

**Gutachterliche Prognose über die
zukünftig zu erwartende Grundwassergüte
im Abstrombereich der Kippe Garzweiler**

(Aktenzeichen: 4300384048)

RWE Power AG

Ansprechpartner

Herr C. Müller
Herr U. Junghans
Frau Dr. S. Hamidi

RWTH Aachen, Lehr- und Forschungsgebiet Hydrogeologie

Ansprechpartner
Projektmitarbeiter

Herr Univ.-Prof. Dr. T.R. Rüde
Herr Dr. T. Demmel
Herr M.Sc. F. Fahrenbach

Aachen, Dezember 2024

Alle Nutzungs- und Verwertungsrechte für dieses Gutachten liegen bei der RWE Power AG. Diese Unterlage darf ganz oder teilweise nur mit vorheriger schriftlicher Zustimmung der RWE Power AG weitergegeben, verbreitet, durch Bild- oder sonstige Informationsträger wiedergegeben oder vervielfältigt werden. Die Unterlage enthält Betriebs- und Geschäftsgeheimnisse im Sinne des UIG und unterliegt sowohl vollumfänglich als auch in ihren Einzelinformationen dem Gesetz zum Schutz von Geschäftsgeheimnissen (GeschGehG).

Inhaltsverzeichnis

1	Zusammenfassung	5
2	Anlass und Aufgabenbeschreibung	9
2.1	Beauftragung	10
2.2	Aufgabenstellung	10
3	Übergabene Unterlagen, Gutachten und Daten	12
4	Ausgangssituation	14
4.1	Untersuchungsraum	14
4.2	Hydrogeologie	14
4.3	Zeitliche Entwicklung der Grundwasserstände	15
4.4	Grundwasserneubildung für Prognoserechnungen in der Niederrheinischen Bucht	17
4.5	Hydrochemische Situation der Kippenwässer	18
4.6	Mittlere Stoffgehalte im Unverritzten für die Modellierung	22
4.7	Redox-Verhältnisse im OSTW und in den Absenkungsbereichen der Sumpfung	23
4.8	Reaktionsrelevantes Mineralinventar im Unverritzten	24
5	Ableitung zu erwartender Konzentrationen relevanter Parameter des Kippengrundwassers	26
5.1	Eisen	26
5.2	Mangan	28
5.3	Magnesium und Calcium	29
5.4	pH-Wert	30
5.5	Natrium, Kalium und Chlorid	31
5.6	Hydrogenkarbonat	33
5.7	Spurenelemente	34
5.7.1	Arsen	35
5.7.2	Blei	36
5.7.3	Cadmium	37
5.7.4	Nickel	38
5.7.5	Zink	39
5.8	Zusammenfassung	39
6	Ableitung der Grundwasserqualität im Kippenabstrom	41
6.1	Quantifizierung des Sulfataustrages an Bilanzquerschnitten entlang des Kippenrandes	42
6.1.1	Potenzielle Sulfatfrachten am Kippenrand aus dem Transportmodell der RWE Power	43
6.1.2	Befrachtung in der Oxidationszone der geschnittenen Böschung	49
6.2	Pfadlinien-Modell	54
6.2.1	Methodik	54
6.2.2	Abgeleitete Pfadlinien	57
6.3	Reaktiver Stofftransport mit PhreeqC	81
6.3.1	Methodik	82
6.3.2	Modellaufbau und Parametrisierung	86
6.3.3	Programmtechnische Modellumsetzung	87

6.3.4	Modellauswertung.....	88
6.3.5	Ergebnisse.....	89
6.4	Stoffe nach Grundwasserverordnung.....	125
6.4.1	Methodik.....	126
6.4.2	Stickstoffverbindungen.....	126
6.4.3	Phosphat.....	128
6.4.4	Schwermetalle.....	128
7	Beurteilung der wasserwirtschaftlichen Auswirkungen	130
7.1	Betrachtung der Flurabstände	130
7.2	Oberflächengewässer.....	131
7.2.1	Zukünftiger Tagebausee	132
7.2.2	Niers und Zuflüsse	133
7.2.3	Erft und Zuflüsse	134
7.2.4	Weitere Bäche und Gerinne	138
7.3	Potenziell betroffene Biotope, FFH-Gebiete, grundwasserabhängige Landökosysteme und Vogelschutzgebiete für Flurabstände bis 2 m.....	138
7.3.1	Grundwasserabhängige Landökosysteme.....	139
7.3.2	FFH-Gebiete.....	139
7.3.3	Vogelschutzgebiete.....	139
7.3.4	Biotope nach § 42 des Landesnaturschutzgesetzes NRW (§ 62 in der alten Fassung):	139
7.3.5	Biotope aus dem Biotopkataster.....	140
7.4	Wassergewinnungsanlagen im Abstrom des Tagebaus Garzweiler.....	141
7.5	Grundwasserkörper.....	143
7.5.1	Grundwasserkörper 286_08.....	146
7.5.2	Grundwasserkörper 274_03.....	146
7.5.3	Grundwasserkörper 286_07.....	146
7.5.4	Grundwasserkörper 274_02.....	147
7.5.5	Grundwasserkörper 274_05.....	148
7.5.6	Grundwasserkörper 27_18.....	148
7.5.7	Grundwasserkörper 282_05.....	149
8	Literaturverzeichnis.....	151

1 ZUSAMMENFASSUNG

Die Leitentscheidung „Neue Perspektiven für das Rheinische Braunkohlerevier der Landesregierung Nordrhein-Westfalen“ (LE 2021) und das Gesetz zur Reduzierung und zur Beendigung der Kohleverstromung (KVBG) setzten einen stufenweisen Ausstiegspfad aus der Braunkohlenförderung und -verstromung im Rheinischen Revier auf. Die Einigung zwischen Bundesregierung, Landesregierung und RWE sowie nachfolgend die Leitentscheidung „Meilenstein für den Klimaschutz, Stärkung der Versorgungssicherheit und Klarheit für die Menschen in der Region“ der Landesregierung (LE 2023) legten eine deutlich vorgezogene Beendigung der Braunkohlenförderung und -verstromung fest.

Insbesondere für den Tagebau Garzweiler II wurden in den Leitsätzen (LE 2023) Vorgaben für nachfolgende Fach- und Planungsverfahren für den vorgezogenen Kohlenausstieg zum Jahr 2030 und der räumlichen Verkleinerung gemacht. Ein möglicher Weiter- oder Reservebetrieb bis zum Jahresende 2033 ist aus dem Abbaufeld Garzweiler II zu bewerkstelligen. Die umfänglichen Umplanungen zum weiteren Tagebaubetrieb und dem Abschlussbetrieb wirken sich unter anderem auch auf bisherige Einschätzungen zur Zeitlichkeit und Raumwirkung von Kippenwasserabstrom, Tagebauseeabstrom und dem Grundwasserwiederanstieg aus.

Für die Wassergüte ist im Tagebau Garzweiler II das Auftreten mariner Sande mit im Maßstab des Rheinischen Braunkohlensreviers hohen Pyritgehalten besonders zu berücksichtigen. Die mit der Braunkohlenförderung verbundene Freilegung dieser pyritführenden Horizonte führt zur teilweisen Oxidation des Pyrits und Bildung von Sulfat, gelösten Metallionen und Säure.

Aufgabenstellung dieses Gutachtens ist die Definition der zu erwartenden Kippenwassergüte, die Prognose über die zukünftig zu erwartenden Kippenwasser- und Tagebauseeeinflüsse auf die Grundwassergüte im Abstrombereich von Kippe und Tagebausee, die Beurteilung der wasserwirtschaftlichen Auswirkungen auf angebundene Oberflächengewässer, grundwasserabhängige Landökosysteme, FFH-Gebiete und Feuchtgebiete sowie die Wassergewinnung aus Grundwasser im Abstrom der Kippen des Tagebaus Garzweiler und die Ermittlung von Bereichen, in denen zukünftig kippenwasserbeeinflusste Grundwassergüten oberflächennah vorliegen werden.

Neben der Auswertung vorliegender Analysen aus Kippenwassermessstellen und kippenwasserbeeinflussten Grundwassermessstellen werden in einem bewährten Verfahren aktuelle und standortbezogene Korrelationen zwischen dem Leitstoff Sulfat und andere Stoffen berechnet. Die Parameter umfassen pH-Wert, Leitfähigkeit, Natrium, Kalium, Magnesium, Calcium, Eisen (gesamt), Mangan (gesamt), Sulfat, Chlorid und Hydrogenkarbonat, Stoffe nach Anlage 2 der Grundwasserordnung (Arsen, Blei, Cadmium, Quecksilber, Stickstoffverbindungen, Phosphat) sowie Nickel, Zink und Uran.

Die Prognose des zukünftigen Grundwasserpotentialfeldes in verschiedenen Grundwasserleitern wird aus den numerischen Modellrechnungen der RWE Power nach Plausibilitätsprüfung übernommen und in eigenen Karten dargestellt. Es werden alle im Untersuchungsraum wasserwirtschaftlich maßgeblichen Grundwasserleiter – OSTW (Hz. 16/12), Hauptkies-Serie (Hz. 8), Neurather Sand (Hz. 6D, teilweise differenziert in Hz. 6D1 und Hz. 6D3/2) und der Frimmersdorfer Sand (Hz. 6B) – begutachtet.

Die Prognose der zukünftigen Stofffrachten aus dem Kippenwasser- und Tagebauseeabstrom erfolgt mit einer hydrogeochemischen Stofftransportmodellierung. Dazu wird die frei zugängliche Software PhreeqC, Version 3 verwendet. Diese wird seit über 40 Jahren durch eine globale Wissensgemeinschaft getragen. Die für den Untersuchungsraum spezifischen Stoff- und Transportparameter werden nach umfänglicher Auswertung der Literatur, eigenen Daten und Daten der RWE

Power gewählt. Als Anfangsbedingung für die Transportpfade werden von RWE Power berechnete Zeitreihen der Sulfatkonzentrationen an der Kippenrandfläche und der Randfläche des zukünftigen Tagebausees verwendet. Die grundsätzlich eindimensionale Transportpfadberechnung in PhreeqC ist zur Abbildung gekoppelter Grundwasserleiter und aufsteigender Grundwasserströmungen durch beliebig koppelbare Transportpfade programmiert worden.

Die Einrichtung der Transportpfade in PhreeqC beruht auf der Auswertung der geologischen Bedingungen in Grundwasserlängsschnitten (Pfadlinien) und einer analytischen, chemisch konservativen Sulfattransportberechnung. Dieses Pfadlinienmodell ist ein notwendiger Schritt zwischen den dreidimensionalen numerischen Strömungsberechnungen und Sulfattransportmodellierung nach dem Wanderpunktverfahren der RWE Power und der vollumfänglichen hydrogeochemischen, aber geometrisch hoch abstrahierten Transportpfadberechnung mit PhreeqC.

Die Erstellung des zukünftigen Tagebausees wird durch Einleitung von Rheinwasser beschleunigt, so dass der Zielwasserspiegel nach modelltechnischer Ermittlung voraussichtlich gegen das Jahr 2063 erreicht sein wird. Mit Erreichen des Zielwasserspiegels auf +66 mNHN entsteht ein rund 2.215 ha großer Tagebausee. Während des aktiven Tagebaubetriebs führt die Sumpfung der Grundwasserleiter zu einer auf das im Westen gelegene aktive Abbaufeld gerichtete Grundwasserströmung. Nach Ende des Tagebaubetriebs und dem Beginn der Seebefüllung ab 2036 wird die Sumpfung sukzessive reduziert und der Grundwasserwiederanstieg durch die nachlaufende Sumpfung kontrolliert. Mit Erreichen des Zielwasserspiegels stellt sich ein Strömungsregime ein, das vom Kippenrand nach Nordosten und in der Kippe nach Osten bis Südosten gerichtet ist. An der südlichen Seeböschung strömt Wasser in den Jackerather Horst. Das stationäre Grundwasserpotenzialfeld wird zwischen 2100 und 2200 erreicht. Das Strömungsregime ist dann durch eine von Südwesten nach Nordosten gerichtete, den zukünftigen Tagebausee durchströmende Grundwasserfließrichtung, charakterisiert.

Der nach Norden bis Nordosten gerichtete Abstrom vom nördlichen Tagebaurand erfolgt überwiegend in den Horizonten OSTW – welches teilweise mit den Hz.8/6D und 6B verbunden ist – und 6B. Die maximal aus der Kippe bzw. Kippen-schürze ausgetragenen Sulfatkonzentrationen bewegen sich zwischen ca. 300 und 1000 mg L⁻¹ und erreichen Distanzen zwischen 3 und 6 km. Einige der abgeleiteten Pfadlinien werden aus dem zukünftigen Tagebausee gespeist, sodass sich in Summe leicht höhere Gesamtkonzentrationen ergeben. Erfolgt der Kippenwasserabstrom zunächst unterhalb des Reuver-B-Tons wird das Sulfat konservativ transportiert. Mit der Sulfatbefrachtung erfolgt auch eine Befrachtung des Grundwassers mit den Stoffen Fe, As, Pb, Cd, Ni und Zn. Die Fe(II)-Konzentration wird durch Ca-Siderit und in oxischen Abschnitten durch Ferrihydrit-Fällung begrenzt.

Aufgrund einer Horststruktur im Osten erfolgt der nach Osten gerichtete Abstrom vom östlichen Kippenrand im Wesentlichen im OSTW. Im OSTW führt die Grundwasserneubildung zu einer Verdünnung und verringert die Sulfatkonzentrationen im Abstrom. Aufgrund der teilweise hohen Austragskonzentrationen bis zu 1.100 mg L⁻¹ ist zeitweise trotzdem mit Überschreitungen des Schwellenwertes nach GrwV von 250 mg L⁻¹ zu rechnen. Die maximalen Entfernungen vom Kippenrand in denen Überschreitungen erwartet werden, betragen ca. 1,3 km bis 1,6 km. Erreicht werden diese Entfernungen zwischen 2150 und 2190. Das abströmende Kippenwasser ist mit Eisen befrachtet, das unter den oxischen Bedingungen als Ferrihydrit gefällt wird. Das Mineral ist eine effektive Senke für die mit dem Kippenwasser ausgetragenen Stoffe As, Pb, Cd, Ni und Zn. Einzig Ni tritt in Konzentrationen oberhalb von 20 µg L⁻¹ in Entfernungen zwischen 1 und 1,5 km vom Kippenrand auf.

Am südlichen Rand des zukünftigen Tagebausees erfolgt zwischen 2050 und 2080 ein Abstrom von Seewasser in den Bereich des Jackerather Horstes. Das ausströmende Seewasser passiert dabei den Oxidationsbereich der geschnittenen

Böschungen. Bei dieser Passage erfährt das Seewasser eine Aufmineralisierung, sodass es mit einer Sulfatkonzentration von ca. 1.500 mg L^{-1} ins Unverritzte abströmt. Die Sulfatfront erreicht eine Distanz von ca. 750 m bevor ab dem Jahr 2080 eine Strömungsumkehr einsetzt.

Für Stickstoffverbindungen und o-Phosphat wurden Datensätzen aus mehreren tausend Analysen der RWE Power ausgewertet. Die in den Kippenwässern vorliegenden Konzentrationsspannen von Nitrat, Nitrit und o-Phosphat sind zum Teil wesentlich geringer als die Konzentrationsspannen im Unverritzten. Ammonium weist eine vergleichbare Konzentrationsspanne auf. Der zukünftige Kippenwasserabstrom bedeutet kein zusätzliches Risiko durch diese Stoffe. Gleichwohl liegen Nitrat und Ammonium in Kippenwasser und Grundwasser z.T. vielfach über den Schwellenwerten nach Grundwasserverordnung. Nach derzeitigem Kenntnisstand wird durch Quecksilber im Kippenabstrom keine zusätzliche Beeinträchtigung der Grundwasserqualität eintreten. Nach heutigem Kenntnisstand besteht kein Zusammenhang zwischen der Urankonzentration in Grundwässern der Niederrheinischen Bucht und der Braunkohlegewinnung.

Für grundwasserabhängige Landökosysteme, FFH-Gebiete und Vogelschutzgebiete ist keine negative Beeinflussung durch einen Kippenabstrom aus der Kippe Garzweiler zu besorgen. In 4 Biotopen nach § 42 Landesnaturschutzgesetz und 11 Biotopen des Biotopkatasters werden Grundwässer mit höheren Sulfatkonzentrationen zumindest zeitweise auftreten.

Die Erft verläuft an der Ostseite der Kippe Garzweiler bis Frimmersdorf entlang bzw. auf dem Kippenkörper, nördlich von Frimmersdorf mit zunehmenden Abstand zum Kippenkörper. In den kippennahen Abschnitten sind Sulfatfrachten von 3 - 6 kt a^{-1} zu erwarten. Hohe Sulfatkonzentrationen von $3.000 - 4.000 \text{ mg L}^{-1}$ werden von hohen Konzentrationen von Eisen und anderen Metallen begleitet sein. Der Kippenwassereinfluss reicht bis zu Distanzen von 1,6 - 2 km.

Aus dem Grundwassermodell der RWE Power wird für den oberstromigen Abschnitt entlang der Ostflanke des Tagebaus Garzweiler eine potentielle Effluenz von $0,3 \text{ bis } 0,4 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ mit einer Sulfatfracht von $0,3 \text{ bis } 0,4 \text{ kg s}^{-1}$ prognostiziert. Mit einem vom Erftverband für den Pegel Glesch prognostizierten Niedrigwasserabfluss von $2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ergibt sich in der Mischungsrechnung eine kippenbürtige Sulfatkonzentration in der Erft von maximal 160 mg L^{-1} . Diese Konzentration ist zusätzlich zur oberstromigen Befrachtung der Erft zu rechnen. Die Sulfatbefrachtung entstammt im südlichen Abschnitt des Bilanzbereichs auch den östlich angrenzenden Altkippen. Eine Separierung der Kippen ist anhand der vorliegenden Daten nicht möglich.

Die Niers wird zukünftig durch den Tagebausee gespeist. Die Niersaue wird nicht durch den Kippenabstrom erreicht, jedoch erreicht der Sulfataustrag kurzfristig einen Abstand von rund 1,1 km mit bis zu 560 mg L^{-1} , bevor die Grundwasserströmung ab ca. 2060 nach Osten dreht.

Grundwässer werden v.a. in die Hauptfließrichtung der Kippenwässer nach Norden und Nordosten über Distanzen von 3 bis 6 km mit dem chemisch konservativ transportierten Sulfat und Metallen entsprechend der Retardierung in den GwLeitern befrachtet. In einem wenige hundert Meter bis 1,6 km reichenden Bereich im Osten und Süden von Kippe und zukünftigem Tagebausee erfolgt ebenfalls eine Befrachtung der Grundwässer. Die Grundwasserkörper 286_08, 274_03, 286_07, 274_02, 274_05, 282_05 und 27_18 werden bereichsweise, zeitweise und horizontabhängig in einem schlechten chemischen Zustand sein.

Die Ergebnisse der Stofftransportberechnungen sind hinsichtlich der wasserwirtschaftlichen Auswirkungen auf die bestehenden öffentlichen Wassergewinnungsanlagen und deren Gewinnungshorizonte ausgewertet worden. Die Brunnen der Wasserwerke Reststrauch (Horizonte 16 und 8) und Wickrath (Horizonte 8 und 6D) liegen westlich der Niers und die Einzugsgebiete der Hangendleiter somit nicht im Kippenabstrom. Ein industrieller Entnehmer fördert in Hz. 5. Das EZG erstreckt sich in den Kippenabstrom. Aufgrund der geringen Fließgeschwindigkeiten ist bis 2400 nicht von einer Befrachtung auszugehen.

Das WW Holzweiler wird 2025 außer Betrieb genommen. Im Bereich des WW Hoppbruch prognostiziert das Grundwassermodell der RWE Power Sulfatkonzentrationen nach 2.300 bis 2.500 mg L⁻¹. Dies resultiert aus Wanderpunkten, die in sehr geringmächtigen Modellschichten rechnerisch hohe Konzentrationen erzeugen. Aus unseren Modellrechnungen ist keine Überschreitung von Schwellenwerten zu erwarten.

Für die weit nördlich gelegenen Wasserwerke Waldhütte, Büttgen/Driesch und Broichhof ist aufgrund der Distanz von ca. 15 km zur Kippe keine signifikante Sulfatbefrachtung aus dem Abstrom des zukünftigen Tagebausees oder der Kippe zu erwarten. Die Wassergewinnungsanlage Fürth der RWE Power wird nach derzeitiger Planung die Förderung am Standort ab ca. 2035 einstellen bzw. verlagert werden. Das WW Zweifaltem wird von der nach Nordosten abströmenden Sulfatfahne der Kippe Garzweiler nicht erreicht werden. Diese ist ab dem Jahr 2200 rückschreitend.

2 ANLASS UND AUFGABENBESCHREIBUNG

Mit der Leitentscheidung „Neue Perspektiven für das Rheinische Braunkohlerevier der Landesregierung Nordrhein-Westfalen“ (LE 2021) vom März 2021 soll der stufenweise Ausstieg aus der Braunkohlenförderung und -verstromung im Rheinischen Revier planbar gestaltet werden. Diese stellt fest, dass durch den im Gesetz zur Reduzierung und zur Beendigung der Kohleverstromung (KVBG) festgeschriebenen Stilllegungspfad für Braunkohlenkraftwerksblöcke mindestens weitere 1,2 Mrd. t Kohle in den genehmigten Abbaubereichen der drei Tagebaue im Rheinischen Revier nicht mehr gewonnen werden. Das neue Revierkonzept auf Basis der LE 2021 beinhaltet die sich daraus ergebenden Änderungen in der Tagebauführung und den darauf aufbauend konzipierten und bemessenen wasserwirtschaftlichen Maßnahmen.

Die Leitentscheidung 2023 „Meilenstein für den Klimaschutz, Stärkung der Versorgungssicherheit und Klarheit für die Menschen in der Region“ der Landesregierung NRW fokussiert auf die wesentlichen Neuerungen gegenüber dem bisherigen Kohleausstiegspfad. Entscheidungssätze der Leitentscheidung 2021 bleiben größtenteils bestehen oder werden teilweise aktualisiert. Im Wesentlichen werden Vorgaben für nachfolgende Fach- und Planungsverfahren für den vorgezogenen Kohleausstieg 2030 und auch der räumlichen Verkleinerung des Tagebaus Garzweiler II gemacht.

Die neuen Abbaugrenzen sehen vergrößerte Mindestabstände zu den Ortschaften Keyenberg, Kuckum, Ober- und Unterwestrich, Beverath, zu einigen Feldhöfen sowie zu Mönchengladbach-Wanlo und Titz-Jackerath von mindestens 400 m vor, zu Holzweiler von 500 m. Für das Braunkohlenplanänderungsverfahren ist ein flächen- und massensparendes Abbau- und Wiedernutzbarmachungskonzept vorzulegen. Ein möglicher Weiter- oder Reservebetrieb bis zum Jahresende 2033 ist aus dem Abbaufeld Garzweiler II zu bewerkstelligen.

Der anvisierte Befüllungszeitraum des Tageausees mit Rheinwasser verkürzt sich auf 30 Jahre. Nach Ende des Grundwasserwiederanstiegs wird aus der Kippe ein Abstrom ins unverritzte Gebirge erfolgen. Nach dem Ende der Befüllung wird der Tageausee einen natürlichen Abfluss über die Niers erhalten.

Zur Quantifizierung des Mengengerüsts und zur Prognose der wasserwirtschaftlichen Verhältnisse hat RWE Power das numerische Grundwassermodell einschließlich des Sulfattransportmodells auf den aktuellen Planungsstand der Tagebau- und Seegeometrie aktualisiert.

Im Rahmen der Gewinnung der Braunkohlenlagerstätte im Tagebau Garzweiler werden auch solche Horizonte im Hangenden der Braunkohlenflöze freigelegt, umgelagert und für die Wiedernutzbarmachung des Tagebaus im Bereich der Innenkippe verkippt, die einen höheren Gehalt an Pyriten aufweisen. Bei diesen bergbaulichen Tätigkeiten kommt es aufgrund des Zutritts von Luftsauerstoff zu einer teilweisen Oxidation des Pyrits, welche zur Bildung von Säure, Sulfat und gelösten Metallionen führen kann.

Das Ausmaß ist dabei im Wesentlichen vom Pyritgehalt der Abraumschichten, der Expositionszeit und dem Neutralisationspotenzial der Gesteine abhängig. Vor allem in das nach Einstellung der Sümpfung wieder natürlich ansteigende Grundwasser werden die gelösten Stoffe zum Teil aus dem Kippenkörper ausgetragen und gelangen mit dem Grundwasserabstrom langsam auch in die unverritzten Randbereiche der Kippe. Die genannten Teilströme fließen teilweise in die Erft.

Über die zukünftig zu erwartende Grundwassergüte im Abstrombereich der Kippe und die wasserwirtschaftlichen Auswirkungen auf die im Einflussbereich gelegenen Oberflächengewässer ist unter Berücksichtigung der beobachteten bzw.

prognostizierten Kippenwasserzusammensetzung im Rahmen der Fortschreibung des schollenübergreifenden Modells für das Gesamtrevier eine gutachtliche Prognose nach dem Stand der wissenschaftlichen Erkenntnis zu erstellen.

Der Prognose sind Darstellungen der zu erwartenden Mineralisierungskonzentrationen im Abstrombereich für verschiedene Zeitpunkte beizufügen. Die Untersuchung erfolgt anhand von definierten Zeitschritten – wenn möglich und aussagekräftig werden die Zeitpunkte 2021, 2030, 2063, 2200 sowie aufgrund der sehr langsam fortschreitenden Sulfatausbreitung zusätzlich der Zeitpunkt 2400 dargestellt.

Das zugrundeliegende Mengengerüst und die Sulfatbefrachtung basieren auf dem numerischen Grundwassermodell der RWE Power.

2.1 Beauftragung

Mit Schreiben vom 21.12.2023 wurde das Lehr- und Forschungsgebiet Hydrogeologie mit der Erstellung einer gutachterlichen Prognose über die zukünftig zu erwartende Grundwassergüte im Abstrombereich der Kippe Garzweiler beauftragt.

2.2 Aufgabenstellung

Die Aufgabenstellung umfasst die folgenden vier Themenfelder:

1. Definition der zu erwartenden Kippenwassergüte

Für die in diesem Gutachten zu erstellende langfristige Prognose wird die für das Niederrheinische Braunkohlenrevier entwickelte und über 10 Jahre etablierte Methodik angewendet. Die abgeleiteten mittleren erwarteten Stoffkonzentrationen aus Kippenmessstellen und kippenbeeinflussten Messstellen sowie Daten aus Laborversuchen wurden für das Rheinische Revier mit Fokus auf den Tagebau Garzweiler statistisch ausgewertet. Diese sind hinsichtlich der Parameter pH-Wert, Leitfähigkeit, Natrium, Kalium, Calcium, Magnesium, Eisen (gesamt), Mangan (gesamt), Sulfat, Chlorid und Hydrogenkarbonat um neue Analysen und ggf. neue Messstellen insbesondere für den Tagebau Garzweiler zu aktualisieren und ggf. standortspezifische Anpassungen in den Korrelationen mit dem Leitparameter Sulfat durchzuführen. Zudem werden Stoffe nach Anlage 2 der Grundwasserverordnung (Arsen, Blei, Cadmium, Quecksilber, Stickstoffverbindungen, Phosphat) sowie Nickel, Zink und Uran betrachtet.

2. Prognose über die zukünftig zu erwartende Grundwassergüte im Abstrombereich der Kippe

Ausgehend von der prognostizierten Kippenwasserzusammensetzung wird abgeleitet, welche Qualität das aus dem Tagebau Garzweiler abströmende Grundwasser aufweisen wird. Die Berechnungen fokussieren auf den Abstrom in die wasserwirtschaftlich bedeutsamen Grundwasserleiter. Dabei ist die Vermischung mit unbeeinflusstem Grundwasser und der Einfluss der Grundwasserneubildung zu berücksichtigen.

3. Beurteilung der wasserwirtschaftlichen Auswirkungen auf angebundene Oberflächengewässer, grundwasserabhängige Landökosysteme, FFH-Gebiete und Feuchtgebiete sowie die Wassergewinnung aus Grundwasser im Abstrom der Kippen des Tagebaus Garzweiler

Unter Berücksichtigung vorliegender Untersuchungen und der im Rahmen dieser Untersuchungen neu gewonnenen Erkenntnisse soll abgeleitet werden, ob und inwieweit eine Beeinträchtigung der Wassergewinnung in

Menge und Qualität sowie der grundwasserabhängigen Landökosysteme und FFH-Gebiete und der Feuchtgebiete sowie Oberflächengewässer im Grundwasserabstrom der Kippe Garzweiler zu erwarten ist. Die wasserwirtschaftlichen Nutzungen bzw. die oben genannten Schutzgüter werden aus den bei der Auftraggeberin vorliegenden Daten bzw. öffentlich zugänglichen Daten bestimmt.

4. Ermittlung von Bereichen, in denen zukünftig kippenwasserbeeinflusste Grundwassergütern oberflächennah vorliegen werden

Ausgehend von den Modellierungen zur Stoffausbreitung werden Bereiche abgegrenzt, für die zukünftig kippenwasserbeeinflusstes Grundwasser oberflächennah, schutzgutspezifisch i.d.R. bei Flurabständen geringer zwei Meter, vorliegen werden.

3 ÜBERGEBENE UNTERLAGEN, GUTACHTEN UND DATEN

Die folgenden Unterlagen, Daten und Gutachten wurden von RWE Power zur Verfügung gestellt.

- Landesamt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen (LWA NW) (1992): Modelluntersuchungen zur Lage eines Restsees Garzweiler II und zur Wirksamkeit von hydraulischen Maßnahmen zur Verringerung des Stoffaustrags aus der Abraumkippe.– Bericht des LWA NW, Düsseldorf, 45 S.
- Obermann, P., van Berk, W., Wisotzky, F. & Reichel, F., Ruhr-Universität Bochum (RUB) - Landesamt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen (LWA NW) (1991): Auswirkungen von Braunkohleabraumkippen auf die Grundwasserbeschaffenheit, Zwischenbericht.
- Obermann, P., van Berk, W., Wisotzky, F., Reichel, F., Krämer, S. & Weber, K., Ruhr-Universität Bochum (RUB) - Landesamt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen (LWA NW) (1993): Auswirkungen von Braunkohleabraumkippen auf die Grundwasserbeschaffenheit, Endbericht.
- RWE Power AG (2012): Kippenwasserbeschaffenheit im Rheinischen Braunkohlerevier inkl. Anlagen Garzweiler mit Daten zur Analytik der Beprobung von Grundwassermessstellen in den Altkippen (1983-2012) und im liegenden Horizont 5 (1982-2012).
- Uhlmann, W., Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann (IWB) (2020): Gutachterliche Überprüfung und Prognose über die aktuelle und zukünftige zu erwartende Grundwasserbeschaffenheit in den Kippen der Tagebaue Hambach und Inden.
- Leßmann, D., Rüde, T.R., Demmel, T., Fahrenbach, F., Uhlmann, W., Mix, S., Seher, W., Hühn, D. (2025): Prognose der limnologischen Entwicklung des Tagebausees Garzweiler II. – Gutachten im Auftrag der RWE Power AG, Essen. BTU Cottbus-Senftenberg, RWTH Aachen, IWB Dr. Uhlmann Dresden, IfB Potsdam-Sacrow. Cottbus/Aachen/Dresden/Potsdam, 2025. – [vorab vorliegender Entwurf mit Stand Dez. 2024]
- Wisotzky, F. (2003): Saure Bergbauwässer (Acid Mine Drainage) und deren Qualitätsverbesserung durch Zugabe von alkalisch wirkenden Zuschlagstoffen zum Abraum, Besondere Mitteilungen zum Deutschen Gewässerkundlichen Jahrbuch Nr.61, Essen.
- Wisotzky, F. & Lenk, S., Ruhr-Universität Bochum (RUB) (2006): Bericht zur Geochemie und Hydrochemie der Abraumkippen der Braunkohletagebaue Inden und Zukunft/West.
- Wisotzky, F. & Lenk, S., Ruhr-Universität Bochum (RUB) (2008): Untersuchungen zur Bestimmung des Calcit-Siderit-Verhältnisses im Abraum des Tagebaues Garzweiler I/II der RWE Power AG.
- Wisotzky, F. & Lenk, S., Ruhr-Universität Bochum (RUB) (2010): Untersuchung des Calcit-Siderit-Verhältnisses im Abraum des Tagebaues Garzweiler I/II der RWE Power AG und Anpassung der Kalkzugabeformel.
- Hydrochemische Analysen aus Grundwassermessstellen im Umfeld des Tagebaus Garzweiler (Kippenmessstellen, Brunnen und Grundwassermessstellen im Unverritzten mit Stand 2023) mit Stammdaten der Messstellen
- Beschreibende Daten zum Grundwassermodell der RWE Power (Modellleiterzuordnung, Übersicht und Beschreibung der Ausgabedateien, Zellgeometrie)
 - Exporte aus dem Grundwassermodell
 - Grundwasserdruckhöhen und Sulfatkonzentrationen für verschiedene Zeitpunkte je Modellknoten
 - Modellgeometrien und -parametrisierung je Modellknoten bzw. -zelle und Modellleiter (Höhe der Schichtgrenzen, k_f -Wert) für alle Modellleiter

- Modellierte Zeitreihen der Sulfatmassen und der Wasservolumina an abgegrenzten Bereichen des Kippenrandes je Modelleiter für den Zeitraum 1971 bis 2400
- Diverse Daten zur Verwendung in geographischen Informationssystemen (GIS)
 - Übersichtskarte Tagebau Garzweiler und Umgebung (Tagebaugrenzen, Tagebausee, Lage Wasserwerke/Wassergewinnungsanlagen, Einzugsgebiete Wasserwerke, Störungen, u.a.)
 - Grundwassergleichen der relevanten RWE Modelleiter zu verschiedenen Zeitpunkten
 - Räumliche Verbreitung der modellrelevanten Grundwassergeringleiter
- Rasterdaten der flächendifferenzierten Grundwasserneubildung für das Arbeitsgebiet, nach mGROWA, Zeitraum: 1981-2010 (frei verfügbar über open.nrw)

4 AUSGANGSSITUATION

Für den Aufbau von Modellschnitten und Pfadlinien für die Transportsimulationen wird das hydraulische Potenzialfeld und die Sulfatausbreitung der numerischen Strömungs- und Transportberechnungen der RWE Power zu verschiedenen Zeit-schnitten ausgewertet. Dieses Kapitel fasst für das Gutachten wesentliche Kenntnisse zur grundwasserhydraulischen Situation, zur beobachteten chemischen Zusammensetzung von Kippenwässern in der Kippe Garzweiler und Grundwässern im Umfeld sowie zu den geochemischen Rahmenbedingungen zusammen.

4.1 Untersuchungsraum

In Abb. 1 ist das Arbeitsgebiet um den Tagebau Garzweiler dargestellt. Die dargestellte Abbaufäche beträgt rund 8.500 ha. Im westlichen Bereich des Abbaufeldes befindet sich das aus dem Massendefizit resultierende Restloch, in dem nach Ende der Kohलगewinnung ab ca. 2036 der zukünftige Tagebausee entstehen soll.

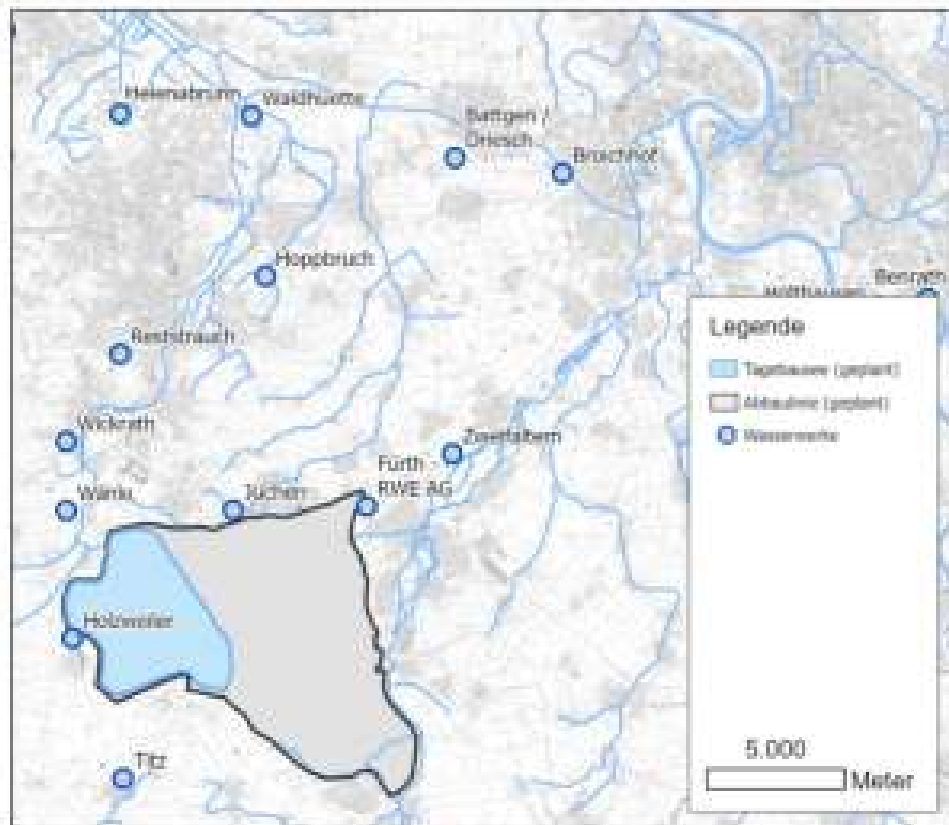


Abb. 1: Übersichtskarte des Untersuchungsgebietes.

4.2 Hydrogeologie

Der Kippenwasserabstrom betrifft vorwiegend Sedimente der Sedimentabfolge Hz. 16 bis zur Basis von Hz. 6A.

Das obere Grundwasserstockwerk, im Folgenden OSTW genannt, umfasst quartäre sandig-kiesige Terrassenablagerungen aus jüngeren (Hz. 16) und älteren Hauptterrassen (Hz. 12) mit teilweise aufgelagertem Lösslehm.

Die darunter folgenden tertiären Grundwasserleiter der Reuver-Serie (Hz. 11B/10) und der Hauptkiesserie (Hz. 8) werden durch die Reuver-Tone (Hz. 11C und 11E) hydraulisch vom OSTW getrennt. Im Liegenden folgen die miozänen Ville-Schichten. Diese umfassen die drei Flöze Garzweiler (Hz. 6E), Frimmersdorf (6C) und Morken (Hz. 6A). Zwischengelagert ist der bis zu 150 m mächtige Neurather Sand (Hz. 6D) und der Frimmersdorfer Sand (Hz. 6B). Unterhalb des Flözes Morken folgt das Liegendstockwerk mit den Köln-Schichten (Hz. 5/02).

Der Hz. 5 stellt die Basis des Tagebaus dar und wird angesichts der Teufenlage und der im Vergleich zu den hangenden Horizonten geringeren Durchlässigkeiten in diesem Gutachten nicht weiter betrachtet.

Eine Horizontierung des Kippenabstroms durch trennende Grundwassergeringleiter liegt nur kleinräumig im Südwesten vor.

Die maßgeblichen im Abstrombereich vorliegenden Grundwasserleiter sind:

- OSTW (Hz. 16/12)
- Hauptkies-Serie (Hz. 8)
- Neurather Sand (Hz. 6D, teilweise differenziert in Hz. 6D1 und Hz. 6D3/2)
- Frimmersdorfer Sand (Hz. 6B)

Die maßgeblichen im Abstrombereich vorliegenden Geringleiter sind:

- ReuverB-Ton (11C)
- Flöz Frimmersdorf (Hz. 6C) bzw. schluffige Horizonte in Hz. 6D1
- Flöz Morken (Hz. 6A)

Zur tiefergehenden Klärung der Untergrundgeometrie wurden Profilschnitte entlang der Grundwasserströmungsrichtung erstellt und analysiert.

Für den Tagebaubetrieb ist eine Entwässerung der Hangendleiter und eine Entspannung der Liegendleiter notwendig. Die Entwässerung folgt dem Tagebaufortschritt und besteht im Wesentlichen aus tiefen Liegendbrunnen auf der Tagebau-sole, Vorfeldbrunnen im Vorfeld des Tagebaus und Randbrunnen. Das geförderte Wasser dient vorrangig der Ökowserversorgung im Nordraum, dem Eigenverbrauch des Tagebaus Garzweiler und der Versorgung der Kraftwerke oder wird über die Ertf als Überschusswasser der Vorflut zugeführt. Die Kippe wird durch ein auf der Kippenbasis angelegtes Drainagesystem entwässert, welches aus Haupt- und Nebensammlern sowie Drainageschächten besteht.

4.3 Zeitliche Entwicklung der Grundwasserstände

Die Befüllung des zukünftigen Tagebausees wird durch Einleitung von Rheinwasser beschleunigt, so dass der Zielwasserspiegel nach modelltechnischer Ermittlung voraussichtlich gegen das Jahr 2063 erreicht sein wird. Mit Erreichen des Zielwasserspiegels auf +66 mNHN entsteht ein rund 2.215 ha großer Tagebausee.

Zur Beurteilung des zu erwartenden Stoffinventars im Abstrom der Kippe Garzweiler wurde die Entwicklung des hydraulischen Potenzialfelds in den numerischen Strömungsberechnungen der RWE Power für mehrere Zeitscheiben in der instationären Phase ausgewertet. In Abb. 2 ist exemplarisch die Situation für das OSTW, Hz. 6D und Hz. 6B dargestellt.

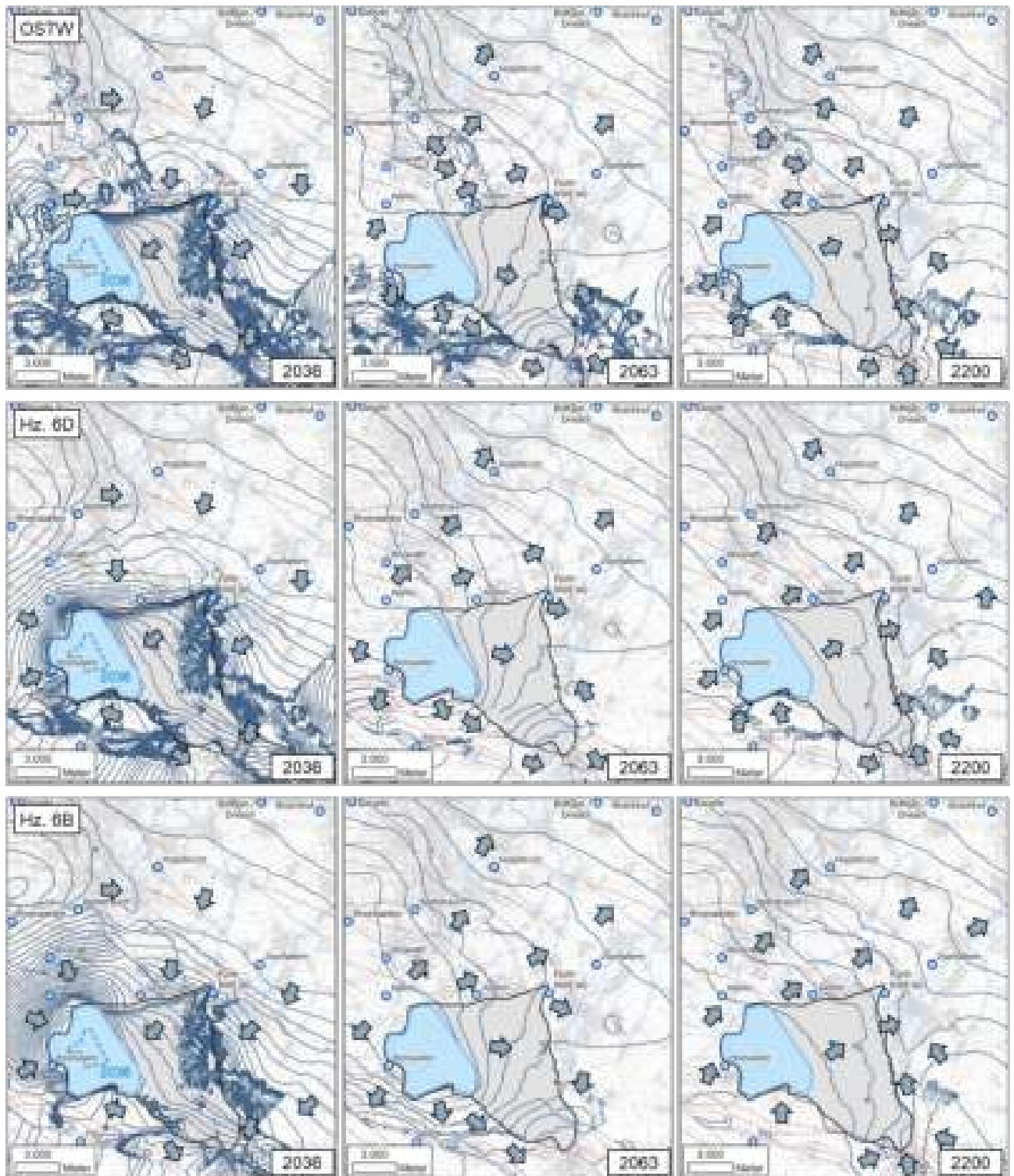


Abb. 2: Zeitliche Entwicklung der Strömungssituation im Umfeld des Tagebaus Garzweiler nach Tagebauende (graue Fläche: Tagebaubereich; hellblaue Fläche: geplanter Tagebausee; gestrichelte blaue Linie: Seeumfang im Jahr 2036; dunkelblaue Linien: Grundwassergleichen in 4 m Intervallen; blaue Pfeile: Grundwasserfließrichtung).

Während des aktiven Tagebaubetriebs führt die Sumpfung der Grundwasserleiter zu einer auf das im Westen gelegene aktive Abbaufeld gerichteten Grundwasserströmung. Das OSTW ist noch entwässert – hier zeigen sich lokal schwebende Grundwasserhorizonte auf Geringleitern. Nach Ende des Tagebaubetriebs und dem Beginn der Seebefüllung ab 2036

wird die Sümpfung sukzessive reduziert und der Grundwasserwiederanstieg durch die nachlaufende Sümpfung kontrolliert (Abb. 2, linke Spalte).

Der Seewasserspiegel steigt dabei schneller als das Grundwasser im umgebenden Gebirge und der Kippe, so dass sich eine vom Tagebausee ausgehende Strömung einstellt (nicht dargestellt). Mit Erreichen des Zielwasserspiegels gegen 2063 (Abb. 2, mittlere Spalte) stellt sich ein Strömungsregime ein, das vom Kippennordrand nach Nordosten, und in der Kippe nach Osten bis Südosten gerichtet ist. An der südlichen Seeböschung strömt Wasser in den Jackerather Horst, wo der Grundwasserwiederanstieg noch nicht abgeschlossen ist.

Die rechte Spalte in Abb. 2 zeigt den aus hydraulischer Sicht stationären Zustand 2200 nach abgeschlossenem Grundwasserwiederanstieg. Das stationäre Strömungsregime ist dann im Wesentlichen von natürlichen Einflussgrößen geprägt und durch eine von Südwesten nach Nordosten gerichtete, den zukünftigen Tagebausee durchströmende Grundwasserfließrichtung, charakterisiert. Im Westen beeinflussen die Niers und im Osten die Erft als Vorfluter das Strömungsgeschehen.

4.4 Grundwasserneubildung für Prognoserechnungen in der Niederrheinischen Bucht

Die langjährige mittlere Grundwasserneubildung in der hydrogeologischen Großlandschaft Niederrheinische Bucht wird gegenüber der Referenzperiode 1971 - 2000 nach Prognoserechnungen des Forschungszentrums Jülich im 21. Jh. zunehmen (LANUV 2021). Mit der Modellkette RCP-GCM-RCM-mGROWA zeigen die untersuchten Teilensembles bis auf wenige Ausnahmen Zunahmen der Medianwerte von 10 - 20 mm für die drei untersuchten 30-Jahres-Perioden und weit überwiegend Quartilspannen über dem Referenzwert. In der fernen 30-Jahres-Periode nimmt die Streuung der prognostizierten Werte zu und mehrere Teilensembles liegen unter dem Referenzwert, z.B. RCP8.5-E12-R15. Die projizierten Zunahmen oder Abnahmen sind keine robusten Änderungen.

Zeitreihen der Grundwasserneubildung in der Zeitspanne 1961 - 2020 zeigen für 20-Jahres-Perioden eine im Mittel um rund 40 mm a⁻¹ geringere Neubildungshöhe in der Zeitspanne 2001 - 2020 gegenüber der Zeitspanne 1981 - 2000. Diese 20-Jahres-Perioden dienen zur Illustration der interdekadischen Variabilität. Sie entsprechen keinem 30-jährigen Referenzzeitraum, der als Basis für wasserwirtschaftliche Planung dient (LANUV 2021: 50).

Exemplarisch zeigt Abb. 3 eine Vergleichsrechnung am Pfadlinienmodell OSTW-6 (s. Kap. 6.2.2) unter Verwendung der mit mGROWA für die Niederrheinische Bucht berechneten langjährigen mittleren Grundwasserneubildung (FZ Jülich 2021). Der Vergleich zeigt die Referenzperiode 1981 - 2010 mit einer Grundwasserneubildungshöhe von 172 mm a⁻¹ im Vergleich zum Zeitraum 1991 - 2020 mit einer um rund 20 % niedrigeren Grundwasserneubildungshöhe von 141 mm a⁻¹.

Die höhere Grundwasserneubildung der 30-Jahres-Periode 1981 - 2010 bewirkt eine etwas höhere Verdünnung und damit um wenige 10er mg L⁻¹ niedrigere Sulfatkonzentrationen. Die Distanz der 250 mg L⁻¹ Isokonze zum Startpunkt am Kippenrand ist etwas geringer. Qualitativ sind beide Berechnungen vergleichbar.

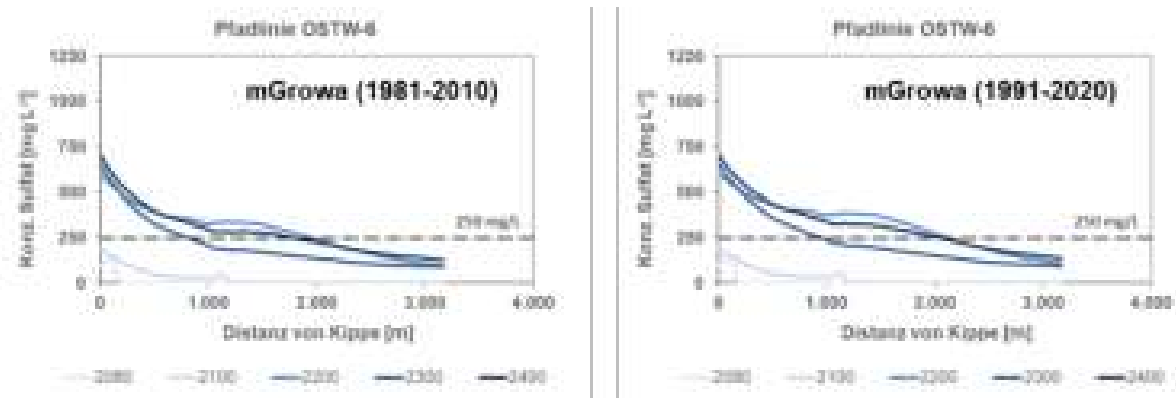


Abb. 3: Ergebnisse des Pfadlinienmodells OSTW-6 mit Verwendung der mittleren langjährigen Grundwasserneubildung nach mGROWA für den Zeitraum 1981 - 2010 und für den Zeitraum 1991 - 2020 im Vergleich.

Die durchgeführte Modellierung in diesem Gutachten setzen die mittlere langjährige Grundwasserneubildung nach dem mGROWA-Modell für den Zeitraum 1981 - 2010 (FZ Jülich 2021). Die Verwendung des Zeitraumes 1981 - 2010 für die Modellrechnung bildet die leicht erhöhte Grundwasserneubildung nach der weit überwiegenden Zahl der gerechneten Ensembles für die Niederrheinische Bucht ab. Im Unterschied zur rückblickenden Auswertung der 20-Jahres-Perioden werden damit die Prognosen für das 21. Jh. herangezogen.

4.5 Hydrochemische Situation der Kippenwässer

Ein Ziel dieses Gutachtens ist die Beschreibung der zukünftigen Beschaffenheit der Kippenwässer als Eingangsgröße für die Stofftransportmodellierung. Diese Beschaffenheit kann im Idealfall aus bestehenden Kippenwasseranalysen abgeleitet werden. Die Kippe Garzweiler befindet sich in einer frühen Befüllungsphase bei nur geringer Kippenwasserführung. Aus diesem Grund liegen nur wenig Kippenwassermessstellen und damit Analysen vor. Die vorliegenden Analysen sind nicht a priori repräsentativ für ein zukünftiges Kippenwasser bei fortgeschrittener Auffüllung der Kippe. In diesem Kapitel soll eine Bewertung der Bestandsdaten erfolgen

Abb. 4 zeigt die räumliche Verteilung von Kippenwassermessstellen im Bereich der gekalkten und ungekalkten Kippe im Osten des Tagebaus Garzweiler. Exemplarisch wird die Betrachtung zur Plausibilisierung um eine Messstelle aus dem liegenden Horizont 5 ergänzt. In den Altkippen wurden zur Zeit der Verkippung noch keine Kalkungsmaßnahmen vorgenommen, was zu einer Überschätzung versauerungsrelevanter Parameter führen kann. Ebenso sind diese Kippen als teilweise bereits ausgewaschene Altkippen anzusehen, was wiederum zu einer Unterschätzung versauerungsrelevanter hydrochemischer Parameter führen kann. Da die Ausmaße der beiden angeführten Effekte nicht abschätzbar sind, dürfen die Werte aus den angrenzenden Altkippen alleine nicht als repräsentativ bzw. ausreichend angesehen werden.

Beispielhaft für den liegenden Horizont 5 ist die Entwicklung ausgewählter Parameter an der Messstelle 809223 im Verlaufe der letzten 22 Jahre dargestellt. Die abnehmenden Gehalte an $\text{Fe}_{\text{gesamt}}$ und Sulfat zeigen einen sich deutlich mindernden Einfluss versickernden Kippenwassers an (Abb. 5). Hier hat sich vermutlich aufgrund des fortschreitenden Tagebaus der Einfluss und die sich damit ändernden Druckverhältnisse zwischen den GwLeitern und der darüber liegenden ungekalkten Kippe verringert. An anderen, weiter westlich gelegenen Messstellen zeigt sich ein steigender Kippenwassereinfluss (z.B. 502073, nicht dargestellt).

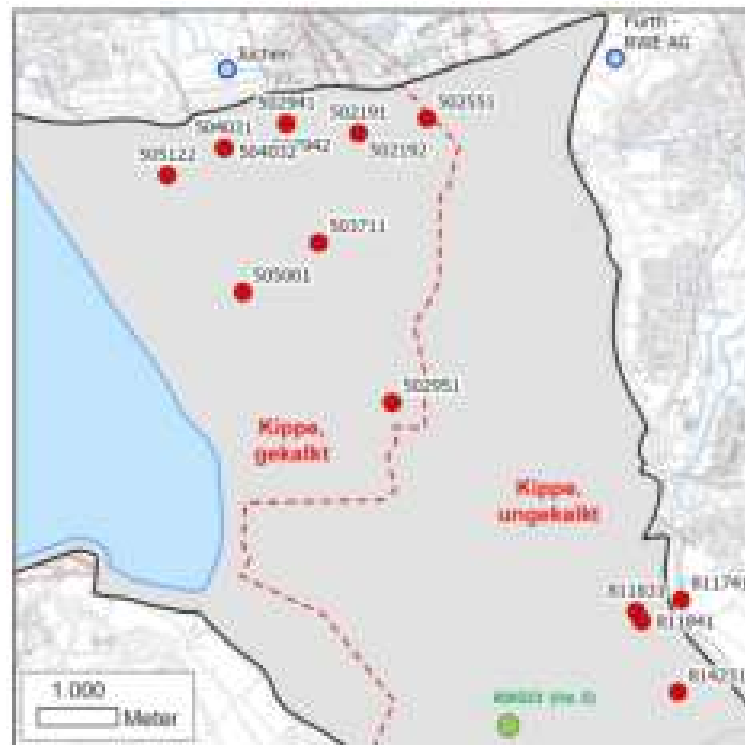


Abb. 4: Kippenmessstellen im Bereich der Abraumkippe des Tagebaus Garzweiler.

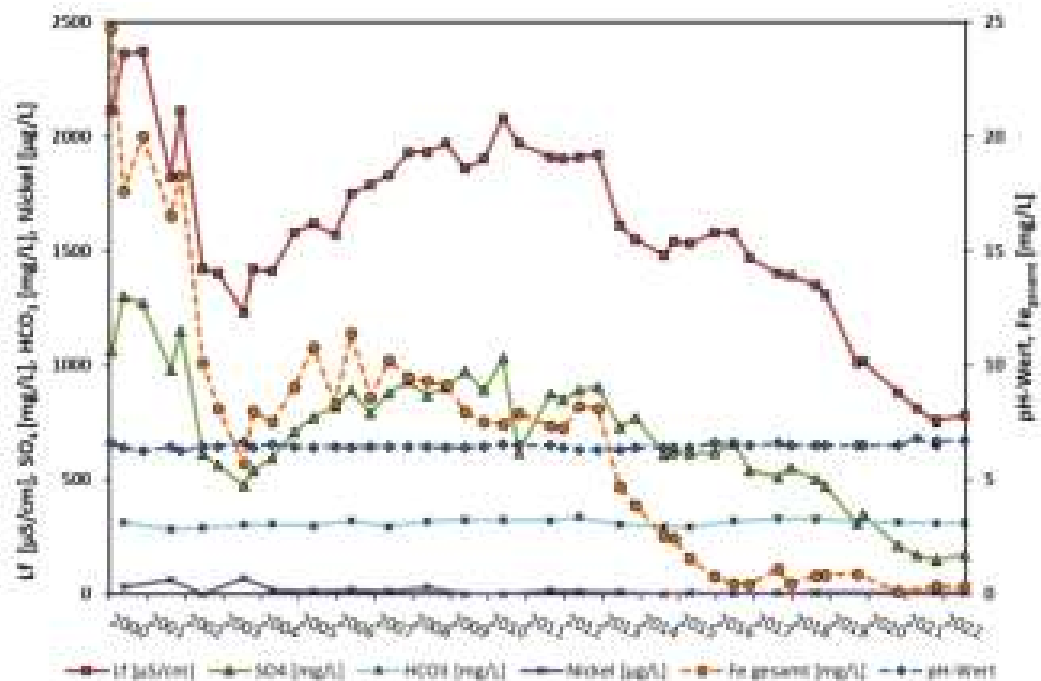


Abb. 5: Ganglinien hydrochemischer Parameter der Grundwassermessstelle 809223 (Horizont 5) im nördlichen Bereich der Abraumkippe Garzweiler (Lage siehe Abb. 4). Gestrichelte Parameter aufgetragen auf Sekundärachse.

So zeigen z.B. die beiden vorliegenden Kippenwassermessstellen unterschiedliche Charakteristika. Die im Osten gelegene Messstelle 502551 (Abb. 6, oben) befindet sich nahe dem Übergang zur ungekalkten Kippe. Die gemessenen Sulfatgehalte verdoppeln sich von 2017 bis 2019 auf etwa 800 mg L⁻¹ bei fallenden Eisengehalten (wenige mg L⁻¹) und einem leicht sauren pH-Wert von 6,3.

Die westlich gelegene Messstelle 504031 (Abb. 6, unten) hingegen zeigt seit 2015 stetig abnehmende Sulfatgehalte (von rund 1.200 mg L⁻¹ auf etwa 600 mg L⁻¹) bei insgesamt fast neutralen pH-Bedingungen (> 6,7) aber steigenden Eisengehalten (bis zu rund 80 mg L⁻¹).

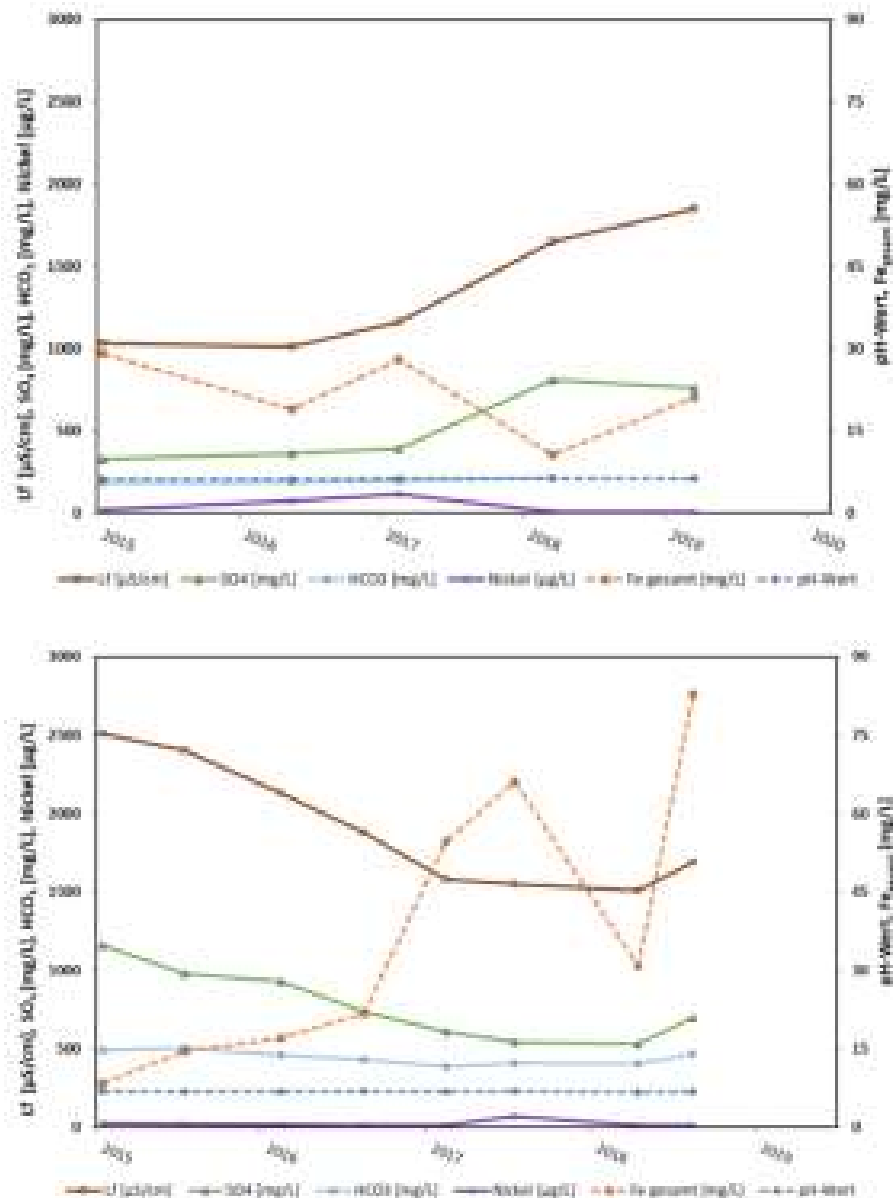


Abb. 6: Ganglinien von Sulfat, Eisen (ges.) und des pH-Werts der beiden Kippenmessstellen 502551 (oben) und 504031 (unten).

Die beiden Messstellen befinden sich in einem dynamischen Bereich des Tagebaubetriebes. Südlich befindet sich das temporäre Restloch Ost, welches stetig mit Material aus dem westlich der Autobahn A44 gelegenen Tagebau verfüllt wird.

Dies führt zu einer regelmäßigen Überschüttung von Kippenmessstellen, die dann andernorts neu errichtet werden. So wurde auch die im Gutachten 2014 gezeigte Messstelle 502192 überkippt. Die beobachtete Variabilität auf kleinem Raum ist Indiz dafür, dass keine beständige Kippenwasserführung und damit eine Durchströmung vorhanden ist, die als repräsentativ für eine generelle Kippenwasserzusammensetzung angesehen werden kann.

Zur Abschätzung der zukünftigen Kippenwasserzusammensetzung wurden Analysen der Kippenwässer des Tagebaus Garzweiler (Tab. 1) bewertet. Die statistischen Kennwerte wurden jeweils aus den Analysen oberhalb der Bestimmungsgrenze berechnet. Die Zahl der Analysen, in der die Konzentration eines Stoffes zu klein für eine Quantifizierung war ($< BG$) ist ebenfalls ausgewiesen.

Es zeigt sich eine große Spannbreite der hydrochemischen Parameter. So liegen die unmittelbar aus der Pyritoxidation stammenden Produkte Sulfat und Eisen in einem Wertebereich zwischen 3,0 und 3.080 mg L⁻¹ (Median: 1.400 mg L⁻¹, arithmetisches Mittel: 1.179 mg L⁻¹) bzw. 0,38 und 675 mg L⁻¹ (Median: 28 mg L⁻¹, arithmetisches Mittel: 68 mg L⁻¹). Die pH-Werte der Kippenwasseranalysen liegen zwischen 5,4 und 7,5 wobei die mittleren 50% im nur leicht sauren Bereich zwischen 6,1 und 6,7 liegen. Die pH-Pufferung spiegelt sich in Hydrogenkarbonatkonzentrationen von bis zu 625 mg L⁻¹ (Median: 329 mg L⁻¹, arithmetisches Mittel: 311 mg L⁻¹) wider.

Tab. 1: Statistische Auswertung der Kippenwasseranalysen des Tagebaus Garzweiler (Datengrundlage RWE Power, Stand 2023).

Kippe Hz. 20	Einheit	Messstellen	Analysen	$< BG^1$	$> BG^2$	Min.	Max.	25%- Perzentil	75%- Perzentil	90%- Perzentil	Mittelwert	Median
pH	--	14	78	0	78	5,4	7,5	6,13	6,7	6,9	6,43	6,38
spez. el. LF	µS/cm	13	76	0	76	490	4180	1430	2950	3195	2179	2475
Hydro.-karbonat	mg/L	14	75	0	75	45	625	183	406	483	311	329
Sulfat	mg/L	14	78	0	78	3,0	3080	550	1750	1932	1179	1400
Chlorid	mg/L	14	77	0	77	4,5	129	22	50	61	38	38
Eisen(ges.)	mg/L	14	77	0	77	0,38	675	17	68	135	68	28
Nitrat	mg/L	13	76	50	26	0,50	11	0,83	2,6	3,8	2,2	1,4
Nitrit	mg/L	1	1	1	0	-	-	-	-	-	-	-
Ammonium	mg/L	12	72	15	57	0,20	16	0,34	0,63	8,9	1,8	0,41
o-Phosphat	mg/L	7	39	26	13	0,08	0,26	0,10	0,20	0,21	0,16	0,16
Arsen	µg/L	12	59	12	47	0,60	107	1,7	9,0	23	11	4,5
Blei	µg/L	12	59	48	11	0,60	33	1	4,9	22	6,7	1,4
Cadmium	µg/L	12	59	39	20	0,100	4,8	0,65	2,0	3,3	1,5	1,1
Nickel	µg/L	12	59	1	58	6,2	779	19	122	271	104	40
Zink	µg/L	12	59	0	59	0,077	121	0,29	6,6	28	10	1,4
Quecksilber	µg/L	4	19	4	15	0,010	0,14	0,030	0,045	0,050	0,041	0,040
Uran	µg/L	0	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-

¹ Zahl der Analysen kleiner Bestimmungsgrenze; ² Zahl der Analysen größer Bestimmungsgrenze

Auch die Konzentrationen der Spurenstoffe Arsen, Blei, Cadmium, Nickel, Zink und Quecksilber weisen eine hohe Spannweite auf. Mit 12 von 59 liegen ca. 20% der As-Analysen unterhalb der Bestimmungsgrenze. Die mittleren 50% der verbleibenden Analysen sind mit 1,7 bis 9,0 µg L⁻¹ unterhalb des Schwellenwertes der Grundwasserverordnung von 10 µg L⁻¹, die Maximalkonzentration liegt bei 107 µg L⁻¹. Von den 59 Proben in denen Blei analysiert wurde, liegen 48 unterhalb der Bestimmungsgrenze. Aus den verbleibenden 11 Analysen ergibt sich eine Spanne von 0,6 bis 33 µg L⁻¹ wobei sich die mittleren 50% auf einen Bereich zwischen 1 und rund 5 µg L⁻¹ verteilen. Rund zwei Drittel der durchgeführten Cd-Analysen liegen unterhalb der Bestimmungsgrenze. Die mittleren 50% der Cd-Konzentrationen des restlichen Drittels liegen mit Werten zwischen 0,65 und 2,0 µg L⁻¹ oberhalb des Grundwasserschwellenwertes von 0,5 µg L⁻¹. Für Nickel gibt es keinen

Schwellenwert in der Grundwasserverordnung; in der Trinkwasserverordnung ist ein Grenzwert von $20 \mu\text{g L}^{-1}$ festgehalten. Die mittleren 50% der Kippenwasseranalysen liegt mit Werten zwischen 19 und 122 fast vollständig oberhalb dieses Grenzwerts. Lediglich eine der 59 Analysen liegt unterhalb der Bestimmungsgrenze. Die gemessenen Zinkkonzentrationen weisen mit Werten zwischen $0,077$ und 121 mg L^{-1} die größte Spannweite auf; die mittleren 50% bewegen sich allerdings zwischen $0,29$ und $6,6 \text{ mg L}^{-1}$. Quecksilber wurde an vergleichsweise wenigen Proben analysiert. Die mittlere Konzentration liegt bei $0,041 \mu\text{g L}^{-1}$ (Median: $0,040 \mu\text{g L}^{-1}$) und ebenso wie die maximale, gemessene Konzentration unter dem Schwellenwert von $0,2 \mu\text{g L}^{-1}$. Für Uran liegen keine Analysen aus dem Bereich der Kippe Garzweiler vor.

Stickstoff tritt in der Kippe Garzweiler vor allem in Form von Ammonium auf. Von 72 Analysen liegen 15 unterhalb der Bestimmungsgrenze; aus den übrigen Analysen errechnet sich ein Median von $0,41 \text{ mg L}^{-1}$. Ein Teil der mittleren Kohorte ($0,34$ und $0,63 \text{ mg L}^{-1}$) liegt oberhalb des Grundwasserschwellenwertes von $0,5 \text{ mg L}^{-1}$. Nitrat liegt nur in geringen Konzentrationen bis max. 11 mg L^{-1} vor. Nitrit wurde lediglich in einer Probe analysiert. Die maximale ortho-Phosphat Konzentration von $0,26 \text{ mg L}^{-1}$ liegt deutlich unterhalb des Grundwasserschwellenwertes von $0,5 \text{ mg L}^{-1}$.

Die mitunter sehr großen Spannbreiten der hydrochemischen Parameter erschweren die Abschätzung der Kippenwasserzusammensetzung als Ausgangsbedingung für die reaktive Transportmodellierung.

In der Gesamtschau kann aus der geringen Anzahl an Kippenwasseranalysen aus der Kippe Garzweiler und der großen Streuung in vielen Parametern keine repräsentative Kippenwasserbeschaffenheit abgeleitet werden. Eine Ableitung von Kippenfunktionen zur Beschreibung der Kippenwasserbeschaffenheit in Abhängigkeit von der Sulfatkonzentration, wie dies als Eingangsgröße für die durchgeführte reaktive Stofftransportmodellierung notwendig ist, gelingt zum jetzigen Stand nur, wenn zusätzlich Kippenwasseranalysen aus anderen Standorten (Tagebaue Inden, Hambach und Alttagebaue sowie Daten aus Laborversuchen) als weitere Stützwerte herangezogen werden.

4.6 Mittlere Stoffgehalte im Unverritzten für die Modellierung

Für die Umsetzung der reaktiven Stofftransportmodellierung sind die Modellzellen mit einer Lösung entsprechend der mittleren Beschaffenheit des jeweiligen Grundwassers zu parametrisieren. Dieses kann aus vorliegenden Analysen im Umfeld des Tagebaus Garzweiler abgeleitet werden. Dazu werden horizontweise Grundwassermessstellen selektiert, die keine Kippenwassersignatur aufweisen und auch nicht durch lokal auftretende Prozesse (z.B. autolithotrophe Denitrifikation) oder andere Einflüsse deutlich verändert sind. Einen Hinweis auf einen Kippenwassereinfluss kann ein hohes Sulfat-Chlorid-Verhältnis geben. Auch die Prüfung der zeitlichen Entwicklung kann einen beginnenden Kippenwassereinfluss anzeigen. Für die Ableitung der mittleren Grundwasserbeschaffenheit wurden Grundwassermessstellen betrachtet, von denen Analysen seit dem Jahr 2010 vorliegen.

In Tab. 2 sind für die in diesem Gutachten relevanten Grundwasserleiter OSTW, 8, 6D und 6B aus vorliegenden Analysen (Stand 2023) mittlere Konzentrationen für die Hauptionen, für Sauerstoff und Eisen sowie den pH-Wert und die Spurenstoffe Arsen, Blei, Cadmium, Nickel und Zink abgeleitet.

Tab. 2: Mittlere Stoffgehalte und Parameter in den Grundwässern im Unverritzten für die Modellierung (Datengrundlage RWE Power, Stand 2023).

Parameter	Einheit	OSTW			Hor. 8	Hor. 6D	Hor. 6B
		gesamt	oxisch	reduzierend			
Messpunkte <i>n</i> *	-	231	176	55	27	49	25
Analysen <i>n</i> *	-	14025	9957	4068	742	991	426
Temperatur	°C	11,5	-	-	11,5	12,4	13,6
pH	-	6,7	6,6	6,8	6,9	7,1	6,8
Hydrogencarbonat	mg/L	211	204	231	209	237	263
K _{S4,3}	mmol/L	3,5	3,3	3,8	3,4	3,9	4,3
Natrium	mg/L	22	20	27	11	8,0	9,1
Kalium	mg/L	4,3	4,7	3,2	1,5	2,0	3,3
Magnesium	mg/L	16	16	15	12	17	15
Calcium	mg/L	96	99	87	77	83	63
Chlorid	mg/L	50	51	49	28	24	11
Sulfat	mg/L	89	90	83	59	59	23
Nitrat	mg/L	36	47	2	9,8	< 1	< 1
Phosphat	mg/L	0,10	0,10	0,13	0,06	0,07	0,13
Eisen, ges.	mg/L	2,0	1,2	4,7	1,7	3,7	6,9
Mangan	mg/L	0,20	0,17	0,41	0,11	0,13	0,18
Arsen	µg/L	3,3	2,3	6,8	2,6	3,5	3,6
Blei	µg/L	3,6	3,0	5,2	11,4	2,3	2,0
Cadmium	µg/L	0,26	0,27	0,23	0,32	0,24	0,24
Nickel	µg/L	8,7	7,5	11,9	11,0	5,8	5,2
Zink	mg/L	0,36	0,16	0,92	0,19	0,72	0,34

* Maximalanzahl der Messpunkte bzw. Analysen. Diese können je Parameter stark variieren

4.7 Redox-Verhältnisse im OSTW und in den Absenkungsbereichen der Sumpfung

In der reaktiven Transportmodellierung werden für das OSTW initial ein Sauerstoffgehalt von ca. 4 mg L⁻¹ und ein pe-Wert von 10 angenommen. Der Sauerstoffgehalt leitet sich wie die mittleren Stoffgehalte (s. Kap. 4.6) aus einer Auswertung der Datengrundlage der RWE Power ab. Basierend auf der Gesamtzusammensetzung des OSTW-Grundwassers berechnet der zur reaktiven Transportmodellierung eingesetzte Programmcode PhreeqC, Version 3 die Lösungsspeziation des Wassers. Nach dieser Berechnung stellt sich ein pe-Wert von ca. 14 ein. Die Ergebnisse der reaktiven Modellierung des OSTWs eignen sich daher zur Beurteilung der Interaktion des OSTWs mit Schutzgütern (Fließgewässer, Feuchtgebiete, o.ä.), da diese vor allem vom oberflächennahen, tendenziell oxischen bis suboxischen Grundwasser beeinflusst werden.

Eine Entwässerung in Folge der Sumpfangsmaßnahmen findet nur im OSTW flächig statt. In den tieferen Grundwasserleitern kommt es nur im Nahbereich der Sumpfangsbrunnen zu einer Entwässerung. Aufgrund der Druckentlastung ist anzunehmen, dass sich der bei der Entwässerung entstehende, ungesättigte Porenraum zunächst mit volatilen Bestandteilen des Grundwassers (z.B. Entgasung von CO₂) und Wasserdampf füllt. Im weiteren Tagebauumfeld findet in den tieferen Horizonten lediglich eine Druckentlastung statt, die Grundwasserkörper bleiben jedoch wassergesättigt. Eine flächige Zufuhr von Luft-Sauerstoff in die tiefen Grundwasserleiter ist daher nicht zu erwarten, sodass keine Änderung der Redox-Verhältnisse anzunehmen ist.

4.8 Reaktionsrelevantes Mineralinventar im Unverritzten

Das aus der Kippe abströmende Kippenwasser reagiert im Unverritzten mit dem in den Grundwasserleitern vorliegenden Mineralinventar. Dies wird in der reaktiven Stofftransportmodellierung für reaktionsrelevante Minerale berücksichtigt. Da für das Kippenvorfeld keine Analysen vorliegen, wird auf Daten der RWE Power zum Mineralgehalt des Abraummateriels zurückgegriffen. Zusätzlich werden quantitative mineralogische Eingangsdaten aus früheren Studien entnommen (hauptsächlich Obermann et al. 1993) und durch Angaben von Schulte et al. (1997), Bergmann (1999), Cremer (2002), Wisotzky (2003), Wisotzky & Lenk (2006), Lenk (2008) und Uhlmann (2020) geprüft bzw. ergänzt.

Von besonderer hydro-geochemischer Bedeutung ist das Vorliegen von Pyrit und Karbonaten. Der Pyritschwefelgehalt im Grundwasserleiter steuert das Redoxmilieu und führt zur Einstellung eines anaeroben Milieus. Karbonate bewirken eine Pufferung gegenüber der mit dem Kippenwasser und ggf. auftretender lokaler Pyritoxidation eingetragenen Acidität.

Eine horizontspezifische Beschreibung der Pyritschwefelgehalte und des anorganischen Kohlenstoffs ist nur bedingt möglich. Des Weiteren werden im Zuge der Modellierung aufgrund der Untergrundgeometrie und der hydraulischen Verhältnisse mehrere Horizonte zu Modellleitern zusammengefasst. Im vorliegenden Gutachten wird daher nur zwischen dem oberflächennahen OSTW und tieferen Grundwasserleitern (Hz. 8/6D/6B) unterschieden.

Im Untersuchungsgebiet sind sowohl die grobklastischen Terrassensedimente als auch die Kiese der Reuver-Serie schwefelfrei (z.B. Cremer 2002). Basierend auf den Untersuchungen von Cremer (2002) im Bereich der Wassergewinnung Mönchengladbach-Rasseln wird für das OSTW ein anorganischer Kohlenstoffgehalt von 0,028 Gew.-% angesetzt. Es wird angenommen, dass dieser Kohlenstoff vollständig als Calcit vorliegt.

Für die tieferen Grundwasserleiter werden aktuelle Daten der RWE Power ausgewertet. Aus diesen werden ein mittlerer Pyritschwefelgehalt von 0,23 Gew.-% und ein anorganischer Kohlenstoffgehalt von ca. 63 mg/kg abgeleitet. Dieser Kohlenstoff ist jedoch nicht vollständig pufferwirksam. Wisotzky & Lenk (2008) und Wisotzky & Lenk (2010) geben eine Pufferwirksamkeit von rund 70% an, bei 2 % Ca-Sideritanteil. Für die reaktive Transportmodellierung wird daher ein Calcitgehalt von 43 mg kg⁻¹ und ein Ca-Sideritgehalt von 1 mg kg⁻¹ angesetzt.

Für die Kationenaustauschkapazität gibt Lenk (2008) einen Wert von 5,5 mmol(eq) kg⁻¹ für den Hz. 8 an. Dieser fügt sich gut in die von Cremer (2002) bestimmten Werte, die zwischen 4,0 und 6,2 mmol(eq) kg⁻¹ liegen, ein. Dieser Wert wird hier zudem mangels anderer Daten auch für alle Horizonte (OSTW, Hz. 8, Hz. 6D und Hz. 6B) angesetzt.

Tab. 3 gibt einen Überblick über die in der reaktiven Modellierung angesetzten initialen Gehalte der reaktiven Phasen.

Tab. 3: Initiale Gehalte der reaktiven Phasen in den Grundwasserleitern für die Modellierung.

	Einheit	OSTW	Tiefere GwLeiter (Hz. 8/6D/6B)
Pyrit-S	[Gew.-%]	0	0,23
Calcit	[mg kg ⁻¹]	280	43
Ca-Siderit	[mg kg ⁻¹]	0	1
Siderit	[mg kg ⁻¹]	0	0
Ferrihydrit	[Gew.-%]	0	0
Gips	[mg kg ⁻¹]	0	0
Quarz	[Gew.-%]	nicht limitiert	
Kaolinit	[Gew.-%]	nicht limitiert	
Silicagel	[Gew.-%]	0	0
Gibbsit	[Gew.-%]	0	0
Sauerstoff	[mg L ⁻¹]	3,9	0
KAK	[mmol(eq) kg ⁻¹]	5,5	5,5

5 ABLEITUNG ZU ERWARTENDER KONZENTRATIONEN RELEVANTER PARAMETER DES KIPPENGRUNDWASSERS

Das numerische Grundwassermodell der RWE Power simuliert den konservativen (nichtreaktiven) Transport von Sulfat mit einem Wanderpunktverfahren (particle tracking). Daher werden das Auftreten und ein möglicher Zusammenhang zwischen den zu beschreibenden Parametern pH-Wert, Leitfähigkeit, Natrium, Kalium, Magnesium, Calcium, Eisen (gesamt), Mangan (gesamt), Chlorid, Hydrogenkarbonat, der Spurenstoffe Arsen, Blei, Cadmium, Nickel und Zink und Sulfat in Kippenwässern des Rheinischen Braunkohlereviere in diesem Gutachten untersucht. Mit einer aus Gutachten und Veröffentlichungen sowie durch die RWE Power zur Verfügung gestellten umfassenden Datenbasis werden funktionelle Zusammenhänge dieser Messgrößen und Stoffe mit Sulfat mathematisch erfasst.

Den zeitlichen, von RWE Power modellierten Verläufen der Sulfatkonzentrationen am Rand der Kippe bzw. des zukünftigen Tagebausees werden mit den im Folgenden zu beschreibenden Funktionen Sulfatkonzentrationen zugeordnet. Einige dieser Funktionen spiegeln dabei einzelne oder mehrere hydrochemische Prozesse wider (z.B. beim Zusammenhang $\text{Fe}_{\text{gesamt}}$ vs. SO_4^{2-} Sulfidoxidation und Ca-Siderit-Fällung bzw. Fe(II)-Sorption), während andere Parameter in keinem kausalen Zusammenhang zu Sulfat stehen. Hier können entweder Scheinkorrelationen (z.B. Zusammenhang K^+ vs. SO_4^{2-}) entstehen, oder aber auch keinerlei Abhängigkeit des entsprechenden Parameters vom Sulfat vorliegen.

Für jeden relevanten Parameter werden in Anlehnung an für die Region typische Variationsbreiten repräsentative Werte bzw. Wertebereiche abgeleitet. Die mathematischen Funktionen werden zudem in der Gesamtheit geprüft, um sicherzustellen, dass die damit abgeleiteten Kippenwässer plausibel sind.

Die einzelnen Zusammenhänge sollen im Folgenden dargestellt und erläutert werden.

5.1 Eisen

Abb. 7 zeigt $\text{Fe}_{\text{gesamt}}$ gegen die SO_4^{2-} Konzentration auf Basis der beschriebenen Datenbasis aufgetragen. Vor allem im Bereich niedrigerer Sulfatgehalte wird hier deutlich, dass sich das Verhältnis von Eisen zu Sulfat bei einem Großteil der untersuchten Analysen deutlich unterstöchiometrisch im Vergleich zur reinen Pyrit-Auflösung verhält. Dies geht im Wesentlichen auf Proben zurück, die einen vergleichsweise hohen pH-Wert aufweisen, so dass die Konzentrationen gelösten Eisens durch Mineralfällung begrenzt werden. Dies geschieht zum einen in aeroben Kippenbereichen in Form von Hydroxiden und zum anderen in anaeroben Kippenbereichen in Form von Siderit oder Ca-Siderit. Bei höheren Sulfatgehalten treten auch tiefere pH-Werte auf, so dass hier zum Teil auch überstöchiometrische Fe-Gehalte in Lösung vorliegen können, die aus dem Anlösen der Oberflächen weiterer eisenhaltiger Minerale resultieren.

Die Funktion zur Definition der Fe-Gehalte im Kippengrundwasser in Abhängigkeit von Sulfat beruht auf den vorliegenden Kippenwasseranalysen des Standortes (Abb. 7). Auf der Datengrundlage erfolgt eine Unterscheidung von gekalkten und ungekalkten Kippenwässern. Mit diesen Funktionen ergeben sich bei einer Sulfatkonzentration von rund 2.500 mg L^{-1} plausible Eisenkonzentrationen bis rund 180 mg L^{-1} in der gekalkten und rund 530 mg L^{-1} in der ungekalkten Kippe.

Die höchsten zu erwartenden mittleren Sulfatgehalte in den definierten Modellschnitten betragen rund 1.100 mg L^{-1} .

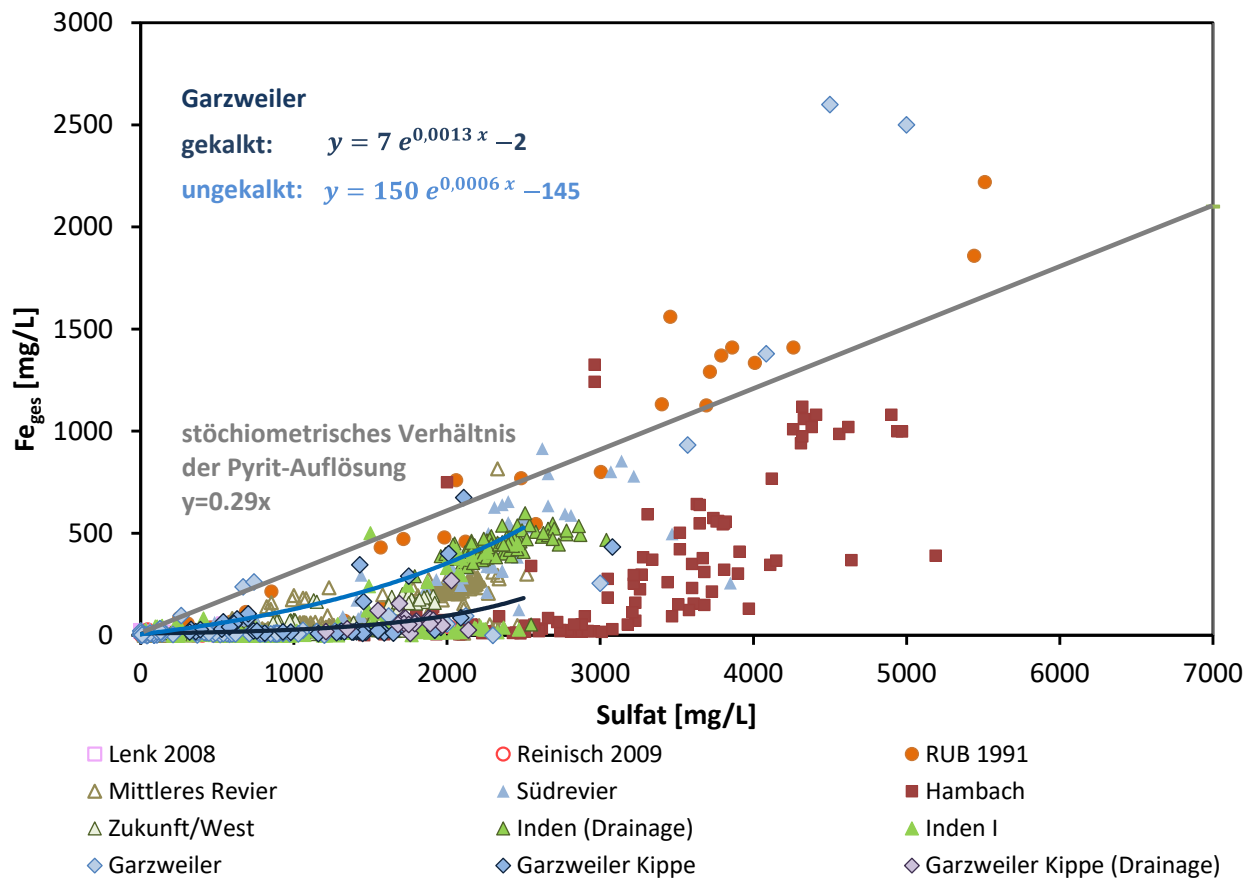


Abb. 7: Abhängigkeit der $\text{Fe}_{\text{gesamt}}$ -Gehalte von der SO_4^{2-} -Konzentration aus Literaturdaten und Kippenwasseranalysen des Rheinischen Braunkohlenreviers und abgeleitete Funktion. (**Garzweiler**: Obermann et al. (1993), Wisotzky (2003), RWE Power AG (2023); **Hambach**: Obermann et al. (1993), Uhlmann (2007), RWE Power AG (2022); **Inden/Zukunft-West**: Obermann et al. (1993), Wisotzky & Lenk (2006), Lenk (2008), RWE Power AG (2022); **Lenk 2008**: aus Lenk (2008), H. 8, Kippenabstrom); **Reinisch**: aus Reinisch (2009), tiefere Leiter der Erft-Scholle und der Rurscholle; **RUB 1991**: aus Obermann et al. (1991), Lokalität unspezifiziert; **Mittleres Revier**: RWE Power AG (2019); **Südrevier**: Obermann et al. (1991), Wisotzky (2003), Lenk et al. (2013)). Analysedaten aus den Gutachten mit bekannter Zuordnung zu einem der Tagebaustandorte sind diesen zugeordnet.

5.2 Mangan

In Abb. 8 ist Mn_{gesamt} gegen die Sulfatkonzentration auf Basis der beschriebenen Datengrundlage dargestellt. Am Standort Garzweiler treten im Kippenwasser bis zu 193 mg L^{-1} Mn_{gesamt} auf. Der arithmetische Mittelwert sowie der Median liegen mit ca. 6 mg L^{-1} bzw. 4 mg L^{-1} deutlich tiefer (berechnet aus 284 Analysen aus 28 Messpunkten). Ähnlich wie beim Eisen ist bei den Proben mit einem vergleichsweise hohen pH-Wert eine Konzentrationslimitierung durch Mineralfällung zu erwarten – in aeroben Haldenbereichen in Form von Mn-Oxiden; in anaeroben Bereichen in Form von Mn-Carbonaten.

Zur Modellierung der Kippenwasserzusammensetzung wird eine natürliche Exponentialfunktion an die vorliegenden Daten des Standorts Garzweiler angepasst. Die Funktion besitzt einen Minimalwert von $3,5 \text{ mg L}^{-1}$. Bei einer Sulfatkonzentration von 2.500 mg L^{-1} wird eine Mn_{gesamt} -Konzentration von rund 41 mg L^{-1} erreicht.

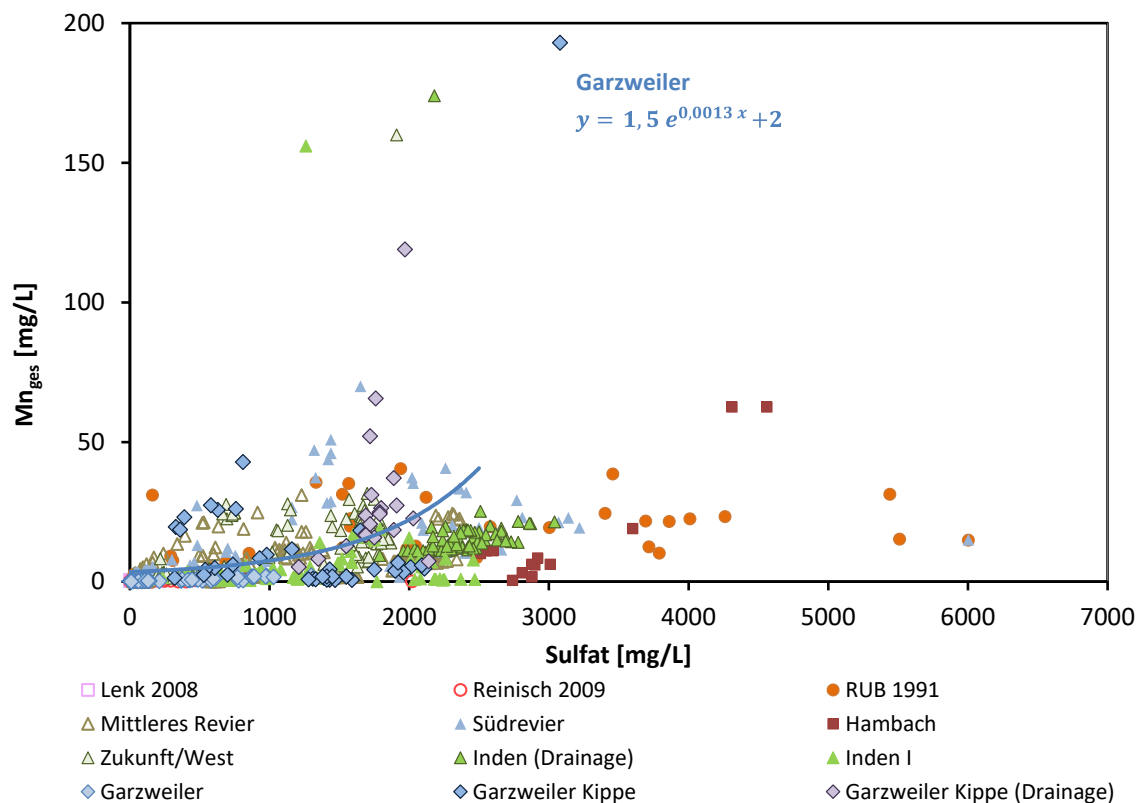


Abb. 8: Abhängigkeit der Mn_{gesamt} -Gehalte von der SO_4^{2-} -Konzentration aus Literaturdaten und Kippenwasseranalysen des Rheinischen Braunkohlenreviers und abgeleitete Funktion. (**Garzweiler**: Obermann et al. (1993), Wisotzky (2003), RWE Power AG (2023); **Hambach**: Obermann et al. (1993), Uhlmann (2007), RWE Power AG (2022); **Inden/Zukunft-West**: Obermann et al. (1993), Wisotzky & Lenk (2006), Lenk (2008), RWE Power AG (2022); **Lenk 2008**: aus Lenk (2008), Hz. 8, Kippenabstrom); **Reinisch**: aus Reinisch (2009), tiefere Leiter der Erft-Scholle und der Rurscholle; **RUB 1991**: aus Obermann et al. (1991), Lokalität unspezifiziert; **Mittleres Revier**: RWE Power AG (2019); **Südrevier**: Obermann et al. (1991), Wisotzky (2003), Lenk et al. (2013)). Analysedaten aus den Gutachten mit bekannter Zuordnung zu einem der Tagebaustandorte sind diesen zugeordnet.

5.3 Magnesium und Calcium

Die Konzentrationen von Magnesium und Calcium steigen zunächst mit zunehmenden Sulfatgehalten gemäß einem Polynom zweiter Ordnung an, flachen im weiteren Verlauf ab und sind mit einem Grenzwert von 190 bzw. 710 mg L⁻¹ nach oben limitiert (Abb. 9).

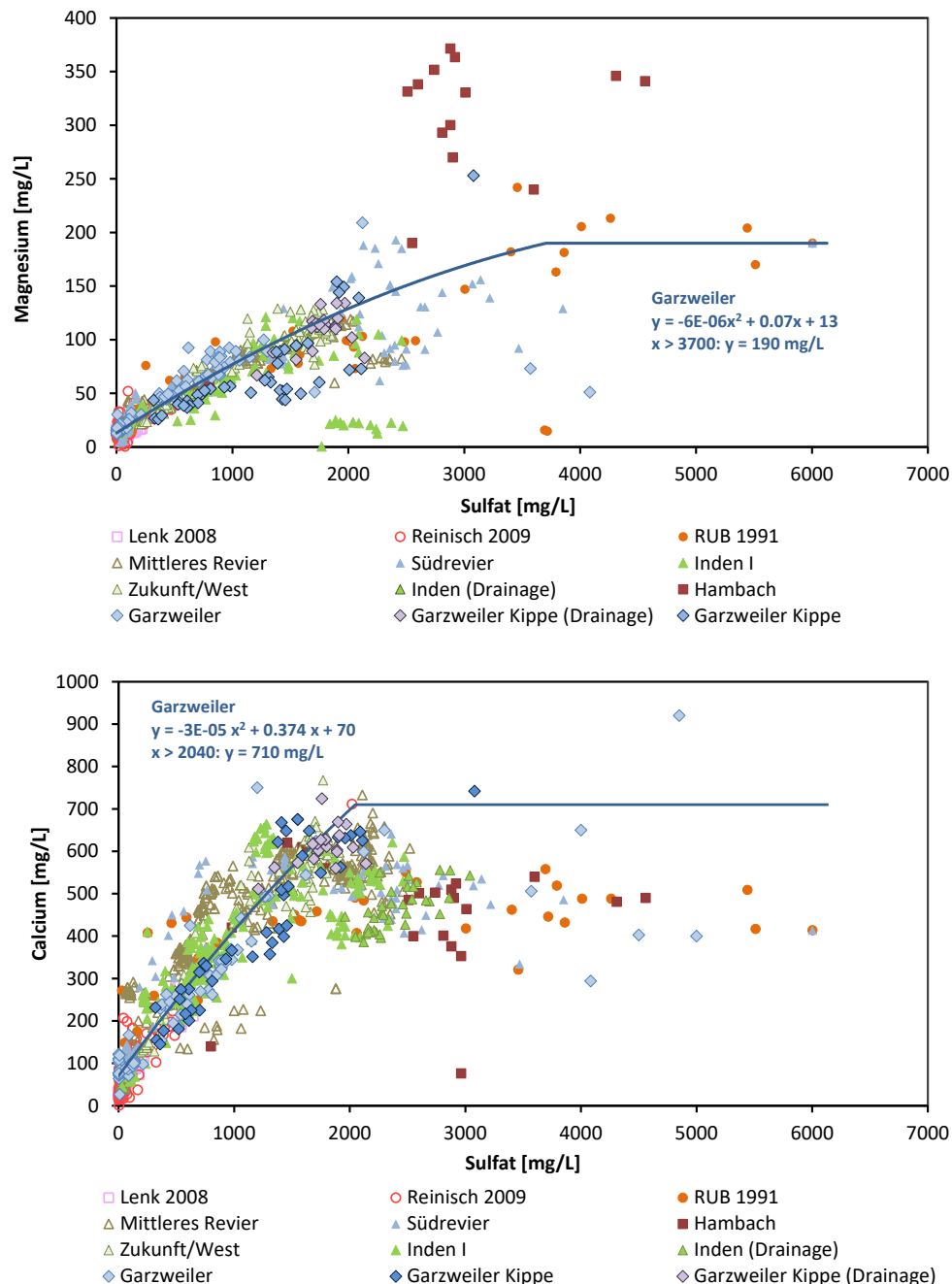


Abb. 9: Abhängigkeit der Mg²⁺- (oben) und Ca²⁺-Gehalte (unten) von der SO₄²⁻-Konzentration. (**Garzweiler**: Obermann et al. (1993), Wisotzky (2003), RWE Power AG (2023); **Hambach**: Obermann et al. (1993), Uhlmann (2007), RWE Power AG (2022); **Inden/Zukunft-West**: Obermann et al. (1993), Wisotzky & Lenk (2006), Lenk (2008), RWE Power AG (2022); **Lenk 2008**: aus Lenk (2008), Hz. 8, Kippenabstrom); **Reinisch**: aus Reinisch (2009), tieferer Leiter der Erft-Scholle und der Rurscholle; **RUB 1991**: aus Obermann et al. (1991), Lokalität un spezifiziert; **Mittleres Revier**: RWE Power AG (2019); **Südrevier**: Obermann et al. (1991), Wisotzky (2003), Lenk et al. (2013)). Analysedaten aus den Gutachten mit bekannter Zuordnung zu einem der Tagebaustandorte sind diesen zugeordnet.

Der funktionelle Zusammenhang ist im Wesentlichen in einer mit der Pyritoxidation einhergehenden Versauerung und der daraus resultierenden Lösung von Karbonaten begründet. Die Limitierung des Calciums kommt durch die einsetzende Gips-Fällung zustande. Bei niedrigeren Calciumgehalten können hingegen erhöhte Sulfatgehalte auftreten.

Der exakte Wert für das Erreichen der Gips-Sättigung hängt von den Lösungsgenossen ab, insbesondere von Eisen, Magnesium und Hydrogencarbonat. Dabei kommt Eisen aufgrund seiner z.T. sehr hohen Konzentrationen als Komplexbildner mit Sulfat eine große Bedeutung zu. Je nach Konzentration der Lösungsgenossen kann bei einer gegebenen Calciumkonzentration von z.B. 550 mg L⁻¹ der Sulfatgehalt bei Erreichen der Gipssättigung zwischen 2.000 und 2.900 mg L⁻¹ liegen, bei extrem hohen Eisengehalten auch bis zu 5.000 mg L⁻¹.

5.4 pH-Wert

Die nachfolgende Abb. 10 zeigt zunächst die Beziehung der pH-Werte zu den Sulfatkonzentrationen für die verschiedenen Tagebaue bzw. Literaturstellen. Da der pH-Wert nicht an Sulfat gekoppelt ist, sondern nur mittelbar z.B. durch die Sulfidverwitterung, enthält der Datensatz ein breites Band von pH-Werten entlang der Ordinate ohne Beziehung zu Sulfat. Mit steigenden Sulfatwerten entwickelt sich ein Trend zu niedrigen, sauren pH-Werten. Dies ist ein Hinweis auf die versauernden Prozesse der Sulfidoxidation.

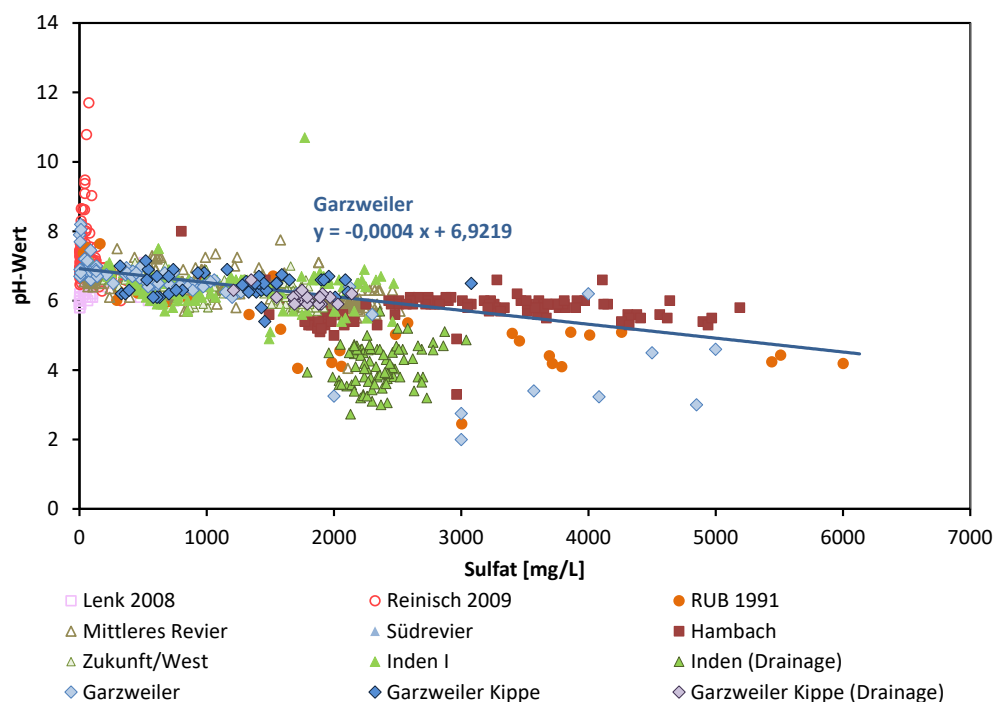


Abb. 10: Abhängigkeit der pH-Werte von der SO₄²⁻-Konzentration. (**Garzweiler**: Obermann et al. (1993), Wisotzky (2003), RWE Power AG (2023); **Hambach**: Obermann et al. (1993), Uhlmann (2007), RWE Power AG (2022); **Inden/Zukunft-West**: Obermann et al. (1993), Wisotzky & Lenk (2006), Lenk (2008), RWE Power AG (2022); **Lenk 2008**: aus Lenk (2008), H. 8, Kippenabstrom); **Reinisch**: aus Reinisch (2009), tiefere Leiter der Erft-Scholle und der Rurscholle; **RUB 1991**: aus Obermann et al. (1991), Lokalität unspezifiziert; **Mittleres Revier**: RWE Power AG (2019); **Südrevier**: Obermann et al. (1991), Wisotzky (2003), Lenk et al. (2013)). Analysedaten aus den Gutachten mit bekannter Zuordnung zu einem der Tagebaustandorte sind diesen zugeordnet.

Je nach Gestein haben weitere Prozesse einen Einfluss auf den pH-Wert, so dass die Daten um den Trend relativ weit streuen. Die abzuleitende Funktion ist ausgerichtet an der Mehrzahl der Analysen aus Garzweiler, die in guter Übereinstimmung mit der Mehrzahl der betrachteten Analysen aus anderen Tagebauen liegen. Geringere pH-Werte zeigen sich u.a. bei den Wässern aus der Drainage im Tagebau Garzweiler vermutlich als Folge einer weitgehenden Oxidation von Fe(II). Die Drainagewässer aus der Kippe Garzweiler hingegen sind aufgrund der Kippenkalkung gepuffert und durch Gipsfällung in ihren Sulfatkonzentrationen limitiert.

5.5 Natrium, Kalium und Chlorid

Aus fachlicher Sicht besteht kein direkter hydrochemischer Zusammenhang zwischen den Gehalten an Sulfat und den Ionen Natrium, Kalium und Chlorid. Um trotzdem Werte für die Modellierung ansetzen zu können, wurden rein mathematisch begründete Funktionen bestimmt.

Natrium zeigt insgesamt eine sehr weite Streuung (Abb. 11, oben), die sich im Wesentlichen in zwei Kohorten ausdrückt. Eine Vielzahl von Analysen aus verschiedenen Kippen zeigen Natriumkonzentrationen bis etwa 50 mg L^{-1} bis in sehr hohe Sulfatkonzentrationen. Eine zweite Kohorte zeigt hingegen Natriumkonzentrationen bis zu 400 mg L^{-1} bei Sulfatgehalten bis 3.000 mg L^{-1} . Hier sind neben den wenigen Analysen aus Garzweiler auch solche aus Inden und Hambach vertreten. Die gewählte Funktion bildet die Hauptkohorte ab. Ähnlich zeigt sich dies auch für Kalium (Abb. 11, unten), jedoch etwas weniger stark ausgeprägt. Auch hier bildet die gewählte Funktion die Hauptkohorte ab.

Bei Chlorid weist der Gesamtdatensatz bei Sulfatgehalten bis 2.500 mg L^{-1} eine sehr weite Streuung auf, die nicht von der Sulfatkonzentration abhängig ist (Abb. 12). Neben den Daten aus der Arbeit Reinisch (2009), die den generellen Chemismus der tieferen Grundwässer behandelt, die hinsichtlich Natrium und Chlorid besonders ausgeprägt sind, betrifft das besonders prägnant Analysen aus Inden. Die gewählte lineare Funktion zeichnet eine mittlere Chloridzunahme für die Analysen aus Garzweiler nach, die bei den gegebenen Sulfatgehalten zwischen 15 und rund 50 mg L^{-1} Chlorid erzeugt.

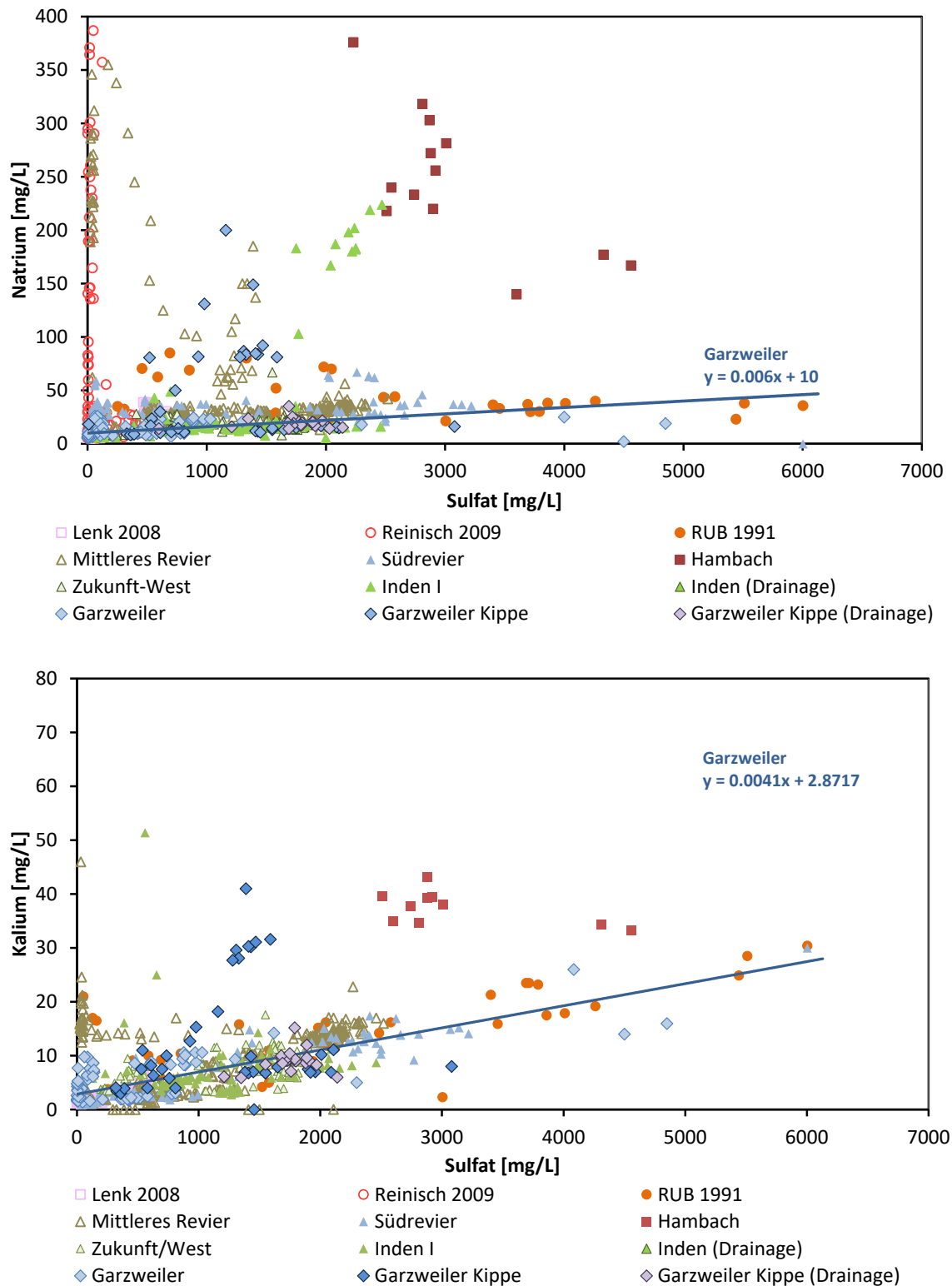


Abb. 11: Abhängigkeit der Na⁺- (oben) und der K⁺-Gehalte (unten) von der SO₄²⁻-Konzentration. (**Garzweiler**: Obermann et al. (1993), Wisotzky (2003), RWE Power AG (2023); **Hambach**: Obermann et al. (1993), Uhlmann (2007), RWE Power AG (2022); **Inden/Zukunft-West**: Obermann et al. (1993), Wisotzky & Lenk (2006), Lenk (2008), RWE Power AG (2022); **Lenk 2008**: aus Lenk (2008), Hz. 8, Kippenabstrom); **Reinisch**: aus Reinisch (2009), tiefere Leiter der Erft-Scholle und der Rurscholle; **RUB 1991**: aus Obermann et al. (1991), Lokalität un spezifiziert; **Mittleres Revier**: RWE Power AG (2019); **Südrevier**: Obermann et al. (1991), Wisotzky (2003), Lenk et al. (2013)). Analysedaten aus den Gutachten mit bekannter Zuordnung zu einem der Tagebaustandorte sind diesen zugeordnet.

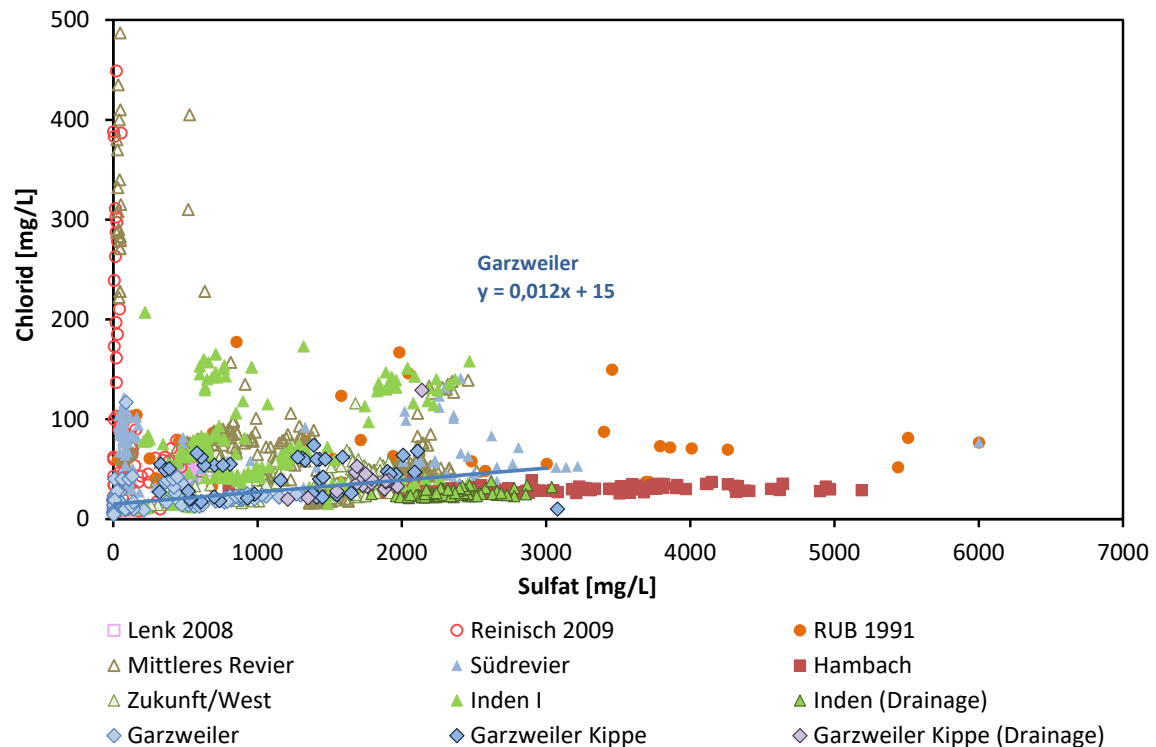


Abb. 12: Abhängigkeit der Cl⁻-Gehalte von der SO₄²⁻-Konzentration. (**Garzweiler**: Obermann et al. (1993), Wisotzky (2003), RWE Power AG (2023); **Hambach**: Obermann et al. (1993), Uhlmann (2007), RWE Power AG (2022); **Inden/Zukunft-West**: Obermann et al. (1993), Wisotzky & Lenk (2006), Lenk (2008), RWE Power AG (2022); **Lenk 2008**: aus Lenk (2008), H. 8, Kippenabstrom); **Reinisch**: aus Reinisch (2009), tiefere Leiter der Erft-Scholle und der Rurscholle; **RUB 1991**: aus Obermann et al. (1991), Lokalität unspezifiziert; **Mittleres Revier**: RWE Power AG (2019); **Südrevier**: Obermann et al. (1991), Wisotzky (2003), Lenk et al. (2013)). Analysedaten aus den Gutachten mit bekannter Zuordnung zu einem der Tagebaustandorte sind diesen zugeordnet.

5.6 Hydrogenkarbonat

Als letztes Hauption werden den Sulfatgehalten die Hydrogenkarbonatkonzentrationen gegenübergestellt (Abb. 13). Im Wesentlichen ist bei ausreichender Pufferung mit zunehmenden Sulfatkonzentrationen eine Zunahme von Hydrogenkarbonat zu beobachten.

Bei höheren Sulfatkonzentrationen führen die sinkenden pH-Werte zu zunehmend geringeren Hydrogenkarbonatkonzentrationen. Dies lässt sich bei breiter Streuung in den Analysen verschiedener Tagebaue bei unterschiedlichen Maximalkonzentrationen beobachten.

Die Hydrogenkarbonatkonzentration wird für die abzuleitende Kippenwasserzusammensetzung für Garzweiler über den elektrochemischen Ausgleich aus der Ionenbilanz berechnet. Die blaue Linie in Abb. 13 zeigt den aus diesen Berechnungen entstehenden Verlauf für das Zusammenwirken von Sulfatkonzentration zum Hydrogenkarbonat. Die berechneten Ergebnisse steigen auf bis zu 450 mg L⁻¹ an und fallen dann mit zunehmenden Sulfatkonzentrationen deutlich ab.

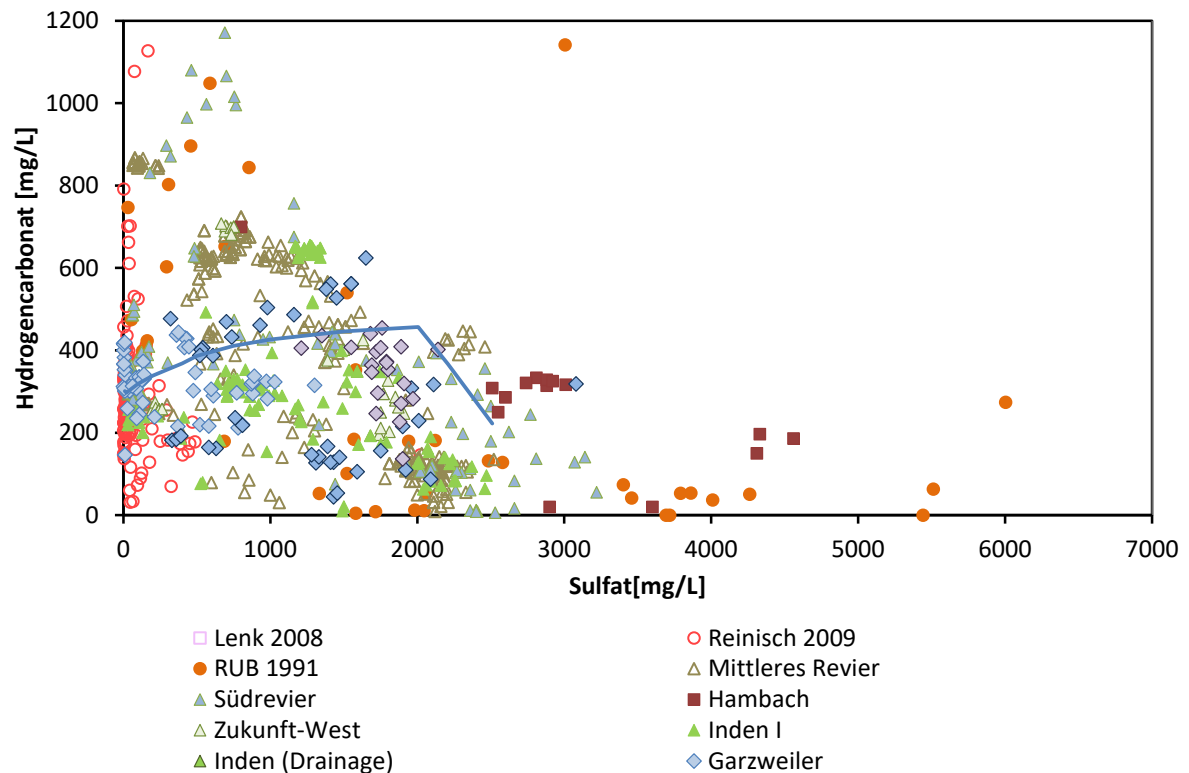


Abb. 13: Berechnete HCO_3^- -Gehalte aus Kippenwässern mit zunehmender Sulfatkonzentration nach den beschriebenen Kippenformeln (**Garzweiler**: Obermann et al. (1993), Wisotzky (2003), RWE Power AG (2023); **Hambach**: Obermann et al. (1993), Uhlmann (2007), RWE Power AG (2022); **Inden/Zukunft-West**: Obermann et al. (1993), Wisotzky & Lenk (2006), Lenk (2008), RWE Power AG (2022); **Lenk 2008**: aus Lenk (2008), Hz. 8, Kippenabstrom); **Reinisch**: aus Reinisch (2009), tiefere Leiter der Erft-Scholle und der Rurscholle; **RUB 1991**: aus Obermann et al. (1991), Lokalität unspezifiziert; **Mittleres Revier**: RWE Power AG (2019); **Südrevier**: Obermann et al. (1991), Wisotzky (2003), Lenk et al. (2013)). Analysedaten aus den Gutachten mit bekannter Zuordnung zu einem der Tagebaustandorte sind diesen zugeordnet.

5.7 Spurenelemente

Über die Hauptionen der modellierten Kippenwässer hinaus wurden die in der Literatur angegebenen Werte für die Spurenelemente Blei, Cadmium, Nickel und Zink als Vertreter der überwiegend im Grundwasser vorliegenden Metalle, sowie Arsen, als Vertreter Oxianionen bildender Metalloxide in die Modellierungen mit einbezogen. Die Konzentrationen dieser Elemente werden anhand vorliegender Analysen aus der Sulfatkonzentration abgeleitet.

5.7.1 Arsen

Arsen tritt in der Kippe Garzweiler bis $931 \mu\text{g L}^{-1}$ (Median $24,5 \mu\text{g L}^{-1}$, arithmetischer Mittelwert $119 \mu\text{g L}^{-1}$, 284 Analysen aus 28 Messpunkten) auf. Zur Modellierung der Kippenwasserzusammensetzung wird eine natürliche Exponentialfunktion mit einem Minimalwert von $5 \mu\text{g L}^{-1}$ und einem Wert von rund $30 \mu\text{g L}^{-1}$ bei 2.000 mg L^{-1} Sulfat angesetzt, der um Faktor 3 über dem Schwellenwert nach Grundwasserverordnung von $10 \mu\text{g L}^{-1}$ liegt.

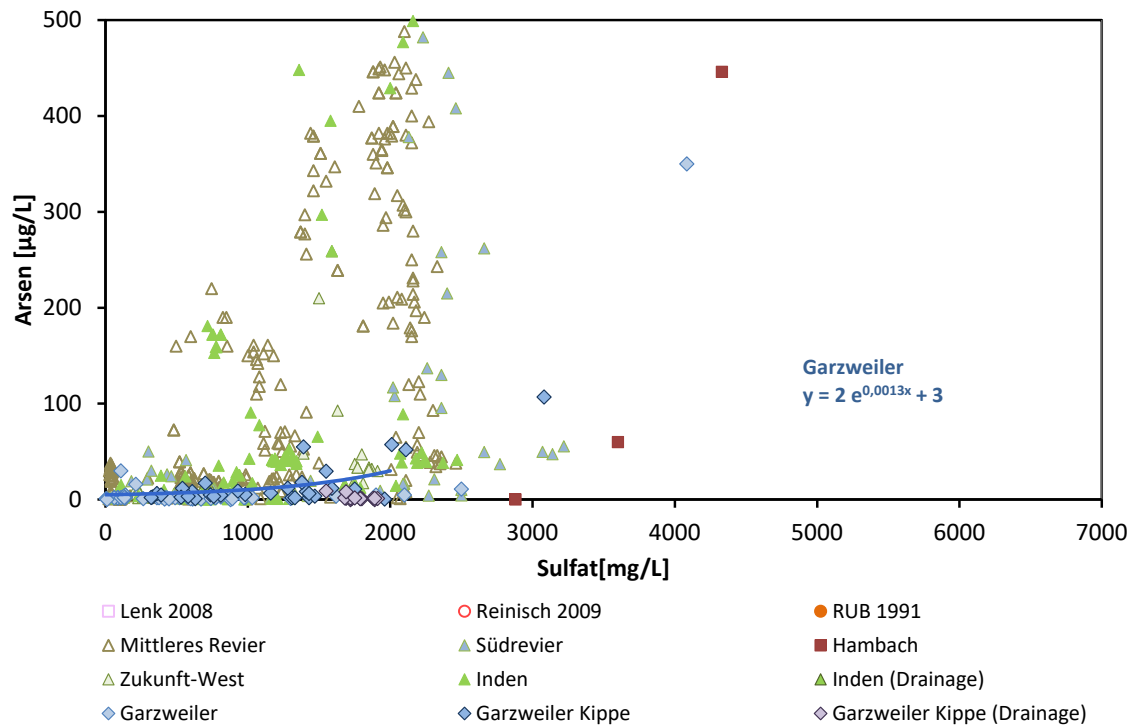


Abb. 14: Abhängigkeit der Arsen-Gehalte von der SO_4^{2-} -Konzentration. (**Garzweiler**: Obermann et al. (1993), Wisotzky (2003), RWE Power AG (2023); **Hambach**: Obermann et al. (1993), Uhlmann (2007), RWE Power AG (2022); **Inden/Zukunft-West**: Obermann et al. (1993), Wisotzky & Lenk (2006), Lenk (2008), RWE Power AG (2022); **Lenk 2008**: aus Lenk (2008), Hz. 8, Kippenabstrom); **Reinisch**: aus Reinisch (2009), tiefere Leiter der Erft-Scholle und der Rurscholle; **RUB 1991**: aus Obermann et al. (1991), Lokalität unspezifiziert; **Mittleres Revier**: RWE Power AG (2019); **Südrevier**: Obermann et al. (1991), Wisotzky (2003), Lenk et al. (2013)). Analysedaten aus den Gutachten mit bekannter Zuordnung zu einem der Tagebaustandorte sind diesen zugeordnet.

5.7.2 Blei

Blei tritt in der Kippe Garzweiler bis $124 \mu\text{g L}^{-1}$ (Median $1,3 \mu\text{g L}^{-1}$, arithmetischer Mittelwert $3,6 \mu\text{g L}^{-1}$, 284 Analysen aus 28 Messpunkten) auf. Aus der Gesamtheit der Daten wird eine vom Sulfat unabhängige, konstante Bleikonzentration von $1,2 \mu\text{g L}^{-1}$ im Kippenwasser abgeleitet (s. Abb. 15).

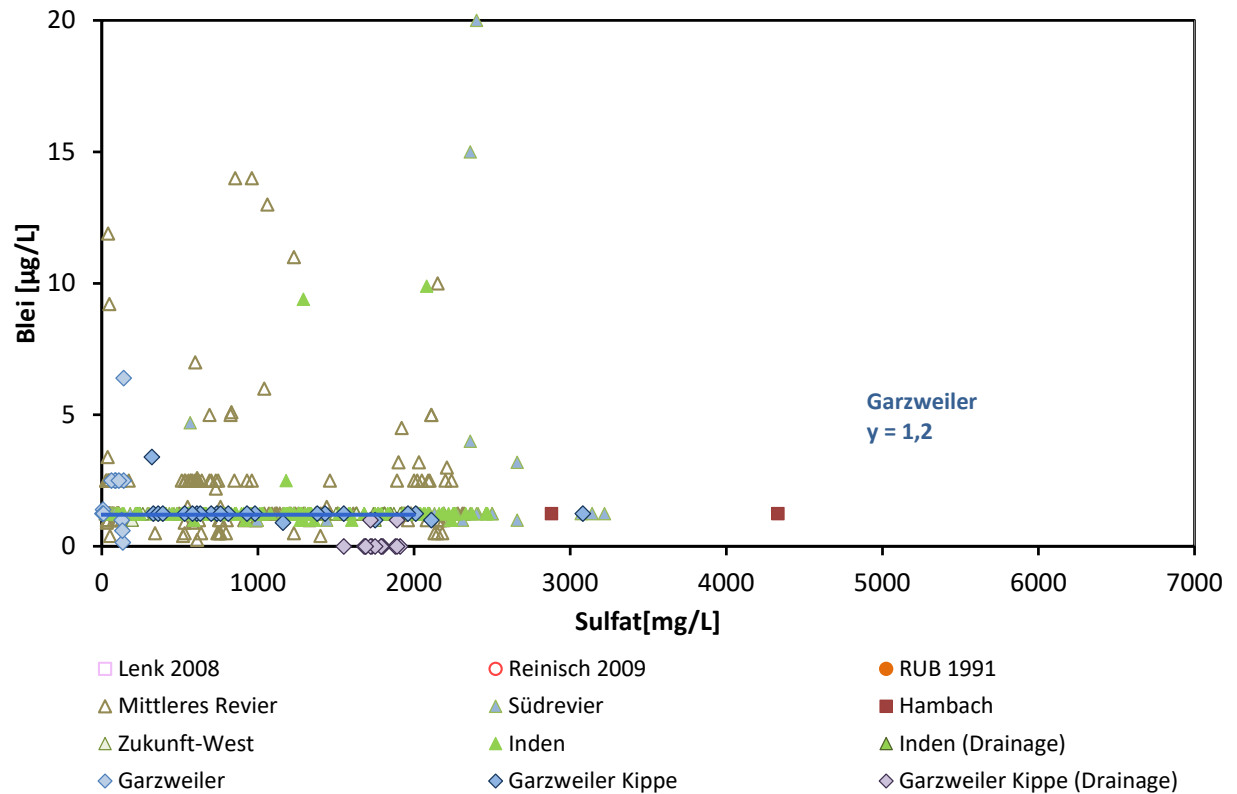


Abb. 15: Abhängigkeit der Blei-Gehalte von der SO_4^{2-} -Konzentration. (**Garzweiler**: Obermann et al. (1993), Wisotzky (2003), RWE Power AG (2023); **Hambach**: Obermann et al. (1993), Uhlmann (2007), RWE Power AG (2022); **Inden/Zukunft-West**: Obermann et al. (1993), Wisotzky & Lenk (2006), Lenk (2008), RWE Power AG (2022); **Lenk 2008**: aus Lenk (2008), H. 8, Kippenabstrom); **Reinisch**: aus Reinisch (2009), tiefere Leiter der Erft-Scholle und der Rurscholle; **RUB 1991**: aus Obermann et al. (1991), Lokalität unspezifiziert; **Mittleres Revier**: RWE Power AG (2019); **Südrevier**: Obermann et al. (1991), Wisotzky (2003), Lenk et al. (2013)). Analysedaten aus den Gutachten mit bekannter Zuordnung zu einem der Tagebaustandorte sind diesen zugeordnet.

5.7.3 Cadmium

Cadmium tritt in der Kippe Garzweiler bis $7 \mu\text{g L}^{-1}$ (Median $0,1 \mu\text{g L}^{-1}$, arithmetischer Mittelwert $0,3 \mu\text{g L}^{-1}$, 284 Analysen aus 28 Messpunkten) auf. Zur Modellierung der Kippenwasserzusammensetzung wird eine natürliche Exponentialfunktion aufgestellt (s. Abb. 16). Diese weist einen Minimalwert von $0,11 \mu\text{g L}^{-1}$ auf. Die Funktion erreicht bei einer Sulfatkonzentration von 2.000 mg L^{-1} eine Cadmiumkonzentration von knapp $0,2 \mu\text{g L}^{-1}$.

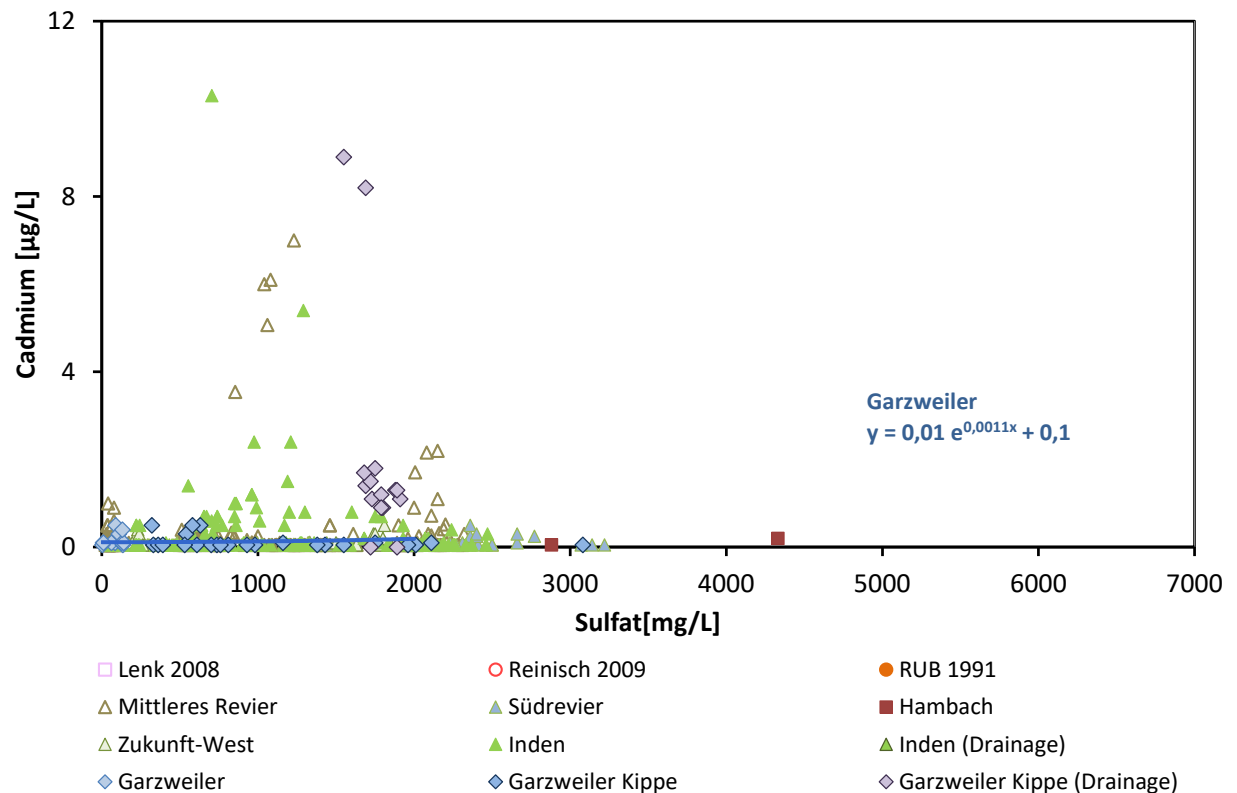


Abb. 16: Abhängigkeit der Cadmium-Gehalte von der SO_4^{2-} -Konzentration. (**Garzweiler**: Obermann et al. (1993), Wisotzky (2003), RWE Power AG (2023); **Hambach**: Obermann et al. (1993), Uhlmann (2007), RWE Power AG (2022); **Inden/Zukunft-West**: Obermann et al. (1993), Wisotzky & Lenk (2006), Lenk (2008), RWE Power AG (2022); **Lenk 2008**: aus Lenk (2008), H. 8, Kippenabstrom); **Reinisch**: aus Reinisch (2009), tiefere Leiter der Erft-Scholle und der Rurscholle; **RUB 1991**: aus Obermann et al. (1991), Lokalität un spezifiziert; **Mittleres Revier**: RWE Power AG (2019); **Südrevier**: Obermann et al. (1991), Wisotzky (2003), Lenk et al. (2013)). Analysedaten aus den Gutachten mit bekannter Zuordnung zu einem der Tagebaustandorte sind diesen zugeordnet.

5.7.4 Nickel

Nickel tritt in der Kippe Garzweiler bis $1.480 \mu\text{g L}^{-1}$ (Median $44 \mu\text{g L}^{-1}$, arithmetischer Mittelwert $210 \mu\text{g L}^{-1}$, 284 Analysen aus 28 Messpunkten) auf. Für das Kippenwasser wird eine natürliche Exponentialfunktion angesetzt (Abb. 17). Diese weist einen Minimalwert von $25 \mu\text{g L}^{-1}$ auf. Bei einer Sulfatkonzentration von 2.000 mg L^{-1} ergibt sich eine Ni-Konzentration von ca. $315 \mu\text{g L}^{-1}$, die um Faktor 15,75 über dem Grenzwert nach der Trinkwasserverordnung von $20 \mu\text{g L}^{-1}$ liegt.

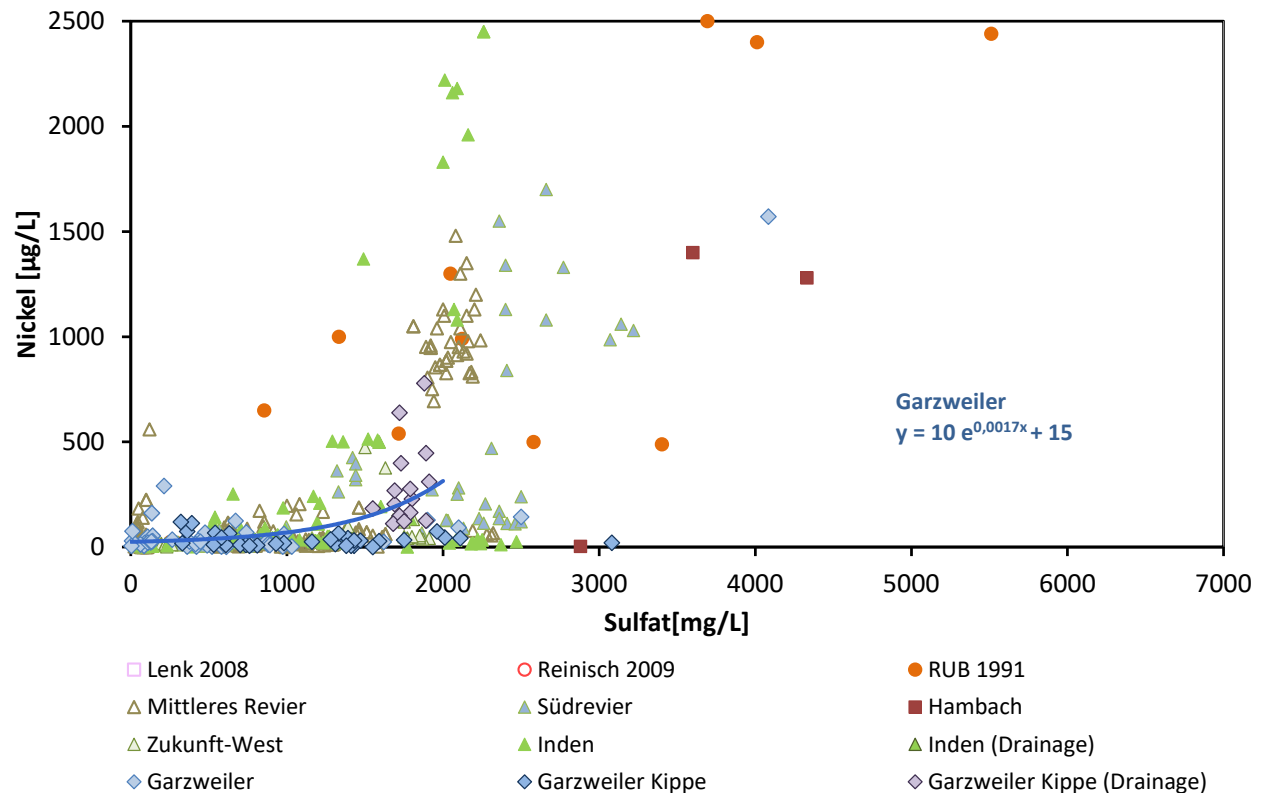


Abb. 17: Abhängigkeit der Nickel-Gehalte von der SO_4^{2-} -Konzentration. (**Garzweiler**: Obermann et al. (1993), Wisotzky (2003), RWE Power AG (2023); **Hambach**: Obermann et al. (1993), Uhlmann (2007), RWE Power AG (2022); **Inden/Zukunft-West**: Obermann et al. (1993), Wisotzky & Lenk (2006), Lenk (2008), RWE Power AG (2022); **Lenk 2008**: aus Lenk (2008), H. 8, Kippenabstrom); **Reinisch**: aus Reinisch (2009), tiefere Leiter der Erft-Scholle und der Rurscholle; **RUB 1991**: aus Obermann et al. (1991), Lokalität unspezifiziert; **Mittleres Revier**: RWE Power AG (2019); **Südrevier**: Obermann et al. (1991), Wisotzky (2003), Lenk et al. (2013)). Analysedaten aus den Gutachten mit bekannter Zuordnung zu einem der Tagebaustandorte sind diesen zugeordnet.

5.7.5 Zink

Zink tritt in der Kippe Garzweiler bis 121 mg L^{-1} (Median 1 mg L^{-1} , arithmetischer Mittelwert $4,4 \text{ mg L}^{-1}$, 284 Analysen aus 28 Messpunkten) auf. Zur Modellierung der Kippenwasserzusammensetzung wird eine natürliche Exponentialfunktion aufgestellt (Abb. 18). Es ergibt sich ein Minimalwert von ca. $0,5 \text{ mg L}^{-1}$. Bei einer Sulfatkonzentration von 2.000 mg L^{-1} beträgt die Zinkkonzentration rund $1,2 \text{ mg L}^{-1}$.

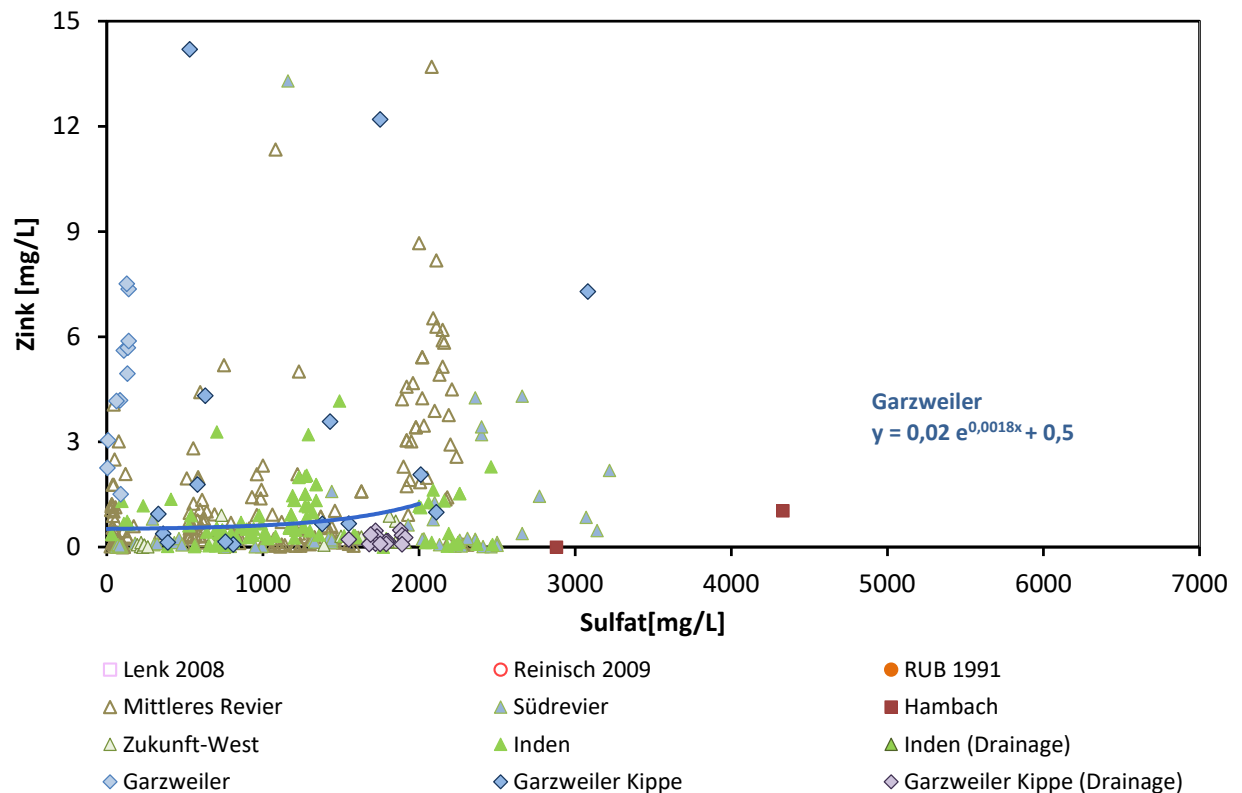


Abb. 18: Abhängigkeit der Nickel-Gehalte von der SO_4^{2-} -Konzentration. (**Garzweiler**: Obermann et al. (1993), Wisotzky (2003), RWE Power AG (2023); **Hambach**: Obermann et al. (1993), Uhlmann (2007), RWE Power AG (2022); **Inden/Zukunft-West**: Obermann et al. (1993), Wisotzky & Lenk (2006), Lenk (2008), RWE Power AG (2022); **Lenk 2008**: aus Lenk (2008), H. 8, Kippenabstrom); **Reinisch**: aus Reinisch (2009), tiefere Leiter der Erft-Scholle und der Rurscholle; **RUB 1991**: aus Obermann et al. (1991), Lokalität unspezifiziert; **Mittleres Revier**: RWE Power AG (2019); **Südrevier**: Obermann et al. (1991), Wisotzky (2003), Lenk et al. (2013)). Analysedaten aus den Gutachten mit bekannter Zuordnung zu einem der Tagebaustandorte sind diesen zugeordnet.

5.8 Zusammenfassung

Die Ableitung der Zusammensetzung eines Kippengrundwassers für die ungekalkten und die gekalkten Abschnitte der Kippe Garzweiler muss berücksichtigen, dass es derzeit nur wenige Kippenwassermessstellen in der Kippe Garzweiler gibt, die aufgrund der räumlichen Kippenerstreckung und insbesondere der frühen Befüllungsphase bei nur geringer Kippenwasserführung sowie der anzunehmenden zeitlichen Entwicklung des Kippengrundwassers nicht als repräsentativer Ausgangspunkt einer Prognose gelten können. Alle übrigen im Bereich der Kippe derzeit Grundwasser erfassenden

Grundwassermessstellen sind im liegenden Horizont 5 verfiltert. Sie erfassen Restwasser in diesem Liegendhorizont mit nicht quantifizierbaren Anteilen von erstem Kippenwasser. Zudem liegen Daten aus den Drainagen bzw. der Wasserhaltung vor. Deutlich zeigt die Limitierung auf etwa 2.000 mg L^{-1} Sulfat bei gleichzeitig hoher Varianz von Spurenstoffen eine Gipsfällung an, die zu einer Sulfatminderung führt, die Spurenstoffe aber im Wesentlichen in Lösung verbleiben.

Hier wird daher der bereits in mehreren Gutachten gewählte Ansatz fortgeführt. Dieser geht von der durch RWE Power bereits mit dem numerischen Grundwassermodell modellierten zeitlichen Entwicklung der Sulfatkonzentrationen aus der Kippe Garzweiler aus. Dieses Grundwassermodell ist fachlich von den zuständigen Behörden sowie Wasserverbänden akzeptiert und wird stetig mit neuen Eingangsdaten an die fortschreitende Bergbausituation angepasst. Aus einer Vielzahl an Quellen (Analysen RWE Power, Berichte, Abschlussarbeiten, Publikationen in wissenschaftlichen Zeitschriften) werden insgesamt rund 1.500 Analysen für die Auswertung herangezogen. Diese stammen aus Laborversuchen, Feldexperimenten im Technikumsmaßstab, Grundwasser- bzw. Kippenwassermessstellen im niederrheinischen Revier. Aufgestellt auf diese breite Datenbasis wird der Zusammenhang verschiedener Parameter und Ionen zu Sulfat untersucht.

Tab. 4: Übersicht über die Funktionen zur Ableitung der Kippenwasserqualität aus der Sulfatkonzentration.

Parameter	Bedingung	$y [\text{mg L}^{-1}] = f(x)$, mit $x = \text{SO}_4^{2-} [\text{mg L}^{-1}]$
pH		$y [-] = -0,0004 x + 6,922$
pe		0 (Kippe), 5 (Kippe mit Seewasseranteil)
Eisen	$c(\text{SO}_4^{2-})$ gekalkte Kippe	$y = 7 e^{0,0013 x} - 2$
	$c(\text{SO}_4^{2-})$ ungekalkte Kippe	$y = 150 e^{0,0006 x} - 145$
Mangan		$y = 1,5 e^{0,0013 x} + 2$
Magnesium	$c(\text{SO}_4^{2-}) \leq 3.700 \text{ mg L}^{-1}$	$y = -6\text{E-}06 x^2 + 0,07 x + 13$
	$c(\text{SO}_4^{2-}) > 3.700 \text{ mg L}^{-1}$	$y = 190 \text{ mg L}^{-1}$
Calcium	$c(\text{SO}_4^{2-}) \leq 2.040 \text{ mg L}^{-1}$	$y = -3\text{E-}05 x^2 + 0,374 x + 70$
	$c(\text{SO}_4^{2-}) > 2.040 \text{ mg L}^{-1}$	$y = 710 \text{ mg L}^{-1}$
Kalium		$y = 0,0041 x + 2,8717$
Natrium		$y = 0,006 x + 10$
Chlorid		$y = 0,012 x + 15$
Hydrogenkarbonat		Ionenbilanz
Arsen		$y [\mu\text{g L}^{-1}] = 2 e^{0,0013 x} + 3$
Blei		$y [\mu\text{g L}^{-1}] = 1,2$
Cadmium		$y [\mu\text{g L}^{-1}] = 0,01 e^{0,0011 x} + 0,1$
Nickel		$y [\mu\text{g L}^{-1}] = 10 e^{0,0017 x} + 15$
Zink		$y [\text{mg L}^{-1}] = 0,02 e^{0,0018 x} + 0,5$

Das Ergebnis sind zunächst rein mathematische Funktionen, die es ermöglichen Werte für pH-Wert, Leitfähigkeit, Natrium, Kalium, Magnesium, Calcium, Mangan (gesamt) und Eisen (gesamt), Chlorid und Hydrogenkarbonat und die Spurenstoffe Arsen, Blei, Cadmium, Nickel und Zink variierend mit der zeitlichen Entwicklung der Sulfatkonzentrationen als Startwerte für eine reaktive Transportmodellierung zu nutzen (Tab. 4). Die Auswertung der Analysen gibt aber auch Einblick in bestehende Zusammenhänge, die z.T. prozesschemisch begründbar sind.

6 ABLEITUNG DER GRUNDWASSERQUALITÄT IM KIPPENABSTROM

In diesem Gutachtenteil wird abgeleitet, welche Qualität das vom Tagebau Garzweiler überwiegend nach Norden und Osten abströmende Grundwasser aufweisen wird. Die Berechnungen werden auf den Abstrom in die Grundwasserleiter OSTW, 8, 6D und 6B fokussiert. Sie erfassen den Kippenbereich, für den das Grundwassermodell der RWE Power eine gegenüber den grundwassertypischen Sulfatkonzentrationen deutlich hinausgehende Sulfatbefrachtung prognostiziert. In flachen Grundwasserleitern (OSTW und tw. Hz. 8) wurden mit der Schüttung von nicht versauerungsfähigem Material in den oberen Kippenbereichen (A2-Maßnahme) Maßnahmen getroffen, den Eintrag von Stoffen aus einer potenziellen Pyritoxidation in die oberflächennahen Grundwasserleiter zu minimieren.

Ein 1D-Pfadlinienmodell zielt auf die Simulation des konservativen Sulfattransportes entlang von Pfadlinien ab. Hierzu angelegte Modellschnitte dienen dazu, die Untergrundstruktur besser zu verstehen und daraus plausible Fließpfade abzuleiten. Wo vorhanden, werden auch Grundwasseranalysen mit den Modellprognosen verglichen und berücksichtigt. Ziel ist nicht die Erstellung eines weiteren, komplexen numerischen Stofftransportmodells – denn zumindest ein Modell für den konservativen Stofftransport liegt bei RWE Power vor –, sondern die transparente und nachvollziehbare Überprüfung vorliegender Prognosen bezüglich des Kippenwasserabstroms und des reaktiven Stofftransportes.

Die dazu notwendigen Vereinfachungen der vielfältigen, interagierenden hydrochemischen Prozesse und die damit einhergehenden Modellunsicherheiten werden durch die Wahl der hier beschriebenen Vorgehensweise vermieden.

Es werden aufbauend auf den Pfadlinienmodellen mit der Software PhreeqC, Version 3 entlang der gewählten Modellschnitte Berechnungen des reaktiven Stofftransports insbesondere hinsichtlich der Parameter pH-Wert, Natrium, Kalium, Magnesium, Calcium, Eisen (gesamt), Sulfat, Chlorid, Hydrogencarbonat und der Spurenstoffe Arsen, Blei, Cadmium, Nickel und Zink durchgeführt. Weitere Stoffe nach Anlage 2 der Grundwasserverordnung – ohne PSM und LCKW – werden hinsichtlich ihres Auftretens im Kippenwasser und abzuleitender Bedeutung für den Kippenabstrom bewertet.

Beide Modelle benötigen die Sulfatkonzentrationen im Abstrom der Kippe bzw. des zukünftigen Tagebausees als Randbedingung für den Zustrom in die einzelnen Pfadlinien. Das zur Simulation der Sulfatausbreitung von RWE Power eingesetzte Wanderpunktverfahren kann an einzelnen Knoten methodisch bedingt aufgrund der Entkopplung von Sulfatmasse und Wasservolumen Konzentrationsextrema erzeugen, die lokal nicht den erwartenden hydrochemischen Verhältnissen entsprechen. Um dies zu vermeiden, werden an bilanzierten vertikalen Teilflächen, im Folgenden Bilanzquerschnitte genannt, entlang des Kippenrandes (Knotenreihe aus dem Grundwassermodell) mittlere Sulfatkonzentrationen als Eingangsgröße für das RWTH-Modell ermittelt. Die Bilanzquerschnitte am Kippenrand werden aus Gründen der Praktikabilität vertikal entsprechend der Modelleitermächtigkeit des RWTH-Modells angelegt. Da der Kippenrand nicht vertikal verläuft, entspricht dieser mit zunehmender Tiefe nicht der Grenzfläche zwischen Kippe und Unverritztem. Der damit nicht berücksichtigte Reaktionsraum kann im Sinne eines Maximal-Ansatzes als Sicherheitsaufschlag angesehen werden. Bei Pfadlinien, die mit Seewasser gespeist werden, wird die zeitliche Verzögerung vom Eintritt in den Grundwasserleiter bis zu Passage des Kippenrandes berücksichtigt.

Diese Vorgehensweise ermöglicht die Bilanztreue der Sulfatfracht im Abstrom gegenüber dem Grundwassermodell der RWE Power, da die Sulfatfracht auf den Strompfaden nicht aus punktuell abgegriffenen Konzentrationen abgeschätzt wird.

6.1 Quantifizierung des Sulfataustrages an Bilanzquerschnitten entlang des Kippenrandes

Die Bilanzquerschnitte sind nach hydrogeologischen, hydraulischen und hydrochemischen Kriterien abgegrenzt und, wenn notwendig, in Teilflächen untergliedert (Abb. 19).

- (1) - (3) Abstrom nach N bis NE, OSTW, teils hydraulisch verbunden mit Hz. 8/6D; Hz. 6B separat behandelt; (1) überwiegend aus dem Tagebausee gespeist; (2) anteilig aus dem Tagebausee gespeist
- (4) – (6) Abstrom nach E, im Wesentlichen OSTW aufgrund Horststruktur, in (4) wird zudem in Hz. 6B modelliert
- (7) – (9) Erft in unmittelbarer Nähe zum Kippenkörper, teils Nebenstrang auf Kippenkörper (Mühlenerft) angelegt
- (10) – (12) tektonisch geprägt, kurzzeitiger Abstrom im Bereich Jackerather Horst bis Erft: kurzzeitiges Ausströmen aus dem Tagebausee bzw. der Kippe; Wechsel Strömungsrichtung zum See bzw. kippenrandparallel nach Osten; geschnittene Böschung
- (13) Westufer des Tagebausees, während der Befüllung sumpfungsbedingter Abstrom, anschließend Zustrom in den Tagebausee; geschnittene Böschung

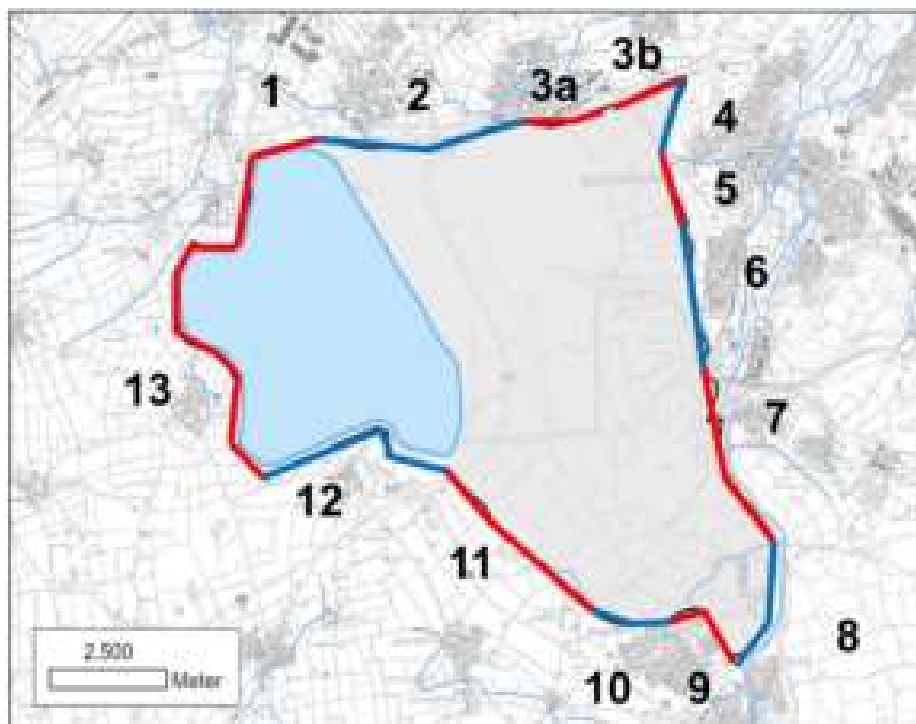


Abb. 19: Darstellung der Bilanzquerschnitte entlang des Kippenrandes.

Für die Bilanzquerschnitte liegen jährliche Werte für die Sulfatmassen und Wasservolumina vor. Zur Weiterverwendung in den RWTH-Modellleitern als Konzentrationswerte werden die Sulfatmassen je Bilanzfläche entsprechend der vertikalen Zuordnung der RWE-Modellleiter zu den RWTH-Modellleitern aggregiert und auf das wassererfüllte Zellvolumen der jeweiligen Modellzellen bezogen. Der abgeleitete Konzentrationsverlauf wird dann als Randbedingung für die hier durchgeführten Modellierungen gesetzt. Die potenziellen Sulfatfrachten werden in Kap. 6.1.1 dargestellt.

Das im Stofftransportmodell der RWE Power angesetzt Sulfatinventar berücksichtigt alle geschütteten und verkippten Körper. Die westliche und südliche Seeböschung sind geschnitten. Diese Böschungsflächen stehen bis zur Überdeckung mit Seewasser offen und erfahren dadurch eine Oxidation durch Luftsauerstoff. Die dadurch erzeugte Befrachtung ist im Stofftransportmodell der RWE Power nicht abgebildet. Aufbauend auf den Zusatzuntersuchungen zum Gutachten „Untersuchungen zum Kippenmonitoring der Abraumkippe des Tagebaus Garzweiler der RWE Power AG“ (RWTH 2024) zur „Beurteilung von Überkalkungsmaßnahmen im Rahmen von Zusatzuntersuchungen zum A6-Gutachten“ (RWTH 2023) wurden im Rahmen dieses Gutachtens Modellierungen durchgeführt. Diese sind in Kap. 6.1.2 ausgeführt.

6.1.1 Potenzielle Sulfatfrachten am Kippenrand aus dem Transportmodell der RWE Power

Die hier dargestellte potenzielle Fracht errechnet sich aus dem Quotienten der Masse Sulfat an den RWE-Modellzellen entlang der Bilanzschnitte und der Anzahl der Jahre je Betrachtungsintervall. Für die Darstellung der Sulfatkonzentrationen wird das 95%-Quantil der Jahreswerte angegeben, um durch das von RWE Power verwendete Wanderpunktverfahren methodisch bedingt auftretenden Konzentrationsspitzen zu vermeiden.

OSTW

Das OSTW wird für diese Betrachtung pauschal als Summe bzw. Mittelwert über die ersten drei RWE-Modellleiter betrachtet. Tab. 5 führt die potenziellen Sulfatfrachten auf, Tab. 6 die 95%-Quantile der Jahreswerte der Sulfatkonzentrationen. In Zone 1 am Nordrand des Tageausees ergibt sich eine Befrachtung mit Schwerpunkt während der Seebefüllung mit Konzentrationen bis 4.000 mg L^{-1} Sulfat. Im Strömungsbild zeigt sich in der Anfangsphase eine westwärts gerichtete Strömung, die dann bis 2060 nach Osten umschwenkt. In Zone 2 wird eine etwas später gelagerte Sulfatbefrachtung sichtbar, die aufgrund des Grundwasserwiederanstiegs in vergleichsweise geringen Sulfatkonzentrationen mündet.

Tab. 5: Potenzielle Sulfatfrachten im OSTW [kg a^{-1}].

Zone	1971-2029	2030-2062	2063-2100	2100-2400	1971-2400
1	0	30.515	21.062	942	4.849
2	2.509	17.350	79.544	33.211	31.777
3	0	352	13.873	16.794	12.949
4	0	0	222	125	106
5	0	7	148.345	146.768	115.226
6	0	0	33.514	300.837	213.335
7	0	5.619	753.640	2.229.141	1.625.069
8	0	38.401	1.958.518	422.819	468.047
9	0	0	439.442	596.194	454.148
10	0	73.309	2.643.690	1.667.682	1.399.910
11	0	0	28.868	11.190	10.298
12	0	4	434	318	260
13	0	2.983	283	60	296

Tab. 6: 95%-Quantil der Jahreswerte der Sulfatkonzentrationen im OSTW [mg L⁻¹].

Zone	1971-2029	2030-2062	2063-2100	2100-2400	1971-2400
1	0	4.126	98	9	702
2	1.855	2.956	259	179	865
3	0	74	295	268	272
4	0	0	377	173	204
5	0	800	2.090	2.270	2.251
6	0	0	217	1.084	1.077
7	0	274	413	1.188	1.152
8	0	1.022	599	261	585
9	0	947	1.515	1.733	1.697
10	0	1.378	1.235	1.102	1.129
11	0	99	199	65	78
12	0	150	16	14	15
13	0	358	1	0	127

Ein weiterer Befrachtungsschwerpunkt liegt in den Zonen 5 bis 8 am Ostrand und in Zone 9 am Südostrand der Kippe Garzweiler. Hier zeigt sich ein Austrag der Sulfatfrachten ab etwa 2060 zur Erft als Vorfluter. Zone 5 startet dabei etwas früher mit Sulfatkonzentrationen bis rund 2.000 mg L⁻¹, während in Zone 6 der Schwerpunkt nach 2100 bei rund 1.100 mg L⁻¹ Sulfat liegt. Die Zonen 7 bis 9 decken den Bereich ab, in dem die Erft unmittelbar am Kippenrand verläuft und ein direkter Eintrag ohne wesentliche Grundwasserpassage erfolgt. Der Schwerpunkt in Zone 7 liegt nach 2100, in den Zonen 8 und 9 zwischen 2063 und 2100 mit Sulfatkonzentrationen von etwas über 1.000 mg L⁻¹ in der Spitze.

Die Zonen 10 und 11 liegen in der Fortsetzung des Jackerather Sprungs, wo auf Höhe des OSTW kein Kippenabstrom erfolgt, daher sind die potenziellen Sulfatfrachten nicht als tatsächliche Frachten zu interpretieren. Die Zonen 11 und 12 liegen entlang des Jackerather Sprungs. In Zone 12 erfolgt zwischen 2060 und 2080 ein Abstrom aus dem Tagebausee, jedoch nicht auf dem Höhenniveau des OSTW. Zone 13 deckt den Westrand des Tagebausees ab. Hier erfolgt während der nachlaufenden Sümpfung zeitweise ein Abstrom. Nach Erreichen des Zielwasserspiegels strömt dem Tagebausee Grundwasser zu bzw. im Nordwesten parallel zum Seeufer nach Norden.

Hz. 8

Horizont 8 ist häufig hydraulisch mit dem OSTW gekoppelt, so dass sich eine ähnliche Befrachtungssituation ergibt (Tab. 7). Ein Abstrom in das Unverritzte findet in den Zonen 1 bis 3 erst nach 2060 statt, so dass die für davor liegenden Perioden berechneten potenziellen Sulfatfrachten nicht zu einer tatsächlichen Sulfatfracht führen.

Zone 4 grenzte den Bereich an der NE Flanke der Kippe ab. Hier ist das OSTW hydraulisch nicht von geringmächtigen tertiären Schichten getrennt und liegt kleinflächig auf einem Geringleiter (Hz. 6A) auf. Im Liegenden folgt Hz. 5. Hier steigt mit der Grundwasserneubildung die Grundwasserhöhe deutlich auf 60 mNHN an, so dass sich zu den Randbereichen ein allseitig steiler Gradient bildet, der einen Kippenabstrom verhindert. Dieser Effekt ist noch im stationären Endzustand sichtbar.

In den Zonen 5 bis 9 verhält sich Hz. 8 analog zum OSTW. Hier stellt sich nach 2060 eine Strömungsrichtung nach Osten bzw. Südosten ein, die in diesen tieferen Horizonten die Erft unterströmt und mit fortschreitendem Grundwasserwiederanstieg bis 2100 dann in die durch die Erft als Vorflut geprägte Strömungsrichtung nach Nordosten einschwenkt. Die die Erft

unterströmende Sulfatfracht mit Konzentrationen bis 1.500 mg L^{-1} strömt mit dem veränderten Strömungsregime wieder der Erft zu und wird in der später durchgeführten Bilanzbetrachtung erfasst (Kap. 7.2.3).

Die Zonen 10 und 11 liegen in der Fortsetzung des Jackerather Sprungs, wo auf Höhe des Hz. 8 kein Kippenabstrom erfolgt, daher sind die potenziellen Sulfatfrachten nicht als tatsächliche Frachten zu interpretieren.

In Zone 12 erfolgt im Gegensatz zum OSTW ein Kippenabstrom zwischen 2060 und 2080 aus dem Tagebausee. Im Stofftransportmodell der RWE Power ist in diesem Bereich mit vorwiegend geschnittener Böschung lediglich ein geringes Sulfatinventar im Modell hinterlegt. Ergänzend dazu wird hier die Befrachtung aus der Oxidationszone der geschnittenen Böschung mit bewertet (s. Kap. 6.1.2).

Zone 13 deckt den Westrand des Tagebausees ab. Hier erfolgt während der nachlaufenden Sümpfung zeitweise ein Abstrom. Nach Erreichen des Zielwasserspiegels strömt dem Tagebausee Grundwasser zu bzw. im Nordwesten parallel zum Seeufer nach Norden.

Tab. 7: Potenzielle Sulfatfrachten im Hz. 8 [kg a^{-1}].

Zone	1971-2029	2030-2062	2063-2100	2100-2400	1971-2400
1	0	780	41.631	3.843	6.400
2	393	12.995	98.734	54.728	47.672
3	0	3.068	72.827	89.592	69.089
4	0	260	271.263	70.189	72.744
5	0	240	71.103	136.432	101.485
6	0	0	237.139	522.455	385.699
7	0	96.952	722.272	1.310.476	986.849
8	10.421	436.136	805.694	148.313	208.548
9	766	1.502	72.795	80.129	62.456
10	64.363	927.086	1.039.692	911.310	806.505
11	1.004	83.930	200.685	55.571	62.820
12	0	26.440	23.302	9.446	10.631
13	0	330	5.798	1.179	1.345

Tab. 8: 95%-Quantil der Jahreswerte der Sulfatkonzentrationen im Hz. 8 [mg L^{-1}].

Zone	1971-2029	2030-2062	2063-2100	2100-2400	1971-2400
1	0	207	337	56	123
2	635	3.926	400	355	483
3	0	90	316	323	313
4	0	1.991	1.060	235	754
5	0	309	346	592	570
6	0	69	307	498	494
7	0	548	645	1.337	1.300
8	3.762	1.375	580	263	1.482
9	126	756	1.226	1.379	1.372
10	1.019	841	802	925	923
11	80	294	120	71	116
12	0	2.666	19	18	21
13	0	12	18	18	18

H_z. 6D

Der Neurather Sand ist im Grundwassermodell der RWE Power als drei stratigraphische Einheiten (6D1, 6D2 und 6D3) mit drei Modelleitern abgebildet. Die H_z. 6D2 und 6D3 liegen im Arbeitsgebiet in großen Bereichen ohne trennenden Geringleiter vor. Im westlichen Teil des Arbeitsgebiets ist H_z. 6D1 hydraulisch zu 6D2 und 6D3 getrennt. Der Neurather Sand ist im nordöstlichen Abstrombereich der Kippe meist auch nicht durch einen Geringleiter von H_z. 8 getrennt.

Der Abstrom nach Nordosten aus den Zonen 1 bis 3 verläuft daher vergleichbar zu den hangenden Grundwasserleitern (Tab. 9). Nach Osten bis Zone 3 nimmt die Mächtigkeit stetig ab. In Zone 4 verläuft die Strömungsrichtung lokal, wie oben beschrieben, in Richtung der Kippe. Auch die Zonen 5 bis 9 zeigen eine ähnliche Befruchtung wie in den hangenden Schichten. Der Schwerpunkt der Befruchtung in den Zonen 5 und 6 liegt nach 2100 mit Sulfatkonzentrationen bis rund 600 mg L⁻¹ Sulfat. In den Zonen 7 (Ausnahme H_z. 6D1) und 8 liegt der Befruchtungsschwerpunkt vor 2100 bei Sulfatkonzentrationen bis 1.400 mg L⁻¹. In Zone 9 zeigen sich zum Liegenden geringere Frachten bei zunehmenden Sulfatkonzentrationen (bis 900 mg L⁻¹ in H_z. 6D3/2 und bis 3.400 mg L⁻¹ in H_z. 6D1). Auch in diesen tieferen Leitern ist bis ein vorübergehendes Unterströmen der Erft zu beobachten.

Tab. 9: Potenzielle Sulfatfrachten [kg a⁻¹] (links) und 95%-Quantil der Jahreswerte der Sulfatkonzentrationen [mg L⁻¹] (rechts) in H_z. 6D1 (unten), H_z. 6D2 (mittig) und H_z. 6D3 (oben).

Zone	1971-2029	2030-2062	2063-2100	2100-2400	1971-2400	Zone	1971-2029	2030-2062	2063-2100	2100-2400	1971-2400
1	0	12.130	256.117	23.048	39.522	1	0	227	359	54	135
2	0	34.787	380.863	248.319	208.405	2	0	96	359	387	368
3	0	9.084	105.538	118.800	92.799	3	0	144	233	243	238
4	0	8.827	376.287	73.465	84.957	4	0	2.347	1.113	233	969
5	0	3.797	80.720	152.016	113.463	5	0	494	359	573	553
6	0	452	285.896	544.321	405.206	6	0	59	316	454	454
7	0	184.847	1.593.017	1.367.614	1.109.649	7	0	763	761	722	733
8	75.724	731.083	980.954	192.540	286.057	8	1.432	1.069	592	325	770
9	0	187.338	675.045	802.824	633.147	9	0	752	784	874	853
10	569.165	985.219	513.273	391.680	471.869	10	886	809	319	334	790
11	35	146.983	184.076	56.141	66.446	11	93	343	109	73	154
12	0	34.380	34.837	20.689	20.087	12	0	68	26	24	26
13	0	1.614	16.571	3.458	3.958	13	0	11	15	16	15

Zone	1971-2029	2030-2062	2063-2100	2100-2400	1971-2400	Zone	1971-2029	2030-2062	2063-2100	2100-2400	1971-2400
1	1	45.961	264.012	23.262	42.961	1	0	228	378	55	136
2	1.658	129.014	380.871	248.326	215.869	2	15	154	359	387	368
3	7.060	55.233	126.263	122.591	101.780	3	1.469	868	230	240	449
4	0	96.676	390.729	73.562	93.043	4	0	1.159	1.112	232	902
5	1	8.279	80.741	152.024	113.815	5	1	529	359	573	557
6	0	2.815	287.432	544.096	405.366	6	0	59	316	454	453
7	1.312	340.360	1.687.312	1.367.484	1.130.006	7	81	823	761	722	736
8	182.862	1.231.499	1.201.152	271.097	413.018	8	1.351	1.228	662	402	880
9	11.802	544.365	675.440	802.854	662.222	9	263	730	784	874	853
10	677.021	1.070.136	509.503	391.420	492.673	10	865	811	320	336	764
11	10.031	239.057	195.254	56.397	76.049	11	387	251	122	73	138
12	146	80.309	35.139	20.880	23.791	12	6	106	26	22	28
13	0	3.672	16.681	3.482	4.142	13	0	64	15	16	16

Zone	1971-2029	2030-2062	2063-2100	2100-2400	1971-2400	Zone	1971-2029	2030-2062	2063-2100	2100-2400	1971-2400
1	0	18.245	309.652	103.183	100.379	1	0	195	781	398	484
2	494	37.586	95.362	378.753	276.083	2	7	81	204	765	739
3	2.364	96.695	134.685	408.799	305.305	3	62	247	236	526	523
4	595	254.638	380.004	71.017	102.539	4	789	1.505	1.105	225	1.080
5	2	9.289	80.901	152.065	113.935	5	1	518	359	573	553
6	0	5.434	287.288	543.678	405.262	6	0	59	316	454	453
7	6.213	441.388	872.524	1.254.826	988.657	7	517	1.161	789	1.334	1.296
8	429.303	988.143	626.130	98.220	257.886	8	1.435	1.393	535	178	1.112
9	1.800	26.474	49.838	25.095	24.140	9	358	2.506	3.383	2.090	2.524
10	90.792	206.170	86.891	20.219	49.963	10	141	222	62	22	132
11	26.365	263.336	176.423	57.384	79.153	11	70	256	96	76	123
12	541	76.101	23.756	9.580	14.648	12	6	101	9	7	13
13	0	4.489	12.342	1.594	2.529	13	0	26	32	19	23

Die Zonen 10 und 11 liegen in der Fortsetzung des Jackerather Sprungs, wo auf Höhe des Hz. 6D kein Kippenabstrom erfolgt, daher sind die potenziellen Sulfatfrachten nicht als tatsächliche Frachten zu interpretieren.

In Zone 12 erfolgt wie in Hz. 8 ein Kippenabstrom zwischen 2060 und 2080 aus dem Tagebausee. Im Stofftransportmodell der RWE Power ist in diesem Bereich mit vorwiegend geschnittener Böschung lediglich ein geringes Sulfatinventar im Modell hinterlegt. Ergänzend dazu wird hier die Befrachtung aus der Oxidationszone der geschnittenen Böschung mit betrachtet (s. Kap. 6.1.2).

Zone 13 deckt den Westrand des Tagebausees ab. Hier erfolgt während der nachlaufenden Sümpfung zeitweise ein Abstrom. Nach Erreichen des Zielwasserspiegels strömt dem Tagebausee Grundwasser zu bzw. im Nordwesten parallel zum Seeufer nach Norden.

HZ. 6B

Der Frimmersdorfer Sand zwischen den Flözen Morken und Frimmersdorf (Hz. 6B) ist fast durchgängig durch die Flöze und ggf. tonige Lagen von den liegenden und hangenden Grundwasserleitern getrennt. Als tiefster Horizont mit Kippenanbindung erfolgt der Abstrom etwas früher. Ab etwa 2055 stellt sich in der Zone 1, ab 2060 in Zone 2 und ab 2065 in Zone 3 ein Kippenabstrom ein. Befrachtungsschwerpunkt ist nach 2100 bei Sulfatkonzentrationen bis rund 900 mg L⁻¹.

Tab. 10: Potenzielle Sulfatfrachten im Hz. 6B [kg a⁻¹].

Zone	1971-2029	2030-2062	2063-2100	2100-2400	1971-2400
1	0	13.148	562.250	409.979	335.766
2	353	28.971	219.570	1.666.717	1.187.329
3	5.125	19.701	80.766	479.709	344.627
4	7.615	328.174	344.596	68.316	104.160
5	2	9.469	81.377	152.581	114.350
6	398	8.538	287.546	544.318	406.025
7	16.337	722.988	931.659	1.260.376	1.020.674
8	377.824	577.327	538.460	110.089	219.716
9	86.891	219.515	182.097	161.243	157.233
10	182.852	385.443	97.734	43.914	93.847
11	49.873	350.651	281.752	82.682	115.985
12	557	85.954	27.268	10.776	16.551
13	0	202	29.262	83.456	60.914

In Zone 4 verläuft die Strömungsrichtung lokal, wie oben beschrieben, in Richtung der Kippe. Der Schwerpunkt der Befrachtung in den Zonen 5 bis 7 liegt nach dem Jahr 2100 mit Sulfatkonzentrationen bis rund 1.200 mg L⁻¹. In den Zone 8 und 9 liegt der Befrachtungsschwerpunkt vor 2100 bei Sulfatkonzentrationen bis 1.700 mg L⁻¹. Auch in diesem Leiter ist bis ein vorübergehendes Unterströmen der Erft zu beobachten.

Die Zonen 10 und 11 liegen in der Fortsetzung des Jackerather Sprungs, wo auf Höhe des Hz. 6B kein Kippenabstrom erfolgt, daher sind die potenziellen Sulfatfrachten nicht als tatsächliche Frachten zu interpretieren (Tab. 10 und Tab. 11).

In Zone 12 erfolgt wie in Hz. 8 ein Kippenabstrom zwischen 2060 und 2080 aus dem Tagebausee. Im Stofftransportmodell der RWE Power ist in diesem Bereich mit vorwiegend geschnittener Böschung lediglich ein geringes Sulfatinventar im Modell hinterlegt. Ergänzend dazu wird hier die Befrachtung aus der Oxidationszone der geschnittenen Böschung mit betrachtet (s. Kap. 6.1.2).

Tab. 11: 95%-Quantil der Jahreswerte der Sulfatkonzentrationen im Hz. 6B [mg L⁻¹].

Zone	1971-2029	2030-2062	2063-2100	2100-2400	1971-2400
1	0	89	739	923	905
2	1	29	160	810	808
3	44	29	85	272	271
4	671	2.287	1.036	204	1.053
5	1	516	360	574	554
6	6.118	4.821	316	454	4.293
7	169	1.252	760	1.206	1.197
8	1.368	565	412	213	589
9	855	1.498	1.417	1.752	1.690
10	1.033	1.263	209	151	941
11	93	278	131	101	159
12	6	75	8	7	13
13	0	7	30	164	142

Zone 13 deckt den Westrand des Tagebausees ab. Hier erfolgt während der nachlaufenden Sümpfung zeitweise ein Abstrom. Nach Erreichen des Zielwasserspiegels strömt dem Tagebausee Grundwasser zu bzw. im Nordwesten parallel zum Seeufer nach Norden.

Gesamtbetrachtung

In Tab. 12 sind die Gesamtsummen der Sulfatmassen je RWE-Modellleiter für den Betrachtungszeitraum 1970 - 2400 dargestellt. Bei den dargestellten Sulfatmassen wird methodenbedingt nicht zwischen Zu- und Abstrom oder Stagnation unterschieden, so dass diese erst bei Einbeziehung des Fließgeschehens als Sulfatfrachten interpretiert werden können.

Tab. 12: Summen der gesamten Sulfatmassen je Bilanzquerschnitt und RWE-Modellleiter für den Zeitraum 1970 – 2400 in 10³ t.

Zone	Quartär	Hz. 12	Hz. 11	Hz. 10	Hz.9B	Hz. 8	Hz. 6D3	Hz. 6D2	Hz. 6D1	Hz. 6B	Hz. 2-5	Hz. 01-09
1	0,0	0,1	2,0	2,6	2,7	2,8	17,0	18,5	43,2	144,4	479,4	0,0
2	0,4	3,8	9,5	14,2	20,1	20,5	89,6	92,8	118,7	510,6	1.666,9	0,0
3	0,0	0,1	5,5	17,8	28,6	29,7	39,9	43,8	131,3	148,2	759,7	0,0
4	0,0	0,0	0,0	2,8	9,1	31,3	36,5	40,0	44,1	44,8	4.289,2	0,0
5	1,2	35,3	13,0	19,4	28,9	43,6	48,8	48,9	49,0	49,2	3.499,7	0,0
6	0,0	11,5	80,2	128,7	140,7	165,9	174,2	174,3	174,3	174,6	16.316,2	0,0
7	177,2	227,2	294,5	307,7	336,7	424,3	477,1	485,9	425,1	438,9	13.817,2	9,7
8	57,0	69,9	74,3	78,4	79,5	89,7	123,0	177,6	110,9	94,5	2.429,9	5,3
9	46,3	123,9	25,1	26,6	26,6	26,9	272,3	284,8	10,4	67,6	1.863,8	58,2
10	95,3	324,5	182,1	346,4	323,9	346,8	202,9	211,8	21,5	40,4	708,3	109,0
11	0,1	0,0	4,3	17,3	22,7	27,0	28,6	32,7	34,0	49,9	301,5	4,8
12	0,0	0,0	0,1	3,0	3,8	4,6	8,6	10,2	6,3	7,1	9,1	0,0
13	0,0	0,0	0,1	0,0	0,6	0,6	1,7	1,8	1,1	26,2	0,0	0,0

Das OSTW ist vom Kippenabstrom des Tagebaus Garzweiler im Abstrom nach Norden bzw. Nordosten (Zonen 1-3) vergleichsweise wenig befrachtet. Die Hauptfrachten verteilen sich auf die Zonen 5 bis 9, wo ab 2060 ein Kippenabstrom in Richtung der Erft zu verzeichnen ist.

Die Liegendleiter (Hz. 2-5) zeigen zwar hohe Sulfatmassen an den Bilanzquerschnitten, aufgrund der großen Mächtigkeit bedeuten diese Massen jedoch lediglich geringe Konzentrationen, die aufgrund der geringen Durchlässigkeitsbeiwerte

und sehr geringen Abstandsgeschwindigkeiten in der Nähe der Bilanzquerschnitte verbleiben. Daher wird auf eine Modellierung verzichtet.

Die Zonen 10 und 11 liegen in der Fortsetzung des Jackerather Sprungs. Da in diesem Bereich kein Kippenabstrom erfolgt, führen die berechneten potenziellen Sulfatfrachten nicht zu tatsächlichen Frachten.

In Zone 12 strömt zwischen 2060 und 2080 aus dem Tagebausee Wasser in den Jackerather Horst. Im Stofftransportmodell der RWE Power ist in diesem Bereich mit vorwiegend geschnittener Böschung lediglich ein geringes Sulfatinventar im Modell hinterlegt. Ergänzend dazu wird hier die Befrachtung aus der Oxidationszone der geschnittenen Böschung betrachtet (s. Kap. 6.1.2).

Zone 13 deckt den Westrand des Tagebausees ab. Hier erfolgt während der nachlaufenden Sümpfung zeitweise ein Abstrom. Nach Erreichen des Zielwasserspiegels strömt dem Tagebausee Grundwasser zu bzw. im Nordwesten parallel zum Seeufer nach Norden.

Die Ableitung von tatsächlichen Sulfatfrachten und daraus berechneten Konzentrationen erfolgt für relevante Bilanzquerschnitte und Grundwasserleiter für die ausgearbeiteten Pfadlinien (Kap. 6.2).

6.1.2 Befrachtung in der Oxidationszone der geschnittenen Böschung

Modellierung geschnittene Böschungen

Im Westen und Süden des zukünftigen Tagebausees Garzweiler werden die Böschungen aus dem Unverritzten geschnitten. Aufgrund langer Standzeiten sind hohe Oxidationsgrade des im Sediment enthaltenden Pyrits zu erwarten. Dies führt zu einer Aufmineralisierung des Seewassers bei der Passage durch die Oxidationszone während der Tagebauseebefüllung. Nach Abschluss der Tagebauseebefüllung kann verbliebenes Sulfat mit dem Grundwasserzustrom in den Tagebausee gelangen. Da diese Prozesse nicht durch das numerische Grundwassermodell der RWE Power abgebildet werden, wird anhand einer reaktiven 1D-Transportmodellierung der Abstrom von Seewasser durch die Oxidationszone in Richtung der Begleitbrunnen simuliert. Auch für diese Modellierung wird der Programmcode PhreeqC, Version 3 (Parkhurst & Appelo 2013) in Verbindung mit der „minteq.v4“ Datenbank genutzt.

Es wird angenommen, dass die Oxidationszone 7 m ins Unverritzte hineinreicht und die dort vorhandenen oxidierbaren Disulfide vollständig oxidieren. Der oxidierbare Disulfidanteil wird mit Hilfe des Shrinking-Core-Modells (Zusatzuntersuchungen zum A6-Gutachten, RWTH 2023) je Zone und Grundwasserleiter basierend auf folgenden Punkten abgeleitet:

- Der Dauer der Exposition: Zeitraum Abgrabung (Abb. 20) - Seespiegelanstieg
- Dem Ausgangsdisulfidgehalt aus Analysen der RWE Power (Abb. 21)
- Einem mittleren Wassergehalt von 12%

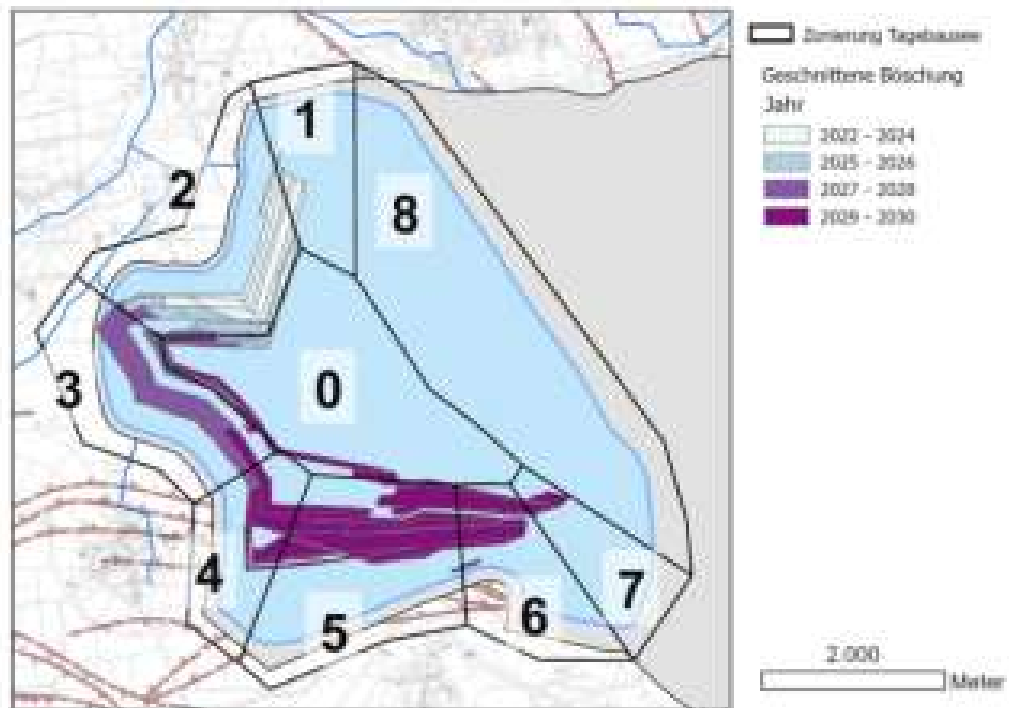


Abb. 20: Darstellung der Teilflächen der geschnittenen Böschung nach Jahr der Abgrabung.

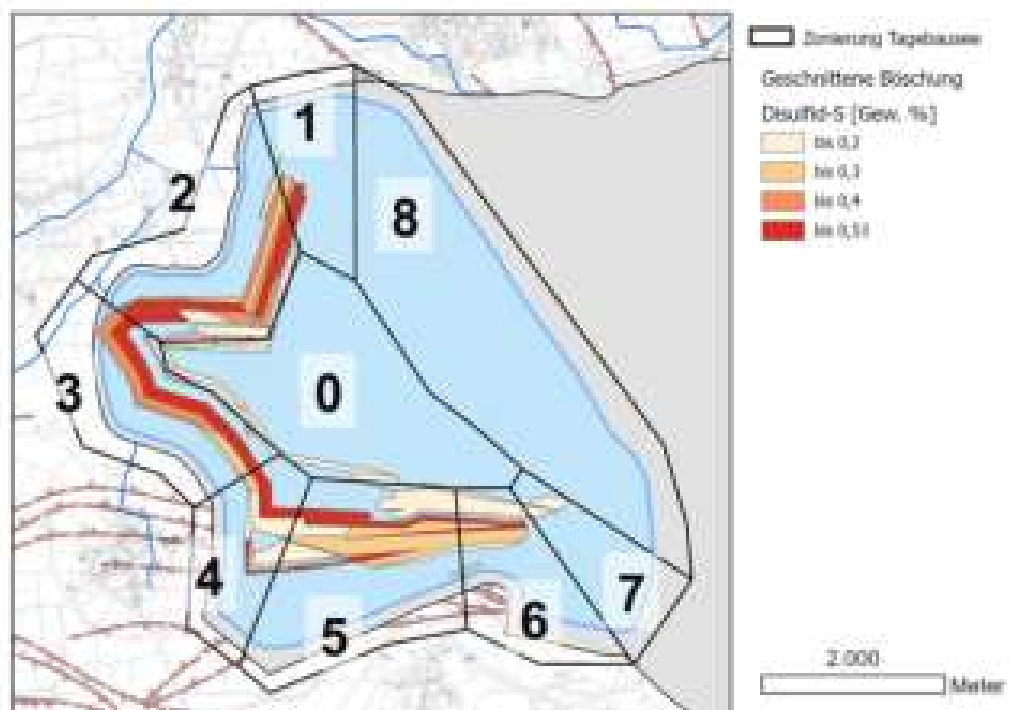


Abb. 21: Darstellung der Teilflächen der geschnittenen Böschung nach Disulfidgehalt.

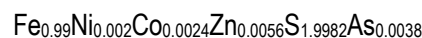
Modellaufbau und Parametrisierung

Der Modellaufbau ist vergleichbar zu den reaktiven Stofftransportmodellen, die zur Simulation des Kippenabstroms genutzt werden (siehe Kap. 6.3). Das reaktive Transportmodell ist in 100 Zellen mit einer Länge von 7 m diskretisiert. Daraus resultiert eine Modellgesamtlänge von 700 m, die in etwa die Distanz vom Tagebausee zu den Begleitbrunnen abdeckt. Mit steigendem Seespiegel nimmt die Abstandsgeschwindigkeit von 150 m a⁻¹ im Jahr 2040 auf rund 15 m a⁻¹ im Jahr 2050 ab. Vereinfacht wird eine mittlere Abstandsgeschwindigkeit von 100 m a⁻¹ im Modell angesetzt.

Nach der Formel von Neumann (1990) wird eine longitudinale hydrodynamische Dispersivität von 0,3 m angesetzt. Der Diffusionskoeffizient wird mit 3*10⁻¹⁰ m² s⁻¹ angenommen.

Die Modellzellen sind zu Simulationsbeginn mit unbeeinflusstem Grundwasser befüllt (beispielhaft wird Hz. 6D genutzt) und weisen ein initiales Mineralinventar auf. Auch ein Kationenaustausch sowie Sorptionsprozesse werden berücksichtigt. Mit Simulationsbeginn strömt dem Modell Seewasser aus dem Tagebausee (beispielhaft wird die Zusammensetzung aus dem Jahr 2043 angesetzt) zu. Mit dem ersten Transportschritt wird der Pyrit in der ersten Modellzelle, die die Oxidationszone abbildet, durch eine irreversible Sauerstoffzugabe (REACTION Block in PhreeqC) vollständig aufgelöst.

Die Pyritzusammensetzung (Mittel: 0,23 Gew. % für Hz. 6D, Zone 2) wurde entsprechend den Untersuchungen von Cremer (2002) am Wasserwerk Rasselh wie folgt angenommen:



Für die Pufferkapazität wurde ein C_{anorg}-Gehalt von im Mittel 63 mg/kg entsprechend Hz. 6D Modellschnitt aus den vorliegenden Daten von RWE Power abgeleitet. Dieser ist jedoch nicht vollständig pufferwirksam. Wisotzky & Lenk (2008) und Wisotzky & Lenk (2010) geben eine Pufferwirksamkeit von rund 70% an, bei 2 % Sideritanteil.

Nach dem ersten Transportschritt findet keine weitere Sauerstoffzugabe statt und die in Lösung gebrachten Oxidationsprodukte strömen mit dem Seewasser ab. Simuliert wird ein Zeitraum von sieben Jahren.

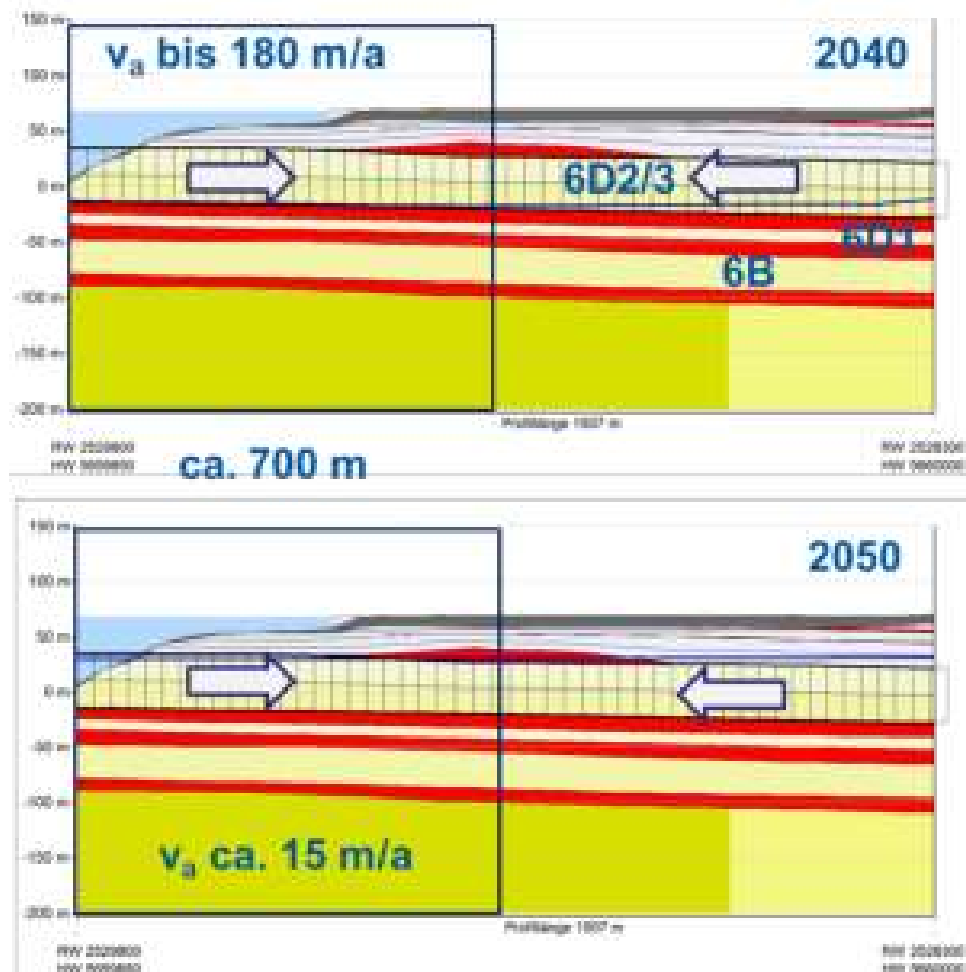


Abb. 22: Pfadlinienmodell vom Tagebausee in das Unverritzte; oben: Situation 2040 – minimale Wasserführung in Hz. 6D3/2 mit Abstandsgeschwindigkeit bis 180 m/a; Situation 2050 – fast vollständig wassergesättigte Hz. 6D3/2 mit deutliche reduzierter Abstandsgeschwindigkeit bis 15 m/a. Schwarze Umrahmung: modellierter Abschnitt.

Modellergebnisse

Mit der Passage des Oxidationsbereichs wird das einströmende Seewasser hoch befrachtet. Die 1D-Transportmodellierung zeigt, dass die Pufferkapazität des Sediments ausreichend ist, um Sulfat über die Ausfällung von Gips auf einen Plateauwert von ca. 1.500 mg L⁻¹ zu begrenzen (siehe Abb. 23). Dieser Vorgang verschiebt sich sukzessive mit der steigenden Wassererfüllung im Grundwasserleiter in das Hangende. Im Abstrom ergibt sich letztlich ein Mischwert dieses instationären Befüllungsvorganges.

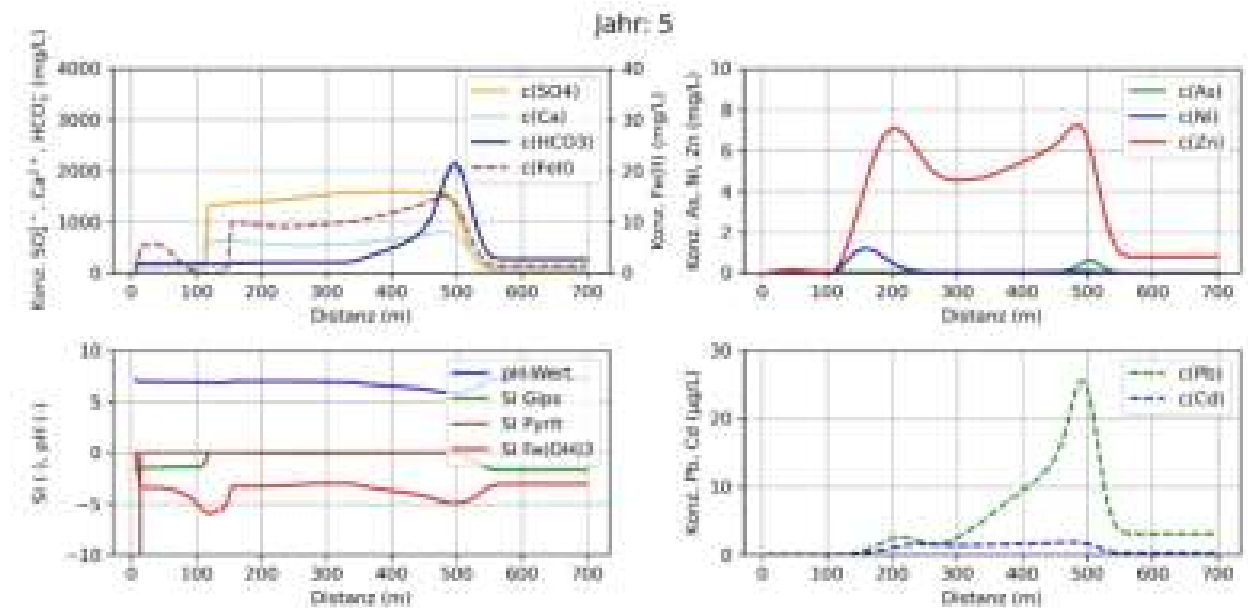


Abb. 23: Simulationsergebnisse für Jahr 5 des Abstroms im Bereich der geschnittenen Böschungen

Daher wird über das sich ausbildende Plateau eine mittlere Wasserzusammensetzung für das gepufferte Oxidationsbereichswasser für die Nutzung in der weiteren Modellierung abgeleitet. Gemittelt werden die Simulationsergebnisse des fünften Jahres in einer Distanz zwischen 200 und 400 m. Die sich daraus ergebende chemische Zusammensetzung ist in Tab. 13 aufgeführt.

Tab. 13: Abgeleitete, mittlere Wasserzusammensetzung aus dem Oxidationsbereich (geschnittene Böschung).

Parameter	Einheit	Oxidationsbereichswasser
Temperatur	°C	6,0
pH	-	6,9
Natrium	mg L ⁻¹	19
Kalium	mg L ⁻¹	3,9
Magnesium	mg L ⁻¹	96
Calcium	mg L ⁻¹	572
Chlorid	mg L ⁻¹	42
Sulfat	mg L ⁻¹	1.518
Eisen _{ges}	mg L ⁻¹	9,9
Hydrogenkarbonat	mg L ⁻¹	251
Arsen	µg L ⁻¹	30
Blei	µg L ⁻¹	4
Cadmium	µg L ⁻¹	1
Nickel	µg L ⁻¹	70
Zink	mg L ⁻¹	5,2

6.2 Pfadlinien-Modell

6.2.1 Methodik

Die Simulation der Stoffausbreitung erfolgt entlang der gewählten Strömungspfade, die jeweils in Zellen diskretisiert werden. Für jede dieser Zellen können dann z.B. Austauschvorgänge (Grundwasserneubildung, Tiefenversickerung) definiert und eine entsprechende Stoffbilanz erstellt werden. Die Zellen sind so angelegt, dass jede Zellreihe eine in sich geschlossene Fließbahn mit einer Einheitsbreite von 1 m repräsentiert und in dieser jeweils der Stoffinhalt nur von einer in die darauffolgende Zelle weitergegeben wird.

Unter Einbeziehung homogener hydraulischer Parameter (Durchlässigkeitsbeiwert und effektive Porositätszahl) werden alle Zellen einer Strömungsbahn mit identischem Raumvolumen konstruiert (Einheitsbreite 1 m). Unter Berücksichtigung variierender Mächtigkeiten und einem variierenden effektiven Porenraumanteil ergibt sich daraus eine unterschiedliche Zellenerstreckung. Aus den Einzelparametern (Gradient und durchströmte Fläche) der konstruierten Zellen werden Durchschnittswerte für den Abfluss und der daraus abgeleiteten Verweildauer je Zelle ermittelt. Diffusion und Dispersion werden vernachlässigt. Für ein Einstoff-System ohne reaktive Komponente ist das entsprechende Gleichungssystem im Folgenden dargestellt:

$$(j_{adv,x} \cdot A_x - j_{adv,x+1} \cdot A_{x+1}) \cdot \Delta t = m(t + \Delta t) - m(t)$$

mit: $j_{adv} = u \cdot c = \frac{k_f \cdot i}{n_e} \cdot c$

$j_{adv,x}$	advektiver Massenfluss in die Zelle (x) bzw. aus der Zelle (x+1) [L T ⁻¹ * M L ⁻³]
A	durchflossene Fläche [L ²]
c	Stoffkonzentration [M L ⁻³]
i	hydraulischer Gradient [L ³]
k_f	hydraulischer Durchlässigkeitsbeiwert [L T ⁻¹]
m	gelöste Masse vor (t) und nach Passieren (t+Δt) der Zelle
n_e	effektive Porosität
Δt	Zeitdifferenz [T]
u	Abstandsgeschwindigkeit [L T ⁻¹]

Die Pfadlinien berücksichtigen das instationäre Strömungsregime während des Grundwasserwiederanstiegs bis zum hydraulisch stationären Zustand, der sich nach der vollständigen Befüllung des Tagebausees und der umgebenden Grundwasserleiter ergibt. Dieser wird für das Jahr 2200 angenommen. Die Pfadlinien orientieren sich dabei an den Strömungssituationen zu unterschiedlichen Zeitpunkten sowie der modellierten Sulfatausbreitung des Grundwassermodells der RWE Power und stellen damit eine räumliche und zeitliche Mittelung stellvertretend für die einzelnen Abstrombereiche dar. Als Datengrundlage werden von RWE Power mit dem numerischen Grundwassermodell berechnete Modellprognosen zur räumlichen Druckhöhen- und zur Sulfatverteilung zur Verfügung gestellt.

Über geeignete zeitliche Stützpunkte gehen sowohl eine ggf. zeitlich variable Abstandsgeschwindigkeit als auch eine ggf. zeitlich variable Befüllung eines Aquifers (Mischungsberechnung mit Grundwasserneubildung) in die Berechnung ein. Die Befüllung wird als Mittelwert der wassererfüllten Mächtigkeit im entsprechenden Aquifer einer Pfadlinie des jeweiligen Stützpunktes ermittelt und ins Verhältnis zum stationären Endzustand im Jahr 2200 gesetzt. Die zeitlichen Stützpunkte werden für jede Pfadlinie anhand der hydraulischen Gegebenheiten ausgewählt.

Für den oberflächennahen Modellleiter wird die flächendifferenzierte Grundwasserneubildung aus dem mGrowa-Modell berücksichtigt (langjährige Mittlere Grundwasserneubildung 1981-2010). Die im Modellansatz verwendeten Pfadlinien (Einheitsbreite 1 m) können den entsprechenden Volumenzuwachs – also eine Aufspreizung der Strombahn über die Fließstrecke nicht abbilden, so dass vereinfachend davon ausgegangen wird, dass der Volumenüberschuss seitwärts bzw. nach unten abfließt und für die Pfadlinie nicht weiter betrachtet wird. Münden tiefere Grundwasserleiter tektonisch bedingt in das OSTW, wird das über einen prozentualen Zustrom in einer oder mehrerer Modellzellen umgesetzt. Abb. 24 veranschaulicht das Modellschema.

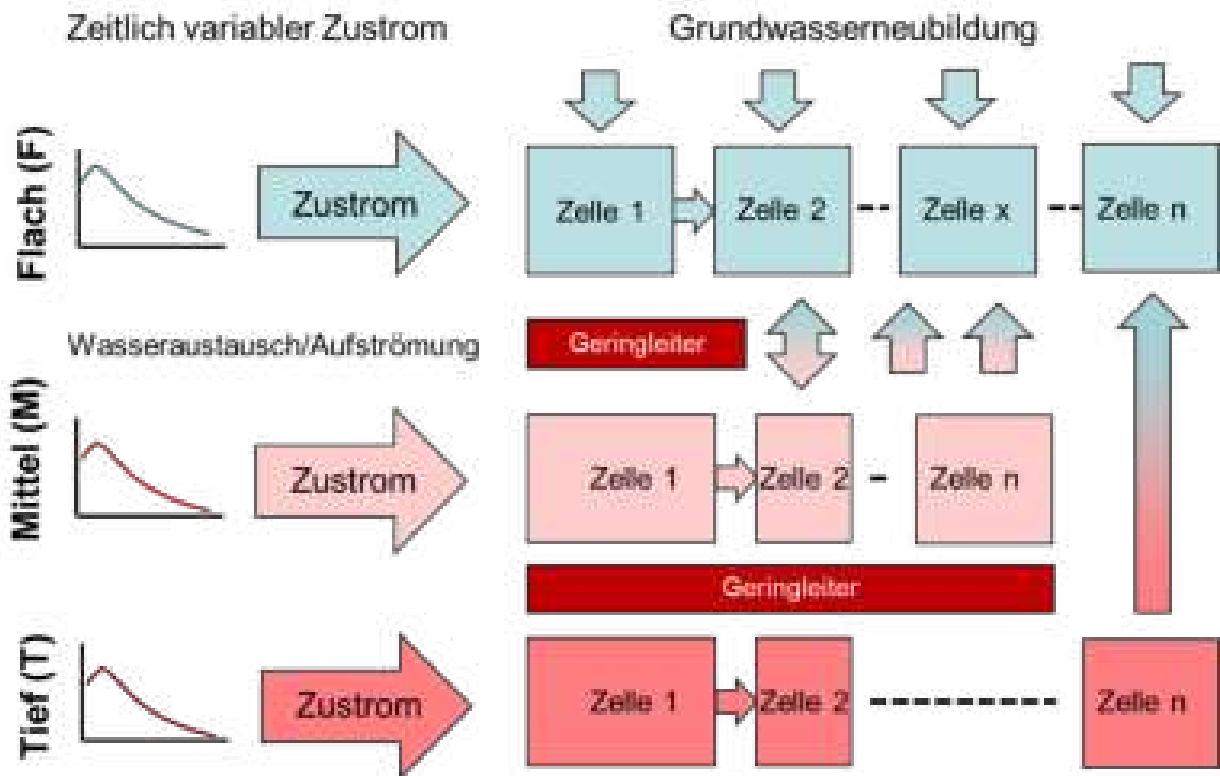


Abb. 24: Modellschema des Pfadlinienmodells für den Fall eines oberflächennahen Grundwasserleiters mit hydraulischer Kopplung von zwei tieferen Grundwasserleitern.

In der Betrachtung wird davon ausgegangen, dass der Kippenabstrom im Wesentlichen über den gesamten Kippenrand erfolgt und somit keine punktuelle Stoffquelle vorliegt. Die Pfadlinien sollen diesen breiten Austrag abbilden. Daher wird eine transversal-dispersive Vermischung mit Grundwasser, wie er am Rand einer Stofffahne zu beobachten ist, nicht berücksichtigt.

Das Stofftransportmodell von RWE Power bildet die nachlaufende Sümpfung um den Tagebausee ab, jedoch nicht die Sulfatbefrachtung des Tagebausees. Diese beinhaltet auch die Sulfatfracht aus der Oxidationszone der geschnittenen Böschung. Das diesen Modellierungen zugrundeliegende Frachtgerüst enthält also Kippensulfat ohne den Sulfatanteil des Tagebausees. Dieser wird für Pfadlinien, die im Bereich des Tagebausees aufgehängt sind, durch einen Zustrom von Seewasser berücksichtigt. Für die Seewasserbeschaffenheit werden die Prognosen der Seemodellierung verwendet (Leßmann et al. 2025). Die daraus abzuleitende Sulfatkonzentration des Seewassers wird dem entsprechenden Jahreswert der Sulfatkonzentrationsganglinie des jeweiligen Bilanzquerschnitts hinzuaddiert. Mit zunehmender Teufenlage des jeweiligen Modellleiters liegt die Anschnittfläche durch den Tagebausee weiter vom Kippenrand als Bilanzfläche entfernt. Dem

wird durch eine zeitliche Verschiebung der Sulfatkonzentrationsganglinie Rechnung getragen. Wenn möglich, wird dieser Verschiebebetrag anhand der ausströmenden Sulfatfracht am Bilanzquerschnitt ausgerichtet.

Die hier beschriebenen Pfadlinienmodelle betrachten das Kippensulfat. Die mittlere Sulfatbefrachtung der umgebenden Grundwasserleiter sowie ein Sulfateintrag mit dem Sickerwasser wird nicht betrachtet. Dies erfolgt bei der hydrogeochemischen Modellierung mit PhreeqC (Kap. 6.3).

Die Abgrenzung der jeweiligen Modelleiter erfolgt in der Regel anhand der hydraulischen Durchlässigkeit. Die tieferen RWTH-Modelleiter entsprechen den RWE-Modelleitern oder werden bei Fehlen des dazwischenliegenden Geringleiters aus ggf. mehreren RWE-Modelleitern zusammengefasst.

Die entsprechenden geometrischen und hydraulischen Parameter der Zellen wurden aus dem numerischen Grundwassermodell von RWE Power übernommen. Falls in einem Modellschnitt dauerhaft signifikant unterschiedliche Abstandsgeschwindigkeiten vorherrschen, werden Modellschnitte in mehrere Teilschnitte aufgeteilt, separat modelliert und die Ergebnisse anschließend zusammengefügt. Die Sulfatganglinie der letzten Zelle des ersten Modellschnitts wird dann als Eingabefunktion für den folgenden Modellschnitt verwendet. Aufgrund der auftretenden Wechsel der Strömungsrichtung, kommt es phasenweise zur Stagnation oder Strömungsumkehr an Teilbereichen einer Pfadlinie. Diese Abschnitte wurden aus der Interpretation der Abstandsgeschwindigkeit bzw. der Aufenthaltszeit in einer Zelle herausgenommen.

In das Pfadlinien-Modell fließen folgende Daten ein:

- Schichtgeometrien (Export aus dem numerischen Grundwassermodell der RWE Power)
- Durchlässigkeitsbeiwerte (Export aus dem numerischen Grundwassermodell der RWE Power, n_e abgeleitet nach Helmbold)
- Grundwasserhöhen (Export aus dem numerischen Grundwassermodell der RWE Power, verschiedene Zeitpunkte 1971 - 2200)
- Langjährige mittlere Grundwasserneubildung (flächendifferenziert - Rasterdaten nach mGROWA - 1981-2010)
- Sulfatverteilung zu verschiedenen Zeitschnitten (Export aus dem numerischen Grundwassermodell der RWE Power), aggregiert aus RWE-Modelleitern entsprechend der Zuordnung zu den RWTH-Modelleitern
- Sulfatverteilung im Zustrom bzw. Abstrom aus der Kippe entlang von Bilanzflächen (Aggregiert aus den RWE-Modelleitern entsprechend der Zuordnung zu den RWTH-Modelleitern - siehe Kap. 6.1)

Sofern für die instationäre Modellierung des Sulfattransportes eine initiale räumliche Sulfatverteilung benötigt wird, wird diese aus der mit dem Grundwassermodell der RWE Power prognostizierten räumlichen Sulfatverteilung zum Startzeitpunkt abgeleitet. Dazu werden die an den Knotenpunkten vorliegenden, grundwasserleitorscharfen Sulfatgehalte des Grundwassermodells der RWE Power (kg Sulfat je Zelle) entsprechend der vertikalen Zuordnung zu den RWTH-Modelleitern aggregiert und zur weiteren Verwendung auf die Fläche bezogen (kg Sulfat je m^2 , je Modelleiter). Diese flächenbezogenen Knotenwerte werden unter Anwendung eines Inverse-Distanzen-Verfahrens aus den umgebenden sechs Nachbarknoten in ein 100 m Raster überführt. Entlang der Modellschnitte werden dann die Sulfatgehalte berechnet und auf das wassererfüllte Zellvolumen bezogen.

Die Prognosen zum konservativen Sulfattransport sind mit dem numerischen Grundwassermodell der RWE Power umgesetzt, wobei die Sulfatausbreitung mit einem auf dem instationären Fließregime aufsetzenden Wanderpunktverfahren simuliert wird. Ein reaktives Transportmodell, das neben Sulfat auch die Ausbreitung und chemische Umsetzung der anderen von der Kippe ins unverritzte Gebirge abströmenden Stoffe simuliert, liegt nicht vor.

Ausgehend von der in Kap. 6.1 beschriebenen Abschätzung der zeitlichen Entwicklung der Kippenwasserzusammensetzung und der aus dem Grundwassermodell der RWE Power abgeleiteten ggf. vorliegenden initialen räumlichen Sulfatverteilung kann mit diesem analytischen Modell die konservative Sulfatausbreitung im Abstrom der Kippen prognostiziert werden. Abb. 25 zeigt schematisch die Vorgehensweise beim Modell Aufbau des Pfadlinienmodells.

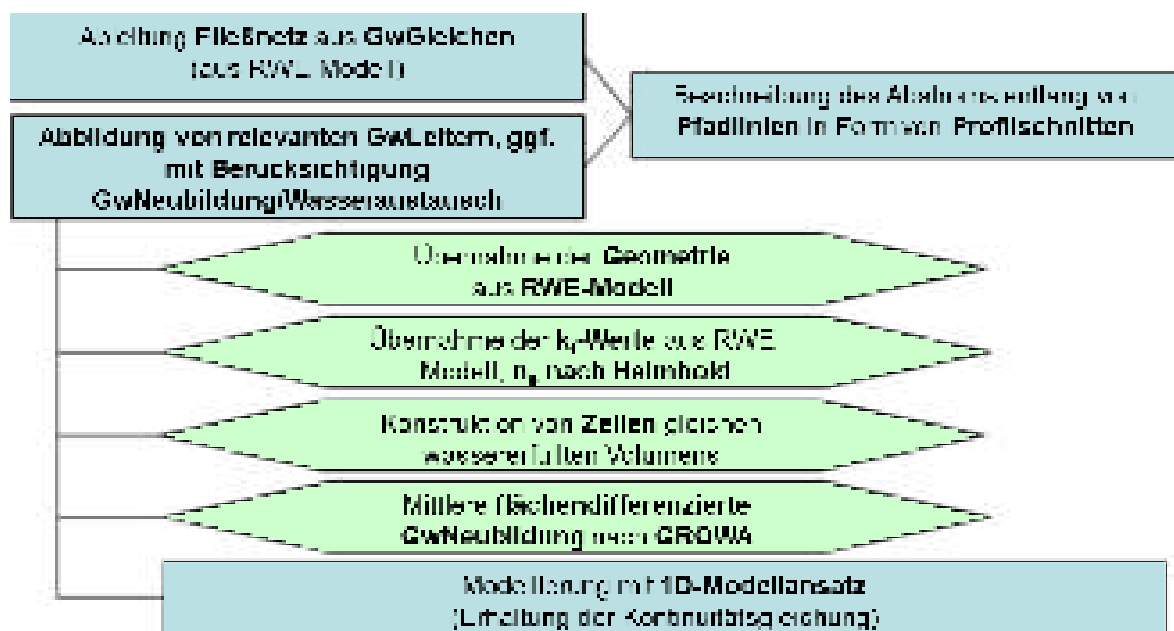


Abb. 25: Modellschema des Pfadlinienmodells.

6.2.2 Abgeleitete Pfadlinien

Die angelegten Pfadlinien sind als räumliche und zeitliche Mittelung stellvertretend für einzelne Abstrombereiche zu verstehen. Wie im vorherigen Kapitel dargelegt, wird als eingehende Stofffracht die aus den Modelldaten des Stofftransportmodells der RWE Power abgeleiteten Konzentrationen am Modellrand je Abstrombereich als Zeitreihe angesetzt (Abb. 26).

Die Pfadlinien umfassen je nach den hydrogeologischen Gegebenheiten ein oder mehrere stratigraphische Einheiten. Diese sind am Standort Garzweiler aufgrund der tektonischen Gegebenheiten stark unterschiedlich. Quer zur Fließrichtung verlaufende Horststrukturen führen dazu, dass tiefere Grundwasserleiter nicht fortgesetzt sind und über hydraulische Kontaktbereiche eine Stoffverlagerung in flachere Grundwasserleiter erfolgt. Im Folgenden werden deshalb die Pfadlinienmodelle zur besseren Verständlichkeit nach Zonen aufgeteilt beschrieben.

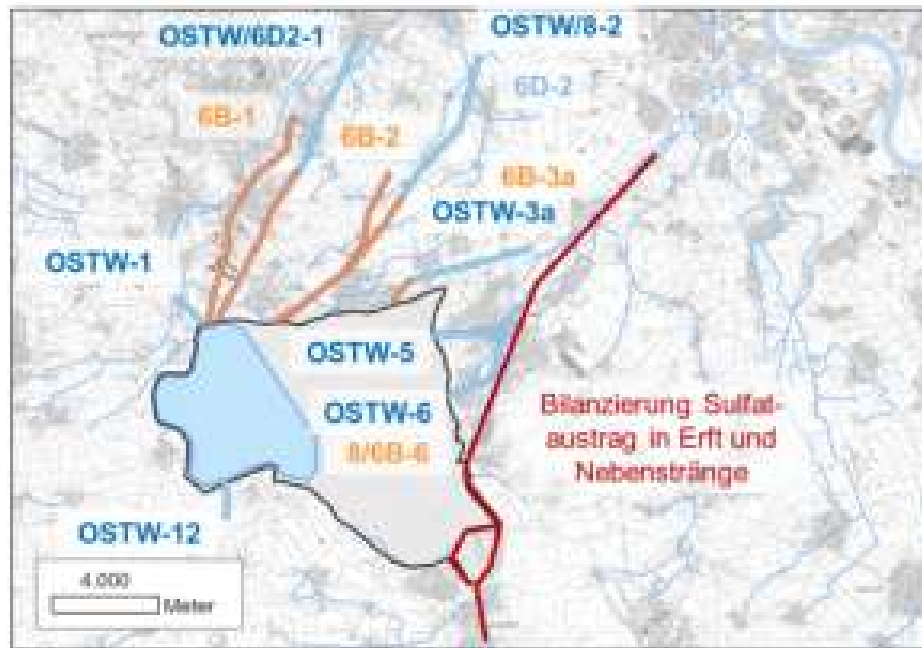


Abb. 26: Übersicht der angelegten Pfadlinienmodelle für die wesentlichen Austragsbereiche; Für den Erftbereich erfolgt zudem eine Bilanzbetrachtung der der Erft und deren Nebengewässer zugehenden Sulfatfracht.

Tab. 14: Übersicht über die abgeleiteten Pfadlinienmodelle.

Zone	Bezeichnung	Seeanteil [%]	Modellstart	Bemerkung
1	OSTW-1	-	-	Kurzzeitige Befrachtung bei stark variierendem Grundwasserstand, nicht als Modell abgebildet (qualitative Bewertung)
1	OSTW/6D2-1	100	2060	100% Seezustrom
1	H26B-1	100	2055	100% Seezustrom
2	OSTW/8-2	30	2062	30% Seezustrom, Zustrom 6D und 6B
2	H26D-2	30	2060	30% Seezustrom
2	H26B-2	30	2060	30% Seezustrom
3	OSTW-3a	0	2065	
3	H26B-3a	0	2065	
5	OSTW-5	0	2065	
6	OSTW-6	0	2065	Zustrom H28/6B-6 im Erftbereich
6	H28/6B-6	0	2065	
12	OSTW/8-12	100	2050	Ab 2080 Strömungsumkehr, Befrachtung mit Wasser aus der Oxidationszone der geschnittenen Böschung (separate Modellierung)

Aus den dargestellten Profilschnitten lässt sich gut die komplexe Geometrie des Untergrundes ablesen. Auch der Frimmersdorfer Sand (H2. 6B) muss in die weiteren Überlegungen mit einbezogen werden, da die vertikale Untergliederung im Abstrom nur begrenzt auszuhalten ist. Im Modell erfolgt eine Zumischung aus Horizont 6B in den tiefen Modellleiter in der entsprechenden Zelle. Ab dem Viersener Sprung als begrenzendes tektonisches Element der Venloer Scholle ist keine

Untergliederung mehr durch Geringleiter vorhanden. Hier kann die Schichtenfolge lediglich in Quartär (Hz. 19/13) und Oligozäne Sande (Hz. 04) unterteilt werden.

Zone 1

Zone 1 umfasst den Abstrom am Nordrand des Tagebausees.

Pfadlinie OSTW -1

Als Ansatzpunkt startet dieser Modellschnitt am nördlichen Ufer des Tagebausees nach Westen in Richtung Niersaue. Dieser Strompfad ist nur vorübergehend wirksam. Das OSTW füllt sich nach Ende der Sümpfung allmählich (Abb. 27).

Aus dem Kippenbereich prognostiziert das Grundwassermodell der RWE Power eine Befrachtung des OSTW mit Sulfatkonzentrationen bis 4.300 mg L^{-1} Sulfat ab 2033 im Nahfeld des Nordrandes des Tagebausees (bis ca. 1 km vorwiegend in Richtung Niersaue) bei anfangs geringer Wassermächtigkeit und hoher Sulfatmasse. Bis 2060 dreht sich die Strömungsrichtung wieder nach Osten in Richtung Tagebaurand, so dass die bereits erfolgte Sulfatbefrachtung ab 2070 in den Kippenabstrom nach NE übergeht. Die kleinräumige und kurz andauernde Befrachtung bei gleichzeitig schnell zunehmender Grundwassermächtigkeit ist mit dem Modellansatz nicht abbildbar. Es erfolgt eine qualitative Bewertung dieses Befrachtungsbereichs (s. Kap. 7.2.2).

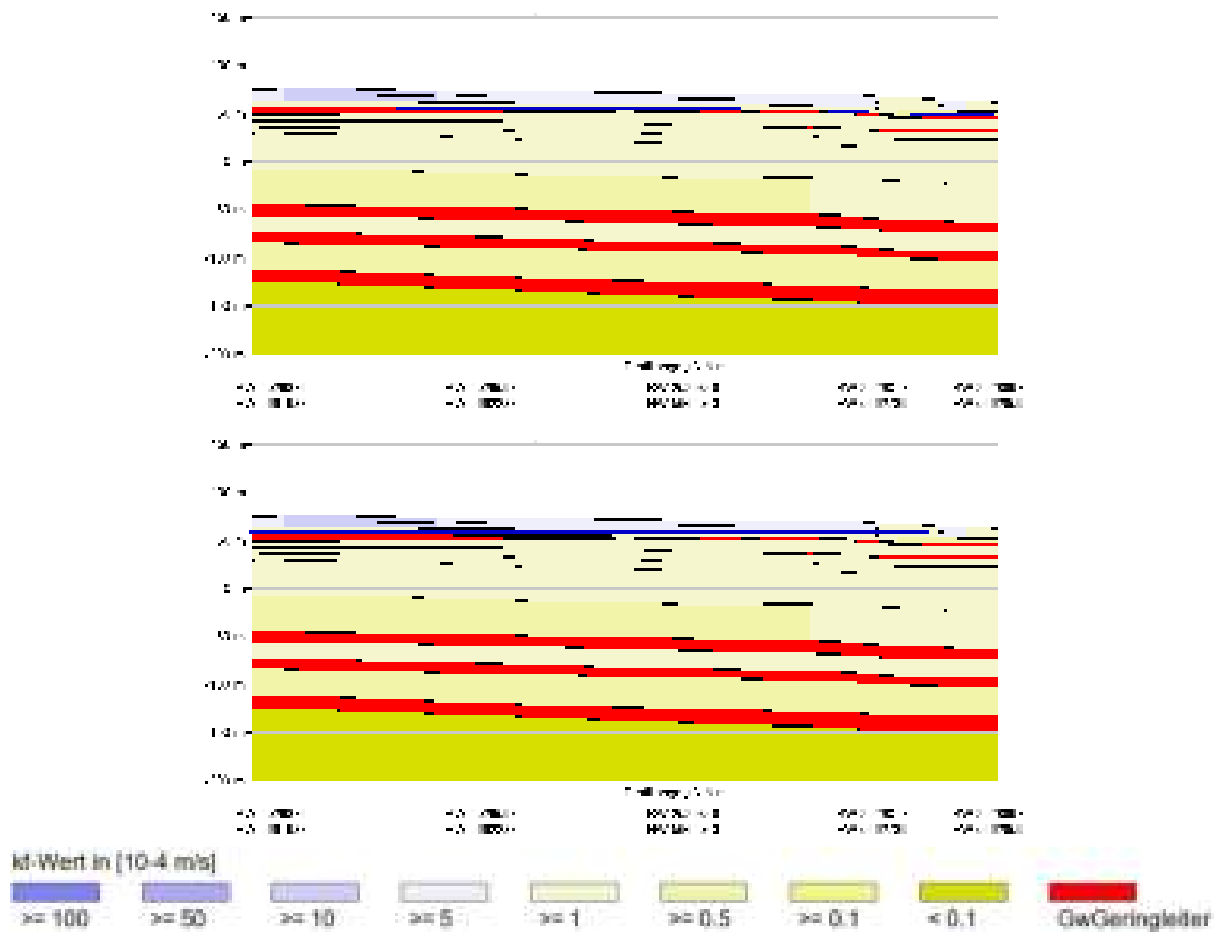


Abb. 27: Pfadlinie OSTW-1: Profilschnitt mit Modellzellen; blaue Linie: Grundwasserstand Jahr 2050 (oben) und Jahr 2060 (unten).

Pfadlinie OSTW/6D2-1

Die Pfadlinie OSTW/6D2-1 bildet den gegen 2060 beginnenden nach Nordosten verlaufenden Abstrom vom Nordrand des Tagebausees über eine Gesamtlänge von rund 12 km ab (Abb. 28). Rund 10 km abstromig verläuft die Pfadlinie durch das Einzugsgebiet des WW Hoppbruch.

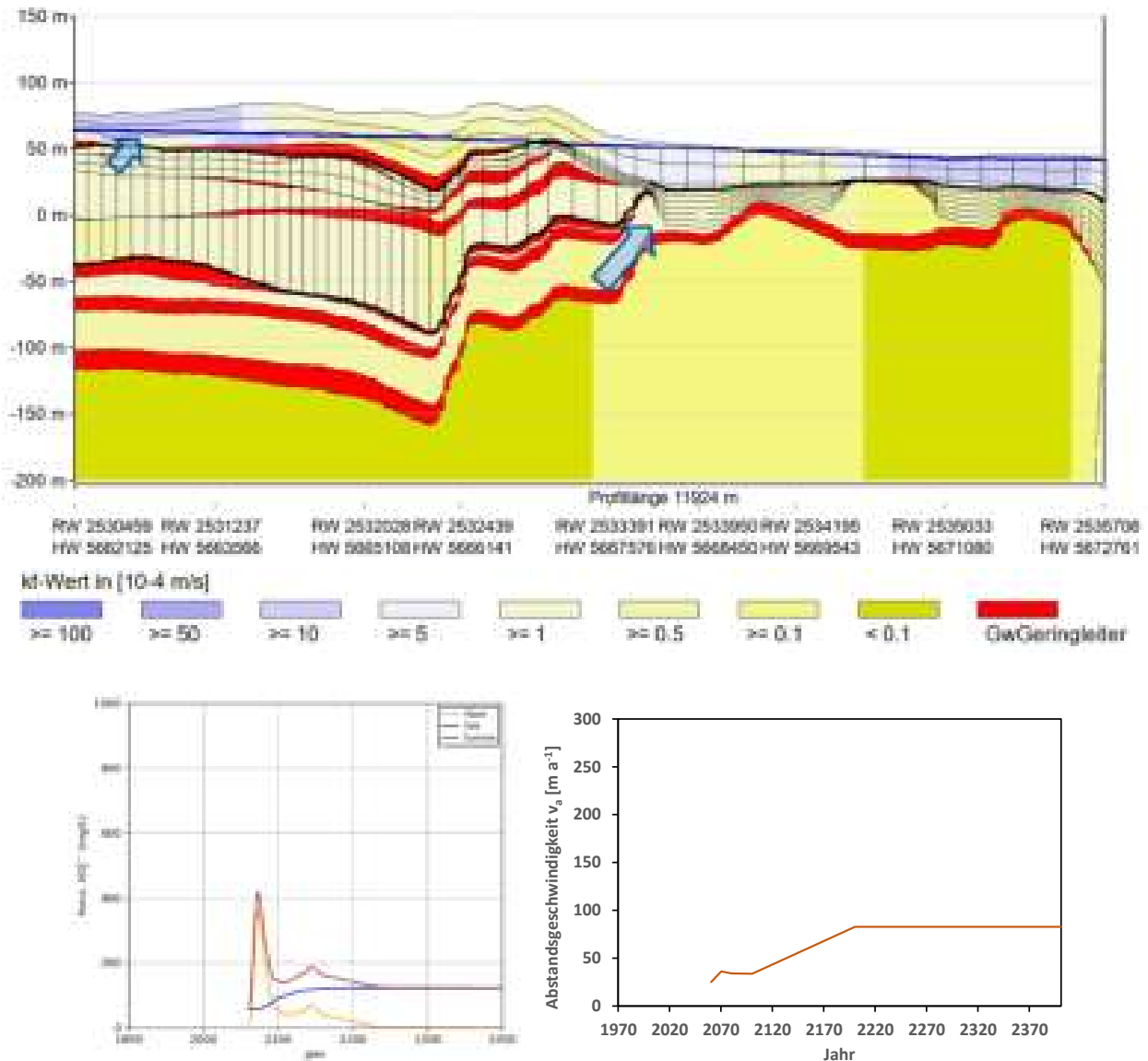


Abb. 28: Pfadlinie OSTW/6D2-1: Profilschnitt mit Modellzellen (Grundwasserstand Jahr 2200) (oben); Sulfatkonzentrationsganglinie des Kippenabstroms (unten links); Abstandsgeschwindigkeit im zeitlichen Verlauf (unten rechts). Die blauen Pfeile markieren eine potenzielle Aufströmung in hangende Grundwasserleiter.

Die Strömungsrichtung im OSTW verläuft 2060 noch ostwärts parallel zum Kippenrand, so dass die zu Beginn nach Westen ausgetragene Sulfatbefrachtung (s. Pfadlinie OSTW-1) wieder in Richtung Tagebaurand transportiert wird. 2070 zeigt das Strömungsbild eine nach Nordosten gerichtete Strömung. Die Sulfatkonzentrationen des anfangs nur gering wassererfüllten Grundwasserleiters werden mit zunehmende Grundwasserwiederanstieg und mit ab 2060 abnehmenden Sulfatkonzentrationen des aus der Kippe abströmenden Wassers deutlich geringer und sind in der Reichweite auf etwa 600 m Distanz vom Kippenrand beschränkt. Aufgrund der kleinräumig variierenden Grundwasserfließrichtung bei dann rasch

nachlassender Sulfatbefrachtung aus der Kippe und der begrenzten Transportweite wird eine qualitative Bewertung vorgenommen.

Im deutlichen mächtigeren Grundwasserleiter unterhalb des Reuver-Tons beginnt ab etwa 2060 eine Befrachtung bis etwa 360 mg L^{-1} Sulfat. Dieser umfasst am Kippenrand alle stratigraphischen Horizonte bis zum Hz. 6D2. Der Modellleiter fällt leicht nach Nordosten ein und hat eine Mächtigkeit von rund 90 m. Die k_F -Werte betragen rund $1 \cdot 10^{-4} \text{ m s}^{-1}$ bei einer von rund 35 m a^{-1} auf rund 80 m a^{-1} bis zum Jahr 2200 zunehmenden Abstandsgeschwindigkeit. Im Abstrom zeigen sich dann zunächst zunehmende Anteile der Geringleiter zwischen den Horizonten 6D2, 6D3 und 8 mit entsprechender Trennung. Lokal kann in Bereichen mit hydraulischen Fensterstrukturen eine Frachtverlagerung ins OSTW erfolgen. Angesichts der prognostizierten Sulfatkonzentrationen von maximal 400 mg L^{-1} Sulfat ist bei einer anteiligen Zumischung in das OSTW nur eine geringe Konzentrationserhöhung zu erwarten.

Rund 4 km abstromig des Kippenrandes nimmt die Mächtigkeit des Modellleiters ab, bis dieser dann nach 5,5 km hydraulisch in das ungespannte, deutlich besser durchlässige OSTW (k_F -Werte rund $0,9 - 2 \cdot 10^{-4} \text{ m s}^{-1}$) mit einer wassererfüllten Mächtigkeit von bis zu 30 m übergeht. Das OSTW ist bis einschließlich Hz. 6B nur in wenigen Bereichen durch einen Geringleiter abgegrenzt. Der überwiegende Teil des Abstroms verläuft über die um eine 10er Potenz höher durchlässigeren Sedimente des OSTW. Dies wird mehrfach durch geologisch bedingte Abschnitte mit geringerer Mächtigkeit des Hz. 6B befördert.

Das Grundwassermodell der RWE Power prognostiziert einen Sulfatabstrom aus der Kippenschürze mit einem Maximum bei rund 360 mg L^{-1} gegen das Jahr 2073 mit einem langsamen Abklingen bis nach 2200. Diese Pfadlinie wird durch den Tagebausee gespeist. Dies führt zu einer leichten Erhöhung der Spitzenkonzentration auf rund 410 mg L^{-1} . Bis 2230 geht die Sulfatkonzentration auf den dann weitgehend konstanten Wert des Tagebausees von rund 120 mg L^{-1} zurück.

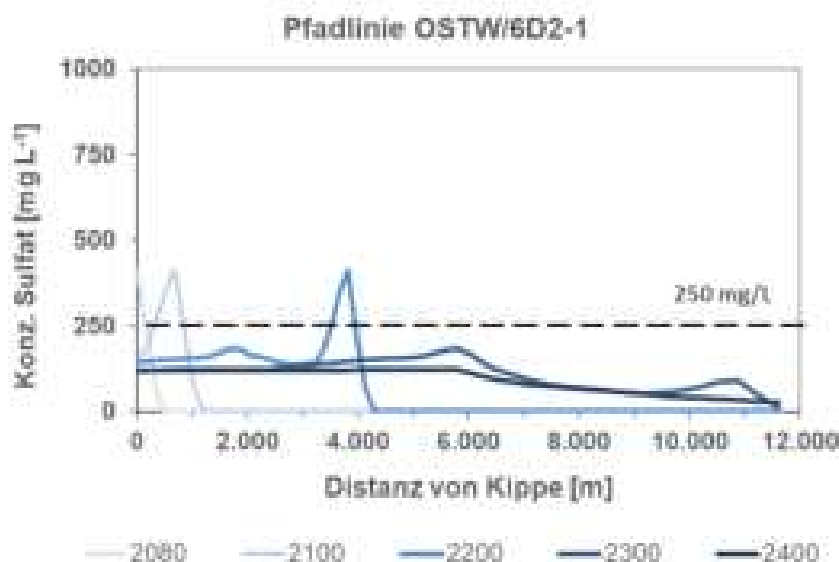


Abb. 29: Pfadlinie OSTW/6D2-1 - Modellrechnung im 1D-Modell – Kippensulfat im Grundwasserabstrom.

In der 1D-Modellierung (Abb. 29) zeigt sich eine Sulfatfahne bis zum Jahr 2100 bis rund 1 km und bis 2200 von etwa 4 km in den Abstrom. Mit Erreichen des Übergangs in den ungespannten OSTW nach etwa 5-6 km zeigt sich bedingt durch die Grundwasserneubildung ein rascher Rückgang auf etwa 200 mg L^{-1} . Hier kann es beim Durchgang der Sulfatspitze

gegen 2250 für etwa 20 Jahre zu einer Überschreitung des Schwellenwertes von 250 mg L^{-1} kommen. Ab etwa 2280 erreicht die Sulfatfahne das Wasserwerk Hoppbruch, bei dann Sulfatkonzentration bis 130 mg L^{-1} .

Pfadlinie Hz6B-1

Die Pfadlinie Hz6B-1 zeichnet den Abstrom vom Nordrand des Tagebausees im Horizont 6B nach Nordosten nach. Die tektonische Situation mit zahlreichen Verwerfungen führt zu einem vom Fließweg der hangenden Grundwasserleiter leicht bogenförmig nach Westen abweichenden Fließrichtung. Die ausgeprägte Horststruktur mit einer vorgelagerten Schollentreppe führt dazu, dass der etwa 30 m mächtige Hz. 6B etwa 150 m ins Hangende ansteigt. Nach rund 8 km geht dieser dann bei deutlich reduzierter Mächtigkeit in das OSTW über. Der k_r -Wert beträgt im Mittel etwa $7 \cdot 10^{-5} \text{ m s}^{-1}$, die Abstandsgeschwindigkeit etwa 25 m a^{-1} (Abb. 30).

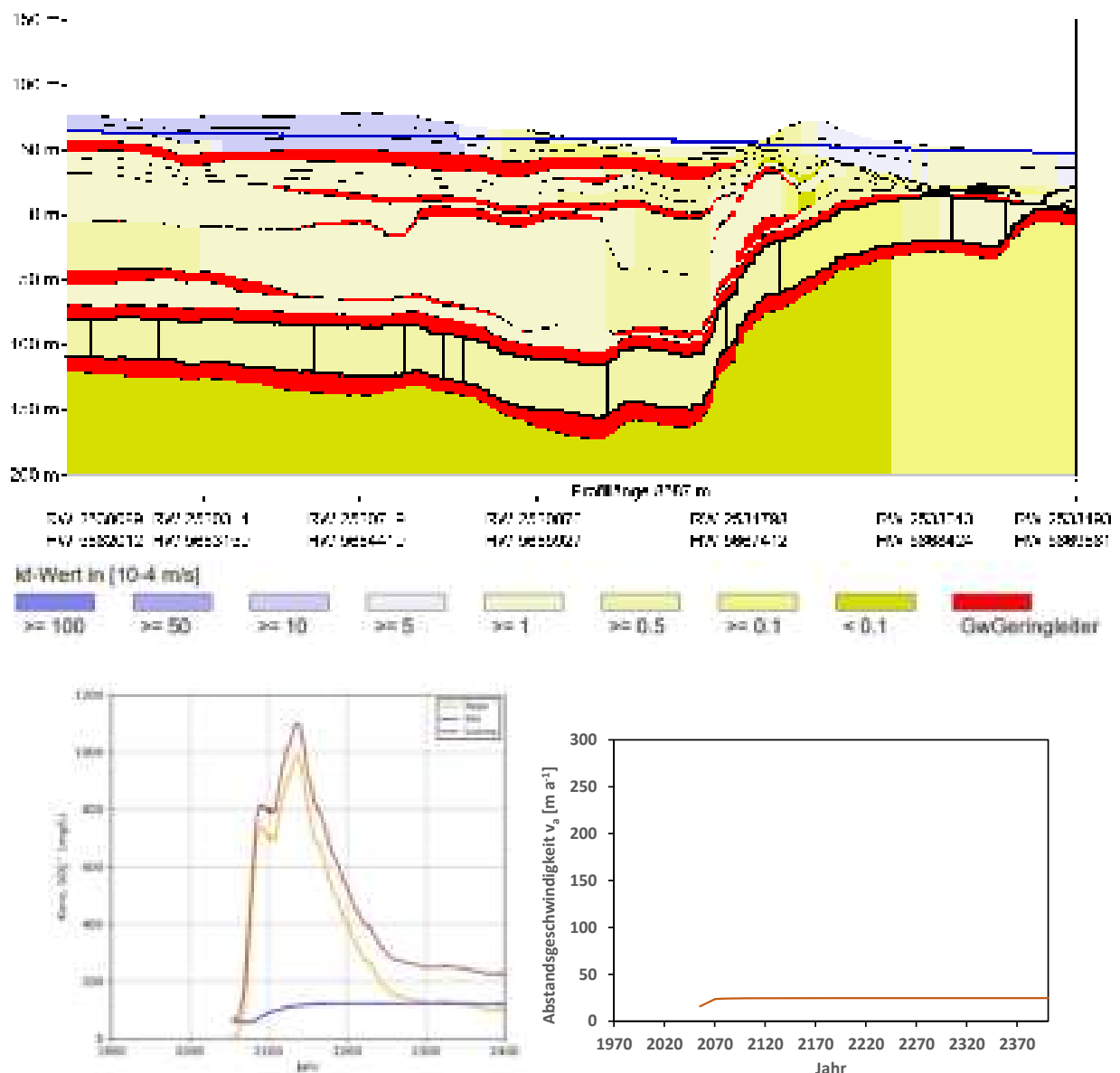


Abb. 30: Pfadlinie Hz6B-1: Profilschnitt mit Modellzellen (Grundwasserstand Jahr 2200) (oben); Sulfatkonzentrationsganglinie des Kippenabstroms (unten links); Abstandsgeschwindigkeit im zeitlichen Verlauf (unten rechts).

Das Grundwassermodell der RWE Power prognostiziert einen Sulfatabstrom aus der Kippenschürze mit einem Maximum bei rund 1.000 mg L^{-1} gegen das Jahr 2136 und mit einem Rückgang der Konzentration bis 2250 auf etwa 150 mg L^{-1} Sulfat. Diese Pfadlinie wird durch den Tagebausee gespeist. Dies führt zu einer Erhöhung der Spitzenkonzentration auf rund 1.100 mg L^{-1} . Bis 2250 geht die Sulfatkonzentration dann auf 250 mg L^{-1} , bis 2400 auf rund 210 mg L^{-1} zurück.

In der 1D-Modellierung (Abb. 31) zeigt sich mit konstanter Fließgeschwindigkeit eine Sulfatfahne bis zum Jahr 2100 bis rund 0,7 km, bis 2200 etwa 2,7 km, bis 2300 bis etwa 4,6 km und bis 2400 bis etwa 6,7 km in den Abstrom. Damit ist während des Betrachtungszeitraumes keine Aufströmung in den OSTW zu erwarten. Da die summarische Austragsfunktion bis nach 2300 bei über 250 mg L^{-1} verbleibt, wird bis dahin auch durchgängig die 250 mg L^{-1} Isokonzentration überschritten.

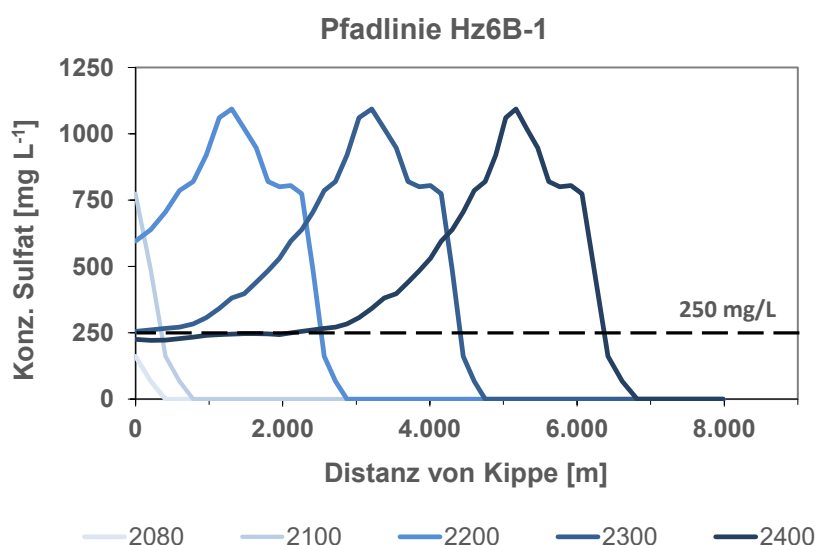


Abb. 31: Pfadlinie Hz6B-1 - Modellrechnung im 1D-Modell – Kippensulfat im Grundwasserabstrom.

Zone 2

Zone 2 umfasst den Abstrom am Nordrand östlich des Tagebausees bis Jüchen. Dieser Abstrombereich ist teilweise durch den Tagebausee gespeist. Die Kippe ist in diesem Abschnitt gekalkt.

Pfadlinie OSTW/8-2

Im Vergleich zu der westlich befindlichen Pfadlinie OSTW/6D-1 ist der das OSTW nach unten abgrenzende Grundwassergeringleiter nur in Kippennähe ausgeprägt. Aufgrund dessen Höhenlage sind die Terrassensedimente des OSTW am Kippenrand nur wenig wassererfüllt. Etwa 1,5 km abstromig fällt die Basis des OSTW deutlich ab. Der sich hier ausprägende quartäre Grundwasserleiter mit Mächtigkeiten bis 30 m wird auch an der Horststruktur nur wenig geringmächtiger (Abb. 32).

Der Modelleiter umfasst in Kippennähe das wassererfüllte OSTW sowie alle RWE-Modelleiter bis zur Oberkante des Hz. 6D2. Dieser grenzt sich durch geringere Durchlässigkeiten nach oben ab. Die Durchlässigkeiten im Modelleiter sind stark

variabel. In Kippennähe betragen die k_f -Werte rund $3 \cdot 10^{-4} \text{ m s}^{-1}$ und rund $1,3 \cdot 10^{-3} \text{ m s}^{-1}$ im Bereich der größten Durchlässigkeiten. Im weiteren Abstrom zeigen sich dann Durchlässigkeiten zwischen $1,5 \cdot 10^{-4} \text{ m s}^{-1}$ und $1 \cdot 10^{-3} \text{ m s}^{-1}$.

Die Abstandsgeschwindigkeit beträgt bis 2070 rund 75 m a^{-1} und nimmt dann mit der Konsolidierung der Fließrichtung nach Nordosten ab 2080 auf 125 m a^{-1} zu.

Die geringer durchlässigen Horizonte 6D und 6B keilen an der Horststruktur aus und gehen in das OSTW über. Im Pfadlinienmodell ist dies abgebildet. Die Sulfatbefrachtung wird an Austauschzellen entsprechend dem Verhältnis des Volumenstroms dem OSTW beigemischt. Der Anteil beträgt für Hz. 6D etwa 30% und für Hz. 6B rund 15%. Aus der Modellierung des Hz. 6D ergibt sich eine zusätzliche Sulfatbefrachtung ab etwa 2200, für 6B ab etwa 2350.

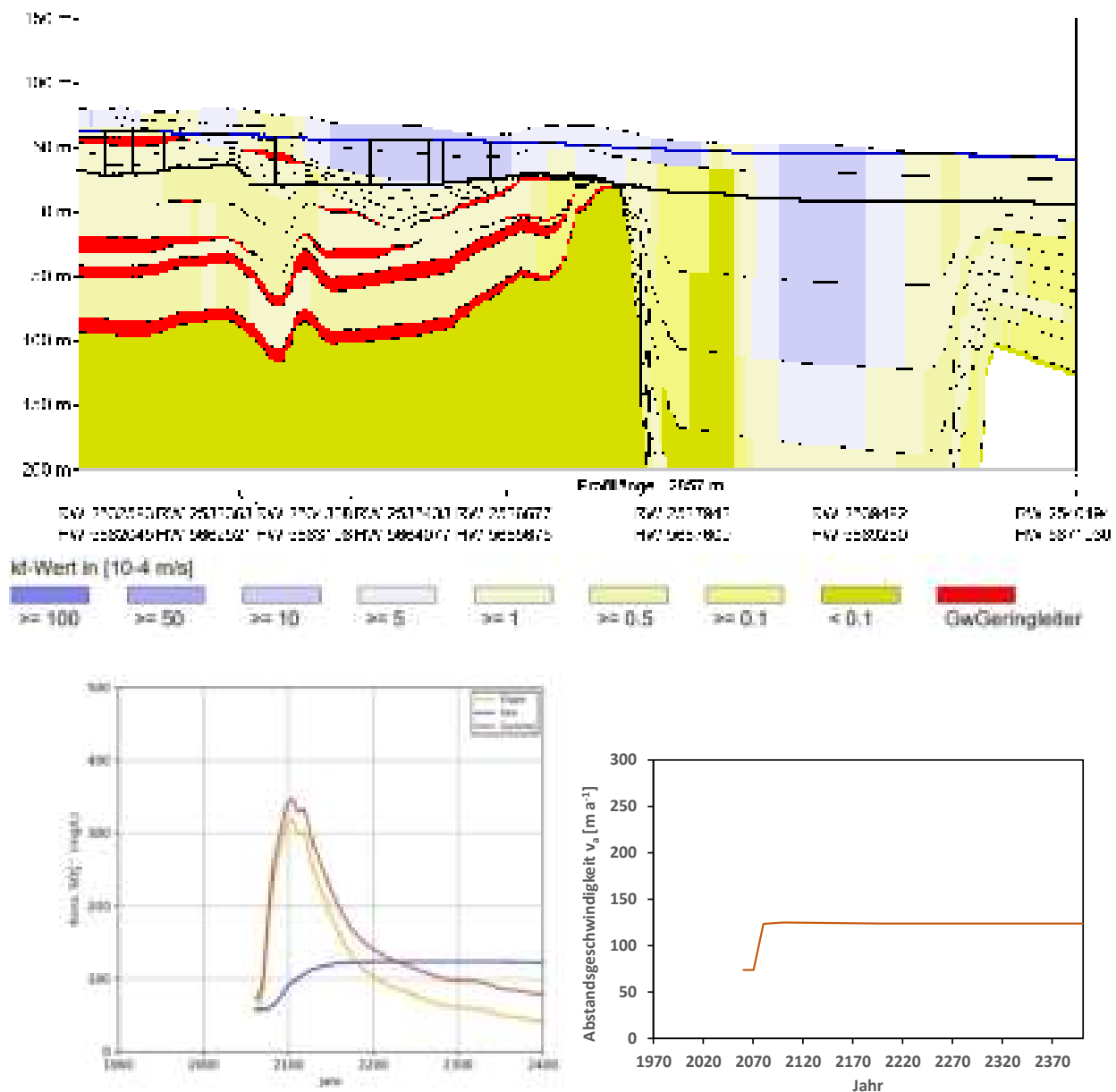


Abb. 32: Pfadlinie OSTW/8-2: Profilschnitt mit Modellzellen (Grundwasserstand Jahr 2200) (oben); Sulfatkonzentrationsganglinie des Kippenabstroms (unten links); Abstandsgeschwindigkeit im zeitlichen Verlauf (unten rechts).

Das Grundwassermodell der RWE Power prognostiziert einen Sulfatabstrom aus der Kippenschürze mit einem Maximum bei rund 310 mg L⁻¹ gegen das Jahr 2100 mit einem Abfall bis 2200 auf etwa 100 mg L⁻¹ Sulfat. Diese Pfadlinie wird teilweise durch den Tagebausee gespeist. Es wird ein Seewasseranteil von 30% angenommen. Dies führt zu einer Erhöhung der Spitzenkonzentration auf rund 340 mg L⁻¹. Bis 2200 geht die Sulfatkonzentration dann auf 140 mg L⁻¹, bis 2400 auf rund 80 mg L⁻¹ zurück.

In der 1D-Modellierung (Abb. 33) zeigt sich eine Sulfatfahne, die bis zum Jahr 2100 bis rund 3 km in den Abstrom reicht. Am Übergang zum Abschnitt ohne Geringleiterüberdeckung wird die Grundwasserneubildung wirksam. Dies zeigt sich in einer deutlichen Konzentrationsabnahme mit zunehmender Transportreichweite. Die Zumischung aus den Horizonten 6D bei 4 km und 6B bei 6 km im Abstrom von der Kippe führt zu einem Anstieg der Sulfatkonzentration von 60 bzw. 20 mg L⁻¹ Sulfat. In Summe bewegen sich die kippenbürtigen Sulfatkonzentrationen nach 2100 durchgängig unter 250 mg L⁻¹.

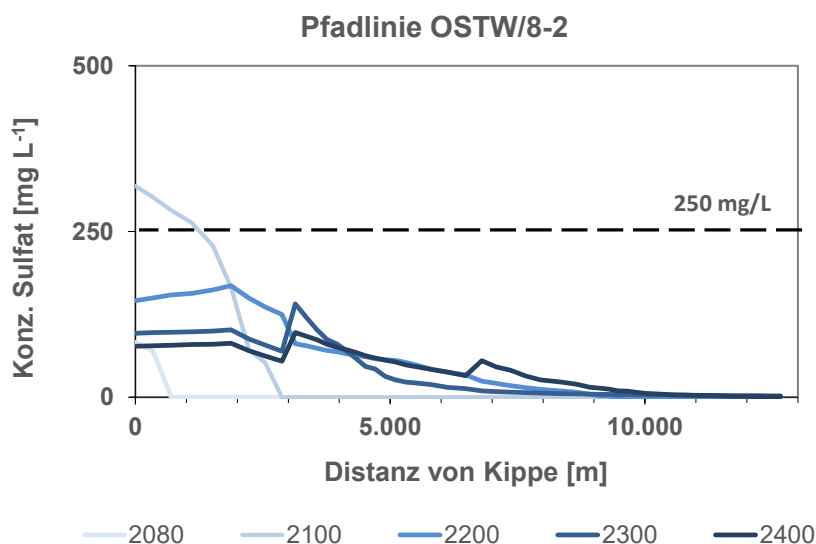


Abb. 33: Pfadlinie OSTW/8-2 - Modellrechnung im 1D-Modell – Kippensulfat im Grundwasserabstrom.

Pfadlinie Hz6D-2

Der tiefere Abschnitt der Pfadlinie OSTW/8-2 ist in der Pfadlinie Hz6D-2 umgesetzt. Dieser umfasst die Horizonte 6D3 bis 6D1, die nach rund 6 km abstromig des Kippenrandes tektonisch bedingt in das OSTW übergehen. Horizont 6D1 ist bereichsweise durch einen Geringleiter von Hz. 6D2 abgegrenzt. Die Mächtigkeit des Modelleiters beträgt am Kippenrand rund 80 m und nimmt dann im letzten Drittel deutlich ab. Die Durchlässigkeitsbeiwerte liegen zwischen $7 \cdot 10^{-5} \text{ m s}^{-1}$ und $2 \cdot 10^{-4} \text{ m s}^{-1}$. Die Abstandsgeschwindigkeit beträgt rund 30 m a^{-1} .

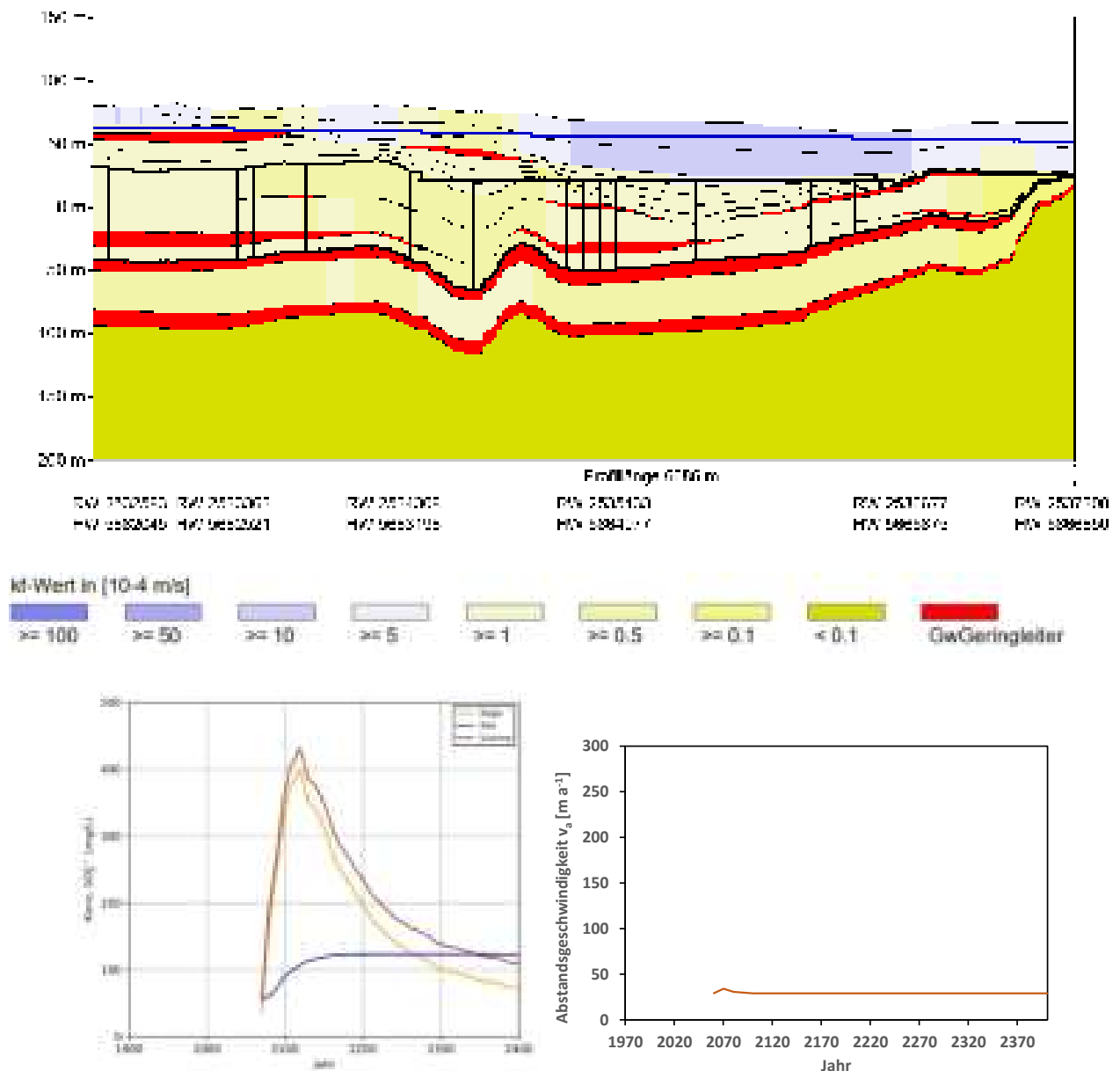


Abb. 34: Pfadlinie Hz6D-2: Profilschnitt mit Modellzellen (Grundwasserstand Jahr 2200) (oben); Sulfatkonzentrationsganglinie des Kippenabstroms (unten links); Abstandsgeschwindigkeit im zeitlichen Verlauf (unten rechts).

Das Grundwassermodell der RWE Power prognostiziert einen Sulfatabstrom aus der Kippenschürze mit einem Maximum bei rund 400 mg L^{-1} gegen das Jahr 2120 mit einem Rückgang bis 2400 auf etwa 80 mg L^{-1} Sulfat. Diese Pfadlinie wird teilweise durch den Tagebausee gespeist. Es wird ein Seewasseranteil von 30% angenommen. Dies führt zu einer Erhöhung der Spitzenkonzentration auf rund 420 mg L^{-1} . Bis 2400 geht die Sulfatkonzentration dann auf 110 mg L^{-1} zurück.

In der 1D-Modellierung (Abb. 35) zeigt sich eine Sulfatfahne, die bis zum Jahr 2100 bis rund 1 km, bis 2200 rund 3 km und 2300 in den Abstrom reicht. Ab etwa 4km nimmt die Mächtigkeit allmählich ab, so dass hier ein Zustrom in den hangenden Modellleiter angenommen wird (siehe Pfadlinie OSTW/8-2).

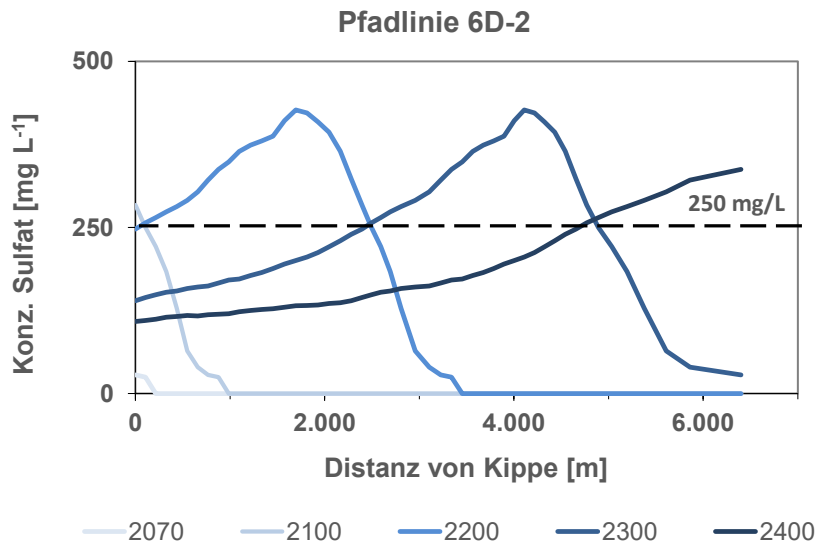


Abb. 35: Hz6D-2 - Modellrechnung im 1D-Modell – Kippensulfat im Grundwasserabstrom.

Pfadlinie Hz6B-2

Die Pfadlinie Hz6B-2 zeichnet den Abstrom vom Nordrand des Tagebausees im Horizont 6B nach Nordosten nach (Abb. 36). Die tektonische Situation mit zahlreichen Verwerfungen führt ähnlich wie bei der westlich gelegenen Pfadlinie Hz6B-1 zu einem vom Fließweg der hangenden Grundwasserleiter leicht bogenförmig nach Westen abweichenden Fließrichtung. Die Horststruktur bewirkt, dass der etwa 30 m mächtige Hz. 6B etwa 100 m ins Hangende ansteigt. Nach rund 6 km geht dieser dann bei deutlich reduzierter Mächtigkeit in das OSTW über. Der k_F -Wert beträgt im Mittel etwa $9 \cdot 10^{-5} \text{ m s}^{-1}$.

Das Grundwassermodell der RWE Power prognostiziert einen Sulfatabstrom aus der Kippenschürze mit einem Maximum bei rund 830 mg L^{-1} gegen das Jahr 2130 mit einem Abfall bis 2400 auf etwa 550 mg L^{-1} Sulfat. Diese Pfadlinie wird durch den Tagebausee gespeist. Es wird ein Seewasseranteil von 30% angenommen. Dies führt zu einer Erhöhung der Spitzenkonzentration auf rund 850 mg L^{-1} . Bis 2400 geht die Sulfatkonzentration dann auf rund 600 mg L^{-1} zurück.

In der 1D-Modellierung (Abb. 37) zeigt sich mit konstanter Fließgeschwindigkeit eine Sulfatfahne bis zum Jahr 2100 bis rund 0,9 km, bis 2200 etwa 3 km und bis 2300 bis etwa 5 km in den Abstrom. Ab etwa 2350 geht dieser Schnitt in das OSTW über. Im Modell ist über eine Kopplung umgesetzt (siehe Pfadlinie OSTW/8-2). Da die summarische Austragsfunktion bis nach 2400 bei über 250 mg L^{-1} verbleibt, wird bis dahin auch durchgängig die 250 mg L^{-1} Isokonze überschritten.

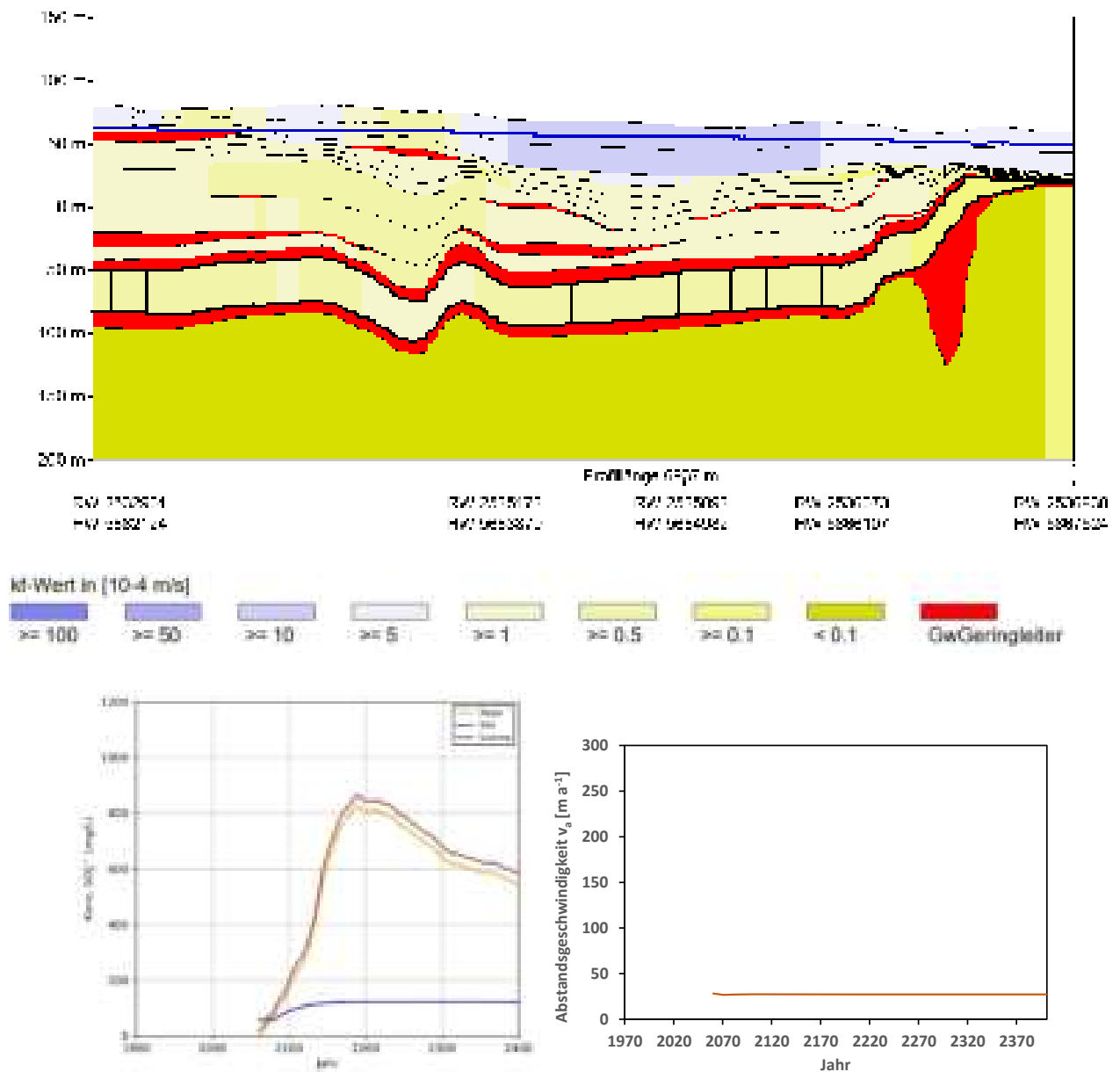


Abb. 36: Pfadlinie Hz6B-2: Profilschnitt mit Modellzellen (Grundwasserstand Jahr 2200) (oben); Sulfatkonzentrationsganglinie des Kippenabstroms (unten links); Abstandsgeschwindigkeit im zeitlichen Verlauf (unten rechts).

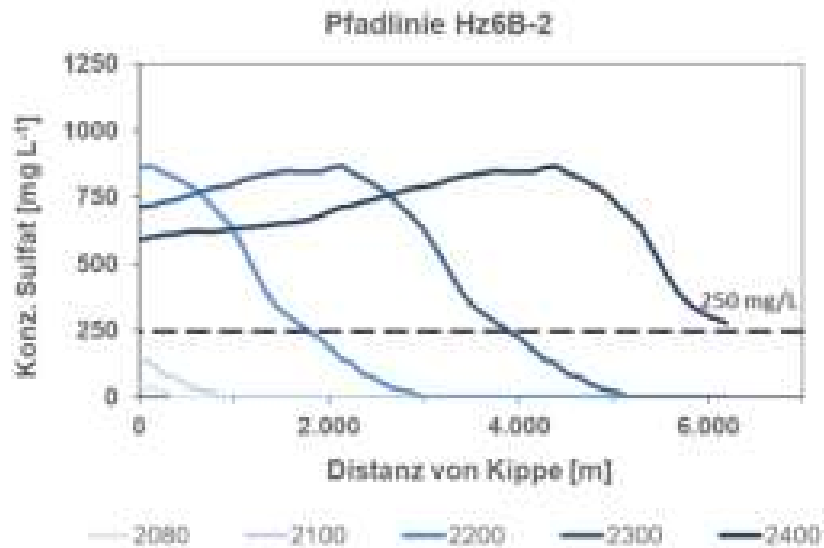


Abb. 37: Pfadlinie Hz6B-2 - Modellrechnung im 1D-Modell – Kippensulfat im Grundwasserabstrom.

Zone 3

Zone 3 umfasst den östlichen Abschnitt des nördlichen Kippenrandes. Die Kippe ist hier überwiegend ungekalkt. Im Strömungsbild zeigt sich, dass im östlichen Teil der Zone 3 eine ostwärts gerichtete kippenrandparallele Strömungsrichtung dominiert. Die dort ausgewiesene potenzielle Sulfatfracht ist folglich nicht als tatsächliche Sulfatfracht zu interpretieren. Daher wurde Zone 3 unterteilt und für die beiden hier dargelegten Pfadlinien der Sulfatzustrom aus dem westlichen Abschnitt (Zone 3a) herangezogen.

Pfadlinie OSTW-3a

Die in den ersten beiden Zonen beschriebene Horststruktur rückt hier fast an den Kippenrand (Abb. 38). In dessen Nähe sind noch das OSTW unterlagernde tertiäre Sedimente ungegliedert auflagernd auf dem hydraulisch abgegrenzten Hz. 6B vorhanden. Diese gehen nach etwa 1 km vollständig in das OSTW über. Dort reduziert sich die wassererfüllte Mächtigkeit auf 20 m. Am Ende der Horststruktur ist der Untergrund ungegliedert. Der Modellleiter wird dort auf eine Mächtigkeit von etwa 25 m angenommen. Der k_f -Wert beträgt in den besser durchlässigen Bereichen etwa $1 \cdot 10^{-4} \text{ m s}^{-1}$. Die Abstandsgeschwindigkeit beträgt etwa 80 m a^{-1} . Die Pfadlinie ist rund 5,5 km lang und beschreibt einen Strompfad bis zum Wasserwerk Zweifaltem.

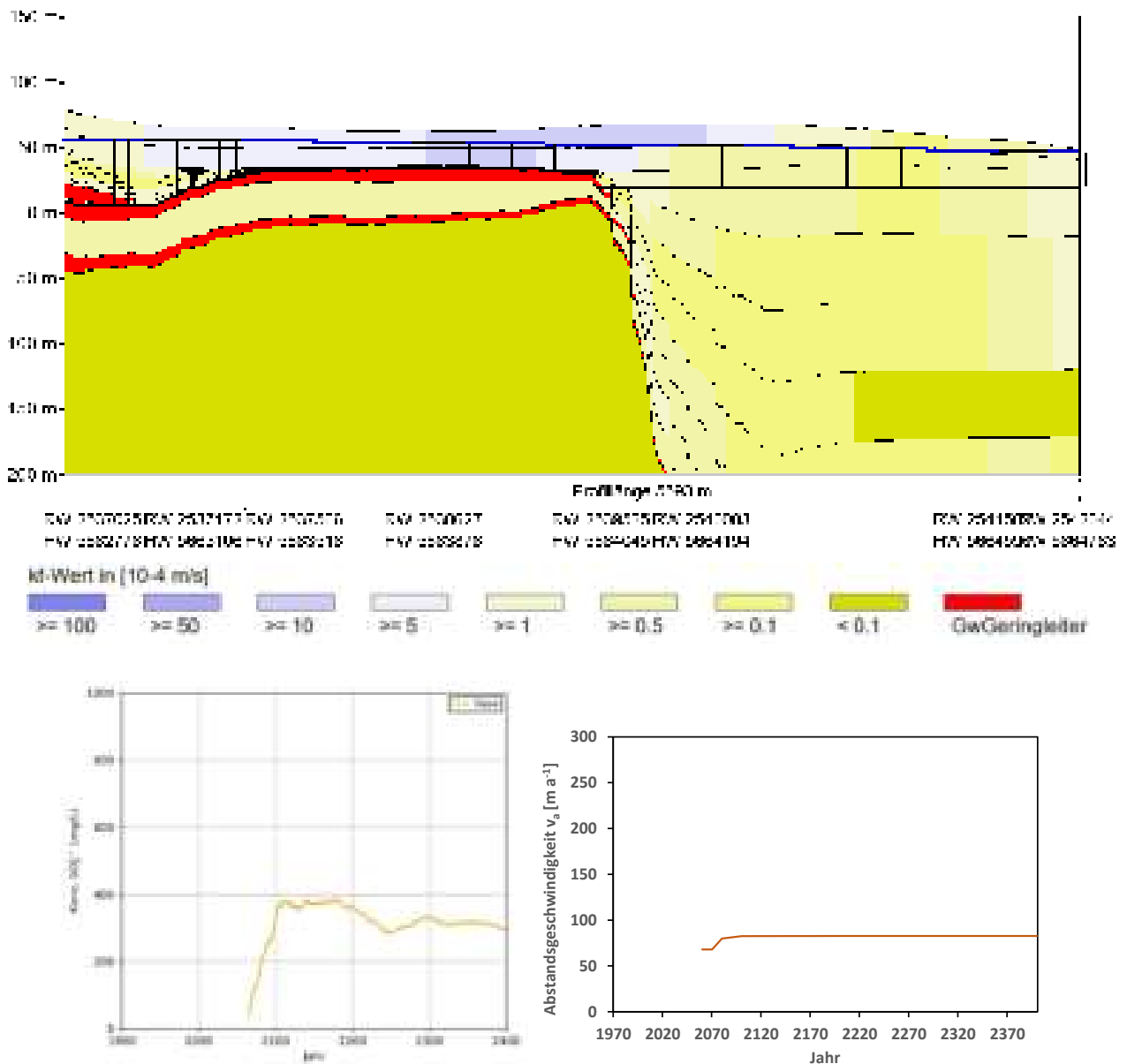


Abb. 38: Pfadlinie OSTW-3a: Profilschnitt mit Modellzellen (Grundwasserstand Jahr 2200) (oben); Sulfatkonzentrationsganglinie des Kippenabstroms (unten links); Abstandsgeschwindigkeit im zeitlichen Verlauf (unten rechts).

Das Grundwassermodell der RWE Power prognostiziert einen Sulfatabstrom aus der Kippe mit einem Maximum bei rund 380 mg L⁻¹ zwischen 2100 und 2200 mit einem Rückgang bis 2250 auf etwa 300 mg L⁻¹ Sulfat.

In der 1D-Modellierung (Abb. 39) zeigt sich bedingt durch die Grundwasserneubildung eine deutlich begrenzte Reichweite. Im Jahr 2200 erreicht die 250 mg L⁻¹ Isokonz. eine maximale Reichweite von rund 700 m. Anschließend schreite diese bis 2400 auf etwa 500 m zurück.

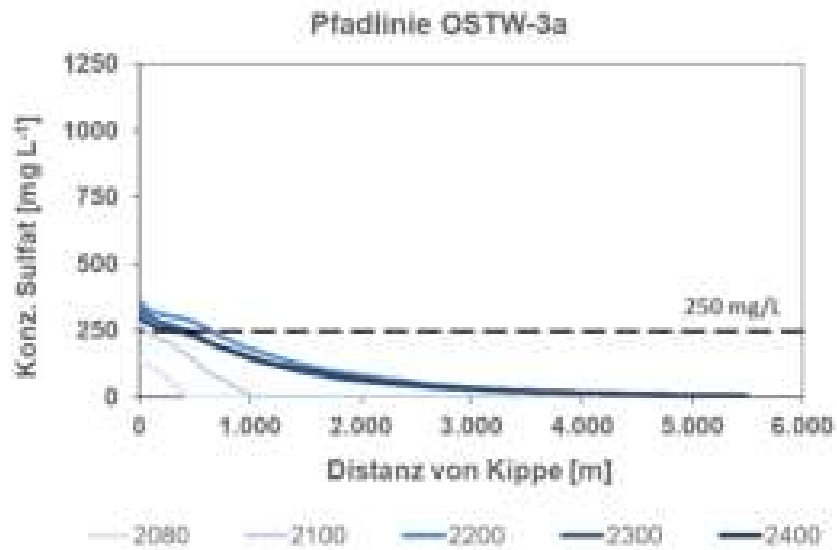


Abb. 39: Pfadlinie OSTW-3a - Modellrechnung im 1D-Modell – Kippensulfat im Grundwasserabstrom.

Pfadlinie Hz6B-3a

Die Pfadlinie Hz6B-3a zeichnet den Abstrom vom Nordostrand des Tagebausees im Horizont 6B nach Nordosten parallel zur Pfadlinie OSTW-3a nach. Der Hz. 6B ist mit einer Mächtigkeit von etwa 25 m bis zum Ende der Horststruktur zum Liegenden und Hangenden durch Geringleiter abgegrenzt (Abb. 40). Anschließend geht dieser in ungliederte Sedimente über und wird dort im Modell mit 30 m Mächtigkeit angesetzt. Der k_f -Wert beträgt im Mittel etwa $7 \cdot 10^{-5} \text{ m s}^{-1}$, die Abstandsgeschwindigkeit etwa 25 m a^{-1} . Aufgrund der sehr ähnlichen Durchlässigkeiten im Vergleich zum hangenden Modellleiter wird nicht von einer Wechselwirkung ausgegangen.

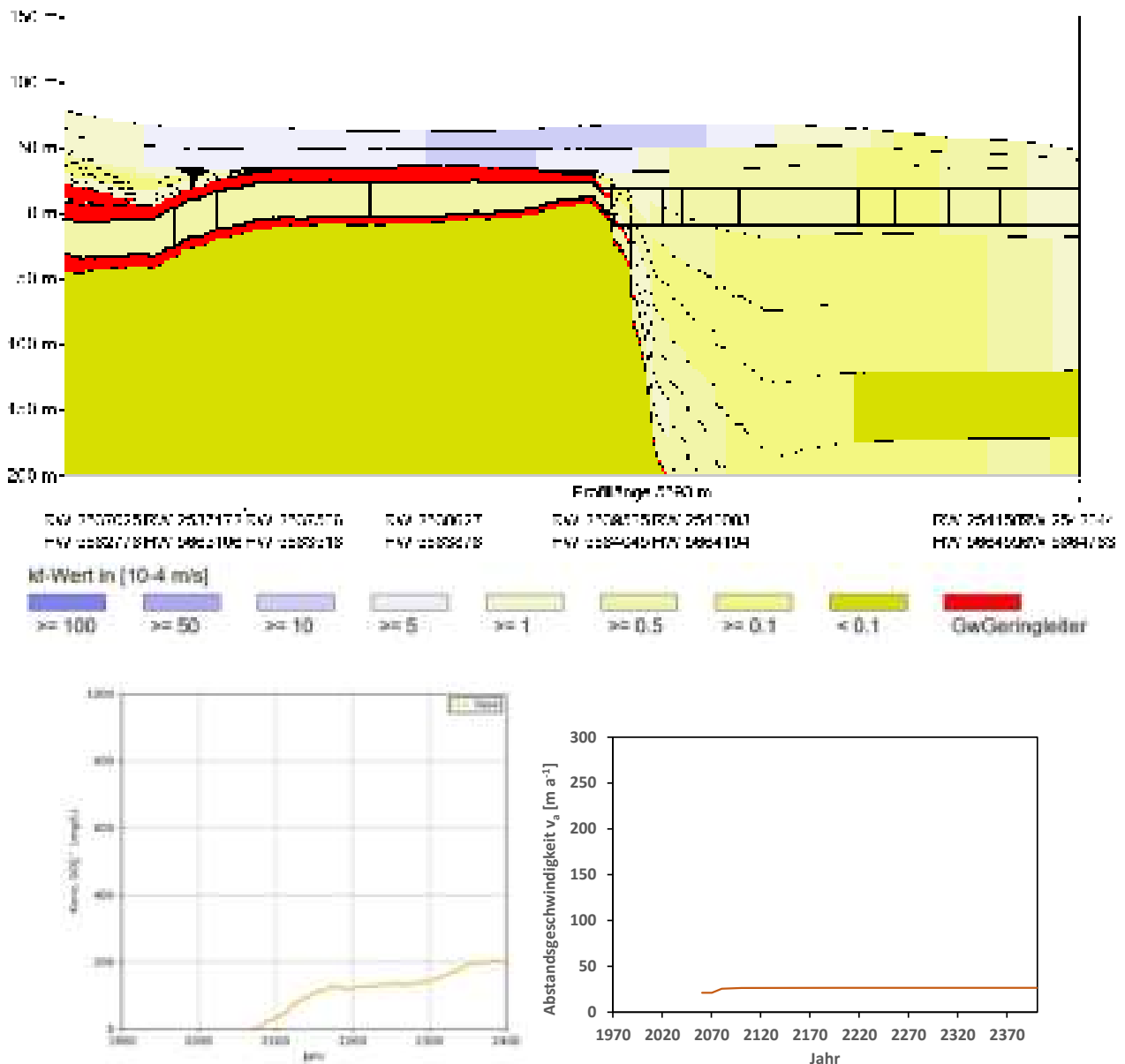


Abb. 40: Pfadlinie Hz6B-3a: Profilschnitt mit Modellzellen (Grundwasserstand Jahr 2200) (oben); Sulfatkonzentrationsganglinie des Kippenabstroms (unten links); Abstandsgeschwindigkeit im zeitlichen Verlauf (unten rechts).

Das Grundwassermodell der RWE Power prognostiziert ab 2080 einen langsam bis 2400 auf 200 mg L^{-1} ansteigenden Sulfatabstrom aus der Kippe.

In der 1D-Modellierung (Abb. 41) zeigt sich mit konstanter Fließgeschwindigkeit eine Sulfatfahne bis zum Jahr 2200 bis rund 2,5 km, bis 2300 rund 5 km. Da die Austragsfunktion bis nach 2400 bei unter rund 200 mg L⁻¹ verbleibt, wird der Schwellenwert von 250 mg L⁻¹ nicht überschritten.

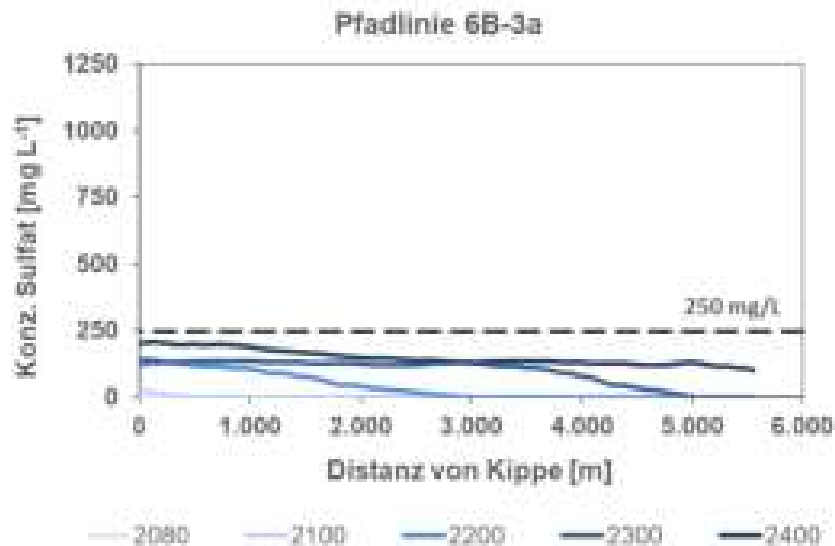


Abb. 41: Pfadlinie Hz6B-3a - Modellrechnung im 1D-Modell – Kippensulfat im Grundwasserabstrom.

Zone 5

Zone 5 beschreibt am Ostrand der Kippe den Abstrom aus der Kippe nach Osten in Richtung Erft als Vorfluter. Die Distanz zur Erftaue beträgt an der Pfadlinie rund 2,5 km und nimmt nach Süden stetig ab.

Pfadlinie OSTW-5

Die Pfadlinie ist rund 3,8 km lang und beschreibt einen Strompfad nach Osten, der nach rund 2,5 km in der Erftniederung parallel zur Erft und deren Nebenstränge umbiegt. Hier ist von einer Vorflutwirkung auszugehen. Die in den Zonen 1 bis 3 beschriebene Horststruktur rückt hier an den Kippenrand (Abb. 42). Am Kippenrand unterlagern ungegliederte tertiäre Sedimente das OSTW. Der Modelleiter geht nach etwa 0,5 km am Ende der Horststruktur in ungegliederte Sedimente über. Der Modelleiter wird mit einer Mächtigkeit von etwa 20 m angenommen. Der k_f -Wert beträgt in den besser durchlässigen Bereichen etwa $1 \cdot 10^{-4} \text{ m s}^{-1}$, in der Erftaue rund $1 \cdot 10^{-5} \text{ m s}^{-1}$ bei einer nach 2070 von 60 m a^{-1} auf rund 100 m a^{-1} stark ansteigenden Abstandsgeschwindigkeit.

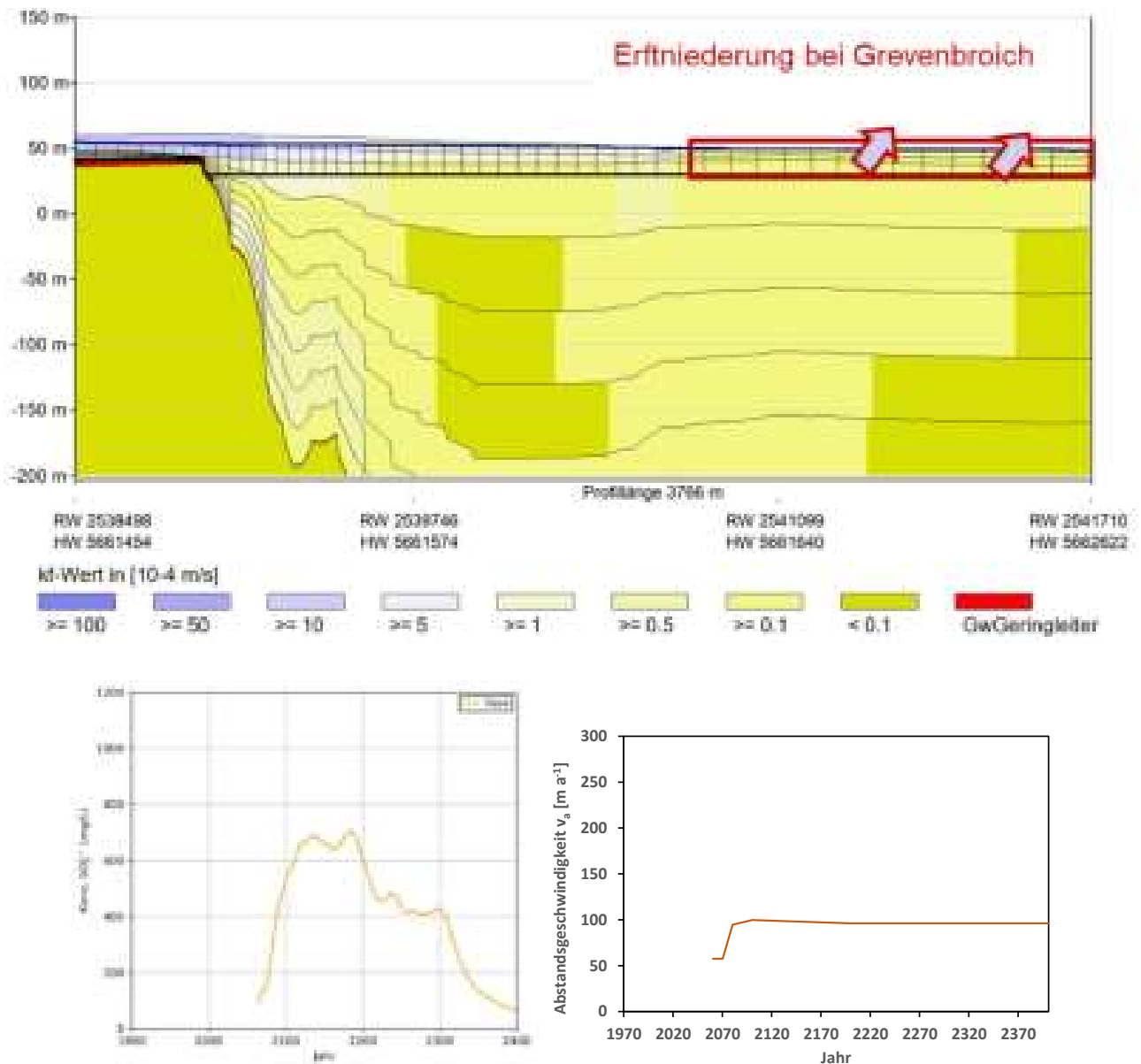


Abb. 42: Pfadlinie OSTW-5: Profilschnitt mit Modellzellen (Grundwasserstand Jahr 2200) (oben); Sulfatkonzentrationsganglinie des Kippenabstroms (unten links); Abstandsgeschwindigkeit im zeitlichen Verlauf (unten rechts).

Das Grundwassermodell der RWE Power prognostiziert ab 2065 einen steil auf rund 700 mg L^{-1} ansteigenden Sulfatabstrom aus der Kippe mit etwa konstanten Konzentrationen bis 2200. Bis 2300 gehen diese dann auf 450 mg L^{-1} und bis 2400 auf 70 mg L^{-1} zurück.

In der 1D-Modellierung (Abb. 43) zeigt sich eine Sulfatfahne mit einer maximalen Reichweite der 250 mg L^{-1} Isokonze von rund 900 m. Mit nachlassendem Sulfateintrag schreitet diese bis 2300 auf rund 500 m vom Kippenrand zurück. 2400 sind die Sulfatkonzentrationen durchgängig unter 250 mg L^{-1} .

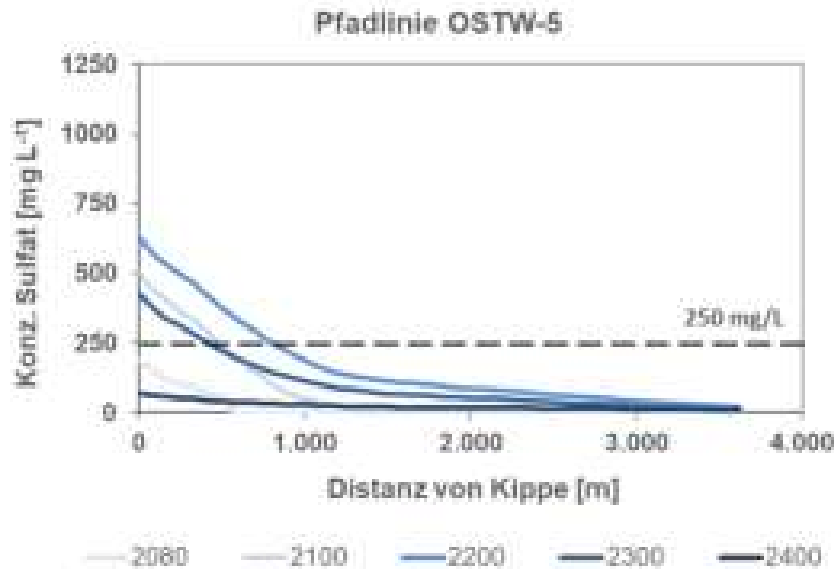


Abb. 43: Pfadlinie OSTW-5 - Modellrechnung im 1D-Modell – Kippensulfat im Grundwasserabstrom.

Zone 6

Zone 6 deckt den südlich von Zone 5 angrenzenden Bereich ab, wo die Distanz des Kippenrandes zur Erft sukzessive abnimmt. Die Horststruktur endet am Kippenrand, so dass hier zwischen einem flachen, besser durchlässigen OSTW-Modellleiter und einem tieferen, geringer durchlässigen Modellleiter differenziert werden kann. Der Schnitt ist rund 3,3 km lang und verläuft vom Kippenrand ostwärts, wo er nach rund 1,4 km parallel zur Erft und deren Nebensträngen umknickt. In der Erftniederung ist von einer Effluenz auszugehen, so dass die Strömungslinien auch im tieferen Leiter nach oben zeigen und ein Zustrom aus dem tiefen in den flachen Modellleiter anzunehmen ist.

Pfadlinie OSTW-6

Der flache Modellleiter wird mit einer Mächtigkeit von etwa 10 m angenommen (Abb. 44). Der k_f -Wert beträgt im Mittel rund $4 \cdot 10^{-4} \text{ m s}^{-1}$. Die Abstandsgeschwindigkeit nimmt nach 2070 von etwa 60 m a^{-1} auf rund 120 m a^{-1} zu. 1,4 km abstromig vom Kippenrand wird über die letzten 25 Zellen je 1% des unterlagernden Modellschnitts zugemischt. Diese in Summe 25% Mischungsanteil entsprechen dem Verhältnis des Volumenstroms.

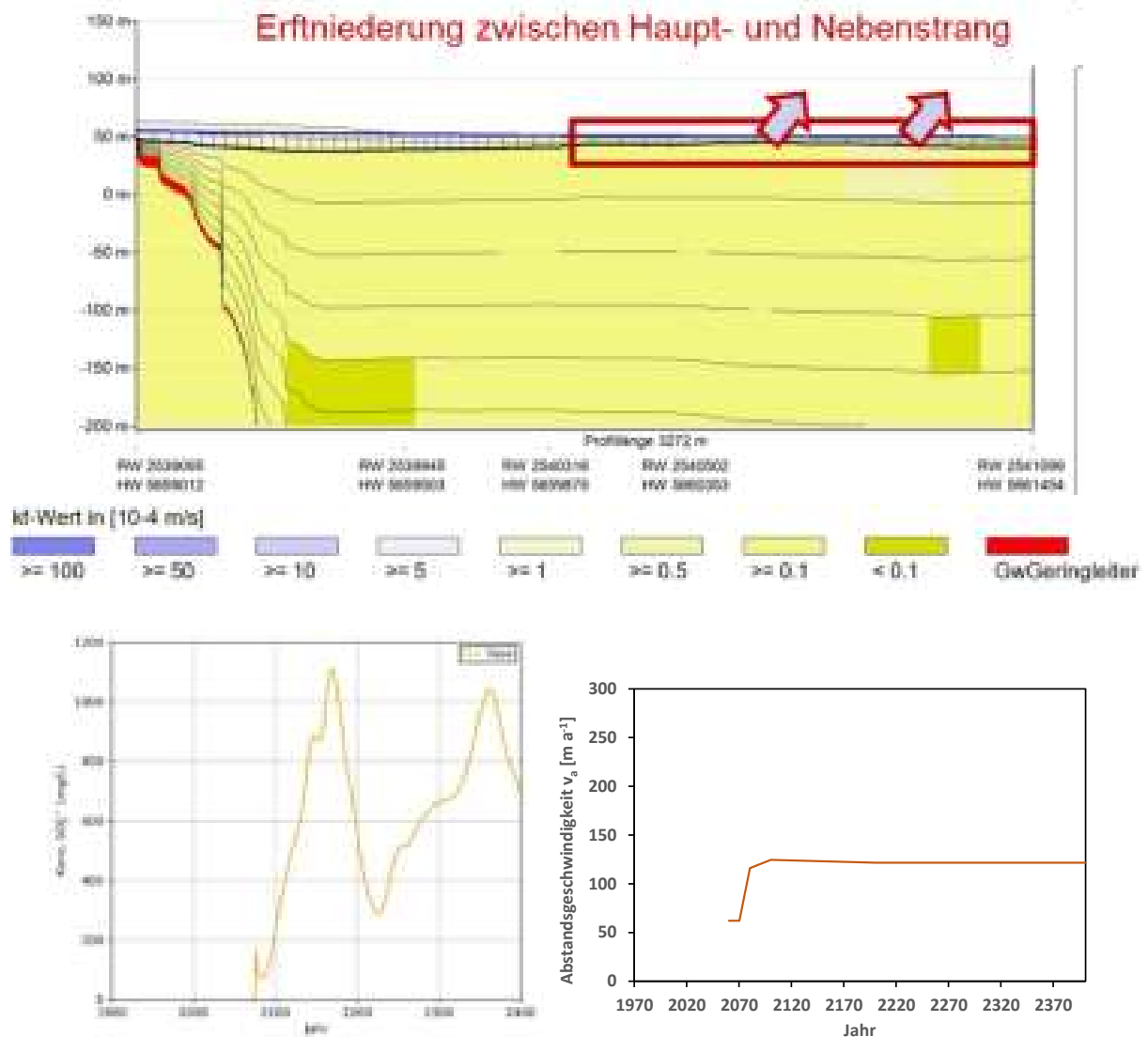


Abb. 44: Pfadlinie OSTW-6: Profilschnitt mit Modellzellen (Grundwasserstand Jahr 2200) (oben); Sulfatkonzentrationsganglinie des Kippenabstroms (unten links); Abstandsgeschwindigkeit im zeitlichen Verlauf (unten rechts).

Das Grundwassermodell der RWE Power prognostiziert ab 2065 steil ansteigende Sulfatkonzentration bis zum Jahr 2150 auf einen Spitzenwert von rund 1.100 mg L⁻¹. Bis 2230 fällt dieser wieder auf rund 300 mg L⁻¹, um dann bis 2370 auf 1.050 mg L⁻¹ anzusteigen. Anschließend zeigt sich ein fallender Trend bei zum Ende des Betrachtungszeitraums 2400 noch rund 700 mg L⁻¹ Sulfat.

In der 1D-Modellierung (Abb. 45) zeigt sich eine Sulfatfahne mit einer maximalen Reichweite der 250 mg L⁻¹ Isokonze von rund 2 km gegen 2200. Mit nachlassendem Sulfateintrag schreitet diese bis 2300 auf rund 800 m vom Kippenrand zurück und verschiebt sich mit Durchgang der zweiten Sulfatpitze rund 1,8 km in den Kippenabstrom.

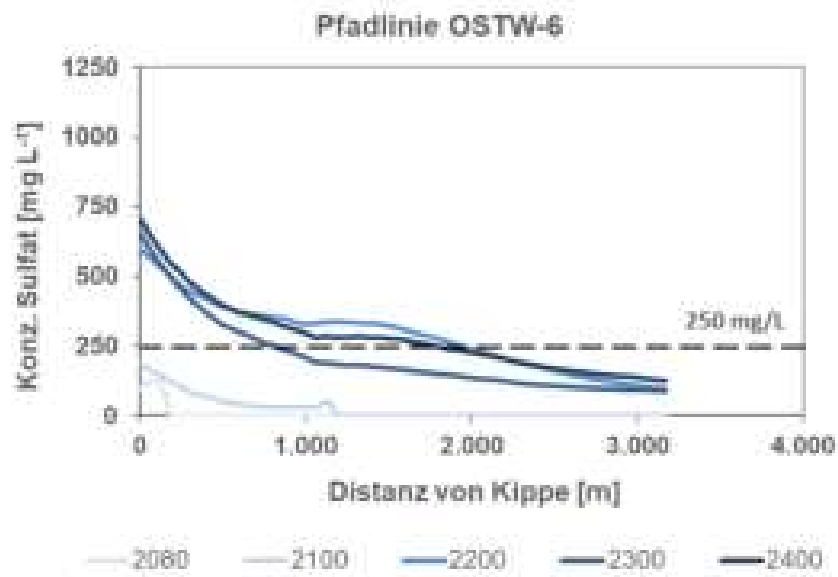


Abb. 45: Pfadlinie OSTW-6 - Modellrechnung im 1D-Modell – Kippensulfat im Grundwasserabstrom.

Pfadlinie Hz8/6B-6

Der tiefe Modellleiter wird mit einer Mächtigkeit von etwa 30 m angenommen (Abb. 46). Der k_f -Wert beträgt im Mittel rund $4 \cdot 10^{-5} \text{ m s}^{-1}$ bei einer Abstandsgeschwindigkeit von etwa 15 m a^{-1} . 1,4 km abstromig vom Kippenrand wird über die letzten 25 Zellen je 1% der hangenden Pfadlinie zugemischt. Diese in Summe 25% Mischungsanteil entsprechen dem Verhältnis des Volumenstroms.

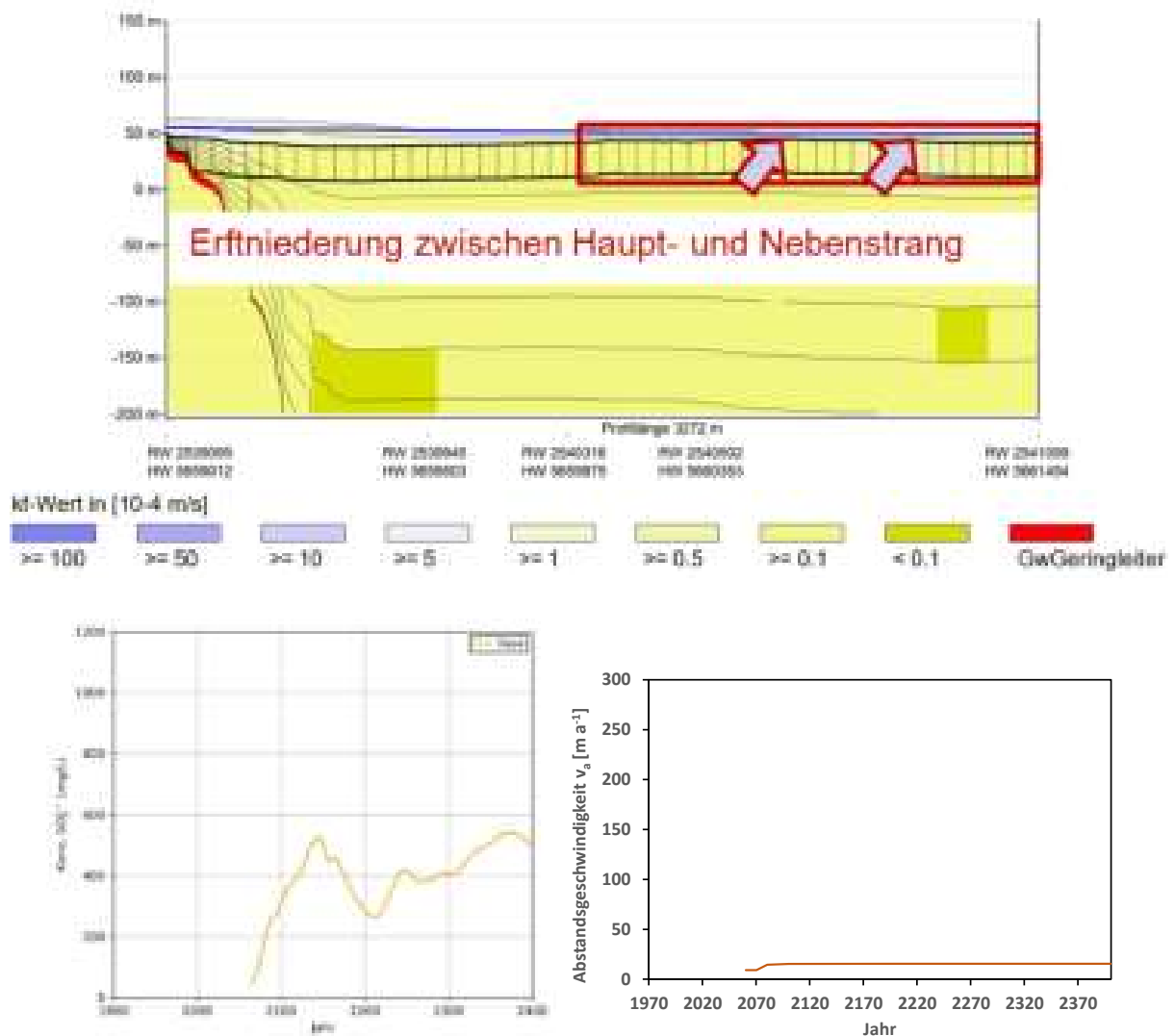


Abb. 46: Pfadlinie Hz8/6B-6: Profilschnitt mit Modellzellen (Grundwasserstand Jahr 2200) (oben); Sulfatkonzentrationsganglinie des Kippenabstroms (unten links); Abstandsgeschwindigkeit im zeitlichen Verlauf (unten rechts).

Das Grundwassermodell der RWE Power prognostiziert ab 2065 steil ansteigende Sulfatkonzentration bis zum Jahr 2145 auf einen Spitzenwert von rund 530 mg L^{-1} . Bis 2210 fällt dieser wieder auf rund 240 mg L^{-1} , um dann bis 2370 auf 540 mg L^{-1} anzusteigen. Anschließend zeigt sich ein fallender Trend bei zum Ende des Betrachtungszeitraums 2400 noch rund 500 mg L^{-1} Sulfat.

In der 1D-Modellierung (Abb. 47) zeigt sich eine Sulfatfahne mit durchgängigen Überschreitung der 250 mg L^{-1} Isokonze bei einer maximalen Reichweite der von rund 2,8 km zum Jahr 2400 hin.

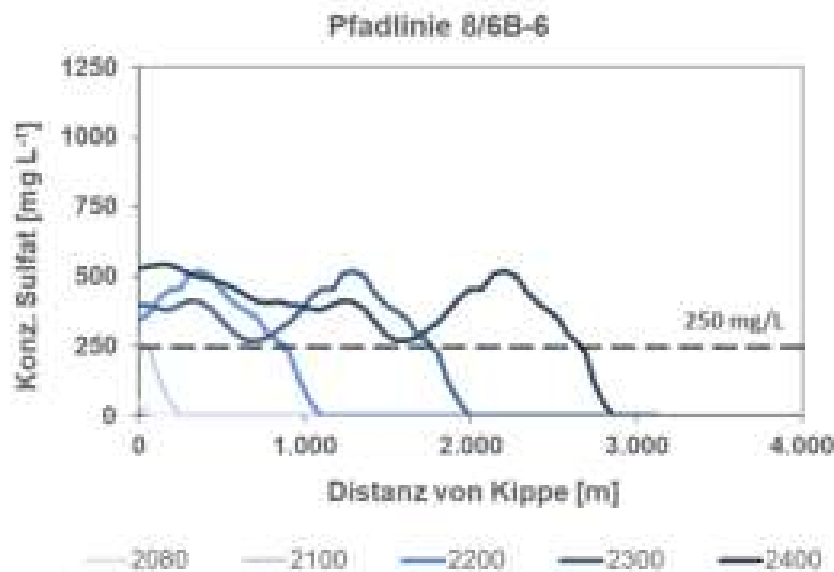


Abb. 47: Pfadlinie Hz8/6B-6 - Modellrechnung im 1D-Modell – Kippensulfat im Grundwasserabstrom.

Zone 12

Die Zone 12 verläuft am Südrand des Tagebausees am Rand zum Jackerather Horst. Die Horststruktur bildet dort mit den unterlagernden deutlich geringer durchlässigen Sedimenten des Hz. 5/04 ($k_f < 10^{-5} \text{ m s}^{-1}$) eine Überlaufschwelle bei etwa +30 mNHN. Erst wenn der Seespiegel gegen 2050 diese Höhe erreicht, strömt Wasser in den Jackerather Horst.

Pfadlinie OSTW/8-12

Der Modellschnitt OSTW/8-12 bildet den temporären Abstrom aus dem Tagebausee in das Unverritzte vom Tagebausüdrand nach Süden ab. Ab 2050 stellt sich eine Strömung ein, die sich mit dem Grundwasserwiederanstieg im Jackerather Horst ab etwa 2080 dreht und sich im Übergang zum stationären regionalen Grundwasserregime ein Zustrom in den Tagebausee einstellt. Der Modelleiter deckt eine Mächtigkeit von 100 m in den weitgehend ungegliederten mäßig durchlässigen (k_f -Wert etwa $3 \cdot 10^{-5} \text{ m s}^{-1}$) Sedimenten ab (Abb. 48). Die eingangs beschriebene Überlaufschwelle bewirkt einen anfangs sehr steilen Gradienten, der mit steigender Grundwasserhöhe abflacht. Entsprechend ergibt sich anfangs eine Abstandsgeschwindigkeit von 500 m a^{-1} , die dann bis 2080 bis hin zu stagnierenden Fließverhältnissen abnimmt.

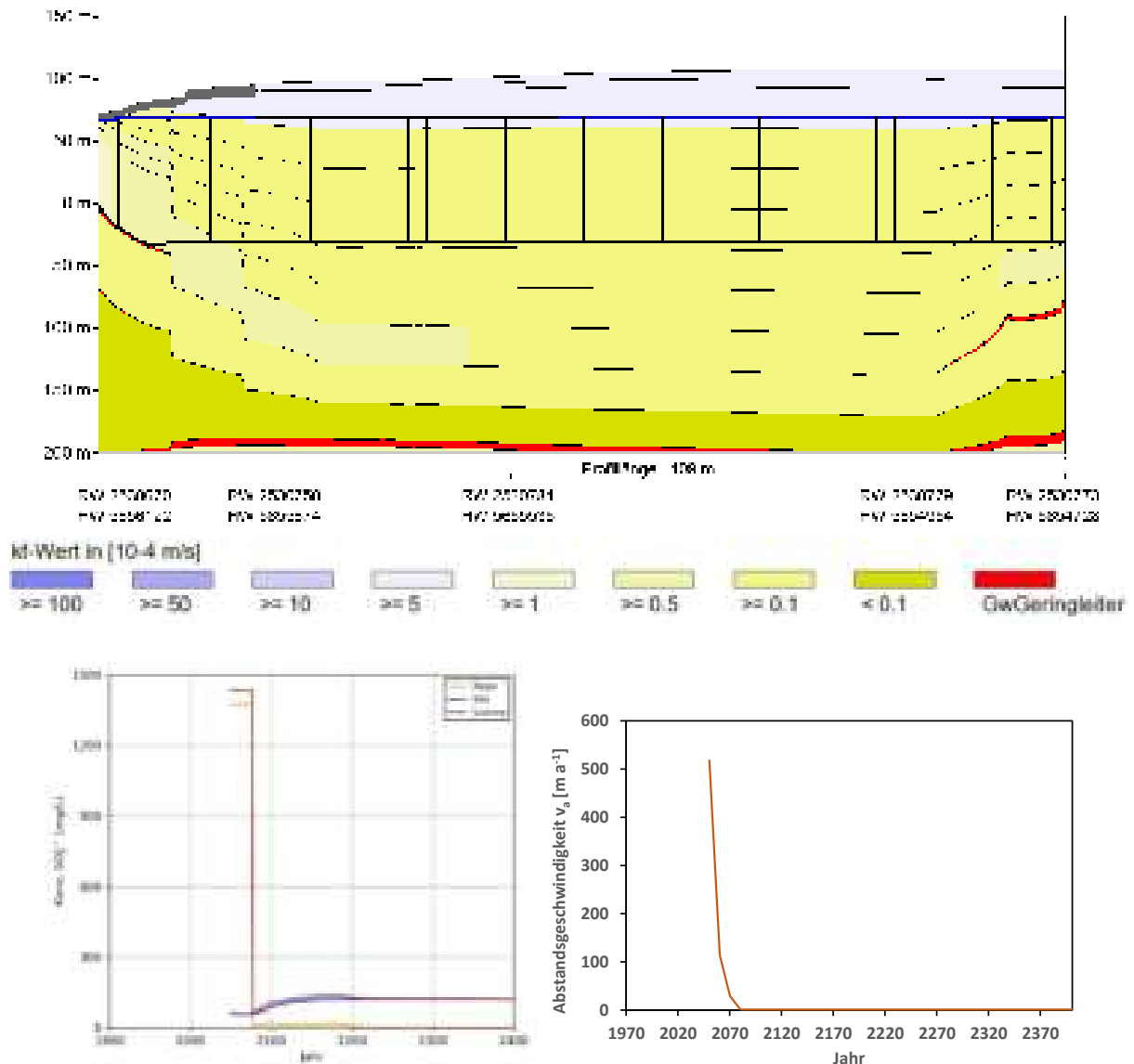


Abb. 48: Pfadlinie OSTW/8-12: Profilschnitt mit Modellzellen (Grundwasserstand Jahr 2200) (oben); Sulfatkonzentrationsganglinie des Kippenabstroms (unten links); Abstandsgeschwindigkeit im zeitlichen Verlauf (unten rechts).

Diese Pfadlinie wird überwiegend in der Oxidationszone der Seeböschung befrachtet (Kap. 6.1.2). Die Sulfatkonzentration wird hier über einen Zeitraum von knapp 30 Jahren mit rund 1.400 mg L⁻¹ angesetzt. Deutlich sichtbar ist die über die Zeit abnehmende Verlagerungsgeschwindigkeit, die sich aus dem Rückgang der Abstandsgeschwindigkeit ergibt (Abb. 49). Bis 2080 ergibt sich eine Stoffverlagerung bis etwa 800 m abstromig des Kippenrandes. Mit der Grundwasserneubildung ergeben sich dann etwas geringere Sulfatkonzentration bis 1.000 mg L⁻¹. Die anschließende Umkehr der Fließrichtung und die daraus resultierende Frachtverlagerung in Richtung Tagebausee ist nicht abgebildet.

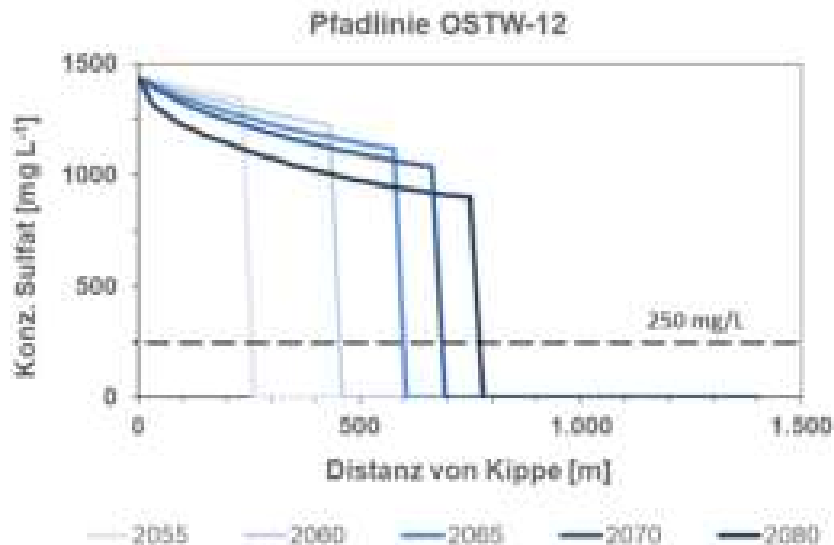


Abb. 49: Pfadlinie OSTW/8-12 - Modellrechnung im 1D-Modell – Kippensulfat im Grundwasserabstrom.

6.3 Reaktiver Stofftransport mit PhreeqC

Für die reaktive Stofftransportmodellierung kommt der Programmcode PhreeqC, Version 3 (Parkhurst & Appelo 2013) zum Einsatz. Dieses Programm ist frei verfügbar und erlaubt eine transparente Nachvollziehbarkeit von Berechnungen.

Aufbauend auf dem Pfadlinienmodell werden geometrisch und hydraulisch vereinfachte, hydrochemisch-reaktive Transportmodelle erstellt. Es wird ein eindimensionaler Transportansatz mit Mischzellen gewählt. Ausgehend vom Startort (Kippenrand bzw. Seeuferlinie zukünftiger Tagebausee) werden entlang der Grundwasserstrompfade Zellen gleichen Volumens angelegt. Diese werden zu Simulationsbeginn mit einem initialen Mineralinventar belegt und sind zunächst mit unbeeinflusstem Grundwasser des jeweils betrachteten Horizonts gefüllt. Die für die Transportmodellierung benötigten hydraulischen Parameter werden aus dem Grundwassermodell der RWE Power bzw. aus dem zuvor erstellten Pfadlinienmodell übernommen.

Am Startort wird der Eintrag von Kippenwasser mit den zuvor definierten mittleren, erwarteten Kippenwasserzusammensetzung (s. Kap. 0) modelliert. Aus dem zukünftigen Tagebausee stammendes Sulfat wird dieser Eingangsbedingung, wenn nötig, hinzugefügt. Das abströmende Wasser erfährt beim Transport entlang des Strompfades in den einzelnen Zellen eine schrittweise Vermischung mit dem dort vorhandenen Grundwasser. Außerdem stellen sich bei jedem Transportschritt ggfs. neue hydrogeochemische Gleichgewichte mit den in den Grundwasserleitern vorhandenen reaktiven Mineralphasen ein, sodass sich die Zusammensetzungen der resultierenden Lösungen während des Abstroms ändern.

Analog zum Pfadlinienmodell werden für die Abdeckung des Kippenabstroms die Horizonte OSTW, 8, 6D und 6B modelliert. Bei Modellleitern ohne Sulfatinhalt wird auf eine reaktive Transportmodellierung verzichtet. Anhand der reaktiven Komponente des gewählten Modellansatzes wird die Validität des rein konservativen Sulfattransport-Ansatzes des Pfadlinienmodells überprüft. Darüber hinaus können Aussagen zu weiteren, den Stofftransport beeinflussenden Prozessen (z.B. Calcitlösung, pH-Pufferung, Eisenretardation durch Sideritfällung, Oberflächensorption und Kationenaustausch) getroffen werden.

Durch die Anlage zusätzlicher, paralleler Reihen von immobilen Reaktionszellen lassen sich vertikale Zuströme – wie z.B. die Grundwasserneubildung oder ein Zustrom aus einem anderen Modellschnitt – entlang des Abstrompfades umsetzen. Die hydrochemische Zusammensetzung dieser zusätzlichen Reaktionszellen kann zeitlich konstant sein (wie z.B. bei der Grundwasserneubildung) oder variieren (wie z.B. beim Zustrom von Wasser aus einem anderen Modellschnitt). Durch Mischungsrechnungen wird an definierten Transport- (und damit Zeit-) schritten und in definierten Verhältnissen das zusätzliche Wasser den Simulationen des Kippenwasserabstroms beigemischt und die resultierende Gesamtzusammensetzung in den Zellen berechnet.

Die beschriebenen Modellansätze werden zur Simulation entlang der abgeleiteten Strompfade eingesetzt; wenn nötig, werden verschiedene Strompfade miteinander gekoppelt. Eine räumliche Zuordnung der Modellzellen kann entsprechend der räumlichen Abgrenzung der konservativen Sulfatmodellierung erfolgen.

6.3.1 Methodik

Analog zum Pfadlinienmodell wird auch für den reaktiven Stofftransport ein 1D-Modellansatz gewählt. Im Gegensatz zum Pfadlinienmodell werden hier neben der reinen Advektion weitere hydraulische und hydrogeochemische Transportmechanismen in die Berechnungen einbezogen. Als zusätzliche hydraulische Mechanismen werden Dispersion und Diffusion, als hydrogeochemische Prozesse Kationenaustausch, Sorption auf Ferrihydritoberflächen und diverse Lösungs- und Fällungsreaktionen im thermodynamischen Gleichgewicht implementiert.

Das reaktive Transportmodell basiert auf den für das Pfadlinienmodell aus einem instationären Strömungsfeld abgeleiteten Modellschnitten. Neben der Abgrenzung der Modelleiter werden die hydraulischen Parameter (Abstandsgeschwindigkeit, effektiver Hohlraumanteil) aus dem Pfadlinienmodell abgeleitet. Methodenbedingt können diese Parameter lediglich als für den gesamten Modellschnitt konstante Mittelwerte angenommen werden. Um das instationäre Strömungsfeld zu berücksichtigen wird eine zeitlich variable Abstandsgeschwindigkeit sowie falls notwendig eine zeitabhängige grundwassererfüllte Mächtigkeit im OSTW berücksichtigt. Des Weiteren wird im OSTW eine zeitlich konstante Grundwasserneubildung (abgeleitet aus mGROWA 1981-2010) berücksichtigt.

Im Modellzustrom werden zeitlich variable Kippenwasserzusammensetzungen („Solution 0“) durch eine „Cauchy“-Randbedingung implementiert. Die Kippenwässer werden aus den – entsprechend den RWTH-Modelleitern aggregierten – Sulfatganglinien abgeleitet. Da für jede Änderung der hydrochemischen Zusammensetzung eine neue Zustromlösung und entsprechend der Zeitdauer ein neuer Transportabschnitt definiert werden muss, ist eine zeitlich variable Eingangsfunktion nur vereinfacht umsetzbar. Die Ganglinien der Sulfatkonzentration werden daher als Treppenfunktionen abstrahiert. Jede Stufe dieser Treppenfunktion ist als arithmetischer Mittelwert über das entsprechende Zeitintervall berechnet. Mit dieser Berechnungsmethodik bleibt die Gesamtfracht in der Summe erhalten. Für die Zeitintervalle der Treppenfunktionen erfolgt anschließend eine Ableitung der relevanten hydrochemischen Parameter aus dem durchschnittlichen Sulfatgehalt anhand der aufgestellten Kippenwasserfunktionen (s. Kap. 5). Das Vorgehen ist in Abb. 50 beispielhaft für eine Sulfatganglinie gezeigt. Abb. 51 zeigt das generelle Modellschema des Transportmodells.

In einigen Modelleitern strömt neben dem Kippensulfat zusätzliches Sulfat aus dem Tagebausee ab. Um dieses zu berücksichtigen, wird die zeitlich variable Sulfatkonzentration des Seewassers (Leßmann et al. (2025) in Jahreswerten) mittels der Zeitintervalle der Treppenfunktion gemittelt. Zur Wahrung der Ladungsneutralität wird dieses zusätzliche Sulfat mit

Calcium und Magnesium ausgeglichen (Verhältnis 2:1). Entsprechend dem prozentualen Anteil des Seewassers am Gesamtstrom, werden diese zusätzlichen Gehalte von Calcium, Magnesium und Sulfat additiv dem Kippenwasser hinzugefügt.

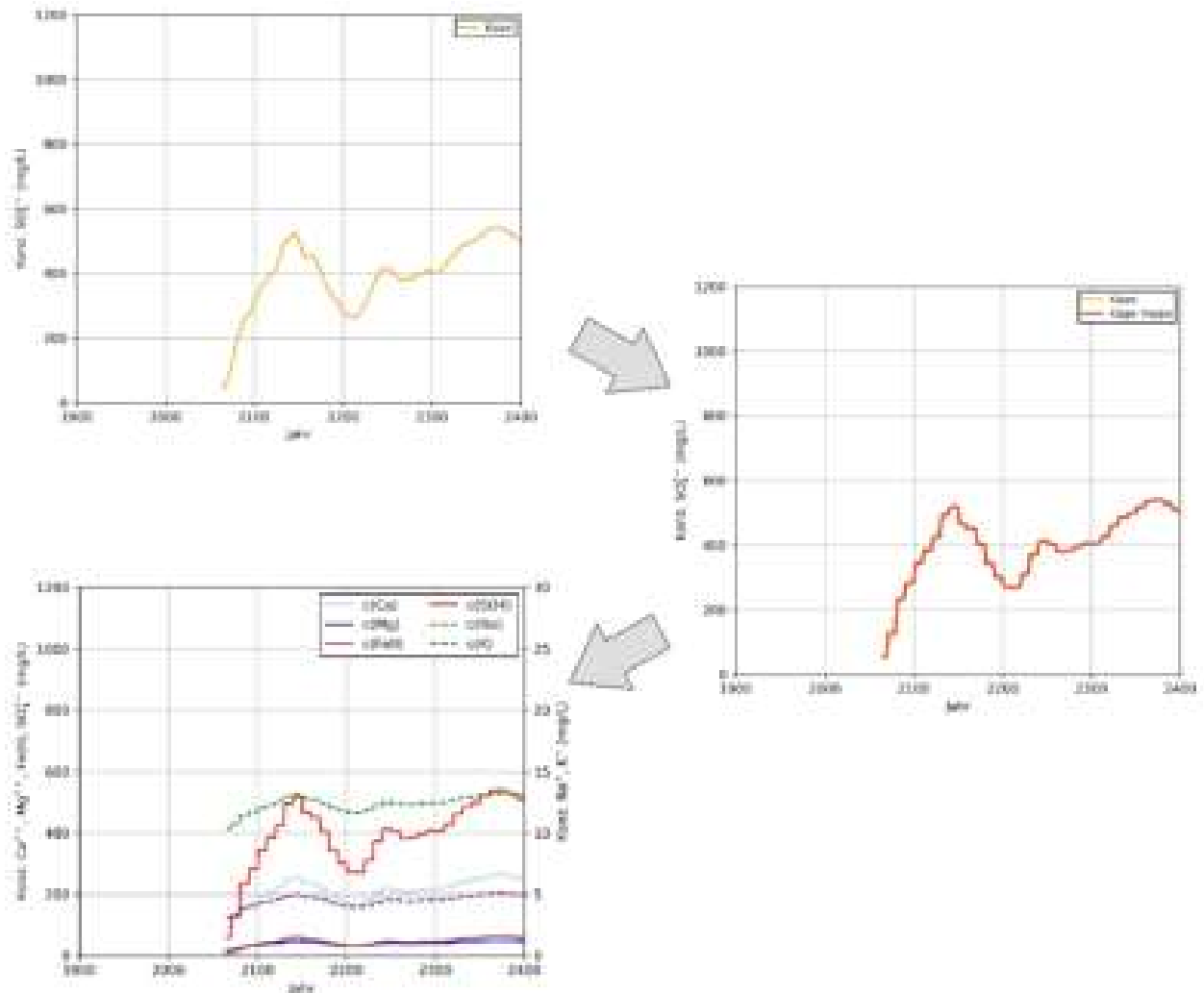


Abb. 50: Beispiel für die Ableitung des zuströmenden Kippenwasser aus einer Sulfatganglinie. 1. Schritt: Abstraktion der Ganglinie mittels Treppenfunktion. 2. Schritt: Berechnung der hydrochemischen Zusammensetzung mittels Kippenformeln. Das Vorgehen wird analog für die nicht dargestellten Parameter pH-Wert, As, Pb, Cd, Ni und Zn angewandt.



Abb. 51: Modellschema des reaktiven Transportmodells für ungekoppelte Modellschnitte.

Jedes Zeitintervall der Treppenfunktion wird in PhreeqC als Transportschritt formuliert und kann somit spezifisch für diesen Zeitabschnitt eine ggf. zeitlich variable Abstandsgeschwindigkeit abbilden. Analog zu diesem Vorgehen erfolgt, wenn notwendig, die Berücksichtigung einer zeitlich variablen grundwassererfüllten Mächtigkeit im OSTW und damit einem variablen Anteil der Grundwasserneubildung am Wasservolumen einer Zelle als Grundlage der Mischungsberechnung.

Die vorhandene Untergrundgeometrie sowie die hydraulischen Gegebenheiten erfordern es, einige Modellschnitte miteinander zu koppeln. Unterschieden wird zwischen einer horizontalen und einer vertikalen Kopplung:

- Horizontale Kopplung: Ein tieferer, gespannter Grundwasserleiter geht im Verlauf des Abstrompfades in einen oberflächennahen, ungespannten Grundwasserleiter mit Grundwasserneubildung über.
- Vertikale Kopplung: Aus einem tieferen Grundwasserleiter strömt Wasser in einen oberflächennahen Grundwasserleiter. Dieser Zustrom kann punktuell erfolgen oder sich über einen größeren Bereich erstrecken.

Eine horizontale Kopplung wird umgesetzt, indem der zu berechnende Modellschnitt in verschiedene Abschnitte aufgeteilt wird. Die Zellen dieser Abschnitte werden hinsichtlich der initialen Grundwasserzusammensetzung, des initialen Mineralinventars, der Austauscherplätze sowie der Sorptionsoberflächen unterschiedlich parametrisiert. Die Berücksichtigung der Grundwasserneubildung lässt sich ebenfalls auf bestimmte Abschnitte begrenzen. Dieser Ansatz ist schematisch in Abb. 52 dargestellt.

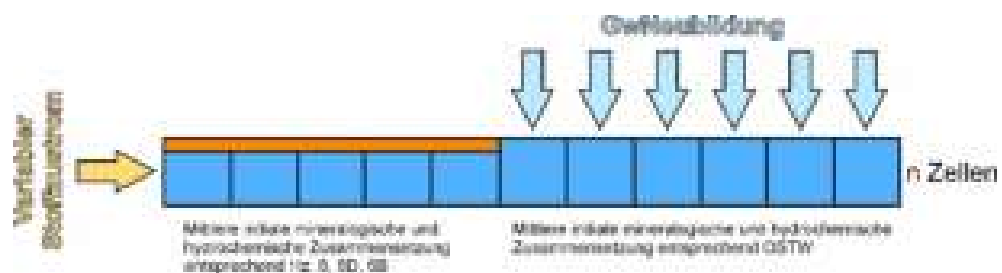


Abb. 52: Modellschema des reaktiven Transportmodells für den Fall einer horizontalen Kopplung zweier Modellleiter.

Die vertikale Kopplung von Modellschnitten erfordert ein schrittweises Vorgehen. Zunächst werden die Zusatzwasser liefernden Modellschnitte berechnet. Im Anschluss werden an die berechneten, hydrochemischen Entwicklungen der Modellzellen, die zur Kopplung verwendet werden sollen, die Treppenfunktion des Zustrom erhaltenden Modellschnitts angepasst. Somit steht für jedes Zeitintervall der Treppenfunktion und für jede Zusatzwasser erhaltende Zelle des Zustrom erhaltenden Modellschnitts eine zeitlich variable Wasserkomposition zur Verfügung. Diese Wässer werden während des Transports mit den in Modellzellen vorhandenen Wässern entsprechend eines zuvor definierten Anteils gemischt. Das beschriebene Vorgehen kann zum einen genutzt werden, um den Auslauf eines Modellschnitts einem anderen punktuell zuströmen zu lassen. Zum anderen wird dieser Ansatz genutzt, um einander entsprechende Zellen zweier übereinander orientierter Modellschnitte zu koppeln. Damit kann z.B. der Aufstieg von tieferem Grundwasser abgebildet werden. Abb. 53 zeigt das Modellschema für den Fall eines punktuellen Grundwasserzustroms; Abb. 54 den eines Grundwasseranstieges.



Abb. 53: Modellschema des reaktiven Transportmodells für den Fall einer vertikalen Kopplung (punktueller GwZustrom).

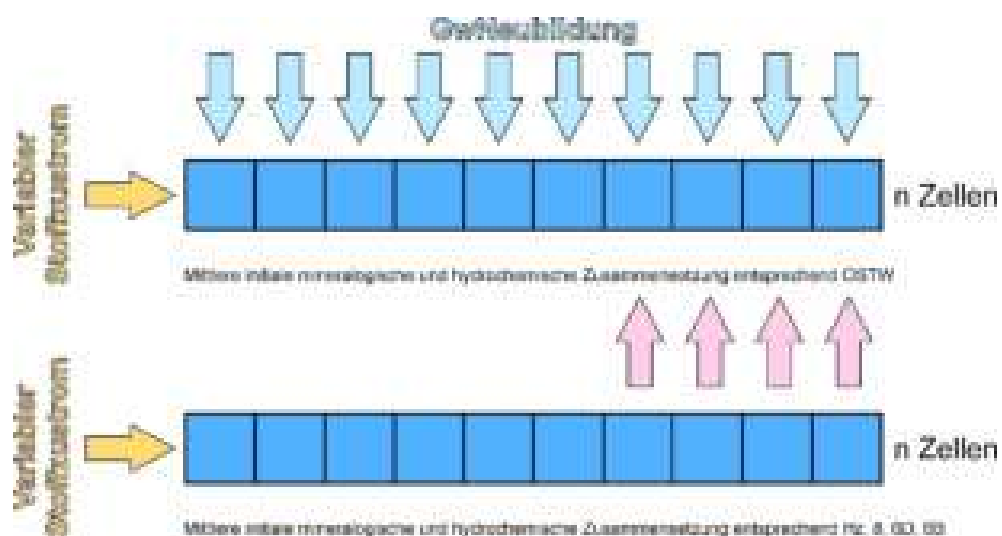


Abb. 54: Modellschema des reaktiven Transportmodells für den Fall einer vertikalen Kopplung (bereichsweiser GwAufstieg).

6.3.2 Modellaufbau und Parametrisierung

Die Diskretisierung des reaktiven Transportmodells erfolgt im Gegensatz zum Pfadlinienmodell mit identischen Zelllängen von 50 m. Da ein Transportschritt im PhreeqC-Modell exakt einem Austausch des Porenvolumens in jeder Modellzelle entspricht, wird die Verweildauer in einer Modellzelle aus der Zelllänge und der Abstandsgeschwindigkeit berechnet. Angesetzt wird eine mittlere, zeitlich variable Abstandsgeschwindigkeit. Bei Abstandsgeschwindigkeiten zwischen 0,02 und 0,3 m d⁻¹ ergeben sich Verweildauern zwischen rund 167 und 2.500 Tagen je Zelle. Die Anzahl der Modellzellen ist variable und richtet sich nach der Länge des jeweiligen Modellschnitts.

Diffusions- und Dispersionskoeffizienten, initiale Mineralgehalte, Kationenaustauschkapazitäten (KAK) sowie hydrochemische Eigenschaften der festen und wässrigen Phasen in den Modellzellen im unverritzten Gebirge sind aus vorliegenden Gutachten oder der Fachliteratur übernommen bzw. abgeleitet.

Die longitudinale hydrodynamische Dispersivität über die Länge der einzelnen Modellzellen wird unter Berücksichtigung des Skaleneffektes nach der Formel von Neumann (1990) abgeschätzt:

$$\alpha_L = 0,0175 * L^{1,46}$$

Unter Verwendung einer konstanten Zelllänge von 50 m in allen Modellschnitten ergibt sich somit ein konstanter Wert für die Dispersivität von 5,3 m in jeder Modellzelle. Der Diffusionskoeffizient wird mit $3 \cdot 10^{-10} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ angenommen.

Der effektive Hohlraumanteil in den Modellzellen wird für jeden Modellschnitt als Mittelwert des räumlich differenzierten Hohlraumanteils des entsprechenden Pfadlinienmodells ermittelt. Dieser Hohlraumanteil wird für alle Zellen des PhreeqC-Modells als konstant angesetzt, um bei identischem Zellvolumen die Volumenkontinuität zu gewährleisten. Da sich in PhreeqC stets alle Berechnungen auf ein Einheitsvolumen von einem Liter Wasser beziehen, kommt dem effektiven Hohlraumanteil eine entscheidende Bedeutung in Bezug auf die Mineralgehalte und die Kationenaustauschkapazität zu. Die abgeleiteten Hohlraumanteile liegen zwischen 0,14 und 0,25. Die zu definierenden Einheitsvolumina $V_E = 1/n_e$ liegen somit zwischen 4,0 und 7,1 L. Daraus ergeben sich Kornvolumina zwischen 3,0 und 6,1 L, die unter der Annahme einer Dichte von $2,65 \text{ kg L}^{-1}$ zu Gesteinsmassen zwischen 8,0 und 16,3 kg führen. Basierend auf diesen Berechnungen lassen sich Literaturangaben für Mineralgehalte in g kg^{-1} bzw. Gew-% oder für die Kationenaustauschkapazität in $\text{mmol}(\text{eq}) (100 \text{ g})^{-1}$ in die für PhreeqC erforderliche Einheit von mol pro VE bzw. mol pro L Wasser umrechnen. Da sich Literaturangaben der Mineralgehalte und KAK-Werte auf einen pauschal angenommenen Hohlraumanteil von $n_e = 0,3$ beziehen, erfolgt eine Umrechnung der Werte entsprechend des für den jeweiligen Modellschnitt bestimmten mittleren Hohlraumanteils.

In Anlehnung an die einschlägige Literatur werden die Sättigungsindizes für die carbonatischen Eisenphasen (Ca-Siderit, Siderit) gleich 1 gesetzt, da diese Minerale im Rheinischen Revier häufig auch nach langen Zeiträumen zur Gleichgewichtseinstellung als übersättigt vorgefunden wurden (Wisotzky 2003, Lenk 2008, RWE Power AG 2006, Wisotzky 2011). Lenk (2008) diskutiert mineralische Überzüge, kinetische Hemmung und unpräzise Gleichgewichtskonstanten der PhreeqC-Datenbank als mögliche Gründe hierfür. Für alle weiteren Mineralphasen wird ein Sättigungsindex von 0 angesetzt.

Die Modellzellen müssen mit einem Wasser definierter hydrochemischer Zusammensetzung und einem definierten Mineralinventar initial vorbefüllt werden. Die initiale, horizontspezifische Grundwasserzusammensetzung wird aus der statistischen Auswertung aktueller Wasseranalysen gewonnen (Kap. 4.6). Vereinfachend wird angenommen, dass das über die

Grundwasserneubildung dem Grundwasser zugehende Sickerwasser die gleiche Zusammensetzung wie das Grundwasser des OSTW aufweist.

Für die Sorption auf Ferrihydritoberflächen werden die von Dzombak und Morel (1990) definierten und in der minteq.v4-Datenbank hinterlegten thermodynamischen Daten sowie Angaben zu den Sorptionsplätzen und der spezifischen Oberfläche verwendet. Es wird von oxischen Bedingungen im OSTW ausgegangen, sodass eingetragenes Eisen als Ferrihydrit gefällt wird und somit der Gehalt an Ferrihydrit in den einzelnen Modellzellen während des Transportprozesses variieren kann. Der Sorptionsprozess wird daher an die aktuell in der jeweiligen Modellzelle vorhandene Menge Ferrihydrit geknüpft. Die tieferen Grundwasserleiter (Hz. 8, 6D, 6B) weisen reduzierende Bedingungen auf. Daher ist anzunehmen, dass aus der Kippe ausgetragenes Eisen nicht als Ferrihydrit gefällt, sondern als Fe(II) transportiert wird. Cremer (2002) konnte jedoch geringe Mengen von Ferrihydrit auch in tieferen Grundwasserleitern der Niederrheinischen Bucht nachweisen. Da Ferrihydritoberflächen eine wichtige Senke für einige Metalle darstellen, wird für die Modellierung der tieferen Horizonte (Hz. 8, 6D, 6B) eine absolute Anzahl an Sorptionsplätzen implementiert. Diese Anzahl wird aus einem Ferrihydritgehalt, der von Cremer (2002) im Bereich der Wassergewinnung Rasseln bestimmt wurde berechnet.

6.3.3 Programmtechnische Modellumsetzung

Für die hier durchgeführten Modellierungen wird die thermodynamische Datenbank „minteq.v4“ verwendet. Da in der Datenbank nicht alle benötigten thermodynamischen Daten (Silicagel, Kationenaustausch) verfügbar sind, werden über die Eingabedatei zusätzliche Daten aus der wateq4f-Datenbank einbezogen.

Der von Obermann (1993) beschriebene Ca-Siderit ($\text{Ca}_{0,1}\text{Fe}_{0,9}\text{CO}_3$) sowie ein von Cremer (2002) definierter metallhaltiger Pyrit ($\text{Fe}_{0,99}\text{Ni}_{0,002}\text{Co}_{0,0024}\text{Zn}_{0,0056}\text{S}_{1,9982}\text{As}_{0,0038}$) werden als zusätzliche Mineralphasen ebenfalls in der Eingabedatei definiert.

Der generelle, programmtechnische Ablauf der reaktiven Transportmodellierung ist in Abb. 55 dargestellt. Das dem Modell zuströmende See- und Kippenwasser wird während der Passage durch die Modellzellen in jedem Transportschritt mit einem Ionenaustauscher („Exchange“), den Sorptionsplätzen („Surface“) und einem Mineralangebot („Equilibrate“) ins Gleichgewicht gesetzt.

Zu Beginn werden die hydrochemischen Zusammensetzungen der initialen Befüllung der n Modellzellen („Solution 1 – n“) und ggfs. des Sickerwassers („Solution n+2 – 2n+1“) definiert. Findet ein vertikaler Zustrom aus einem anderen Modellschnitt statt (vertikale Kopplung) werden die zeitlich variablen Zustromlösungen („Solution 2n+2 – 2n+1+n“) sowie die zugehörigen Mischungen („MIX“) ebenfalls neu definiert.

Als nächstes erfolgt die Definition der initialen Mineralgehalte („Equilibrium_Phases“), Kationenaustauscher („Exchange“) und Sorptionsoberflächen („Surface“) in den Modellzellen. Die in Abb. 55 fett gedruckten Mineralphasen sind bereits initial in den Zellen vorhanden, die anderen Phasen können lediglich gebildet (und anschließend ggf. wieder aufgelöst) werden. Mit dieser Zusammensetzung fester Phasen werden zunächst die initial in den Zellen enthaltenen Lösungen ins thermodynamische Gleichgewicht gesetzt.

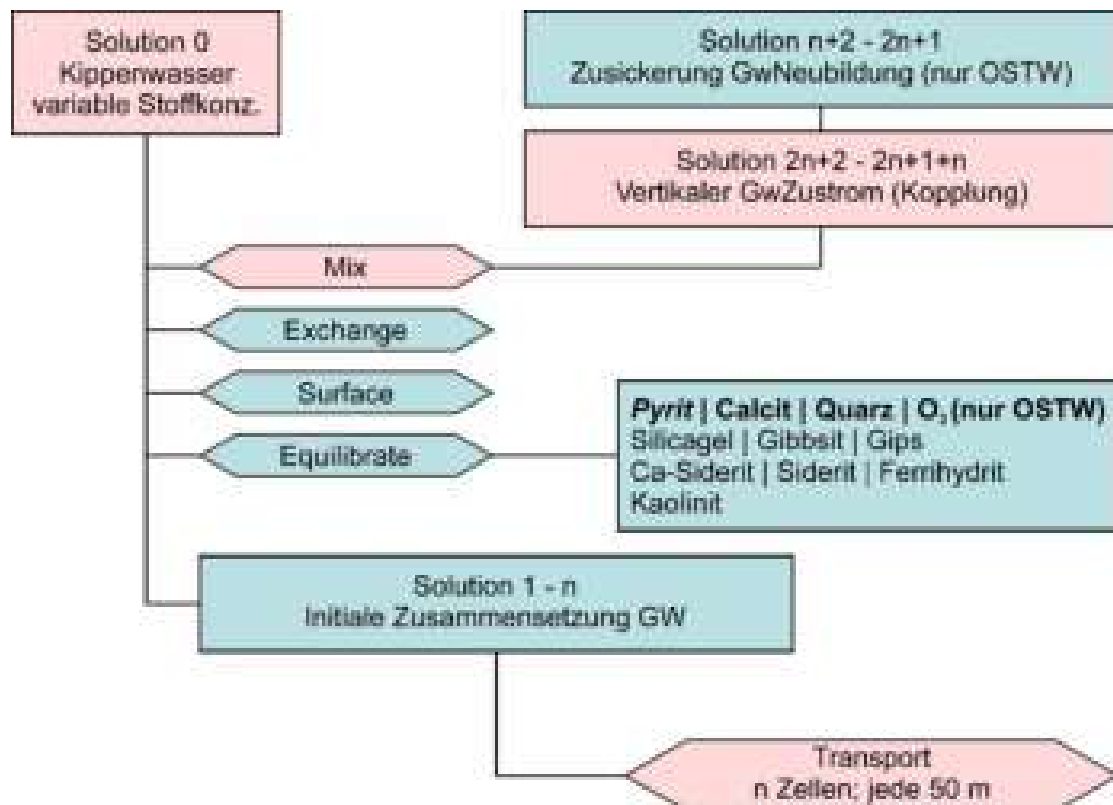


Abb. 55: Modellschema des reaktiven Transportmodells; initiales Mineralinventar in Fettdruck, Vorkommen nur in Hz. 8, 6D und 6B in Kursivdruck. In Rot eingefärbte Modellkomponenten werden auf Basis der Zeitintervalle der Treppenfunktion zeitlich variiert.

Anschließend beginnt mit dem Befehl „Transport“ die eigentliche reaktive Stofftransportmodellierung. In jedem Zeitschritt wird dabei die Lösung einer Modellzelle vollständig in die nächste Modellzelle weitergegeben und dabei entsprechend der definierten Dispersivität mit geringen Anteilen der angrenzenden Modellzellen gemischt. Die neue Lösung wird erneut mit den in der Zelle enthaltenen Mineralphasen, Kationenaustauschern und Sorptionsoberflächen ins Gleichgewicht gesetzt und alle Lösungs- und Fällungsreaktionen ausgeführt.

Zur Berücksichtigung einer zeitlich variablen Zulauflösung wird entsprechend der zuvor definierten Zeitintervalle der im Zustrom implementierten Treppenfunktion die Zulauflösung („Solution 0“) neu definiert und mit einem weiteren Transport-Block die reaktive Transportmodellierung fortgesetzt. Auch vertikale Grundwasserzuströme aus anderen Modellschnitten können in diesen Zeitintervallen angepasst werden.

Mit Hilfe der Befehle „User_Punch“ und „Selected_Output“ wird die gewünschte Modellausgabe definiert. Es werden für alle Zellen die Ergebnisse jedes Transportschrittes gespeichert („punch_frequency“ = 1).

6.3.4 Modellauswertung

Die vorwiegend berücksichtigten Mineralphasen umfassen Calcit, Ferrihydrit, Ca-Siderit, Siderit und Gips. Initial in den Modellzellen enthaltener Calcit kann dabei durch einen Zustrom sauren, Fe(II)-haltigen Wassers aufgelöst werden und dabei durch die Bildung eines Hydrogenkarbonations (HCO_3^-) jeweils ein Proton neutralisieren und somit zu einer Pufferung des pH-Wertes beitragen. Die durch die Calcit-Auflösung erhöhten Konzentrationen an Ca^{2+} und HCO_3^- können unter

Umständen die zur Gleichgewichtsmodellierung vorgegebenen Sättigungsindizes (SI) von Ca-Siderit ($\text{Ca}_{0,1}\text{Fe}_{0,9}\text{CO}_3$; SI = 1), Siderit (FeCO_3 ; SI = 1) oder Gips (CaSO_4 ; SI = 0) überschreiten, und zur Ausfällung dieser Minerale führen. Die im OSTW herrschenden Bedingungen führen zur Oxidation des eingetragenen Fe(II) zu Fe(III) und anschließend zur Fällung von Ferrihydrit. Bei allen anderen definierten Mineralphasen sind aufgrund deren weitgehender Inertizität (z. B. Quarz) oder aufgrund der herrschenden Redox- und/oder pH-Bedingungen lediglich minimale, vernachlässigbare Umsetzungs-raten zu erwarten. Im Rahmen der Modellauswertung werden daher lediglich die Sättigungsindizes bzw. in den Zellen vorhandenen Mineralgehalte von Calcit, Ferrihydrit, Ca-Siderit, Siderit und Gips betrachtet.

In Hinblick auf die Beurteilung der Wasserqualität sind primär die modellierten Frachten von SO_4^{2-} , Fe(II), HCO_3^- und Ca^{2+} , sowie der pH-Wert im Abstrom von Bedeutung. Des Weiteren erfolgt eine Betrachtung der Konzentrationsentwicklung der Spurenstoffe As, Pb, Cd, Ni und Zn. Die Darstellung der räumlichen Parameterverteilung erfolgt überwiegend für die Zeitpunkte 2080, 2100, 2200, 2300 und 2400. Ggfs. wird von diesen Zeitpunkten zur Veranschaulichung von Maximalkonzentrationen abgewichen.

6.3.5 Ergebnisse

Im Folgenden sind die Ergebnisse der reaktiven Transportmodellierung dargestellt und erläutert. Wie für das Pfadlinienmodell ist die Ergebnisdarstellung nach Zonen gegliedert.

Zone 1

Pfadlinie OSTW/6D2-1

Die Pfadlinie OSTW/6D2-1 beschreibt den vom nördlichen Seeufer des zukünftigen Tagebausees nach Norden bis Nordosten gerichteten Abstrom.

Die Pfadlinie wird als horizontal gekoppeltes Modell umgesetzt. Am Übergang zum Unverritzten findet zunächst ein Abstrom in die tieferen Grundwasserleiter unterhalb des Reuver-B-Tons statt. In einer Distanz von ca. 6,2 km zum Seeufer keilen die Geringleiter jedoch aus, sodass sich der Abstrom ins OSTW verlagert.

Der Kippenwasserabstrom startet ca. 2060. Das Maximum des Sulfataustrages von ca. 400 mg L^{-1} wird zwischen 2070 und 2075 erreicht. In diesem Zeitraum ist der Anteil aus der Kippenschürze mit ca. 85% deutlich größer als der Seeanteil. Das Sulfat aus der Kippenschürze wird bis ca. 2230 ausgetragen, wobei der Abstrom ab ca. 2100 vom Sulfatgehalt des Tagebausees dominiert wird.

Das abströmende Sulfat wird im Bereich der tieferen Grundwasserleiter konservativ transportiert; lediglich die hydrodynamische Dispersion führt zu einer Konzentrationsabnahme während des Abstoms. Sobald die Sulfatfront den Übergang zum OSTW erreicht, führt die Grundwasserneubildung zu einer Verdünnung, sodass die Sulfatkonzentration schnell unter 250 mg L^{-1} fällt.

Die Pufferkapazität des im Sediment vorhanden Calcits reicht aus, um eine ausgeprägte Versauerung im Abstrom zu verhindern. Die Calcitlösung setzt Ca^{2+} und HCO_3^- frei. Da gleichzeitig mit der Sulfatspitze rund 9 mg L^{-1} Eisen aus der

Kippenschürze ausgetragen werden, wird ein Teil des Eisens als Ca-Siderit gefällt. Aufgrund des angenommenen Sättigungsindex ($SI = 1$), verbleibt das restliche Eisen in Lösung und wird unter den reduzierenden Bedingungen im ersten Modellabschnitt als Fe(II) transportiert. Sobald die Eisenfront den Übergang zum OSTW erreicht, kommt es aufgrund des dort angenommenen oxischen Milieus zur Fällung des Eisens in Form von Ferrihydrit.

Aus dem Kippenwasseranteil resultiert eine Befruchtung des Grundwassers mit As, Pb, Cd, Ni und Zn wobei im Abstrom Spitzenwerten von ca. $8 \mu\text{g L}^{-1}$ As, $4 \mu\text{g L}^{-1}$ Pb, $0,5 \mu\text{g L}^{-1}$ Cd, $30 \mu\text{g L}^{-1}$ Ni und $1,8 \text{ mg L}^{-1}$ Zn erreicht werden. Unter den reduzierenden Bedingungen im ersten Modellabschnitt wird der Transport der Spurenstoffe vor allem durch Kationenaustausch beeinflusst. Nach dem Übergang ins OSTW führt die Verdünnung durch die Grundwasserneubildung sowie die Schaffung neuer Sorptionsplätze (Ferrihydritfällung) zu einem Rückgang der As, Pb und Zn Konzentrationen.

In Abb. 56 und Abb. 57 sind die Simulationsergebnisse für die Zeitpunkte 2080, 2100, 2200, 2300 und 2400 dargestellt.

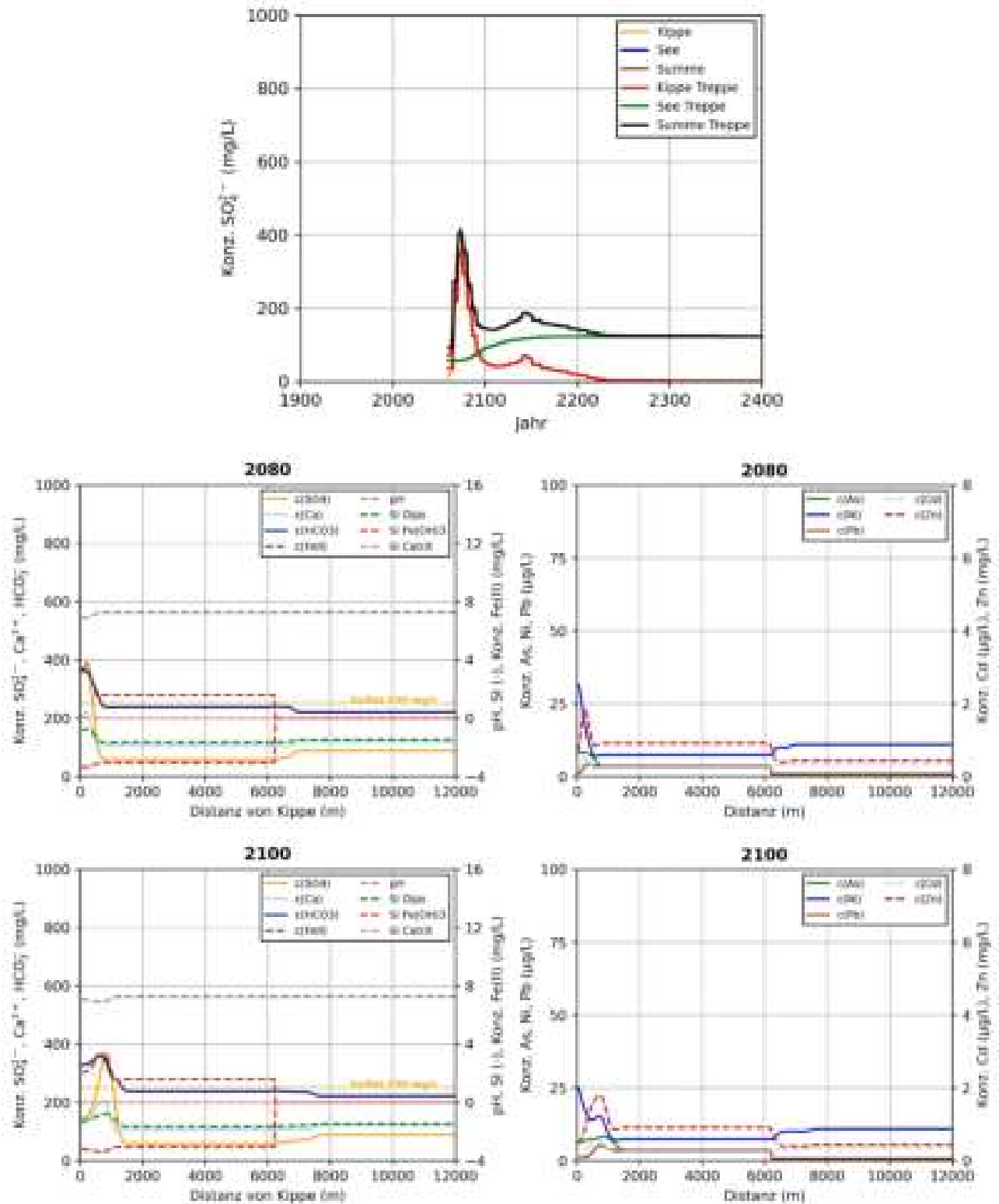


Abb. 56: Räumliche Verteilung verschiedener hydrochemischer Parameter entlang des Modellschnitts OSTW/6D2-1 zu den Zeitpunkten 2080 und 2100: oben: Sulfat-Ganglinie mit Treppenfunktion zum Vergleich.

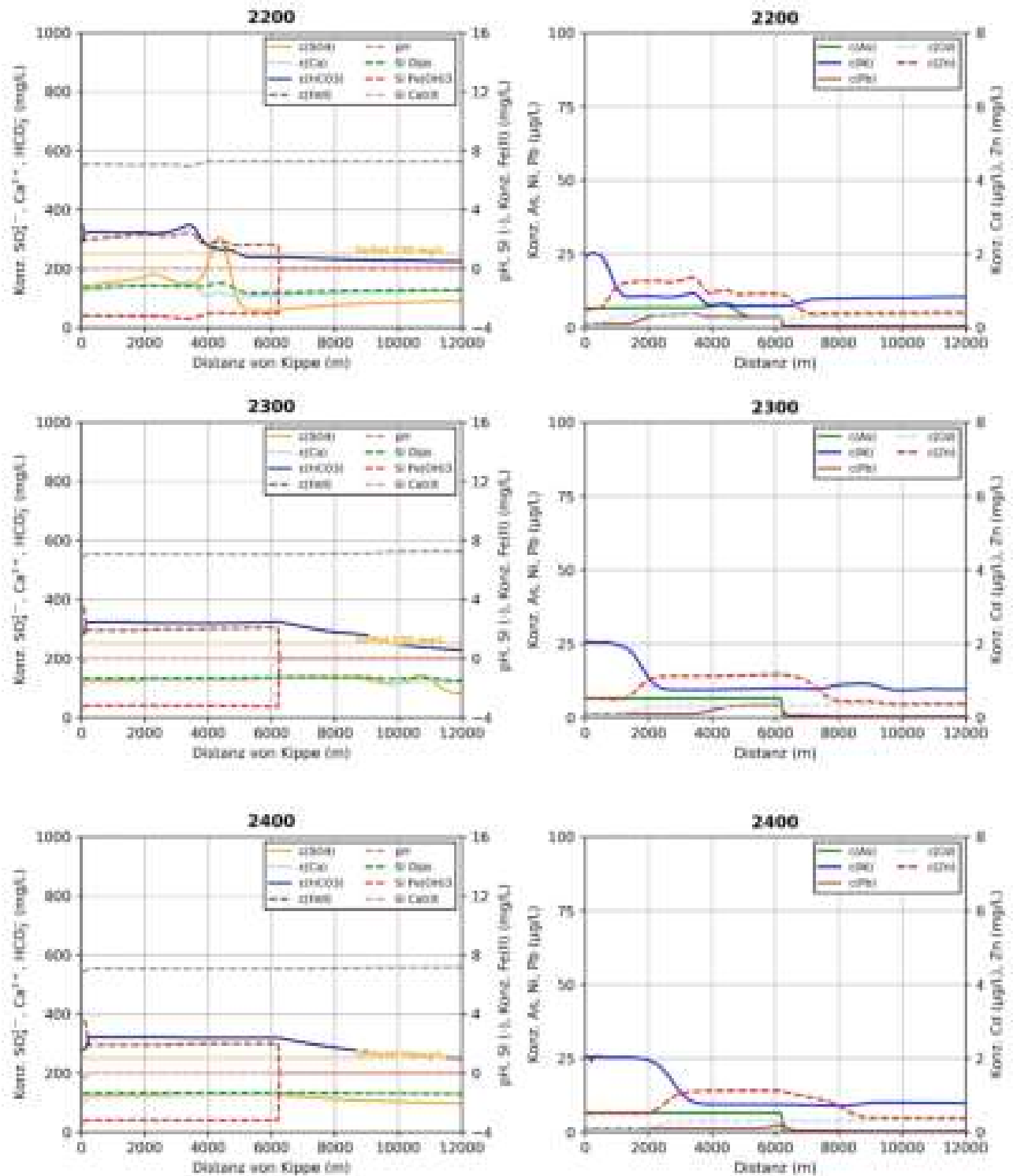


Abb. 57: Räumliche Verteilung verschiedener hydrochemischer Parameter entlang des Modellschnitts OSTW/6D2-1 zu den Zeitpunkten 2200, 2300 und 2400.

Pfadlinie Hz6B-1

Die Pfadlinie Hz6B-1 beschreibt ebenfalls den vom nördlichen Seeufer in Richtung Norden ausgehenden Abstrom, jedoch für den unterhalb des Flöz Frimmersdorf (Hz. 6C) gelegenen Hz. 6B.

Der Sulfataustrag aus der Kippenschürze beginnt ca. 2055 und erstreckt sich über einen längeren Zeitraum, wobei Spitzwerte von knapp 1.000 mg L^{-1} im Zeitraum zwischen 2125 und 2150 erreicht werden. Im Anschluss gehen die Sulfatkonzentrationen langsam zurück und erreichen ca. 2300 einen Wert von rund 130 mg L^{-1} . Diese Konzentration wird bis zum Ende des Betrachtungszeitraums ausgetragen. Ähnlich viel Sulfat stammt ab ca. 2100 aus dem zukünftigen Tagebausee.

Das aus der Kippenschürze abströmende Sulfat wird konservativ transportiert. Die hydrodynamische Dispersion führt lediglich zu einer geringfügigen Konzentrationsabnahme. Das abströmende Kippenwasser führt zu einem leichten Absenken des pH-Werts; die Pufferkapazität des Sediments ist jedoch ausreichend, um eine ausgeprägte Versauerung zu verhindern. Trotz der Freisetzung von Ca^{2+} in Folge der Calcitlösung kommt es nicht zu einer Übersättigung und Fällung von Gips.

Ein Teil des aus der Kippenschürze stammenden Eisens – in der Spitze rund 20 mg L^{-1} – wird als Ca-Siderit gefällt, wodurch im Abstrom nur maximal 8 mg L^{-1} Eisen zu erwarten sind. Aufgrund der reduzierenden Bedingungen erfolgt der Transport als Fe(II).

Mit dem Kippenwasser werden bis zu $10 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ As, $1,2 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ Pb, $0,1 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ Cd, $70 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ Ni und $0,6 \text{ mg L}^{-1}$ Zn ausgetragen. Durch Kationenaustausch- und Sorptionsprozesse werden die Konzentrationen im Abstrom erniedrigt. Die in Lösung verbleibenden Gehalte der Spurenstoffe werden mit einer geringfügigen Retardierung im Abstrom transportiert. Nach Abströmen der Sulfatspitze kommt es am Übergang zum Unverritzten zu Desorptionsprozesse; ein Abstrom dieser so wieder freigesetzten Spurenstoffe findet im Betrachtungszeitraum jedoch nicht statt.

In Abb. 58 und Abb. 59 sind die Berechnungsergebnisse für die Jahre 2080, 2100, 2200, 2300 und 2400 grafisch dargestellt.

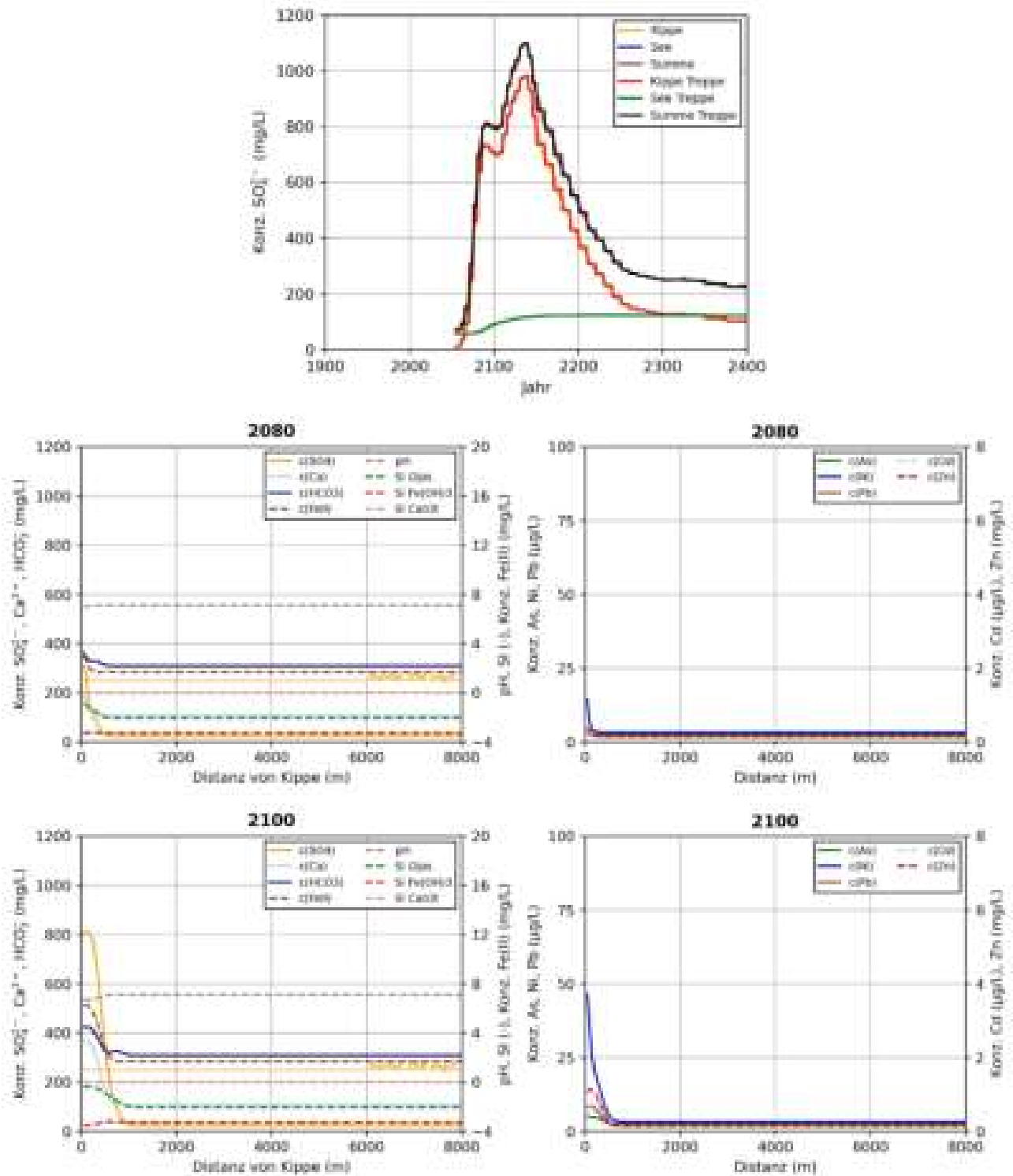


Abb. 58: Räumliche Verteilung verschiedener hydrochemischer Parameter entlang des Modellschnitts Hz6B-1 zu den Zeitpunkten 2080 und 2100: oben: Sulfat-Ganglinie mit Treppenfunktion zum Vergleich.

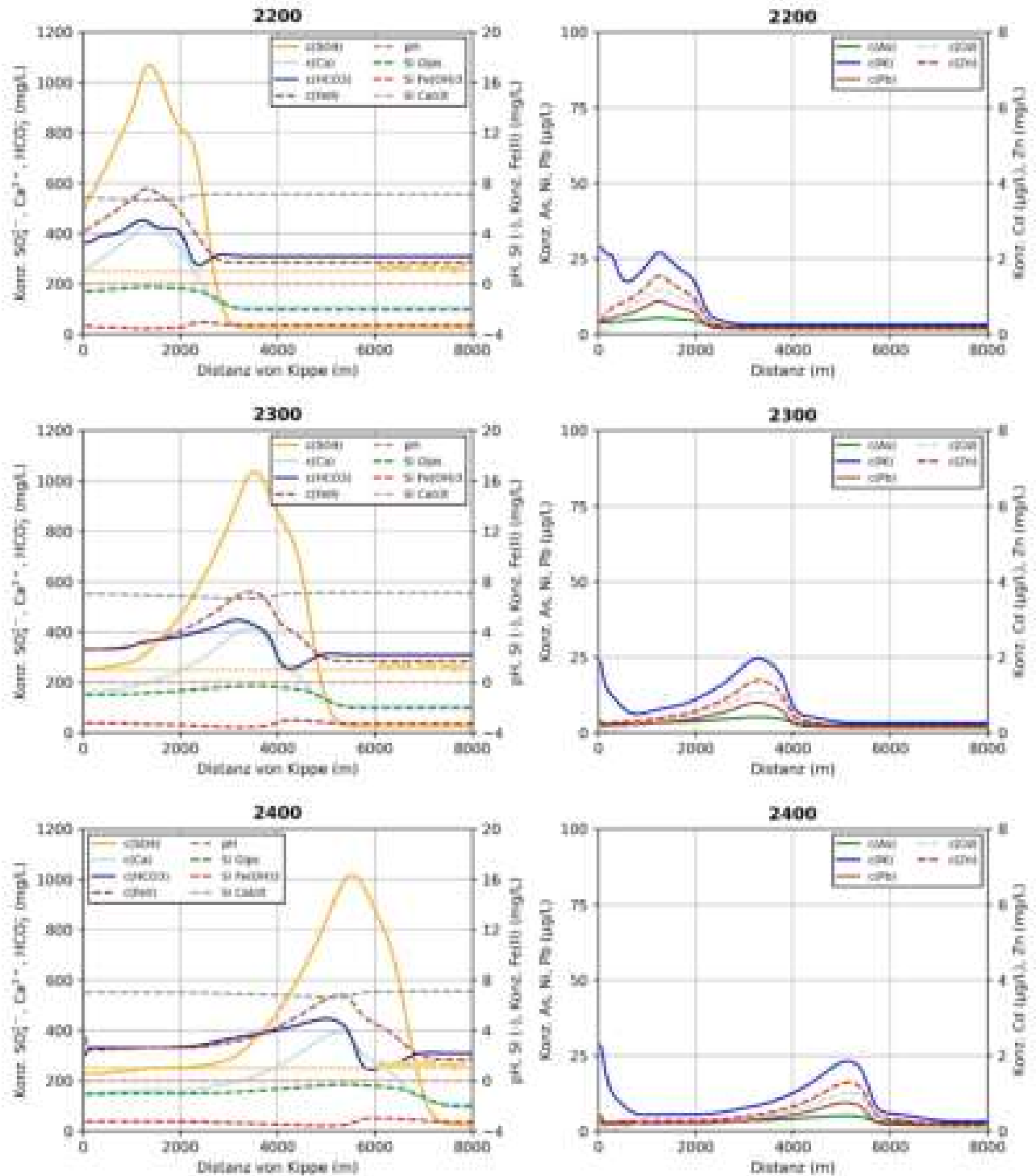


Abb. 59: Räumliche Verteilung verschiedener hydrochemischer Parameter entlang des Modellschnitts H26B-1 zu den Zeitpunkten 2200, 2300 und 2400.

Zone 2

Pfadlinie OSTW/8-2

Die Pfadlinie OSTW/8-2 stellt den vom nördlichen Kippenrand in Richtung Nordosten gerichteten Abstrom dar. Am Übergang zum Unverritzten findet zunächst ein Kippenwasserabstrom in den Hz. 8 statt. Da der hangende Reuver-B-Ton jedoch nach ca. 1,5 km auskeilt, verlagert sich der Abstrom ins OSTW. Da auch die tieferen Grundwassergeringleiter im weiteren Verlauf der Pfadlinie auskeilen, strömt dem OSTW Grundwasser aus den Hz. 6D2 und 6B zu. In diesen beiden Grundwasserleitern findet ebenfalls ein Kippenwasserabstrom statt. Basierend auf den Berechnungen der Pfadlinien Hz6D-2 und Hz6B-2 wird der Pfadlinie OSTW/8-2 an zwei Punkten das aus den beiden erstgenannten Pfadlinien ausströmende Wasser beigemischt.

Der Sulfataustrag aus der Kippe beginnt ca. 2062 und erreicht ca. 2100 eine Maximalkonzentration von rund 320 mg L⁻¹. Da die Pfadlinie zu 30% aus dem Tagebausee gespeist wird, ergibt sich in Summe eine Sulfatspitze von rund 350 mg L⁻¹. Im Anschluss an die Maximalkonzentration gehen die Sulfatkonzentrationen langsam zurück, wobei ab ca. 2250 das aus dem Tagebausee stammende Sulfat (ca. 130 mg L⁻¹) gegenüber dem Kippensulfat (ca. 40-70 mg L⁻¹) dominiert.

Im ersten Abschnitt des Modellschnitts – in dem der Reuver-B-Ton noch verbreitet ist – erfolgt keine Verdünnung des abströmenden Kippenwassers, sodass das ausgetragene Sulfat konservativ transportiert wird. Im Anschluss an den Übergang zum ungespannten OSTW führt die Grundwasserneubildung zu einer raschen Abnahme der Sulfatkonzentrationen, sodass ein Überschreiten des 250 mg L⁻¹ Schwellenwertes nur innerhalb der ersten ca. 2,5 km zu erwarten ist; dort wird der Schwellenwert voraussichtlich nur zwischen 2090 und 2160 überschritten. Die späteren Zuströme aus den tieferen Grundwasserleitern Hz. 6D2 und 6B führen zwar zu räumlich begrenzten Erhöhungen der Sulfatkonzentrationen; diese bleiben jedoch dauerhaft unterhalb von 250 mg L⁻¹.

Mit dem Abstrom des Kippenwassers geht eine leichte Abnahme des pH-Werts einher. Der im Sediment enthaltende Calcit ist jedoch ausreichend, sodass keine ausgeprägte Versauerung zu erwarten ist. Das mit dem Kippenwasser ausgetragene Eisen liegt nur im ersten Modellabschnitt als gelöstes Fe(II) vor. In diesem Abschnitt wird die Fe(II)-Konzentration durch die Fällung von Ca-Siderit begrenzt. Sobald sich der Kippenwasserabstrom ins OSTW verlagert führen die dort herrschenden oxischen Bedingungen dazu, dass das verbleibende Fe(II) oxidiert und als Ferrihydrit gefällt wird.

Die Ferrihydrit-Oberflächen stellen eine Senke für Spurenstoffe dar – insbesondere As und Pb werden durch Sorption effektive aus dem Grundwasser im Abschnitt des OSTWs entfernt. Erhöhte Konzentrationen der Spurenstoffe As, Pb, Cd, Ni und Zn beschränken sich daher auf den Bereich des Hz. 8. Diese sind teilweise auf hohe initiale Konzentrationen – vor allem von Pb und As – und während des Transports ablaufende Desorptionsprozesse zurückzuführen. Lediglich Ni wird durch Kationenaustausch- und Sorptionsprozesse schlechter zurückgehalten und tritt bis in Entfernungen von bis zu 6,5 km vom Kippenrand auf.

Die Modellergebnisse sind in Abb. 60 und Abb. 61 für die Zeitpunkte 2080, 2100, 2200, 2300 und 2400 grafisch dargestellt.

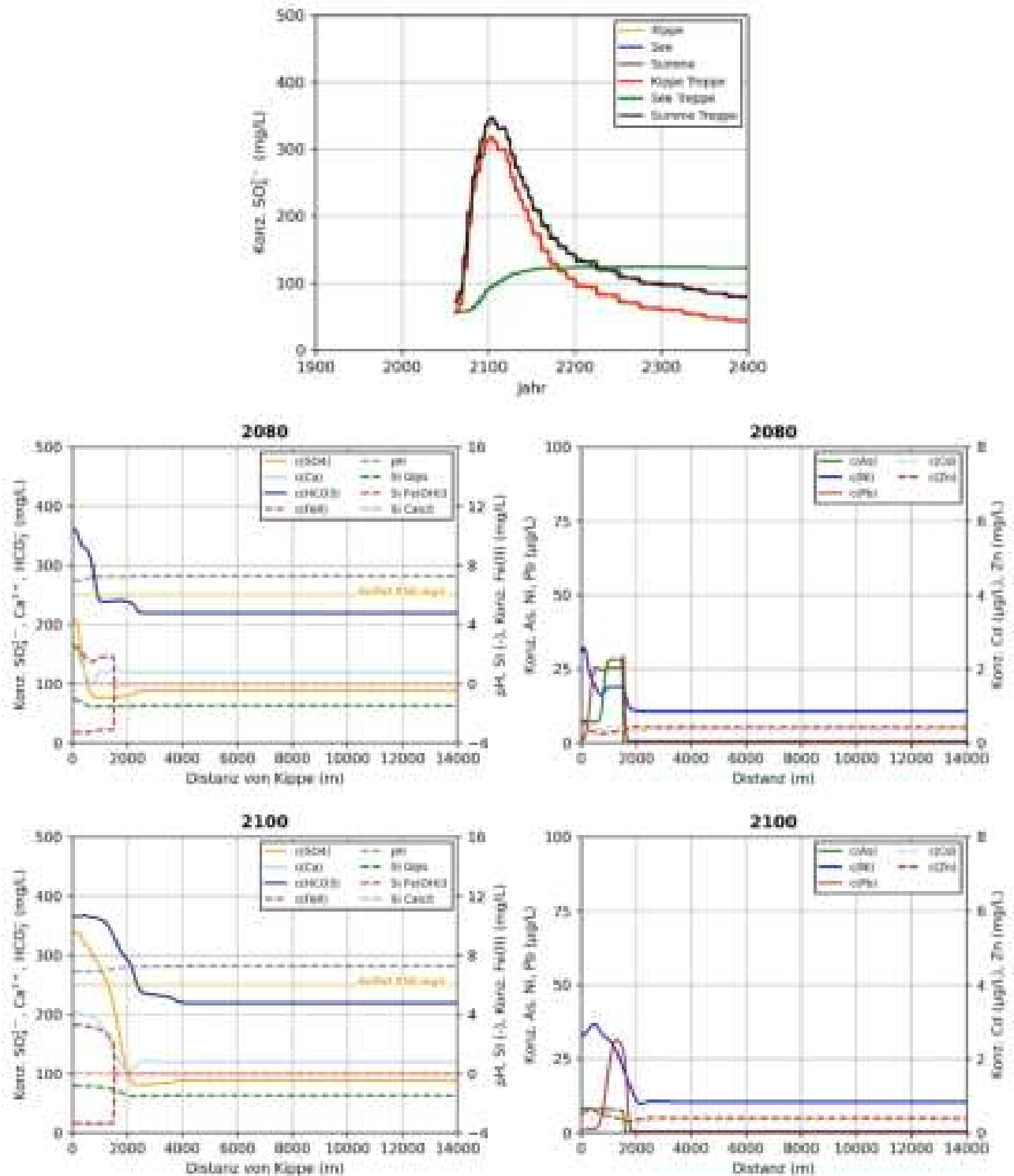


Abb. 60: Räumliche Verteilung verschiedener hydrochemischer Parameter entlang des Modellschnitts OSTW/8-2 zu den Zeitpunkten 2080 und 2100: oben: Sulfat-Ganglinie mit Treppenfunktion zum Vergleich.

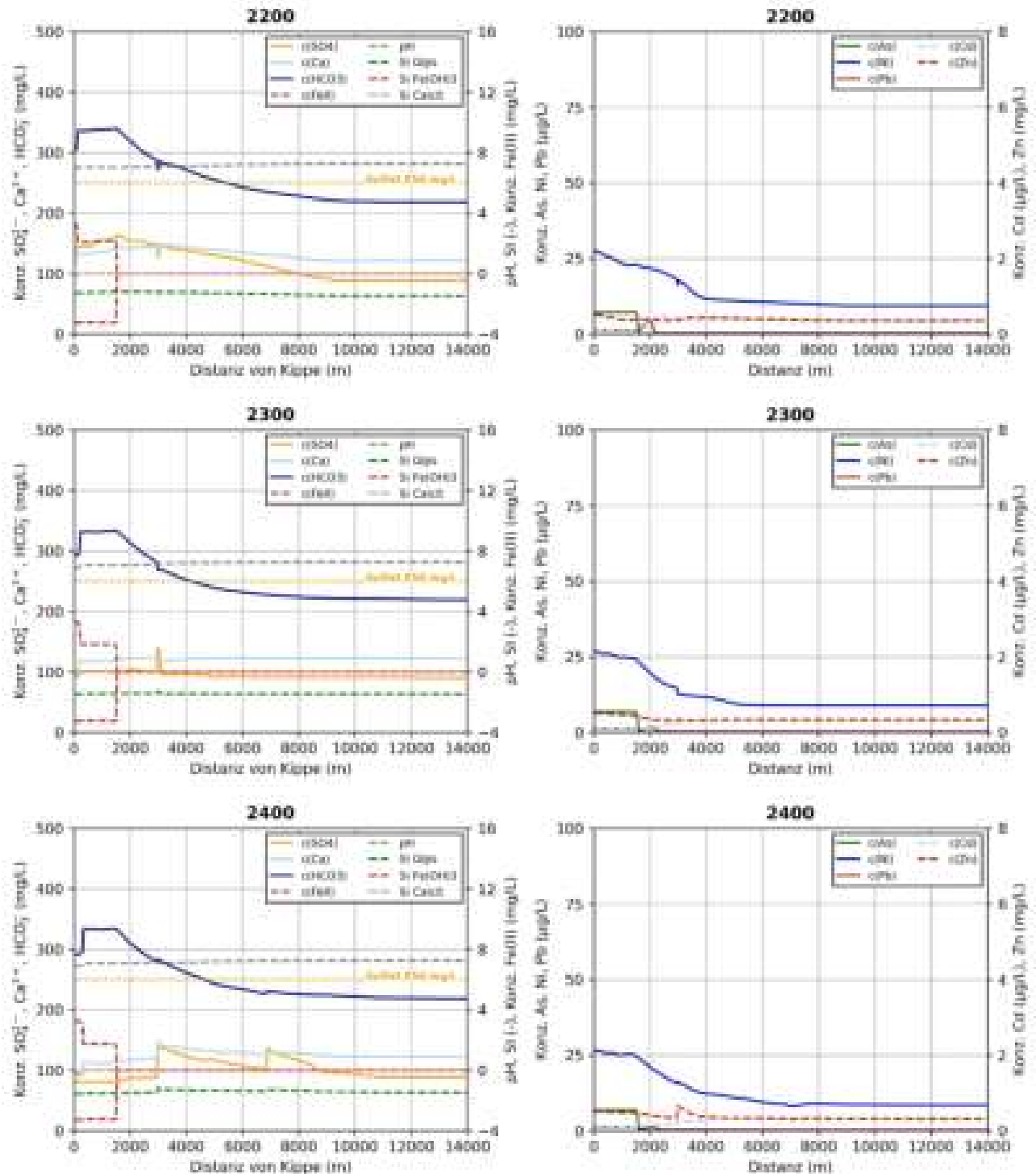


Abb. 61: Räumliche Verteilung verschiedener hydrochemischer Parameter entlang des Modellschnitts OSTW/8-2 zu den Zeitpunkten 2200, 2300 und 2400.

Pfadlinie Hz6D-2

Ausgehend vom nördlichen Kippenrand bildet die Pfadlinie Hz6D-2 den nordöstlich gerichteten Abstrom ab. Am Ende der Pfadlinie nimmt der betrachtete Hz. 6D stark an Mächtigkeit ab und geht schließlich ins OSTW über. Die Pfadlinie liefert daher Zusatzwasser für die Pfadlinie OSTW/8-2.

Der Kippenwasserabstrom beginnt ca. 2060. Die Sulfatkonzentrationen am Übergang Kippe-Unverritzte steigen bis ca. 2120 auf knapp 400 mg L^{-1} an. Da der Gesamtabstrom der Pfadlinie zu knapp einem Drittel vom zukünftigen Tagebausee gespeist wird, ergeben sich in Summe Maximalkonzentrationen von rund 430 mg L^{-1} . Der Austrag des Kippensulfats erstreckt sich bis zum Ende des Betrachtungszeitraums, wobei die Konzentrationen stetig abnehmen.

Das abströmende Sulfat unterliegt einem konservativen Transport; bei geringfügiger Konzentrationsabnahme durch die hydrodynamische Dispersion. Mit dem Kippenwasser werden knapp 10 mg L^{-1} Eisen in das Unverritzte eingetragen. Dass im Abstrom lediglich maximal ca. 4 mg L^{-1} auftreten, ist auf die Fällung von Ca-Siderit zurückzuführen. Die Ca-Siderit Fällung wird begünstigt durch die in Folge der Calcitlösung (pH-Pufferung) freigesetzten Ca^{2+} und HCO_3^- Ionen. Das in Lösung verbleibende Eisen wird unter den reduzierenden Bedingungen in zweiwertiger Form ebenfalls konservativ transportiert. Die Calcit-Pufferung bewirkt, dass der pH-Wert lediglich leicht absinkt.

Mit dem Kippenwasserabstrom erfolgt ein Austrag der Spurenstoff As, Pb, Cd, Ni und Zn ins Unverritzte. Die Ausbreitungsfront wird im Vergleich mit der Sulfatfront durch Sorptions- und Kationenaustauschprozesse leicht retardiert. Auch nach Abströmen der Sulfatspitze stellen sich zum Ende des Betrachtungszeitraums im Grundwasser, gegenüber den Hintergrundwerten, erhöhte Konzentrationen von im Mittel $9 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ As, $4 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ Pb, $0,3 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ Cd, $10 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ Ni und 1 mg L^{-1} Zn ein.

Abb. 62 und Abb. 63 zeigen die Simulationsergebnisse für die Zeitpunkte 2080, 2100, 2200, 2300 und 2400.

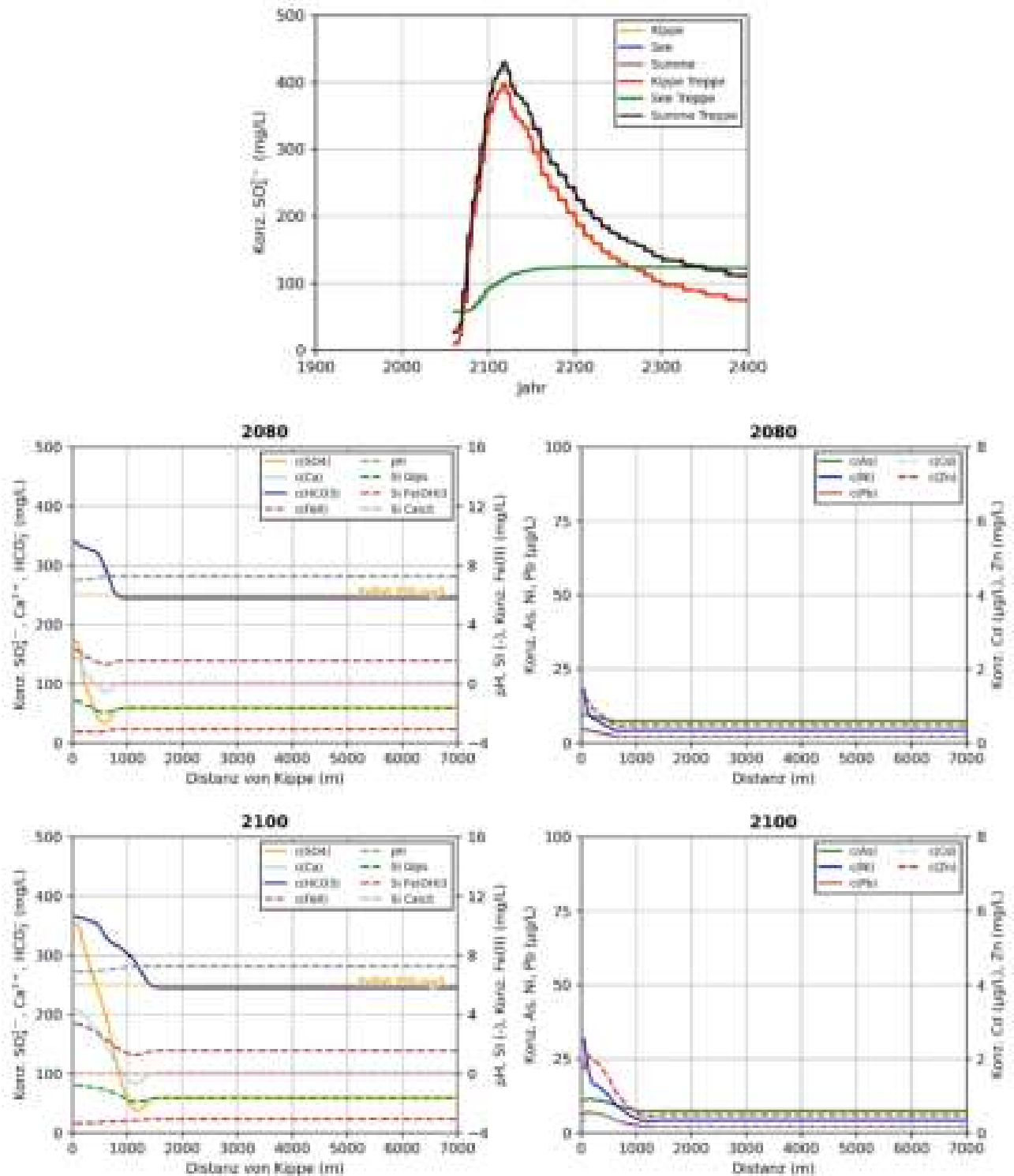


Abb. 62: Räumliche Verteilung verschiedener hydrochemischer Parameter entlang des Modellschnitts Hz6D-2 zu den Zeitpunkten 2080 und 2100: oben: Sulfat-Ganglinie mit Treppenfunktion zum Vergleich.

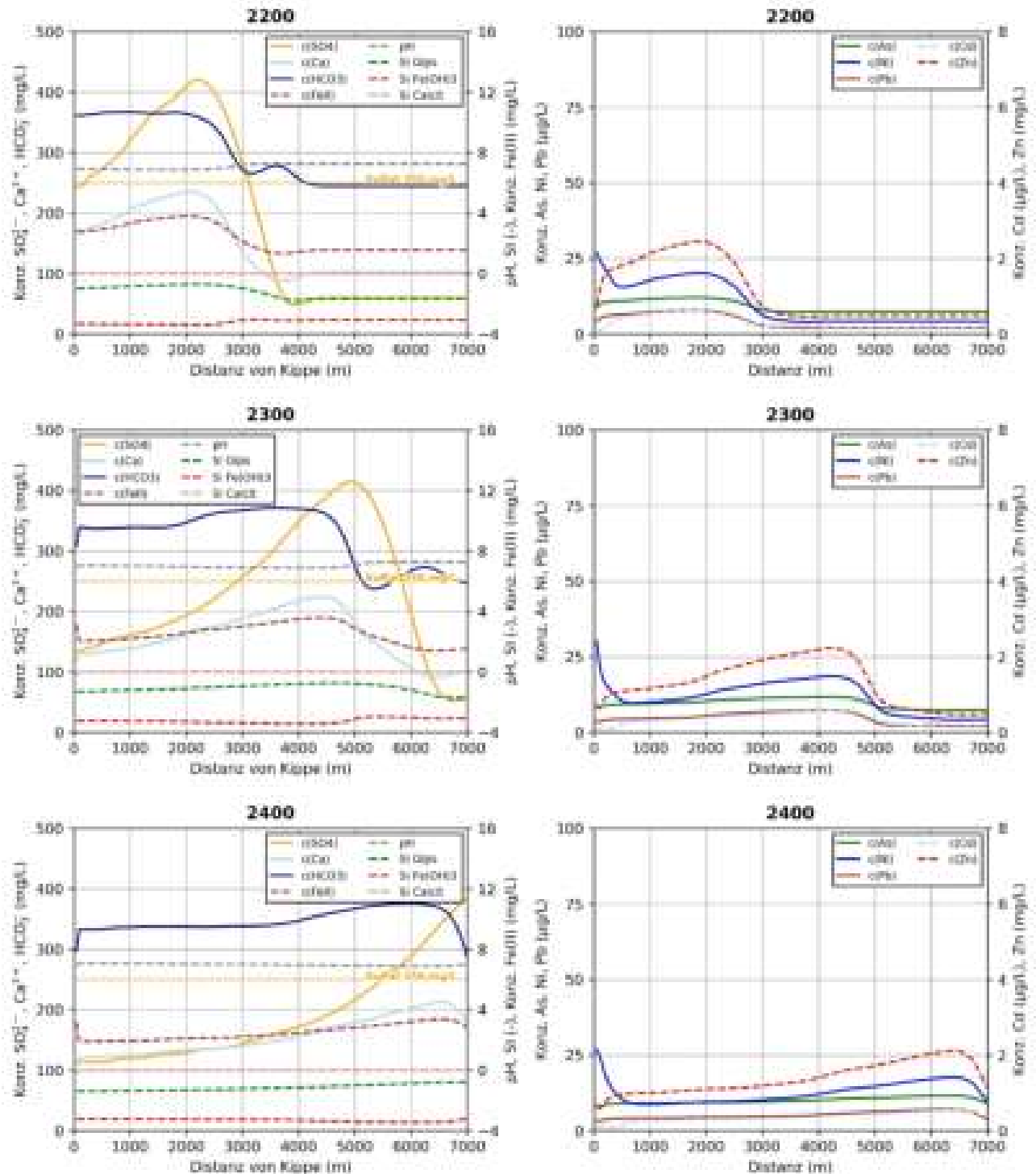


Abb. 63: Räumliche Verteilung verschiedener hydrochemischer Parameter entlang des Modellschnitts Hz6D-2 zu den Zeitpunkten 2200, 2300 und 2400.

Pfadlinie Hz6B-2

Auch die Pfadlinie Hz6B-2 deckt den ausgehend vom nördlichen Kippenrand nordöstlich gerichteten Abstrom ab. Am Ende der Pfadlinie nimmt der betrachtete Hz. 6B an Mächtigkeit ab und geht schließlich ins OSTW über. Die Pfadlinie liefert daher Zusatzwasser für die Pfadlinie OSTW/8-2.

Der Austrag von Kippensulfat beginnt ca. 2060. Die Sulfatkonzentrationen steigen langsam an und erreichen um 2185 mit rund 800 mg L^{-1} ihr Maximum. Bis zum Ende des Betrachtungszeitraums gehen die kippenseitigen Sulfatkonzentrationen auf ca. 550 mg L^{-1} zurück. Da die Pfadlinie zu 30% aus dem zukünftigen Tagebausee gespeist wird, ergeben sich in Summe leicht höhere Sulfatkonzentrationen.

Das abströmende Sulfat wird konservativ transportiert. Da die Sulfatkonzentrationen im Anschluss an das Maximum nur langsam zurückgehen, sind im Abstrom über einen langen Zeitraum Sulfatkonzentrationen oberhalb von 250 mg L^{-1} zu erwarten. Während sich dieser Bereich 2200 nur ca. 2 km in den Kippenabstrom erstreckt, ist ein Überschreiten des Schwellenwertes 2300 bis in eine Entfernung von ca. 4,5 km anzunehmen. Zum Ende des Betrachtungszeitraums wird der Schwellenwert praktisch entlang der gesamten Pfadlinie überschritten.

Das Sediment weist eine ausreichende Pufferkapazität auf, sodass lediglich eine geringe Absenkung des pH-Werts im Kippenabstrom zu erwarten ist. Ab ca. 2130 werden Eisenkonzentration $> 10 \text{ mg L}^{-1}$ (im Maximum rund 18 mg L^{-1}) mit dem Kippenwasseranteil ins Unverritzte ausgetragen. Im Abstrompfad sind jedoch aufgrund von Ca-Siderit Fällung geringere Fe-Konzentrationen mit einem Maximum von knapp 7 mg L^{-1} zu erwarten.

Der langanhaltende Abstrom von Kippenwasser führt zu einer deutlichen Befruchtung des Grundwassers mit den Stoffen As, Pb, Cd, Ni und Zn. Kationenaustausch- und Sorptionsprozesse führen zu Konzentrationsverringerungen und einer Retardierung der Ausbreitung gegenüber dem Sulfat, trotzdem ist ab 2200 bis zum Ende des Betrachtungszeitraums mit erhöhten Konzentrationen (ca. $4 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ As, $7 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ Pb, $0,7 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ Cd, $15\text{--}40 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ Ni und 1 mg L^{-1} Zn) bis in eine Distanz von ca. 5 km vom Kippenrand zu rechnen.

Abb. 64 und Abb. 65 zeigen die Modellergebnisse für die Jahre 2080, 2100, 2200, 2300 und 2400.

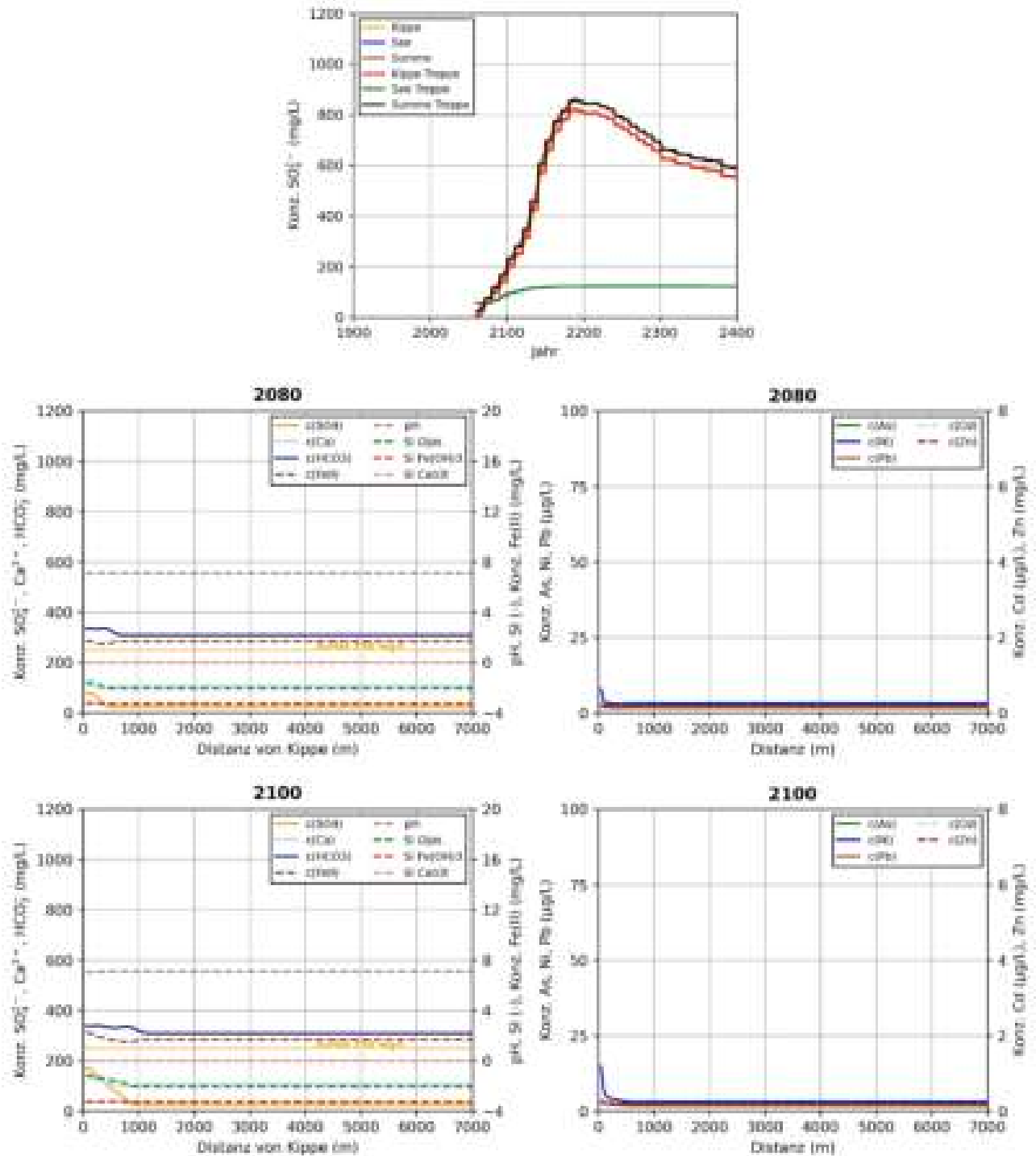


Abb. 64: Räumliche Verteilung verschiedener hydrochemischer Parameter entlang des Modellschnitts Hz6B-2 zu den Zeitpunkten 2080 und 2100: oben: Sulfat-Ganglinie mit Treppenfunktion zum Vergleich.

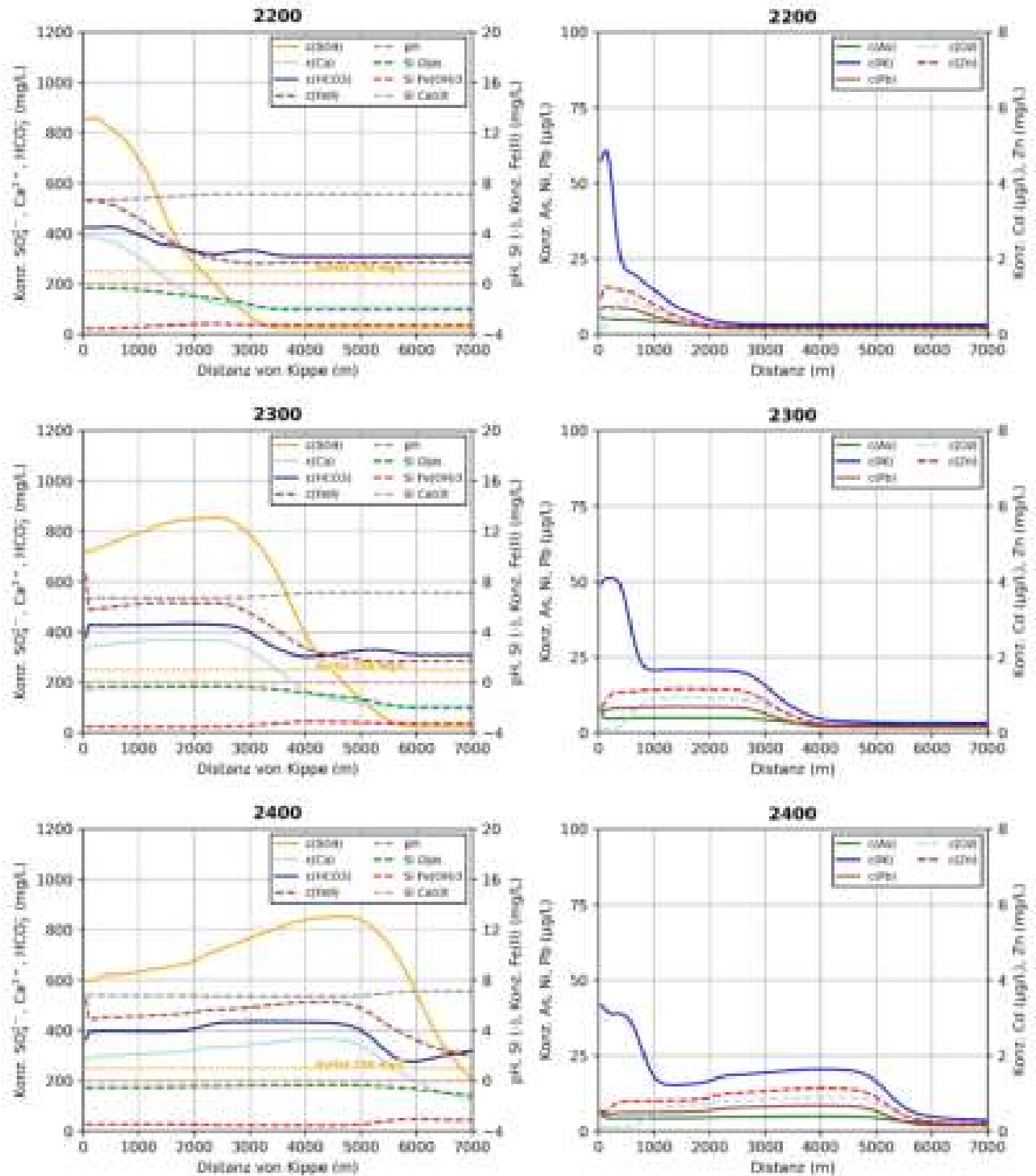


Abb. 65: Räumliche Verteilung verschiedener hydrochemischer Parameter entlang des Modellschnitts Hz6B-2 zu den Zeitpunkten 2200, 2300 und 2400.

Zone 3

Pfadlinie OSTW-3a

Die Pfadlinie startet am nordöstlichen Kippenrand. Nach dem der Abstrom über eine kurze Distanz in Richtung Norden erfolgt, biegt die Pfadlinie nach Nordosten in Richtung Wasserwerk Zweifaltern ab.

Der oberflächennahe Kippenwasserabstrom startet 2065. Die ausgetragenen Sulfatkonzentrationen steigen bis 2100 auf knapp unter 400 mg L^{-1} an. Bis zum Ende des Betrachtungszeitraums bewegen sich die Konzentrationen zwischen 300 und 400 mg L^{-1} .

Das abströmende Kippenwasser erfährt durch die Grundwasserneubildung eine Verdünnung entlang des Abstrompfades. Eine Überschreitung der 250 mg L^{-1} Isokonze ist daher im Zeitraum 2120 bis 2200 auf eine Distanz von ca. 800 m vom Kippenrand begrenzt. Ab 2200 zieht sich die Überschreitung auf eine Distanz von ca. 500 m vom Kippenrand zurück.

Da die Pfadlinie im Bereich der ungekalkten Kippe startet werden für das abströmende Kippenwasser deutlich höhere Eisenkonzentrationen – im Vergleich zur gekalkten Kippe modelliert. Diese schwanken ab 2100 zwischen 40 und 44 mg L^{-1} . Im Abstrom tritt gelöstes Eisen jedoch nur im Nahbereich des Kippenrandes auf, da es ansonsten aufgrund der oxidischen Bedingungen als Ferrihydrit gefällt wird.

Die gefällten Ferrihydritoberflächen stellen eine Senke für die eingetragenen Spurenstoffe dar. Vor allem As und Pb werden dadurch nahezu vollständig aus dem Abstrom entfernt. Ni wird schlechter zurückgehalten und tritt in erhöhten Konzentrationen bis in eine Entfernung von ca. 3 km vom Kippenrand auf. Cd und Zn zeigen nur geringe Veränderungen vom Hintergrundwert und bewegen sich durchgehend auf einem Niveau um $0,3\text{-}0,4 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ Cd bzw. 0,3 bis $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ Zn.

Die Berechnungsergebnisse für die Jahre 2080, 2100, 2200, 2300 und 2400 sind in Abb. 66 und Abb. 67 dargestellt.

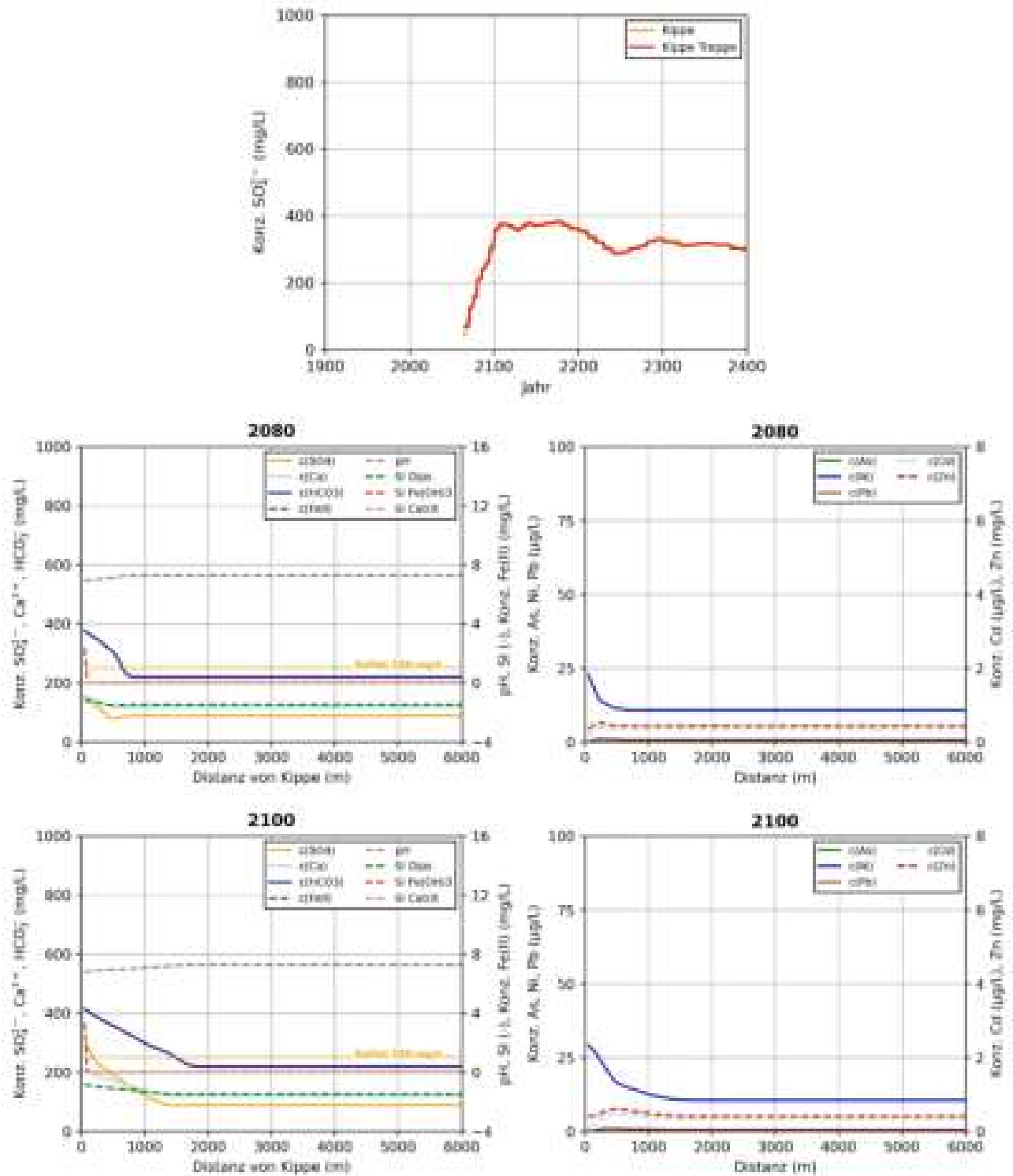


Abb. 66: Räumliche Verteilung verschiedener hydrochemischer Parameter entlang des Modellschnitts OSTW-3a zu den Zeitpunkten 2080 und 2100: oben: Sulfat-Ganglinie mit Treppenfunktion zum Vergleich.

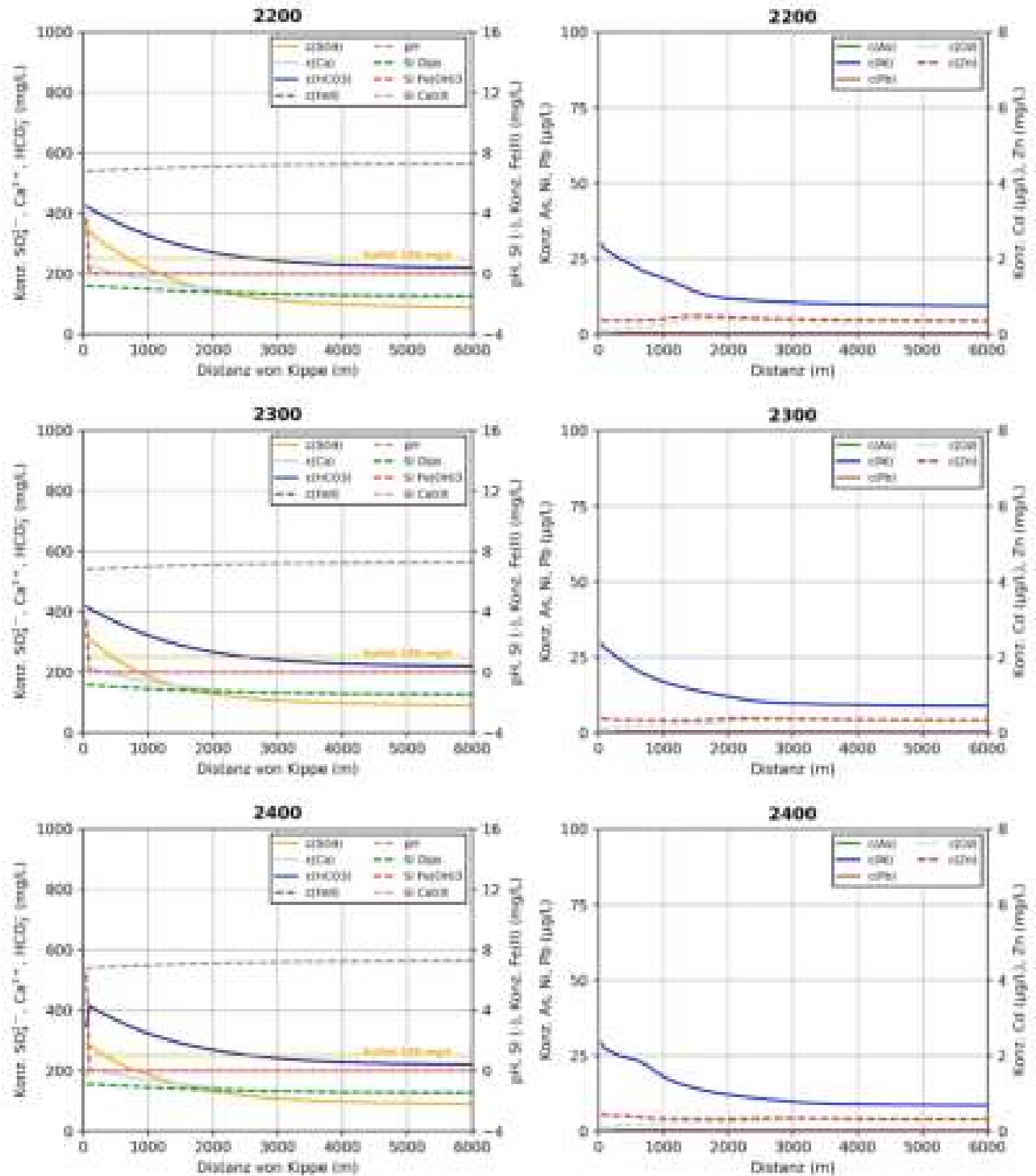


Abb. 67: Räumliche Verteilung verschiedener hydrochemischer Parameter entlang des Modellschnitts OSTW-3a zu den Zeitpunkten 2200, 2300 und 2400.

Pfadlinie Hz6B-3a

Die Pfadlinie ist im Liegenden der Pfadlinie OSTW-3a unterhalb des ersten Geringleiters angelegt. Sie bildet daher ebenfalls den nach Nordosten gerichteten Abstrom ab.

Die Sulfatkonzentrationen des abströmenden Kippenwasser beginnen ab 2060 langsam zu steigen, bleiben aber für den Großteil des betrachteten Zeitraums unter 200 mg L^{-1} . Ein Überschreiten des 250 mg L^{-1} Schwellenwertes im Abstrom ist daher nicht zu erwarten. Eine Versauerung im Abstrom wird durch die Calcit-Pufferung verhindert.

Das aus der ungekalkten Kippe ausgetragene Eisen – Konzentrationen im Kippenwasser zwischen 5 und 24 mg L^{-1} – wird durch die Fällung von Ca-Siderit auf Konzentrationen von $2\text{-}3 \text{ mg L}^{-1}$ im Abstrom begrenzt. Im Abstrom wird das in Lösung verbleibende Eisen als Fe(II) transportiert.

Der Kippenwasserabstrom führt lediglich zu einer geringfügigen Befrachtung des Grundwassers mit den Spurenstoffen As, Pb, Cd, Ni und Zn. Erhöhte Konzentrationen, vor allem von Ni, begrenzen sich während des betrachteten Zeitraums auf eine Distanz von max. 500 m zum Kippenrand.

Für die Jahre 2080, 2100, 2200, 2300 und 2400 sind die Simulationsergebnisse in Abb. 68 und Abb. 69 grafisch dargestellt.

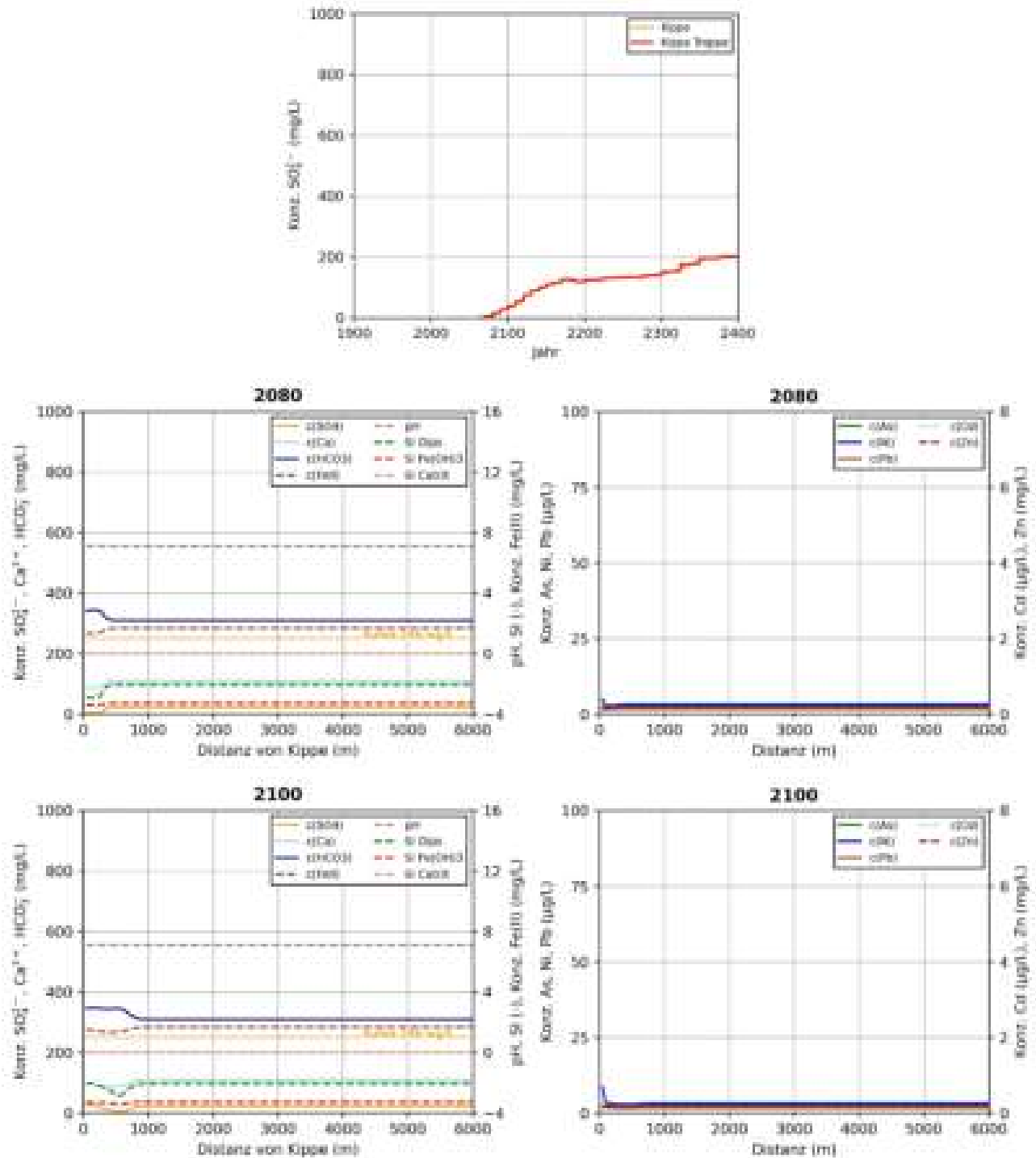


Abb. 68: Räumliche Verteilung verschiedener hydrochemischer Parameter entlang des Modellschnitts Hz6B-3a zu den Zeitpunkten 2080 und 2100: oben: Sulfat-Ganglinie mit Treppenfunktion zum Vergleich.

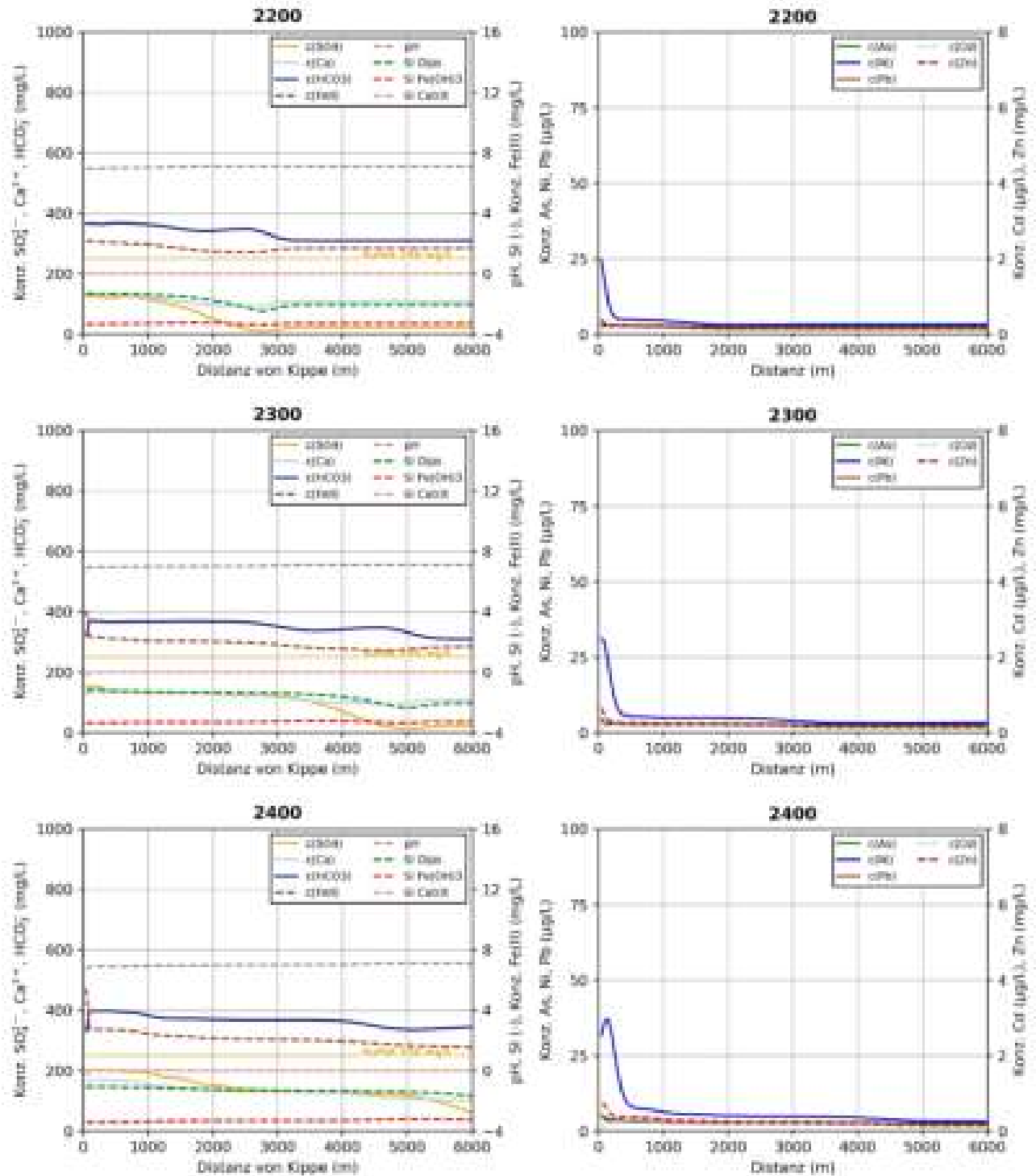


Abb. 69: Räumliche Verteilung verschiedener hydrochemischer Parameter entlang des Modellschnitts Hz6B-3a zu den Zeitpunkten 2200, 2300 und 2400.

Zone 5

Pfadlinie OSTW-5

Die Pfadlinie OSTW-5 beschreibt den ausgehend vom östlichen Kippenrand nach Osten in Richtung Erft gerichteten Abstrom. Die Erftniederungen bei Grevenbroich werden ca. im letzten Drittel der Pfadlinie erreicht.

Beginnend ab 2065 steigen die aus der Kippe ausgetragenen Sulfatkonzentrationen auf ca. 700 mg L⁻¹ und verweilen im Zeitraum zwischen ca. 2100 und 2200 auf diesem Niveau. Im Anschluss fallen die Konzentrationen, bewegen sich allerdings bis ca. 2300 auf einem Niveau von ca. 400 mg L⁻¹. Bis zum Ende des Betrachtungszeitraums gehen sie dann auf Werte unterhalb von 100 mg L⁻¹ zurück.

Da die Pfadlinie den Abstrom aus einem ungekalkten Kippenbereich abbildet, erfolgt mit dem Sulfataustrag auch ein ausgeprägter Austrag von Eisen, mit Konzentrationen bis zu 83 mg L⁻¹. Unter den oxidierenden Bedingungen des OSTWs wird das Eisen oxidiert und unterliegt anschließend der Hydrolyse. Dieser Prozess setzt Protonen frei; eine ausgeprägte Versauerung des Kippenabstrom wird jedoch durch den im Sediment enthaltenden Calcit verhindert. Das abströmende Eisen wird nahezu vollständig als Ferrihydrit gefällt, lediglich im Nahbereich zum Kippenrand treten erhöhte Fe(II)-Konzentrationen auf.

Mit dem Abstrom des Kippenwassers werden bis zu 8 µg L⁻¹ As, 1,2 µg L⁻¹ Pb, 0,1 µg L⁻¹ Cd, 48 µg L⁻¹ Ni und 0,6 mg L⁻¹ Zn ins Unverritzte ausgetragen. Die Stoffe As und Pb werden durch die Sorption an den Ferrihydritoberflächen zuverlässig im Sediment fixiert. Die Spitzenwerte von Zn (0,8 mg L⁻¹) und Cd (0,6 µg L⁻¹) treten nur kurzzeitig auf und beschränken sich auf einer Distanz < 1 km vom Kippenrand. Erhöhte Ni-Konzentrationen werden bis 2200 in einer Entfernung von ca. 2 km vom Kippenrand berechnet; anschließend gehen die Konzentration zurück.

Für die Jahre 2080, 2100, 2200, 2300 und 2400 sind die Simulationsergebnisse in Abb. 70 und Abb. 71 dargestellt.

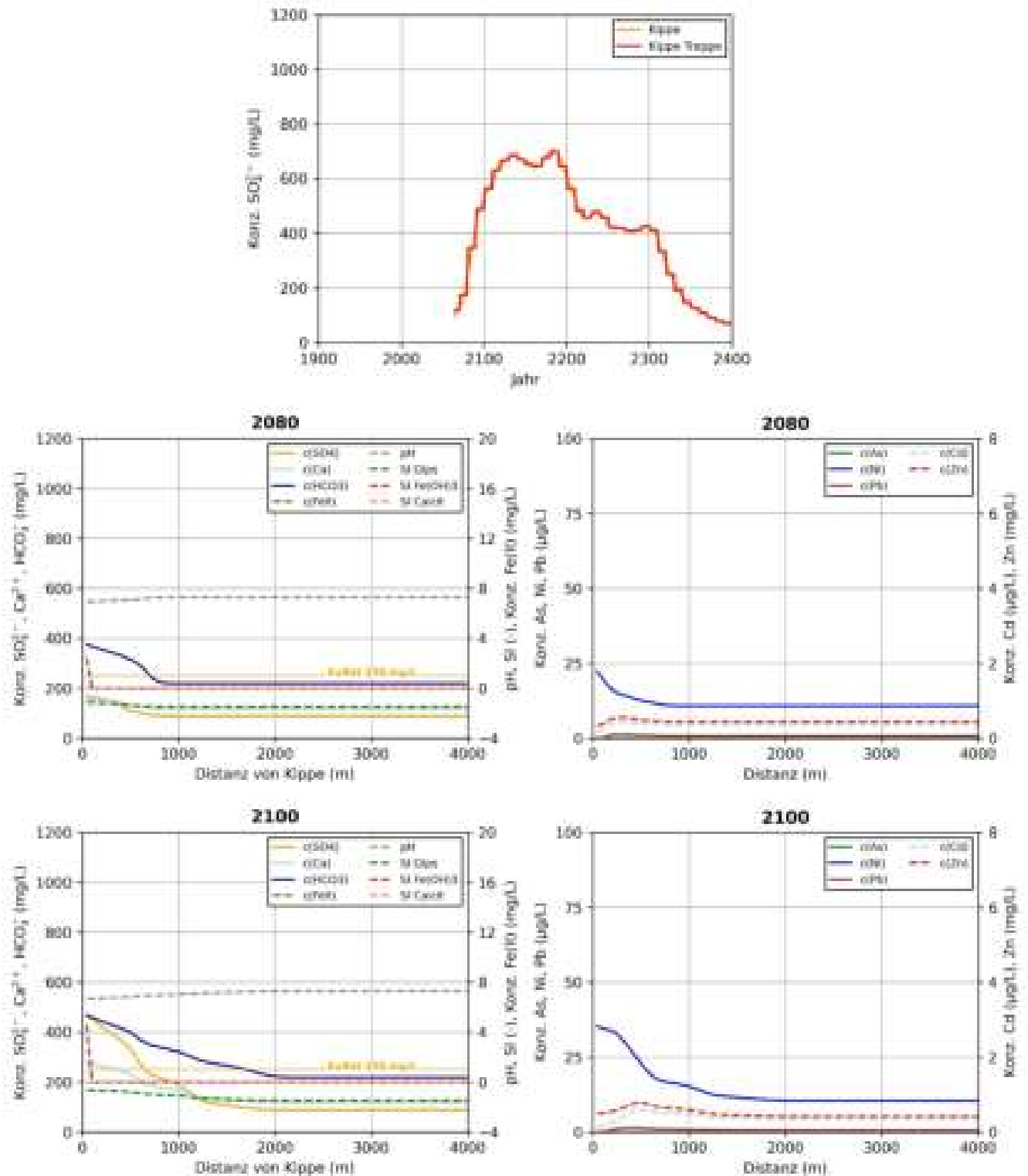


Abb. 70: Räumliche Verteilung verschiedener hydrochemischer Parameter entlang des Modellschnitts OSTW-5 zu den Zeitpunkten 2080 und 2100: oben: Sulfat-Ganglinie mit Treppenfunktion zum Vergleich.

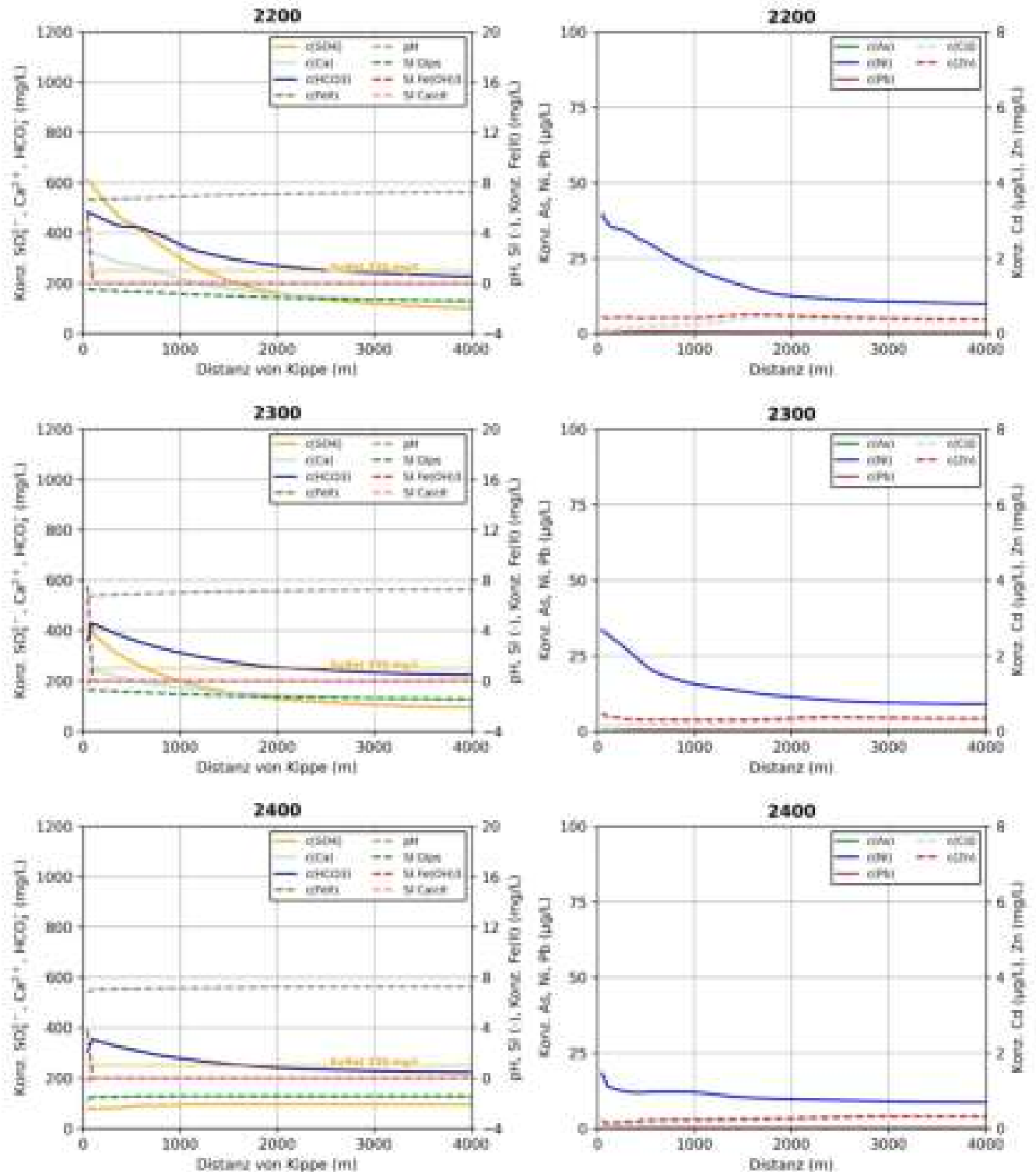


Abb. 71: Räumliche Verteilung verschiedener hydrochemischer Parameter entlang des Modellschnitts OSTW-5 zu den Zeitpunkten 2200, 2300 und 2400.

Zone 6

Pfadlinie OSTW-6

Auch die Pfadlinie OSTW-6 bildet den vom östlichen Kippenrand ausgehenden Abstrom nach Ostern in Richtung Erft ab. Die Pfadlinie startet jedoch südlicher als die Pfadlinie OSTW-5. Im letzten Drittel der Pfadlinie, das den Bereich der Erftniederung zwischen Haupt- und Nebenstrang der Erft abbildet, wird der Aufstieg von Grundwasser aus dem Hz. 8/6B im Liegenden berücksichtigt. Die Pfadlinie wird daher als vertikal gekoppeltes Modell (GwAufstieg) umgesetzt. Das Zusatzwasser wird aus den Berechnungsergebnissen der Pfadlinie Hz8/6B-6 abgeleitet.

Der Sulfataustrag aus der ungekalkten Kippe beginnt 2065. Die für den Übergang Kippe-Unverritztes abgeleitete Sulfat-Ganglinie zeigt zwei Maxima. Das Erste mit Konzentrationen von knapp unter 1.100 mg L^{-1} wird zwischen 2060 und 2070 erreicht; das Zweite mit Konzentrationen um 1.000 mg L^{-1} wird gegen Ende des Betrachtungszeitraums zwischen 2350 und 2370 erreicht. Zwischen den beiden Maxima fällt die ausgetragene Sulfatkonzentration auf ca. $300\text{-}350 \text{ mg L}^{-1}$.

Die verdünnende Wirkung der Grundwasserneubildung bewirkt, dass ein Überschreiten des Schwellenwertes von 250 mg L^{-1} Sulfat nur in einer Distanz von bis zu $1,7 \text{ km}$ vom Kippenrand zu erwarten ist. Das aus der Kippe abströmende Wasser enthält bis zu 140 mg L^{-1} Eisen. Aufgrund der oxischen Bedingungen im OSTW wird das ausgetragene Eisen fast vollständig als Ferrihydrit gefällt. Lediglich im Nahbereich zum Kippenrand treten Fe(II) -Konzentrationen von $> 10 \text{ mg L}^{-1}$ auf.

Die verdünnende Wirkung der Grundwasserneubildung sowie Kationenaustausch- und Sorptionsprozesse – insbesondere auf den frisch gefällten Ferrihydrit-Oberflächen – führen dazu, dass keine erhöhten Konzentrationen der Spurenstoffe As, Pb, Cd und Zn im Abstrom der Kippe zu erwarten sind. Lediglich Ni wird schlechter im Grundwasserleiter zurückgehalten, sodass Konzentrationen von $> 25 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ in einer Entfernung von bis zu einem Kilometer vom Kippenrand auftreten.

Die Berechnungsergebnisse für den Modellschnitt OSTW-6 sind in Abb. 72 und Abb. 73 gezeigt. Dargestellt sind fünf Zeitpunkte – 2080, 2100, 2200, 2300 und 2400.

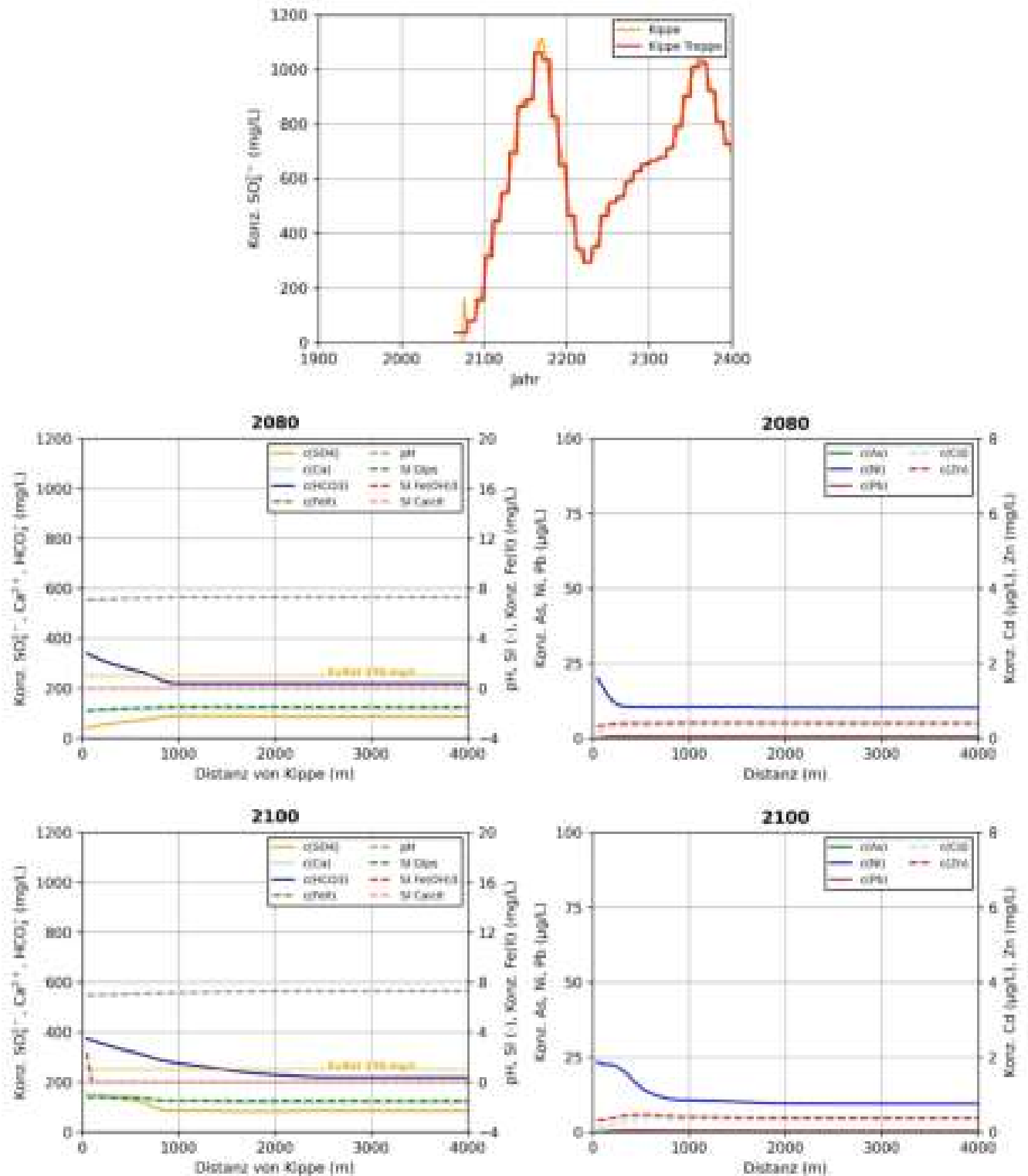


Abb. 72: Räumliche Verteilung verschiedener hydrochemischer Parameter entlang des Modellschnitts OSTW-6 zu den Zeitpunkten 2080 und 2100: oben: Sulfat-Ganglinie mit Treppenfunktion zum Vergleich.

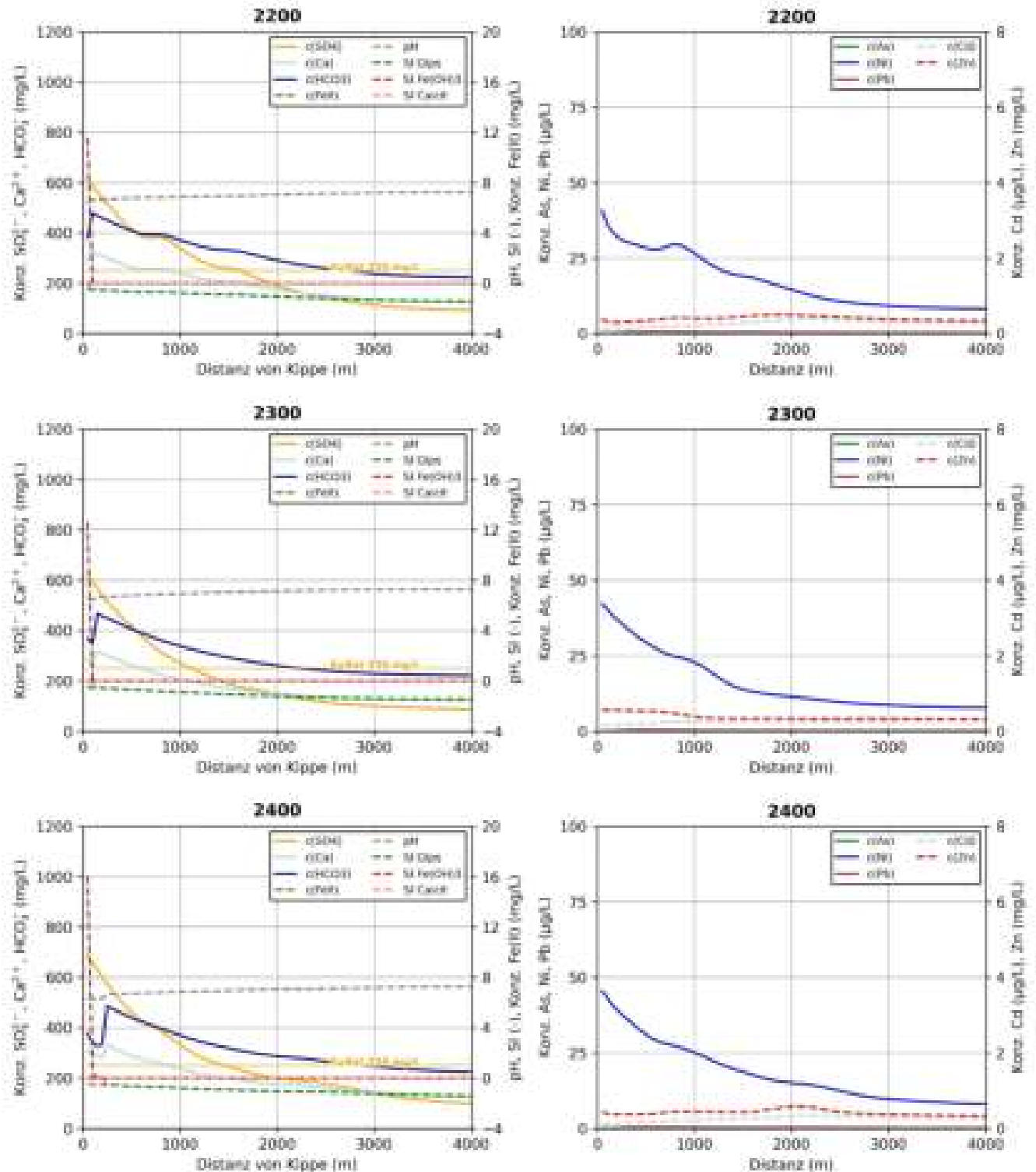


Abb. 73: Räumliche Verteilung verschiedener hydrochemischer Parameter entlang des Modellschnitts OSTW-6 zu den Zeitpunkten 2200, 2300 und 2400.

Pfadlinie Hz8/6B-6

Die Pfadlinie Hz8/6B-6 ist im Liegenden der Pfadlinie OSTW-6 angelegt. Sie bildet daher ebenfalls den in Richtung Erft gerichteten Abstrom ausgehend vom östlichen Kippenrand ab.

Der Austrag von Kippensulfat beginnt 2065. Die Konzentrationen steigen zunächst an und erreichen zwischen 2130 und 2150 ein erstes Maximum von ca. 500 mg L⁻¹. Im Anschluss fallen die Konzentrationen bis ca. 2220 auf ein Niveau von rund 270 mg L⁻¹ und steigen dann wieder an. Zum Ende des Betrachtungszeitraums zwischen 2300 und 2400 wird erneut ein Niveau um die 500 mg L⁻¹ erreicht.

Das eingetragene Sulfat wird konservativ transportiert, sodass die erste Sulfatspitze während des betrachtenden Zeitraums ca. 2,1 km weit ins Unverritzte abströmt. Da keine Gipsfällung stattfindet und die ausgetragenen Sulfat-Konzentrationen über den Großteil des Betrachtungszeitraums oberhalb von 250 mg L⁻¹ liegen, verlagert sich die Überschreitung des Schwellenwertes immer weiter in den Abstrom. Das abströmende Kippenwasser enthält bis zu 60 mg L⁻¹ Eisen. In Folge der Ca-Siderit Fällung werden im Abstrom jedoch deutlich geringere Fe(II)-Konzentrationen von ca. 4 mg L⁻¹ prognostiziert. Die Fällung von Ca-Siderit wird durch die Lösung von Calcit, welche den pH-Wert puffert und eine Versauerung verhindert, unterstützt.

Mit dem Kippenwasserabstrom wird eine Befruchtung des Grundwassers mit den Spurenstoffen As, Pb, Cd, Ni und Zn erwartet. Da aufgrund der reduzierenden Bedingungen keine Fällung von Ferrihydrit zu erwarten ist, kommt es vor allem in Folge von Kationenaustauschprozessen zu einer leichten Retardierung dieser Stoffe. Während im Jahr 2200 lediglich in einer Entfernung von 1 km zum Kippenrand erhöhte Konzentrationen – bis zu 15,5 µg L⁻¹ As, 15 µg L⁻¹ Pb, 1 µg L⁻¹ Cd, 35 µg L⁻¹ Ni und 4,5 mg L⁻¹ Zn – zu erwarten sind, verschiebt sich dieser Bereich bis 2400 bis in eine Entfernung von 2,5 km.

Abb. 74 und Abb. 75 zeigen die Modellergebnisse für die Jahre 2080, 2100, 2200, 2300 und 2400.

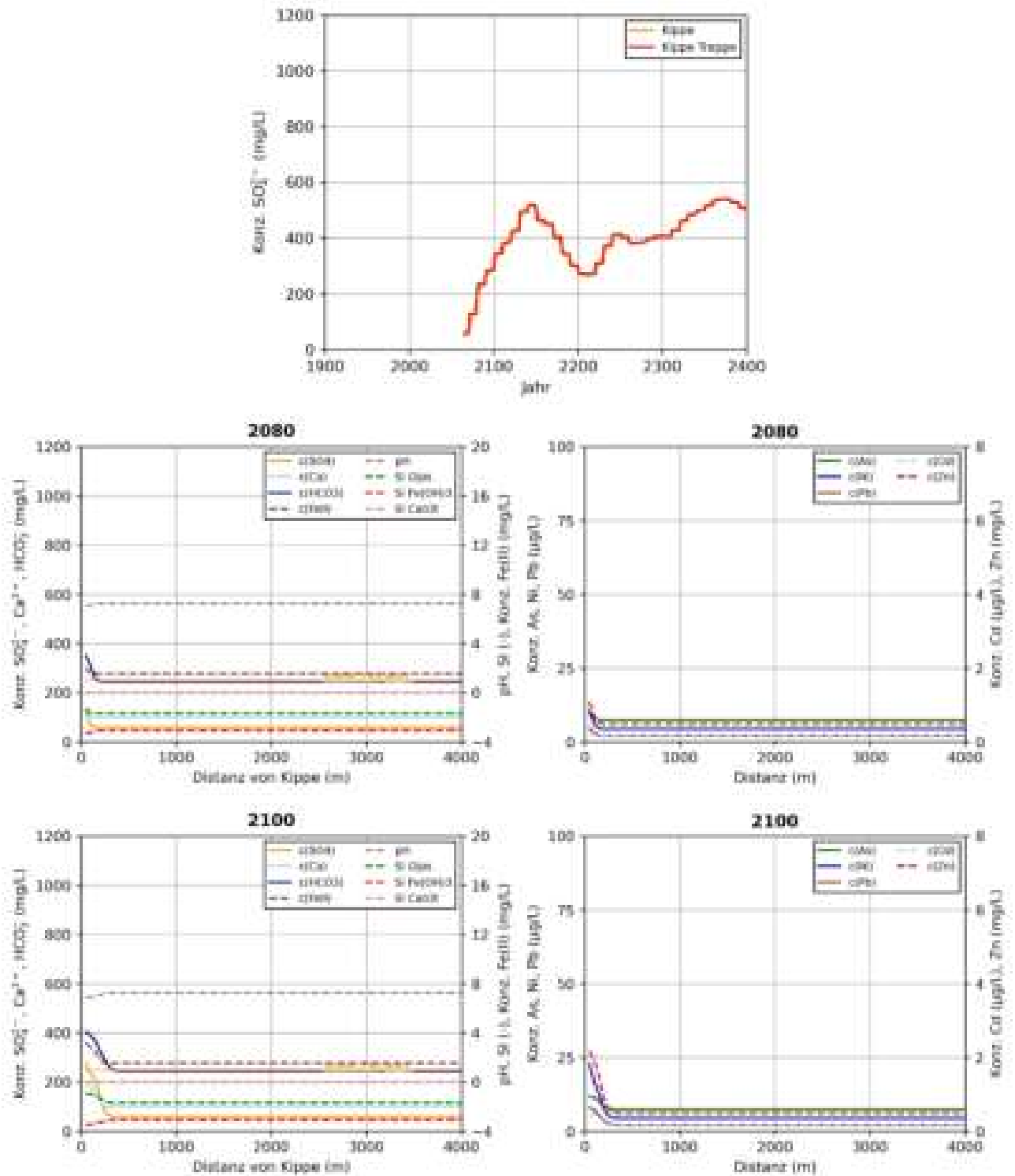


Abb. 74: Räumliche Verteilung verschiedener hydrochemischer Parameter entlang des Modellschnitts Hz8/6B-6 zu den Zeitpunkten 2080 und 2100: oben: Sulfat-Ganglinie mit Treppenfunktion zum Vergleich.

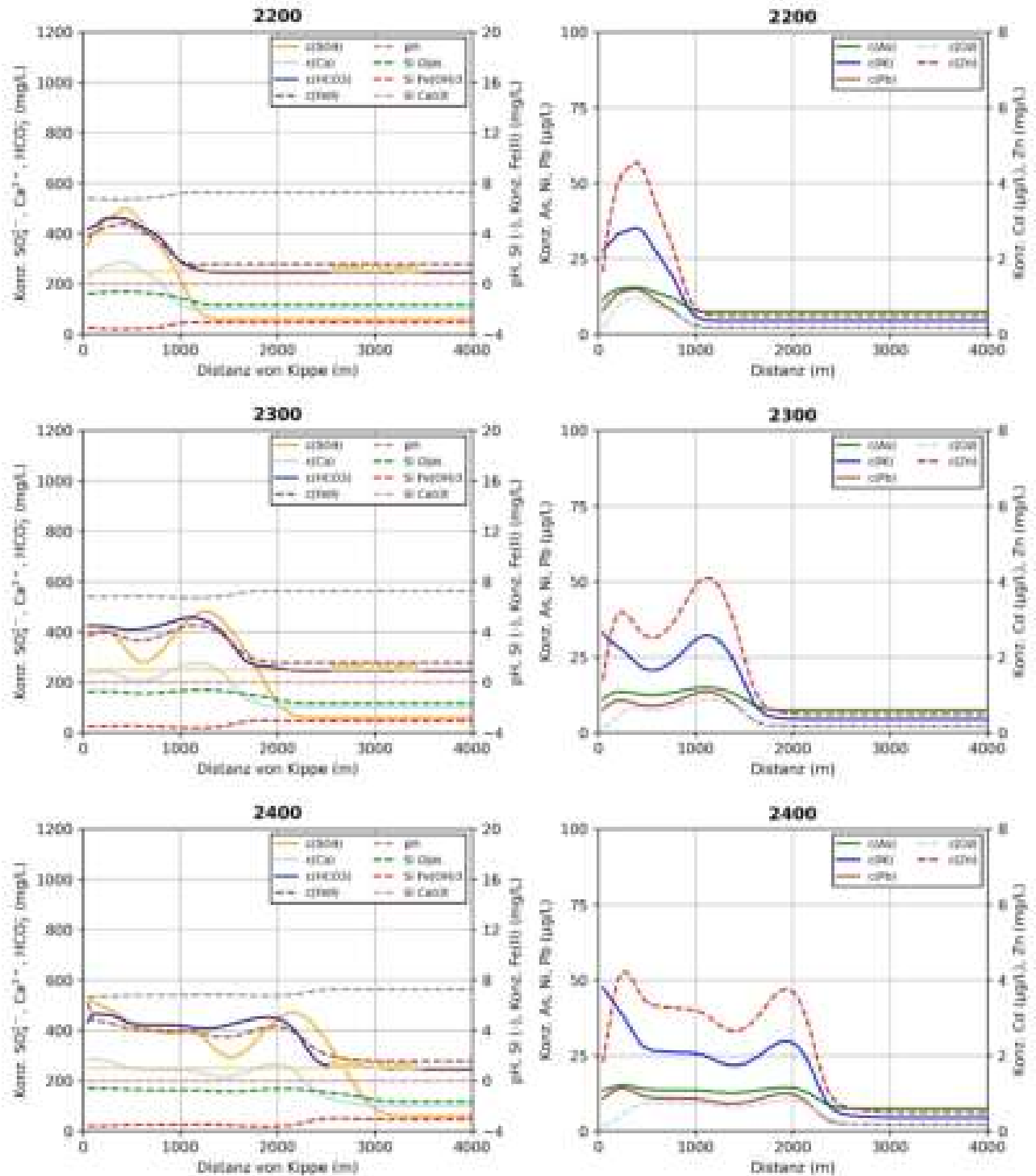


Abb. 75: Räumliche Verteilung verschiedener hydrochemischer Parameter entlang des Modellschnitts H8/6B-6 zu den Zeitpunkten 2200, 2300 und 2400.

Zone 12

Pfadlinie OSTW-12

Die Pfadlinie bildet den zeitlich begrenzten Abstrom von Seewasser am südlichen Rand des zukünftigen Tagebausees ab. Modelliert wird lediglich der Zeitraum zwischen 2050 und 2080, da sich ab 2080 die Strömungsrichtung dreht und statt eines Abstroms ein Zustrom in den Tagebausee erfolgt. Da die Pfadlinie im Bereich der geschnittenen Böschung startet, wird für die Pfadlinie OSTW-12, anderes als bei den Modellierungen des Abstroms aus den Zonen 1, 2, 3, 5 und 6, kein Kippenwasser im Modellzustrom implementiert. Stattdessen wird das zuvor abgeleitete Wasser aus der Oxidationszone der geschnittenen Böschung (s. Kap. 6.1.2) angesetzt.

Bis 2080 strömt die Sulfatfracht ca. 750 m ins Unverritzte, wobei die Austragskonzentration von ca. 1.500 mg L^{-1} durch die Grundwasserneubildung verringert wird. Zusammen mit dem Sulfat werden knapp 10 mg L^{-1} Eisen ausgetragen. Diese werden unter den oxischen Bedingungen des OSTWs vollständig als Ferrihydrit gefällt. Die Ferrihydrit-Oberflächen stellen eine Senke für As und Pb dar. Die abströmenden Cd, Ni und Zn Frachten werden nur geringfügig zurückgehalten, sodass bis 2080 ebenfalls bis in eine Entfernung von 750 m vom Seeufer mit erhöhten Konzentrationen zu rechnen ist.

Mit dem Abstrom belasteten Wassers kommt es zu einem leichten Abfall des pH-Wert, eine ausgeprägte Versauerung wird allerdings durch den im Sediment enthalten Calcit verhindert. Da sich das angesetzte Wasser aus der Oxidationszone bereits im thermodynamischen Gleichgewicht mit Gips befindet, wird keine Gipsfällung im weiteren Abstrom prognostiziert.

In Abb. 76 und Abb. 77 sind die Simulationsergebnisse für die Zeitpunkte 2055, 2060, 2065, 2070 und 2080 dargestellt.

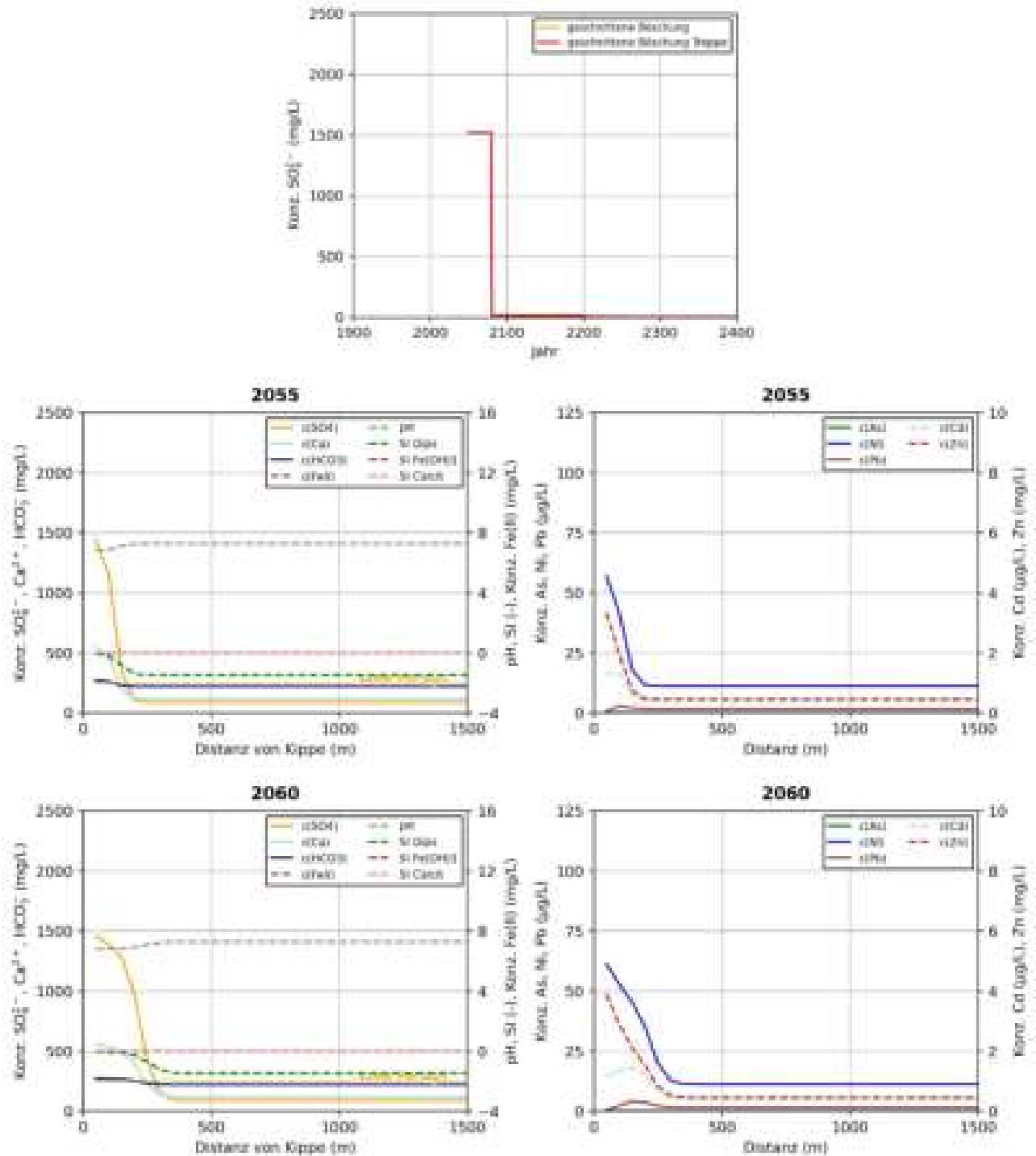


Abb. 76: Räumliche Verteilung verschiedener hydrochemischer Parameter entlang des Modellschnitts OSTW-12 zu den Zeitpunkten 2055 und 2060: oben: Sulfat-Ganglinie mit Treppenfunktion zum Vergleich.

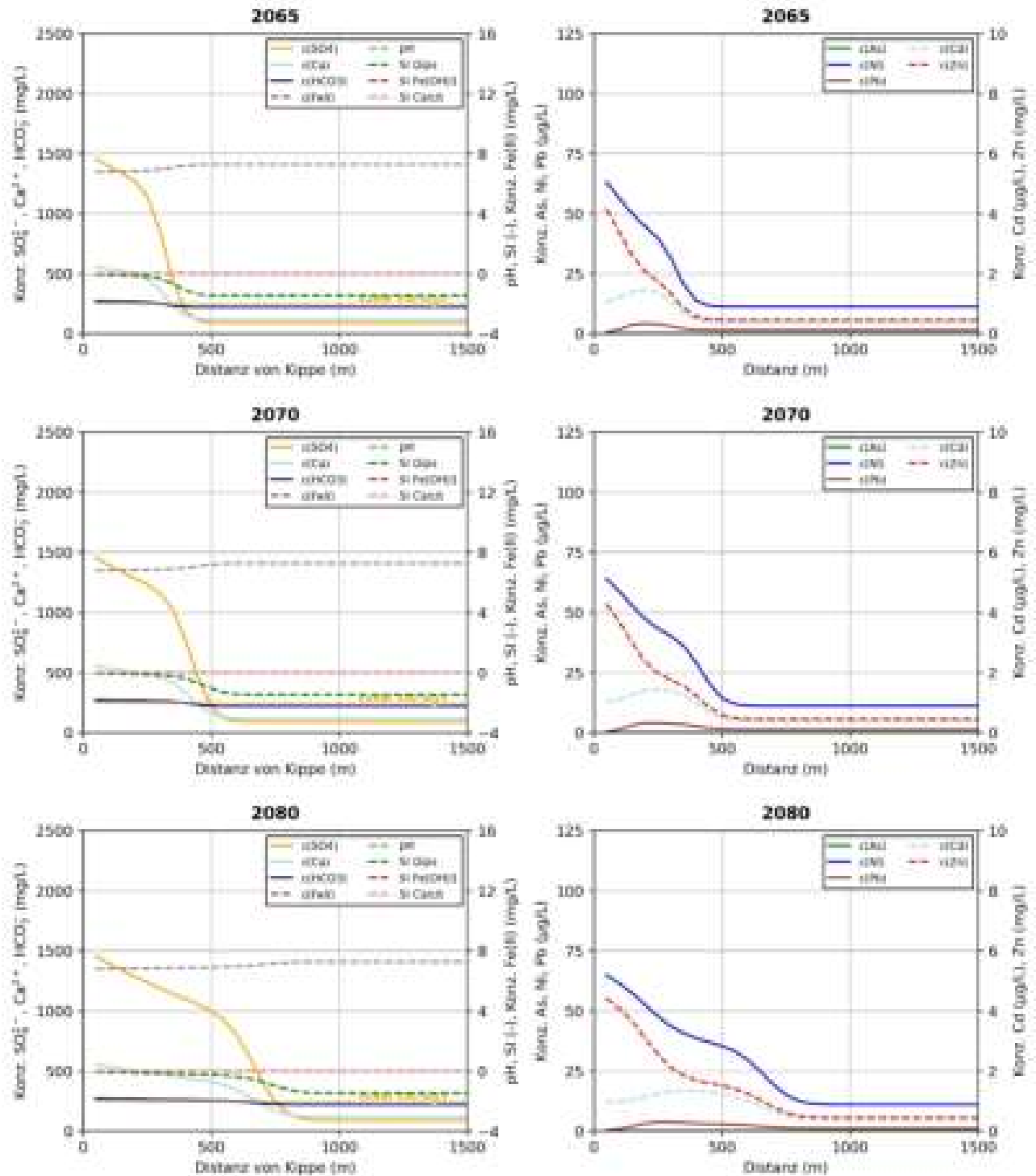


Abb. 77: Räumliche Verteilung verschiedener hydrochemischer Parameter entlang des Modellschnitts OSTW-12 zu den Zeitpunkten 2065, 2070 und 2080.

Fazit

Nördlicher Tagebaurand (Zonen 1-3)

Der nach Norden bis Nordosten gerichtete Abstrom vom nördlichen Tagebaurand (Zonen 1-3) erfolgt überwiegend in den Horizonten OSTW – welches teilweise mit den Hz.8/6D und 6B verbunden ist – und 6B. Bereichsweise erfolgt der Kippenwasserabstrom zunächst in einem tieferen Grundwasser, verlagert sich dann aber in Folge des Auskeilens der Grundwassergeringleiter ins ungespannte OSTW.

Die maximal aus der Kippe bzw. Kippenschürze ausgetragenen Sulfatkonzentrationen bewegen sich zwischen ca. 300 und 1000 mg L⁻¹. Einige der abgeleiteten Pfadlinien werden aus dem zukünftigen Tagebausee gespeist, sodass sich in Summe leicht höhere Gesamtkonzentrationen ergeben.

Erfolgt der Kippenwasserabstrom zunächst unterhalb des Reuver-B-Tons wird das Sulfat konservativ transportiert und bei Austragskonzentrationen oberhalb von 250 mg L⁻¹ ist im Abstrom ein Überschreiten des Sulfatschwellenwertes zu erwarten. Verlagert sich der Abstrom ins OSTW führt die Grundwasserneubildung zu einer raschen Abnahme der Konzentration, sodass in diesen Bereichen nur kurzzeitig von einer Überschreitung des Sulfatschwellenwertes auszugehen ist. Zuströme von tieferen Grundwässern (Hz. 6D und 6B) haben zwar ein lokales Ansteigen der Sulfatkonzentration zur Folge, führen jedoch nicht zu Sulfatspitzen oberhalb von 250 mg L⁻¹. Das mit dem Kippenwasser austragende Eisen wird unter den oxidischen Bedingungen des OSTW als Ferrihydrit gefällt. Die Ferrihydrit-Oberflächen stellen eine Senke für die ausgetragenen Spurenstoffe – insbesondere As und Pb – dar, sodass im OSTW keine erhöhten Konzentrationen zu erwarten sind. Lediglich Ni wird schlechter zurückgehalten, sodass bereichsweise mit Konzentrationen oberhalb von 20 µg L⁻¹ zu rechnen ist.

Im Hz. 6B unterliegt das ausgetragene Sulfat ausschließlich einem konservativen Transport – lediglich die hydrodynamische Dispersion führt hier zu einer leichten Konzentrationsabnahme. Aufgrund der vergleichsweise hohen Austragskonzentrationen, die teilweise über eine lange Zeit oberhalb von 250 mg L⁻¹ verbleiben, ist auch im Abstrom über lange Zeiträume von Sulfatkonzentrationen oberhalb des Schwellenwertes auszugehen. Mit der Sulfatbefrachtung erfolgt auch eine Befrachtung des Grundwassers mit den Stoffen Fe, As, Pb, Cd, Ni und Zn. Die Fe(II)-Konzentrationen wird durch Ca-Siderit Fällung begrenzt, sodass im Abstrom keine Konzentrationen oberhalb von 8 mg L⁻¹ prognostiziert werden. Die aufgeführten Spurenstoffe erfahren eine leichte Retardierung durch Sorptions- und Kationenaustauschprozesse; es ist jedoch, insbesondere bei langanhaltender Befrachtung, mit erhöhten Konzentrationen (bis zu ca. 4 µg L⁻¹ As, 7 µg L⁻¹ Pb, 0,7 µg L⁻¹ Cd, 25 µg L⁻¹ Ni und 1 mg L⁻¹ Zn) im Abstrom zurechnen.

Östlicher Tagebaurand (Zonen 4-6)

Aufgrund der Horststruktur im Osten erfolgt der nach Osten gerichtete Abstrom vom östlichen Kippenrand (Zonen 4-6) im Wesentlichen im OSTW. In einigen Abschnitten ist aufgrund der effluenten Verhältnisse im Bereich der Erfniederungen von einem Aufstieg von tieferen Grundwässern ins OSTW auszugehen.

Das Grundwassermodell der RWE Power prognostiziert Austragskonzentrationen bis zu 1.100 mg L⁻¹. Die abgeleiteten Pfadlinien sind im Bereich der ungekalkten Kippe aufgegangen. Sie werden nicht vom Tagebausee gespeist.

Im OSTW führt die Grundwasserneubildung zu einer Verdünnung und verringert die Sulfatkonzentrationen im Abstrom. Aufgrund der teilweise hohen Austragskonzentrationen ist zeitweise trotzdem mit Überschreitungen des Schwellenwertes von 250 mg L^{-1} zu rechnen. Die maximalen Entfernungen vom Kippenrand in denen Überschreitungen erwartet werden, variieren zwischen ca. 1,3 km (Zone 5) und 1,6 km (Zone 6). Erreicht werden diese Entfernungen zwischen 2150 und 2190. Im Anschluss erfolgt zu nächst ein Rückschreiten der Befrachtung. Im Bereich der Zone 6 erfolgt aufgrund des prognostizierten zeitlichen Sulfatverlaufs am Kippenrand ab ca. 2230 eine erneute Befrachtung, sodass erneut bis in einer Entfernung von ca. 1,6 km die 250 mg L^{-1} Isokonze überschritten wird. Das abströmende Kippenwasser ist deutlich Eisen befrachtet. Unter den oxischen Bedingungen wird dieses als Ferrihydrit gefällt. Die entstehenden Oberflächen stellen zusammen mit den vorhandenen Kationenaustauschern eine effektive Senke für die mit dem Kippenwasser ausgetragenen Spurenstoffe As, Pb, Cd, Ni und Zn. Einzig Ni wird im Grundwasserleiter schlecht fixiert. Konzentrationen oberhalb von 20 µg L^{-1} treten jedoch nur in Entfernungen zwischen 1 und 1,5 km vom Kippenrand auf.

Im Bereich der Zone 6 wird zusätzlich ein Modelleiter im Liegenden des OSTWs betrachtet. Da die summarische Austragsfunktion – mit Maximalwerten von ca. 500 mg L^{-1} Sulfat – über einen Großteil der Betrachtungszeit oberhalb von 250 mg L^{-1} liegt, ist dort von Überschreitungen des Sulfatschwellenwertes auszugehen. Während die Sulfatfahne 2200 etwa 1 km in den Abstrom reicht, ist bis in eine Entfernung von 2,8 km zum Kippenrand mit Konzentration oberhalb von 250 mg L^{-1} zum Ende des Betrachtungszeitraums 2400 auszugehen. Die mit dem Kippenwasserabstrom erfolgende Befrachtung des Grundwassers mit As, Pb, Cd, Ni und Zn wird nur geringfügig zurückgehalten und es ist mit erhöhten Konzentrationen zu rechnen. Zum Betrachtungsende 2400 werden bis in eine Entfernung von ca. 2,5 km zum Kippenrand Konzentration von ca. 16 µg L^{-1} As, 15 µg L^{-1} Pb, 1 µg L^{-1} Cd, 35 µg L^{-1} Ni und $4,5 \text{ mg L}^{-1}$ Zn prognostiziert.

Südlicher Tagebaurand (Zone 12)

Am südlichen Rand des zukünftigen Tagebausees erfolgt zwischen 2050 und 2080 ein Abstrom von Seewasser in den Bereich des Jackerather Horstes. Das ausströmende Seewasser passiert dabei den Oxidationsbereich der geschnittenen Böschungen. Bei dieser Passage erfährt das Seewasser eine Aufmineralisierung, sodass es mit einer Sulfatkonzentration von ca. 1.500 mg L^{-1} ins Unverritzte abströmt. Die Grundwasserneubildung übt zwar eine verdünnende Wirkung aus, kann eine Überschreitung des 250 mg L^{-1} Sulfatschwellenwertes nicht verhindern. Bis es 2080 zur Strömungsumkehr kommt, verlagert sich die Sulfatfront ca. 750 m ins Unverritzte.

Bei der Passage der Oxidationszone wird das Seewasser ebenfalls mit Eisen sowie den Spurenstoffen As, Pb, Cd, Ni und Zn befrachtet. Das Eisen wird während des Abstroms aufgrund der oxischen Bedingungen als Ferrihydrit gefällt. Durch Sorption auf den Ferrihydrit-Oberflächen werden vor allem As und Pb aus dem Grundwasser entfernt. Da lediglich ca. 10 mg L^{-1} Eisen im abströmenden Oxidationsbereichswasser enthalten sind, wird vergleichsweise wenig Ferrihydrit gebildet. Die Kationenaustauscherplätze sind nicht ausreichend, um die abströmenden Frachten von Cd, Ni und Zn effektiv zurückzuhalten. Daher ist in Bereichen der Sulfatfahne mit erhöhten Konzentrationen von Cd (bis zu $1,4 \text{ µg L}^{-1}$), Ni (bis zu 65 µg L^{-1}) und Zn (bis zu 4 mg L^{-1}) zu rechnen.

6.4 Stoffe nach Grundwasserverordnung

Die Verordnung zum Schutz des Grundwassers (Grundwasserverordnung - GrwV) legt für verschiedene Stoffe Schwellenwerte fest, bei deren Überschreitung ein Risiko besteht, dass die Bewirtschaftungsziele nach § 47 Wasserhaushaltsgesetz nicht erreicht werden. Die Schwellenwerte sind in nachfolgender Tabelle aufgeführt. Wirkstoffe aus Pflanzenschutzmitteln, sowie Tetrachlorethen und Trichlorethen werden in diesem Gutachten nicht betrachtet.

Tab. 15: Schwellenwerte nach Anlage 2 GrwV.

<i>Stoffe und Stoffgruppen</i>	<i>CAS-Nr.</i>	<i>Schwellenwert</i>	<i>Ableitungskriterium</i>
Nitrat (NO_3^-)	14797-55-8	50 mg L ⁻¹	Grundwasserqualitätsnorm gemäß Richtlinie 2006/118/EG
Nitrit (NO_2^-)	14797-65-0	0,5 mg L ⁻¹	Trinkwassergrenzwert für chemische Parameter (Anlage 2 Teil II der Trinkwasserverordnung)
Ammonium (NH_4^+)	7664-41-7	0,5 mg L ⁻¹	Trinkwassergrenzwert für Indikatorparameter
ortho-Phosphat (PO_4^{3-})	14265-44-2	0,5 mg L ⁻¹	Hintergrundwert
Arsen (As)	7440-38-2	10 µg L ⁻¹	Trinkwassergrenzwert für chemische Parameter
Blei (Pb)	7439-92-1	10 µg L ⁻¹	Trinkwassergrenzwert für chemische Parameter
Cadmium (Cd)	7440-43-9	0,5 µg L ⁻¹	Hintergrundwert
Quecksilber (Hg)	7439-97-6	0,2 µg L ⁻¹	Hintergrundwert
Chlorid (Cl^-)	168876-00-6	250 mg L ⁻¹	Trinkwassergrenzwert für Indikatorparameter
Sulfat (SO_4^{2-})	14808-79-8	250 mg L ⁻¹	Trinkwassergrenzwert für Indikatorparameter

Nicht in der Grundwasserverordnung aufgeführt sind die Stoffe Nickel, Zink und Uran, die hier zusätzlich diskutiert werden. Aufgrund der chemolithotrophen Reduktion landwirtschaftlich eingetragenen Nitrats im Grundwasserraum werden aus den in den Sedimenten der Niederrheinischen Bucht enthaltenen Eisendisulfidmineralen (überwiegend Pyrit, FeS_2) auch Spurenstoffe, insbesondere Arsen und Nickel, freigesetzt. Das Schwermetall Nickel ist daher in den Grundwässern des Niederrheinischen Braunkohlenreviers ein relevanter Stoff (Cremer 2002). Die Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) gibt für Nickel einen Geringfügigkeitsschwellenwert von 7,0 µg L⁻¹ an (LAWA 2016). Der Hintergrundwert (nationaler Basiswert) beträgt nach Bund-Länder-Ausschuss Bodenforschung und Länderarbeitsgemeinschaft Wasser 7,14 µg L⁻¹ (BLA-GEO & LAWA 2015). Der Grenzwert der Trinkwasserverordnung beträgt 20 µg L⁻¹. Für Zink gibt die Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) einen Geringfügigkeitsschwellenwert von 60 µg L⁻¹ an (LAWA 2016). Der Hintergrundwert (nationaler Basiswert) für Grundwasser wird mit 57,6 µg L⁻¹ Zn angegeben (BLA-GEO & LAWA, 2015).

Ergänzend wird in Abstimmung mit RWE Power auch das Schwermetall Uran betrachtet. Für Uran ist kein Geringfügigkeitsschwellenwert festgelegt. Der Hintergrundwert (nationaler Basiswert) für Grundwasser wird mit $3,45 \mu\text{g L}^{-1}$ angegeben (BLA-GEO & LAWA, 2015). Die Trinkwasserverordnung nennt einen Grenzwert von $10 \mu\text{g L}^{-1}$ (Fassung 2023).

Die Schwermetalle Blei, Cadmium, Nickel und Zink sowie das Metalloid Arsen und die Hauptionen Sulfat und Chlorid sind in den Kapiteln zur Stofftransportmodellierung des Kippenabstroms eingehend behandelt worden. Sie werden in diesem Kapitel noch einmal aufgegriffen insoweit die Grundwässer diese Stoffe z.B. durch landwirtschaftlich verursachte Prozesse oder geogene Eigenschaften der Sedimente enthalten können. Für die anderen, in der obigen Tabelle angeführten Stoffe wurde eine Auswertung basierend auf Wasseranalysen der RWE Power durchgeführt. Der Datensatz umfasst insgesamt 705 Messstellen mit rund 21.000 Analysen. Der jeweils analysierte Stoffumfang ist sehr unterschiedlich, im Weiteren werden die Zahl der Messstellen sowie der Analysen für die einzelnen Stoffe spezifisch angegeben.

6.4.1 Methodik

Es wurde ein umfassender Datensatz mit insgesamt 705 Messstellen im unverritzten Gebirge mit rund 21.000 Analysen ausgewertet. Der jeweils analysierte Stoffumfang ist sehr unterschiedlich, im Weiteren werden daher die Zahl der Messstellen sowie die Zahl der Analysen für die einzelnen Stoffe spezifisch angegeben. Insbesondere für Quecksilber liegen nur Einzelwerte aus anderen Bereichen der Niederrheinischen Bucht vor. Bezüglich Uran bestand und besteht fachlich kein Grund einen Zusammenhang mit der Braunkohlenförderung zu vermuten, so dass Uran nicht Bestandteil der routinemäßigen Analytik ist und somit auch nur einzelne Analysen vorliegen.

Die statistischen Kennwerte der folgenden Tabellen wurde jeweils aus den Analysen oberhalb der Bestimmungsgrenze berechnet. Die Zahl der Analysen, in der die Konzentration eines Stoffes zu klein für eine Quantifizierung war ($< \text{BG}$) ist ebenfalls in den Tabellen ausgewiesen. Dieses Vorgehen ergibt sich aus der z.T. sehr großen Zahl von Analysen $< \text{BG}$ gegenüber den Analysen mit Quantifizierung. Das Setzen z.B. der halben Bestimmungsgrenze als Ersatz für „ $< \text{BG}$ “ würde eine extrem stark besetzte Klasse erzeugen, so dass die statistischen Kennzahlen der übrigen Analysen nicht mehr zur Geltung kommen würden. Das Vorgehen wurde für alle Stoffe, die hier behandelt werden, einheitlich angewendet.

6.4.2 Stickstoffverbindungen

In den Kippenwasseranalysen des Tagebaus Garzweiler (s. Kap. 0) sind die Nitratwerte in 2/3 der Analysen unter der Bestimmungsgrenze. Die Konzentrationen liegen unterhalb des Schwellenwertes nach GrwV. Es besteht für den zukünftigen Kippenwasserabstrom kein Risiko einer schädlichen Beeinflussung der Grundwasserqualität hinsichtlich des Nitrats. Für Nitrit kann, basierend auf nur einer Analyse, keine Aussage getroffen werden.

Die Grundwasseranalysen im Unverritzten (Tab. 16) belegen flächig hohe Konzentrationen von Nitrat im OSTW, mit deutlichen Überschreitungen des Schwellenwertes, die nicht durch den Bergbau bedingt sind. In den tieferen Horizonten steigt zwar der Anteil der Analysen unter der Bestimmungsgrenze, doch liegen knapp 40 % (Hz. 8 und 6D) bzw. 16 % (Hz.6B) der Analysen über dem Schwellenwert.

Die Nitritkonzentrationen liegen im Unverritzten weit überwiegend unter der Bestimmungsgrenze. Rund 16 % der Analysen (oberhalb der Bestimmungsgrenze) über alle untersuchten Horizonte hinweg (Tab. 16) liegen über dem Schwellenwert.

Tab. 16: Statistische Auswertung der Stickstoffverbindungen im Unverritzten nach Horizonten (Datengrundlage RWE Power, Stand 2023).

[mg/L]	Hz.	Messstellen	Analysen	< BG ¹	> BG ²	Min.	Max.	25%-Perzentil	75%-Perzentil	90%-Perzentil	Mittelwert	Median
Nitrat	OSTW	408	16701	3767	12934	0,20	490	5,6	58	98	40	30
Nitrit		272	8436	7692	744	0,010	62	0,030	0,33	0,99	0,54	0,050
Ammonium		404	16655	10750	5905	0,010	45	0,14	0,55	1,15	0,60	0,28
Nitrat	8	56	940	588	352	0,080	143	5,3	51	92	35	29
Nitrit		54	836	826	10	0,33	6,9	0,38	0,74	2,6	1,3	0,60
Ammonium		56	876	546	330	0,010	9,1	0,080	0,27	0,57	0,36	0,14
Nitrat	6D	158	2333	1414	919	0,050	245	1,9	50	70	29	19
Nitrit		108	1287	1243	44	0,020	1,3	0,07	0,46	0,96	0,35	0,24
Ammonium		157	2186	1463	723	0,010	8,1	0,12	0,40	0,70	0,39	0,22
Nitrat	6B	76	919	772	147	0,13	74	0,75	14	16	7,2	1,7
Nitrit		38	319	312	7	0,33	1,3	0,44	0,83	1,1	0,66	0,46
Ammonium		75	833	332	501	0,010	5,0	0,15	0,33	0,48	0,32	0,23

¹ Zahl der Analysen kleiner Bestimmungsgrenze; ² Zahl der Analysen größer Bestimmungsgrenze

Stickstoff ist Bestandteil der natürlichen organischen Substanzen und liegt bei ihrer Mineralisierung im Redoxmilieu der Kippen als Ammonium vor. Rund 30 % der Kippenanalysen Garzweiler oberhalb der Bestimmungsgrenze liegen über dem Schwellenwert für Ammonium (s. Kap.0). Das obere Grundwasserstockwerk (OSTW) im Unverritzten zeigt Ammoniumwerte überwiegend unter der Bestimmungsgrenze. Rund 35 % der Analysen liegen über dem Schwellenwert. In diesen suboxischen bis anoxischen Milieus beträgt die Ammoniumkonzentration bis zu 45 mg L⁻¹. In diesem Horizont beeinflussen aerobe und anaerobe Oxidation sowie die Konzentrationen an organischem Material die Ammoniumkonzentrationen. In der Fläche überwiegt die Ammoniumoxidation. Der zukünftige Kippenwasserabstrom bedeutet kein zusätzliches Risiko für die Erreichung der Bewirtschaftungsziele nach Wasserrahmenrichtlinie durch diesen Stoff. Hier sind dieselben konzentrationbegrenzenden Oxidationsprozesse zu erwarten.

In den tieferen, suboxischen bis anoxischen Grundwasserhorizonten liegen in rund 40% der Analysen Ammoniumkonzentrationen über dem Schwellenwert vor. In den tieferen Horizonten wird die Mobilität von Ammonium durch Ionenaustausch an den Mineraloberflächen von Illit bzw. Glimmer beeinflusst (s. Abb. 78). Der zukünftige Kippenwasserabstrom bedeutet in den tieferen Grundwasserhorizonten kein zusätzliches Risiko für die Erreichung der Bewirtschaftungsziele nach Wasserrahmenrichtlinie durch Ammonium.

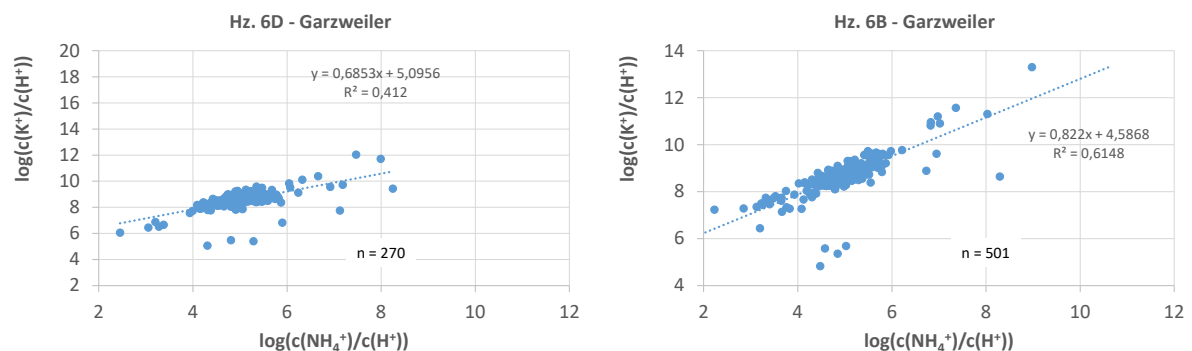


Abb. 78: Beeinflussung der Ammoniummobilität in tieferen Horizonten durch Ionenaustausch mit Kalium an illitischen Tonmineralien oder Glimmer. Diagrammkonzept nach Manning & Hutcheon (2004).

6.4.3 Phosphat

Ortho-Phosphat aus der Mineralisierung natürlicher organischer Substanzen liegt in der Kippe Garzweiler in rund 1/3 der Proben unter der Bestimmungsgrenze und in allen Analysen der Kippe Garzweiler unter dem Schwellenwert. Zur Abschätzung der zukünftigen Kippenwasserzusammensetzung wurden Analysen der Kippenwässer des Tagebaus Garzweiler (Tab. 17) bewertet. Die statistischen Kennwerte wurden jeweils aus den Analysen oberhalb der Bestimmungsgrenze berechnet.

Im Unverritzten liegen 10 % über dem Schwellenwert (s.). Es besteht durch den zukünftigen Kippenwasserabstrom kein Risiko einer erheblich nachteiligen Beeinflussung der Grundwasserqualität hinsichtlich dieses Stoffes.

Tab. 17: Statistische Auswertung von o-Phosphat im Unverritzten nach Horizonten (Datengrundlage RWE Power, Stand 2023).

[mg/L]	Hz.	Messstellen	Analysen	< BG ¹	> BG ²	Min.	Max.	25%-Perzentil	75%-Perzentil	90%-Perzentil	Mittelwert	Median
o-Phosphat	OSTW	327	12319	5922	6397	0,01	34	0,09	0,22	0,54	0,31	0,13
o-Phosphat	8	44	519	462	57	0,03	2	0,07	0,19	0,322	0,22	0,11
o-Phosphat	6D	102	1099	672	427	0,02	3	0,07	0,16	0,29	0,18	0,10
o-Phosphat	6B	57	465	190	275	0,05	6	0,11	0,24	0,35	0,24	0,15

¹ Zahl der Analysen kleiner Bestimmungsgrenze; ² Zahl der Analysen größer Bestimmungsgrenze

6.4.4 Schwermetalle

Quecksilber kann in Braunkohlen gebunden an die organische Substanz, insbesondere Humine und Huminsäuren (Schwieger & Gebauer 2020), gebunden in Pyrit und als Quecksilbersulfid vorliegen (Rumayor & Lopez-Anton 2015). Für die Kippenwässer Garzweiler liegen 19 Quecksilberanalysen vor. Diese umfassen eine Spanne von "< BG" bis 0,14 µg L⁻¹ und liegen damit alle unter dem Schwellenwert nach Grundwasserverordnung. Quecksilber tritt auch im Unverritzten, insbesondere bei höheren Gehalten organischer Substanzen, die mineralisiert werden können, auf (s. Tab. 18). Nach derzeitigem Kenntnisstand wird durch Quecksilber im Kippenabstrom keine zusätzliche Beeinträchtigung der Grundwasserqualität eintreten. Punktuell können nicht bergbaubedingt unter bestimmten hydrochemischen Bedingungen Quecksilberkonzentrationen über dem Schwellenwert im Grundwasser auftreten.

Für Uran liegen im Datensatz für das Unverritzte nur einzelne Analysen vor mit einem Maximum von 9,3 µg L⁻¹. In einer Bachelorarbeit, gemeinsam mit dem Ertfverband im Jahr 2010 durchgeführt (Kurth 2010), wurden 355 Grundwasserproben im Tätigkeitsgebiet des Ertfverbandes auf Uran analysiert. Nur drei Analysen lagen über 10 µg L⁻¹. Erhöhte Werte treten nicht überraschend im Mechnicher Triasdreieck auf. Im sonstigen Untersuchungsgebiet sind es lokale Einzelfunde (z.B. bei Grevenbroich-Wevelinghoven vermutlich durch eine Industriealtlast verursacht). Es gab keinen Zusammenhang zur Braunkohlenförderung. Urankonzentrationen können in der Niederrheinischen Bucht durch späteiszeitlichen Staubdepositionen aus Norddeutschland überprägt sein (Römer et al. 2016). Einträge uranhaltiger Minerale aus der Staubdeposition sind in Mooren des Hohen Venn (Müller 2018) sowie des Kalkarer Moors bei Antweiler (Hirmke 2016, Böhmer 2017) als Bodenarchive erhalten. Im Kalkarer Moor wurden bis zu 66 mg kg⁻¹ Uran in Torfen und bis zu 330 µg L⁻¹ im Grundwasser gemessen. Die Mobilisierung und Redistribution von Uran im Grundwasser unterliegt komplexen hydrogeochemischen Vorgängen (Banning et al. 2013). Nach heutigem Kenntnisstand besteht kein Zusammenhang von Urankonzentrationen in Grundwässern der Niederrheinischen Bucht zur Braunkohlengewinnung.

Die Nickelkonzentrationen liegen in den Kippenwässern Garzweiler in der Mehrzahl der Proben über dem nationalen Basiswert für den Hintergrund (s. Kap. 0). Die Übersicht in Tab. 18 zeigt, dass auch im Unverritzten in allen Horizonten der nationale Basiswert von 75 % der Analysen überschritten wird. Der nationale Basiswert für Nickel hat aufgrund der sedimenttypischen Nickelkonzentrationen in der Niederrheinischen Bucht kaum Aussagekraft. Der Nickeltransport aus den Kippen wurde hydrochemisch modelliert. Die in Kap 6.3 gezeigten Nickelfronten sind nur die kippenwassergebundenen Konzentrationen. Die Modellgrundwasserleiter sind mit den aus Analysen abgeleiteten horizontspezifischen mittleren Nickelkonzentrationen versehen. Vereinzelte Grundwasserproben des Unverritzten weisen Nickelkonzentrationen bis in den Milligramm-Bereich aus. Mit den sich zukünftig einstellenden Strömungsrichtungen besteht das Risiko, dass hohe Nickelkonzentrationen aus dem Unverritzten, die nicht durch den Bergbau verursacht sind, den Kippenwasserstofffronten vorauslaufen. Die erhöhten Nickelkonzentrationen werden durch die chemo-lithotrophe Reduktion von landwirtschaftlich verursachtem Nitrat aus Eisendisulfiden der Sedimente freigesetzt. Qualitätsnormen der Oberflächengewässerverordnung bzw. Grenzwerte der Trinkwasserverordnung werden dann auch ohne Bergbaueinfluss überschritten.

Tab. 18: Statistische Auswertung von Spurenstoffen im Unverritzten nach Horizonten (Datengrundlage RWE Power, Stand 2023).

[µg/L]	Hz.	Mess- stellen	Analysen	< BG ¹	> BG ²	Min.	Max.	25%- Perzentil	75%- Perzentil	90%- Perzentil	Mittel- wert	Median
Arsen	OSTW	142	1708	1343	365	0,20	1380	1,70	57	345	85	10,9
Blei		135	1570	1496	74	0,10	354	1,05	15	28	16	6,2
Cadmium		137	1638	1489	149	0,01	7,00	0,30	0,72	1,66	0,81	0,52
Quecksilber		31	174	152	22	0,01	1,94	0,02	0,10	0,63	0,24	0,02
Nickel		139	1661	1170	491	0,40	1480	9,7	41	121	95	19
Zink		138	1645	917	728	1,9	121000	62,6	599	2080	1462	150
Uran		32	32	26	6	0,64	5,0	1,05	2,45	3,9	2,01	1,3
Arsen	8	20	156	131	25	0,50	12	1,0	3,3	7,1	3,1	2,0
Blei		20	158	147	11	0,12	47	0,85	31	44	17	12,0
Cadmium		19	163	143	20	0,10	4,00	0,32	0,88	1,13	0,77	0,66
Quecksilber		2	5	4	1	-	-	-	-	-	-	-
Nickel		20	168	119	49	2,6	337	8	67	103	44	20
Zink		22	179	112	67	17	28800	67	285	936	720	152
Uran		5	5	4	1	9,30	9,3	9,3	9,3	9,3	9,3	9,3
Arsen	6D	35	253	190	63	0,25	15	1,9	8,5	12	5,6	5,2
Blei		35	301	281	20	0,16	28	0,55	9,3	20	6,9	5,0
Cadmium		35	305	272	33	0,01	12	0,19	0,87	3,2	1,4	0,50
Quecksilber		11	51	50	1	-	-	-	-	-	-	-
Nickel		35	317	204	113	0,20	321	6,2	15	20	15	11
Zink		38	328	167	161	7,2	4130	40	157	1530	400	70
Uran		4	5	5	0	-	-	-	-	-	-	-
Arsen	6B	17	93	72	21	0,58	64	2,00	14	52	13	5,5
Blei		17	94	89	5	1,40	9,0	5,0	6,4	8,0	5,6	6,0
Cadmium		17	97	82	15	0,10	2,1	0,25	0,75	1,5	0,66	0,52
Quecksilber		6	22	18	4	0,010	0,020	0,010	0,020	0,020	0,015	0,015
Nickel		17	97	70	27	6,0	183	10	37	67	33	19
Zink		20	107	33	74	9,5	41700	79	1723	5921	2305	666
Uran		3	3	2	1	-	-	-	-	-	-	-

¹ Zahl der Analysen kleiner Bestimmungsgrenze; ² Zahl der Analysen größer Bestimmungsgrenze

7 BEURTEILUNG DER WASSERWIRTSCHAFTLICHEN AUSWIRKUNGEN

In diesem Aufgabenbereich werden die erstellten Prognosen zur Kippenwassergüte und dem Grundwasserabstrom hinsichtlich ihrer wasserwirtschaftlichen Einordnung beurteilt.

Unter Berücksichtigung der vorliegenden Untersuchungen und der im Rahmen der durchgeführten Untersuchungen neu gewonnenen Erkenntnisse wird abgeleitet, ob und inwieweit eine potenzielle Beeinträchtigung der Wasserversorgung in Menge und Qualität sowie der Oberflächengewässer, der grundwasserabhängigen Landökosysteme, der FFH-Gebiete und der Feuchtgebiete im Grundwasserabstrom der Kippe Garzweiler zu erwarten ist. Dies erfolgt auf Basis der seitens der RWE Power bereitgestellten Berechnungen zum konservativen Stofftransport für den Parameter Sulfat und der Beurteilung des konservativen und reaktiven Stofftransports von Kippenwasser in das im Abstrom angrenzende Grundwasser.

Die so ermittelten Bereiche werden mit den wasserwirtschaftlich genutzten bzw. in zu bestimmenden Zeitschritten wieder wasserwirtschaftlich zu nutzenden Bereichen sowie den grundwasserabhängigen Landökosystemen, FFH-Gebieten und Feuchtgebieten sowie Oberflächengewässern mit Grundwasserkontakt abgeglichen. Es wird ermittelt, ob Bereiche zukünftig zu erwarten sind, in denen kippenwasserbeeinflusste Grundwassergüten oberflächennah, i.d.R. bei Flurabständen geringer zwei Meter, vorliegen werden. Die wasserwirtschaftlichen Nutzungen bzw. oben genannten Schutzgüter werden aus den von RWE Power übergebenen Daten bzw. öffentlich zugänglichen Landesdaten bestimmt.

Die Erft und ihre Nebenstränge verlaufen an der Ostseite der Kippe Garzweiler auf bzw. nahe dem Kippenkörper. Hier ist von einem direkten Zutritt von Kippenwässern auszugehen ohne wesentliche Transportstrecke durch das Unverritzte. Eine Pufferung der Kippenwässer aus der dort nicht gekalkten Kippe oder eine Verdünnung durch Grundwasserneubildung erfolgen dort folglich nicht oder nur untergeordnet. Eine reaktive Stofftransportmodellierung, wie in Kap. 6.3 beschrieben, kann daher nicht erfolgen. Die Befrachtung aus der Kippe wird mit zwei Ansätzen betrachtet. Der erste Ansatz betrachtet den Sulfataustrag in die Vorflut mit Daten aus dem Stofftransportmodell von RWE Power. Die Sulfatbefrachtung wird summarisch für vier differenzierte Gewässerabschnitte quantitativ dargestellt. Der zweite Ansatz betrachtet vom Transportmodell der RWE Power prognostizierte Sulfat-Hot Spots. Über die zeitliche Entwicklung der Sulfatkonzentrationen an einzelnen Modellzellen können ergänzend zur bilanzierenden Betrachtung des ersten Ansatzes Bereiche mit hohen Sulfatkonzentrationen identifiziert werden.

Die Wechselwirkung von Fließgewässern mit dem Grundwasser (Vorflutfunktion, Mischungsanteil Grundwasser zum Durchfluss) wird hier nur für die Erft für den Parameter Sulfat überschlägig durchgeführt.

7.1 Betrachtung der Flurabstände

Die folgende Karte (Abb. 79) zeigt Bereiche mit zukünftigen Flurabstände < 2 m. Diese sind aus den durch das Grundwassermodell der RWE Power für das Jahr 2200 prognostizierten Grundwasserstand entsprechend dem stationären Endzustand und der Geländeoberkante ermittelt. Die Darstellung erfolgt über die Modellzellen des Grundwassermodells der RWE Power in Kreuzschraffur. Im Wesentlichen umfassen diese Flächen die Niers- und Erftauen sowie die Fläche vom Trietbach bis zum Jüchener Bach abstromig von Korschebroich-Steinhausen.

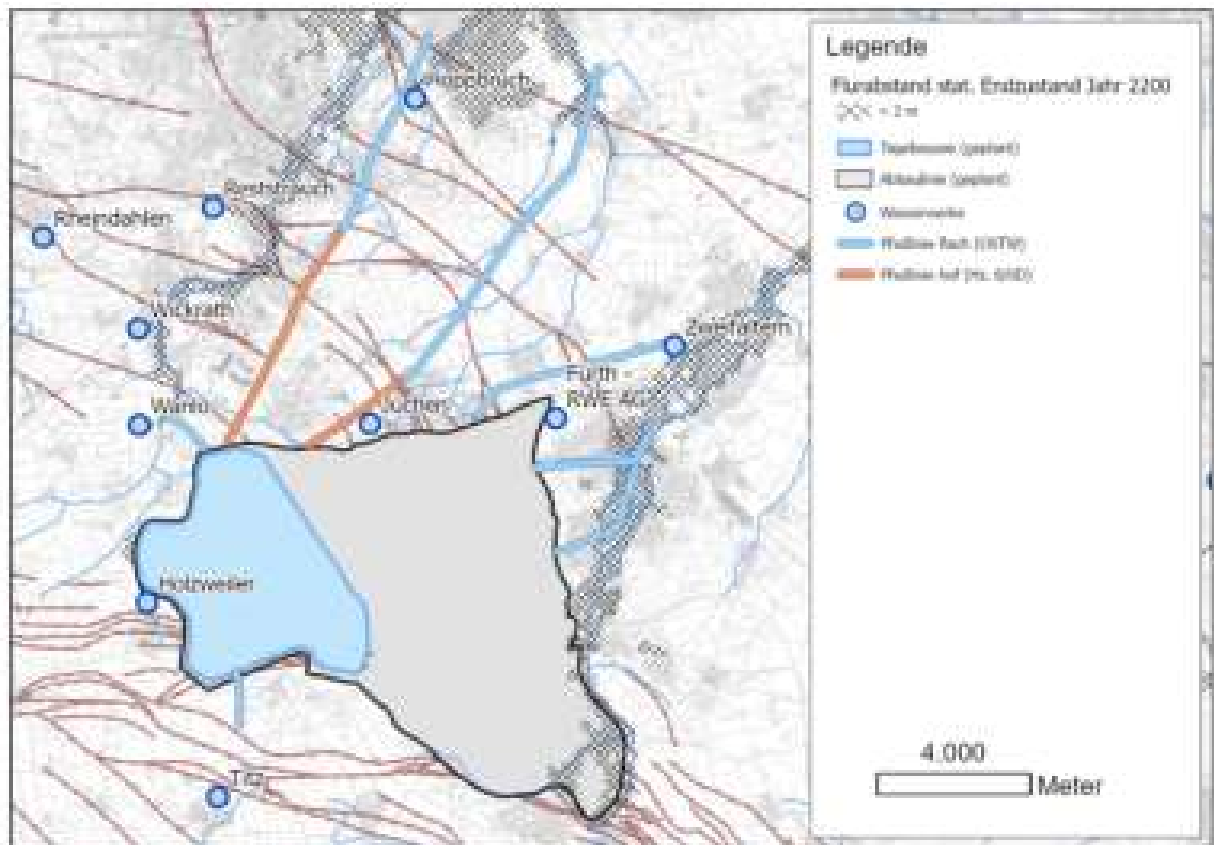


Abb. 79: Flächen mit Flurabständen kleiner 2 m.

Bei einem Flurabstand im stationären Endzustand von ≤ 2 m ist davon auszugehen, dass ein Gewässer zukünftig Grundwasserkontakt haben wird und sich demnach auch eine potenzielle Betroffenheit aus dem Eintrag eines Kippenabstrom befrachteten Grundwassers ergibt. Die Prognosesicherheit, z.B. aufgrund der räumlichen Unschärfe der Modelldiskretisierung wird nicht beurteilt. Es erfolgt keine Validierung der modelltechnisch ermittelten Flurabstände anhand anderer Daten (z.B. Wasserhaltung im Bereich der Niers/Erft).

7.2 Oberflächengewässer

Der Kippenabstrom der Kippe Garzweiler wird in Hinsicht auf potenziell betroffene Oberflächengewässer durch die Niers im Westen und die Erft im Osten begrenzt. Neben diesen beiden Flusssystemen sind im Abstrom nach Norden liegenden Bäche und Gerinne sowie der Tagebausee zu betrachten. Abb. 80 zeigt eine Übersichtskarte mit potenziell befrachteten Oberflächengewässern in rot gestrichelter Umrandung. Die dargestellten Sulfat-Maximalkonzentrationen der jeweiligen Modellzellen des Stofftransportmodells der RWE Power beinhalten nur das Kippensulfat und nicht die Sulfatfracht des Tagebausees und das im Grundwasser bereits enthaltene Sulfat.

Diese Bereiche werden in den folgenden Unterkapiteln eingehender diskutiert.

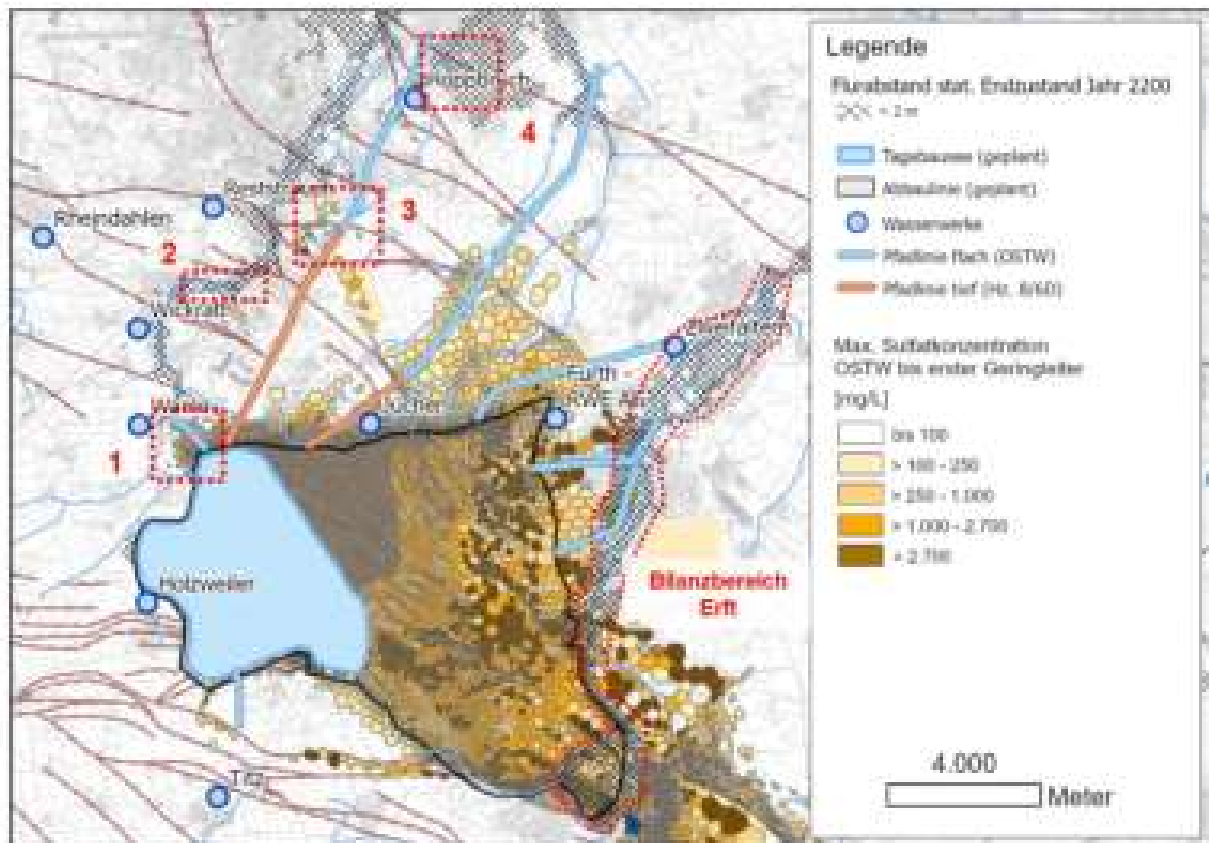


Abb. 80: Übersichtskarte mit maximalen Sulfatkonzentrationen der Zellen des Stofftransportmodells der RWE Power im OSTW, aggregiert bis zum ersten Geringleiter; rot umrandet: Bereiche mit potenzieller Befruchtung von Oberflächengewässern.

7.2.1 Zukünftiger Tagebausee

Am westlichen Rand des Tagebaus Garzweiler wird nach der Auskohlung des Abbaubereiches ein Tagebausee angelegt. Die Beurteilung der zeitlichen Entwicklung der Wasserbeschaffenheit dieses Tagebausees ist Gegenstand eines federführend von der BTU Cottbus bearbeitenden Gutachtens (Leßmann et al. 2025). Dieses Gutachten betrachtet zwei Flutungsvarianten. Während Flutungsvariante 1 die alleinige Nutzung von Rheinwasser für die Befüllung des Tagebausees betrachtet, berücksichtigt Flutungsvariante 2 neben der Rheinwasserzuführung auch die vollständige Nutzung der Sumpfungswässer aus der nachlaufenden Sumpfung.

Basierend auf der nach aktuellen Planungsstand zugrunde gelegten Flutungsvariante 1, bei der der Tagebausee nur Wasser aus dem Rhein zugeht, sind die Ergebnisse in das vorliegende Gutachten eingeflossen. Darüber hinaus strömt dem Tagebausee Grundwasser aus dem umliegenden unverritzten Gebirge zu. Nach dem Ende der Befüllung wird der zukünftige Tagebausee einen natürlichen Abfluss über die Niers erhalten.

Aus den prognostizierten Daten der hydrochemischen Modellierung des Tagebausees ist eine gute hydrochemische Beschaffenheit des Seewassers abzuleiten (Leßmann et al. 2025).

7.2.2 Niers und Zuflüsse

Die Niers wird zukünftig durch den Tagebausee gespeist. Der Überlauf wird voraussichtlich über die Köhm erfolgen. Im Bereich der Niers treten Flurabstände von weniger als 2 m nach Prognose des Grundwassermodells der RWE Power erst ab Wanlo (etwa auf Höhe der Kirche) auf. Für kleinere Gerinne und Bäche wie dem Wahnbuschgraben (Westufer Tagebausee) und der Köhm sind in diesem Bereich keine Kippenwasserbefrachtung zu besorgen (Abb. 80 – Bereich 1).

Hochneukircher Fließ

Das der Niers zufließenden Hochneukircher Fließ führt nur nach Niederschlägen Wasser und dient zudem zum Abschlagen von Wasser aus einem Regenwasserrückhaltebecken. Die Flurabstände sind durchgängig größer als zwei Meter. Entsprechend sind keine Kippenwasserbefrachtungen zu besorgen.

Niersaue bei Wanlo

Das Grundwassermodell der RWE Power prognostiziert eine Befrachtung des OSTW mit Sulfatkonzentrationen bis 4.300 mg L^{-1} Sulfat ab 2033 im Nahfeld des Nordrandes des Tagebausees in Richtung Wanlo (Abb. 80 – Bereich 1) bei anfangs geringer Wassermächtigkeit und hoher Sulfatmasse. Bis 2060 dreht sich die Strömungsrichtung wieder nach Osten in Richtung Tagebaurand, so dass die bereits erfolgte Sulfatbefrachtung ab 2070 in den Kippenabstrom nach NE übergeht. In der Modellprognose zeigt sich eine Sulfatfahne, die rund 1,1 km in den Abstrom reicht mit Konzentrationen von bis zu 560 mg L^{-1} an der Sulfatfront. Diese erreicht nicht den Niersauenbereich mit Flurabständen $< 2 \text{ m}$, so dass keine Kippenwasserbefrachtung zu besorgen ist.

Bottbach

Bei Wickrath und Güdderath (Abb. 80 – Bereich 2) prognostiziert das Stofftransportmodell der RWE Power in einzelnen Modellzellen bzw. Gruppen von wenigen Modellzellen Sulfatkonzentrationen bis 180 mg L^{-1} (nur Kippensulfat) im Bereich des Bottbachs. Im Zustrom zeigen sich durchweg geringere Konzentrationen ($< 100 \text{ mg L}^{-1}$), so dass die beobachteten Konzentrationsspitzen als Effekte des Wanderpunkteverfahrens zu interpretieren sind und keine Kippenwasserbefrachtung zu besorgen ist.

Trimpelshütter Graben

Auf Höhe des Mönchengladbacher Stadtteils Odenkirchen (Abb. 80 – Bereich 3) zeigt sich ein tektonisch bedingter Versatz der Hz. 8/6D nach oben, so dass ein hydraulischer Kontakt zum OSTW entsteht. Das Stofftransportmodell der RWE Power prognostiziert an dieser Verwerfung an einzelnen Knoten Sulfatkonzentrationen bis 11.000 mg L^{-1} nach 2200. Diese Konzentrationsspitzen sind Effekte des Wandpunktverfahrens und hydrogeologisch und hydrochemisch nicht plausibel. Im weiteren Abstrom, entlang des Trimpelshütter Graben bei Flurabständen $< 2 \text{ m}$, zeigt sich eine Sulfatfahne mit Konzentrationen bis 290 mg L^{-1} (Kippensulfat) im Stadtteil Mönchengladbach-Dohr. Der Trimpelshütter Graben hat heute keinen Grundwasseranschluss und wird nach Grundwasserwiederanstieg nur in Teilbereichen wieder an das Grundwasser angeschlossen sein. Das reaktive Stofftransportmodell prognostiziert für diesen Bereich Sulfatkonzentrationen bis rund 200 mg L^{-1} um das Jahr 2260. Als maximale Konzentrationen für die Metalle Nickel und Zink treten an einigen Stellen als Folge der Retardierung nachlaufende Konzentrationsspitzen von rund 12 µg L^{-1} gegen 2290 bzw. $0,7 \text{ mg L}^{-1}$ gegen 2400 auf. Die Konzentrationen der übrigen, hier untersuchten Spurenstoffe liegen im Bereich der mittleren Grundwasserbeschaffenheit.

Trietbach

Nördlich des Wasserwerks Hoppbruch prognostiziert das Stofftransportmodell der RWE Power im Bereich des Trietbachs (OWK: 286152_4772, Abb. 80 – Bereich 4) bis 140 mg L^{-1} Sulfat (nur Kippensulfat). In der reaktiven Stofftransportmodellierung ergeben sich gegen 2300 für diesen Bereich vergleichbare Sulfatkonzentrationen. Als maximale Konzentrationen für die Metalle Nickel und Zink treten als Folge der Retardierung nachlaufende Konzentrationsspitzen von rund $10 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ bzw. $0,4 \text{ mg L}^{-1}$ gegen 2340 auf. Die Konzentrationen der übrigen, hier untersuchten Spurenstoffe verbleiben im Bereich der mittleren Grundwasserbeschaffenheit.

7.2.3 Erft und Zuflüsse

Die Erft verläuft an der Ostseite der Kippe Garzweiler, bis Frimmersdorf entlang bzw. auf dem Kippenkörper, nördlich von Frimmersdorf mit zunehmenden Abstand zum Kippenkörper. In diesen Bereichen beschreiben die Pfadlinienmodelle OSTW-3a, OSTW-5 und OSTW-6 den Stofftransport in Richtung Erft. In den Bereichen ohne Grundwasserpassage erfolgt eine bilanzielle Betrachtung des vom Stofftransportmodells der RWE Power prognostizierten Sulfateintrags. Hierzu werden fünf Bilanzbereiche (Abb. 81) unterschieden:

1. Bilanzbereich: Mühlenerft und Kasterer See im Abbaubereich (OWK 274754_0), Erft (Hauptstrang) entlang der Abbaugrenze, im Osten die Neurather Kippe, keine bzw. kurze Distanz zum Kippenkörper
2. Bilanzbereich: Ab Mündung Mühlenerft bis südlich Kraftwerk Frimmersdorf, Erft (Hauptstrang) entlang der Abbaugrenze (OWK 274_23300), im Osten bis Frimmersdorf die Neurather Kippe, kurze Distanz zum Kippenkörper
3. Bilanzbereich: Westlich des Kraftwerks Frimmersdorf, Erft (Hauptstrang) (OWK 274_0), zunehmende Distanz zum Kippenkörper
4. Bilanzbereich: Gustorf bis Stadtgebiet Grevenbroich, Erft (Hauptstrang) (OWK 274_0), und Nebenstrang (Flutgraben, kleinere Gräben) bis kurz nach Einmündung Elsbach, zunehmende Distanz zum Kippenkörper
5. Bilanzbereich: Ab Einmündung Elsbach nach Nordosten (OWK 274_0)

Die Sulfatfrachten an den Modellknoten enthalten in den Bilanzbereichen 1 bis 3 auch Zustromanteile aus den östlich gelegenen Alttagebauen (Kippen Neurath/Frimmersdorf). Eine Unterscheidung der Herkunft ist nicht möglich. In Tab. 19 sind die Sulfatfrachten je Bilanzbereich über die Zeit bis 2400 aufgeführt.

Hier wird ersichtlich, dass die Hauptbefrachtung in den Bilanzbereichen 1 und 2 erfolgt.

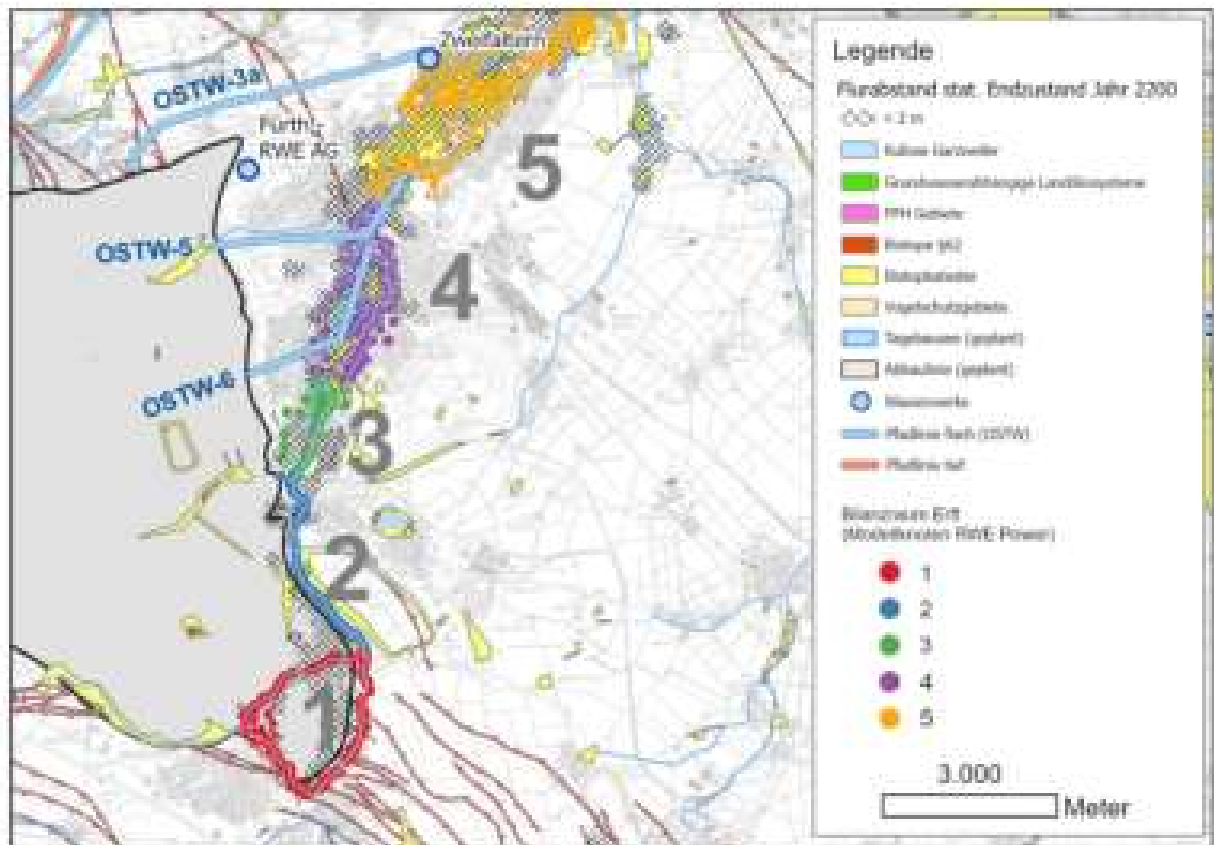


Abb. 81: Übersichtskarte der Bilanzbereich entlang der Erft und ihrer Nebenstränge.

Tab. 19: Sulfatfracht in kt/a je Bilanzbereich an den Modellknoten der Erft und ihrer Nebenstränge aus dem Stofftransportmodells der RWE Power.

Fracht [kt/a]	Bilanzbereich 1	Bilanzbereich 2	Bilanzbereich 3	Bilanzbereich 4	Bilanzbereich 5
2030	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
2035	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
2036	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
2040	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
2050	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
2060	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
2070	0,0	0,0	-0,1	0,0	0,0
2080	-3,8	-3,6	-0,7	0,0	0,0
2090	-6,2	-4,4	-1,0	-0,3	0,0
2100	-5,4	-3,4	-1,2	-0,6	0,0
2110	-5,2	-3,3	-1,2	-0,8	0,0
2120	-4,4	-3,2	-1,3	-1,0	0,0
2130	-4,1	-2,9	-1,4	-1,1	0,0
2140	-3,8	-3,0	-1,9	-1,2	0,0
2150	-3,1	-3,1	-1,9	-1,3	0,0
2160	-2,7	-3,2	-1,8	-1,3	0,0
2170	-2,5	-3,6	-1,8	-1,4	0,0
2180	-2,8	-4,2	-1,7	-1,4	0,0
2190	-3,2	-4,2	-1,5	-1,5	0,0
2200	-2,8	-4,3	-1,4	-1,4	0,0
2400	-0,8	-3,5	-1,7	-2,2	0,0

Im Folgenden sind die Ergebnisse je Bilanzbereich zusammengestellt. Betrachtet werden neben der Bilanzierung auch Konzentrationsmaxima im zeitlichen Verlauf abgeleitet aus den durch das Stofftransportmodell der RWE Power prognostizierten Sulfatkonzentrationen.

Bilanzbereiche 1 und 2

Die beiden südlichen Bilanzbereiche sind unmittelbar an die Erft angebunden (Abb. 81). Hier ist weder eine pufferwirksame Grundwasserpassage vorhanden noch werden die befrachteten Kippenwässer durch Grundwasserneubildung verdünnt.

Die Kippenwässer entstammen der ungekalkten Kippe, so dass diese tendenziell sauer und mit Eisen befrachtet sind. Das Stofftransportmodell der RWE Power prognostiziert Sulfat lokal bis rund 12.000 mg L^{-1} integriert über die gesamte Kippenmächtigkeit. Dies entspricht dem Konzentrationswert, der im Bereich der ungekalkten Kippe als maximale Sulfatkonzentration gesetzt ist. Derartig hohe Sulfatkonzentrationen sind nicht aus aktuellen Kippenwasseranalysen bekannt (Kippe max. rund 3.000 mg L^{-1} , Drainage (gekalkte Kippe) rund 2.000 mg L^{-1}).

Häufiger sind Sulfatkonzentrationen bis 4.000 mg L^{-1} zu beobachten, die nach 2100 allmählich zurückgehen. Neben der Eisenbefrachtung sind hohe Spurenstoffgehalte zu erwarten. Viele der in Kap. 5 aus Korrelationsberechnungen abgeleiteten Funktionen erlauben nur Aussagen bis 2.000 bzw. 2.500 mg L^{-1} Sulfat, da höhere Werte nur vereinzelt in den Analysen vorliegen und keine belastbare Prognosen ermöglichen. Aus Containerversuchen (Wisotzky 2003) sind aus dem ungekalkten Referenzcontainer Sulfatkonzentrationen von mehr als 4.000 mg L^{-1} bekannt. Diese Werte gehen bei Eisenkonzentration bis 1.840 mg L^{-1} u.a. einher mit im Mittel rund 350 µg L^{-1} Arsen, 47 µg L^{-1} Blei, $0,6 \text{ µg L}^{-1}$ Cadmium, 1.570 µg L^{-1} Nickel und 4.960 mg L^{-1} Zink. Die pH-Werte stellen sich nach Ablauf von Pufferreaktionen bei etwa 3,7 ein.

In der Bilanzbetrachtung zeigen sich im Stofftransportmodell der RWE Power für Bilanzbereich 1 nach 2070 maximale Sulfatfrachten bis rund $6,2 \text{ kt a}^{-1}$, die dann bis 2200 auf etwa $2,8 \text{ kt a}^{-1}$ zurückgehen. In Bilanzbereich 2 beläuft sich das Maximum auf $4,4 \text{ kt a}^{-1}$. Nach einer bis 2150 auf rund 3 kt a^{-1} rückläufigen Befrachtung, steigt diese bis nach 2200 auf über 4 kt a^{-1} an.

Bilanzbereich 3

Im Bilanzbereich 3 schwenkt die Erft zunehmend vom Kippenrand weg (Abb. 81). Die maximale Distanz zwischen Kippenrand und Erft beträgt rund 600 m. Die zunehmender Transportweite ermöglicht eine Konzentrationsminderung im Unverritzten durch Pufferung und temporärer Fixierung als Gips sowie über die Verdünnung mit der Grundwasserneubildung. Im Zustrom treten im reaktiven Stofftransportmodell (Pfadlinie OSTW-6, s. Kap. 6.3.5) im Mittel in Zone 5 bis 1.100 mg L^{-1} Sulfat auf. Die 250 mg L^{-1} Sulfatisokonze hat eine Reichweite von etwa 1,5 km und reicht über den Gustorfer Entwässerungsgraben hinweg bis in die Erftaue. Die Nickelkonzentrationen betragen gegen das Jahr 2200 rund 27 µg L^{-1} . Die übrigen untersuchten Spurenstoffe verbleiben im Bereich der mittleren Grundwasserbeschaffenheit.

Lokal treten bis ca. 2.500 mg L^{-1} im Kippenwasser ab 2100, lokal im Nebenstrang bis zu 4.000 mg L^{-1} auf. In der Prognose des Stofftransportmodells der RWE Power ergibt sich ein Maximum gegen 2150 mit knapp 2 kt a^{-1} .

Bilanzbereich 4

Mit zunehmender Entfernung vom Kippenrand verringert sich die Kippenwasserbefrachtung im Erftbereich weiter (Abb. 81). Das zuströmende Grundwasser zeigt in der Prognose des Stofftransportmodells von RWE Power im Mittel Sulfatkonzentrationen bis etwa 300 mg L^{-1} , lokal ein „Hot Spot“ mit ca. 5.000 mg L^{-1} . Dieser erscheint nicht plausibel und ist als Relikt des Wanderpunktverfahrens zu interpretieren. Aus dem reaktiven Stofftransportmodell (Pfadlinie OSTW-5, s. Kap. 6.3.5) ergeben sich in rund 2 km Entfernung vom Kippenrand Sulfatkonzentrationen unter 200 mg L^{-1} bei Nickelgehalten von maximal $13 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$. Die übrigen Spurenstoffe verbleiben im Bereich der mittleren Grundwasserbeschaffenheit.

Die vom Stofftransportmodell der RWE Power prognostizierten Sulfatfrachten steigen ab 2080 bis 2200 auf rund $1,4 \text{ kt a}^{-1}$ an.

Bilanzbereich 5

Im Bilanzbereich 5, etwa 500 m nördlich der Mündung des Elsbaches, zeigen weder das numerische Stofftransportmodell der RWE Power noch die reaktive Stofftransportmodellierung eine Befrachtung der Erft bei Distanzen zum Kippenrand von mehr als 3 km an (Abb. 81).

Resultierende kippenbürtige Sulfatkonzentrationen in der Erft

Die Erft wird mit Ende der Sumpfungsmaßnahmen nicht mehr mit Sumpfungswässern gestützt. Vom Erftverband werden für die Erft am Pegel Glesch ohne Einleitung von Sumpfungswässern ein Niedrigwasserabfluss von $2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ prognostiziert. Aus dem Grundwassermodell der RWE Power wird für den oberstromigen Abschnitt entlang der Ostflanke des Tagebaus Garzweiler eine Effluenz von $0,3$ bis $0,4 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ mit einer Sulfatfracht von $0,3$ bis $0,4 \text{ kg s}^{-1}$ prognostiziert.

Mit dem prognostizierten Niedrigwasserabfluss ergibt sich in der Mischungsrechnung eine Sulfatkonzentration in der Erft von bis zu 160 mg L^{-1} , die zusätzlich zur oberstromigen Befrachtung der Erft zu rechnen sind. Die Sulfatbefrachtung entstammt im südlichen Abschnitt des Bilanzbereichs auch aus den östlich angrenzenden Altkippen. Eine Separierung der Kippen ist anhand der vorliegenden Daten nicht möglich.

Die Angabe von Konzentrationen der übrigen betrachteten Stoffe in der Erft ist nicht über eine einfache Mischungsrechnung in Analogie zu Sulfat, das unter den beobachteten Redoxbedingungen chemisch konservativ ist, möglich. Hier ist eine Vielzahl an Prozessen im Übergang aus den im Grundwasser überwiegend in gelöster Form transportierten Ionen über die Uferzone als komplexem Reaktionsraum in den Vorfluter bei Änderung der Redoxverhältnisse zu betrachten. Dies ist nicht Gegenstand dieses Gutachtens.

Tab. 20: Kippenwasserzutritt in die Erft zwischen Bedburg und Grevenbroich und daraus resultierende kippenbürtige Sulfatkonzentrationen ohne Berücksichtigung einer oberstromigen Sulfatbefrachtung bei einem prognostizierten Niedrigwasserabfluss am Pegel Glesch von $2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ auf Grundlage der prognostizierten Effluenz und Sulfatfracht aus dem Stofftransportmodell der RWE Power für den Zeitraum 2080 - 2400.

Jahr	$Q_{\text{eff}} [\text{m}^3/\text{s}]$	$J_{\text{eff}} [\text{kg}/\text{s}]$	$c_{\text{Erft}}(\text{Sulfat}) [\text{mg L}^{-1}]$
			Niedrigwasserabfluss $2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$
2080	0,3	0,3	111
2090	0,4	0,4	160
2100	0,4	0,3	140
2110	0,4	0,3	140
2120	0,4	0,3	132
2130	0,4	0,3	127
2140	0,4	0,3	131
2150	0,4	0,3	123
2160	0,4	0,3	120
2170	0,4	0,3	123
2180	0,4	0,3	133
2190	0,4	0,3	138
2200	0,4	0,3	132
2400	0,4	0,3	109

7.2.4 Weitere Bäche und Gerinne

Im Abstrombereich der Zone 2 liegt der heute mit Sumpfungswasser gespeiste Jüchener Bach, der dem Nordkanal zuströmt. Die beiden weiter nördlich gelegenen Gerinne Kelzenberger Bach und Kommerbach nehmen abgeschlagenes Niederschlagswasser bzw. Abschlüge aus der Ortskanalisation auf und sind nur bei extremen Niederschlagsereignissen wasserführend. Der Jüchener Bach hat derzeit erst im Bereich der Büttgener Lehmplatte nahe der Ortschaft Glehn Kontakt zum Grundwasser (Bezirksregierung Düsseldorf, 2011). Vorbergbaulich bestand ein Kontakt ab der Ortschaft Damm. Beide Bereiche liegen ca. 10 km bzw. 8 km NE des Kippenrandes. In diesem Abschnitt ist nicht von einer gegenüber der örtlichen Beschaffenheit des Grundwassers wesentlich hinausgehenden Befrachtung mit Sulfat oder anderen kippenbürtigen Stoffen bis 2400 auszugehen.

7.3 Potenziell betroffene Biotope, FFH-Gebiete, grundwasserabhängige Landökosysteme und Vogelschutzgebiete für Flurabstände bis 2 m

Auf Basis der aus den prognostizierten Grundwasserhöhen des Grundwassermodells von RWE Power abgeleiteten Flurabständen und der prognostizierten Befrachtung erfolgt hier eine Auflistung von Biotopen, FFH-Gebieten, grundwasserabhängigen Landökosystemen und Vogelschutzgebieten der jeweiligen Befrachtungsbereiche in Flächen mit einem Flurabstand $< 2 \text{ m}$ (Abb. 82). Die Flurabstandsprognose basiert auf Modellrechnungen des von RWE Power betriebenen numerischen Grundwassermodells für den Grundwasserstand nach Grundwasserwiederanstieg (stationärer Endzustand).

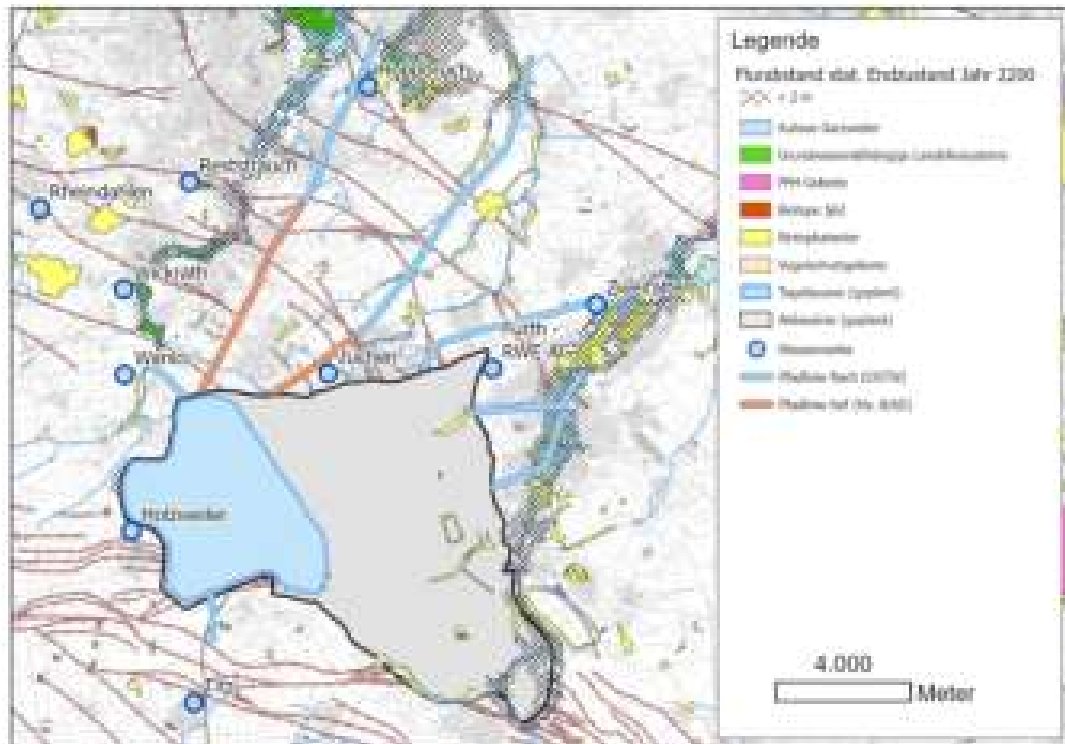


Abb. 82: Übersichtskarte der Biotopflächen, FFH-Gebiete, grundwasserabhängigen Landökosysteme und Vogelschutzgebiete sowie Flächen mit Flurabstand kleiner 2 m im Betrachtungsraum.

7.3.1 Grundwasserabhängige Landökosysteme

Für grundwasserabhängige Landökosysteme ist keine negative Beeinflussung durch einen Kippenabstrom aus der Kippe Garzweiler zu besorgen.

7.3.2 FFH-Gebiete

Für FFH-Gebiete ist keine negative Beeinflussung durch einen Kippenabstrom aus der Kippe Garzweiler zu besorgen.

7.3.3 Vogelschutzgebiete

Für Vogelschutzgebiete ist keine negative Beeinflussung durch einen Kippenabstrom aus der Kippe Garzweiler zu besorgen.

7.3.4 Biotope nach § 42 des Landesnaturschutzgesetzes NRW (§ 62 in der alten Fassung):

Im Betrachtungsraum dieses Gutachtens sind vier Biotope nach § 42 des Landesnaturschutzgesetzes NRW ausgewiesen. Für diese sind Zeiträume erhöhter Sulfatkonzentrationen und zu erwartende Maximalkonzentrationen im Kippenwasser und Kippenabstrom ermittelt worden. Eine Beurteilung liegt außerhalb dieses Gutachtens.

Kennung	Link	Bemerkung
BT-4905-0010-2009 (Teich 2 mittig auf dem Golfplatz Erftaue)	https://www.wms.nrw.de/html/7660130/BT-4905-0010-2009	auf der Kippe, Sulfatkonzentrationen bis max. 3.500 mg/L Sulfat, Rückgang ab 2170
BT-4905-0003-2009 (Großer Teich nördlich des Golfplatzes Erftaue)	https://www.wms.nrw.de/html/7660130/BT-4905-0003-2009	auf der Kippe, Sulfatkonzentrationen bis max. 1.100 mg/L Sulfat, Rückgang ab 2200
BT-4905-0002-2009 (Teich nördlich des Golfplatzes Erftaue)	https://www.wms.nrw.de/html/7660130/BT-4905-0002-2009	auf der Kippe, Sulfatkonzentrationen bis max. 1.100 mg/L Sulfat, Rückgang ab 2200
BT-4905-0011-2009 (Altarm der Erft südlich der Sportanlagen)	https://www.wms.nrw.de/html/7660130/BT-4905-0011-2009	Erftaue bei Gustorf, bis zu 300 mg/L Sulfat und 20 µg/L Nickel gegen 2200

7.3.5 Biotope aus dem Biotopkataster

Im Betrachtungsraum dieses Gutachtens befinden sich die nachfolgend aufgeführten Biotope. Für diese sind zu erwartende Maximalkonzentrationen im Kippenwasser und Kippenabstrom ermittelt worden. Eine Beurteilung liegt außerhalb dieses Gutachtens.

Kennung	Link	Bemerkung
BK-4905-302	https://www.wms.nrw.de/html/7660100/BK-4905-302	tlw. auf der Kippe, Sulfatkonzentrationen bis zu mehreren 1.000 mg/L
BK-4905-005	https://www.wms.nrw.de/html/7660100/BK-4905-005	tlw. auf der Kippe, Sulfatkonzentrationen bis zu mehreren 1.000 mg/L
BK-4905-0021	https://www.wms.nrw.de/html/7660100/BK-4905-0021	auf der Kippe, Sulfatkonzentrationen bis zu mehreren 1.000 mg/L
BK-4905-0022	https://www.wms.nrw.de/html/7660100/BK-4905-0022	auf der Kippe, Sulfatkonzentrationen bis zu mehreren 1.000 mg/L
BK-4905-303	https://www.wms.nrw.de/html/7660100/BK-4905-303	rechts der Erft, Sulfatkonzentrationen bis zu mehreren 1.000 mg/L
BK-4905-0011	https://www.wms.nrw.de/html/7660100/BK-4905-0011	auf der Kippe, Sulfatkonzentrationen bis zu mehreren 1.000 mg/L
BK-4905-0006	https://www.wms.nrw.de/html/7660100/BK-4905-0006	auf der Kippe, Sulfatkonzentrationen bis zu mehreren 1.000 mg/L
BK-4905-0008	https://www.wms.nrw.de/html/7660100/BK-4905-0008	Erftaue, Sulfatkonzentrationen bis zu mehreren 100 mg/L Sulfat
BK-4905-0012	https://www.wms.nrw.de/html/7660100/BK-4905-0012	Erftaue, südlicher Teil bis zu mehreren 100 mg/L
BK-4805-0046	https://www.wms.nrw.de/html/7660100/BK-4805-0046	Erftniederung, südlicher Teil bis zu mehreren 100 mg/L
BK-4804-631	https://www.wms.nrw.de/html/7660100/BK-4804-631	Trimpelshütte, 200 – 300 mg/L Sulfat, 15 µg/L Ni gegen 2260

7.4 Wassergewinnungsanlagen im Abstrom des Tagebaus Garzweiler

Die Beurteilung der wasserwirtschaftlichen Auswirkungen orientiert sich an den bestehenden öffentlichen Wassergewinnungsanlagen im Betrachtungsraum und deren Gewinnungshorizonte (Abb. 83).

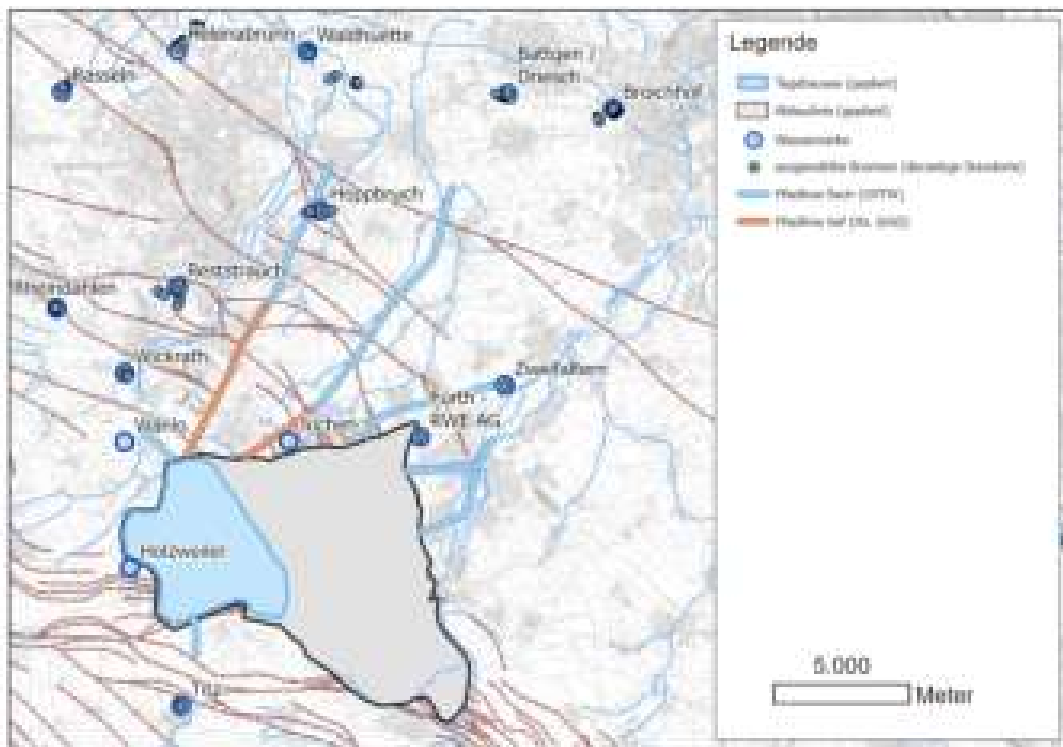


Abb. 83: Lage der Wasserwerke und ausgewählter Brunnen (derzeitige Lage) im Untersuchungsraum.

Die relevanten Wassergewinnungsanlagen sind:

- Wickrath: Stockwerk 2 / Hz. 8/6D
- Reststrauch:
 - Reststrauch: Stockwerk 3 / Hz. 8
 - Fuchskuhle: Stockwerk 1 / Hz. 16
 - Wiedbusch: Stockwerk 3 / Hz. 8
- Hoppbruch: Stockwerk 1 / Hz. 14, Stockwerk 1 / Hz. 6B
- Waldhütte: Stockwerk 1 / Hz. 18
- Büttgen/Driesch: Stockwerk 1 / Hz. 18
- Broichhof: Stockwerk 1 / Hz. 18
- Holzweiler: Außerbetriebnahme 2025

- Fürth: Stockwerk 3 / Hz. 2-5
- Zweifaltern: Stockwerk 1 / Hz. 16

Die Ökowasserwerke Jüchen und Wanlo werden nicht weiter betrachtet, da diese ausschließlich zur Aufbereitung von Infiltrationswasser für Ökomaßnahmen Verwendung finden und kein Einzugsgebiet aufweisen.

Die Brunnen der Wasserwerke Reststrauch (Horizonte 16 und 8) und Wickrath (Horizonte 8 und 6D) liegen westlich der Niers und die Einzugsgebiete der Hangendleiter somit nicht im Kippenabstrom. Ein industrieller Entnehmer fördert in Hz. 5. Das EZG erstreckt sich in den Kippenabstrom. Aufgrund der geringen Fließgeschwindigkeiten ist bis 2400 nicht von einer Befrachtung auszugehen.

Das WW Holzweiler wird 2025 außer Betrieb genommen.

Im Bereich des WW Hoppbruch prognostiziert das Grundwassermodell der RWE Power Sulfatkonzentrationen nach 2300 bis 2.500 mg L⁻¹. Dies resultiert aus Wanderpunkten, die in sehr geringmächtigen Modellschichten rechnerisch hohe Konzentrationen erzeugen, die im Zustrom nicht sichtbar werden. In der reaktiven Stofftransportmodellierung ergeben sich gegen 2320 für diesen Bereich Sulfatkonzentrationen bis rund 120 mg L⁻¹. Als maximale Konzentrationen für die Metalle Nickel und Zink treten Konzentrationsspitzen von rund 11 µg L⁻¹ bzw. 0,4 mg L⁻¹ auf. Die übrigen Spurenstoffe verbleiben im Bereich der mittleren Grundwasserbeschaffenheit. Aus den reaktiven Modellrechnungen ist keine Überschreitung von Schwellenwerten zu erwarten.

Für die weit nördlich gelegenen Wasserwerke Waldhütte, Büttgen/Driesch und Broichhof ist aufgrund der Distanz von ca. 15 km zur Kippe und der Verdünnung über die Grundwasserneubildung nicht von einer signifikanten Sulfatbefrachtung aus dem Abstrom des zukünftigen Tagebausees oder der Kippe Garzweiler auszugehen.

Die Wassergewinnungsanlage Fürth der RWE Power liefert derzeit etwa 60 % des geförderten, enteisenen und entmanganten Rohwassers, was rund 3,9 Mio. m³ a⁻¹ Trinkwasser entspricht, an die GWG Grevenbroich (Stadt Grevenbroich 2018). Nach derzeitiger Planung wird die Förderung am Standort ab ca. 2035 eingestellt bzw. verlagert. Die bislang beobachteten Sulfatwerte bis ca. 150 mg L⁻¹ in Brunnen der Wassergewinnungsanlage resultieren aus einer chemolithotrophen Reduktion von Nitrat, das aus der Züsickerung landwirtschaftlich belasteten Grundwassers höherer Stockwerke stammt (Cremer 2015). Dieses Sulfat ist kein Anzeiger für Kippenwasser. Für die Bereitstellung von Ersatzwasser ab 2035 werden derzeit das Wasserwerk Moers-Gerdt (Wasservorkommen des Wasserverbands Niederrhein GmbH (WVN) am Gindericher Feld und Binsheimer Feld) und das Korschenbroicher Feld diskutiert (Stadt Grevenbroich 2023).

Einen kleinen Teil des Wasserbedarfs von bis zu 0,15 Mio. m³ a⁻¹ kann die GWG Grevenbroich aus Rohwasser aus dem 1. GwStockwerk mit ihrer Wassergewinnungsanlage Zweifaltern, nach Aufbereitung mit Aktivkohle aufgrund einer, durch einen industriellen Altstandort verursachten CKW-Kontamination, bereitstellen.

Für den Kippenabstrom nach Nordosten ist eine Überschreitung der 250 mg L⁻¹-Isokonze im Zeitraum 2120 bis 2200 auf eine Distanz von ca. 800 m vom Kippenrand begrenzt. Ab 2200 zieht sich die Überschreitung auf eine Distanz von ca. 500 m vom Kippenrand zurück. Das Wasserwerk Zweifaltern liegt deutlich weiter abstromig, so dass eine Gefährdung des Standortes nicht zu besorgen ist.

Langfristig soll die Wasserversorgung durch neue Grundwasserressourcen, die durch den Grundwasserwiederanstieg entstehen werden, insbesondere im Bereich Langwaden (nordöstlich von Grevenbroich), ersetzt werden. Grundsatzplanungen sind in Abstimmung mit der Bezirksregierung Düsseldorf, der RWE Power, dem Erftverband und der NEW durchgeführt worden (Stadt Grevenbroich 2018).

7.5 Grundwasserkörper

Der Tagebau Garzweiler wirkt sich auf den Gewässerzustand aus. Dies betrifft sowohl – durch die Grundwasserabsenkung – den mengenmäßigen als auch den – aufgrund des zu erwartenden Abstroms von befrachtetem Kippenwasser – chemischen Zustand der Grundwasserleiter. Die Grundwasserabsenkung zeigt je nach Horizont unterschiedliche Reichweiten. Während die Entwässerung des OSTW und der flachen Horizonte auf das Tagebauumfeld beschränkt ist, reichen Druckentlastungen in den tieferen Horizonten weiter in das Umland. Der quantitative Zustand der betroffenen Grundwasserkörper wird sich erst mit dem Grundwasserwiederanstieg bis 2200 verbessern. Das Hintergrundpapier Braunkohle benennt für den Zeitraum 2022 – 2027 Grundwasserkörper mit mengenmäßig schlechtem Zustand für das Rheinische Braunkohlenrevier. Für den vorgestellten Untersuchungsraum Garzweiler sind folgende GWK betroffen: GWK 274_01 - 274_03, 274_05, 282_01, 282_05, 27_18, 27_20, 28_03, 28_04, 284_01 und 286_06 - 286_08, wovon die GWK 27_20, 28_03 und 286_06 ausschließlich aufgrund Druckspiegelabsenkungen in tieferen Leitern in einem schlechten mengenmäßigen Zustand sind.

Der chemische Zustand wird mit beginnendem Kippenabstrom für einen langen Zeitraum vor allem durch hohe Sulfatkonzentrationen im Abstrom geprägt sein. Während im OSTW die Reichweite schwellenwertüberschreitender Sulfatkonzentrationen ($\text{GrwV } 250 \text{ mg L}^{-1}$) – bedingt durch Grundwasserneubildung – räumlich auf einige 100 m beschränkt ist, ist die Transportweite in den tieferen Horizonten nicht nur für Sulfat deutlich weiter. Hier treten dann auch Metalle wie Nickel und Zink in weiteren Entfernungen, teils gegenüber dem Sulfat retardiert, in höheren Konzentrationen auf. Der chemisch stationäre Zustand wird in den hier vorgestellten Prognoserechnungen bis zum Jahr 2400 nicht erreicht. Der Austrag aus der Kippe wird bis dahin noch nicht abgeschlossen sein. Der Transport im Grundwasser, vor allem in tieferen Horizonten verläuft langsam. Derzeit betroffen sind die Grundwasserkörper 286_08, 274_03 und 274_02, die den aktiven Tagebau und die Kippe Garzweiler abdecken.

Mit dem beginnenden Kippenabstrom werden zusätzlich die Grundwasserkörper 286_07, 27_18, und zumindest teilweise die GWK 282_05 und 274_05, i.d.R. in mehreren Grundwasserleitern einen schlechten chemischen Zustand aufweisen.

In den Abb. 84 und Abb. 85 ist die Sulfatbefrachtung des OSTW bzw. der Hz. 8/6D und 6B im Überblick dargestellt. Die dargestellten flächigen Sulfatkonzentrationen entstammen dem Stofftransportmodell der RWE Power. Für einen Überblick über die Transportreichweiten sind diese übereinander gelagert dargestellt. Dieses Sulfat beinhaltet ausschließlich Sulfat aus dem Kippenabstrom. Östlich der Erft stammt die Sulfatbefrachtung vorwiegend aus dem Alttagbau, der hier nicht betrachtet wird.

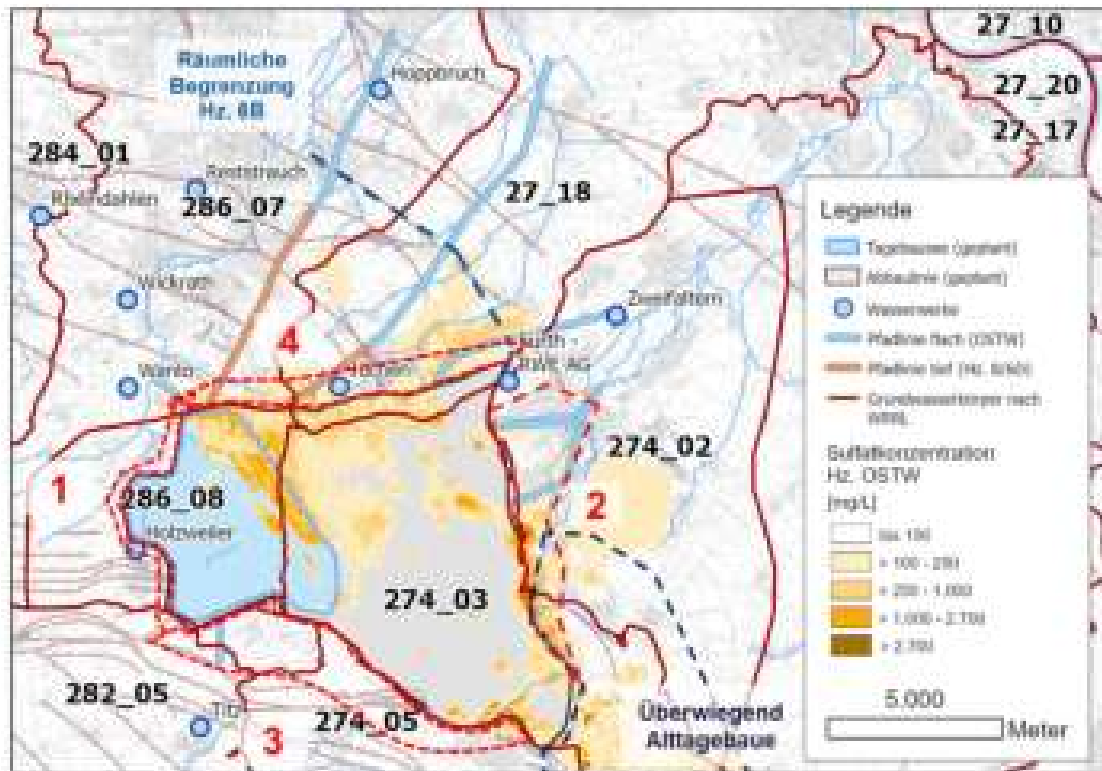


Abb. 84: Sulfatbefrachtung der Grundwasserkörper – OSTW; überlagerte Darstellung der Sulfatkonzentrationen aus dem Grundwassermodell der RWE Power (Kippensulfat) verschiedener Zeitpunkte des OSTW; Abgrenzung von Befrachtungsbereichen für die textliche Beschreibung.

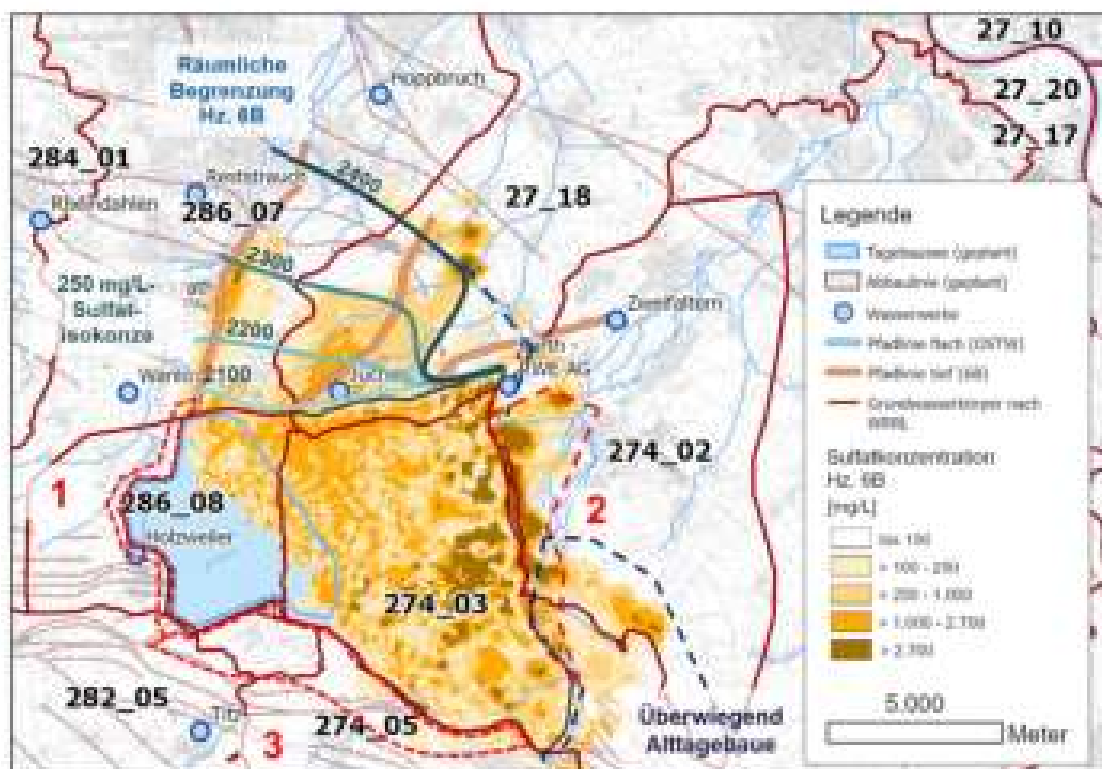
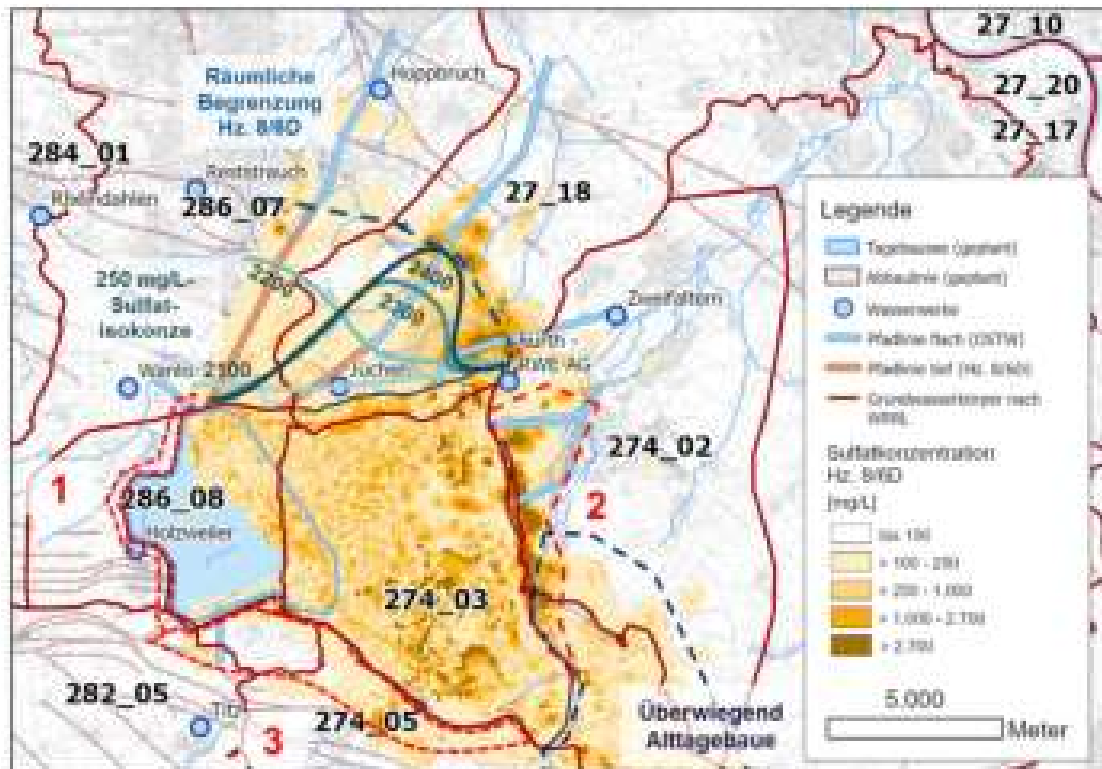


Abb. 85: Sulfatbefrachtung der Grundwasserkörper – Horizont 8/6D (oben) und 6B (unten); überlagerte Darstellung der Sulfatkonzentrationen aus dem Grundwassermodell der RWE Power (Kippensulfat) verschiedener Zeitpunkte; Darstellung der 250 mg L^{-1} -Sulfatisokonzte der reaktiven Stofftransportmodellierung im nördlichen Kippenabstrom im zeitlichen Verlauf; Abgrenzung von weiteren Befruchtungsbereichen für die textliche Beschreibung.

7.5.1 Grundwasserkörper 286_08

Der Grundwasserkörper 286_08 umfasst im Wesentlichen den Abbaubereich Garzweiler II. Mit dem Braunkohlenausstieg gemäß der Leitentscheidung 2023 wird dieser Abschnitt nicht vollständig in Anspruch genommen. Der zukünftige Tagebausee wird einen wesentlichen Anteil einnehmen. Die nördliche Seeböschung ist mit versauerungsempfindlichem Material geschüttet. Das östliche Seeufer grenzt direkt an die Kippe. Aufgrund der Kalkung (A6-Maßnahme) ist das Kippenmaterial gepuffert, so dass eine Versauerung nicht zu besorgen ist. Dies limitiert zudem die Sulfatkonzentrationen.

Die West- und Südböschung sind ins Unverritzte geschnitten. Aufgrund der langen Standzeiten bis der Tagebausee den Zielwasserspiegel erreicht hat, bildet sich ein etwa 7 m mächtiger Oxidationssaum mit einem hohen Pyritoxidationsgrad. Mit dem Seespiegelanstieg wird dieses stark befrachtete Wasser (ca. 1.500 mg L⁻¹ Sulfat im Mittel) wenige 100 m ins Unverritzte transportiert und fließt anschließend überwiegend mit der sich ändernden Strömungsrichtung zurück in den Tagebausee.

Dieser Grundwasserkörper hat bereits heute einen schlechten chemischen Zustand, insbesondere aufgrund von Sulfat- und Nickelkonzentrationen, und wird im Betrachtungszeitraum in einem schlechten chemischen Zustand verbleiben.

7.5.2 Grundwasserkörper 274_03

Dieser Grundwasserkörper umfasst den Hauptteil des Kippenkörpers Garzweiler und setzt sich nach Südosten in den Bereich der Altkippen fort. Dieser Grundwasserkörper wird im Betrachtungszeitraum in einem schlechten chemischen Zustand verbleiben.

7.5.3 Grundwasserkörper 286_07

Dieser Grundwasserkörper umfasst den westlichen Abstrombereich aus der geschütteten Seeböschung. Dieser Abstrombereich wird im Wesentlichen durch Seewasser gespeist. Der Austrag von Kippenwasser ist daher zeitlich limitiert. Anschließend dominiert das zuströmende Seewasser.

Im OSTW (Abb. 84, Bereich 4) wird vorübergehend der Schwellenwert für Sulfat von 250 mg L⁻¹ nach GrwV überschritten. Die Reichweite der 250 mg L⁻¹ Isokonz. des aus der Kippe abströmenden bzw. aus dem Hz. 8 aufströmenden Wassers ist auf wenige 100 m von Kippenrand begrenzt. Der Haupttransport findet in den tieferen Grundwasserleitern statt. Diese sind tektonisch auf etwa 6-7 km Entfernung begrenzt und strömen dort dem OSTW zu. In diesem schmalen Übergangsbereich ist für 2040 bis 2050 eine kurzzeitige Überschreitung des Grenzwerts für Sulfat prognostiziert (bis rund 300 mg L⁻¹). Der durchlaufenden Sulfatspitze folgen leicht zeitlich verzögert Nickel- und Zinkkonzentrationen von bis zu 12 µg L⁻¹ bzw. 1,2 mg L⁻¹.

In Hz. 8 bis 6D (Abb. 85 oben), die nur bereichsweise durch Geringleiter getrennt sind, verlagert sich die durchlaufende schmale Sulfatspitze bis 2240 in maximal 6,5 km Entfernung wo der Hz. 8/6D in das OSTW übergeht (Maximale Sulfatkonzentration 400 mg L⁻¹ am Kippenrand).

In Hz. 6B (Abb. 85 unten) läuft die Befrachtung aus der Kippenschürze mit den dort aufgrund der kleineren Durchlässigkeitsbeiwerte geringeren Fließgeschwindigkeiten langsamer. Die bis zu 1.100 mg L⁻¹ Sulfat schieben sich bis 2400 etwa

6-7 km in den Kippenabstrom. Der Bereich mit einer Überschreitung der 250 mg L⁻¹ Isokonze ist etwa 4 km breit. Mit der Sulfatspitze einher gehen bis zu 5 µg L⁻¹ Arsen, 10 µg L⁻¹ Blei, 1,2 µg L⁻¹ Cadmium, 30 µg L⁻¹ Nickel und 1,5 mg L⁻¹ Zink.

Der Grundwasserkörper setzt sich südlich der Kippe auf den Jackerather Horst fort. Am südlichen Rand des zukünftigen Tagebausees erfolgt zwischen 2050 und 2080 ein Abstrom von Seewasser in den Bereich des Jackerather Horstes. Das ausströmende Seewasser passiert dabei den Oxidationsbereich der geschnittenen Böschungen. Bei dieser Passage erfährt das Seewasser eine Aufmineralisierung, sodass es mit einer Sulfatkonzentration von ca. 1.500 mg L⁻¹ ins Unverritzte abströmt. Die Sulfatkonzentrationen werden auch bei der angesetzten Grundwasserneubildung über dem Schwellenwert 250 mg L⁻¹ liegen.

Bei der Passage der Oxidationszone wird das Seewasser ebenfalls mit Eisen sowie den Spurenstoffen As, Pb, Cd, Ni und Zn befrachtet. Durch Sorption werden vor allem As und Pb aus dem Grundwasser entfernt. Im Abstrom zeigen sich erhöhte Konzentrationen von Cd (bis zu 1,4 µg L⁻¹), Ni (bis zu 65 µg L⁻¹) und Zn (bis zu 4 mg L⁻¹).

Bis es 2080 zur Strömungsumkehr kommt, verlagert sich die Stofffront ca. 750 m in das Unverritzte.

Dieser Grundwasserkörper wird insbesondere in Hz. 6B im Betrachtungszeitraum in einem schlechten chemischen Zustand verbleiben.

7.5.4 Grundwasserkörper 274_02

Der Grundwasserkörper 274_02 (Abb. 84, Bereich 2) umfasst den östlichen Abstrombereich der Kippe Garzweiler angrenzend an den Kippenrand. Hier liegt geringmächtig OSTW auf unegliederten tertiären Sedimenten auf. Diese sind in Kippennähe noch durch einen Geringleiter vom Liegendstockwerk hydraulisch getrennt.

Südlicher Abstrombereich

Hier schwenkt die Erft als Vorfluter zunehmend vom Kippenrand weg. Die maximale Distanz zwischen Kippenrand und Erft beträgt rund 600 m. In der Grundwasserpassage treten im reaktiven Stofftransportmodell (Pfadlinie OSTW-6, s. Kap. 6.3.5) im Mittel bis 1.100 mg L⁻¹ Sulfat auf. Die 250 mg L⁻¹ Sulfat-Isokonze hat eine Reichweite von etwa 1,5 km, reicht über den Gustorfer Entwässerungsgraben hinweg bis in die Erftaue. Die Nickelkonzentrationen betragen gegen 2200 rund 27 µg L⁻¹. Die übrigen Spurenstoffe verbleiben im Bereich der mittleren Grundwasserbeschaffenheit. Lokal prognostiziert das Stofftransportmodell der RWE Power bis ca. 2.500 mg L⁻¹ im Kippenwasser ab 2100, lokal im Nebenstrang bis zu 4.000 mg L⁻¹ auf. Die Sulfatkonzentrationen im Zustrom verbleiben bis 2400 deutlich über dem Schwellenwert. Im südlichen Abschnitt wird zeitweise die Erft unterströmt.

Nördlicher Abstrombereich

Mit zunehmender Entfernung vom Kippenrand verringert sich die Kippenwasserbefrachtung im Erftbereich weiter. Das Grundwasser zeigt in der Prognose des Stofftransportmodells von RWE Power im Mittel Sulfatkonzentrationen bis etwa 300 mg L⁻¹, lokal ein „Hot Spot“ mit ca. 5.000 mg L⁻¹. Dieser erscheint nicht plausibel und ist als Effekt des Wanderpunktverfahrens zu interpretieren. Aus dem reaktiven Stofftransportmodell (Pfadlinie OSTW-5, s. Kap. 6.3.5) ergeben sich in rund 2 km Entfernung vom Kippenrand Sulfatkonzentrationen unter 200 mg L⁻¹ bei Nickelgehalten von maximal 13 µg L⁻¹.

Die übrigen Spurenstoffe verbleiben im Bereich der mittleren Grundwasserbeschaffenheit. Die Sulfatfracht geht nach 2300 allmählich zurück

Dieser Grundwasserkörper wird insbesondere im südlichen Bereich im Betrachtungszeitraum in einem schlechten chemischen Zustand verbleiben.

7.5.5 Grundwasserkörper 274_05

Der Grundwasserkörper 274_05 grenzt an den Südrand der Kippe Garzweiler bis zum Jackerather Horst (Abb. 84, Zone 3). Die dort verlaufenden Störungen sind im Wesentlichen geringdurchlässig. Am Übergang zum Jackerather Horst prognostiziert das Stofftransportmodell der RWE Power an einzelnen Stellen einen Transportpfad aus der Kippe. Hot Spots mit sehr hohen Sulfatkonzentrationen sind als methodenbedingt Artefakte des Wanderpunktverfahrens nicht als tatsächliche Befrachtung zu interpretieren. Der diffuse Kippenabstrom führt im Nahbereich der Kippe zu erhöhten Sulfatkonzentrationen. Da diese teilweise der ungekalkten Kippe entstammen, können auch Metallkonzentrationen höher ausfallen. Mit fortschreitendem Grundwasserwiederanstieg verändert sich die Strömungssituation, so dass die Befrachtung nach 2100 in Richtung Erft verlagert wird.

Dieser Grundwasserkörper wird am Kippenrand in einem wenige 100 m breiten Streifen bis nach 2100 in einem schlechten chemischen Zustand verbleiben.

7.5.6 Grundwasserkörper 27_18

Der Grundwasserkörper 27_18 umfasst den nordöstlichen Abstrombereich der Kippe Garzweiler. Die Kippenwasserbefrachtung stammt aus der Kippe. Im westlichen Abschnitt stammt ein Anteil des abströmenden Wassers aus dem zukünftigen Tagebausee.

Westlicher Abstrombereich

Im OSTW, das hier nur stellenweise von Hz. 8 hydraulisch getrennt ist (Abb. 84, Bereich 4) wird vorübergehend der Schwellenwert für Sulfat von 250 mg L^{-1} überschritten. Die Reichweite der 250 mg L^{-1} Isokonze des aus der Kippe abströmenden bzw. aus dem Hz. 8 aufströmenden Wassers ist auf wenige 100 m von Kippenrand begrenzt. Der Transport findet auch in den tieferen Grundwasserleitern statt. Diese sind tektonisch im westlichen Abschnitt in etwa 3 km (Hz. 6D) bzw. 6 km (Hz. 6B) Entfernung begrenzt und strömen dort dem OSTW zu. Dies bewirkt jedoch keine Überschreitung des Schwellenwerts in diesem Bereich. Der durchlaufenden Sulfatspitze folgen leicht zeitlich verzögert Nickelkonzentrationen über 20 µg L^{-1} bis rund 3 km in den Abstrom.

In Hz. 6D (Abb. 85 oben), der nur bereichsweise durch Geringleiter getrennt ist, verlagert sich die durchlaufende Sulfatspitze bis 2400 in 6,5 km Entfernung. Der fehlende Geringleiter zum OSTW führt zu einem sukzessiven Zuströmen in das OSTW (Maximale Sulfatkonzentration rund 420 mg L^{-1} am Kippenrand).

In Hz. 6B (Abb. 85 unten) läuft die Befrachtung aus der Kippenschürze mit den dort aufgrund der kleineren Durchlässigkeitsbeiwerte geringeren Fließgeschwindigkeiten langsamer. Die bis zu 850 mg L^{-1} Sulfat schieben sich bis 2400 etwa 6-7 km in den Kippenabstrom. Die 250 mg L^{-1} Isokonze wird im Betrachtungszeitraum nicht mehr unterschritten. Mit der Sulfatspitze einher gehen bis zu 8 µg L^{-1} Arsen, 1 µg L^{-1} Cadmium, 60 µg L^{-1} Nickel und $1,3 \text{ mg L}^{-1}$ Zink.

Östlicher Abstrombereich

Im östlichen Abstrombereich liegt das OSTW geringmächtigen Restsedimenten auf dem hydraulisch abgetrennten Hz. 6B auf, die nach etwa 1 km auskeilen. Am Übergang zur Krefelder Scholle gehen diese in mächtige ungegliederte tertiäre Sedimente über. Die Reichweite der 250 mg L^{-1} Sulfat-Isokonze ist auf etwa 700 m, die des Bereichs mit Nickelkonzentrationen über 20 µg L^{-1} auf etwa 1,5 km vom Kippenrand begrenzt.

Der Hz. 6B verbleibt dauerhaft unter 250 mg L^{-1} Sulfat. Für einen Bereich wenige 100 m vom Kippenrand entfernt werden Nickelkonzentrationen über 20 µg L^{-1} prognostiziert.

Dieser Grundwasserkörper wird insbesondere im südwestlichen Bereich im Betrachtungszeitraum in einem schlechten chemischen Zustand verbleiben.

7.5.7 Grundwasserkörper 282_05

Der Grundwasserkörper grenzt südwestlich des Jackerather Horsts und des Tagebausees an (Abb. 84, Übergang Zone 1 zu Zone 3). Am Rand des zukünftigen Tagebausees erfolgt zwischen 2050 und 2080 ein Abstrom von Seewasser ins Unverritzte. Das ausströmende Seewasser passiert dabei den Oxidationsbereich der geschnittenen Böschungen. Bei dieser Passage erfährt das Seewasser eine Aufmineralisierung, sodass es mit einer Sulfatkonzentration von ca. 1.500 mg L^{-1} ins Unverritzte abströmt. Die Sulfatkonzentrationen werden auch bei der angesetzten Grundwasserneubildung über dem Schwellenwert 250 mg L^{-1} liegen

Bei der Passage der Oxidationszone wird das Seewasser ebenfalls mit Eisen sowie den Spurenstoffen As, Pb, Cd, Ni und Zn befrachtet. Durch Sorption werden vor allem As und Pb aus dem Grundwasser entfernt. Im Abstrom zeigen sich erhöhte Konzentrationen von Cd (bis zu $1,4 \text{ µg L}^{-1}$), Ni (bis zu 65 µg L^{-1}) und Zn (bis zu 4 mg L^{-1}).

Bis es 2080 zur Strömungsumkehr kommt, verlagert sich die Stofffront ca. 750 m ins Unverritzte.

Dieser Grundwasserkörper wird am Rand zum Tagebausee in einem einige 100 m breiten Streifen für den Zeitraum von 2050 bis 2080 in einem schlechten chemischen Zustand sein.

gez. Rüde

Univ.-Prof. Dr. Thomas R. Rüde

gez. Demmel

Dr. Thomas Demmel

gez. Fahrenbach

M.Sc. Felix Fahrenbach

8 LITERATURVERZEICHNIS

- Banning, A., Demmel, T., Rüde, T.R. & Wrobel, M. (2013): Groundwater uranium origin and fate control in a river valley aquifer.- Environ. Sci. Technol., 47 (24): 13941–13948. – [DOI: 10.1021/es304609e]
- Bergmann, A. (1999): Hydrogeochemische Untersuchungen anoxischer Redoxprozesse in tiefen Porengrundwasserleitern der Niederrheinischen Bucht – im Umfeld des Tagebaus Garzweiler I. – Bochumer Geologische und Geotechnische Arbeiten, 51: 167 S.
- Bezirksregierung Düsseldorf (2011): Überschwemmungsgebiet Jüchener Bach und Nebengewässer. – Kurzbericht.- 16 S.
- BLA-GEO & LAWA (2015): Hydrogeochemische Hintergrundwerte im Grundwasser und ihre Bedeutung für die Wasserwirtschaft.
- Böhmer, J. (2017): Herkunft und Akkumulationsprozesse von Uran in Mooren und ihre Funktion als Uranreservoir am Beispiel zweier Kalkniedermoore Donaumoos und Kalkarer Moor.- unveröff. Masterarbeit RWTH Aachen, Hydrogeologie, 118 S.
- Leßmann, D., Rüde, T.R., Demmel, T., Fahrenbach, F., Uhlmann, W., Mix, S., Seher, W., Hühn, D. (2025): Prognose der limnologischen Entwicklung des Tagebausees Garzweiler II. – Gutachten im Auftrag der RWE Power AG, Essen. BTU Cottbus-Senftenberg, RWTH Aachen, IWB Dr. Uhlmann Dresden, IfB Potsdam-Sacrow. Cottbus/Aachen/Dresden/Potsdam, 2025. – [vorab vorliegender Entwurf mit Stand Dez. 2024]
- Cremer, N. (2002): Schwermetalle im Grundwasser Nordrhein-Westfalens unter besonderer Berücksichtigung des Nickels in tieferen Grundwasserleitern der Niederrheinischen Bucht. – Besondere Mitteilungen zum Deutschen Gewässerkundlichen Jahrbuch, 60. 180 S.
- Cremer, N. (2015): Nitrat im Grundwasser - Konzentrationsniveau, Abbauprozesse und Abbaupotenzial im Tätigkeitsbereich des Erftverbands. – Erftverband. 311 S.
- Dzombak, D.A. & Morel F.M.M. (1990): Surface Complexation Modeling: Hydrous Ferric Oxide. John Wiley & Sons. New York. 393 S.
- Hirmke, L. (2016): Model development on the origin of uranium in the two lowland peats of Donaumoos and Kalkarer Moor.- unveröff. Masterarbeit RWTH Aachen, Hydrogeologie, 93 S.
- Kurth, D. (2010): Distribution and origin of geogenic uranium in groundwater systems of the southern Lower Rhine Embayment and adjacent areas.- unveröff. Bachelor RWTH Aachen, Hydrogeologie, 81 S.
- LAWA - Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (2016): Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser.
- LANUV (2021): Fachbericht 110: Kooperationsprojekt GROWA + NRW 2021, Teil 2a, Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Recklinghausen, 81 S.
- Lenk, S. (2008): Grundwasserbeschaffenheit und hydrogeochemische Prozesse in rheinischen Braunkohlenabraumkippen und in deren Abstrom. – Bochumer Geowissenschaftliche Arbeiten Heft 13, 128 S.

- Lenk, S., Wisotzky, F. & Cremer, N. (2013): Hydrogeochemie von Eisenausfällungen an Grundwasseraustritten der Abraumkippe Berrenrath (Rheinisches Braunkohlenrevier). – Grundwasser 18, 35-45.
- Manning, D.A.C & Hutcheon, I.E. (2004): Distribution and mineralogical controls on ammonium in deep groundwaters. – Applied Geochemistry, 19: 1495–1503.
- Müller, L. (2018): Uran in Moorböden des Konnerzvenn (Ostbelgien): Indizien für einen staubgebundenen Eintrag aus fernen geogenen Quellen in Norddeutschland.- unveröff. Bachelor RWTH Aachen, Hydrogeologie, 69 S.
- Neuman, S.P. (1990): Universal Scaling of Hydraulic Conductivities and Dispersivities in Geologic Media. – Water Resources Research 26(8), 1749-1758.
- Obermann, P., van Berk, W., Wisotzky, F. & Reichel, F., Ruhr-Universität Bochum (RUB) - Landesamt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen (LWA NW) (1991): Auswirkungen von Braunkohleabraumkippen auf die Grundwasserbeschaffenheit. – Zwischenbericht.
- Obermann, P., van Berk, W., Wisotzky, F., Reichel, F., Krämer, S., Weber, K., Ruhr-Universität Bochum (RUB) - Landesamt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen (LWA NW) (1993): Auswirkungen von Braunkohleabraumkippen auf die Grundwasserbeschaffenheit. – Endbericht.
- Parkhurst, D.L. & Appelo, C.A.J. (2013): Description of Input and Examples for PHREEQC Version 3—A Computer Program for Speciation, Batch-Reaction, One-Dimensional Transport, and Inverse Geochemical Calculations. – U.S. Geological Survey Techniques and Methods, book 6, chap. A43, 497 S.
- Reinisch, Y. (2009): Charakterisierung der Grundwasserbeschaffenheit tiefer Grundwasserleiter im Rheinischen Revier. – Diplomarbeit Technische Universität Bergakademie Freiberg, 79 S.
- Römer, W.; Lehmkuhl, F. & Sirocko, F. (2016): Late Pleistocene aeolian dust provenances and wind direction changes reconstructed by heavy mineral analysis of the sediments of the Dehner dry maar (Eifel, Germany).- Global and Planetary Change, 147: 25–39.
- Rüde, T.R., Becker, J. & Demmel, T., Rheinisch-Westfälisch Technische Hochschule Aachen (RWTH) (2023): Untersuchungen zum Kippenmonitoring der Abraumkippe des Tagebaus Garzweiler – Beurteilung von Überkalkungsmaßnahmen im Rahmen von Zusatzuntersuchungen zum A6-Gutachten.
- Rüde, T.R., Becker, J. & Demmel, T., Rheinisch-Westfälisch Technische Hochschule Aachen (RWTH) (2024): Untersuchungen zum Kippenmonitoring der Abraumkippe des Tagebaus Garzweiler der RWE Power AG.
- Rumayor, M. & Lopez-Anton, M. A. (2015): A new approach to mercury speciation in solids using a thermal desorption technique.- Fuel, 160: 525-530
- RWE Power AG (2006): Tagebau Inden – Angaben für die Umweltverträglichkeitsprüfung einschließlich Umweltprüfung.
- RWE Power AG (2019): Kippenwasserbeschaffenheit im Rheinischen Braunkohlerevier inkl. Anlagen Garzweiler mit Daten zur Analytik der Beprobung von Grundwassermessstellen in den Altkippen (1983-2019) und im liegenden Horizont 5 (1982-2019).
- RWTH Aachen (2014): Gutachterliche Prognose über die zukünftig zu erwartende Grundwassergüte im Abstrombereich der Kippe und wasserwirtschaftliche Auswirkungen auf die im Einflussbereich gelegenen Oberflächengewässer sowie den geplanten Restsee. – LuFG Hydrogeologie RWTH Aachen University, Aachen, Februar 2014.

- Schulte, U., Strauß, H., Bergmann, A. & Obermann, P. (1997): Isotopenverhältnisse der Schwefel- und Kohlenstoffspezies aus Sedimenten und tiefen Grundwässern der Niederrheinischen Bucht. – *Grundwasser*, 2: 103-110.
- Schwieger, A.-C. & Gebauer, K. (2020): Determination of mercury binding forms in humic substances of lignite. – *Fuel*, 274: 117800
- Stadt Grevenbroich (2018): Wasserversorgungskonzept nach § 38 Absatz 3 LWG für die Stadt Grevenbroich. – 42 S.; Grevenbroich.
- Uhlmann, W., Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann (IWB) (2007): Untersuchungsbericht zur Geochemie und Hydrochemie der Abraumkippen des Tagebaus Hambach.
- Uhlmann, W., Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann (IWB) (2020): Gutachterliche Überprüfung und Prognose über die aktuelle und zukünftige zu erwartende Grundwasserbeschaffenheit in den Kippen der Tagebaue Hambach und Inden.
- Uhlmann, W., Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann (IWB) (2023): Limnologisches Prognosegutachten für den zukünftigen Tagebausee Hambach.
- Waite, T.D., Davis, J.A., Payne, T.E., Waychunas, G.A. & Xu, N. (1994): Uranium(VI) adsorption to ferrihydrite: Application of a surface complexation model. – *Geochimica et Cosmochimica Acta* 58(24), 5465-5478.
- Wisotzky, F. (2003): Saure Bergbauwässer (Acid Mine Drainage) und deren Qualitätsverbesserung durch Zugabe von alkalisch wirkenden Zuschlagstoffen zum Abraum. – *Besondere Mitteilungen zum Deutschen Gewässerkundlichen Jahrbuch Nr.61*, Essen.
- Wisotzky, F. & Lenk, S. (2006): Darstellung und Evaluierung der Minderungsmaßnahmen zur Kippenwasserversauerung im Tagebau Garzweiler der RWE Power AG (Rheinisches Braunkohlerevier, Germany). – *Freiberger Wissenschaftliche Mitteilungen*, 31: 133-138.
- Wisotzky, F. & Lenk, S., Ruhr-Universität Bochum (RUB) (2008): Untersuchungen zur Bestimmung des Calcit-Siderit-Verhältnisses im Abraum des Tagebaues Garzweiler I/II der RWE Power AG.
- Wisotzky, F. & Lenk, S., Ruhr-Universität Bochum (RUB) (2010): Untersuchung des Calcit-Siderit-Verhältnisses im Abraum des Tagebaues Garzweiler I/II der RWE Power AG und Anpassung der Kalkzugabeformel.