fernfeldprognosen	64
5.5	Fazit	66
6	Offene Fragen und weiteres Vorgehen	68
7	Literatur	69

ABBILDUNGEN:

Abb. 1:	Aufbau und Inhalt des Gutachtens	1
Abb. 2:	Überblick über den Untersuchungsraum, die wichtigsten Lokalitäten und Lage des Profils in Detailbericht 1	3
Abb. 3:	Modellbereiche im Anfangszustand	5
Abb. 4:	Gesamtes Modellgebiet: Hauptwasserwege (Blau), Bruchhohlraumverbringung (Rot), Modellrand (unterbrochene schwarze Linie), Störungen (Schwarz), Schollennummern	8
Abb. 5:	Roh-Daten vom GD aus KVB für Röttgersbank ergänzt mit Abbaufeldern als blaue Linien	9
Abb. 6:	Geologie 3D-Ansicht Karbon (blau, rot), Kreide (orange), Quartär (blau)	10
Abb. 7:	Streckensystem mit Dämmen und Schächten	11
Abb. 8:	Abbaufelder im Flöz Grimberg (orange), die BHV-Bereiche (rot) mit Höhenangaben und den ursprünglichen Bezeichnungen	12
Abb. 9:	Lage und Bezeichnung der BHV	13
Abb. 10:	3D-Ansicht mit Störungssystem	14
Abb. 11:	Horizontales FE-Netz des 3D-Fernfeldmodells mit den netzbestimmenden Strukturen und den Gewässerbezeichnungen	15
Abb. 12:	Netzbestimmende Strukturen	16
Abb. 13:	Grundwassergleichen des quartären Grundwasserleiters mit Abweichung von den gemessenen Werten	18
Abb. 14:	Crossplot gerechnete/gemessene Grundwasserstände	19
Abb. 15:	Vertikale Schichtung und äußere Teilströme	20
Abb. 16:	Grundwasserbürtige Teilströme in m ³ /min	21
Abb. 17:	Resultierender Grundwasserandrang in Abhängigkeit des Leakage-Koeffizienten	22
Abb. 18:	Resultierender Grundwasserandrang in Abhängigkeit des Leakage-Koeffizienten und der kf-Werte des Karbons	23
Abb. 19:	Longitudinale Dispersivität [1]	24
Abb. 20:	Übersicht Nahfeldmodelle	25
Abb. 21:	3D-Ansicht des Flutungs-Modellgebietes um die BHV 3	26
Abb. 22:	Vertikalschnitt durch BHV 2 mit horizontalen kf-Werten	27
Abb. 23:	Modellvorstellung eines teilgesättigten geklüfteten Gesteins (aus [8]) Der Pfeil zeigt die mögliche Fließrichtung durch die kleinsten Poren	29
Abb. 24:	Charakteristische Sättigungs-Druck- bzw. Durchlässigkeits-Druckkurve für Kluft und Matrix	30
Abb. 25:	Durchlässigkeits-Sättigungsfunktion für die Klüfte	30
Abb. 26:	Wasserstandsverlauf für die Instationäre Flutung	32

Abb. 27:	PWA bei unterschiedlichen Durchlässigkeiten der BHV 1 in der instationären und der stationären Phase	33
Abb. 28:	Porenwasserdurchfluss für alle 3 BHV Bereiche	35
Abb. 29:	Tracer-Konzentrationsverteilung in der Flutungsphase des BHV 1 nach 180 (oben) und 250 (unten) Monaten	36
Abb. 30:	Vertikalschnitt durch BHV 1 nach 110 (oben) und 250 (unten) Monaten mit Strömungspathlets, Konzentrationsverteilung und freie Oberfläche	37
Abb. 31:	Tracer-Konzentrationsverteilung in der Flutungsphase des BHV 2 nach 120 (oben) und 180 (unten) Monaten	38
Abb. 32:	Vertikalschnitt durch BHV 2 nach 100 (oben), 180 (Mitte) und 250 (unten) Monaten mit Strömungspathlets, Konzentrationsverteilung und freie Oberfläche	39
Abb. 33:	Tracer-Konzentrationsverteilung in der Flutungsphase des BHV 3 nach 120 (oben) und 230 (unten) Monaten	40
Abb. 34:	Schnitt durch BHV 3.1 nach Flutung mit Strömungspathlets mit den offenen Strecken in Türkis	41
Abb. 35:	Quasistationäres Strömungsfeld in der Ebene des BHV als Ausgangszustand für die Ausbreitungsberechnung	43
Abb. 36:	Drainierende Modellknoten (Vorflutwirkung) im Röhrensystem ohne Störung	45
Abb. 37:	Drainierende Modellknoten (Vorflutwirkung) im Röhrensystem mit Störung	46
Abb. 38:	Lage der Knotenpunkte	47
Abb. 39:	Tracer-Konzentrationsganglinien an 4 Knoten mit Störung	47
Abb. 40:	Tracer-Konzentrationsganglinien an 4 Knoten ohne Störung	48
Abb. 41:	Bahnlinien mit Startpunkten (rot, blau, violett), Potential-Isolinie (türkis) und Konzentrationsverteilung (farbige Flächen) bei der Tracer-Berechnung ohne Störung. Abstrom nur nach Süden.	49
Abb. 42:	Strömungsfeld wie Abb. 41 auf der Ebene des BHV und Tracer-Konzentration ohne Störung	50
Abb. 43:	Bahnlinien mit Startpunkten (rot, blau, violett), Potential-Isolinie (türkis), Potential-Isolinien (blau) und Konzentrationsverteilung (farbige Flächen) bei der Tracer-Berechnung mit Störung. Abstrom nach Süden und Nordwesten	51
Abb. 44:	Strömungsfeld wie Abb. 43 auf der Ebene des BHV und Tracer-Konzentration mit Störung	52
Abb. 45:	Durchströmte Fließlänge in Metern ohne (oben) und mit (unten) Störung	54
Abb. 46:	Fließlängen durch die BHV 1 für alle Modellknoten in der stationären Phase mit Störung	55
Abb. 48:	Mittlere Fließzeit für einen PWA mit volumengewichtetem Mittelwert mit Störung	57

Abb. 49:	Funktion der Blei- und Zinkkonzentrationen in Abhängigkeit von PWA	58
Abb. 50:	Freisetzung von Zink aus den BHV-Bereichen bei einer Fließlänge von 15 m und 10 % Reststoffe im Reaktionskontakt (ohne Störung)	59
Abb. 51:	Freisetzung von Blei aus den BHV-Bereichen bei einer Fließlänge von 15 m und 10 % Reststoffe im Reaktionskontakt (ohne Störung)	59
Abb. 52:	Freisetzung von Zink aus den BHV-Bereichen bei einer Fließlänge von 15 m und 10 % Reststoffe im Reaktionskontakt (mit Störung)	60
Abb. 53:	Freisetzung von Blei aus den BHV-Bereichen bei einer Fließlänge von 15 m und 10 % Reststoffe im Reaktionskontakt (mit Störung)	60
Abb. 54:	Zink-Konzentrationsganglinien an den entsprechenden Knoten mit Störung noch ohne Vermischung mit Grubenwasser	61
Abb. 55:	Kumulative Zinkfracht im drainierenden Röhrensystem mit und ohne Störung	62
Abb. 56:	Blei-Konzentrationsganglinien an den entsprechenden Knoten mit Störung noch ohne Vermischung mit Grubenwasser	63
Abb. 57:	Kumulative Bleifracht im drainierenden Röhrensystem mit und ohne Störung	63
Abb. 58:	Zink- und Bleifrachten in der ZWH	64
Abb. 59:	Gesamtbilanz in der ZWH	65
Abb. 60:	Erhöhungen der Zink- und Bleikonzentrationen in der <u>Zentralen Wasserhaltung</u> ohne Störung (ungünstige Annahme).	66

TABELLEN:

Tab. 1:	Inhaltliche Schwerpunkte der Bearbeitung durch das Konsortium in den Detailberichten	2
Tab. 2:	Modellkonzept	6
Tab. 3:	Geometrie und Porenraum der BHV	13
Tab. 4:	Minimale Entfernungen der Teil-BHV zum nächsten Hauptwasserweg	14
Tab. 5:	Modellparameter	23
Tab. 6:	Charakteristik der Nahfeldmodelle	26
Tab. 7:	Modellkenngrößen Nahfeldmodell	26
Tab. 8:	Berechnungsparameter	42
Tab. 9:	Volumenströme im Vergleich mit und ohne Störung	45

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 1“ erfolgt durch sechs Projektpartner, deren fachliche Schwerpunkte in der Abb. 1 dargestellt sind. Die Federführung hat die a-hu 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.

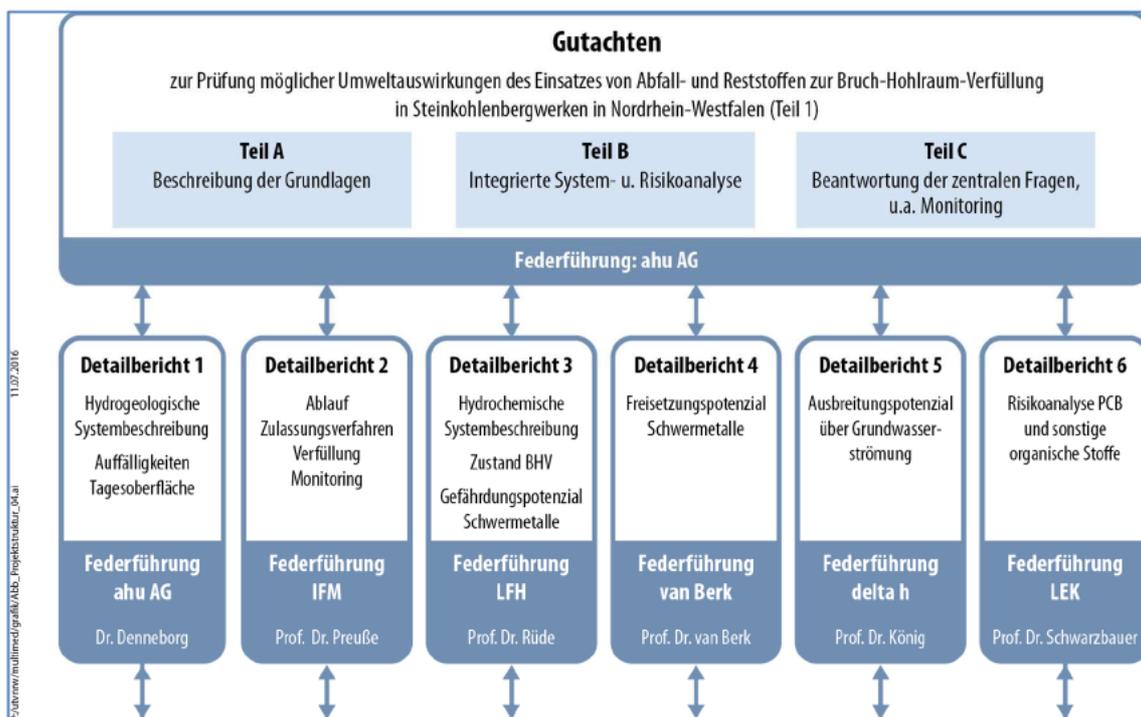


Abb. 1: Aufbau und Inhalt des Gutachtens

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
1	Hydrogeologische Systembeschreibung und Auffälligkeiten an der Tagesoberfläche	Dr. [REDACTED] (ahu AG)	1. Hydrogeologische Systembeschreibung 2. Auffälligkeiten an der Tagesoberfläche 3. Datenerfassung und Dokumentation
2	Ablauf des Zulassungsverfahrens, der Bruchhohlraumverfüllung und des Monitorings	Prof. [REDACTED] (IFM)	1. Ablauf des Zulassungsverfahrens und des Monitorings 2. Dokumentation der Bruchhohlraumverfüllung 3. Bewertung
3	Hydrogeochemische Systemanalyse	Prof. [REDACTED] (LFH)	1. Tiefengrundwasser 2. Grubenwasser 3. Inventar des anorganischen Gefährdungspotential 4. Zustand der Bruchhohlraumverfüllung 5. Nebengesteine
4	Freisetzungspotential	Prof. [REDACTED]	1. Freisetzungspotential 2. Bewertung der damaligen Grundannahmen
5	Ausbreitungspotential	Prof. [REDACTED] (delta h)	1. Ausbreitungspotential (Fernfeldmodell und Nahfeldmodelle) 2. Bewertung der damaligen Grundannahmen
6	Risikoanalyse organische Stoffe	Prof. [REDACTED] [REDACTED] (LEK)	1. Risikoanalyse PCB und Substituenten 2. Risikoanalyse andere organische Stoffe

Der vorliegende Bericht ist der Detailbericht 5.

0.2 Untersuchungsraum

Für die Bearbeitung des Gutachtens wurden verschiedene Untersuchungsräume betrachtet, die nicht scharf abgegrenzt werden können. Für die Fragestellungen der hydrogeologischen Systembeschreibung, der Bewertung der Auffälligkeiten an der Tagesoberfläche (private landwirtschaftliche Flächen westlich von Bergkamen) und die Bruchhohlraumverfüllung ist dies der in Abb. 2 dargestellte Untersuchungsraum.

In den Baufeldern Monopol E1, E2 und E3 erfolgt in einer Tiefe zwischen -800 mNHN und -920 mNHN die BHV.

Der Schacht Grillo 4, an dem die Mischanlage für die BHV stand und über den die aufbereiteten Versatzstoffe unter Tage gebracht wurden, wurde mittlerweile verfüllt. Die Schächte Grimberg 2 und der Schacht Haus Aden 2, der Standort der Zentralen Wasserhaltung Haus Aden 2 (ZWH), sowie eine untertägige Verbindungstrecke sind noch zugänglich.

Für die Grundwassermodellierungen wurden ein Fernfeldmodell und drei Nahfeldmodelle abgegrenzt (Detailbericht 5).

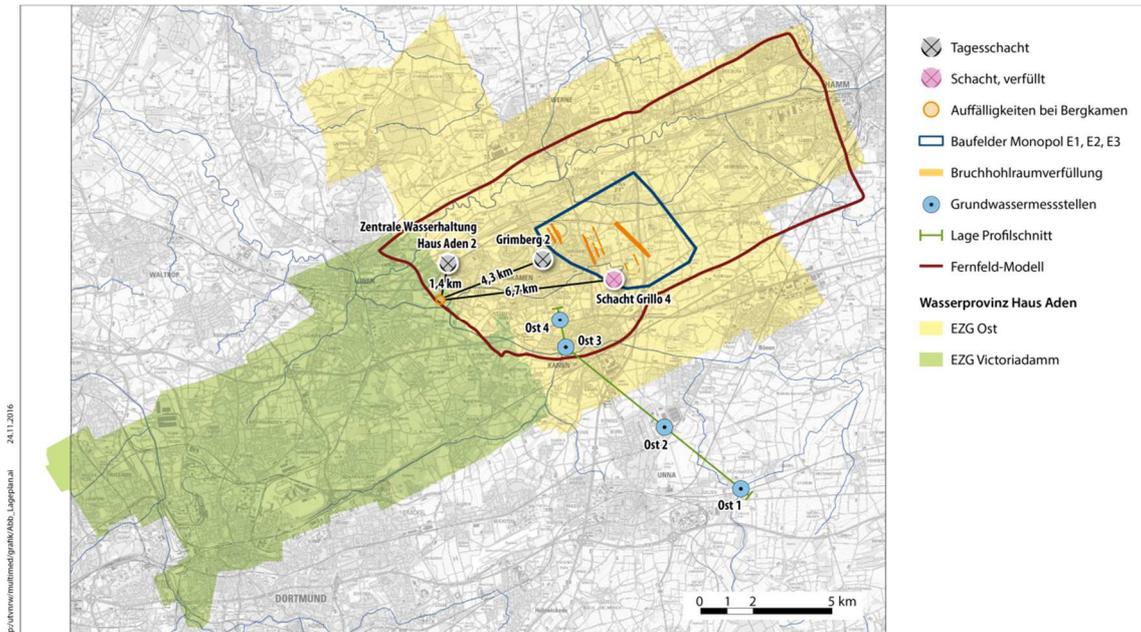


Abb. 2: Überblick über den Untersuchungsraum, die wichtigsten Lokalitäten und Lage des Profils in Detailbericht 1 (ahu AG)

1 Grundlagen

1.1 Ausbreitungspotential anorganischer Schadstoffe

Eine Ausbreitung der in dem Bruchhohlraumversatz verbrachten anorganischen Schadstoffe kann nur über den Wasserpfad nach Flutung der Bergwerke erfolgen. Die Ausbreitung der anorganischen Schadstoffe im gefluteten Gebirge ist grundsätzlich durch drei unterschiedliche Transportprozesse zu charakterisieren: Dabei ist nach dem Grubenwasseranstieg bis auf das Niveau -670 mNHN und Aufsättigung des umgebenden Gebirges der advective Transport gelöster Stoffe im Strömungsfeld des Tiefen Grundwassers ist dominant.

Weitere Möglichkeiten einer Ausbreitung der anorganischen Schadstoffe sind:

- Diffusionsprozesse sind maßgebend bei sehr geringen Durchlässigkeiten und Gradienten und bei den vorliegenden hydrogeologischen Verhältnissen relevant. Diese Transportmechanismen werden bei der Prognose der Ausbreitungsprozesse berücksichtigt.
- Partikelgebundener Transport kann nur bei sehr hohen Fließgeschwindigkeiten in Klüften oder Röhren während der instationären Phase der Flutung auftreten. Doch auch hier wäre der advective Transport der gelösten Stoffe noch 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 können die Konzentration auf dem Fließweg verringern. Langfristig haben sie aber nur einen geringen Einfluss, weil Stoffe auch wieder freigesetzt werden können. Die Sorption wird deshalb bei der Prognose der Ausbreitungsprozesse nicht berücksichtigt (s. auch Detailbericht 4).

1.2 Modellkonzept

1.2.1 Zweistufiges Modellkonzept

Die numerischen Grundwassersimulationen geben darüber Aufschluss, in wie weit sich das Porenwasser in der BHV insbesondere in der Phase des Grubenwasserwiederanstiegs austauscht und in welchem Zeitrahmen freigesetzte Stoffe sich über die Grundwasserströmung im Gebirge ausbreiten. Die numerischen Berechnungen wurden mit dem Programmsystem SPRING [10] durchgeführt. Die hydrogeochemischen Randbedingungen sind im Detailbericht 4 dargestellt. Die hydrochemischen Prozesse bei der Freisetzung und die geohydraulischen Prozesse bei der Ausbreitung wurden in enger Abstimmung zwischen Prof. ██████ (Detailbericht 4), Prof. ██████ (Detailbericht 5), Prof. ██████ (Detailbericht 3) und Dr. ██████ (Detailbericht 1) erarbeitet.

Aufgrund der Komplexität der bestimmenden Prozesse wird ein zweistufiges Modellkonzept entwickelt. Das Fernfeld-Modell umschließt den Bereich des Grubengebäudes vollständig. Das Nahfeld-Modell umfasst den Teilbereich des Fernfeldmodells, der die untertägig verbrachten Reststoffe (Bruchhohlraumverfüllung: BHV) beinhaltet (Abb. 3).

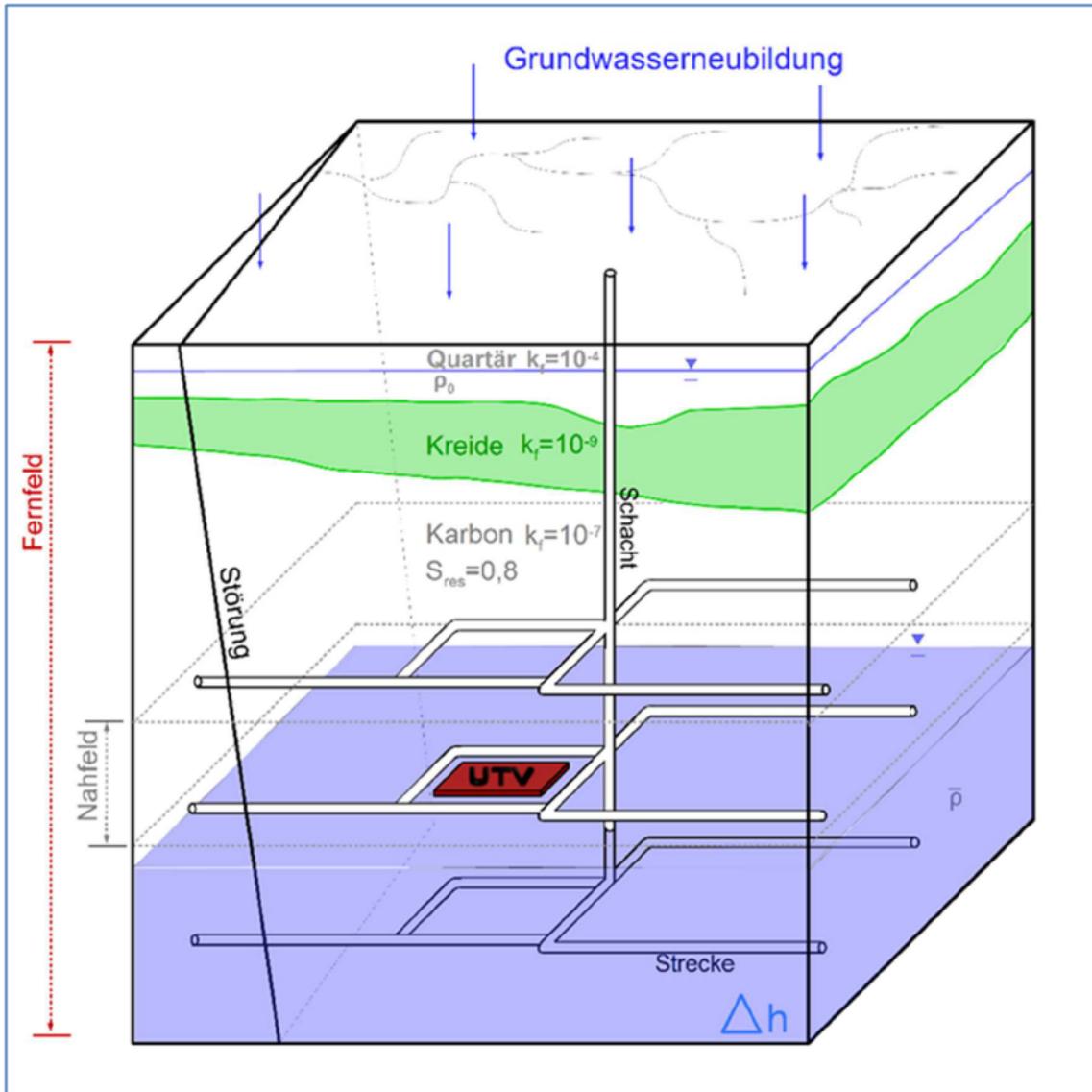


Abb. 3: Modellbereiche im Anfangszustand (delta h)

Die Prognosen mit dem Fernfeld-Modell liefern zum einen die Randbedingungen und Anfangsbedingungen für das Nahfeld-Modell, zum anderen kann die Ausbreitung von Stoffen simuliert werden. Damit ist es auch möglich, aus dem Nahbereich freigesetzte Stoffe aus der BHV in ihrem Ausbreitungsverhalten im Gebirge zu berechnen. Tabelle 2 liefert einen Überblick zum Modellkonzept.

Beide Modelle, das Fernfeldmodell und das Nahfeldmodell, sind dreidimensionale Finite-Elemente-Modelle und simulieren die Strömung des Grundwassers unter Berücksichtigung der Dichteschichtung und temperaturabhängig nach Darcy. Die Stoffverteilung erfolgt innerhalb dieser Modelle über den advektiven, dispersiven und diffusiven Transport ohne Retardation. Der Aufsättigungsvorgang der BHV wird mit dem Nahfeldmodell simuliert, der Ausbreitungsvorgang im gesättigten Gebirge mit dem Fernfeldmodell.

Dabei liefert das Fernfeldmodell folgende Erkenntnisse:

- Großräumiges Grundwasserfließsystem mit der Bedeutung von Störungen (am Beispiel des Königsborner Sprunges) und der Aussage darüber, welcher Anteil des Grundwassers im Modellgebiet über das ungestörte Gebirge und welches über die Störung den Rändern der BHV zufließt;
- Hydraulische Randbedingungen für das Nahfeldmodell;
- Ausbreitung der Konzentrationen ausgehend von der BHV bis zu den offenen Strecken (Röhrensystem) mit Zeitskalen, maximalen Konzentrationen und Frachten.
- Durchschnittliche Fließlängen durch die BHV
- Das Nahfeldmodell dient der Beantwortung der folgenden Fragen:
- Dauer bis zur Gebirgssättigung und Beginn der stationären Durchströmung der BHV;
- Sensitivität unterschiedlicher Durchlässigkeiten der BHV;
- Dauer der Porenwasseraustausche (PWA) in der instationären und stationären Phase, sowie deren Durchschnittswert;

Tab. 2: Modellkonzept

	Modell	Ergebnis	Verwendung
Fernfeld	3D, abhängig von Dichte und Temperatur	Grundwasserpotentiale, Dichte und Geschwindigkeiten regional, advective Stoffausbreitung	Stoffausbreitung zur Biosphäre, Potential-RB für das Nahfeld, regionales Grundwasserfließsystem
Nahfeld	3D, abhängig von Dichte und Temperatur	Grundwasserpotentiale, Dichte und Geschwindigkeiten im BHV umgebenden Gebirge, advective Stoffausbreitung	Aufsättigungsvorgang, Porenwasseraustausch, Fließlängen, Parametervariation BHV

1.2.2 Hydrogeologisches Strukturmodell

Grundlage für das numerische Modellkonzept ist das hydrogeologische Strukturmodell, in dem die wesentlichen hydrogeologischen Informationen im Modellgebiet zusammengeführt werden.

Die vermessenen Höhendaten [4] für die Basisflächen der abgebauten Flächen liegen mit einer Angabe zur bereichsweise mittleren Flözmächtigkeit vor:

- Flöz C von -608 bis -659 mNHN
- Flöz B1 von -640 bis -677 mNHN

- Flöz Zollverein 3 von -736 bis -766 mNHN
- Flöz Zollverein 5 Oberbank von -687 bis -795 mNHN
- Flöz Zollverein 6 Oberbank von -704 bis -785 mNHN
- Flöz Zollverein 6 Unterbank von -729 bis -772 mNHN
- Flöz Zollverein 8 von -761 bis -790 mNHN
- Flöz Grimberg 2-3 von -795 bis -920 mNHN
- Flöz Röttgersbank von -1.394 bis -1.460 mNHN
- Flöz Wilhelm von -1.385 bis -1.480 mNHN

Weitere von der RAG [4] gelieferte Daten beinhalten die Informationen über die Raumlage der Schächte und Strecken. Das der Wasserhaltung dienende offene Streckensystem ist unverdämmt und wird bei der Modellierung auch langfristig als wasserwegsam angenommen. Die verdämmten Streckenbereiche finden als vorflutwirksame Strukturen Berücksichtigung, der hydraulische Kontakt zu dem durchgehenden Röhrensystem der Wasserhaltung ist jedoch aufgrund der Dämme deutlich geringer.

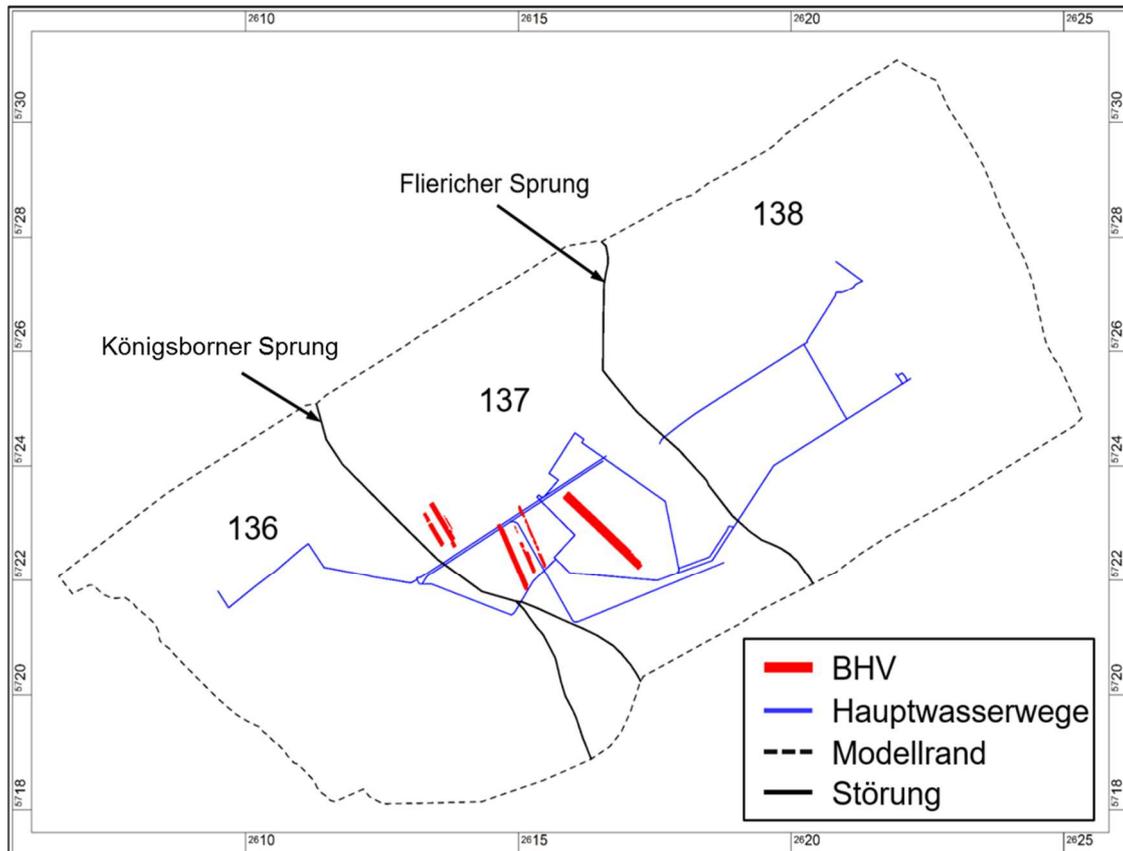


Abb. 4: Gesamtes Modellgebiet: Hauptwasserwege (Blau), Bruchhohlraumverbringung (Rot), Modellrand (unterbrochene schwarze Linie), Störungen (Schwarz), Schollennummern (delta h)

In den Daten wird daher differenziert nach verdämmten und offenen Strecken. Die Lage der vorhandenen Dämme ist enthalten (Abb. 7). Auch die Schächte werden zwischen verfüllt und offen unterschieden.

Vom Geologischen Dienst (GD) NRW wurden Daten aus dem Bestand des Projekts Kohlevorratsberechnung (KVB) für die drei Großschollen 136, 137 und 138 geliefert (Abb. 4) [3]. Ein Bruchhohlraumversatz erfolgte ausschließlich auf der zentralen Großscholle 137, die im SW durch den Königsborner Sprung gegen die Großscholle 136 und im NE durch den Fliericher Sprung gegen die Großscholle 138 abgegrenzt wird. Der Datensatz beschreibt die Lage der einzelnen Flözbasisflächen im Raum (Abb. 5). Diese Flächen wurden auf der Basis von Bohrungsdaten vor der Durchführung des Kohleabbaus konstruiert. Somit sind die Daten der RAG in den Bereichen des Abbaus genauer, da sie der vermessenen Lage des Flözes folgen. Außerhalb der Abbaufächen liegen aus dem RAG-Datenbestand keine Informationen über die Flözlage vor. Daher wurden die KVB-Daten des GD genutzt, um die Lücken zwischen den RAG-Daten plausibel zu schließen.

Darüber hinaus wurde vom GD NRW für jede Großscholle ein Standardprofil erstellt, das die generalisierte Schichtenfolge dieser Scholle beschreibt (Detailbericht 1). Diese Profile wurden genutzt, um verbleibende Lücken in den Flächendaten über einen Mächtigkeitsansatz zu schließen.

Auf dieser Datengrundlage wurde die räumliche Lage der relevanten Flözflächen konstruiert. Die Gesamtstruktur bildet eine langgestreckte variszisch streichende Mulde. Der Kohleabbau erfolgte ausschließlich im flach lagernden Kern der Muldenstruktur (Abb. 6).

Das Karbon wird diskordant von Sedimenten der Kreide (Cenoman, Turon, Emschermergel) überlagert, die im Süden ausstreichen und nach NNW zum Münsterländer Kreide-Becken hin einfallen. Die Basisfläche der Kreidesedimente wurde aus den Daten zur Kohlevorratsberechnungen und den Geologischen Profilen (Detailbericht 1) übernommen (Abb. 6). Die Kreide wird oberflächennah von geringmächtigen quartären Ablagerungen überdeckt. Die Mächtigkeit wurde aus den Bohrprofilen und die Geländeoberfläche aus dem NRW Gesamtmodell [5] interpoliert (Abb. 6).

Der so konstruierte Flächenverband einschließlich der regional bedeutenden Störungen (Königsborner Sprung und Fliericher Sprung) bildet das hydrogeologische Strukturmodell, auf dessen Basis das 3-dimensionale Grundwassermodell aufgebaut wurde. Die beiden genannten Hauptstörungen wurden dabei als vertikal (saiger) angesetzt. Die Spuren der Störungen wurden aus dem Tiefenniveau des Flözes Grimberg, in dem der BHV durchgeführt wurde, abgegriffen, so dass die Störungslage in dem für die Modellierung des Stoffaustrags relevanten Tiefenniveau korrekt abgebildet ist. Da die Hauptstörungen allgemein sehr steil stehen, ist die Abweichung von der realen Raumlage vor dem Hintergrund der vorliegenden Fragestellung als vernachlässigbar anzusehen (Abb. 10).

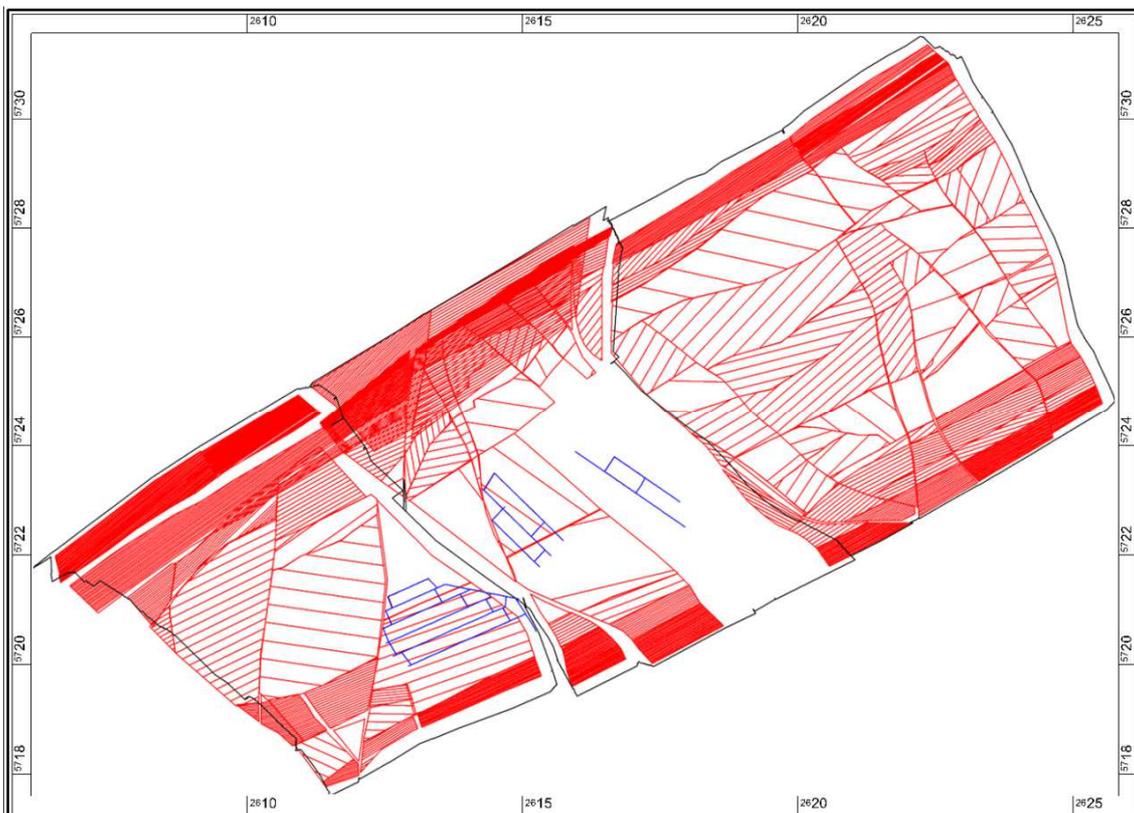


Abb. 5: Roh-Daten vom GD aus KVB für Röttgersbank ergänzt mit Abbaufeldern als blaue Linien (delta h)

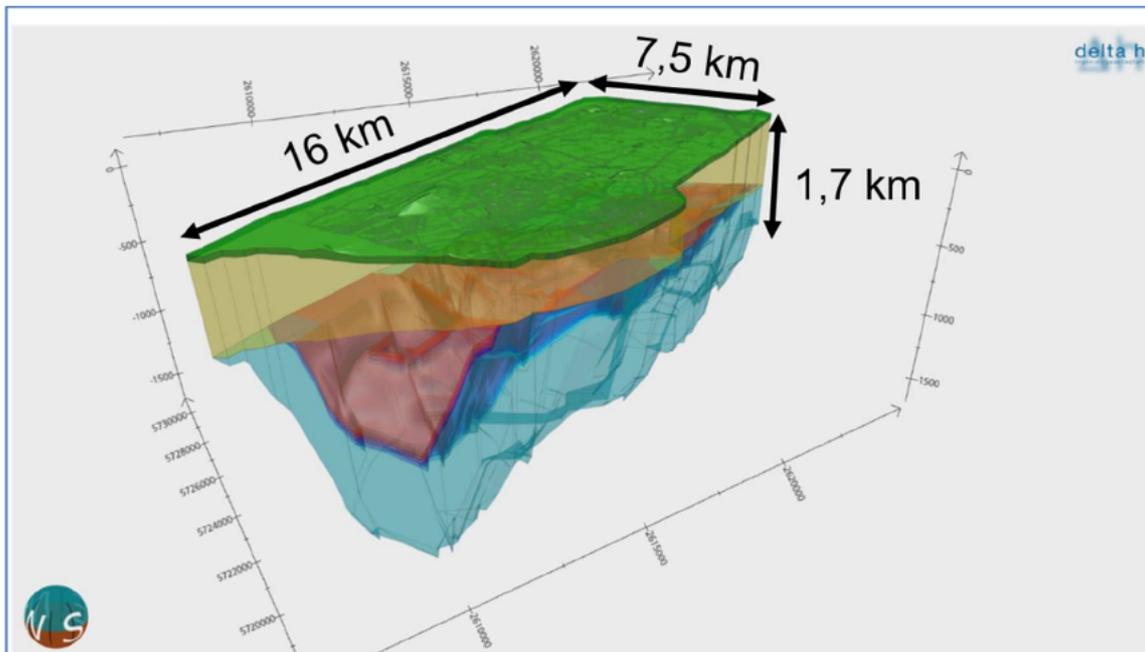


Abb. 6: Geologie 3D-Ansicht Karbon (blau, rot), Kreide (orange), Quartär (blau)

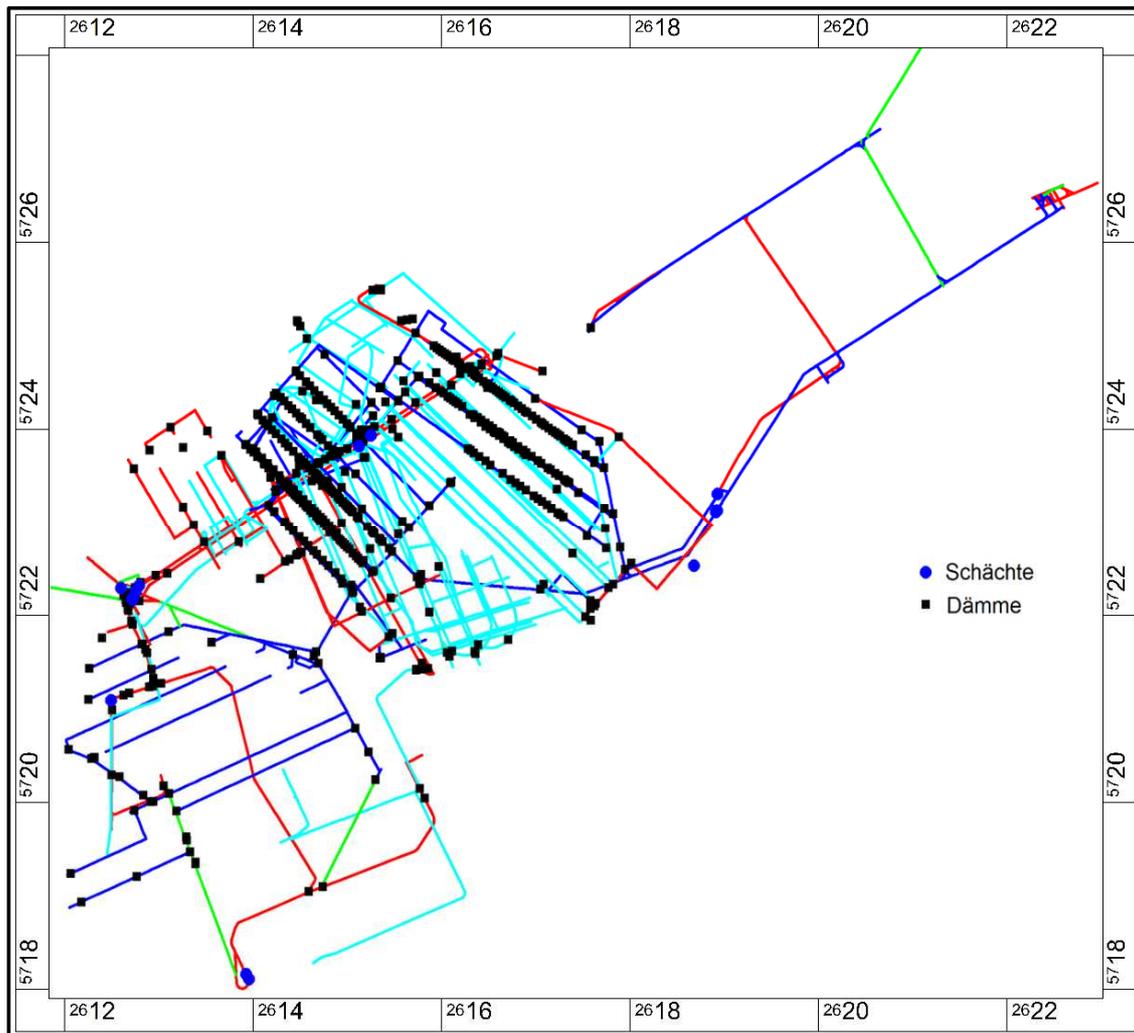


Abb. 7: Streckensystem mit Dämmen und Schächten (delta h)

1.2.3 Bruchhohlraumversatzbereiche

Die Abb. 8 gibt einen Überblick über die Bereiche des Bruchhohlraumversatzes des Bergwerks Haus Aden/Monopol mit Teufen, Abbaugrenzen und Bezeichnungen der RAG. Die in diesem Bericht verwendeten Bezeichnungen für die einzelnen Teilbereiche des Versatzes ist in Abb. 9 mit der Draufsicht des Streckennetzes und der Störungen als Ausschnitt aus den Modellnetzstrukturen zu sehen. Das System offener Strecken (blau) liegt innerhalb zweier Hauptebenen auf ca. -950 mNHN und auf ca. -1.400 mNHN. Die charakteristischen Geometrien und das Porenraumvolumen der BHV Teilbereiche listet Tabelle 3 auf.

Die minimalen Entfernungen von Teilbereichen des BHV zu dem System offener Strecken sind in Tabelle 4 dargestellt. Die Entfernung ist in der späteren Ergebnisauswertung maßgebend für die Ausbreitung der verbrachten anorganischen Schadstoffe.

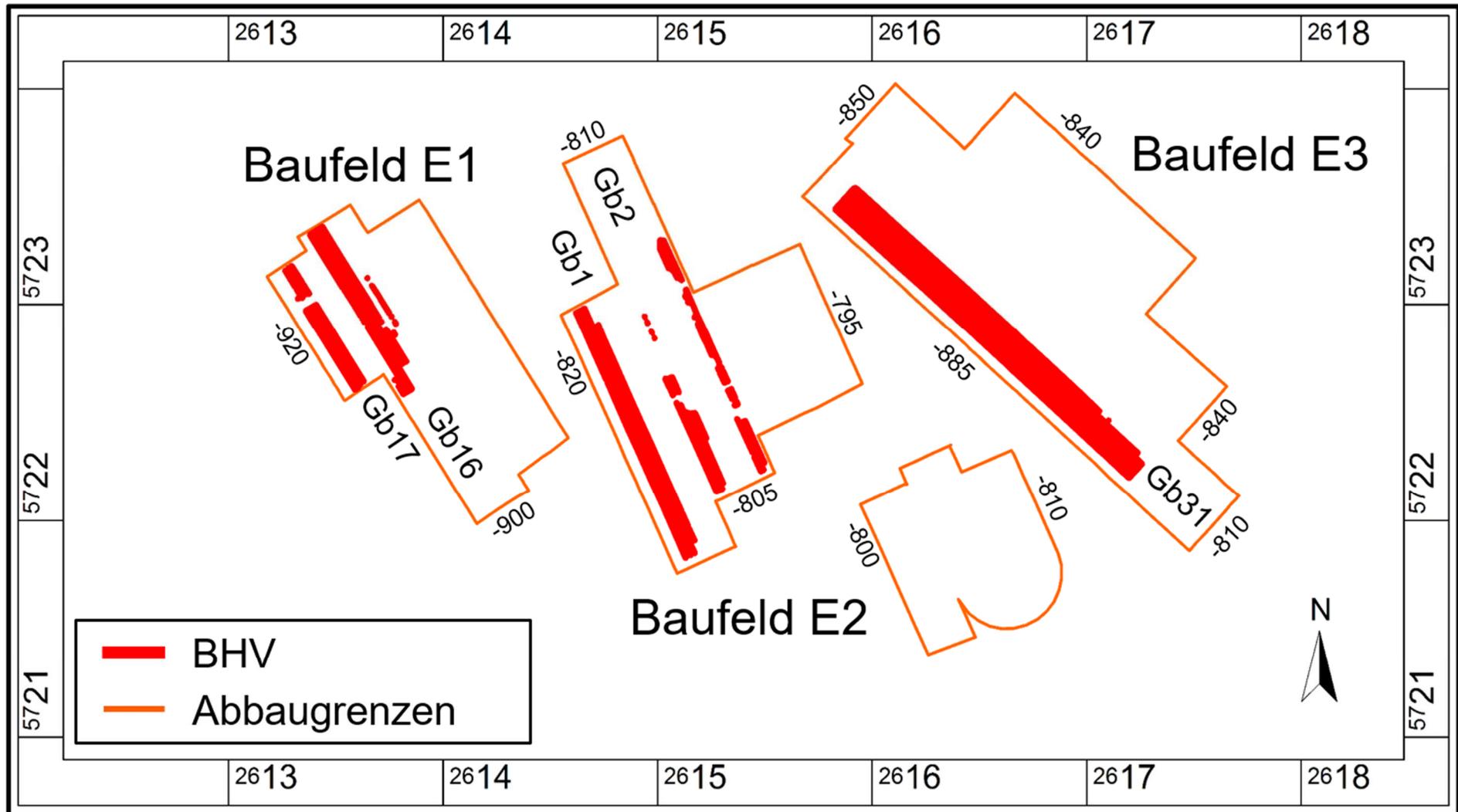


Abb. 8: Abbaufelder im Flöz Grimberg (orange), die BHV-Bereiche (rot) mit Höhenangaben und den ursprünglichen Bezeichnungen (delta h)

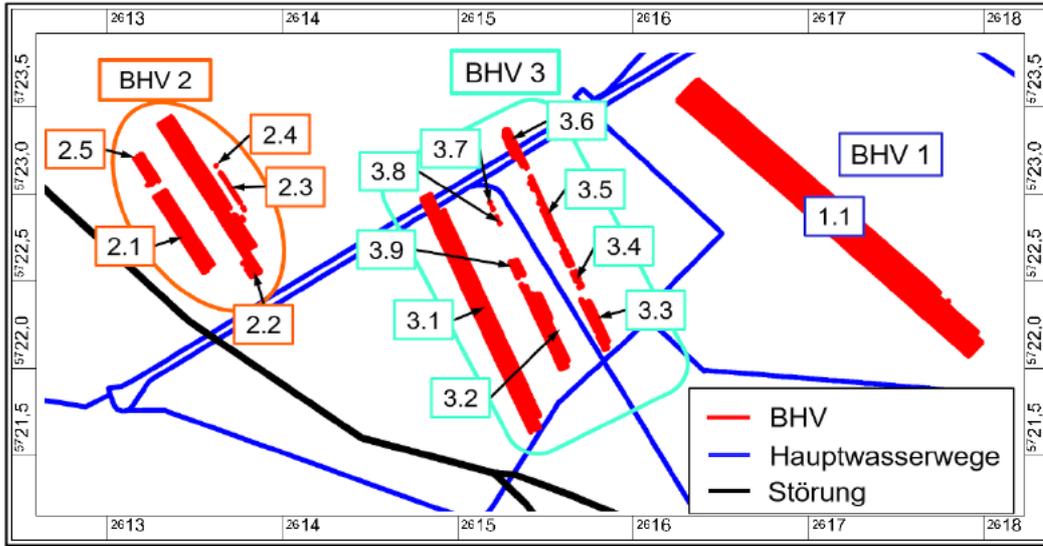


Abb. 9: Lage und Bezeichnung der BHV (delta h)

Tab. 3: Geometrie und Porenraum der BHV (delta h)

BHV	Fläche [m ²]	Volumen [m ³]	Porenraum [m ³]	Länge Nord-Süd [m]
1.1	302.043	3.020.431	90.613	1.800
2.1	38.669	386.686	11.601	450
2.2	83.445	834.446	25.033	900
2.3	6.603	66.030	1.981	240
2.4	664	6.640	199	30
2.5	12.029	120.290	3.609	190
3.1	121.369	1.213.689	36.411	1.300
3.2	34.529	345.289	10.359	500
3.3	16.083	160.832	4.825	300
3.4	4.358	43.584	1.308	100
3.5	20.357	203.570	6.107	500
3.6	12.325	123.254	3.698	250
3.7	1.529	15.293	459	60
3.8	1.461	14.615	438	60
3.9	6.199	61.989	1.860	300

Tab. 4: Minimale Entfernungen der Teil-BHV zum nächsten Hauptwasserweg (delta h)

BHV	Entfernung zum nächstgelegenen Hauptwasserweg [m]
2.2	126
3.1	144
3.3	159
3.6	145
1	139

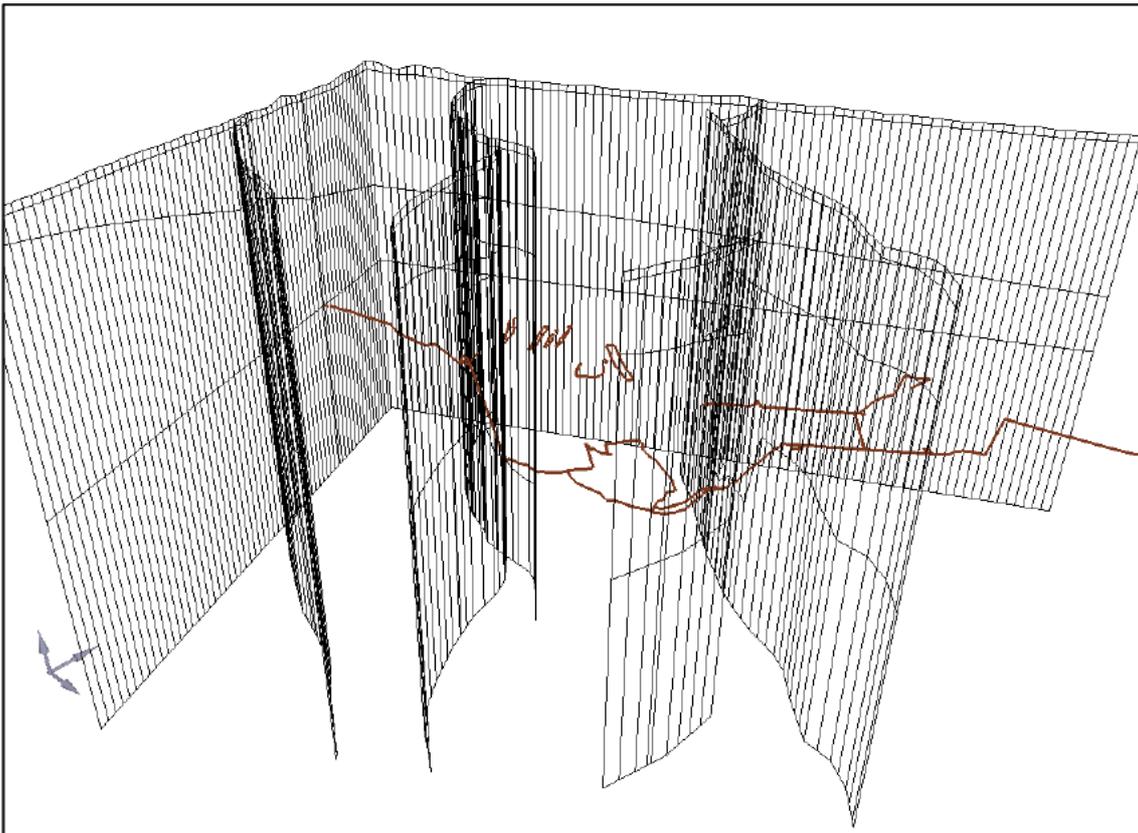


Abb. 10: 3D-Ansicht mit Störungssystem (delta h)

1.3 Fernfeldmodell

Auf Grundlage des hydrogeologischen Strukturmodells wird das Fernfeldmodell aufgebaut und kalibriert. Die Nahfeldmodelle der Bruchhohlraumversatzbereiche werden aus dem Fernfeldmodell als Detailmodelle herausgeschnitten.

2 Modellaufbau

2.1 Modellränder und Diskretisierung

Der Rand des Fernfeldmodells folgt im SW und NE den Randstörungen der Großschollen 136 und 138, die beide vollständig im Modellgebiet liegen. Der Nordrand folgt der nördlichen Begrenzung der drei Großschollen 136, 137 und 138 [3][4]. Im Süden reicht das Modellgebiet über die Ausdehnung der Großschollen hinaus, um den Einfluss der gewählten Randbedingungen auf den zentralen Aussageraum zu verringern. Das Fernfeldmodell hat eine horizontale Ausdehnung von etwa 120 km² und geht damit über den Bereich des Grubengebäudes deutlich hinaus.

Das Grubengebäude innerhalb des Karbons mit seinem Streckensystem, der Bereich des BHV sowie die bedeutenden Störungen sind in ihrer Geometrie sowohl horizontal als auch in den Höhenlagen netzbestimmend [4].

Zunächst erfolgt eine horizontale Diskretisierung der Geländeoberfläche, bei der die Lage des Gewässersystems und der Grundwassermessstellen, sowie die Aufrisse der Störungen, der BHV, der Abbauflächen, der offenen Strecken und der Streckendämme berücksichtigt werden (Abb. 11).

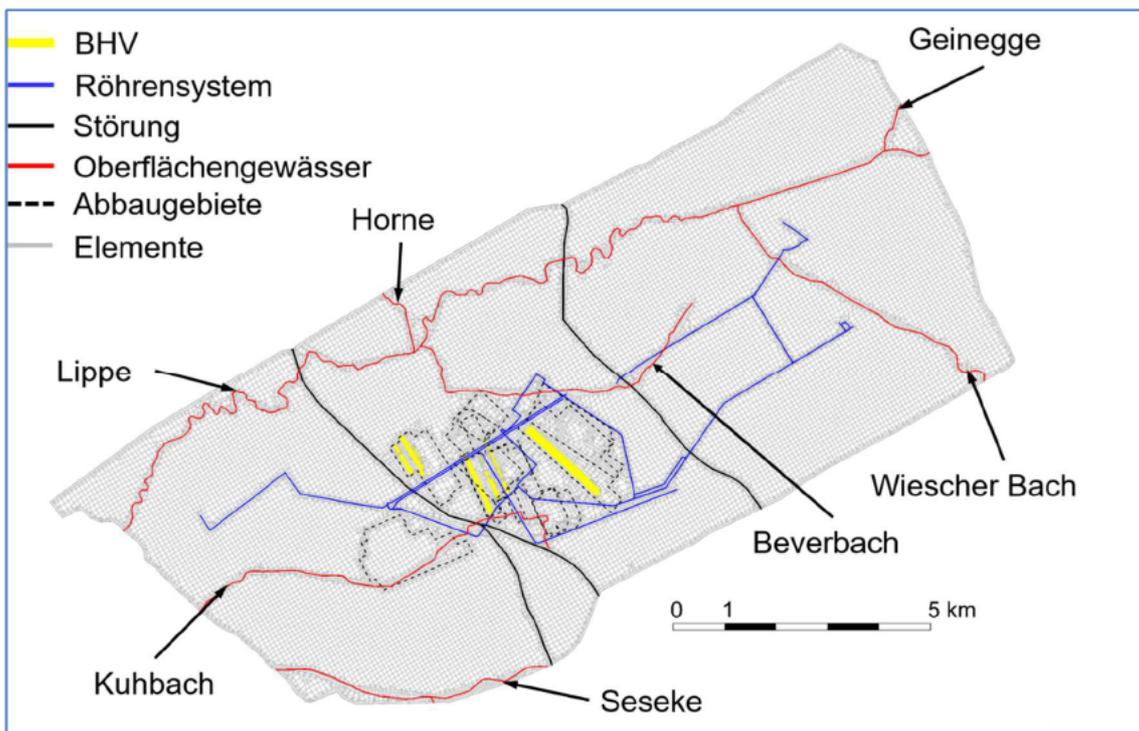


Abb. 11: Horizontales FE-Netz des 3D-Fernfeldmodells mit den netzbestimmenden Strukturen und den Gewässerbezeichnungen (delta h)

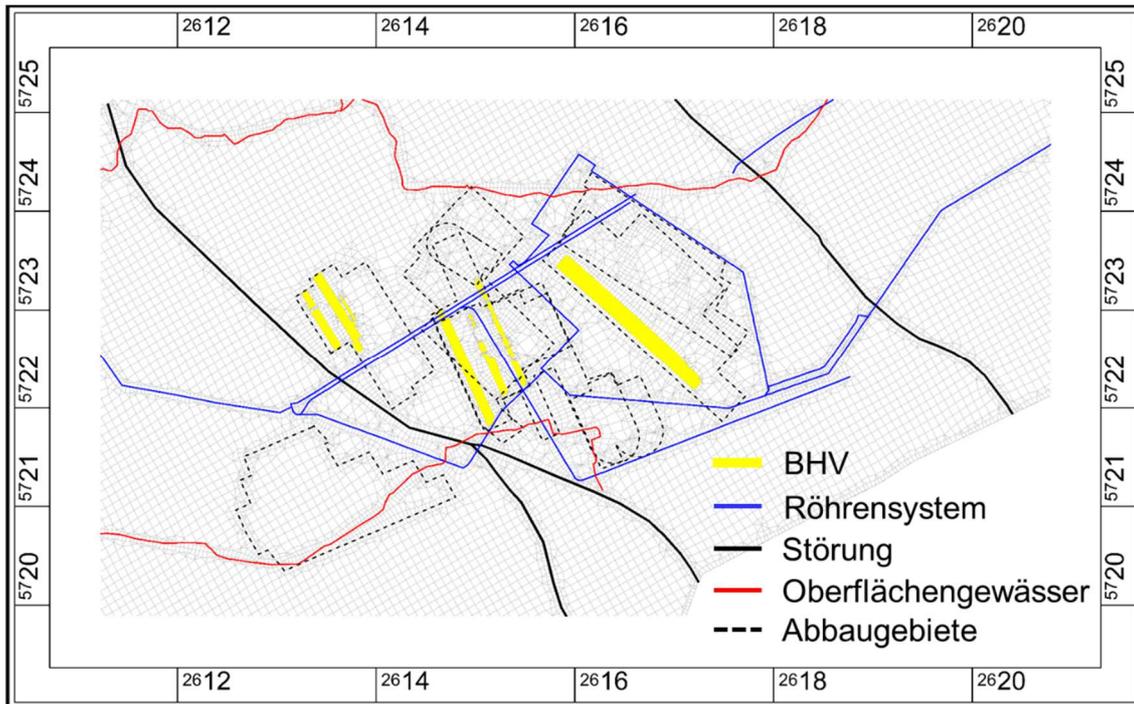


Abb. 12: Netzbestimmende Strukturen (delta h)

Bei der vertikalen Diskretisierung wird das so entstandene horizontale Netz auf die darunterliegenden Schichtgrenzen projiziert und anschließend entsprechend numerischer Qualitätskriterien verfeinert. Elementschichten auslaufender geologischer Schichteinheiten sind dabei nur innerhalb des Verbreitungsgebiets der Schichteinheit vorhanden. Als Schichtgrenzen werden folgende geologische Flächen auf der Grundlage des hydrogeologischen Strukturmodells berücksichtigt:

- Geländeoberfläche mit Vorflutersystem
- Basis des Quartärs
- Basis der Kreide
- Basis des Flözes Zollverein 8
- Basis des Flözes Grimberg 2-3
- Basis der Flöze Röttgersbank (Großschollen 136 und 138) / Wilhelm (Großscholle 137) in Abhängigkeit von Abbausituation und der jeweiligen Großscholle
- Modellbasisfläche bei -1700 mNHN

Insgesamt hat das Fernfeldmodell 31841 Knoten und 35524 Elemente mit einer mittleren horizontalen Elementlänge von 80 m in bis zu 65 Elementschichten.

2.2 Randbedingungen

Die Grundwasserneubildung im obersten quartären Grundwasserleiter wurde auf Grundlage des Niederschlags, des Bodentyps, des Geländereiefs und der Landnutzung nach dem Verfahren von Schroeder & Wyrwich (1990) [2] flächendifferenziert bestimmt. Die mittlere Neubildungsrate auf dem Modellgebiet liegt bei 215 mm/a.

Das Gewässersystem wird mittels der Leakage-Randbedingung abgebildet, wobei die Leakagekoeffizienten im Rahmen der Kalibrierung angepasst wurden. Für die Gewässer werden vorliegende Wasserstandsdaten verwendet.

Das Streckensystem innerhalb des Modellgebietes wurde gleichermaßen über die Leakage-Randbedingung modelliert, dabei wurde zwischen verdämmten Strecken mit geringerem Leakagekoeffizienten und durchgehenden Strecken mit höherem Leakagekoeffizienten differenziert. Die Leakagekoeffizienten wurden auch hier im Rahmen der Kalibrierung angepasst.

Die Wasserspiegel an den Rändern, der seitliche Zustrom über Cenoman und Turon sowie die Durchsickerung durch den Emschermergel wird durch eine Bilanzierung der zutretenden Grubenwässer abgeschätzt.

2.3 Parametrisierung

Das hydrogeologische Strukturmodell liefert die Materialeigenschaften, mit denen die Elemente und Knoten der einzelnen Strukturelemente parametrisiert werden. Zusätzlich werden die Durchlässigkeiten und Porositäten innerhalb des Karbons variiert: nicht abgebaute und abgebaute Flöze, das verbrochene Gebirge oberhalb der Abbaufelder und das unverbrochene Nebengestein sowie die BHV Bereiche (bis 10 m über Flözsohle) bekommen unterschiedliche Werte zugewiesen (siehe 2.4.4).

Die bedeutenden Störungen im Modellgebiet wurden in ihrer Durchlässigkeit innerhalb der Prognosen variiert, da diese den wesentlichen Ausbreitungsparameter darstellen.

Die Abb. 6 zeigt eine 3D-Ansicht des Fernfeldmodells mit farblicher Abstufung der geologischen Einheiten. Im Inneren des Modells sind die BHV-Bereiche (rot) zu erkennen. Deutlich erkennbar überlagert die Kreidebasis die Muldenstruktur des Karbons diskordant.

2.4 Kalibrierung

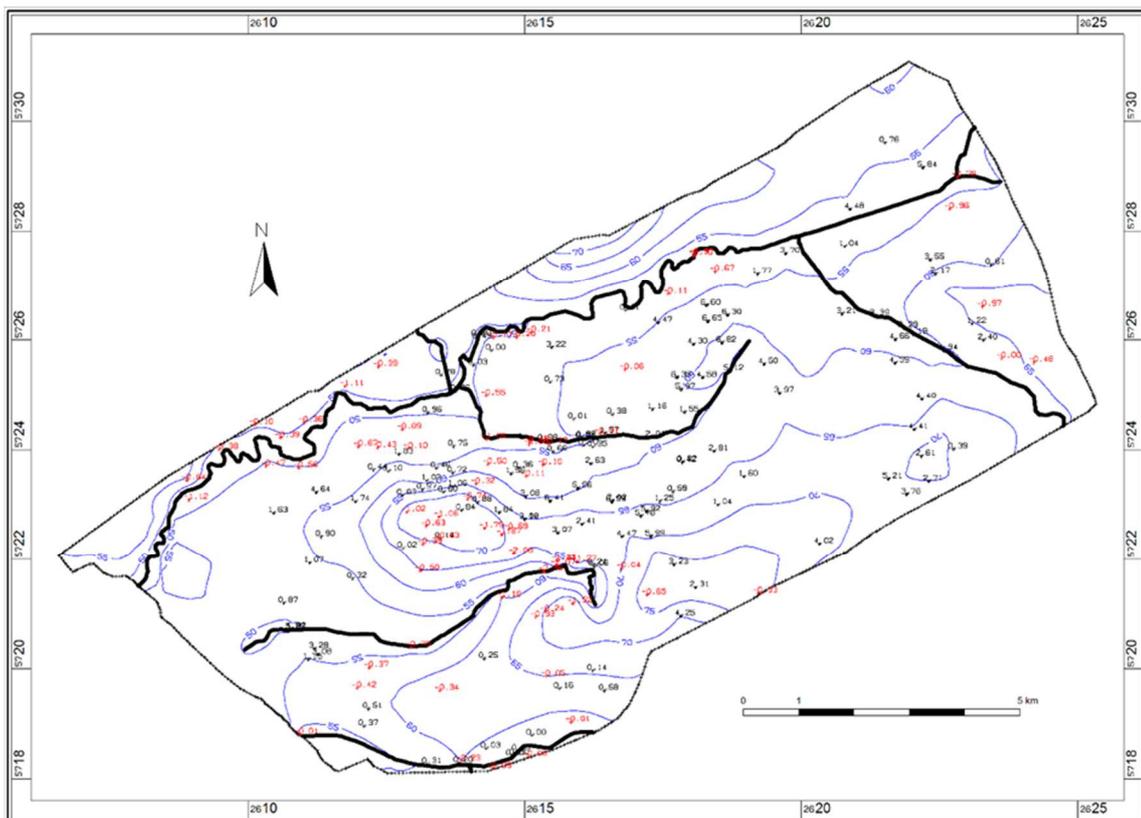
2.4.1 Kalibrierung der quartären Durchlässigkeiten und Leakagekoeffizienten

Die Kalibrierung erfolgt mit dem Fernfeldmodell. Das Nahfeldmodell stellt ein Teilmodell des Fernfeldmodells dar, so dass die Kalibrierparameter für das Nahfeldmodell aus dem Fernfeldmodell übernommen werden konnten.

Im Quartär sind Daten von 634 Grundwassermessstellen und die Wasserstände der Lippe und ihrer Nebenflüsse bekannt (quasistationärer Kalibrierzustand Frühjahr 2013).

Anhand derer können die Durchlässigkeiten des Quartärs und die Leakagekoeffizienten der Gewässer in einer Kalibrierung abgeschätzt werden. Die Abb. 13 stellt in schwarz positive Abweichungen zwischen den berechneten Grundwasserhöhen und den Messungen an den Grundwassermessstellen dar. Hier wird der Grundwasserstand zu hoch eingeschätzt. Rote Zahlen beschreiben Abweichungen, welche einen zu niedrigen berechneten Wasserstand im Vergleich zum gemessenen aufweisen. Der Crossplot in Abb. 14 gibt einen Eindruck von der Kalibriergüte. Dabei ist die Kalibrierung umso besser zu bewerten, je näher die Einzelwerte der quadrantenhalbierenden Gerade sind.

Lokale Effekte wie kleine Gräben und Bäche haben im Fernfeldmodell keine Berücksichtigung gefunden, da der Fokus auf den Vorgängen im Karbon liegt. Die regionale Grundwasserströmung im quartären Grundwasserleiter wird durch die Kalibrierung in ausreichender Genauigkeit abgebildet. Deutlich ist die Überprägung der regionalen Grundwasserströmung durch die Vorfluter zu erkennen.



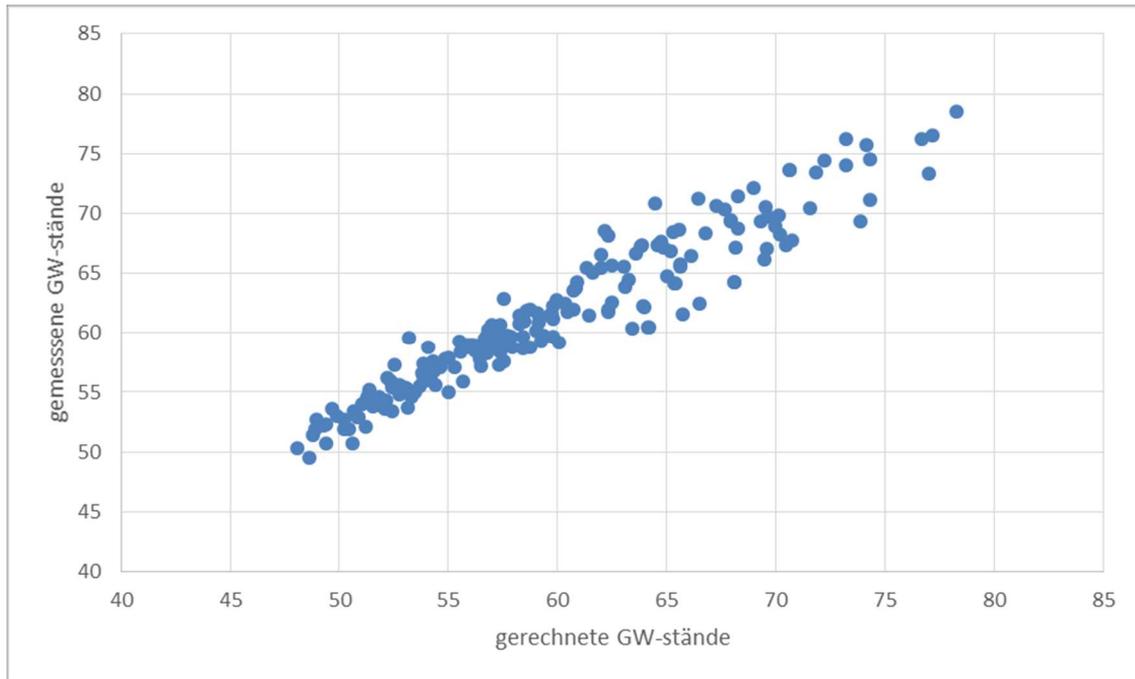


Abb. 14: Crossplot gerechnete/gemessene Grundwasserstände (delta h)

2.4.2 Sensitivitätsbetrachtung der Teilströme im Karbon (Bilanzbetrachtung)

Im Gegensatz zum Quartär, für das zahlreiche Messstellen zur Verfügung stehen, kann eine Kalibrierung der tieferen Modellschichten der Kreide und des Karbons lediglich über eine Bilanzierung der Wasserströme erfolgen. Die in das Modellgebiet einströmenden Mengen müssen mit den aus diesem Gebiet geförderten Mengen im Gleichgewicht stehen. Die Kalibrierung erfolgt im Ist-Zustand, in dem die Grubenwasserhaltung sich auf dem heutigen Niveau (2016) befindet.

Zur Abschätzung der grundwasserbürtigen Teilströme im regionalen Maßstab wird eine Bilanzierung für den Bereich der Grubenwasserhaltung der Zentralen Wasserhaltung (ZWH) Haus Aden durchgeführt.

Für die äußeren Modell-Randbedingungen ergeben sich die Teilströme gemäß Abb. 15:

- Zustrom-Anteile:
 - Grundwasserneubildung ($Q_{\text{GW-Neubildung}}$)
Modellansatz: Neumann-Randbedingung
 - Randzustrom (Q_{Rand})
Modellansatz: Dirichlet-Randbedingung

- Abstrom-Anteile:
 - Grundwasserbürtiger Abstrom über Gewässer ($Q_{\text{Gewässer}}$)
Modellansatz: Cauchy-Randbedingung
 - Grundwasserbürtiger Anteil der Grubenwasserhaltung (Q_{Grube})
Modellansatz: Cauchy-Randbedingung

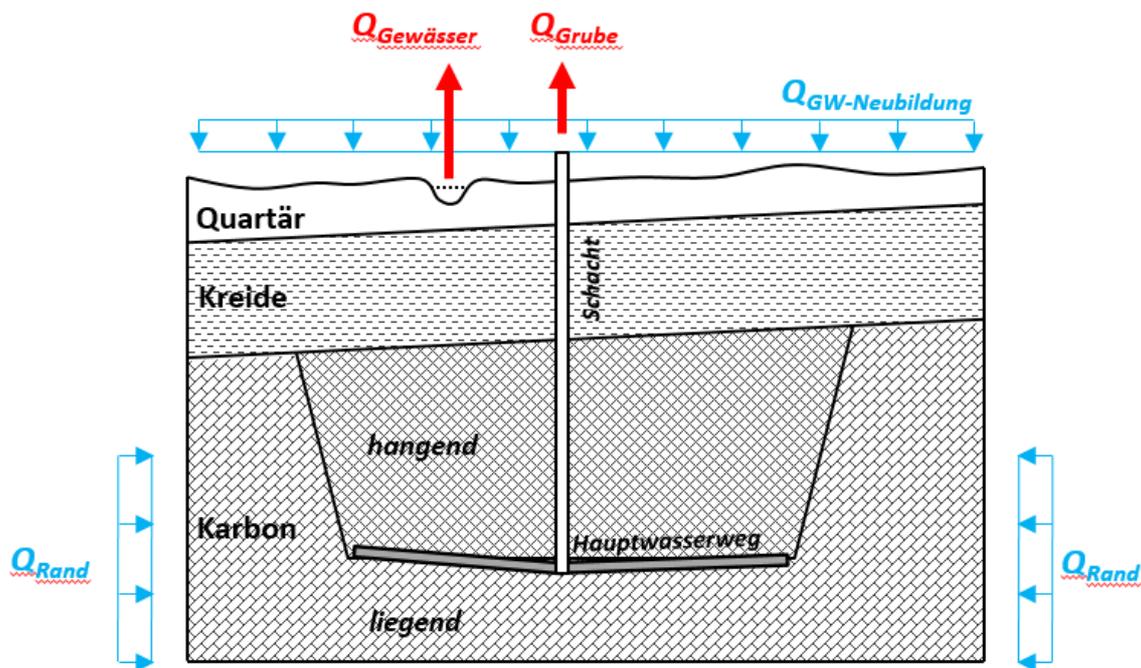


Abb. 15: Vertikale Schichtung und äußere Teilströme
(Systemskizze; rot: Abstrom, blau Zustrom in das Modellgebiet) (delta h)

Neben den bekannten Anteilen aus Grundwasserneubildung und grundwasserbürtigem Zustrom zum Grubensystem resultieren der Abstrom in die Gewässer und der Zustrom über die vertikale Modellberandung aus der Kalibrierung. Da jedoch die räumliche Verteilung des grundwasserbürtigen Zustroms in das Grubensystem auf die untertägigen Hauptwasserwege nicht bekannt ist (und auch nicht ermittelt werden kann), muss auch der Leakage-Koeffizient, der für den Widerstand der ungesättigten Zone um die Hauptwasserwege steht, kalibriert werden. Dies gilt analog auch für die Leakage-Koeffizienten der Gewässer, die die Kolmationseffekte an den Gewässersohlen abbilden. Allerdings können für Letztere gemessene Grundwasserstände in Gewässernähe herangezogen werden. Für die Kalibrierung des Leakage-Koeffizienten der Hauptwasserwege steht lediglich der grundwasserbürtige Anteil der Förderung aus der Grube zur Verfügung (rd. $2 \text{ m}^3/\text{min}$).

Eine (Vor-)Kalibrierung des Bilanzmodells (nachfolgend als Variante 1 bezeichnet) ergab unter Ansatz der Parameter gemäß Tab. 5 die Teilströme gemäß Abb. 16. Aus den resultierenden Teilströmen lässt sich zudem der Grundwasser-Zutritt über die Kreide (Emscher-Mergel) ins Karbon mit rd. $1,5 \text{ m}^3/\text{min}$ (gleichbedeutend rd. $4 \text{ l/m}^2/\text{a}$) ableiten.

Diese Zusickerung aus der Kreide in das Karbon beinhaltet auch Anteile, die seitlich über die Schichten des Cenoman und Turon unter dem Emschermergel dem Modellgebiet zufließen.

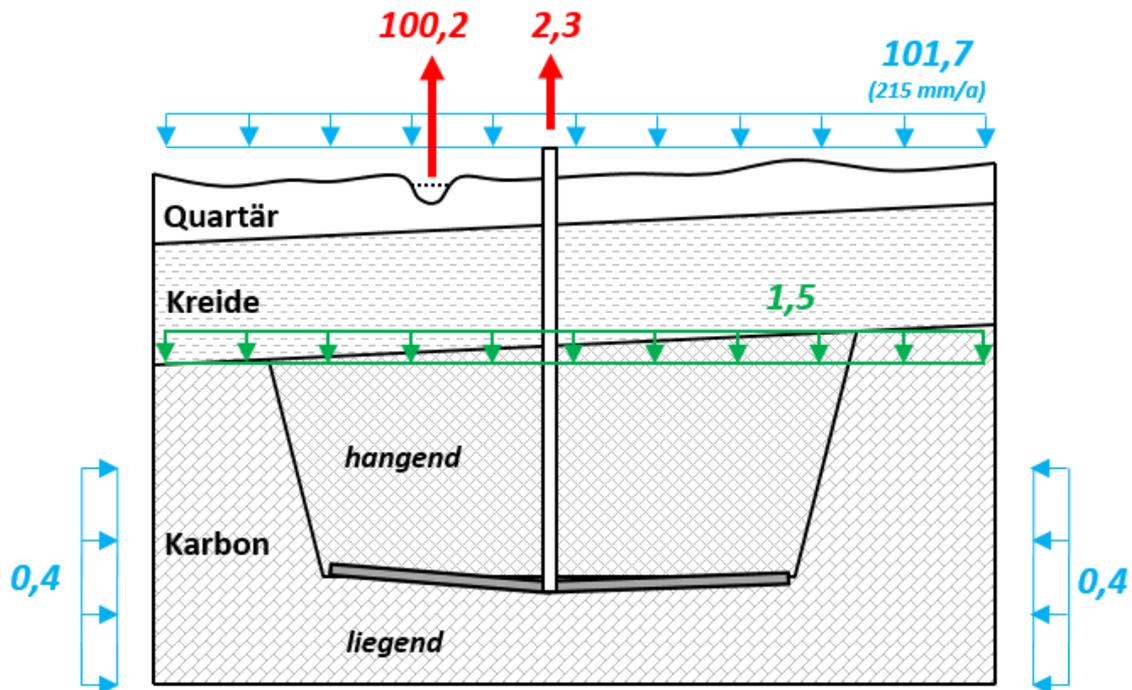


Abb. 16: Grundwasserbürtige Teilströme in m³/min (Systemskizze; rot: Abstrom, blau Zustrom in das Modellgebiet; grün: Karbon-Zusickerung über Kreide) (delta h)

2.4.3 Variation des Leakage-Koeffizienten der untertägigen Hauptwasserwege

Auf Grundlage des kalibrierten Bilanzmodells wurde anhand von Variationsrechnungen die Sensitivität des Leakage-Koeffizienten der Hauptwasserwege abgeschätzt. Hierzu wurde unter Beibehaltung aller sonstigen Modellparameter der Leakage-Koeffizient schrittweise um den Faktor zehn reduziert bzw. erhöht und der aus der jeweiligen Modellrechnung resultierenden Ausförderungsmenge (Grundwasserandrang: ca. 2 m³/min) gegenübergestellt (vgl. Abb. 17).

Die Ergebnisse zeigen, dass ausgehend vom Ergebnis der Kalibrierung eine Reduzierung des Leakage-Koeffizienten einen deutlich zu geringen Grundwasserandrang liefert. Es ist davon auszugehen, dass in diesem Fall der durch den Leakage-Koeffizienten repräsentierte Widerstand der ungesättigten Zone gegenüber dem gesättigten k_f -Wert überschätzt wird.

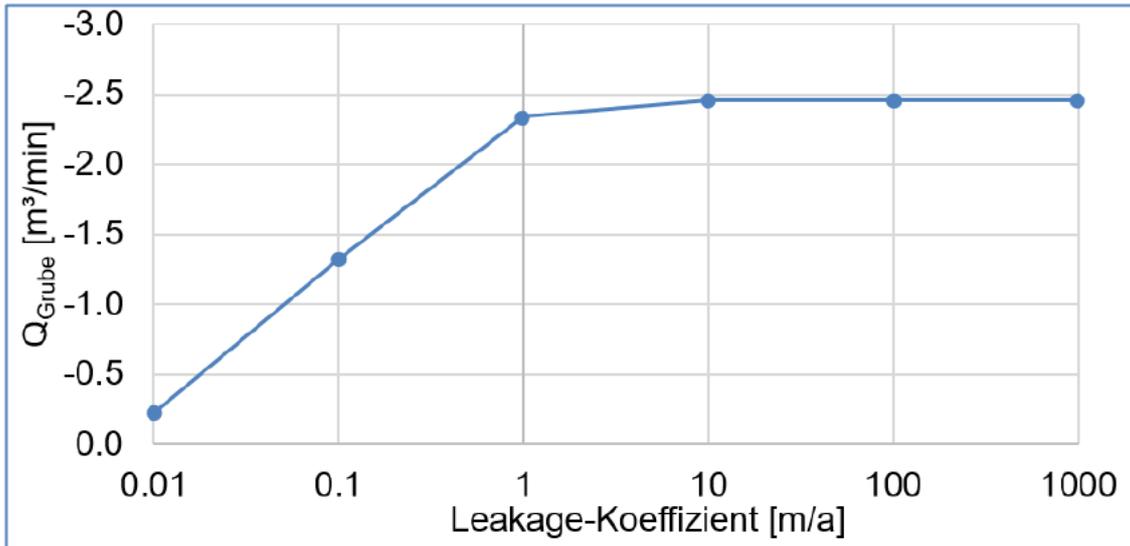


Abb. 17: Resultierender Grundwasserandrang in Abhängigkeit des Leakage-Koeffizienten

Eine Erhöhung des Leakage-Koeffizienten zeigt hingegen keine signifikante Änderung des Grundwasserandrangs gegenüber dem Kalibrierergebnis. Hieraus kann geschlossen werden, dass für diesen Fall ausschließlich der k_f -Wert des Karbons die Limitierung des Grundwasserandrangs bestimmt und somit die verwendete Cauchy-Randbedingung (Leakage, 3. Art) durch eine Dirichlet-Randbedingung (Festpotenzial, 1. Art) ersetzt werden kann.

2.4.4 Variation der k_f -Werte des Karbons

In einem zweiten Schritt wurden, aufbauend auf der Variation des Leakage-Koeffizienten der Hauptwasserwege, zusätzlich die k_f -Werte des Karbons verändert. Die resultierenden grundwasserbürtigen Zutritte über die Hauptwasserwege der Grube wurden wiederum gegenübergestellt (vgl. Abb. 18).

Die Ergebnisse zeigen erwartungsgemäß unabhängig vom k_f -Werte des Karbons prinzipiell die gleiche Charakteristik. So zeigt die Erhöhung des Leakage-Koeffizienten schlussendlich für alle k_f -Wert-Varianten eine Limitierung des Grundwasserandrangs unabhängig vom Leakage-Koeffizienten.

Die Reduzierung des vertikalen k_f -Werts für das hangende Karbon auf 7×10^{-9} m/s zeigt, dass der Grundwasserandrang von rd. $2 \text{ m}^3/\text{min}$ unabhängig von der Größe des Leakage-Koeffizienten nicht mehr erreicht werden kann. Somit kann diese Durchlässigkeitsgrößenordnung für das Karbon als zu gering ausgeschlossen werden.

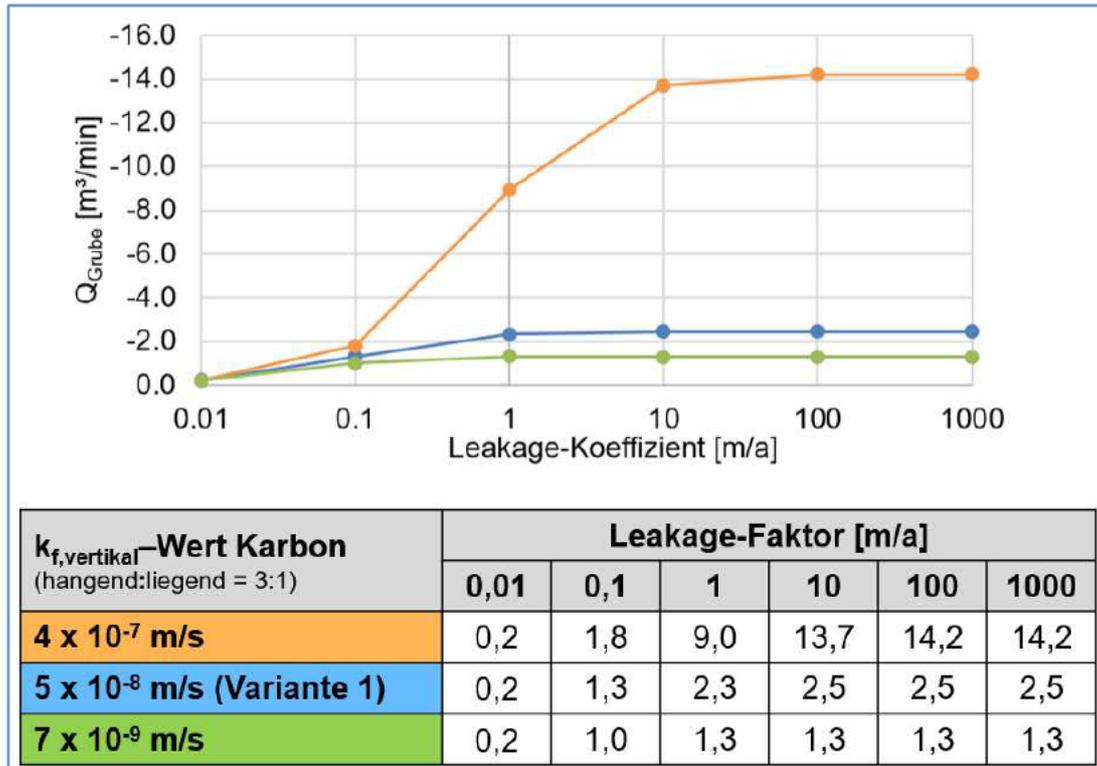


Abb. 18: Resultierender Grundwasserandrang in Abhängigkeit des Leakage-Koeffizienten und der k_f -Werte des Karbons (delta h)

Tab. 5: Modellparameter (delta h)

	Quartär	Kreide	Karbon
$k_{f,vertikal}$ -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	-	-
Randpotenzial	-	-	-660 mNHN
Wasserstand Gewässer	Pegel-Daten, DGM	-	-
Leakage-Koeffizient Lippe ($k_f/d \cdot b$)	1000	-	-
Leakage-Koeffizient Nebengewässer ($k_f/d \cdot b$)	100	-	-
Wasserstand Röhrensystem	-	-	-670 mNHN
Leakage-Koeffizient Hauptwasserwege ($k_f/d \cdot U$)	-	-	15
Porenvolumen	0,18	0,05	0,03
BHV-Bereich	-	-	$1 \cdot 10^{-8}$ m/s
Alter Mann	-	-	$5 \cdot 10^{-8}$ m/s
Störung	-	-	$1 \cdot 10^{-5}$ m/s

2.4.5 Dispersivitäten

Bei der Berechnung mit einem Tracer benötigt die zu lösende Stofftransportgleichung die Angabe einer Dispersivität. Die Dispersion beschreibt die Vermischung von gleichen Inhaltstoffen im bewegten Porenwasser. Dieser Prozess wird durch die unterschiedlichen Fließgeschwindigkeiten in der Pore, die Porengrößenverteilung und die Weglänge, die die einzelnen Stoffteilchen zurücklegen können, verursacht. In Abb. 19 sind in der Literatur angegebene longitudinale Dispersivitäten dargestellt.

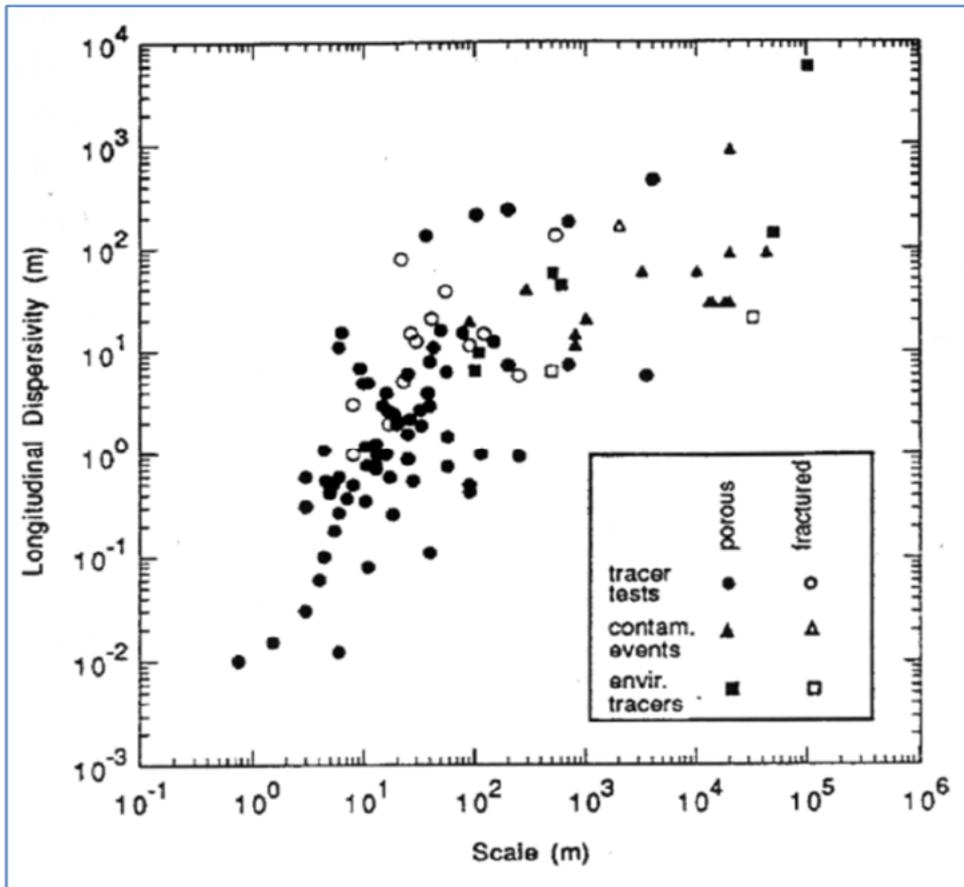


Abb. 19: Longitudinale Dispersivität [1] (delta h)

Im Modell werden eine longitudinale Dispersivität von 50 m, eine horizontal transversale Dispersivität von 5 m und eine vertikal transversale Dispersivität von 0,5 m angenommen. Die Dispersivität ist abhängig von der mittleren Ausbreitung der Schadstofffahne im Modellgebiet. Die angesetzten 50 m beziehen sich auf eine mittlere Schadstofffahnenlänge von ca. 1.000 m. Diese Werte ergeben sich aus dem Diagramm in Abb. 19.

3 Modell Nahfeld

Der instationäre Flutungsvorgang des Grubengebäudes und damit auch die Aufsättigung der BHV soll mit einem detaillierteren Nahfeldmodell simuliert werden, dessen Aufbau im Folgenden beschrieben wird.

3.1 Modellaufbau

Für das Nahfeldmodell der untertägig verbrachten Reststoffe werden 3 Teilmodelle aus dem hydrogeologischen Strukturmodell gebildet, in Abb. 20 sind diese in der Draufsicht dargestellt. Diese drei Teilmodelle werden im Folgenden als Ganzes mit „Nahfeldmodell“ bezeichnet, obschon die drei Teilmodelle voneinander unabhängig sind. Das Nahfeldmodell beinhaltet die BHV Bereiche und das umliegende Gebirge. Nach unten werden die Modelle durch die Ebene, die auf Höhe der nächstgelegenen offenen Strecke liegt, begrenzt. Über den BHV Bereichen wurde jeweils auf der Höhe der nächstgelegene verdämmte Strecke (hellblaue Linie in Abb. 20) eine Grenzebene definiert. Die Störungen sind als schwarze Linien, die Verbringungsbereiche als rote Linien, die Wasserhaltung als blaue Linien, die verdämmten Strecken als hellblaue Linien und die jeweiligen Modellgrenzen als unterbrochene schwarze Linie dargestellt. Diese Strukturelemente wurden bei der Diskretisierung berücksichtigt, außerhalb dieser Elemente wurde horizontal in einem 10m x 10m Raster und vertikal in 1m dicke Elementschichten vernetzt. Die geometrischen Kennwerte der Teilmodelle sind in Tabelle 6, die Anzahl der Knoten, Elemente und Elementschichten in Tab. 7 aufgelistet.

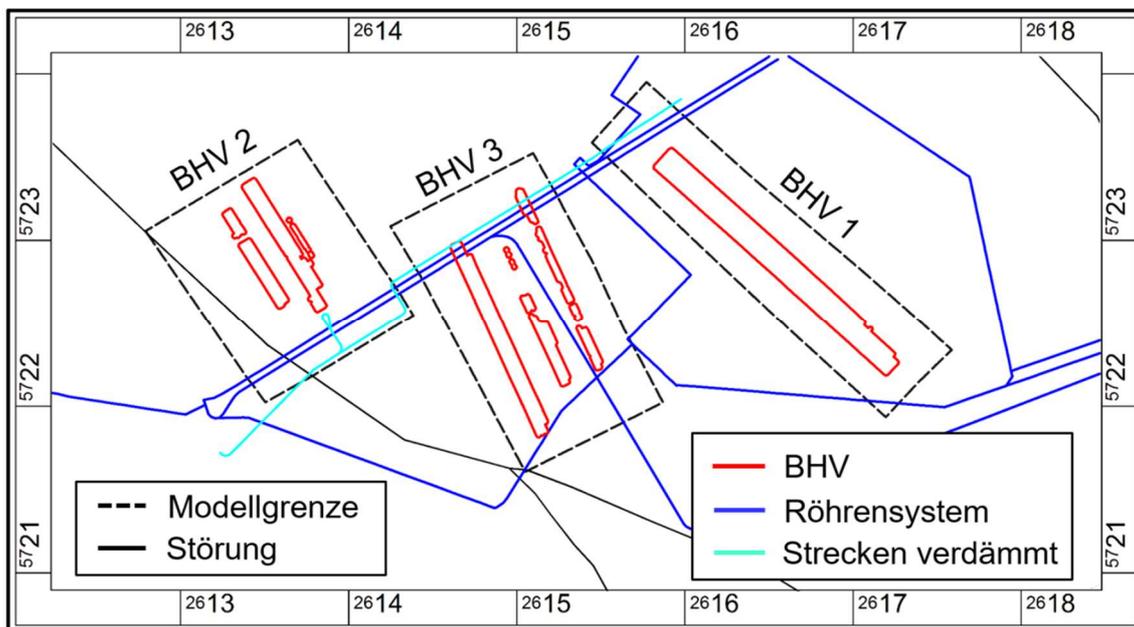


Abb. 20: Übersicht Nahfeldmodelle (delta h)

Tab. 6: Charakteristik der Nahfeldmodelle (delta h)

Teilbereich	Länge Nord-Süd	Länge West-Ost	Höhe
BHV 1	2450	550	250
BHV 2	1300	1000	190
BHV 3	1700	950	190

Tab. 7: Modellkenngößen Nahfeldmodell (delta h)

Teilbereich	Knoten	Elemente	Elementschichten
BHV 1	3.235.390	3.336.500	250
BHV 2	2.571.433	2.663.040	190
BHV 3	3.071.662	3.178.320	190

Die Randbedingungen der Teilmodelle sind so definiert, dass über die Streckenbereiche am oberen und unteren Rand der Modelle der Flutungsverlauf (Abb. 26) als Randbedingung 1. Art (Dirichlet-Randbedingung) definiert wurde. Alle anderen Ränder sind mit einer no-flow Randbedingung (Neumann-Randbedingung, 2. Art) belegt. Die Anfangsbedingung gibt den Zustand des entwässerten Gebirges mit Residualsättigung wieder.

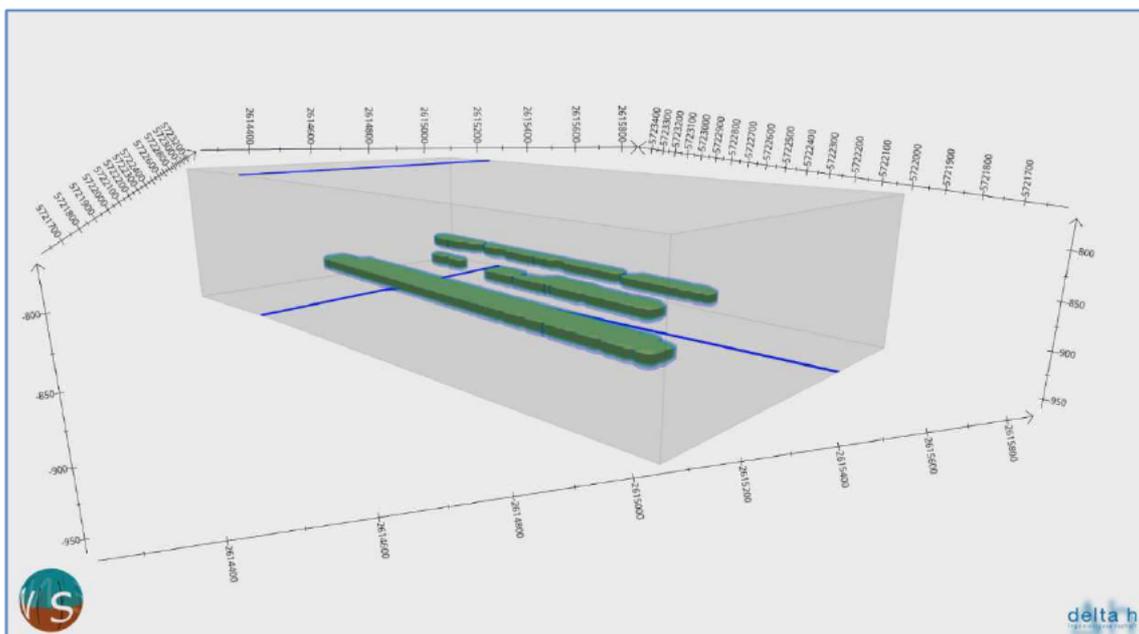


Abb. 21: 3D-Ansicht des Flutungs-Modellgebietes um die BHV 3 (delta h)

3.2 Durchlässigkeiten

Im Gegensatz zum Fernfeldmodell, in dem das Karbon mit einer gemittelten, kalibrierten Durchlässigkeit abgebildet wurde, gibt das Nahfeldmodell eine lokale Durchlässigkeitsdifferenzierung gemäß Abb. 22 wieder. Diese Schichtenfolge ist charakteristisch für die auftretenden geologischen Verhältnisse. Im Mittel entsprechen die Parameter einer Durchlässigkeit von 3×10^{-8} m/s, was der Durchlässigkeit von verbrochenem Schiefertongebirge entspricht. Der BHV Bereich (violett) ist durch die Verpressung undurchlässiger als der restliche verbrochene Bereich. Die Mächtigkeiten der Schichten variieren zwischen 10 und 20 m.

Die horizontalen Durchlässigkeiten sind der Legende der Abbildung zu entnehmen. Die Durchlässigkeit des BHV wurde im Zuge der Prognoserechnung variiert. Die vertikalen Durchlässigkeiten wurden mit 1/3 der horizontalen Durchlässigkeit im Umgebenden und mit 1/1 der horizontalen Durchlässigkeit im BHV-Bereich angesetzt. Die Porositäten wurden mit 0,02 und 0,03 im Umgebenden und mit 0,05 im BHV-Bereich abgeschätzt.

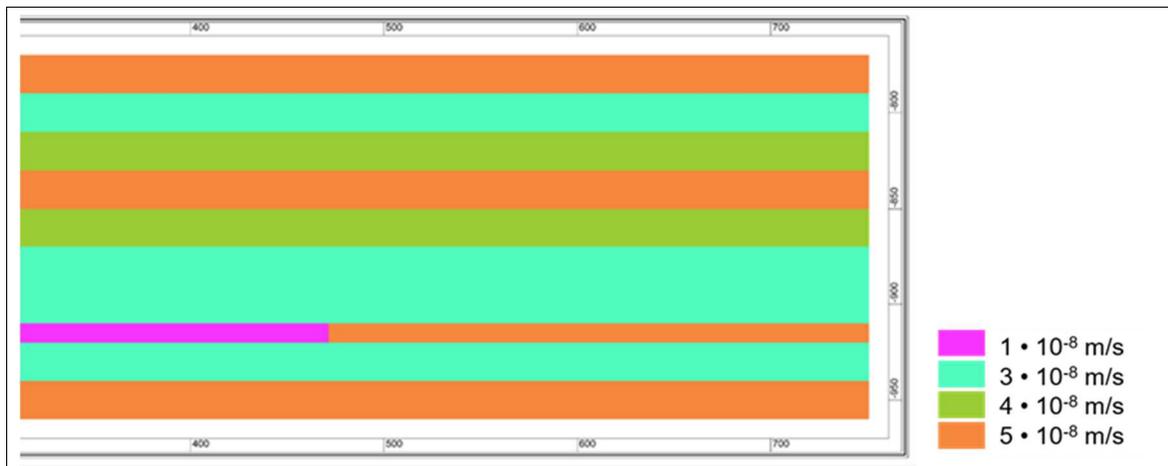


Abb. 22: Vertikalschnitt durch BHV 2 mit horizontalen k_f -Werten (delta h)

3.3 Ungesättigtes Gebirge

Da das Nahfeldmodell den Flutungsvorgang des Grubengebäudes im Bereich der BHV simulieren soll, ist die Abbildung der Strömung im ungesättigten Gebirge von zentraler Bedeutung. Die Strömung in ungesättigtem Gebirge ist eine Mehrphasenströmung.

Für ungesättigte Strömungsvorgänge wird in der Regel die Darcy-Gleichung verallgemeinert

$$q = -k_{rel} \mathbf{k} \frac{\rho g}{\mu} \nabla \left(\frac{p}{\rho g} z \right)$$

wobei k_{rel} eine Relation zwischen gesättigter und ungesättigter Durchlässigkeit als Funktion des Sättigungsgrades darstellt. Der Sättigungsgrad wiederum ist als eine Funktion des Wasserdruckes gegeben [10].

Die Durchlässigkeits-Sättigungsfunktion $k_{rel}(S_w)$ und Sättigungs-Druckfunktion $S_w(p)$ werden in Laborversuchen ermittelt. Die resultierenden Kurven werden meistens nach den Modellen von van Genuchten oder Brooks und Corey (Rawls und Brakensiek, 1988 [6]) geeicht.

Nach van Genuchten [7] wird die Sättigung mit

$$S_w = S_{w_{res}} + (1 - S_{w_{res}}) \left[\frac{1}{1 + (\alpha_e p)^\mu} \right]^{\frac{\mu-1}{\mu}}$$

definiert, wobei $S_{w_{res}}$, α_e und μ Konstante sind.

Die entsprechende Durchlässigkeits-Sättigungsfunktion wird durch

$$k_{rel} = \sqrt{S_w^*} \left[1 - \left(1 - S_w^{*\frac{\mu}{\mu-1}} \right)^{\frac{\mu-1}{\mu}} \right]^2$$

gegeben, wobei

$$S_w^* = \frac{S_w - S_{w_{res}}}{1 - S_{w_{res}}}$$

Grundlegende Überlegungen zu dem Thema geklüftetes Gestein haben Wang und Narasimhan (1985) [8] veröffentlicht. Diese Theorie wird hier zum Teil wiederholt. Die Öffnungsweite der Kluft ist nicht konstant, sodass sich in den schmalen Bereichen Wasser befinden kann. Die Existenz von Luftblasen bietet jedoch einen großen Widerstand gegen die Strömung. Die Durchlässigkeit der Kluft wird um mehrere Größenordnungen gemindert und kann im Extremfall kleiner als die der Matrix werden. Infolgedessen findet in diesem Fall die Strömung normal zur Klufttrichtung über die kleinsten Poren statt. Diese Modellvorstellung ist in der Abb. 23 dargestellt.

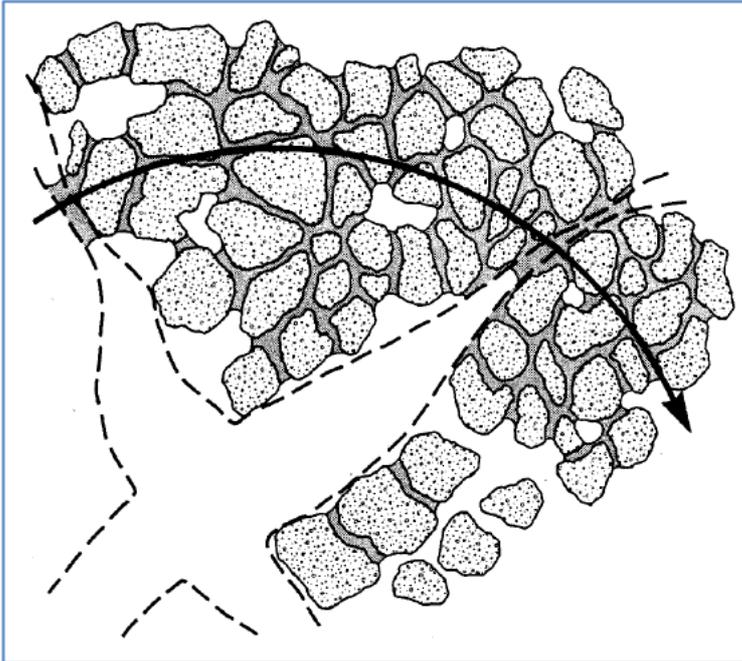


Abb. 23: Modellvorstellung eines teilgesättigten geklüfteten Gesteins (aus [8])
Der Pfeil zeigt die mögliche Fließrichtung durch die kleinsten Poren

Anders als im gesättigten Zustand spielt bei ungesättigter Strömung die Kapillarität eine wichtige Rolle. In der Bodenphysik ist allgemein anerkannt, dass der hydrostatische Druck im ungesättigten Boden kleiner ist als der atmosphärische Druck.

Die Differenz zwischen beiden ist der kapillare Druck, der als Funktion des effektiven Porenradius und der Oberflächenspannung zwischen Gestein und Flüssigkeit definiert wird. Der Sättigungsgrad des Bodens kann also als Funktion des kapillaren Drucks und somit des Porenradius betrachtet werden.

Daraus erkennt man, dass bei Drainage-Prozessen des Bodens zunächst die größeren Poren trockengelegt werden. Im geklüfteten Gestein bedeutet das, dass bei Teilsättigung die Klüfte trocken sind, während das Wasser durch Kapillarität in den feinen Poren der Matrix haftet.

Der Sättigungsprozess kann allerdings anders verlaufen. Experimentelle Beobachtungen sowie theoretische Analyse in Hinblick auf landwirtschaftliche Böden haben die Bedeutung von Makroporen auf Infiltrationsprozesse verdeutlicht. Ist die Neubildung durch Regen gering, wird das Wasser an der Oberfläche in die Mikroporen der Matrix gesaugt. Übersteigt die Neubildung die Infiltrationsrate der Matrix, findet ein Fließprozess in den Makroporen statt. In Bezug auf die Flutung des Grubengebäudes kann man sich vorstellen, dass beim Wiederanstieg des Grundwasserspiegels eine rasche Auffüllung der Klüfte stattfinden kann, sofern die nötige Wassermenge vom Gebirge geliefert wird.

Die Diagramme in der Abb. 24 zeigen, dass schon bei der kleinen Saugspannung von 0,1 m die Klüfte austrocknen und die Durchlässigkeit stark abfallen kann. Die unterschiedlichen Kurven für Kluft und Matrix stammen aus dem Beitrag von Wang und Narasimhan (1985) [8].

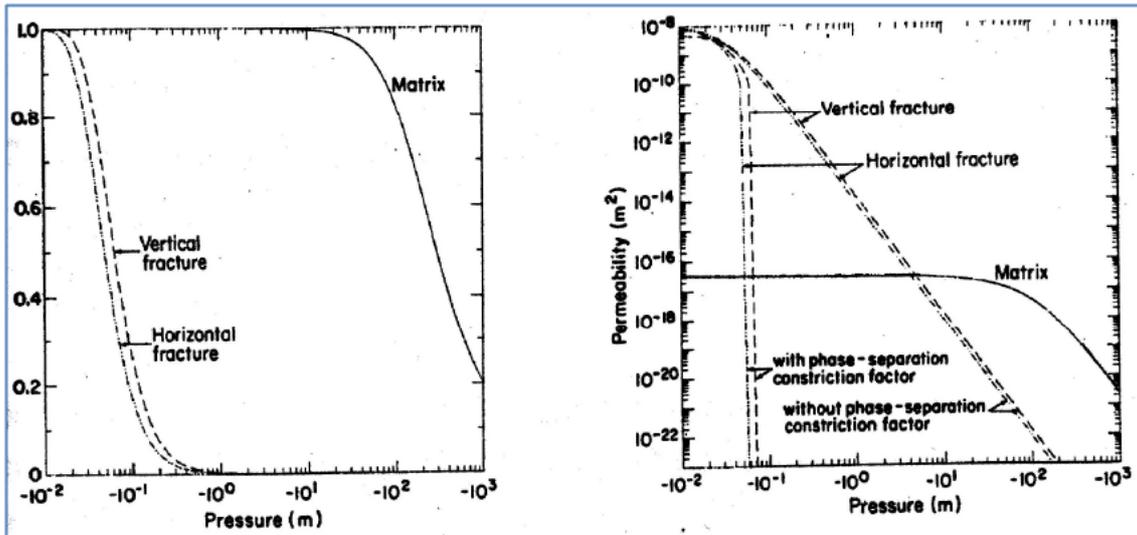


Abb. 24: Charakteristische Sättigungs-Druck- bzw. Durchlässigkeits-Druckkurve für Kluft und Matrix (aus Wang und Narasimhan [8])

Dem Problem Strömung im ungesättigten geklüfteten Gestein haben sich auch Martinez et al. (1992) [9] gewidmet. In der Arbeit wird der Einfluss von regelmäßig verteilten ungesättigten Klüften auf die Strömung untersucht. Wie von Wang und Narasimhan [8] werden die Klüfte als undurchlässig betrachtet. Analytische Lösungen wurden vorgeschlagen und numerisch untersucht. In Abhängigkeit von der geometrischen Regelmäßigkeit wird eine äquivalente Durchlässigkeit bestimmt. Das System kann durch ein homogenes Medium zur Beschreibung der ungesättigten Strömung ersetzt werden.

Bei der vorliegenden Untersuchung wird für die Klüfte zunächst eine vereinfachte $k_{rel}(S_w)$ -Relation durch folgende Sprungfunktion definiert (Abb. 25).

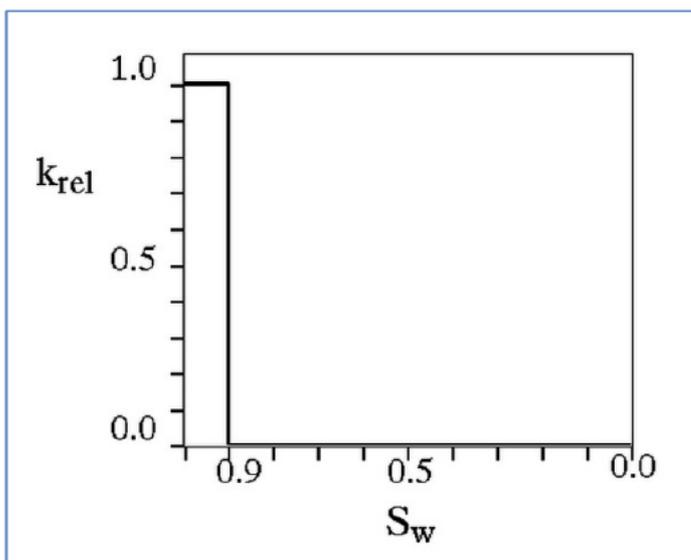


Abb. 25: Durchlässigkeits-Sättigungsfunktion für die Klüfte (delta h)

Die relative Permeabilität des Wassers ist gekennzeichnet durch einen schwachen Anstieg bei kleinen Sättigungen. Das Wasser füllt zunächst die kleinsten Poren, in denen aufgrund der starken molekularen Anziehungskräfte kaum Fließbewegungen möglich sind. Die größeren Poren und Klüfte werden erst bei größeren Sättigungen gefüllt.

Die für die Berechnung des Aufsättigungsvorgangs verwendeten funktionalen Zusammenhänge zwischen der Relativen Permeabilität und dem Kapillardruck von der Sättigung entsprechen denen von van Genuchten [7].

4 Prognoseberechnungen des Flutungs- und Aufsättigungsvorgangs (Nahfeldmodell)

Der Aufsättigungsvorgang des entwässerten Gebirgskörpers und des enthaltenen Grubengebäudes ist bis zur vollständigen Sättigung ein stark instationärer (zeitabhängiger) Vorgang. Die instationären Prognoseberechnungen dieses Vorgangs werden mit den Teilmodellen des Nahfelds für alle 3 BHV Bereiche durchgeführt. Dabei sollen insbesondere die Frage nach der Dauer des Aufsättigungsvorgangs und der Porenwassertausche beantwortet werden. Die Ausbreitungsvorgänge im sich anschließend einstellenden stationären Strömungsfeld werden hingegen mit dem Fernfeldmodell simuliert (Kapitel 0).

4.1 Flutung und Aufsättigung

Mit dem Nahfeldmodell wird der instationäre Anstieg des Grundwassers im Grubengebäude nach Abschalten der Wasserhaltung simuliert (Flutungsphase). Der Anstieg wird durch die Wasserhaltung auf -670 mNHN in den Schächten und offenen Strecken begrenzt (Abb. 26). Der Wasserspiegel steigt im System der offenen Strecken und Schächte vergleichsweise schnell an (ca. 3 Jahre). Es folgt, ausgehend von den bereits gefluteten Strecken und Schächten, sowie durch von oben zutretendes Sickerwasser, eine Aufsättigung des Karbons. Mit zunehmender Entfernung zum offenen Streckensystem wird die freie Oberfläche im Karbon in Abhängigkeit von den Sickerwassermengen und Gesteinsdurchlässigkeiten über das Niveau von -670 mNHN ansteigen, bis sich ein stationäres System einstellt.

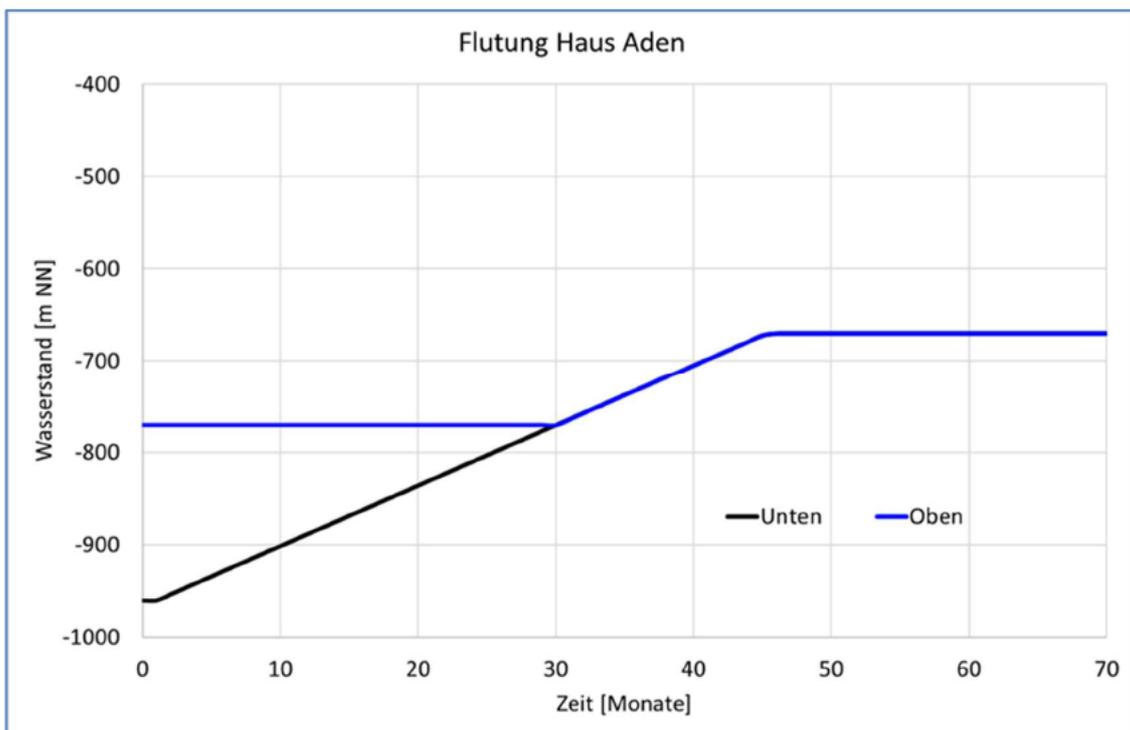


Abb. 26: Wasserstandsverlauf für die Instationäre Flutung des Grubengebäudes (delta h)

Abb. 26 stellt den Wasserstandsverlauf Oben und Unten während der instationären Flutung dar. Oben steigt der Wasserstand zwischen dem 30. und dem 45. Monat der Flutung von -780 mNHN auf -670 mNHN an. Unten steigt der Wasserstand von -960 mNHN ebenfalls auf -670 mNHN.

4.2 Bedeutung Durchlässigkeit der BHV

Die versetzten Reststoffe beinhalten auch wasserlösliche mineralische Bestandteile, die im Reaktionskontakt mit Porenwässern freigesetzt werden. Dies erhöht die Durchlässigkeit. Dadurch entstehen langfristig Lösungsbahnen höherer Durchlässigkeit innerhalb der BHV, auf denen die Durchströmung vorrangig erfolgt. Infolgedessen durchdringt die Lösungsfront die BHV ungleichmäßig.

Da diese Veränderungen nicht quantifizierbar sind, wurde zur Untersuchung der Sensitivität die BHV Durchlässigkeit variiert. Für den Beginn der Durchströmung wurde eine geringere Durchlässigkeit von 10^{-9} m/s untersucht. Zur Abbildung des fortgeschrittenen Stadiums der BHV wurde im Vergleich dazu eine um eine Potenz höhere Durchlässigkeit angenommen (10^{-8} m/s).

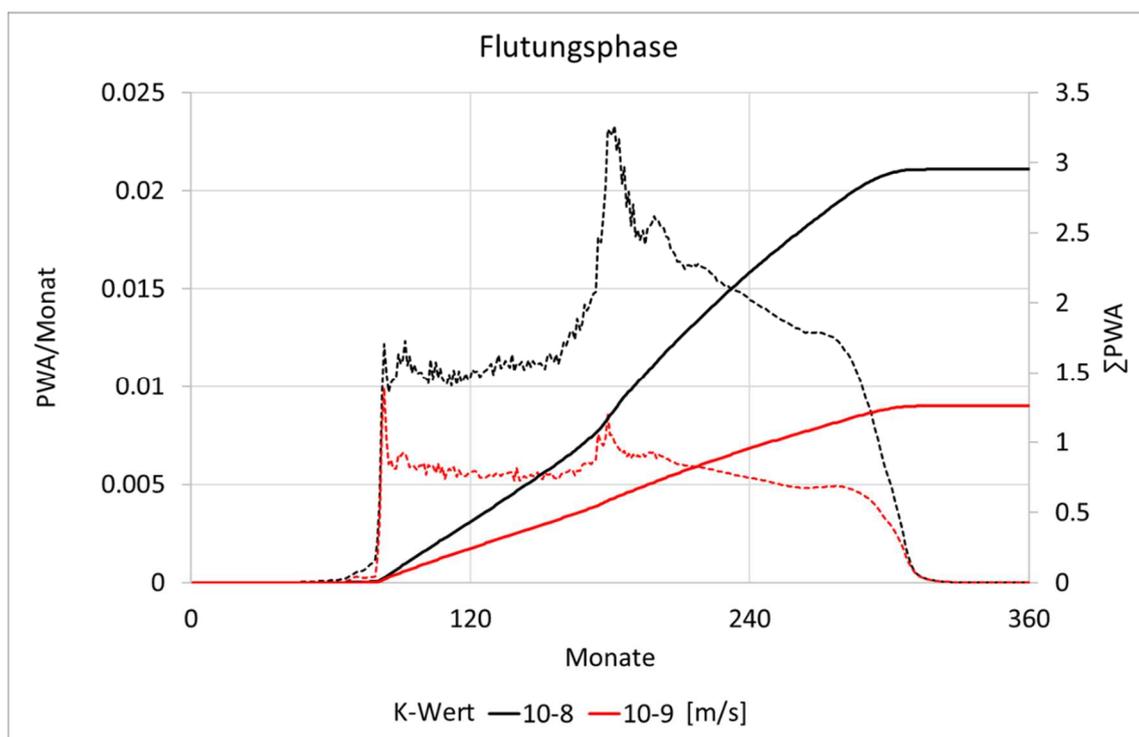


Abb. 27: Porenwasseraustausch bei unterschiedlichen Durchlässigkeiten der BHV 1 in der instationären und der stationären Phase, als Volumenstrom (linke Achse) und als summarische Kurve (rechte Achse) (delta h)

Die Ergebnisse dieser K-Wert-Variation für den Versatzbereich BHV 1 beinhaltet die Abb. 27. Der Volumenstrom durch die BHV bei Ansatz der Anfangsdurchlässigkeit ist in Rot gestrichelt, bezogen auf die Vertikalachse links in der Abbildung, die bei fortgeschrittener Durchlässigkeit schwarz dargestellt. Die Aufsummation beider Volument-

ströme ergibt die schwarze durchgezogene Linie bei höherer Durchlässigkeit und rot bei niedrigerer Durchlässigkeit (rechte Vertikalachse).

Für den Versatzbereich BHV 1 dauert demnach ein Porenwasseraustausch (PWA) bei einer fortgeschrittenen, höheren Durchlässigkeit von 10^{-8} m/s etwa 166 Monate gegenüber 246 Monaten bei der Anfangsdurchlässigkeit. Dies lässt den Schluss zu, dass die Auswirkungen einer 10mal höheren Durchlässigkeit nicht zu einer erheblichen Verkürzung der Zeit für einen PWA führen. Daher wurden die weiteren Modellrechnungen alle mit der höheren Durchlässigkeit von 10^{-8} m/s durchgeführt, die sich erst langfristig nach Lösungsvorgängen in der BHV einstellen wird.

Nach erfolgter Flutung der Teilmodelle erreicht das Strömungsfeld den stationären Zustand. Aufgrund der für die Flutung gewählten Randbedingungen, kommt die Durchströmung in diesen Modellen damit zum Erliegen, was nicht dem sich einstellenden stationären Fließzustand entspricht. Ab diesem Zeitpunkt gibt das Nahfeldmodell nicht mehr die abzubildenden Verhältnisse wieder, hier setzt das Fernfeldmodell an.

4.3 Dauer des Aufsättigungsvorgangs und Porenwasseraustausche

Die Dauer des Aufsättigungsvorgangs ist in der Prognose der Flutung als der Zeitpunkt ablesbar, zu dem der Durchfluss durch die BHV Bereiche unter den gewählten Randbedingungen zum Erliegen kommt. In der Abb. 27 erkennbar, liegt für die BHV 1 dieser Zeitpunkt unabhängig von der Durchlässigkeit bei etwa 310 Monaten. Dies entspricht auch dem Ergebnis der anderen BHV Bereiche.

Mit der in Kap. 4.2 gewählten Durchlässigkeit der BHV Bereiche wurde der Aufsättigungsvorgang für alle BHV Bereiche simuliert.

Während des Aufsättigungsvorgangs finden in allen BHV Bereichen zwischen einem und vier Porenwasseraustausche statt. Diese Anzahl ist, verglichen mit der notwendigen Anzahl für eine Freisetzung der anorganischen Schadstoffe, vernachlässigbar gering, so dass davon ausgegangen werden kann, dass der Vorgang der Flutung für die Ausbreitung der anorganischen Schadstoffe nicht vorrangig ist. Daher wurde bei der Berechnung der Fließlängen, die in Quelltermberechnung eingehen, der stationäre Strömungszustand nach Flutung des Grubengebäudes zugrunde gelegt.

Die Aufsättigungsdauer der drei BHV-Bereiche ist der Abb. 28 zu entnehmen.

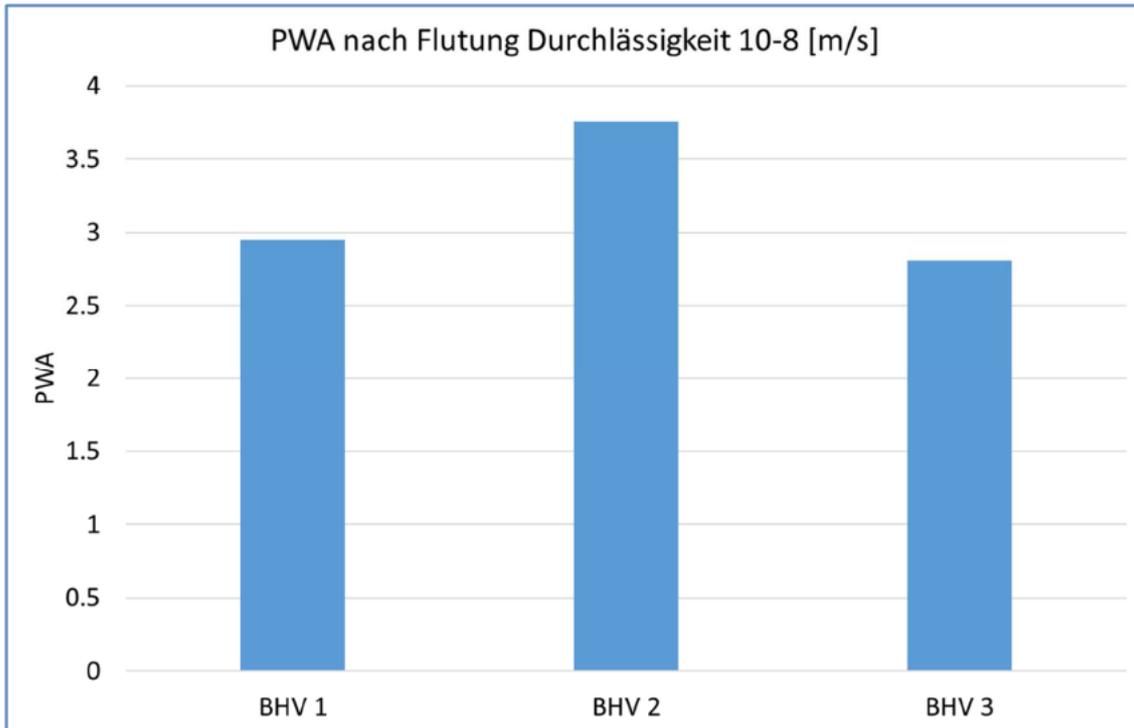


Abb. 28: Porenwasserdurchfluss für alle 3 BHV Bereiche (delta h)

4.4 Strömungsfeld und Konzentrationsentwicklung während der Flutung

Für die Prognose des Aufsättigungsvorgangs wurden die Potentiale in den Strecken am Rand des Modells entsprechend des Flutungsziels definiert, der Rand ansonsten mit einer No-Flow-Randbedingung abgebildet. Die Tracer-Konzentrationen wurden in den BHV-Bereichen zu 1 gesetzt und im gesamten übrigen Nahfeldmodell zu Null.

Die folgenden Abbildungen stellen den Prozess der Aufsättigung für alle untersuchten BHV-Bereiche dar. Dabei werden jeweils in einer 3D-Ansicht die Tracer-Konzentrationen zu zwei Zeitpunkten innerhalb der Aufsättigung dargestellt. Anschließend vermitteln Vertikalschnitte durch die Teilmodelle mit Strömungspaths einen Eindruck von Strömungsrichtungen und -geschwindigkeiten, von der Sättigungsentwicklung und den Tracerkonzentrationen. Dabei kennzeichnen die blauen Linien den Verlauf der offenen Strecken am Rand der Teilmodelle.

Die obere Darstellung der Abb. 29 stellt die Tracerkonzentration um den BHV 1 nach 180 Monaten, die untere nach 250 Monaten dar. Ausgehend von den als blaue Linien erkennbaren Strecken kommt es zu der Aufsättigung, die in den Vertikalschnitten der Abb. 30 durch die Strömungspaths gut erkennbar ist. Die Aufsättigung erfolgt aus Sicht des Betrachters von links hinten nach rechts vorne.

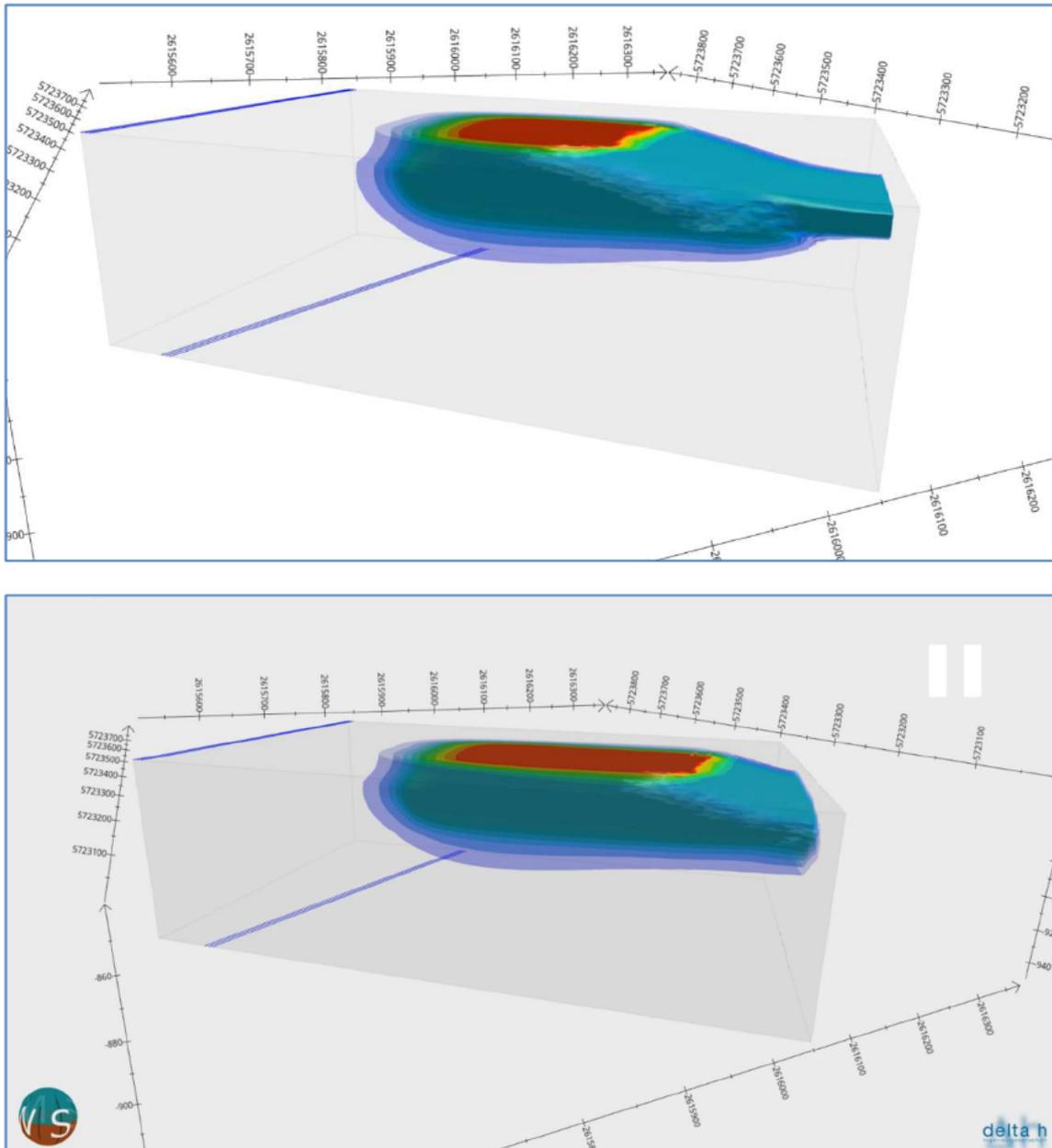


Abb. 29: Tracer-Konzentrationsverteilung in der Flutungsphase des BHV 1 nach 180 (oben) und 250 (unten) Monaten (delta h)

Ausgehend von der Strecke am unteren, in der Abb. 30 linken Bereich und in der oberen linken Ecke wird das Modell geflutet. Die Wasserfront breitet sich Richtung der BHV 1 aus und hat nach 250 Monaten fast den gesamten Modellbereich erfasst. Sobald dies der Fall ist, ist der Aufsättigungsvorgang abgeschlossen. Ab Erreichen der BHV durch das flutende Grundwasser, kommt es mittels Diffusion zu einer Konzentrationsverteilung auch entgegen der Strömungsrichtung.

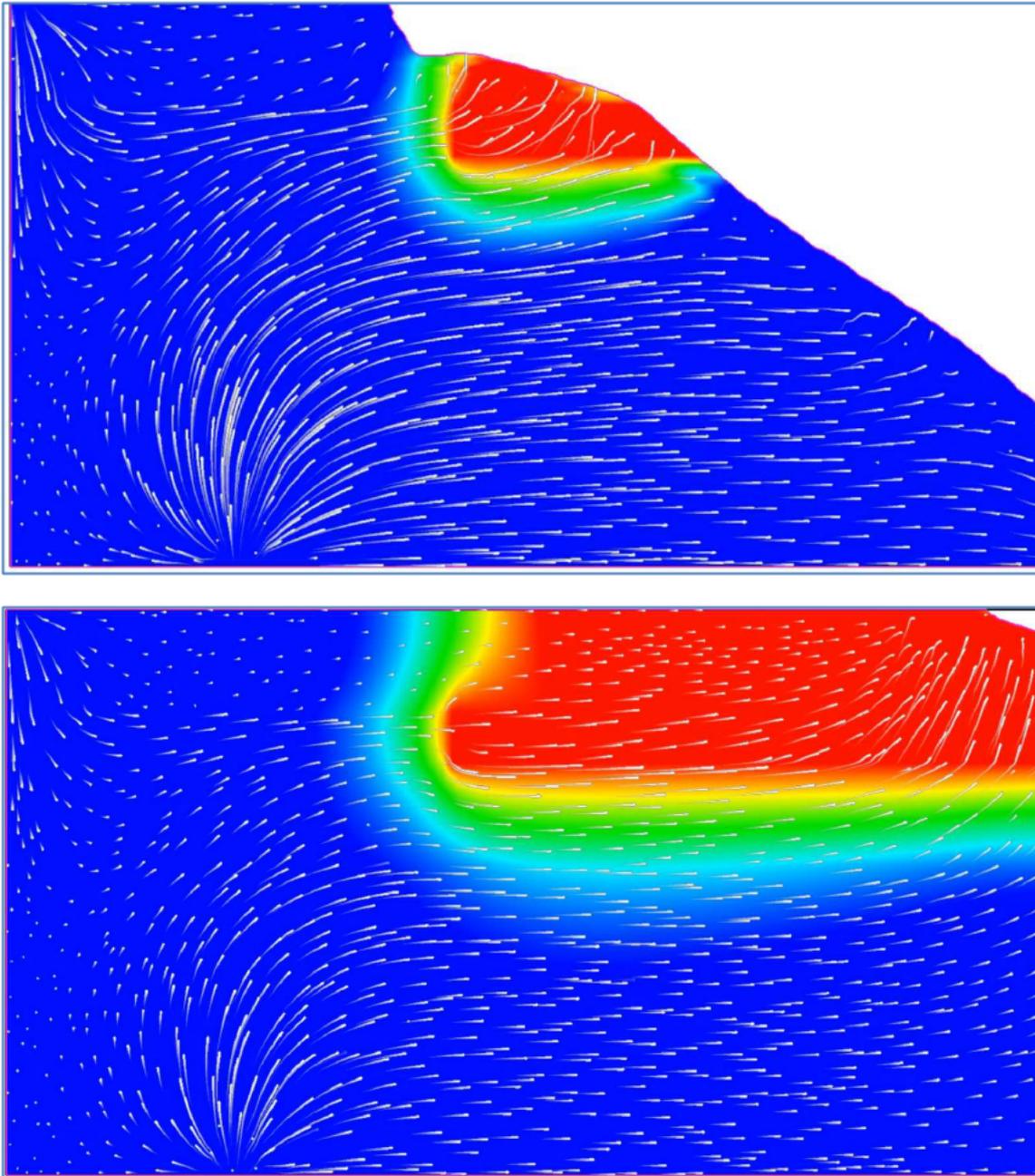


Abb. 30: Vertikalschnitt durch BHV 1 nach 110 (oben) und 250 (unten) Monaten mit Strömungspathlets, Konzentrationsverteilung und freie Oberfläche (delta h)

Die Lage der Strecken im Modell der BHV 2 ist der Abb. 31 zu entnehmen. Die Aufsättigung erfolgt hier ausgehend von den Strecken in das Bildinnere hinein. Die damit einhergehende Konzentrationsverteilung verteilt sich gleich einer Wolke um die beiden Teilbereiche der BHV 2, ein Vorgang, der nach 180 Monaten in der unteren Darstellung der Abbildung erkennbar vorangeschritten ist.

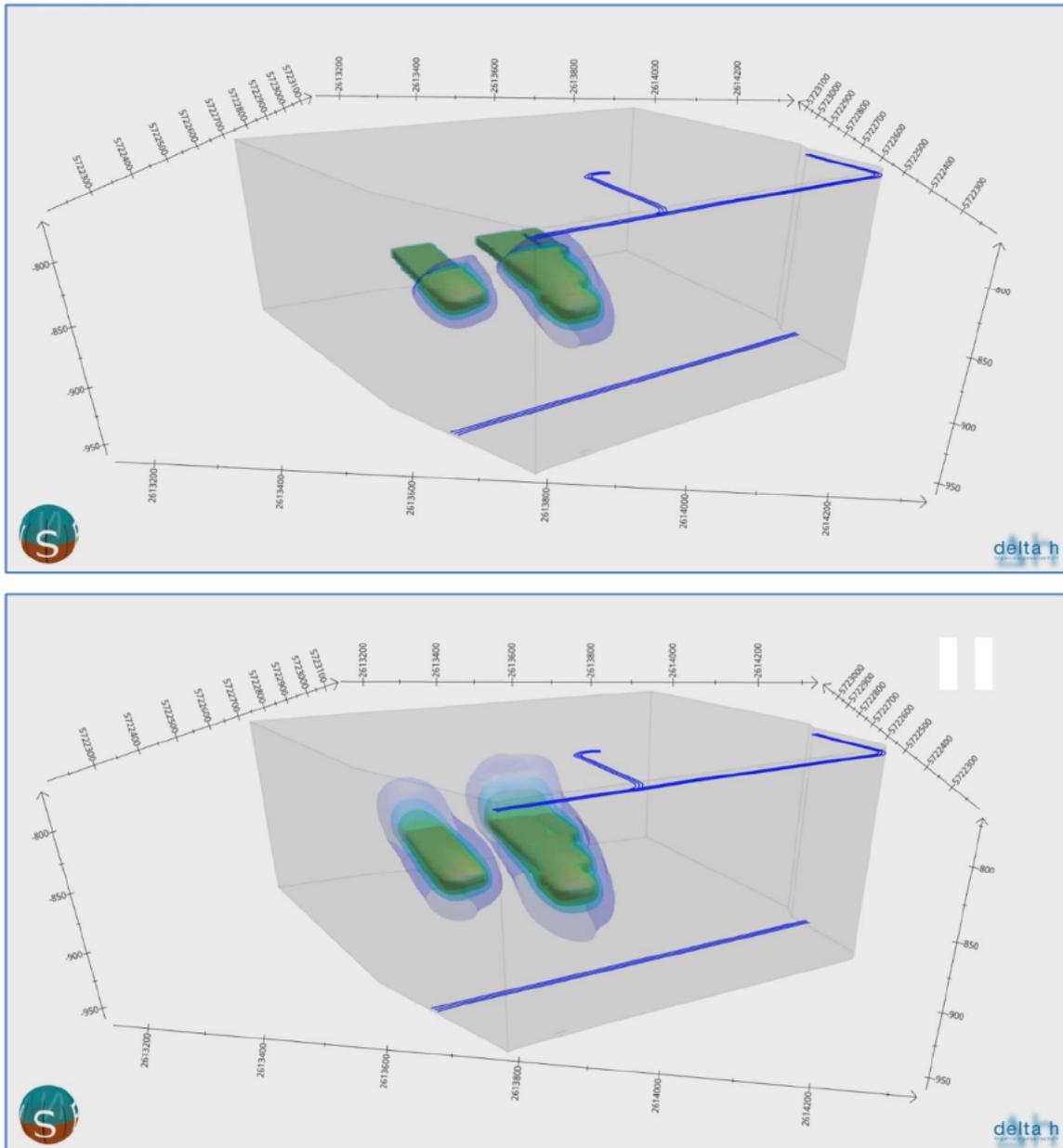


Abb. 31: Tracer-Konzentrationsverteilung in der Flutungsphase des BHV 2 nach 120 (oben) und 180 (unten) Monaten (delta h)

Die Abb. 32 stellt den Vorgang der Aufsättigung im Vertikalschnitt dar. Die Strecken liegen in diesem Schnitt im rechten Bereich des oberen und unteren Rands. Deutlich erkennbar erfolgt die Aufsättigung durch den höheren Druck stärker über den tiefer liegenden, unteren Rand. Auch hier ist nach 250 Monaten lediglich ein kleinerer Restbereich noch nicht geflutet.

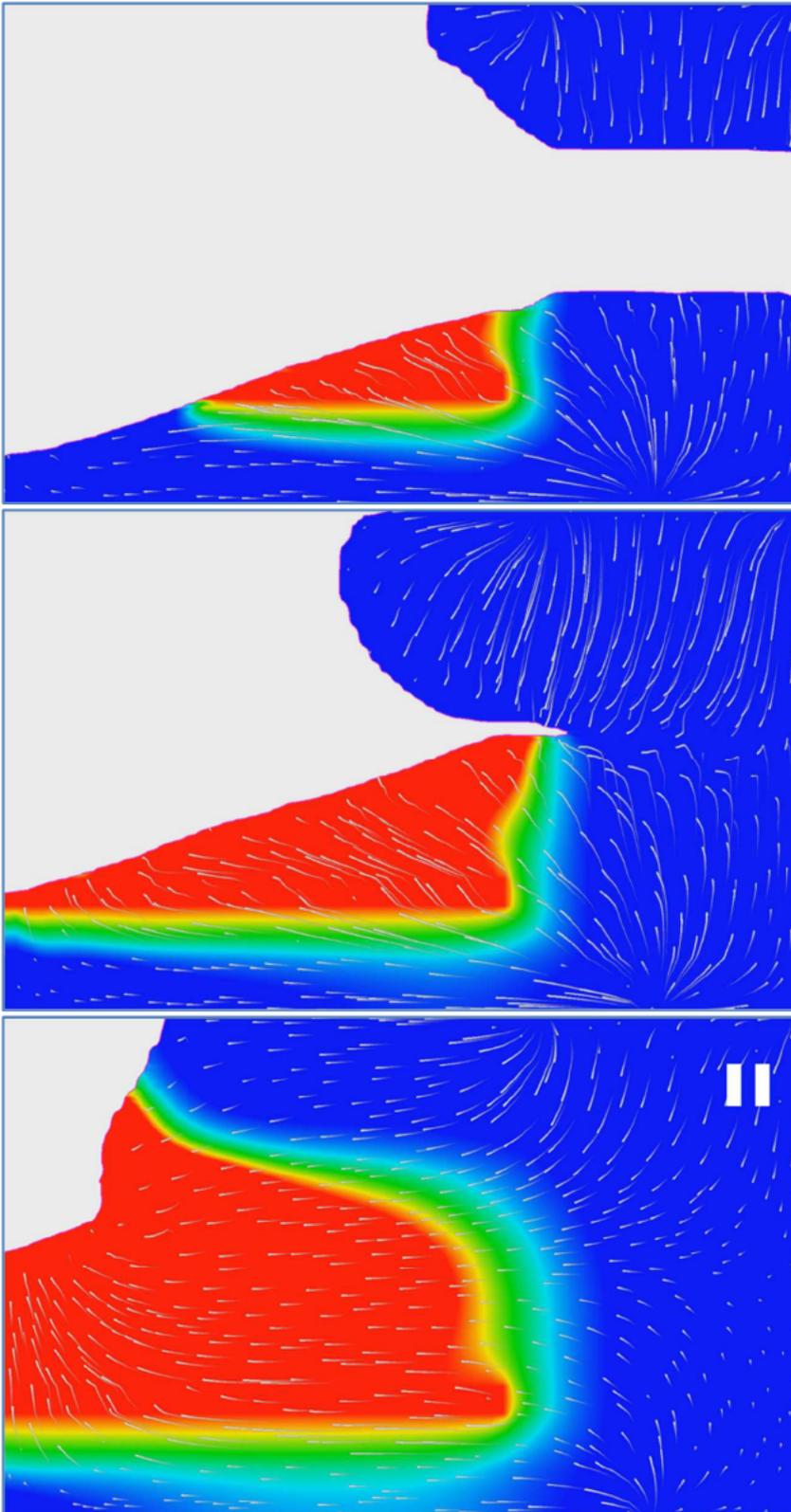


Abb. 32: Vertikalschnitt durch BHV 2 nach 100 (oben), 180 (Mitte) und 250 (unten) Monaten mit Strömungspathlets, Konzentrationsverteilung und freie Oberfläche (delta h)

In der Abb. 33 erkennbar nimmt die Aufsättigung für den BHV 3 ihren Ausgang in zwei am hinteren Bildrand liegenden nahezu parallelen Strecken sowie einer Strecke, die parallel zu längeren BHV Ausdehnung zwischen den in dieser Abbildung beiden rechten BHV Bereichen. Daher entwickelt sich die Konzentrationswolke zum einen auf den Betrachter zu und verschiebt sich zudem durch die zwischen den Bereichen liegende Strecke in den beiden linken BHV Bereichen nach links, im rechten Bereich nach rechts.

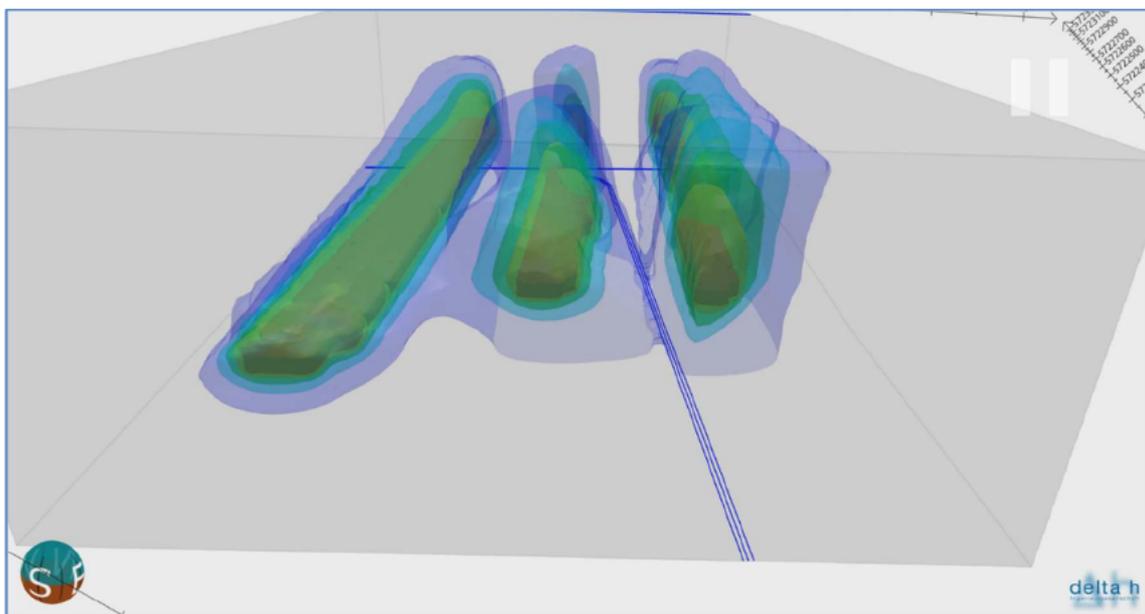
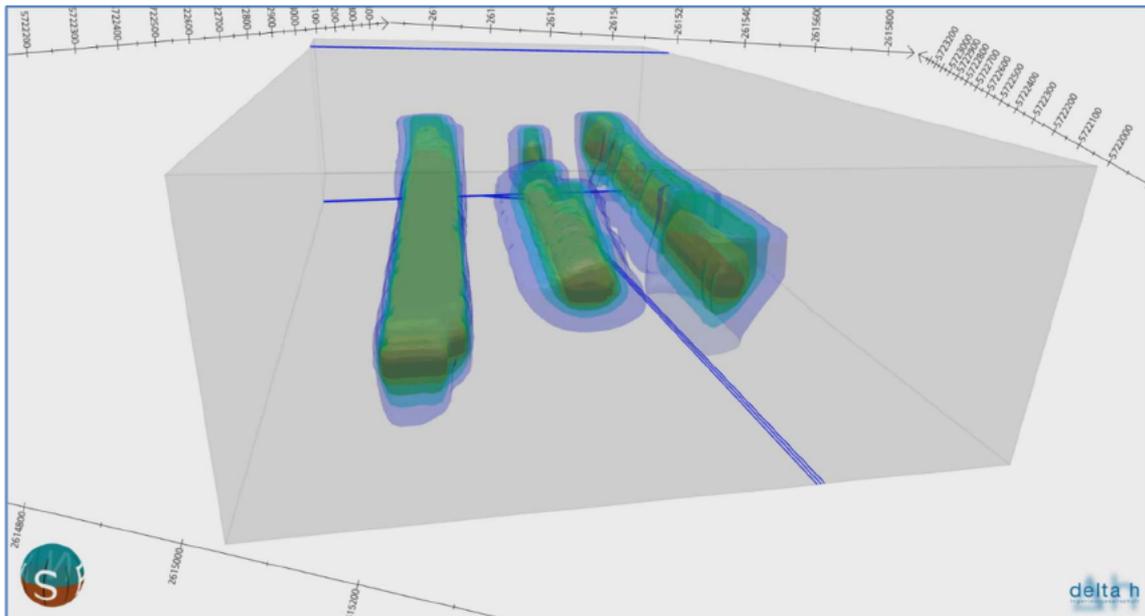


Abb. 33: Tracer-Konzentrationsverteilung in der Aufsättigungsphase des BHV 3 nach 120 (oben) und 230 (unten) Monaten (delta h)

Die Abb. 34 stellt einen Vertikalschnitt senkrecht zu den beiden Strecken am hinteren Bildrand der Abb. 33 dar. Die beiden Strecken sind als Hauptwasserwege gekennzeichnet.

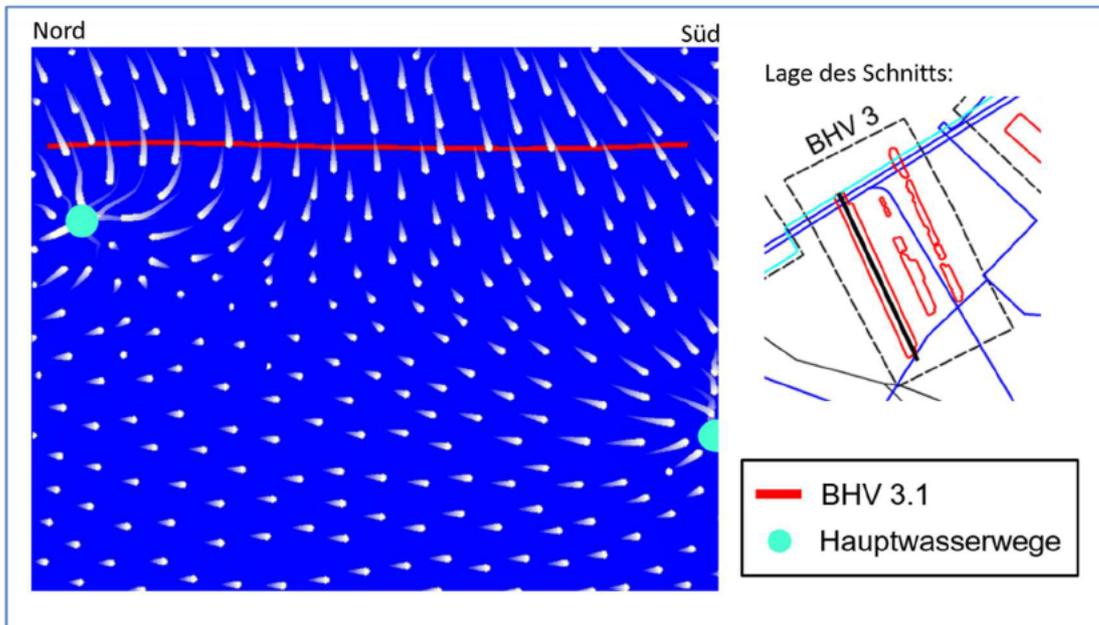


Abb. 34: Schnitt durch BHV 3.1 nach Aufsättigung mit Strömungspathlets mit den offenen Strecken in Türkis (delta h)

5 Prognoserechnungen mit dem Fernfeldmodell

Im Fernfeldmodell wird das nach dem Aufsättigungsvorgang sich einstellende quasistationäre Strömungsfeld mit dem instationären Stoffaustrag aus dem BHV simuliert.

Dem Quellterm, der die Ausgangsgröße für die Ausbreitungsberechnung der verbrachten Inhaltsstoffe darstellt, liegen die Ergebnisse des Detailberichts 4 zugrunde. Dabei ist der dort definierte Quellterm der untersuchten Stoffe eine Funktion des Reststoffgehalts im Reaktionskontakt, der Fließlänge und der Anzahl Porenwasseraustausche (PWA). Für die Ausbreitungsberechnung werden daher zunächst die Fließlänge und die Anzahl Porenwasseraustausche mittels der Prognose einer Tracerausbreitung bestimmt. Mit diesen Größen wird der instationäre Quellterm für die Reststoffe Zink und Blei als Randbedingung für deren Ausbreitungsberechnungen ermittelt.

5.1 Berechnungsparameter

Die Prognosen wurden für einen Berechnungszeitraum von 10.000 Jahren mit 20.000 Zeitschritten von jeweils 0,5 Jahren durchgeführt. Die Rechenzeit mit dem Fernfeldmodell beträgt pro Berechnung 9 CPU-Tage. Die der Berechnung zugrundeliegenden Parameter sind in Tab. 8 aufgeführt.

Tab. 8: Berechnungsparameter (delta h)

	Eingangsparameter	Einheit
Kompressibilität des Wassers	$4,4 \cdot 10^{-10}$	m^*s^2/kg
Dichte des Wassers	1142	kg/m^3
Kompressibilität der Matrix	$2,4 \cdot 10^{-10}$	m^*s^2/kg
Dichte des Gesteins	2650	kg/m^3
Molekularer Diffusionskoeffizient	$3,565 \cdot 10^{-6}$	m^2/s
Dispersivität Longitudinal	50	m
Dispersivität transversal horizontal	5	m
Dispersivität transversal vertikal	0,5	m
Temperatur	42	° C
Viskosität des Wassers	$8,42 \cdot 10^{-2}$	kg/ms

5.2 Strömungsfeld

Nach der vergleichsweise schnellen Flutung des Strecken- und Schachtsystems auf ein Niveau von -670 mNHN (ca. 3 Jahre) erfolgt eine zunehmende Aufsättigung des Gebirges, die nach etwa 25 Jahren beendet ist. Es stellt sich dann ein quasistationärer Fließzustand ein mit einer Ausrichtung der Grundwasserströmung auf das durchflussrelevante Streckensystem, dessen Vorflutpotenzial aufgrund der Zentralen Wasserhaltung bei ca. -670 mNHN verbleibt. Die freie Oberfläche, die sich im Karbon einstellt,

wird in Abhängigkeit von der Entfernung zum Streckensystem bei Werten oberhalb von -670 mNHN liegen.

Als Randbedingung wurde daher für alle Modellränder im Karbon ein Festpotenzial von - 610 mNHN gewählt. Da am Nord- und Südrand keine Wasserhaltungen aus Altbergbau an den Modellraum angrenzen, wäre hier auch die Annahme eines höheren Potenzials vertretbar. Da ein Einfluss von Wasserhaltungen der im Nordosten und Südwesten angrenzenden Bergwerke in diesen Raum jedoch nicht ausgeschlossen werden kann, wurde dieser Wert auch im Süden und Norden angesetzt. Dieser Wert ist als konservativ anzusehen, weil die Modellrechnung zeigt, dass es bei diesem Ansatz zu einem auf den südlichen Modellrand gerichteten Teil-Abstrom aus den BHV-Bereichen kommt. Läge das Randpotenzial höher, käme dieser Abstromanteil zum Erliegen und der Austrag aus dem BHV würde über das Streckensystem vollständig zur Zentralen Wasserhaltung fließen. Damit stellt die Modellsituation, vor allem in der Variante mit der als grundwasserleitend angenommenen Königsborner Sprung, eine ungünstige Situation dar. Aus Sicht der Gefahrenabschätzung ist das Untersuchungsergebnis damit also als auf der sicheren Seite liegend anzusehen.

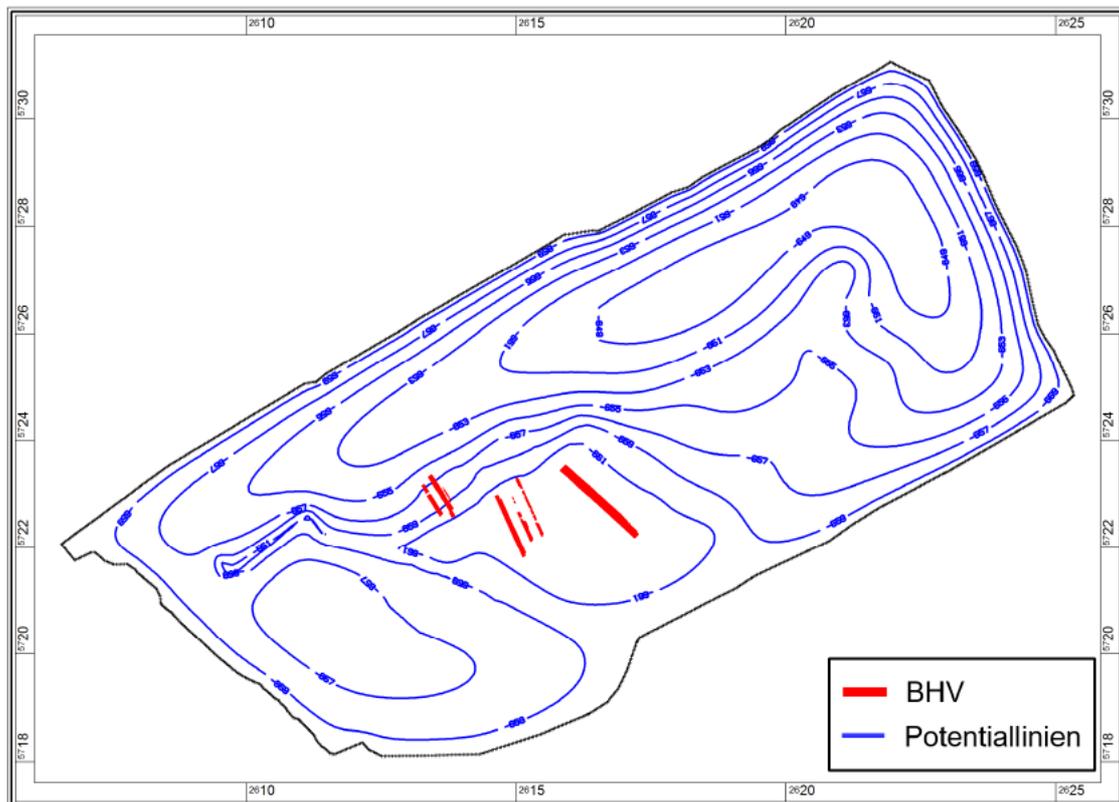


Abb. 35: Quasistationäres Strömungsfeld in der Ebene des BHV als Ausgangszustand für die Ausbreitungsberechnung (delta h)

Das Ergebnis der Kalibrierung unter diesen Modellannahmen zeigt bei einer Grubenwasserhaltung bei -670 mNHN ein großräumiges Strömungssystem, das zum Teil auf das durchflusswirksame Streckensystem mit der Zentralen Wasserhaltung und zum Teil auf die Modellränder hin ausgerichtet ist.

Hervorgerufen wird dies durch die Zusickerung aus dem darüber liegenden Deckgebirge, welche zu einem Grundwasseranstieg im zentralen Modellgebiet und zu einem Abstrom auch in Richtung der Ränder führt.

Einzelne Fließbahnen über durchlässige Störungen und/oder höhere Durchlässigkeiten in einzelnen Schichten erreichen die Ränder schneller als Fließbahnen durch das Gebirge und modifizieren so das Strömungsbild.

Das beschriebene quasistationäre Strömungsfeld (Abb. 35) ist Grundlage für alle instationären Ausbreitungsberechnungen.

5.2.1 Störungen

Im Bereich der BHV liegen als wesentliche Störungen der Königsborner Sprung und der Fliericher Sprung. Die Störungen haben je nach anzunehmender Durchlässigkeit einen wesentlichen Einfluss auf die Ausbreitung aus der BHV ausgetragener Stoffe. Die Durchlässigkeiten für den gesamten Störungsbereich variieren und sind nicht vollständig abschätzbar. Aus diesem Grund wurden die Berechnungen jeweils zweimal durchgeführt: zum einen mit einer Durchlässigkeit der Störungen, die der des umliegenden Gebirges entspricht. Dieses Szenario wird als „ohne Störung“ bezeichnet. Zum anderen wird den Störungen eine hohe Durchlässigkeit von 10^{-5} m/s zugewiesen, höher als realistischer Weise anzunehmen. Dieses Szenario wird als „mit Störung“ bezeichnet und bildet den maximal anzunehmenden Störungseinfluss ab.

In der Realität wird der Einfluss der Störungsbereiche zwischen den Prognoseergebnissen beider Szenarios liegen.

5.2.2 Bedeutung der durchflusswirksamen Strecken im Strömungssystem

Im karbonischen Teil des Modellgebiets treten zwei relevante Vorflutssysteme auf: das durchflusswirksame Streckensystem und die Modellränder. Die durchflussrelevanten Strecken werden im Folgenden auch als Röhren bezeichnet. Die verdämmten Strecken sind für die räumliche Durchströmung kaum relevanter als das durchbaute und verbrochene Gebirge.

Über die Röhren fließt der Großteil der Wassermengen, die in der Zentrale Wasserhaltung (ZWH) gehoben werden, allerdings handelt es sich hierbei vor allem auch um Grubenwasser, die aus anderen Bergwerken außerhalb des Modellgebiets übergeleitet werden. Diese Mengen sind für die Strömungsberechnung nicht relevant, begründen jedoch eine wesentliche Verdünnung der den Strecken zugeleiteten anorganischen Schadstoffe in der ZWH.

Die Röhren haben trotz ihrer großen Querschnitte insgesamt nur einen sehr geringen Volumenanteil innerhalb des geringdurchlässigen Gebirgskörpers. Die Zuströmung auf die Röhren ist daher durch das Gebirge limitiert, und der größte Teil der Grundwasserströmung ist auf die Ränder gerichtet (siehe Tab. 9). Diese werden erst außerhalb der Rechenzeit von 10.000 a von dem Tracer erreicht.

Tab. 9: Volumenströme im Vergleich mit und ohne Störung (delta h)

	Durchflussvolumen [m³/a]	
	Röhrensystem	Ränder
mit Störung	37.040 (11 %)	292.607 (89 %)
ohne Störung	68.990 (21 %)	260.657 (79 %)

Für die Abb. 36 und Abb. 37 wurden für beide Störungsszenarios die Knoten des 3D-Modells ausgelesen, an denen Wasser in das Röhrensystem übertritt. Knoten, an denen kein Wasser übertritt, sind nicht dargestellt. Die farblichen Unterschiede stellen die 3 Höhenlevels des Röhrensystems dar. Schwarz repräsentiert das Level auf ca. -960 mNHN, rot liegt auf ca. -1100 mNHN und die hellblauen Punkte liegen bei ca. -1400 mNHN.

Im Zustand ohne Störung fließt dem Röhrensystem über nahezu die gesamten Länge Wasser zu. Da die Störungen, wenn sie deutlich durchflusswirksam sind, das Gebiet in Richtung der Ränder entwässern, fließt dem Röhrensystem bei Berücksichtigung der Störungen deutlich weniger Wasser zu (Tab. 9). Im südlichen Bereich entfaltet das Röhrensystem teilweise seine Vorflutwirkung dann nicht.

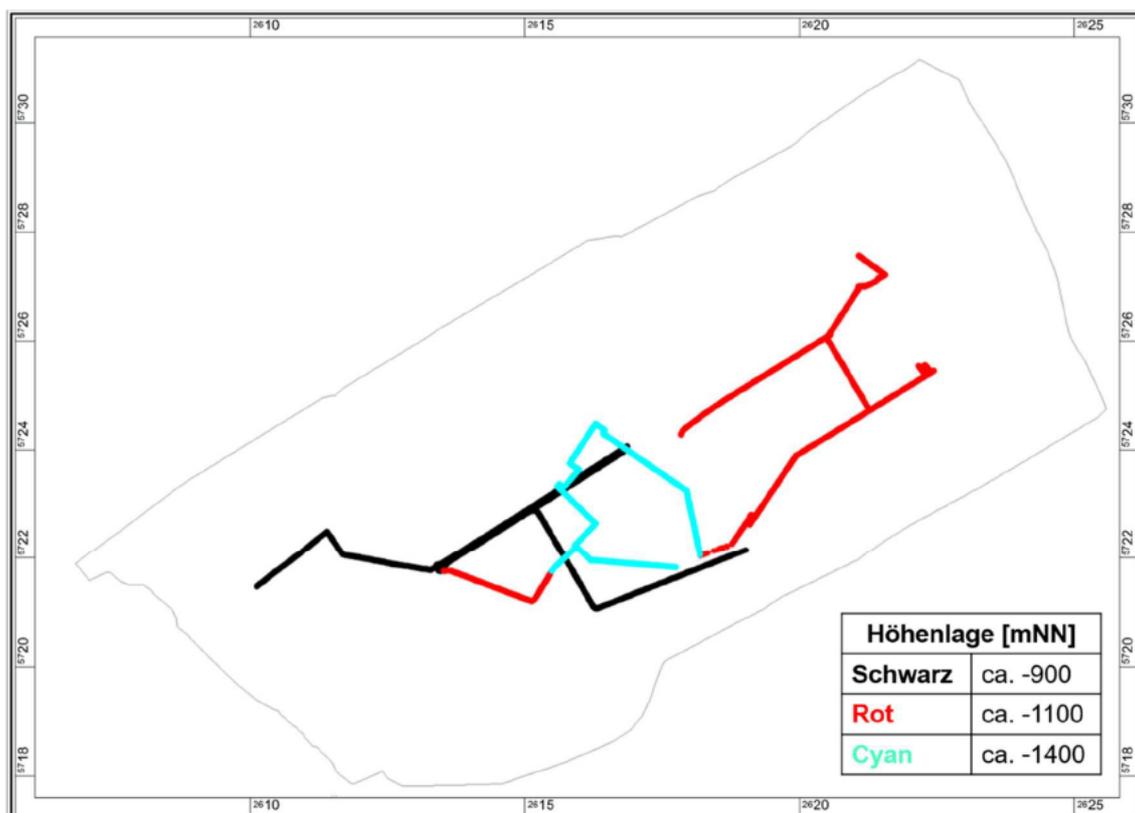


Abb. 36: Drainierende Modellknoten (Vorflutwirkung) im Röhrensystem ohne Störung (delta h)

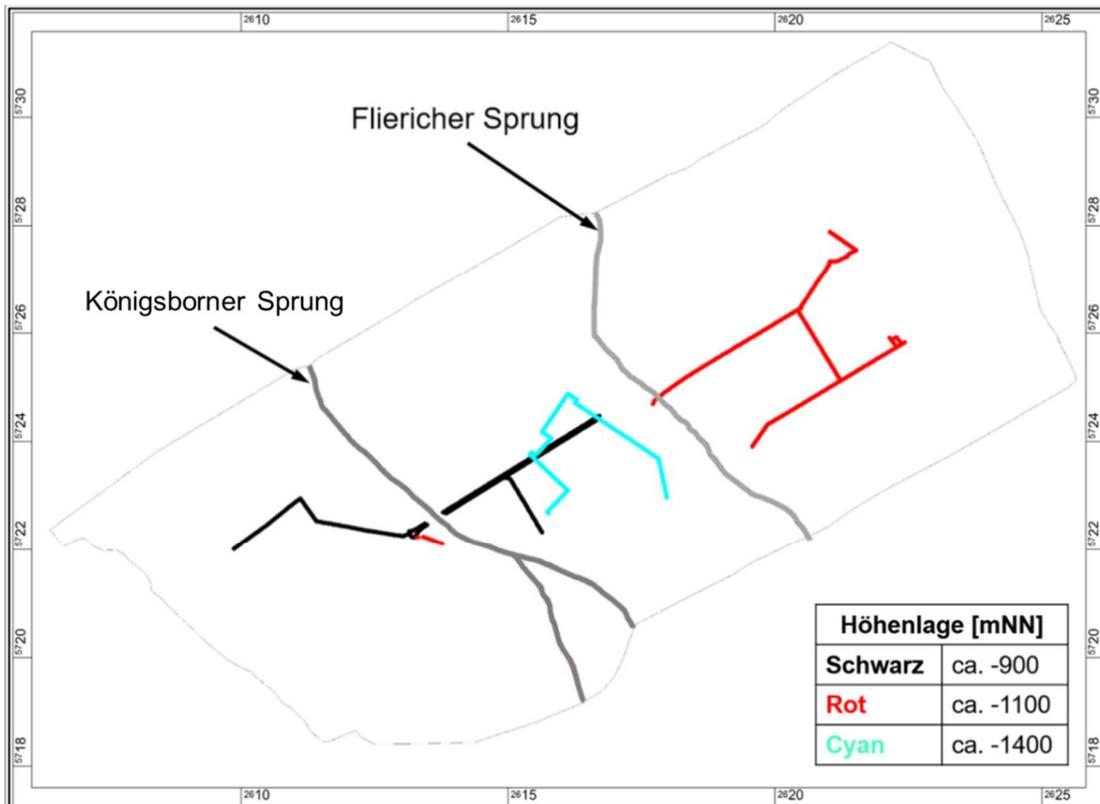


Abb. 37: Drainierende Modellknoten (Vorflutwirkung) im Röhrensystem mit Störung (delta h)

5.3 Ergebnisse der instationären Tracer-Berechnung

Für die Tracer-Berechnung wird im Gegensatz zu den Ausbreitungsberechnungen für Blei und Zink über den gesamten Berechnungszeitraum eine konstante (stationäre) Konzentrationrandbedingung von 100 Prozent auf allen BHV Knoten angesetzt.

Zum einen dient die Tracerberechnung der Bestimmung der Fließlängen und Porenwasseraustausche für die Bestimmung der Quellterme von Blei und Zink aus den funktionalen Zusammenhängen der hydrogeochemischen Untersuchungen von Detailbericht 4, zum anderen stellt die Ausbreitung des Tracers die **maximal mögliche Stoffausbreitung bei vollständiger Auswaschung der verbrachten Stoffe** dar, die real nicht erreicht werden kann. Dabei wurden beide Störungsszenarios berechnet.

Die Abb. 38 zeigt die Lage von 4 Knoten des Röhrensystems in nächster Entfernung zu allen 3 BHV Bereichen. Für diese Knoten ist eine Konzentrationserhöhung aufgrund der Nähe zur BHV als erstes zu erwarten. Abb. 39 und Abb. 40 stellen als Ganglinien den Verlauf der Tracerkonzentration an diesen 4 Knoten mit und ohne Störung, aber noch ohne eine Konzentrationsverminderung durch das Grubenwasser, dar.

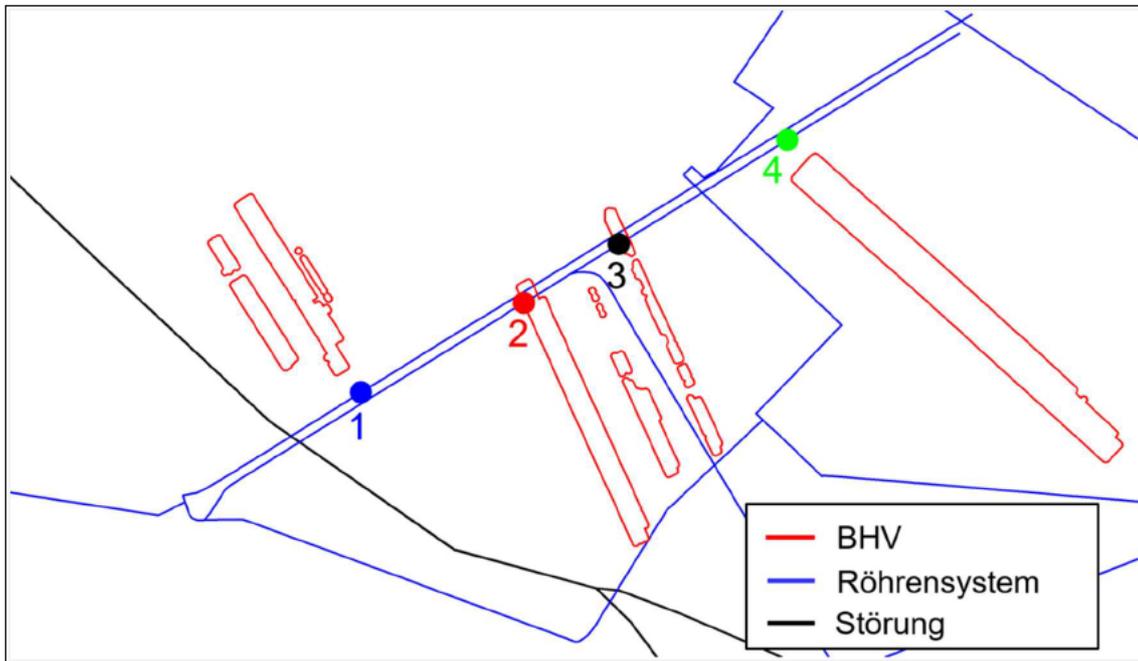


Abb. 38: Lage der Knotenpunkte (delta h)

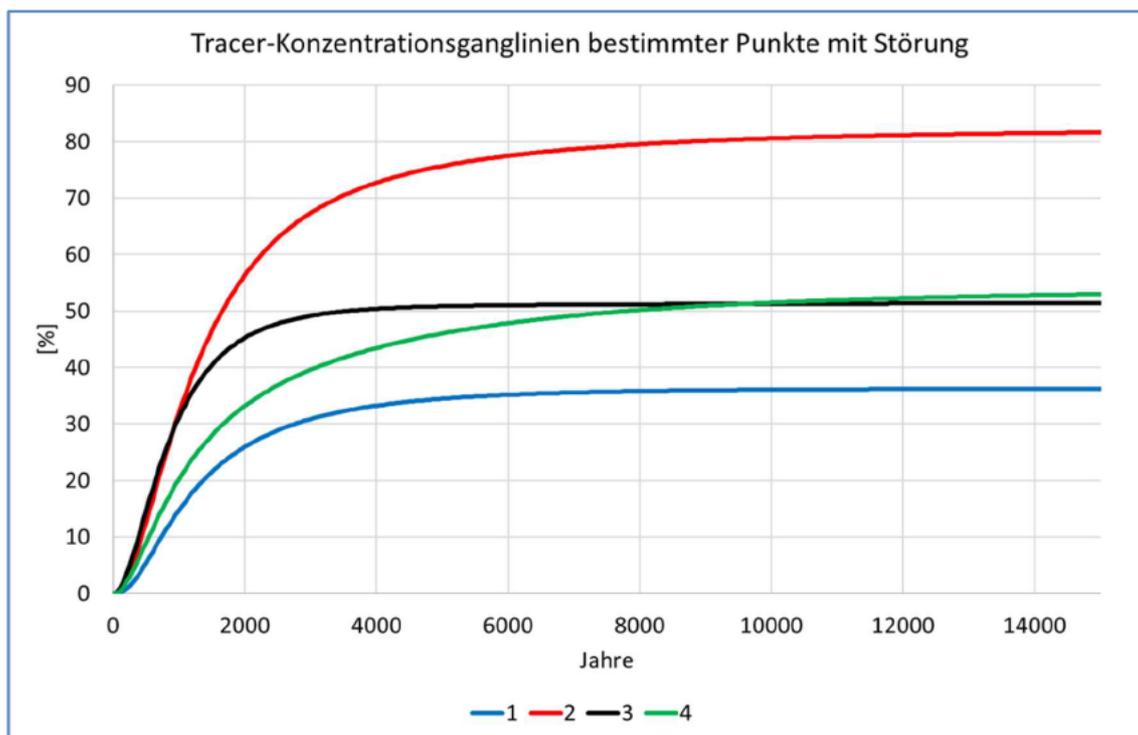


Abb. 39: Tracer-Konzentrationsganglinien an 4 Knoten mit Störung (delta h)

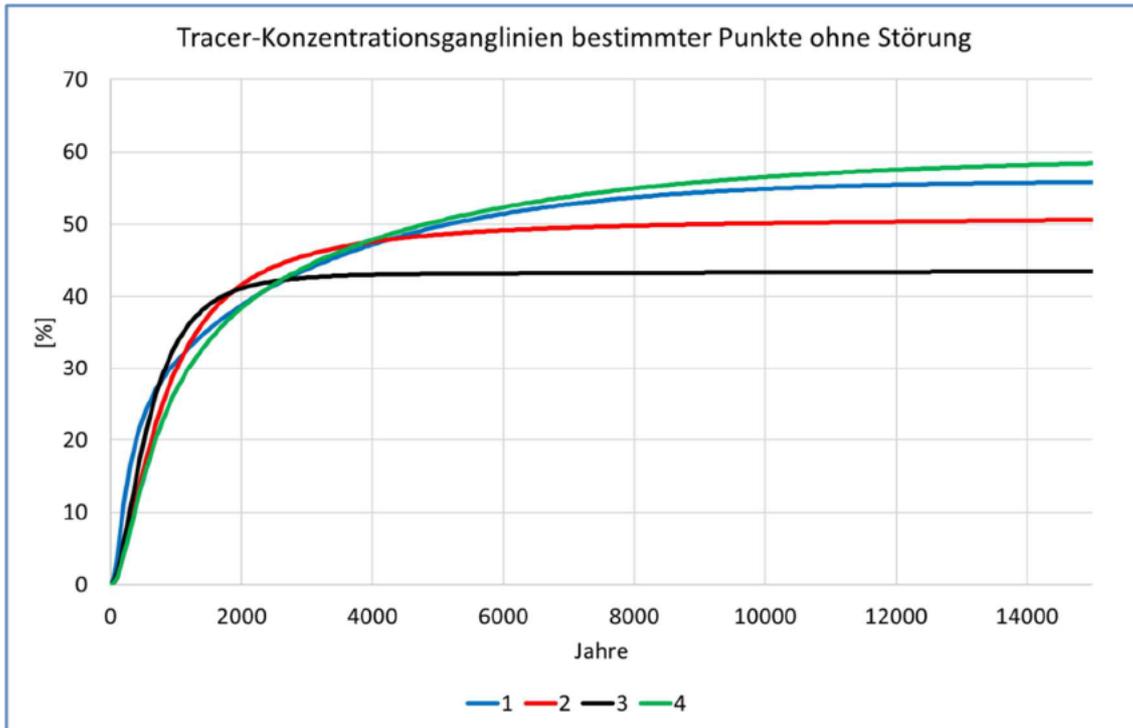


Abb. 40: Tracer-Konzentrationsganglinien an 4 Knoten ohne Störung (delta h)

Nach einer der großen relativen Nähe zwischen Strecken und BHV entsprechenden sehr kurzen Anfangszeit steigen die Konzentrationen in allen vier Knoten steil an. Nach einigen 1000 Jahren nähert sich der Konzentrationsverlauf in den Strecken asymptotisch seinem Endwert an. Dabei geschieht dies in den Knoten in unmittelbarer Nähe der BHV 3 schneller als bei BHV 1 und 2, bei denen der Abstand zwischen Strecke und BHV etwas größer ist (Tab. 4). Die Anfangssteigungen der Konzentrationen sind im Strömungsfeld ohne Störung deutlich steiler. In dem sich einstellenden komplexen Strömungsfeld ist der Einfluss der Störungen auf die Höhe der Konzentration entlang der Strecken unterschiedlich. Die Streckenknoten in unmittelbarer Nähe zu BHV 1 und 2 weisen bei der Prognose mit Störungen geringere Konzentrationen aus, wohingegen die Knoten im Bereich der BHV 3 höhere Konzentrationen haben als in einer Prognose ohne Störungseinfluss.

Die folgenden Abbildungen geben einen detaillierteren Einblick in das komplexe Strömungsfeld mit und ohne Störungseinfluss und in die sich daraus ergebende Tracerausbreitung. Die Abb. 41 stellt das Strömungsfeld auf Höhe der BHV ohne Störungseinfluss dar. Die hellblauen Linien sind die Potentialisolinen, die eine im Bereich des BHV im Wesentlichen nach Süden gerichtete Strömung zeigt. Überprägt ist dieses Strömungsbild durch das Vorflutsystem der offenen Strecken (fette schwarze Linien). Bahnlinien beschreiben den Weg eines Wasserteilchens von einem bestimmten Punkt aus durch das Strömungsfeld. Die Bahnlinien, deren Berechnung in den BHV-Bereichen gestartet wurde, führen entweder zum südlichen Modellrand oder zu den offenen Strecken. Folgerichtig ist eine Konzentrationsausbreitung zu erkennen, die nach Süden hin gerichtet ist. Die Abb. 42 zeigt in der Schlierendarstellung das Strömungsbild noch einmal plastischer, die lokalen Ablenkungen der Strömung auf die Strecken hin sind hier noch einmal deutlicher sichtbar.

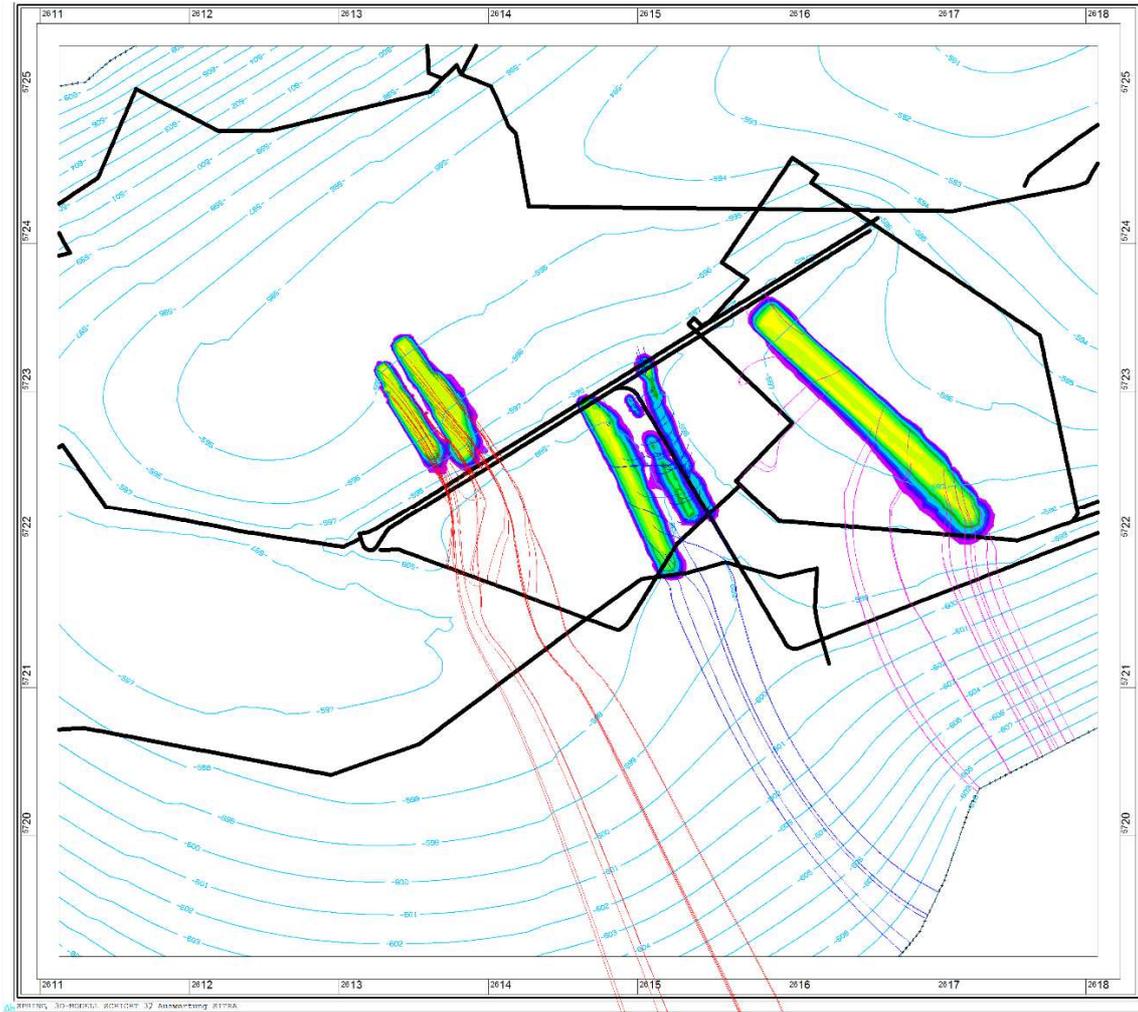


Abb. 41: Bahnlinien mit Startpunkten (rot, blau, violett), Potential-Isolinie (türkis) und Konzentrationsverteilung (farbige Flächen) bei der Tracer-Berechnung ohne Störung. Abstrom nur nach Süden (delta h).

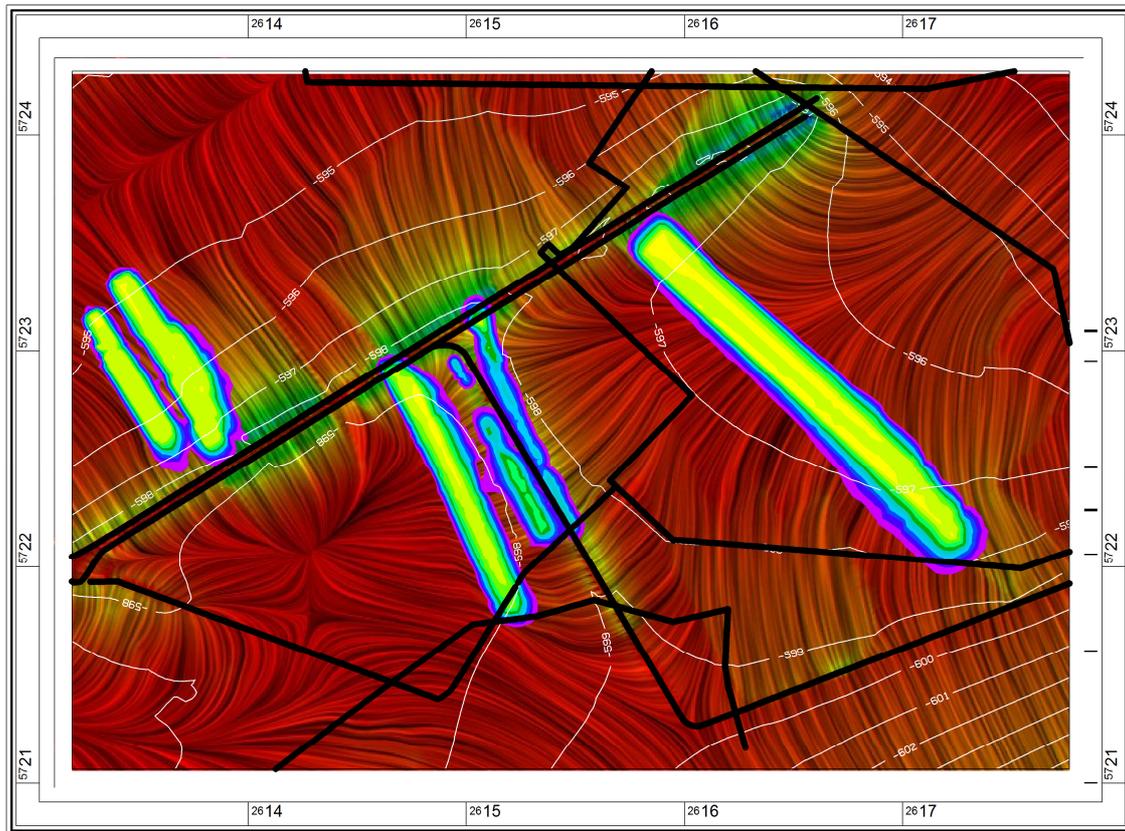


Abb. 42: Strömungsfeld wie Abb. 41 auf der Ebene des BHV und Tracer-Konzentration ohne Störung (delta h)

Im Szenario mit der Berücksichtigung gut durchlässiger Störungen in den Abb. 43 und Abb. 44 modifiziert sich dieses Strömungsbild deutlich. Die Störungen sind durch Magenta farbige Linien dargestellt. Die starke Vorflutwirkung der im Gegensatz zu den linienhaften Strecken flächenhaft wirkenden Störungen überdeckt die Auswirkung der Strecken sehr stark und lenkt die Strömung vorflutartig den Modellrändern zu. Besonders bei den blauen Bahnlinien aus der BHV 3 ist deutlich erkennbar, wie die Partikel der Bahnlinie aus dem BHV 3 zunächst in die Störung Richtung Südwesten fließen, um dann nach einer Strecke innerhalb der Störung diese wieder verlassend dem südlichen Rand zuzufließen. Die größere Menge des Wassers fließt jedoch nach Erreichen der Störungen direkt über diese dem Rand zu. Folgerichtig ist eine Konzentrationsausbreitung zu erkennen, die deutlich auf die Störungen hingerrichtet ist und über diese im Gebirge entlang der Störungen verteilt wird.

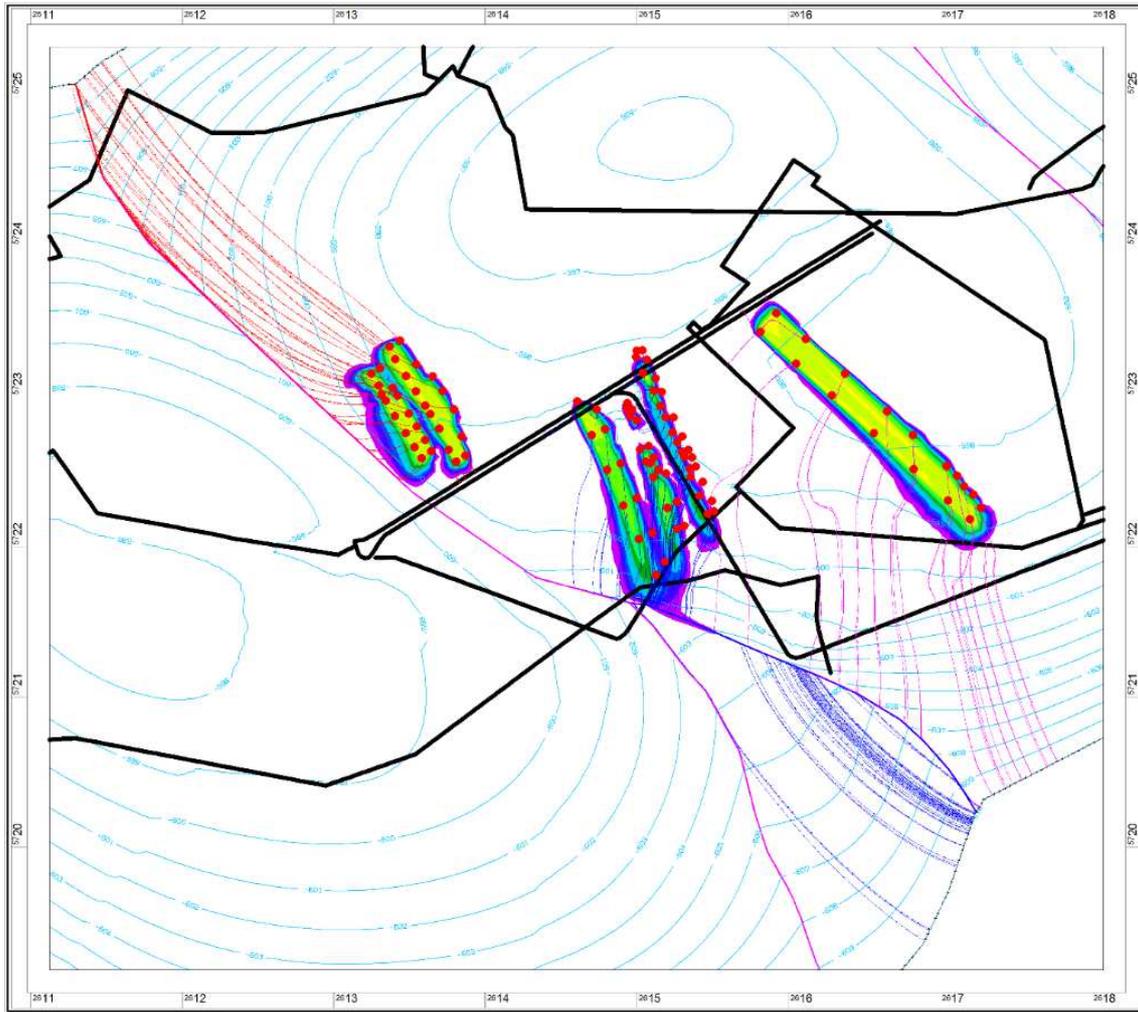


Abb. 43: Bahnlinien mit Startpunkten (rot, blau, violett), Potential-Isolinie (türkis), Potential-Isolinien (blau) und Konzentrationsverteilung (farbige Flächen) bei der Tracer-Berechnung mit Störung. Abstrom nach Süden und Nordwesten (delta h)

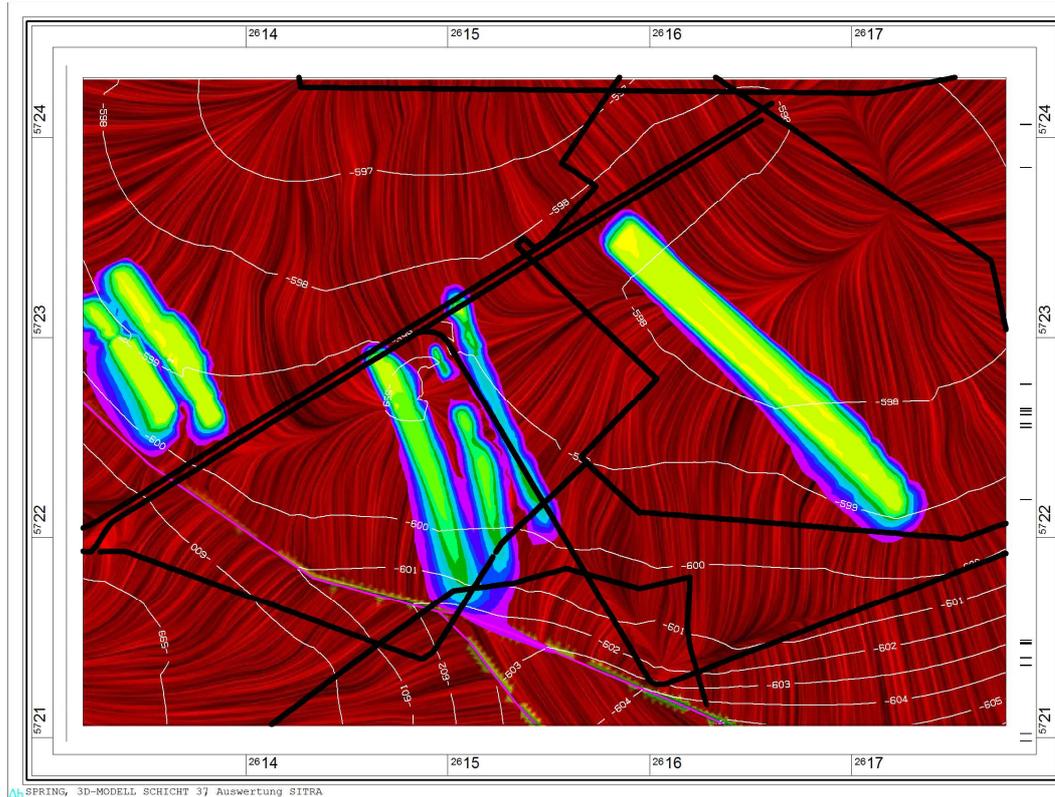


Abb. 44: Strömungsfeld wie Abb. 43 auf der Ebene des BHV und Tracer-Konzentration mit Störung (delta h)

5.3.1 Ausgangszeitpunkt für die Ausbreitungsberechnung

Der Beginn der Ausbreitung wird durch das Freisetzungspotential bestimmt. Bei langen Fließstrecken (mit Störung) und/oder hohen Anteilen an Reststoffen im Lösungskontakt beginnt dies erst in einer fernen Zukunft bzw. konnte innerhalb des Berechnungszeitraums nicht mehr dargestellt werden. So kommt es z.B. bei 10 % Reststoffe im Reaktionskontakt bei 10 m Fließlänge erst nach 3500 Jahren zu einer Bleifreisetzung in Höhe von 30 mg/l, die noch im Modellierungszeitraum liegt (Abb. 51 und Abb. 53, vgl. Kapitel 5.3.4). Für eine vereinfachte Abschätzung kann von einem minimalen PWA von 10 a Dauer oder einem mittleren PWA mit 34 a Dauer ausgegangen werden (Abb. 47). Ab ca. 500 – 1.000 PWA liegt der Beginn der Freisetzung außerhalb der Rechenzeit von 10.000 a.

Beispielhaft sind im Folgenden für verschiedene Reststoffgehalte und Fließlängen die Porenwasseraustausche angegeben, die notwendig sind für den Beginn der Freisetzung:

- 10 % Reststoffe im Reaktionskontakt bei 10 m Fließlänge: 200 PWA
- 10 % Reststoffe im Reaktionskontakt bei 25 m Fließlänge: 400 PWA

- 10 % Reststoffe im Reaktionskontakt bei 50 m Fließlänge: 800 PWA
- 10 % Reststoffe im Reaktionskontakt bei 100 m Fließlänge: 1.800 PWA
- 25 % Reststoffe im Reaktionskontakt bei 10 m Fließlänge: > 5.000 PWA
- 50 % Reststoffe im Reaktionskontakt bei 10 m Fließlänge: >> 5.000 PWA
- 100 % Reststoffe im Reaktionskontakt bei 10 m Fließlänge: >>> 5.000 PWA
- 100 % Reststoffe im Reaktionskontakt bei Fließlängen > 10 m: >>> 5.000 PWA

Vor allem ein höherer Prozentanteil der Reststoffe im Reaktionskontakt führt zu einer deutlich späteren Freisetzung.

Vor allem ein höherer Prozentanteil der Reststoffe im Reaktionskontakt führt zu einer deutlich späteren Freisetzung, die wahrscheinlich mehrere 100.000 Jahre betragen.

Der anorganische Schadstoffaustrag (Quellterm) pro Porenwasseraustausch abhängig ist von der durchströmten Länge. Dabei stehen umso mehr Reststoffe im Reaktionskontakt mit dem Tiefengrundwasser, je länger die Fließstrecke ist. Damit wird die pH-Wert Barriere, die die Freisetzung von Schwermetallen begrenzt, stabiler und andauernder. Zur Ermittlung des Quellterms musste daher zusätzlich zur Dauer eines PWA auch die zugehörige Fließlänge ermittelt werden.

5.3.2 Fließlängenbetrachtung

In dem Detailbericht 4 werden als Ergebnis der hydrogeochemischen Berechnungen Konzentrationen einzelner anorganischen Schadstoffe pro Porenwasseraustausch und abhängig von der Fließlänge (durch die BHV) angegeben. Die Ermittlung des Quellterms für die Ausbreitungsberechnung erfolgt durch eine Umrechnung der Funktionen der Konzentration von Porenwasseraustauschen in Funktionen der Konzentration von der Zeit. Mittels dieser Beziehungen und der Fließlängenbetrachtungen können damit die Quellterme für die Ausbreitungsrechnung angegeben werden.

Die Bestimmung der Fließlänge erfolgt durch die Auswertung unterschiedlicher Bahnlinien. Bahnlinien beschreiben den Weg eines Wasserteilchens von einem bestimmten Punkt aus durch das Strömungsfeld. Einige dieser Bahnlinien sind in Abb. 41 und Abb. 43 als Draufsicht dargestellt. Die Bahnlinien enden, wenn sie in das Röhrensystem übertreten oder das Gebiet über den Rand verlassen.

Zur Ermittlung der Fließlängen wurden an allen BHV Teilbereichen Bahnlinienstartpunkte auf jedem Modellknoten definiert. Da das Strömungsfeld nach unten ausgerichtet ist, liegen die Startpunkte in der obersten Knotenschicht der jeweiligen BHV Bereiche. Die Längen der Bahnlinien, bis diese die untere Knotenschicht der BHV Teilbereiche erreicht haben, wurden für beide Störungsszenarios bestimmt und in Abb. 45 dargestellt. Grundsätzlich nehmen die Fließlängen für südlichere Startpunkte der BHV zu. Die Fließlängen sind deutlich größer, wenn die Durchlässigkeit der Störungen durchflusswirksam ist (Szenario mit Störung).

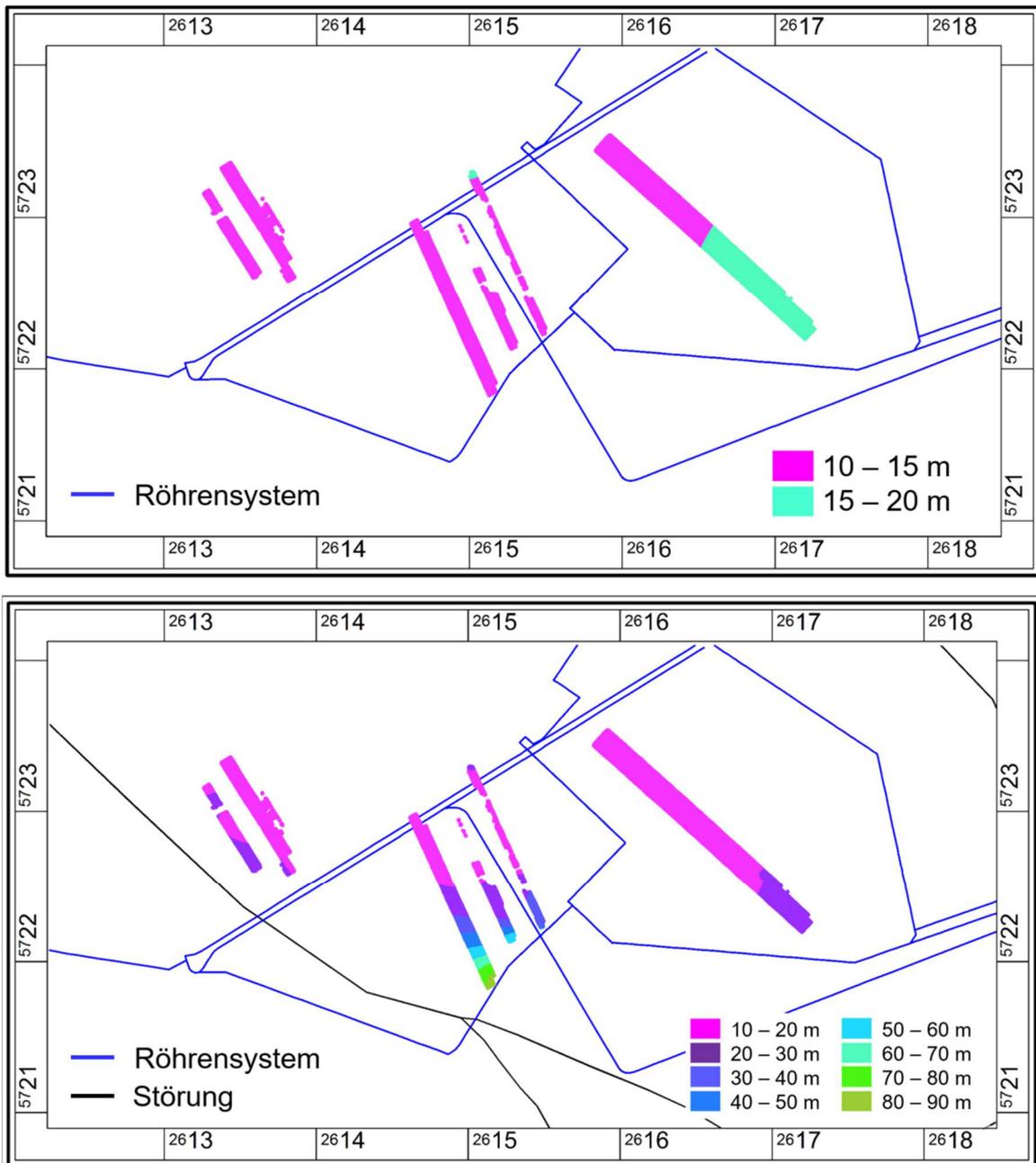


Abb. 45: Durchströmte Fließlänge in Metern ohne (oben) und mit (unten) Störung (delta h)

Exemplarisch sind in der Abb. 46 die Fließlängen der Bahnlinien aller Modellknoten der obersten Knotenschicht des größten Versatzbereiches BHV 1 im Szenario mit durchflusswirksamen Störungen dargestellt.

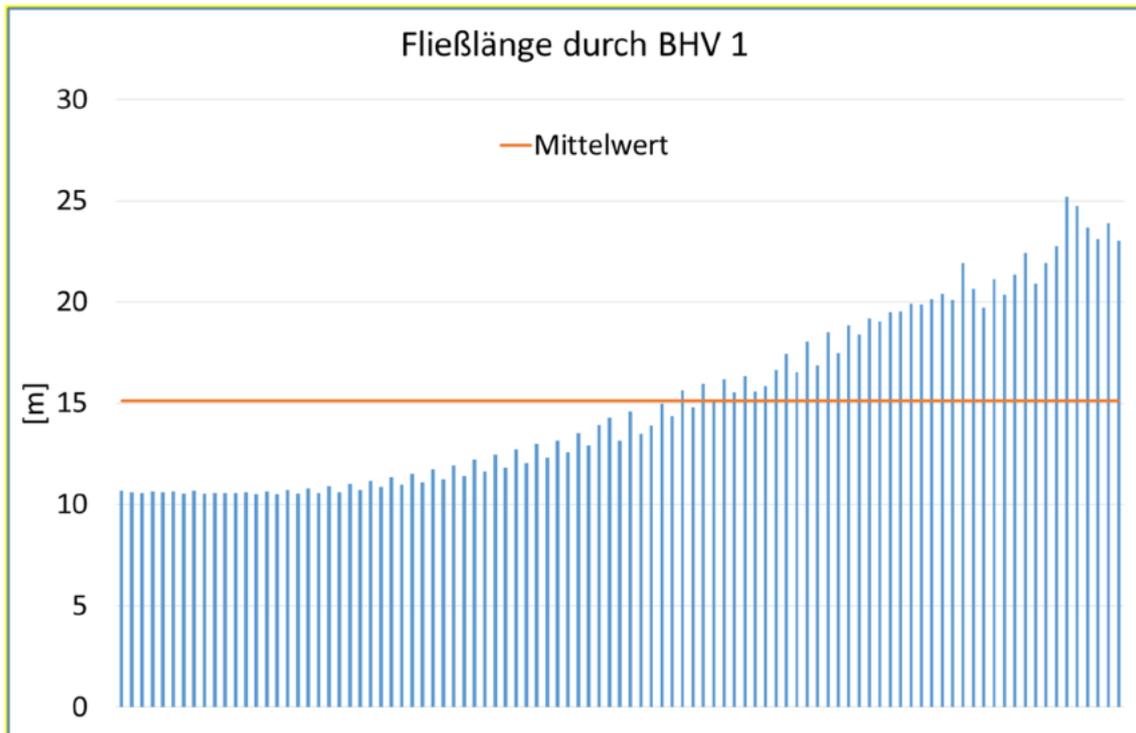


Abb. 46: Fließlängen durch die BHV 1 für alle Modellknoten in der stationären Phase mit Störung (delta h)

Da kürzere Fließlängen auf der sicheren Seite liegen, da diese zu einer höheren Freisetzung der verbrachten Stoffe führen, liegt das Szenario ohne durchflusswirksame Störung eher auf der sicheren Seite. Die Mittelung der Fließlängen für alle BHV Bereiche führt jedoch bei beiden Szenarios zu einer durchschnittlichen Fließlänge von etwa 15 m, da der Bereich mit deutlich größeren Fließlängen im Szenario mit Störung nur relativ klein ist und auch hier die Längen unter 20m dominieren. Der Durchschnittswert ist zur Abschätzung der Fließlängenverteilung ebenfalls in der Abb. 46 dargestellt.

Den Berechnungen sind im Folgenden in beiden Szenarios einheitliche Fließlängen von 15 m zu Grunde gelegt, um den Rechenaufwand zu reduzieren und die Übersichtlichkeit der Ergebnisse zu erhöhen.

5.3.3 Dauer eines Porenwasseraustauschs (PWA)

In dem Detailbericht 4 werden als Ergebnis der hydrogeochemischen Berechnungen Konzentrationen einzelner anorganischen Schadstoffe pro Porenwasseraustausch ermittelt. Diese sind abhängig von der Fließlänge durch die BHV. Zur Ermittlung des Quellterms für die Ausbreitungsberechnung müssen die Konzentrationen in Abhängigkeit von der Zeit ermittelt werden. Mittels dieser Beziehungen und der Fließlängenbetrachtungen können so die Quellterme für die Ausbreitungsrechnung ermittelt werden. Als Grundlage dieser Berechnung dient die Tracer-Berechnung.

Die Dauer eines PWA ist abhängig von der die BHV Bereiche durchströmenden Wassermenge. Es werden für beide Störungsszenarios alle BHV Teilbereiche einzeln betrachtet (siehe Abb. 9). Zur Bestimmung der durchströmenden Wassermenge wurden auf den Hüllen der jeweiligen BHV Teilbereiche die Elemente mit eindringendem Wasser selektiert. Die Multiplikation der Filtergeschwindigkeit mit der Fläche des jeweiligen Elements ergibt den Element-Volumenstrom, der über die Zeit und alle Elemente der Hülle aufsummiert wird. Die Zeit bis der so ermittelte Wert dem Porenvolumen des BHV Teilbereichs entspricht, ist definiert als die Dauer eines PWA.

In den Abb. 47 und Abb. 48 ist die Dauer eines PWA differenziert nach Teil-BHV mit und ohne Berücksichtigung durchflusswirksamer Störungen aufgetragen. Der volumengewichtete Mittelwert über alle BHV Teilbereiche für die Dauer eines Porenwasseraustauschs liegt in der stationären Phase bei 35 Jahren bei Berücksichtigung durchflusswirksamer Störungen und bei 34 Jahren, wenn die Störungen als nicht durchflusswirksam angesehen werden.

Wie zu erwarten ist aufgrund der kleineren Fließgeschwindigkeiten die Dauer eines Porenwasseraustauschs in der stationären Phase größer als in der instationären Phase, in der die Dauer je nach Durchlässigkeit des BHV und Teilbereich zwischen 10 und 20 Jahren liegt.

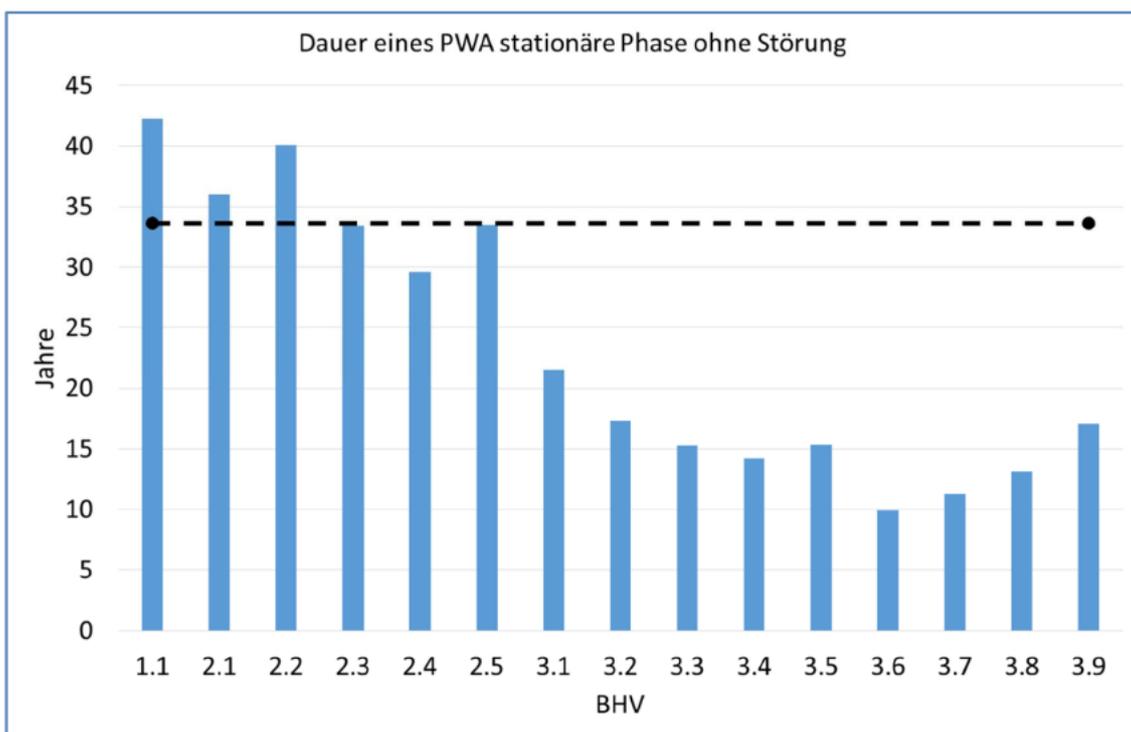


Abb. 47: Mittlere Fließzeit für einen PWA mit volumengewichtetem Mittelwert ohne Störung. Die Lage der Teil-BHV ist in Abb. 9 dargestellt (delta h)

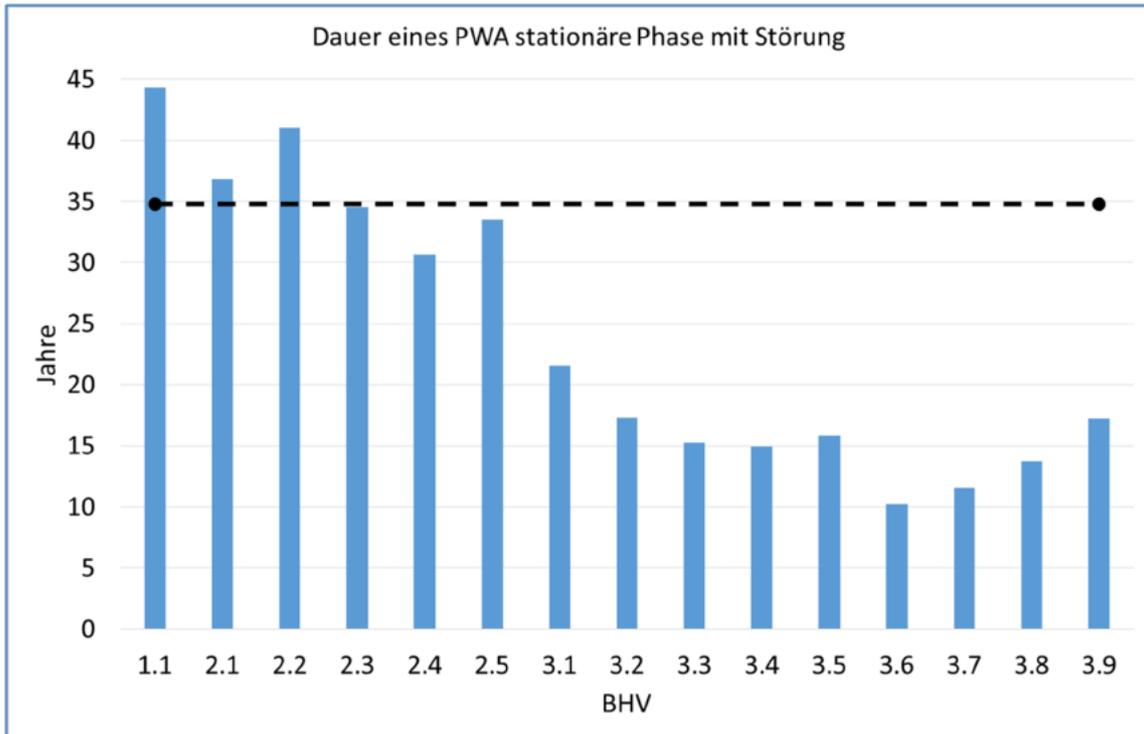


Abb. 48: Mittlere Fließzeit für einen PWA mit volumengewichtetem Mittelwert mit Störung. Die Lage der Teil-BHV ist in Abb. 9 dargestellt (delta h).

5.3.4 Quellterme

Nachdem die mittlere repräsentative Fließlänge mit 15 m und die Dauer der PWA aus der Tracer-Berechnung ermittelt wurden, können die Quellterme für die instationäre Transportberechnung im stationären Strömungsfeld bestimmt werden. Dies erfolgt zunächst für den Fall, dass 10% der Stoffe in Reaktionskontakt geraten. Es wurden beide Szenarios der Störungsdurchlässigkeit unterschieden und je eine Berechnung für Zink und Blei durchgeführt.

Dabei werden Teilbereiche der BHV, die eine ähnliche Dauer für einen PWA aufweisen, für die Berechnung der Quellterme zusammengefasst. Die PWA Dauer wird jeweils innerhalb der zusammengefassten Bereiche volumengewittelt. Auf diese Weise werden die BHV Teilbereiche 1, 2.1, 2.2, 2.3, 2.4 und 2.5 volumengewittelt gemittelt. Die BHV Teilbereiche 3.1 und 3.6 werden für die Quelltermberechnung weiterhin getrennt betrachtet. Die BHV Teilbereiche 3.7 und 3.8, sowie die Teilbereiche BHV 3.3, 3.4 und 3.5 können zusammengefasst werden.

Aus der Funktion der Stofffreisetzung in Abhängigkeit von den PWA für die Fließlänge 15 m und unter der Annahme von 10% Reststoff im Reaktionskontakt (Abb. 49), wie sie im Detailbericht 4 dargestellt ist, kann über die Funktion der PWA über die Zeit, eine Funktion der Freisetzung in Abhängigkeit von der Zeit ermittelt werden. Diese liefert als instationäre Eingabedatei die Konzentrationsrandbedingung an der Umhüllenden der BHV Teilbereiche.

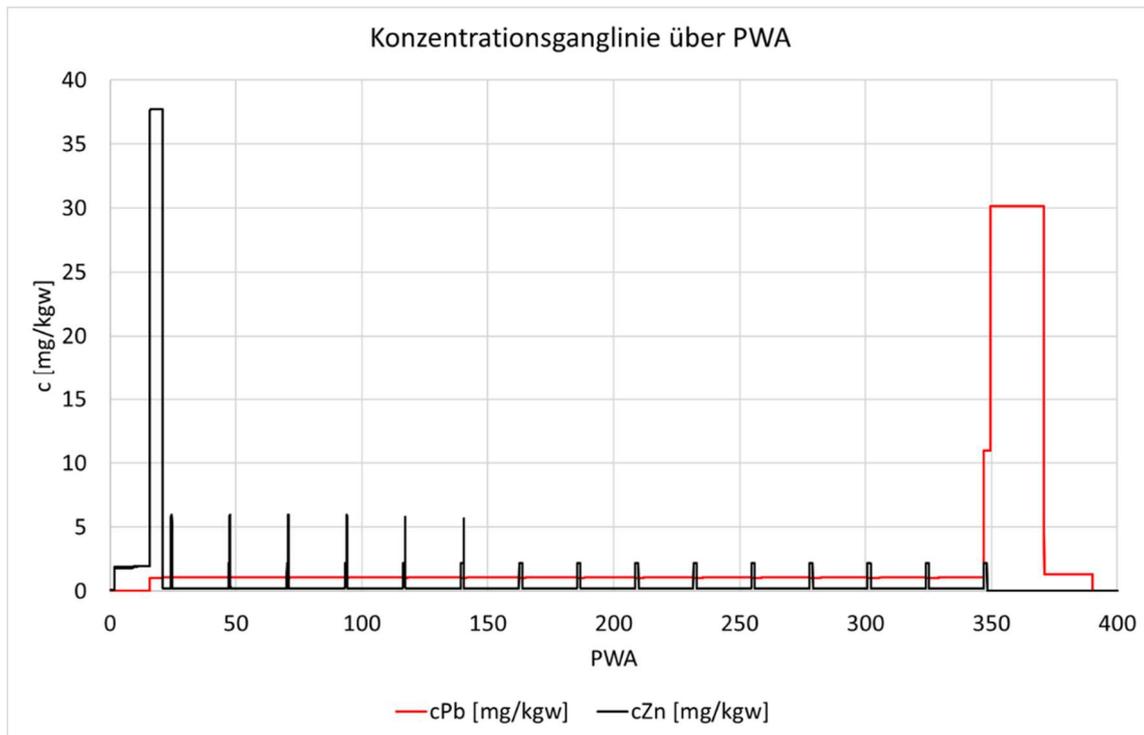


Abb. 49: Funktion der Blei- und Zinkkonzentrationen in Abhängigkeit von PWA (delta h)

Die Abb. 50 und Abb. 51 stellen den Verlauf der Freisetzung von Zink und Blei für die Berechnung ohne Störungseinfluss, die Abb. 52 und Abb. 53 mit Störungseinfluss dar. Die unterschiedlichen Farben geben die Verläufe für die unterschiedlichen Teilbereiche der BHV entsprechend Legende wieder. Ein Einfluss der Störung auf den Quellterm ist kaum sichtbar.

Die Freisetzung von Blei aus den BHV Bereichen 1 und 2 erfolgt erst nach 15.000 a (siehe Abb. 51 und Abb. 53), ein Zeitpunkt, der nicht innerhalb der Berechnungsdauer liegt. Hingegen erfolgt der Hauptpeak der Zinkfreisetzung mit und ohne Störungseinfluss aus allen Teilbereichen bereits nach weniger als 1000 Jahren.

Unter Verwendung dieser instationären Randbedingungen wurde die Ausbreitung von Zink und Blei in den stationären Strömungsfeldern mit und ohne Störungseinfluss berechnet und in den beiden folgenden Kapiteln dargestellt.

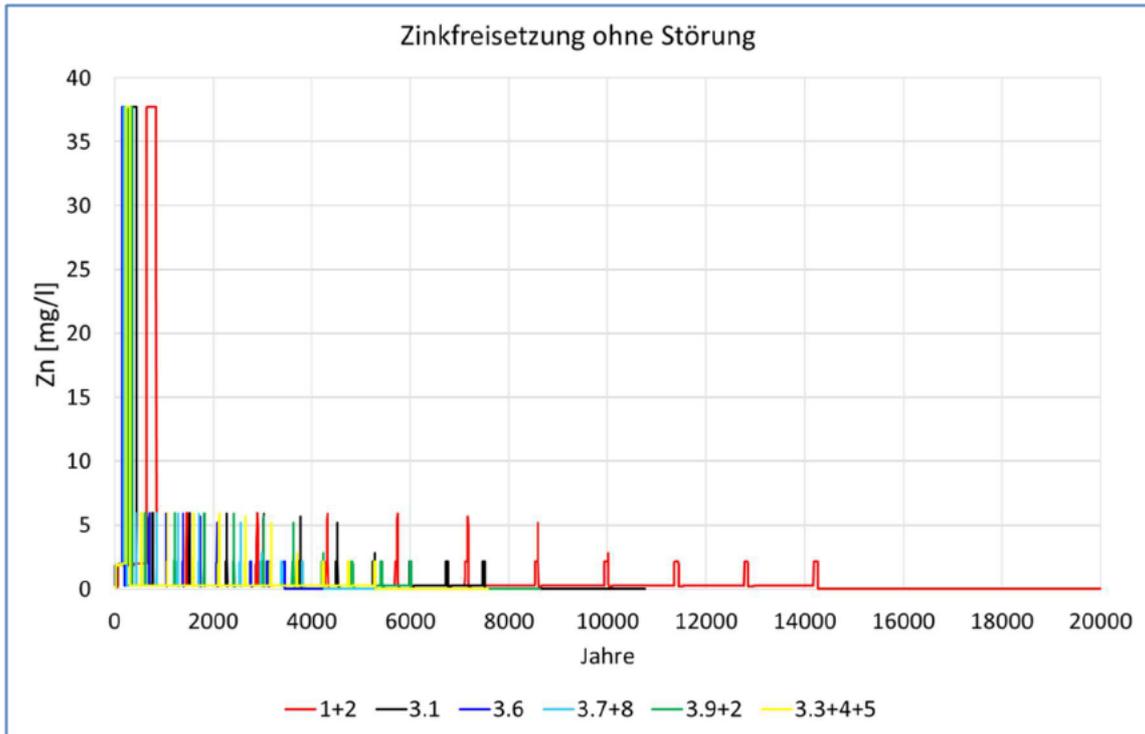


Abb. 50: Freisetzung von Zink aus den BHV-Bereichen bei einer Fließlänge von 15 m und 10 % Reststoffe im Reaktionskontakt (ohne Störung) (delta h)

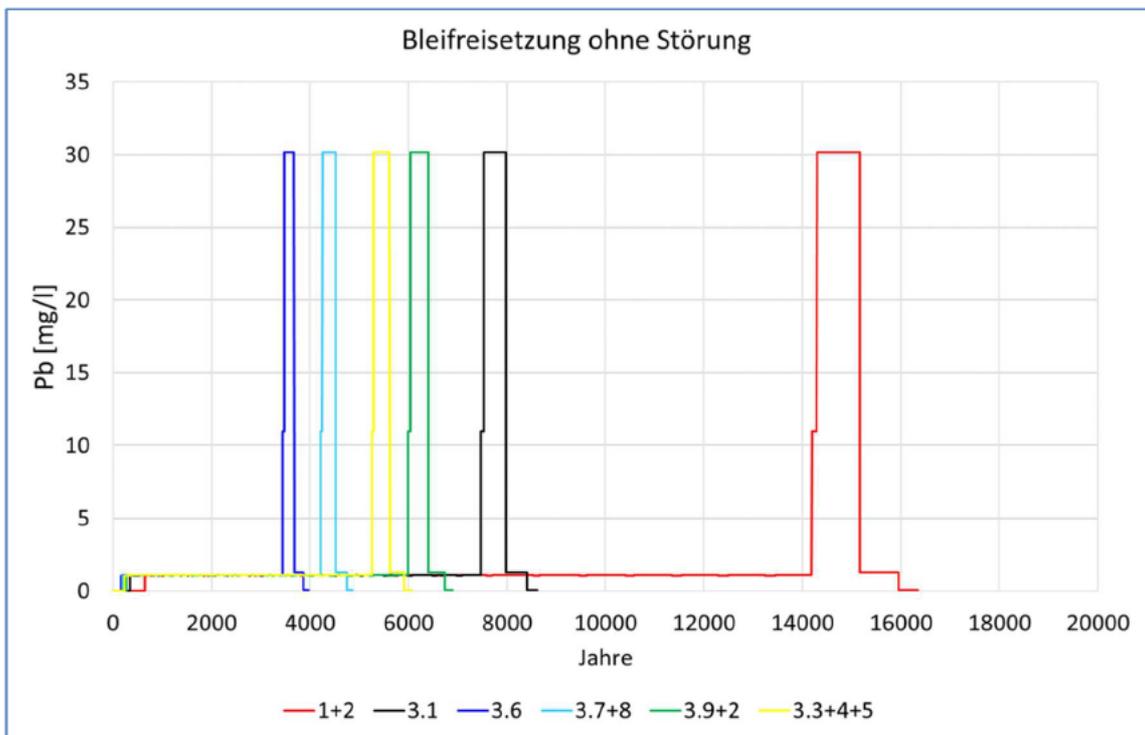


Abb. 51: Freisetzung von Blei aus den BHV-Bereichen bei einer Fließlänge von 15 m und 10 % Reststoffe im Reaktionskontakt (ohne Störung) (delta h)

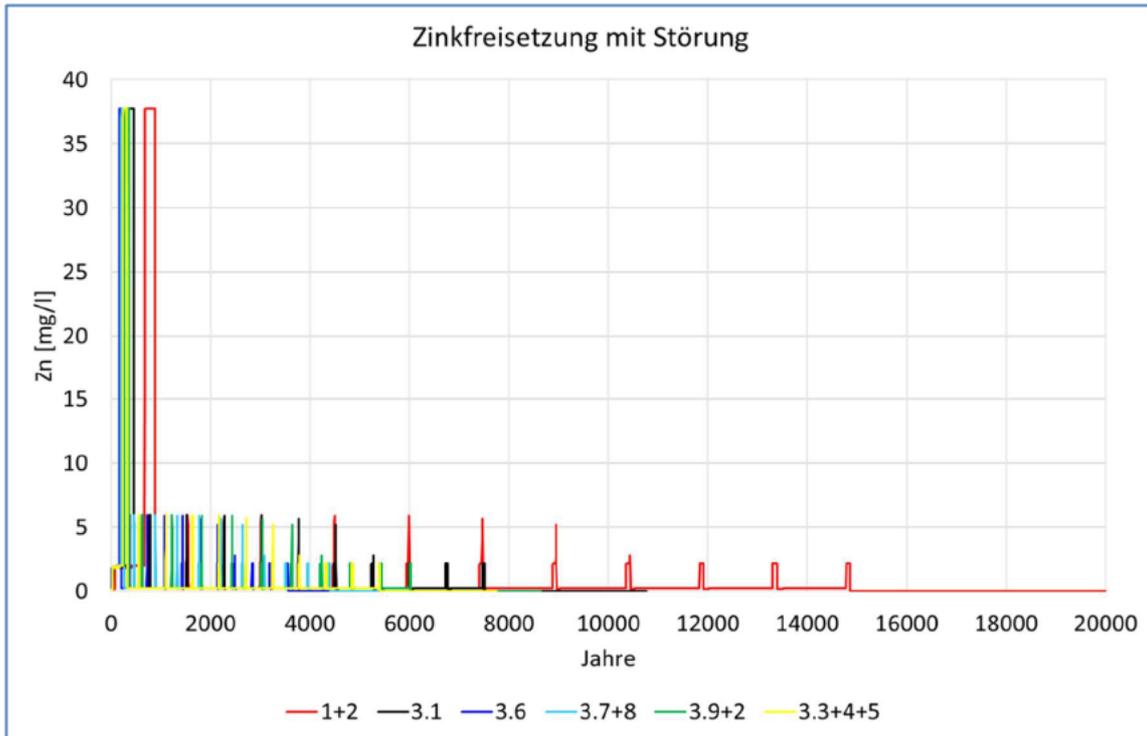


Abb. 52: Freisetzung von Zink aus den BHV-Bereichen bei einer Fließlänge von 15 m und 10 % Reststoffe im Reaktionskontakt (mit Störung) (delta h)

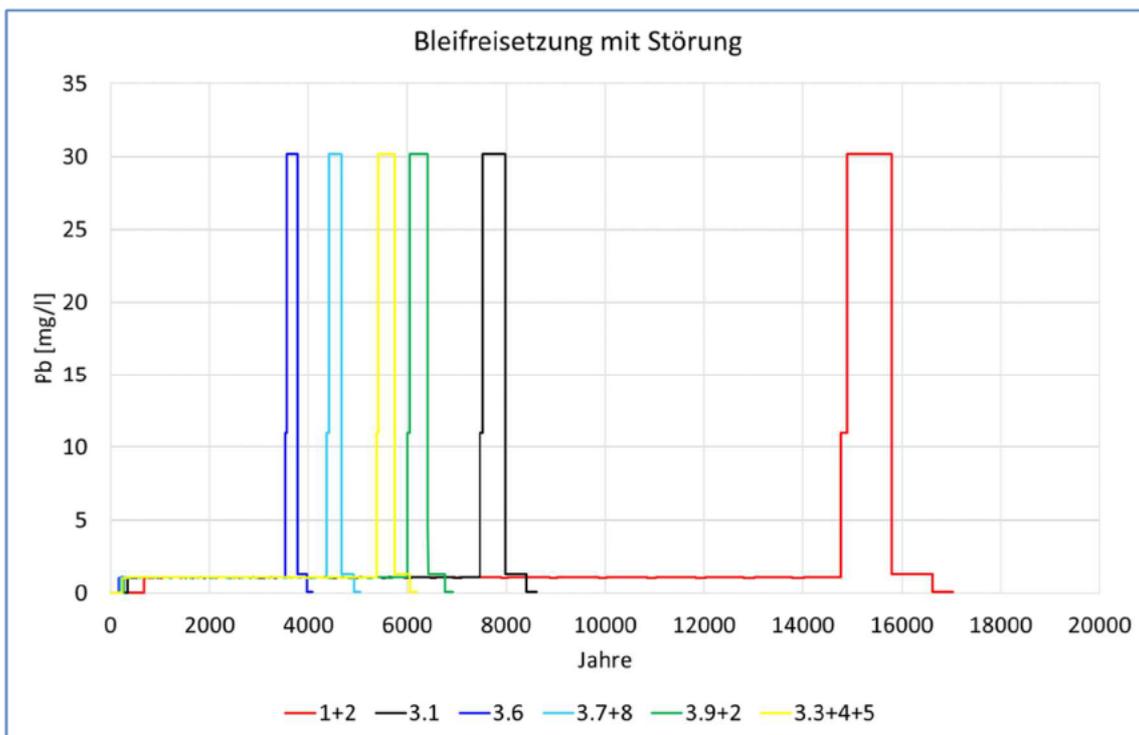


Abb. 53: Freisetzung von Blei aus den BHV-Bereichen bei einer Fließlänge von 15 m und 10 % Reststoffe im Reaktionskontakt (mit Störung) (delta h)

5.3.5 Ergebnisse der Ausbreitungsprognose Zink

Zur Auswertung der Ergebnisse wurden an den Modellknoten der Abb. 38, die am Übergang zu den offenen Strecken liegen, die Ganglinien in Abb. 54 dargestellt. Als Bezeichnung der Ganglinien wurde der nächstgelegene BHV Teilbereich gewählt. Der erste Peak in der Zinkkonzentration wird nach etwa 500 Jahren unterhalb der BHV 3.6 erreicht. Die höchste Zinkkonzentration wurde in der Nähe der volumenmäßig größten BHV 1 berechnet und ist nach 1000 Jahren zu erwarten. Nach den ersten Zinkkonzentrationspeaks sinkt die Konzentration entsprechend des Quellterms deutlich (siehe Abb. 52). Der Höhepunkt des Zinkeintrags ist dann bereits erreicht.

Die Zinkfracht, die über die offenen Strecken aus dem Gebirge exfiltriert und der ZWH zuläuft, wurde aus den Leakagemengen an den Streckenknoten über die Zinkkonzentrationen berechnet. Diese Mengen wurden über die Zeit integriert und in Abb. 55 für das Szenario mit und ohne strömungswirksame Störungen dargestellt. Insgesamt ist der Zinkeintrag im Szenario ohne Störungseinfluss deutlich größer. Da der Zinkeintrag bereits in ein Stadium übergegangen ist, bei dem geringere Konzentrationen exfiltriert werden, sind insbesondere in der Summenkurve mit Störung nur noch geringe Steigungen zu erkennen.

Die Prognose zeigt, dass auch über die Modellränder Zink das Modellgebiet verlassen wird. Im Berechnungszeitraum von 10.000 Jahren hat das freigesetzte Zink die Modellränder noch nicht erreicht.

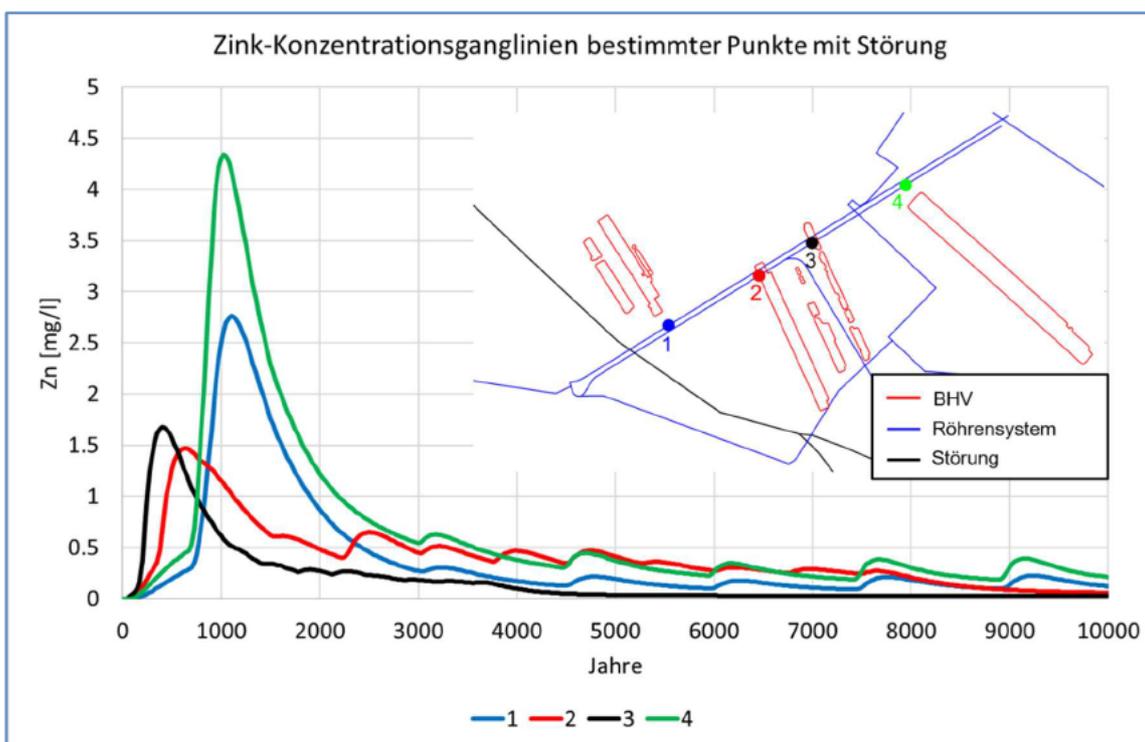


Abb. 54: Zink-Konzentrationsganglinien an den entsprechenden Knoten mit Störung noch ohne Vermischung mit Grubenwasser (delta h)

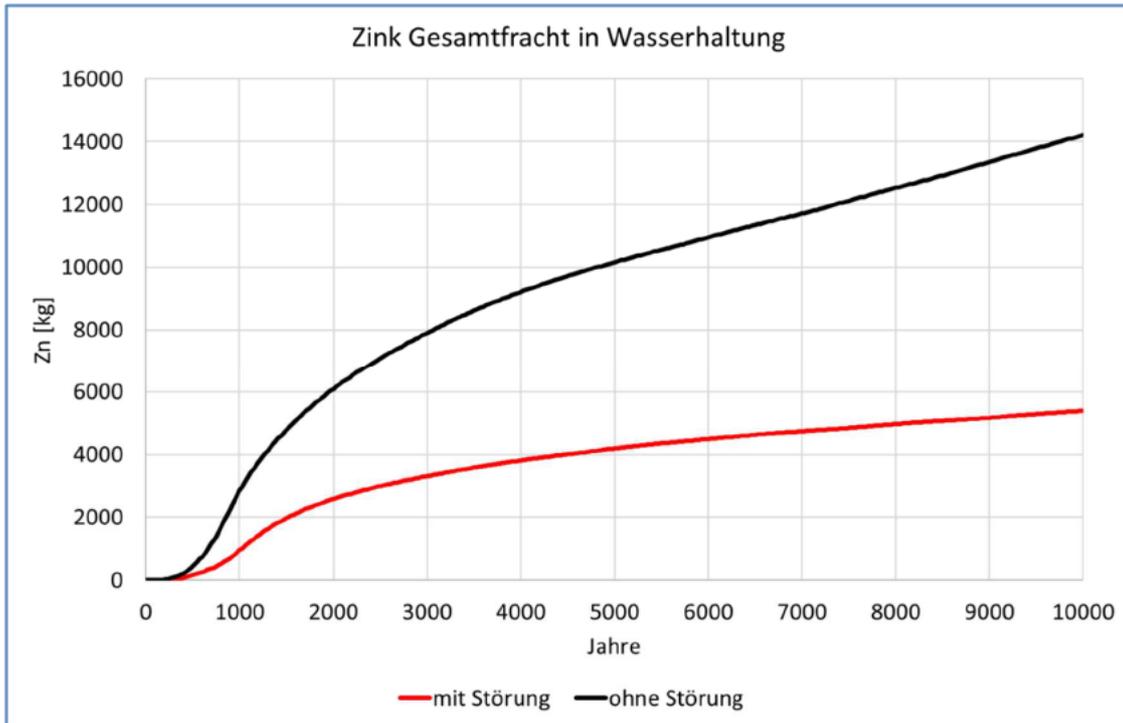


Abb. 55: Kumulative Zinkfracht im drainierenden Röhrensystem mit und ohne Störung (delta h)

5.3.6 Ergebnisse der Ausbreitungsprognose Blei

Zur Auswertung der Ergebnisse wurden an den Modellknoten der Abb. 36, die am Übergang zu den offenen Strecken liegen, die Ganglinien in Abb. 56 dargestellt. Als Bezeichnung der Ganglinien wurde der nächstgelegene BHV Teilbereich gewählt. Nach etwa 500 Jahren sind erste Bleifrachten in der Wasserhaltung zu erwarten. Der erste Peak in der Bleikonzentration wird nach etwa 4000 Jahren unterhalb der BHV 3.6 erreicht. Der Konzentrationspeak aus den BHV Bereichen 1 und 2 wurde zum Ende des Berechnungszeitraums noch nicht freigesetzt.

Die Bleifracht, die über die offenen Strecken aus dem Gebirge exfiltriert und der ZWH zuläuft, wurde aus den Leakagemengen an den Streckenknoten über die Bleikonzentrationen berechnet. Diese Mengen wurden über die Zeit integriert und in Abb. 57 für das Szenario mit und ohne strömungswirksame Störungen dargestellt. Da die Konzentrationspeaks der Teilbereiche BHV 1 und 2 noch nicht freigesetzt wurden und auch BHV 3.1 erst kurz zuvor den Freisetzungsspeak hatte, ist erst ein kleinerer Teil des freisetzbaren Stoffes bereits im Streckensystem angekommen. Entsprechend befindet sich die Summenkurve noch im konkaven Bereich. Die Prognosedauer müsste für Aussagen zur gesamten und maximalen Bleibelastung in der Wasserhaltung ausgedehnt werden.

Die Prognose zeigt, dass über die Modellränder Bleifracht das Modellgebiet verlassen wird. Aber auch hier hat das freigesetzte Blei im Berechnungszeitraum die Modellränder noch nicht erreicht.

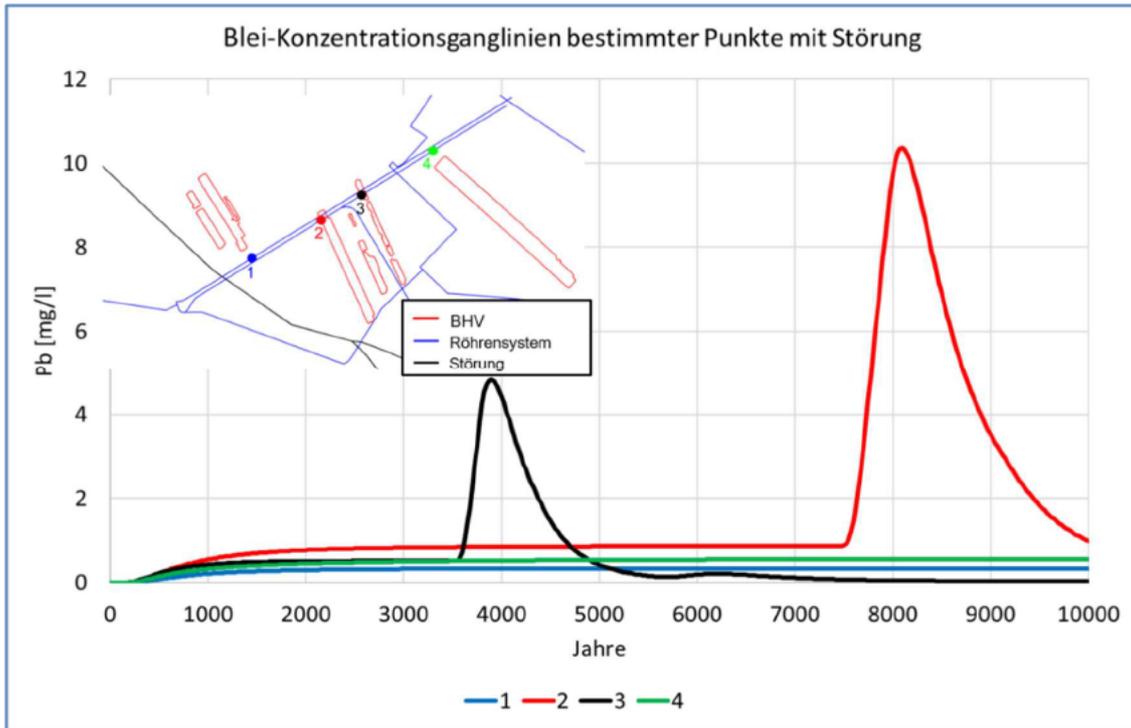


Abb. 56: Blei-Konzentrationsganglinien an den entsprechenden Knoten mit Störung noch ohne Vermischung mit Grubenwasser

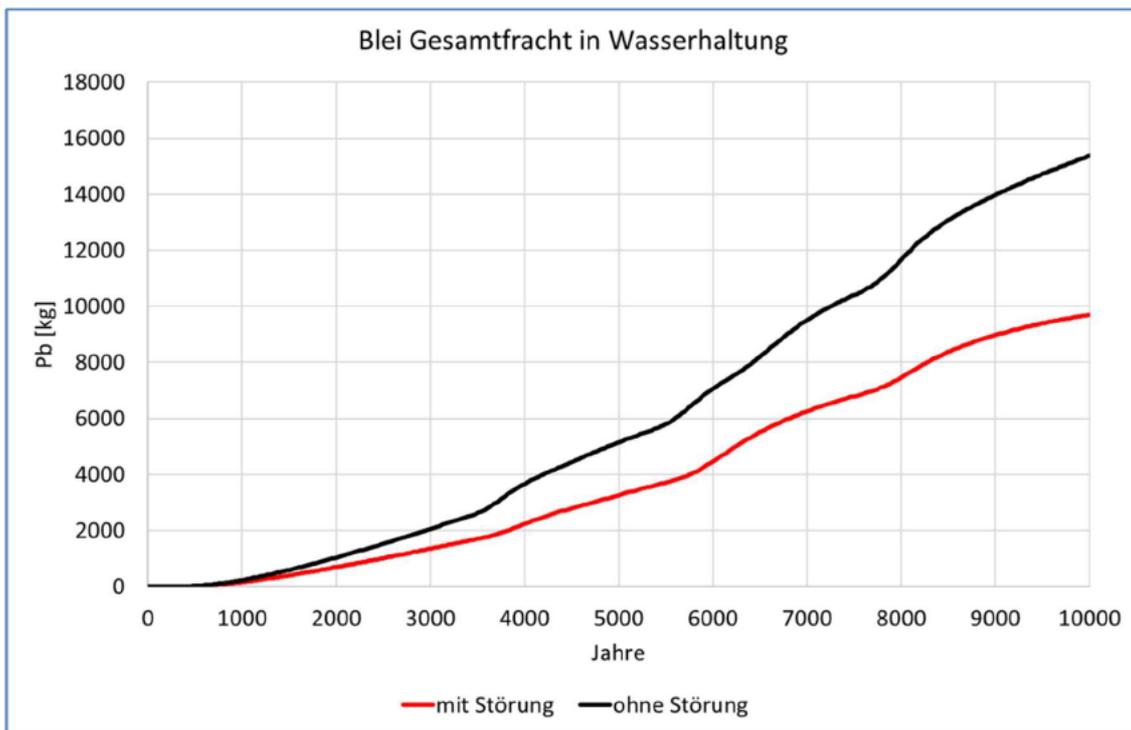


Abb. 57: Kumulative Bleifracht im drainierenden Röhrensystem mit und ohne Störung (delta h)

5.4 Gesamtbilanz der Fernfeldprognosen

Die Ganglinien der Zink- und Bleifrachten pro Jahr die das räumlich verteilte System von BHV verlassen und in das schnell fließende Röhrensystem gelangt ist in Abb. 58 dargestellt.

Die Zink- und Bleifrachten sind insgesamt im System ohne Störungen um den Faktor 2 größer als mit Störung.

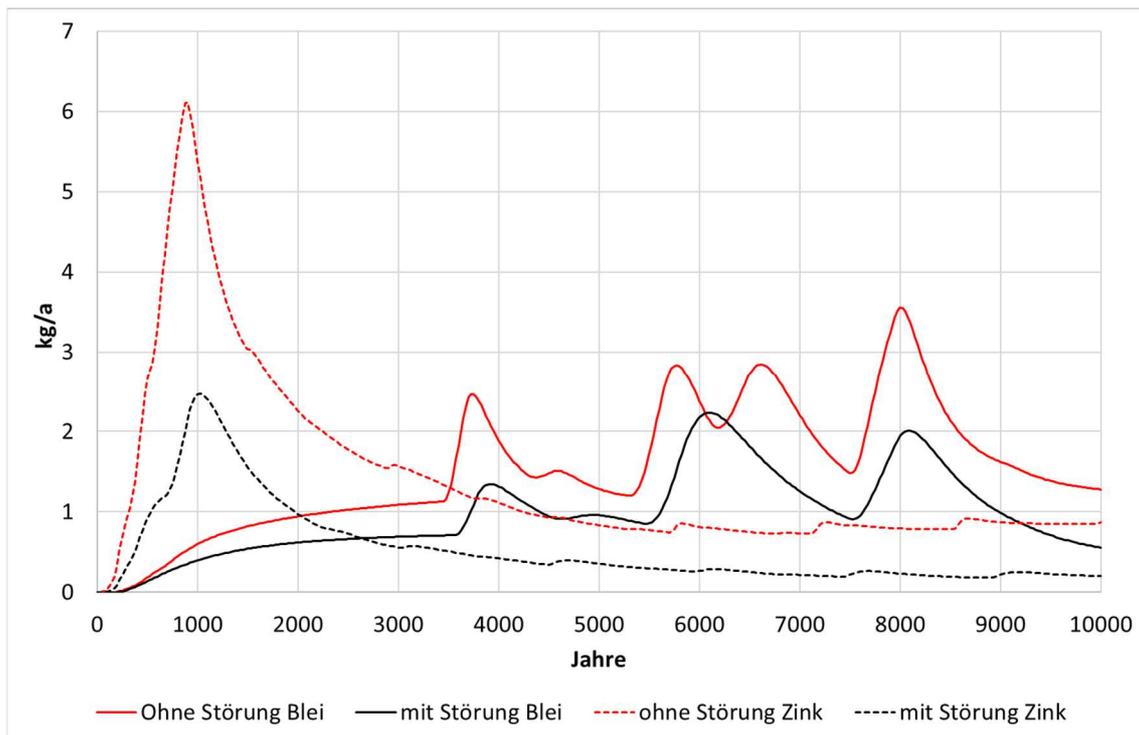


Abb. 58: Zink- und Bleifrachten in der ZWH (delta h)

Das dem Streckensystem zufließende reststoffbelastete Grundwasser wird durch die Wässer, die der Zentralen Wasserhaltung aus anderen Bergwerken über das Streckensystem zufließen, verdünnt (Abb. 59). Da hier der grundwasserbürtige Zustrom zum Röhrensystem gemäß den Modellrechnungen zugrunde gelegt wird, weicht die gesamte Menge mit 27,7 m³/min von der von der RAG nach einem Grubenwasseranstieg prognostizierten Grubenwassermenge ab, die im Mittel bei 25 m³/min liegt.

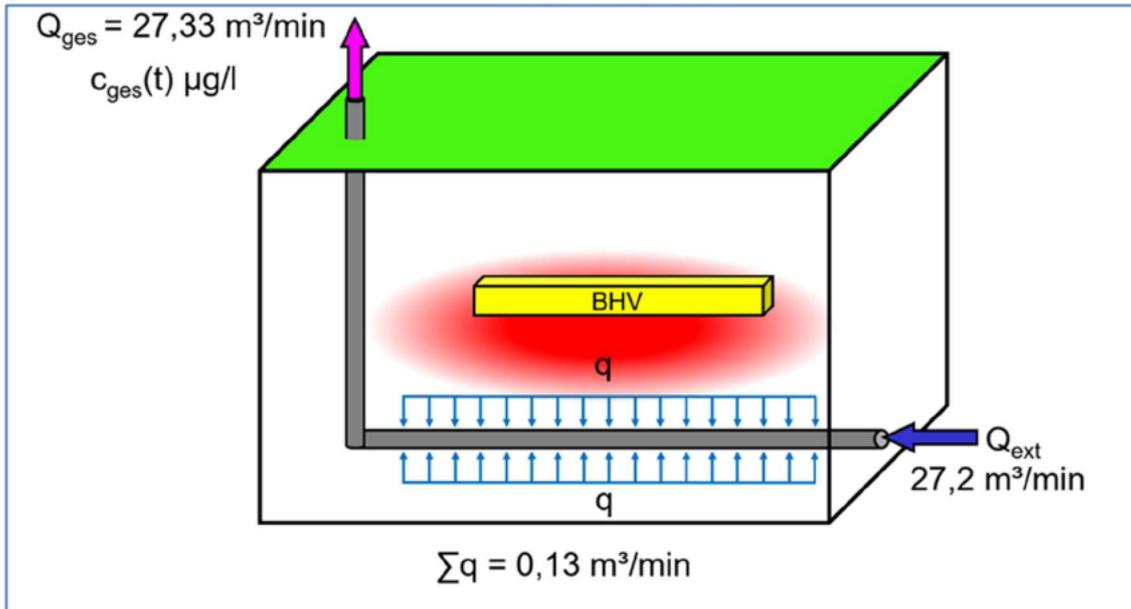


Abb. 59: Gesamtbilanz in der ZWH (delta h)

Dabei setzt sich der externe Volumenstrom im Streckensystem zusammen aus den Wässern der BW Hansa, Radbold, Gneisenau und Ost, die nicht durch BHV belastet sind:

$$Q_{ext} = Q_{Hansa} + Q_{Radbild} + Q_{Gneisenau} + Q_{BW\ Ost}$$

Der externe Volumenstrom addiert sich zum Zustrom aus dem Modellgebiet:

$$Q_{ges} = Q_{ext} + \sum q$$

Die Fracht dieses Zustroms berechnet sich aus dem Volumenstrom multipliziert mit der Konzentration dieses Grundwassers an gelösten Reststoffen (Blei, Zink):

$$E_{BHV} = \sum q \cdot c_{BHV}$$

Die Gesamtkonzentration des in der Zentralen Wasserhaltung geförderten Wassers ergibt sich als Quotient aus der Fracht und dem Gesamtvolumenstrom:

$$c_{ges} = \frac{\sum(q \cdot c_{BHV})}{Q_{ges}}$$

Die Volumenströme, die den Berechnungen zugrunde liegen, sind der Abb. 59 zu entnehmen. Die Abb. 60 gibt die Zink- und Bleikonzentrationen in der zentralen Wasserhaltung unter Annahme eines Gesamtfördervolumens von ca. 25 m³/min und einer Nichtwirksamkeit des Störungssystems an.

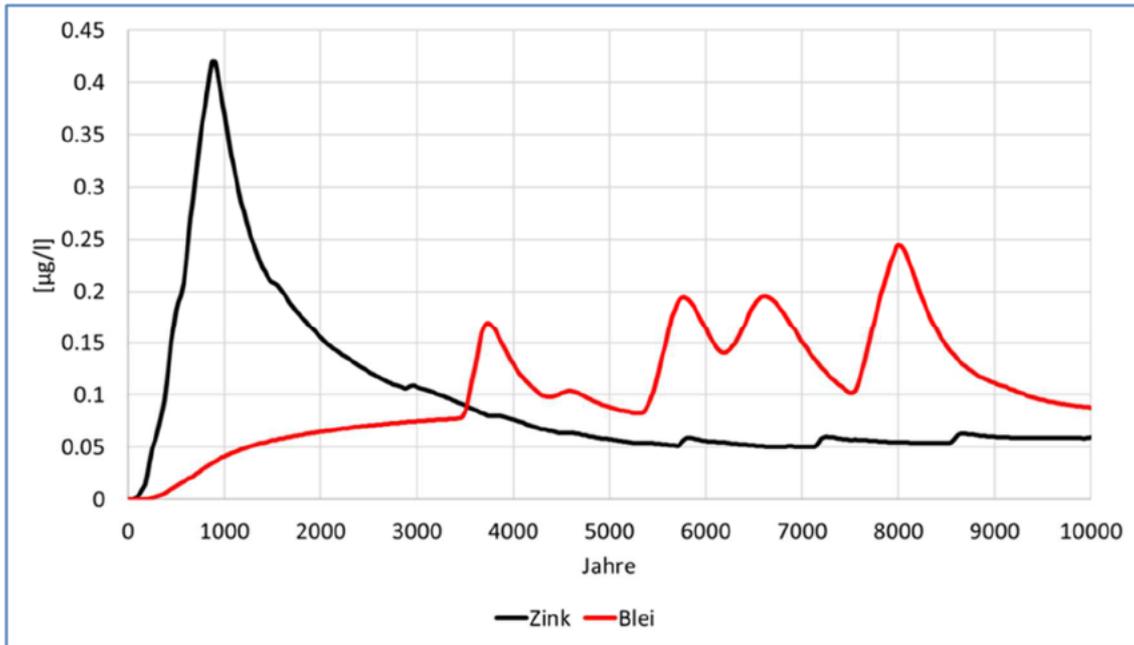


Abb. 60: Erhöhungen der Zink- und Bleikonzentrationen in der Zentralen Wasserhaltung ohne Störung (ungünstige Annahme) (delta h)

5.5 Fazit

Die Auswertung der Modellrechnungen über den Zeitraum von 10.000 Jahren ergab im Wesentlichen folgende Erkenntnisse:

- Die Aufsättigung der BHV-Bereiche mit dem Tiefengrundwasser dauert ca. 26 Jahre.
- Die Modellierung der Aufsättigungsphase (ca. 26 Jahre) ist für die langzeitige Stoffausbreitung nicht maßgebend und kann in zukünftigen Modellierungen vernachlässigt werden.
- Eine Stofffreisetzung aus den Verbringungsbereichen beginnt im ungünstigsten Fall 65 Jahre nach der Aufsättigung, also ca. in 100 Jahren. Diese erste Zinkfreisetzung ist mit 1,8 mg/l sehr gering. Erste höhere Freisetzungen von Zink mit 37,7 mg/l beginnen nach 250 Jahren nach der Aufsättigung.
- Die erste Bleifreisetzung erfolgt mit einer Konzentration von 1,0 mg/l nach 250 Jahren nach der Aufsättigung. Eine höhere Bleifreisetzung wird erst nach 3.600 Jahren mit 30 mg/l erfolgen.
- Zur Beantwortung der Frage, wann alle Reststoffe gelöst sind und wann diese den Modellraum verlassen, entweder durch das Röhrensystem oder über die Ränder, müsste der Berechnungszeitraum erheblich erhöht werden.

- Das Störungssystem ist von geringem Einfluss auf die Dauer der PWA, damit auch wenig Einfluss auf die Quellterme.
- Ein stark strömungswirksames Störungssystem führt dazu, dass sich die anorganische Schadstoffbelastung langfristig stärker im Gebirge Richtung der Modellränder verteilt und weniger der ZWH zuläuft. Innerhalb der Rechenzeit von 10.000 a hat der Abstrom aus der BHV noch nicht die Modellränder erreicht.

6 Weiteres Vorgehen

Wesentliche Aufgabe im Teil 2 ist die Prüfung der Übertragbarkeit der Ausbreitungsmodellierungen auf die beiden anderen zu betrachtenden BW Walsum und BW Consolidation.

Die vorliegenden Modellierungen gehen von einem Grubenwasserstand von ca. -600 mNHN in den Grubengebäuden aus, der wahrscheinlich in 10.000 Jahren so nicht mehr bestehen dürfte. Weiterhin dürfte sich auch die Durchlässigkeit des Röhrensystems nach einigen Jahrhunderten stark verringert haben. Das wird wahrscheinlich dazu führen, dass die Bedeutung des Röhrensystems als (Teil-) Vorfluter für das Tiefengrundwasser dann ebenfalls abnehmen wird und sich die aus der BHV freigesetzten Schwermetalle noch stärker als bisher modelliert im Tiefengrundwasser ausbreiten werden.

Im Teil 2 sollen mithilfe des Grundwassermodells die Auswirkungen hydraulischer Randbedingungen betrachtet werden, wie sie sich wahrscheinlich in der Zukunft einstellen werden (höhere Grubenwasserstände und geringere Durchlässigkeiten im Röhrensystem).

7 Literatur

- [1] GELHAR, L. W.; WELTY, D.; REHFELDT, K. R. (1992): A critical review of data on field-scale dispersion in aquifers. *Water Resour. Res.*, 28(7), pp. 1955-1974)
- [2] SCHROEDER, M. & WYRWICH, D. (1990): Eine in Nordrhein-Westfalen angewendete Methode zur flächendifferenzierten Ermittlung der Grundwasserneubildung. - *Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen*, 34; Koblenz.
- [3] GD-NRW (2016): Digitale Daten zu Flözflächen, Störungen und geologischen Standardprofilen der Großschollen 136, 137 und 138 aus dem Projekt Kohlevorratsberechnung (KVB); Stand 3/2016.
- [4] RAG (2015): Digitale Daten zum Grubengebäude des BW Ost/Monopol im dxf-Format; RAG Servicebereich Standort-/Geodienste BGS; Stand 10/2015.
- [5] SRTM (2011): Digitale Höhendaten der „Shuttle Data Topographic Mission“ mit einer Rasterweite 12,5 m.
- [6] RAWLS, W. J. & BRAKENSIEK, D. L. (1988): Estimation of soil water retention and hydraulic properties, *Unsaturated Flow in Hydrologic Modeling. Theory and Practice*, 275-300, Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- [7] VAN GENUCHTEN, M. TH. (1980): A Closed-form Equation for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Soils. *Soil Science Society of America Journal* 44 (5), 892-898.
- [8] WANG, J. S. Y. & NARASIMHAN, T. N. (1985): Hydrologic Mechanisms Governing Fluid Flow in a Partially Saturated, Fractured, Porous Medium, *Water Resour. Res.*, 21(12).
- [9] MARTINEZ, M. J., DYKHUIZEN, R. C. & EATON, R. R. (1992): *The Apparent Conductivity for Steady Unsaturated Flow in Periodically Fractured Porous Media*, *Water Resour. Res.*, 28(11), 2879-2887.
- [10] DELTA H INGENIEURGESELLSCHAFT MBH: *SPRING Benutzerhandbuch*; Witten, 2015.
- [11] WENDLAND, EDSON C. (1996): Numerische Simulation von Strömung und hochadvektivem Stofftransport in geklüftetem, porösem Medium. Mitteilung Nr. 96-6, Herausgeber: Der Geschäftsführende Direktor Institut für Konstruktiven Ingenieurbau Ruhr-Universität Bochum.