Tagebausee Hambach

Antrag auf Planfeststellung nach § 68 Abs. 1 WHG

Anlage A-KIP:

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

- Neumodellierung -

(Aktenzeichen: 4300366431-R4-564)

RWE Power AG

Wasserwirtschaftliche Planung

RWTH Aachen, Lehr- und Forschungsgebiet Hydrogeologie

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

Aachen, Juli 2026

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 Aufgabenstellung 10

2.1 Anlass 10

2.2 Aufgabenstellung 11

3 Übergebene Unterlagen, Gutachten und Daten 13

4 Ausgangssituation 15

4.1 Untersuchungsraum 15

4.1.1 Geologische Einordnung 15

4.1.2 Hydrogeologie 16

4.1.3 Zeitliche Entwicklung der Grundwasserstände 16

4.2 Grundwasserneubildung für Prognoserechnungen in der Niederrheinischen Bucht 17

4.3 Hydrochemische Situation der Kippenwässer 19

4.4 Mittlere Stoffgehalte im Unverritzten für die Modellierung 20

4.5 Redox-Verhältnisse im OSTW und in den Absenkungsbereichen der Sümpfung 21

5 Ableitung zu erwartender Konzentrationen relevanter Parameter des Kippengrundwassers 24

5.1 Eisen 24

5.2 Calcium und Magnesium 25

5.3 pH-Wert 27

5.4 Natrium, Kalium und Chlorid 28

5.5 Hydrogenkarbonat 30

5.6 Spurenelemente 31

5.7 Zusammenfassung 33

6 Ableitung der Grundwasserqualität im Kippenabstrom 35

6.1 Quantifizierung des Sulfataustrages an Bilanzquerschnitten entlang des Kippenrandes 36

6.2 Pfadlinien-Modell 38

6.2.1 Methodik 38

6.2.2 Modellaufbau 40

6.2.3 Parametrisierung und Berechnungsergebnisse 42

6.3 Reaktiver Stofftransport mit PhreeqC 93

6.3.1 Methodik 93

6.3.2 Modellaufbau und Parametrisierung 95

6.3.3 Programmtechnische Modellumsetzung 97

6.3.4 Modellauswertung 98

6.3.5 Ergebnisse 99

6.4 Stoffe nach Grundwasserverordnung 151

6.4.1 Methodik 152

6.4.2 Stickstoffverbindungen 153

6.4.3 Phosphat 155

6.4.4 Schwermetalle 155

7 Beurteilung der wasserwirtschaftlichen Auswirkungen 158
7.1 Flurabstandsprognose und potenzielle Befrachtungsbereiche 158
7.1.1 Zone I 160
7.1.2 Zone II 162
7.1.3 Zone III 163
7.1.4 Zone IV 165
7.1.5 Zone V 166
7.1.6 Zone VI 169
7.1.7 Zone VII 170
7.1.8 Zone VIII 172
7.1.9 Zone IX 173
7.2 Wassergewinnungsanlagen im Abstrom des Tagebaus Hambach 174
7.3 Grundwasserkörper 176
7.3.1 Grundwasserkörper 274_06 180
7.3.2 Grundwasserkörper 274_05 181
7.3.3 Grundwasserkörper 282_05 183
7.3.4 Grundwasserkörper 282_07 183
7.3.5 Grundwasserkörper 274_03 184
7.3.6 Grundwasserkörper 274_07 184
8 Literaturverzeichnis 186

1 ZUSAMMENFASSUNG

Im Rahmen der Gewinnung der Braunkohlenlagerstätte im Tagebau Hambach werden auch solche Horizonte im Hangenden der Braunkohlenflöze freigelegt, umgelagert und für die Wiedernutzbarmachung des Tagebaus im Bereich der Innenkippe bzw. wurden auf der Außenkippe Sophienhöhe 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 eine Mobilisierung von Säure, Sulfat und Metallionen bewirkt.

Das Ausmaß ist dabei im Wesentlichen vom Pyritgehalt der Abraumschichten und der Zutrittsdauer des Sauerstoffs bzw. der Expositionsdauer des versauerungsrelevanten Abraums abhängig. Diese Stoffe werden mit der schrittweisen Einstellung der Sümpfung potenziell in das Kippenwasser und den Kippenabstrom mobilisiert. Der Stoffaustrag über den Kippenrandbereich hinaus in das kontrolliert ansteigende Grundwasser wird durch Stoffeigenschaften, Grundwassereigenschaften und Wasser-Gesteins-Wechselwirkungen bestimmt.

Bis zum erstmaligen Erreichen des Zielwasserspiegels des zukünftigen Tagebausees ca. im Jahr 2070 (modelltechnische Ermittlung) strömt das Wasser aus dem zukünftigen Tagebausee in die umgebende Kippe und das unverritzte Gebirge. Erst nach 2100 kommt es mit dem ansteigenden Grundwasserniveau der umgebenden Kippen- und Grundwasserkörper zu einer Ausrichtung der Strömung in Richtung Nordosten und einem sich bis 2200 einstellenden, stationären Strömungsfeld. Die gutachterliche Prognose beurteilt die Entwicklung des Kippenabstroms Hambach einschließlich der instationären Befüllungsphase bis lange nach Erreichen dieses hydraulischen Gleichgewichtszustandes. Der Stoffaustrag aus der Kippe wird mit der dann langsamen Durchströmung mit Sicker- und Grundwasser sehr viel länger andauern. Im gewählten Betrachtungszeitraum bis 2400 ist der wesentliche Kippenaustrag abgebildet und die mobilisierenden Prozesse abgeschlossen (erschöpfte Quelle). Die Stofffront wird aufgrund der insbesondere in tieferen Grundwasserleitern langsamen Fließgeschwindigkeit dann noch nicht den Betrachtungsbereich vollständig passiert hat. Die Beurteilung erfolgt in variierenden, dem jeweiligen Betrachtungsausschnitt angepassten Zeitscheiben.

Die Ableitung der stofflichen Zusammensetzung eines Kippengrundwassers der Kippe Hambach kann nicht vollumfänglich auf Basis vorliegender Messwerte erfolgen, die aufgrund der kleinen Kohorte allein nicht ausreichend statistisch aussagekräftig sind. Für ein vollumfängliches Bild wird die standortspezifische Datenbasis mit Daten aus Laborversuchen, Feldexperimenten im Technikumsmaßstab und Kippenwasserdaten anderer Kippen im niederrheinischen Revier ergänzt. Mit einem bereits erarbeiteten und abgestimmten Ansatz – wie in vorangegangenen Gutachten für den Tagebau Garzweiler – werden aus diesem Datensatz statistische Korrelationsbetrachtungen zwischen Sulfat und anderen Ionen bzw. Parametern angestellt, um von der durch RWE Power modellierten zeitlichen Entwicklung der Sulfatkonzentrationen im Kippenabstrom über den Kippenrand repräsentative mittlere Kippenwasserzusammensetzungen zu ermitteln. Diese funktionellen Zusammenhänge zwischen Sulfat und anderen Stoffen bzw. Parametern sind zunächst rein mathematische Funktionen, die es ermöglichen Werte für pH-Wert, Leitfähigkeit, Natrium, Kalium, Calcium, Magnesium, Eisen (gesamt), und Chlorid sowie der Spurenstoffe Arsen, Blei, Cadmium und Nickel variierend mit der zeitlichen Entwicklung der Sulfatkonzentrationen als Startwerte für eine reaktive Transportmodellierung zu nutzen. Die Auswertung der insgesamt mehr als 1.100 Analysen gibt fallweise auch Einblick in bestehende Zusammenhänge, die prozesschemisch begründbar sind.

Der gewählte Ansatz ist zweigleisig ausgelegt. 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 dabei auch Grundwasseranalysen mit den

Modellprognosen verglichen und zielgerichtet berücksichtigt. Ziel ist nicht die Erstellung eines weiteren, komplexen numerischen Stofftransportmodells – ein Modell für den konservativen Stofftransport liegt bei RWE Power vor (s. Anlage A-TMS) –, sondern die transparente und nachvollziehbare Überprüfung vorliegender Prognosen bezüglich des Kippenwasserabstroms und des reaktiven Stofftransportes auf der Basis grundlegender Gesetze zum Massenerhalt, dem Strömungspotential und der Fließnetze. Anschließend werden die Pfadlinien stärker abstrahiert und ein reaktiver Transport verschiedener Stoffe mit dem Programmcode PhreeqC, Version 3 und dem thermodynamischen Modellsatz "minteq.v4" berechnet.

Als Datengrundlage werden Daten zur Grundwasserströmung und dem konservativen Sulfattransport aus dem Grundwassermodell der RWE Power verwendet. Der von RWE Power modellierte Sulfattransport umfasst dabei nicht nur den Kippenabstrom aus dem Tagebau Hambach, sondern auch den Kippenabstrom aller anderen aktuellen und ehemaligen Tagebaue. Die in diesem Gutachten erstellten Modelle berücksichtigen ausschließlich den Kippenabstrom aus dem Tagebau Hambach. Eine kumulative Betrachtung mit einem potenziellen Kippenabstrom aus den Alttagebauen der Erftschiene erfolgt nicht.

An bilanzierten vertikalen Teilflächen (Bilanzquerschnitte) entlang des Kippenrandes liegen jährliche Werte für die Sulfatmassen und Wasservolumina vor. Zur Weiterverwendung als Konzentrationswerte in den RWTH-Modellleitern werden die Sulfatmassen je Bilanzfläche entsprechend der vertikalen Zuordnung der Modellleiter des Grundwassermodells der RWE Power 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. Von diesen Startwerten ausgehend werden im Weiteren unabhängig vom bestehenden Modell der RWE Power die Konzentrationsentwicklungen simuliert. Ein Kippenabstrom erfolgt bereits aus der Sophienhöhe in das obere Grundwasserstockwerk (OSTW). Für diesen Bereich können langjährige Analysen für die Modellvalidierung herangezogen werden.

Die 1D-Modellierung erfolgt entlang von Pfadlinien. Diese berücksichtigen das instationäre Strömungsregime während des Grundwasserwiederanstiegs bis zum hydraulischen stationären Zustand, der sich nach der vollständigen Befüllung des zukünftigen Tagebausees und der umgebenden Grundwasserleiter bis 2200 ergibt. Die Pfadlinien orientieren sich dabei an den Strömungssituationen zu unterschiedlichen Zeitpunkten sowie der modellierten Sulfatausbreitung des Grundwassermodells von RWE Power und stellen damit eine räumliche und zeitliche Mittelung stellvertretend für die einzelnen Bilanzquerschnitte dar. Die Geometrie der Modellzellen wird ebenfalls aus dem Grundwassermodell von RWE Power abgeleitet und entsprechend den dort hinterlegten hydraulischen Eigenschaften (k_f-Wert, Porosität) parametrisiert. Die Pfadlinien werden bis zum Jahr 2400 gerechnet, wenn die Sulfatbefrachtung am Kippenrand abgeklungen ist (erschöpfte Quelle) und sich eine Konzentrationsminderung durch Dispersion sowie Mischung ausprägen kann.

Die südöstliche Böschung des zukünftigen Tagebaus soll als geschnittene Böschung ausgeführt werden. Im Grundwassermodell der RWE Power ist deshalb für diese Bereiche kein Sulfatinventar angesetzt. Die Gesteinsschichten im Bereich des Tagebaus Hambach weisen im Mittel Pyritschwefelgehalte von 0,07 Gew.-% auf. Aufgrund langer Standzeiten dieser Böschungsabschnitte sind hohe Oxidationsgrade des im Sediment enthaltenen Pyrits zu erwarten. Dies führt zu einer Aufmineralisierung des Seewassers bei der Passage durch die Oxidationszone in das Unverritzte verbunden mit (hydro)geochemischen Reaktionen im Kontaktbereich während der Tagebauseebefüllung. Nach Abschluss der Tagebauseebefüllung können verbliebene bzw. abgeströmte Stoffe mit dem Grundwasserzustrom in den Tagebausee gelangen. Im geochemischen Seemodell wird das hinsichtlich der Seewasserbeschaffenheit teilweise berücksichtigt (siehe Anlage A-LIM). Während im OSTW aufgrund der zu erwartenden böschungsparallelen Grundwasserströmung keine Befrachtung erfolgt, sind für die Horizonte 9B und 8 Stoffausträge, insbesondere Sulfat, zunächst in Richtung Südosten zu erwarten.

Der in beiden Horizonten befrachtete Bereich, in dem die zusätzliche Befrachtung aus der Oxidationszone zu Überschreitungen der Schwellenwerte nach Grundwasserverordnung führen kann, hat eine Maximalausdehnung von ca. 1 bis 2 km nach Südosten. In diesem werden die Stoffausträge überprägt durch die Vermischung mit unbefrachtetem Grundwasser. Aufgrund der sich gegen Ende dieses Jahrhunderts einstellenden Grundwasserströmung erfolgt in diesem Bereich dann eine Strömungsumkehr zum zukünftigen Tagebausee hin und damit eine Rückverlagerung der Stoffausträge aus der potenziellen Oxidationszone.

Die Modellierungsergebnisse zeigen, dass das OSTW hauptsächlich aus der Sophienhöhe nach Norden und Nordosten sowie aus der Innenkippe in Richtung Osten mit Sulfat befrachtet wird. Das Grundwassermodell der RWE Power prognostiziert eine Sulfatbefrachtung aus der Sophienhöhe nach Nordwesten und Westen in Richtung der Rur-Niederung. Da die Ausbreitung bei teils sehr geringen Grundwassermächtigkeiten erfolgt, ist die Ausbreitung nicht als 1D-Modell abstrahierbar. Im Bereich des zukünftigen Tagebausees erfolgt aufgrund des Kippenkeils nur ein geringfügiger Austrag, sodass der Abstrom langfristig von der Seewasserbeschaffenheit geprägt wird. Neben Sulfat erfolgt auch eine teilweise ausgeprägte Befrachtung mit den Spurenstoffen Nickel und Cadmium. Arsen und Blei werden dagegen unter den oxischen Bedingungen des OSTWs vollständig an Ferrihydritoberflächen sorbiert.

Die tieferen Grundwasserleiter (Hz. 9B, 8, 7E und 7A) werden vor allem aus der Innenkippe und dem nördlichen Abschnitt der Nordrandböschung mit Sulfat befrachtet. Bis in den Bereich der Ville ist mit einer deutlichen erhöhten Sulfat- und Spurenstoffkonzentrationen zu rechnen.

Es tritt im OSTW eine zeitweise kippennahe Befrachtung mit Sulfat bis über 2.000 mg L^{-1} auf. Die Modellierungsergebnisse zeigen für das OSTW einen Sulfattransport, der mit Ausnahme des nordwärts aus der Sophienhöhe ausströmenden Kippenwassers über eine vergleichsweise hohe Distanz, mit zeitweisen Konzentrationen bis zu 500 mg L^{-1} die Erftaue erreicht. Die Grundwasserneubildung führt als wesentlicher Prozess zu einer Konzentrationsminderung. Nickel und teils Cadmium folgen deutlich retardiert, führen jedoch über weite Abschnitte des Kippenabstroms über lange Zeit zu Überschreitungen des Geringfügigkeitsschwellenwertes nach LAWA bzw. des Schwellenwertes nach Grundwasserverordnung. Arsen und Blei werden unter den vorherrschenden oxischen Bedingungen fast vollständig sorbiert. In Horizont 12 kann ein Transport unter sub- bis anoxischen Bedingungen mit einer geringeren Retardierung einhergehen. Diese Wässer treten dann aufgrund der Teufenlage nicht mit grundwasserabhängigen Schutzgütern, wie z.B. Fließgewässer oder Biotopen, in Interaktion.

In den tieferen Grundwasserleitern 9B, 8 und 7 führt der Abstrom aus der Innenkippe zu einer hohen Befrachtung mit Sulfat und den begleitenden Metallen. Der Abstrom aus der Innenkippe kann auch umfließend im Norden unter der Sophienhöhe sowie im Süden unter dem zukünftigen Tagebausee heraus erfolgen und die Grundwasserleiter nach Nordosten bis zur Erft mit bis zu 1.700 mg L^{-1} Sulfat befrachten. Mit diesen teilweise sehr hoch mineralisierten Kippenwässern geht auch eine hohe Befrachtung mit Nickel, Cadmium, Blei und Arsen einher, da die Sorptionsplätze bzw. die Kationenaustauschkapazität limitiert sind. Unter den überwiegend anoxischen Bedingungen wird Eisen in zweiwertiger Form transportiert. Eine Eisenfällung und eine Retardierung an daraus resultierenden zusätzlichen Sorptionsmöglichkeiten wie im OSTW erfolgt nicht.

Unter Berücksichtigung vorliegender Untersuchungen und der im Rahmen der hier durchgeführten Untersuchungen neu gewonnenen Erkenntnisse wird abgeleitet werden, ob eine potenzielle qualitative Beeinträchtigung der Wasserversorgung sowie grundwasserabhängiger Schutzgüter wie z.B. Landökosysteme, FFH-Gebiete und Feuchtgebiete im Grundwasserabstrom der Kippe Hambach zu erwarten ist. Auf Basis der aus den prognostizierten Grundwasserhöhen des Grundwassermodells von RWE Power abgeleiteten Flurabstandsprognosen und der potenziellen Befrachtungsbereiche wird die potenzielle Betroffenheit der Schutzgüter innerhalb der jeweiligen Befrachtungsbereiche differenziert nach den Flurabstandsklassen < 2 m (Gewässer), < 3 m (terrestrische Biotope) und < 5 m (FFH-Gebiete) geprüft. Eine konkrete, standortspezifische Bewertung erfolgt im Rahmen der Umweltprüfung und des Fachbeitrags (FB) WRRL.

Ausgehend von den Stofftransportmodellierungen werden für das OSTW neun potenzielle Befrachtungsbereiche abgeleitet und charakterisiert. Das Grundwasser im Bereich des östlichen Abstroms aus der Sophienhöhe wird die Qualitätsnormen für den Stoff Sulfat der Grundwasserverordnung voraussichtlich überschreiten. Dies betrifft im Wesentlichen die Schutzgüter entlang des Finkelbachs bis hin zur Erftaue. Potenziell betroffen, bei jedoch deutlich geringer zu erwartender Befrachtung, sind auch Abschnitte des Malefinkbachs, des Elsdorfer Fließes, des Paffendorfer Mühlengrabens, des Mühlengrabens und des Ellebachs sowie dort befindliche Stillgewässer, kleinere Gerinne und terrestrische Schutzgüter. Ob die Qualitätsnormen der Oberflächengewässerverordnung eingehalten werden, wird vom Anteil des Grundwasserzutritts am Gesamtabfluss abhängen und wird standortspezifisch im Rahmen der Umweltprüfung und des FB WRRL bewertet. In Horizont 12 kann der Transport unter sub- bis anoxischen Bedingungen mit einer geringeren Retardierung einhergehen. Diese Wässer treten dann jedoch nicht mit Fließgewässern oder Biotopen in Interaktion. Da der trennende Tegelenton nur bereichsweise vorliegt, ist das nicht für die Fläche anzunehmen.

Mit steigendem Seewasserspiegel wird die Wasserqualität im Abstrom des zukünftigen Tagebausees durch die Seewasserqualität beeinflusst. Hier prognostiziert das Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann (s. Anlage A-LIM) langsam steigende Sulfatkonzentrationen bis knapp 200 mg L^{-1} in 2200. Am Ostufer der Manheimer Bucht tritt etwa zwischen 2070 und 2090 ein Grundwasserabstrom nach Osten auf, der allmählich nach Norden einer randparallelen Strömung weicht. In diesem Zeitraum prognostiziert IWB (2023) Sulfatkonzentrationen von rund 70 mg L^{-1}. Aufgrund der langen Verweilzeit im See ist unter den oxischen Bedingungen nicht von einem Austrag von Schwermetallen auszugehen (s. Anlage A-LIM). In diesem Bereich wird kein Kippenwasserabstrom aus dem Tagebau Hambach prognostiziert. Somit ergibt sich auch keine potenzielle Beeinträchtigung von an das Grundwasser angebundenen Schutzgütern.

Es besteht für den zukünftigen Kippenwasserabstrom keine schädliche Beeinflussung der Grundwasserqualität hinsichtlich der Stoffe Nitrat, Nitrit und ortho-Phosphat. Der zukünftige Kippenwasserabstrom bedeutet kein zusätzliches Risiko für die Bewirtschaftungsziele nach Wasserrahmenrichtlinie im OSTW durch Ammonium. Hier sind konzentrationsbegrenzende Oxidationsprozesse, die im OSTW derzeit Ammoniumkonzentrationen begrenzen, zu erwarten. In den tieferen, suboxischen bis anoxischen Grundwasserhorizonten liegen in 5 % (Hz. 9B) bis 15 % (Hz. 7) der Analysen Ammoniumkonzentrationen über dem Schwellenwert der Grundwasserverordnung vor. Dieses Ammonium entstammt der Mineralisierung natürlicher organischer Substanzen. In den tieferen Horizonten wird die Mobilität von Ammonium zunehmend durch Ionenaustausch an den Mineraloberflächen von Illit bzw. Glimmer beeinflusst. In oxischen Bereichen hält die Ammoniumoxidation die Konzentration gering bis nicht bestimmbar. Der zukünftige Kippenwasserabstrom bedeutet kein zusätzliches Risiko durch Ammonium in den tieferen Grundwasserleitern, da dieselben Rückhalteprozesse wirken werden.

Die Nickelkonzentrationen liegen in den Kippenwässern in der Mehrzahl der Proben über dem nationalen Basiswert für den Hintergrund. Die Auswertung von rund 2.800 Analysen aus hydrochemisch nicht vom Bergbau beeinflussten Grundwassermessstellen zeigt, dass auch im Unverritzten der nationale Basiswert im OSTW von über 50 % und in den tieferen Horizonten von über 75 % der Analysen überschritten wird. Der nationale Basiswert für Nickel hat aufgrund der sedimenttypischen Nickelkonzentrationen in der Niederrheinischen Bucht kaum Aussagekraft. Nach derzeitigem Kenntnisstand wird durch den Kippenabstrom keine zusätzliche Beeinträchtigung der Grundwasserqualität bezüglich Quecksilber eintreten. Im Unverritzten können nicht durch Bergbau verursacht punktuell unter bestimmten hydrochemischen Bedingungen Quecksilberkonzentrationen über dem Schwellenwert der Grundwasserverordnung auftreten. Nach heutigem Kenntnisstand besteht kein Zusammenhang von Urankonzentrationen in Grundwässern der Niederrheinischen Bucht zur Braunkohlengewinnung.

Im Umfeld des Tagebaus Hambach liegen die Wasserwerke Glesch (keine Förderung), Paffendorf (Förderung in Horizont 7 und 8), Titz (Förderung in Horizont 8 und 9B) sowie die Wasserwerke Sindorf, Türnich und Dirmerzheim mit Brunnen in Horizont 8. Das Wasserwerk Glesch wird nicht betrachtet, da dieses ausschließlich zur Verteilung des Wassers der Wassergewinnung Paffendorf verwendet wird. Nach derzeitigem Kenntnisstand – wie auch im Grundwassermodell von RWE Power als Wasserwerksszenario implementiert – wird die Förderung im Wasserwerk Paffendorf (AC-Galerie) voraussichtlich Mitte der 2030er Jahre enden, da der Gewinnungsstandort zu diesem Zeitpunkt durch einen zunehmenden Kippenabstrom aus den Alttagebauen betroffen sein kann. Eine Beeinflussung aus den Alttagebauen erfolgt lange bevor ein durch Kippenwasser aus dem Tagebau Hambach befrachtetes Grundwasser das Wasserwerk Paffendorf erreichen könnte. Es ist geplant, dass eine Abschaltung von Gewinnungsanlagen nur erfolgt, wenn diese aus qualitativen Gründen nicht mehr zur Wassergewinnung geeignet sind. Daher kann sich der tatsächliche Zeitpunkt der Verlagerung um wenige Jahre verschieben.

Die Förderung wird gemäß des für das Grundwassermodell von RWE Power angenommenen Wasserwerksszenarios im Jahr 2035 nach Sindorf verlagert und von dort 2065 nach Dirmerzheim. Aus den Prognoserechnungen des Grundwassermodells von RWE Power wird ein Strömungspfad mit Sulfatbefrachtung zwischen 2045 und etwa 2100 aus der Kippe Hambach in Richtung Sindorf im Horizont 9B prognostiziert. In Horizont 8 ergibt sich ein ähnliches Strömungsbild, jedoch mit weitaus geringerer Befrachtung. Das Wasserwerk fördert ausschließlich aus dem Horizont 8. Eine Beeinträchtigung ist daher für die Wassergewinnung Sindorf während der geplanten Betriebszeit nicht abzuleiten. Die Folgen eines längerfristigen Betriebs können aus den vorliegenden Daten nicht beurteilt werden, da dieser auch die Strömungssituation verändern würde.

Das Wasserwerk Türnich fördert aus Horizont 8 in den Brunnen der MT-Galerie und liegt in ca. 12 km Entfernung zum Tagebau Hambach. Über diese Distanz ist aus der prognostizierten Strömungsentwicklung keine Gefährdung durch einen Abstrom aus dem Tagebau Hambach abzuleiten. Eine Beeinflussung durch Kippenabstrom aus dem Alttagebau wurde hier nicht untersucht.

Das Wasserwerk Dirmerzheim befindet sich in rund 17 km Entfernung und wird auf einem ähnlichen Strompfad wie die Wassergewinnung Sindorf angeströmt. Bis zum Jahr 2100 richtet sich die nach Südosten gehende Grundwasserströmung aufgrund des veränderten hydraulischen Druckfeldes auf Norden aus. Daher erreicht das Kippenwasser befrachtete Grundwasser den Grundwassergewinnungsstandort Dirmerzheim nicht. Auch im Sinne einer Worst Case-Betrachtung ist keine Gefährdung zu besorgen.

2 ANLASS UND AUFGABENSTELLUNG

2.1 Anlass

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.

Das neue Revierkonzept auf Basis der LE 2021 beinhaltet die sich daraus ergebenden Änderungen in der Tagebauführung und die darauf aufbauend konzipierten und bemessenen wasserwirtschaftlichen Maßnahmen. Zur Quantifizierung des Mengengerüsts und zur Prognose der wasserwirtschaftlichen Verhältnisse hat RWE Power das numerische Grundwassermodell einschließlich des Sulfattransportmodells mit Stand 2024 aktualisiert.

Im Rahmen der Gewinnung der Braunkohlenlagerstätte im Tagebau Hambach 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 eine Mobilisierung von Säure, Sulfat und Metallionen bewirkt.

Das Ausmaß ist dabei im Wesentlichen vom Pyritgehalt der Abraumschichten, der Zutrittsdauer des Sauerstoffs und dem Neutralisationspotenzial der Gesteine abhängig. Diese Stoffe werden mit der schrittweisen Einstellung der Sümpfung potenziell in das Kippenwasser und den Kippenabstrom mobilisiert. Der Stoffaustrag über den Kippenrandbereich hinaus in das kontrolliert ansteigende Grundwasser wird durch Stoffeigenschaften, Grundwassereigenschaften und Wasser-Gesteins-Wechselwirkungen bestimmt.

Ohne gezielte Gegenmaßnahmen können die mit den Pyritoxidationsprozessen verbundenen Auswirkungen einer Versauerung und Mineralisation eine negative Veränderung der chemischen Beschaffenheit des Grundwassers herbeiführen. Als mittelbare wasserwirtschaftliche Auswirkungen wären in diesem Fall aufgrund des Zutritts saurer und mineralisierter Grundwässer aus dem Kippenkörper auch potenzielle Beeinträchtigungen der öffentlichen Wasserversorgung, der Wasserqualität des im Restraum des Tagebaus vorgesehenen Sees und der im Einzugsgebiet vorhandenen oder noch herzustellenden Oberflächengewässer und weiterer grundwasserabhängiger Schutzgüter zu besorgen.

Am südlichen Rand des Tagebaus Hambach wird nach der Auskohlung des Abbaugebietes ein Tagebausee angelegt. Der Tagebausee wird mit dem Grundwasserwiederanstieg entstehen. Um diesen Prozess zu beschleunigen, wird Wasser aus dem Rhein und der nachlaufenden Sümpfung in den See eingeleitet. Nach dem Ende der Befüllung wird der zukünftige Tagebausee einen natürlichen Abfluss über die Erft erhalten.

Nach Ende des Grundwasserwiederanstiegs wird aus der Kippe ein Abstrom ins unverritzte Gebirge erfolgen. Die genannten Teilströme fließen zumindest 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. Mit „Kippe“ werden hier sowohl die Außenkippe „Sophienhöhe“ als auch die Innenkippen bezeichnet.

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 vorrangig die Zeitpunkte 2030, 2070, 2200 und 2400 dargestellt, da diese auch von den nachgelagerten Gutachten explizit betrachtet werden.

Das zugrundeliegende Mengengerüst und die Sulfatbefrachtung basieren auf dem numerischen Grundwassermodell der RWE Power (s. Anlagen A-GWM und A-TMS).

2.2 Aufgabenstellung

Die Aufgabenstellung dieses Gutachtens umfasst die folgenden vier Themenfelder:

1. **Definition der zu erwartenden Kippenwassergüte**
   Für die in diesem Gutachten zu erstellende langfristige Prognose wird die Methodik, die sich bereits in der Begutachtung des Kippenwasserabstroms des Tagebaus Garzweiler bewährt hat, 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 bereits statistisch ausgewertet. Diese sind hinsichtlich der Parameter pH-Wert, Leitfähigkeit, Natrium, Kalium, Calcium, Magnesium, Eisen (gesamt), Sulfat, Chlorid und Hydrogencarbonat um neue Analysen und ggf. neue Messstellen insbesondere für den Tagebau Hambach zu aktualisieren und ggf. standortspezifische Anpassungen in den Korrelationen mit dem Leitparameter Sulfat durchzuführen. Zudem werden Stoffe nach der Grundwasserverordnung, Anlage 2 (Arsen, Blei, Cadmium, Quecksilber, Stickstoffverbindungen, Phosphat) sowie Nickel 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 Hambach 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. Der Austrag aus den Altkippen ist nicht zu bewerten.

3. **Ermittlung von Bereichen, in denen zukünftig kippenwasserbeeinflusste Grundwassergüten oberflächennah vorliegen werden**
   Ausgehend von den Modellierungen zur Stoffausbreitung werden Bereiche abgegrenzt, für die zukünftig kippenwasserbeeinflusste Grundwassergüten oberflächennah, schutzgutspezifisch i.d.R. bei Flurabständen geringer zwei, drei bzw. fünf Meter vorliegen werden.

4. **Beurteilung potenzieller qualitativer wasserwirtschaftlicher Betroffenheiten der Grundwasserkörper als solche, der Wasserversorgung aus Grundwasser und grundwasserabhängiger Schutzgüter im Abstrom der Kippen des Tagebaus Hambach**

   Unter Berücksichtigung der vorliegenden Untersuchungen und der im Rahmen der hier durchgeführten Untersuchungen neu gewonnenen Erkenntnisse soll abgeleitet werden, ob eine potenzielle qualitative Beeinträchtigung der Wasserversorgung sowie grundwasserabhängiger Schutzgüter wie z.B. Landökosysteme, FFH-Gebiete und Feuchtgebiete im Grundwasserabstrom der Kippe Hambach zu erwarten ist. Die wasserwirtschaftlichen Nutzungen bzw. betrachteten Schutzgüter werden aus den bei der Auftraggeberin vorliegenden Daten bzw. öffentlich zugänglichen Daten bestimmt.

3 ÜBERGEBENE UNTERLAGEN, GUTACHTEN UND DATEN

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

- Grünewald, U., Nixdorf, B., Rolland, W., Leßmann, D., Brodersen, C. & Gassert, E., Brandenburgische Technische Universität Cottbus (BTU) (2000): Prognose der Restseebeschaffenheit im Tagebau Hambach (Grobaussagen).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 (2006): Tagebau Inden – Angaben für die Umweltverträglichkeitsprüfung einschließlich Umweltprüfung.
- 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).
- RWE Power AG (2026): Tagebausee Hambach - Antrag auf Planfeststellung nach § 68 Abs. 1 WHG, Anlage A-LIM: Uhlmann, W., Seiler, D., Mix, S., Seher, W., Leßmann, D., Hühn, D. (2025): Limnologisches Prognosegutachten für den zukünftigen Tagebausee Hambach. – Gutachten im Auftrag der RWE Power AG, Essen. IWB Dr. Uhlmann Dresden, BTU Cottbus-Senftenberg, IfB Potsdam-Sacrow. Dresden/ Cottbus/ Potsdam.
- RWE Power AG (2025): Tagebausee Hambach - Antrag auf Planfeststellung nach § 68 Abs. 1 WHG, Anlage A-GWM: Grundwassermodell für das Rheinische Revier in den Untersuchungsräumen zu dem Planfeststellungsverfahren See Inden und Hambach, Teil Strömung, Stand 2024, RWE Power AG, Niederaußem.
- RWE Power AG (2025): Tagebausee Hambach - Antrag auf Planfeststellung nach § 68 Abs. 1 WHG, Anlage A-TMS: Grundwassermodell für das Rheinische Revier in den Untersuchungsräumen zu dem Planfeststellungsverfahren Tagebausee Hambach, Teil Sulfat, Stand 2024, RWE Power AG, Niederaußem.
- 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) (2009): Exemplarische Studie zur Prognose der Wasserbeschaffenheit des Restsees Tagebau Hambach.
- Uhlmann, W., Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann (IWB) (2009): Bewertung der Anlage eines Kippenkeils im Tagebau 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., Seiler, D., Mix, S., Seher, W., Leßmann, D., Hühn, D. (2023): Limnologisches Prognosegutachten für den zukünftigen Tagebausee Hambach. – Gutachten im Auftrag der RWE Power AG, Essen. IWB Dr. Uhlmann Dresden, BTU Cottbus-Senftenberg, IfB Potsdam-Sacrow. Dresden/ Cottbus/ Potsdam, 2023.
- 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.

- Hydrochemische Analysen aus Grundwassermessstellen im Umfeld des Tagebaus Hambach (Kippenmessstellen, Brunnen und Grundwassermessstellen im Unverritzten für den Zeitraum 1983-2022) 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 Modellleiter für den Zeitraum 1971 bis 2400
- Diverse Daten zur Verwendung in geographischen Informationssystemen (GIS)
    - Übersichtskarte Tagebau Hambach und Umgebung (Tagebaugrenzen, Tagebausee, Lage Wasserwerke/Wassergewinnungsanlagen, Einzugsgebiete Wasserwerke, Störungen, u.a.)
    - Grundwassergleichen der OSTW, Horizont 9B, Horizont 8 und Horizont 7E/7A zu verschiedenen Zeitpunkten
    - Räumliche Verbreitung der modellrelevanten Grundwassergeringleiter
- Rasterdaten der flächendifferenzierten Grundwasserneubildung für das Arbeitsgebiet, nach mGROWA, Zeitraum: 1991-2020 – bezogen über GEOportal.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 Zeitschnitten ausgewertet. Dieses Kapitel fasst für das Gutachten wesentliche Kenntnisse zur grundwasserhydraulischen Situation und zur beobachteten chemischen Zusammensetzung von Kippenwässern in der Kippe Hambach zusammen.

4.1 Untersuchungsraum

Der Tagebau Hambach liegt zwischen Jülich, Elsdorf und Kerpen (Abb. 1). Die gemäß KVBG und Leitentscheidung 2021 geplante Abbaufläche beträgt rund 6.700 ha. Darin enthalten ist auch die Außenkippe Sophienhöhe, die als Anhöhe die Umgebung etwa 200 m überragt. Im südöstlichen Bereich des Abbaufeldes befindet sich das aus dem Massendefizit resultierende Restloch, in dem nach Ende der Kohlengewinnung ab ca. 2030 ein Tagebausee entstehen wird. Der 1978 aufgeschlossene Tagebau erreichte am 8.11.2021 bei ca. 411 m Teufe den tiefsten Punkt.

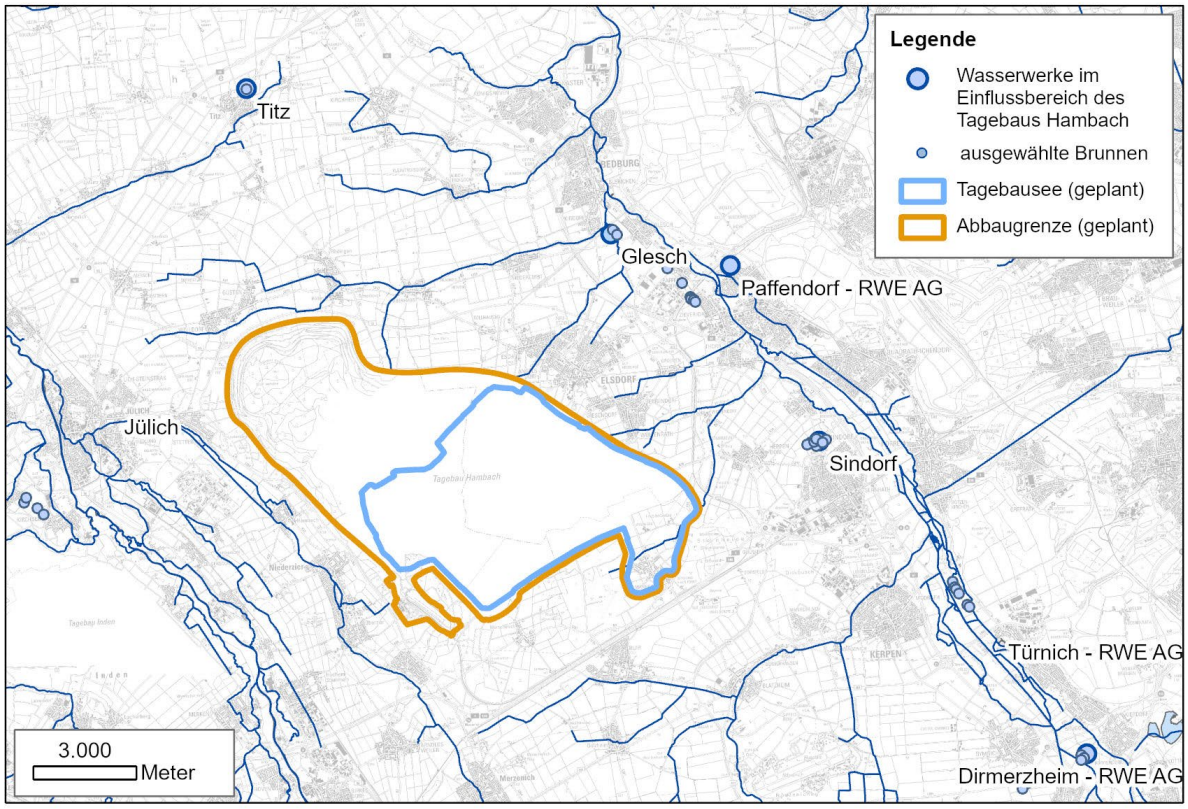


Abb. 1: Übersichtskarte des Untersuchungsraums.

4.1.1 Geologische Einordnung

Der Tagebau Hambach liegt in der Niederrheinischen Bucht und befindet sich aus geologischer Sicht auf der Erftscholle. Gewonnen werden die rund 70 m mächtigen Braunkohlen der miozänen Hauptflözgruppe (Hz. 6). Der auf die Außenkippe Sophienhöhe und die Innenkippe verbrachte Abraum enthält Sedimente der Horizonte 16 (Hauptterrasse), 13 (Tegelen-

Schichten), 11/10 (Reuver-Serie), 9 (Rotton-Serie), 8 (Hauptkies-Schichten) und 7 (Inde-Schichten). Unterhalb der abbauwürdigen Kohleflöze folgen die Liegendleiter (Hz. 2-5 und 01-09).

4.1.2 Hydrogeologie

Das obere Grundwasserstockwerk, im Folgenden OSTW genannt, umfasst quartäre sandig-kiesige Terrassenablagerungen mit teils aufgelagertem Lößlehm. Der Tegelenton (Hz. 13) trennt als Geringleiter die auflagernden Talterrassen (Hz. 19A) und jüngeren Hauptterrassen (Hz. 16) von den darunterliegenden Älteren Hauptterrassen (Hz. 12) im großräumigen Tagebauumfeld. Im Bereich nördlich der Sophienhöhe fehlt der Tegelenton bereichsweise, so dass ein hydraulischer Kontakt zur darunterliegenden Älteren Hauptterrasse (Hz. 12) besteht.

Die darunter folgenden tertiären Grundwasserleiter werden durch Tone der Reuver-Serie (Hz. 11E und 11A) hydraulisch getrennt. Der erste tertiäre Grundwasserleiter der Reuver-Serie (Hz. 10) ist nicht durchgängig durch den Oberen Rotton (Hz. 9C) vom liegenden Grundwasserleiter 9B (Liblar-Sande) getrennt. Nach oben abgegrenzt durch den Unteren Rotton (Hz. 9A) bilden die Hauptkies-Schichten (Hz. 8), bestehend aus fluviatilen Sanden und Kiesen, den mächtigsten Grundwasserleiter der Hangendserie. Unterlagernd folgen die Inden-Schichten. Grundwasserleitend ausgeprägt sind die Horizonte 7E und 7A, die im Wechsel mit tonigen Schichtgliedern auftreten.

In den Flözen der Hauptflözgruppe tritt bereichsweise der Grundwasserleiter 6D auf. Die oberen Liegendgrundwasserleiter umfassen die Horizonte 6B und 6A sowie die darunter folgenden zusammengefassten Horizonte 2-5 und sind vom tieferen Liegendstockwerk durch Hz. 1 getrennt.

Zur Trockenhaltung des Tagebaus 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 Tagebausohle, Vorfeldbrunnen im Vorfeld des Tagebaus und Außengalerien. Letztere umfassen die Erft-Galerien AC (Paffendorf/Glesch), V (nördlich Sindorf) und MT (nördlich Türnich). Das geförderte Wasser der Außengalerien dient zur Trinkwasserversorgung.

4.1.3 Zeitliche Entwicklung der Grundwasserstände

Mit Erreichen des Zielwasserspiegels auf +65 mNHN entsteht ein rund 35 km² großer Tagebausee. Während des aktiven Tagebaubetriebs führt die Sümpfung der Grundwasserleiter zu einer auf das Abbaufeld gerichtete Grundwasserströmung. Nach Ende des Tagebaubetriebs und der damit verbundenen Sümpfung beginnt der Grundwasserwiederanstieg. Die Befüllung des zukünftigen Tagebausees wird durch Einleitung von Rheinwasser beschleunigt, so dass der Zielwasserspiegel nach modelltechnischer Ermittlung voraussichtlich erstmalig gegen 2070 erreicht sein wird.

Zur Beurteilung des zu erwartenden Stoffinventars im Abstrom der Kippe Hambach 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 in Horizont 8 dargestellt. Die jeweilige Strömungssituation der relevanten Grundwasserleiter wird in Kap 6.2 dargestellt und ausführlich erläutert.

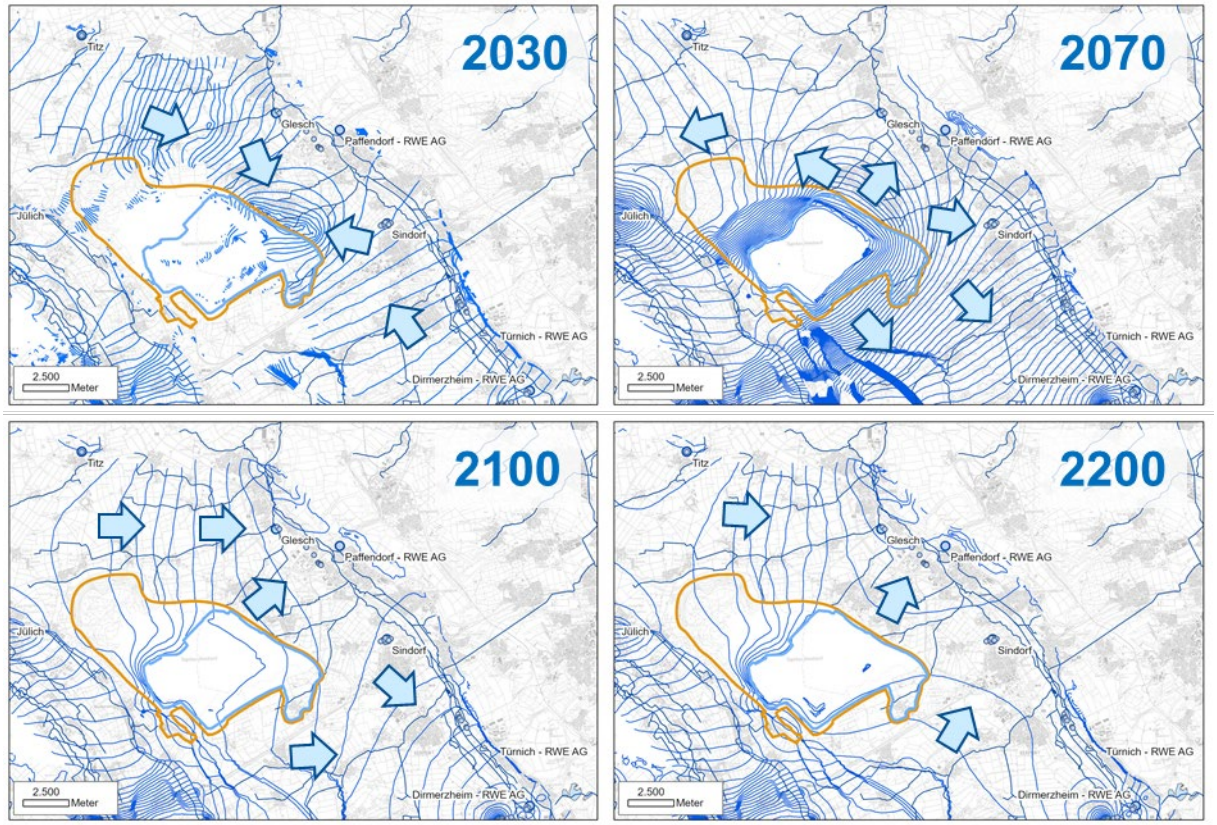


Abb. 2: Zeitliche Entwicklung der Strömungssituation in Horizont 8 im Umfeld des Tagebaus Hambach nach Tagebauende; Grundwassergleichen Abstände 2030: 5 m, 2070 – 2200: 1 m; orange: geplantes Abbaufeld, hellblau: geplanter Tagebausee, blaue Pfeile: Grundwasserfließrichtung.

Bis Ende der Braunkohlengewinnung strömt das Grundwasser dem Sümpfungsschwerpunkt zu (Abb. 2, links oben). Mit der Seebefüllung steigt der Seewasserspiegel schneller als das Grundwasser im umgebenden Gebirge und der Kippe, so dass sich eine vom zukünftigen Tagebausee ausgehende Strömung einstellt (Abb. 2, rechts oben). Diese flacht mit Erreichen des Zielwasserspiegels 2070 ab und gleicht sich ab 2100 (Abb. 2, links unten) allmählich dem sich bis 2200 einstellenden stationären Grundwasserregime an (Abb. 2, rechts unten). Dieses ist im Wesentlichen von natürlichen Einflussgrößen geprägt und durch eine Südwest-Nordost gerichtete, den zukünftigen Tagebausee durchströmende Grundwasserfließrichtung charakterisiert. Im Bereich der Erft schwenkt diese nach Nordnordwest um. Aufgrund der in den Alttagebauen der Ville hydraulisch kurzgeschlossenen Grundwasserleiter stellt sich die hydrogeologische Situation kleinräumig und komplex dar. Das regionale Strömungsregime ist auf den Rhein als Vorfluter ausgerichtet.

4.2 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).

Der Vergleich der OSTW-Pfadlinienmodelle zeigt für die Referenzperiode 1981 - 2010 eine um 16 - 23 % höhere Grundwasserneubildungshöhe im Vergleich zum Zeitraum 1991 - 2020 (Tab. 1).

Tab. 1: Vergleich der mittleren Grundwasserneubildungshöhe nach mGrowa der OSTW-Pfadlinien für die Referenzperioden 1981-2010 und 1991-2020.

Pfadlinie	mittlere Grundwasserneubildungshöhe [mm/a]		% (1981-2010 zu 1991-2020)
	mGrowa 1981-2010	mGrowa 1991-2020	
OSTW-1a-Ost (1. Abschnitt)	222	187	119%
OSTW-1a-Ost (2. Abschnitt)	182	156	117%
OSTW-1b	215	175	123%
OSTW-1c2a	204	170	120%
OSTW-2	199	169	118%
OSTW-4a	175	151	116%
OSTW-4b	179	150	119%

Exemplarisch zeigt Abb. 3 eine Vergleichsrechnung am Pfadlinienmodell OSTW-1c2a unter Verwendung der mit mGROWA (FZ Jülich 2021) für die Niederrheinische Bucht berechneten langjährigen mittleren Grundwasserneubildung. Die höhere Grundwasserneubildung der 30-Jahres-Periode 1981 - 2010 bewirkt eine etwas höhere Verdünnung und damit um wenige 10er mg L^{-1} niedrigere Sulfatkonzentrationen. Qualitativ sind beide Berechnungen vergleichbar.

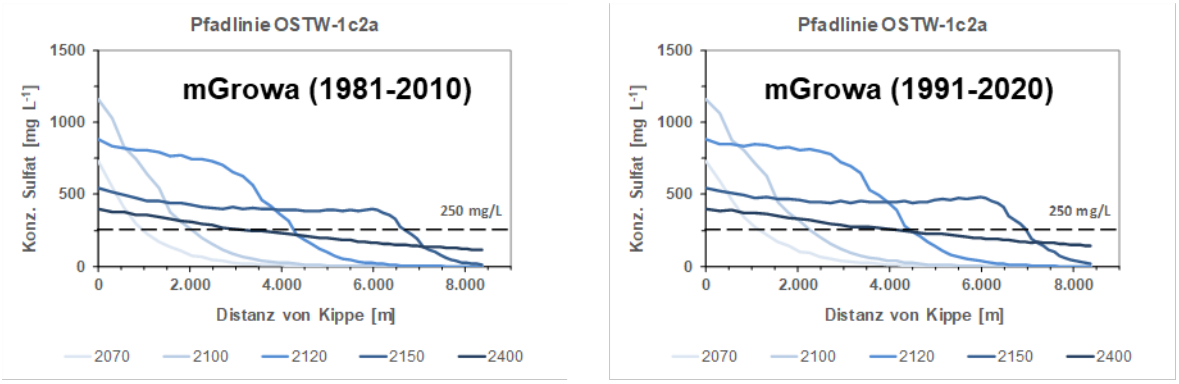


Abb. 3: Ergebnisse des Pfadlinienmodells OSTW-1c2a mit Verwendung der mittleren langjährigen Grundwasserneubildung nach mGROWA für den Zeitraum 1981 - 2010 und für den Zeitraum 1991 - 2020 im Vergleich.

Der Zeitraum 1981 - 2010 umfasst die leicht erhöhte Grundwasserneubildung der weit überwiegenden Zahl der gerechneten Ensembles für die Niederrheinische Bucht. Im Unterschied zur rückblickenden Auswertung der 20-Jahres-Perioden werden damit die Prognosen für das 21. Jh. herangezogen.

Die durchgeführte Modellierung in diesem Gutachten verwendet die mittlere langjährige Grundwasserneubildung nach dem mGROWA-Modell für den Zeitraum 1991 - 2020. Modellierte Stoffkonzentrationen fallen damit leicht höher gegenüber anderen Ansätzen der Grundwasserneubildung aus.

4.3 Hydrochemische Situation der Kippenwässer

Zur Abschätzung der zukünftigen Kippenwasserzusammensetzung wurden Analysen der Kippenwässer des Tagebaus Hambach (Tab. 2) bewertet. Insgesamt ist festzuhalten, dass im Bereich des Tagebaus Hambach überwiegend Analysen von Sümpfungsbrunnen vorliegen.

Die Datenkohorte der vorliegenden Analysen aus der Kippe Hambach für diese Stoffe ist klein. Es liegen lediglich 14 Analysen aus 10 Messstellen vor – eine belastbare Ableitung von Mittelwerten ist damit nicht möglich. Deshalb wurden Analysen aus dem Tagebau Inden zum Vergleich herangezogen (Tab. 3). Hier liegt eine deutlich größere statistische Datenbasis vor.

Tab. 2: Statistische Auswertung der Kippenwasseranalysen des Tagebaus Hambach (Datengrundlage RWE Power, Stand 2022).

Kippe Hz. 20	Einheit	Mess-stellen	Analysen	< BG[1]	> BG[2]	Min.	Max.	25%-Perzentil	75%-Perzentil	90%-Perzentil	Mittel-wert	Median
pH	--	13	25	0	25	4,7	11,4	5,8	8,4	9,7	7,3	7,3
spez. el. LF	µS/cm	13	25	0	25	450	6370	730	4690	4916	2851	2790
Hydro.-karbonat	mg/L	13	22	0	22	9,2	881	37,7	408	591	315	365
Sulfat	mg/L	13	25	0	25	2,0	4230	96,7	3590	3722	1695	1200
Chlorid	mg/L	13	25	0	25	13	89	28	42	67	38	35
Eisen(ges.)	mg/L	13	25	3	22	0,06	1140	1,22	824	1087	346	40
Nitrat	mg/L	13	25	22	3	0,5	7,1	-	-	-	3,5	-
Nitrit	mg/L	0	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ammonium	mg/L	13	22	3	19	0,24	7,0	0,54	1,3	2,8	1,4	0,86
o-Phosphat	mg/L	13	22	12	10	0,05	0,35	0,07	0,23	0,26	0,15	0,12
Arsen	µg/L	10	14	6	8	5,7	211	11	69	174	60	22
Blei	µg/L	10	14	10	4	0,9	5,2	-	-	-	3,2	-
Cadmium	µg/L	10	14	8	6	0,20	1,30	-	-	-	0,54	-
Nickel	µg/L	10	14	0	14	3,4	1820	30	1090	1462	531	121
Quecksilber	µg/L	0	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Uran	µg/L	0	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-

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

Tab. 3: Statistische Auswertung der Kippenwasseranalysen des Tagebaus Inden (Datengrundlage RWE Power, Stand 2022).

Kippe Hz. 20	Einheit	Mess-stellen	Analysen	< BG[1]	> BG[2]	Min.	Max.	25%-Perzentil	75%-Perzentil	90%-Perzentil	Mittel-wert	Median
pH	--	54	1064	0	1064	4,9	11,0	6,2	6,8	7,2	6,6	6,5
spez. el. LF	µS/cm	54	1064	0	1064	336	10200	1584	2859	3930	2368	2250
Hydro.-karbonat	mg/L	45	629	0	629	6,1	960	186	451	653	336	290
Sulfat	mg/L	54	1054	0	1054	27	2820	647	1690	1995	1134	998
Chlorid	mg/L	50	964	0	964	9,0	2800	35	84	142	91	56
Eisen(ges.)	mg/L	51	964	0	964	0,02	1323	6,0	52,2	152,7	50,5	16,1
Nitrat	mg/L	51	960	737	223	0,2	44,8	0,8	4,1	7,5	3,7	1,7
Nitrit	mg/L	19	108	102	6	0,03	0,53	-	-	-	0,13	-
Ammonium	mg/L	52	596	87	509	0,04	32,44	0,35	1,23	2,18	1,10	0,54
o-Phosphat	mg/L	48	466	176	290	0,05	5,38	0,10	0,29	0,67	0,33	0,19
Arsen	µg/L	38	503	59	444	0,31	852	8,9	53	207	77	31
Blei	µg/L	38	600	534	66	0,3	1640	1,5	21	85	86	6,7
Cadmium	µg/L	38	594	344	250	0,10	33,00	0,20	0,79	1,80	1,02	0,39
Nickel	µg/L	38	490	20	470	2,2	3100	32	206	477	241	65
Quecksilber	µg/L	4	16	5	11	0,04	1,52	0,17	1,01	1,05	0,65	0,81
Uran	µg/L	0	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-

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

Die mitunter sehr großen Spannbreiten der hydrochemischen Parameter erschweren die Abschätzung der Kippenwasserzusammensetzung als Ausgangsbedingung für die reaktive Transportmodellierung. Die Repräsentativität dieser ergänzenden Daten ist für eine fundierte Abschätzung der zu erwartenden Kippenwassergüte nicht gegeben, so dass für diese Abschätzung der Kippenwasserzusammensetzung das in bisherigen Gutachten (RWTH Aachen 2014 und RWTH Aachen 2024) verwendete und etablierte Vorgehen beibehalten wurde (siehe Kap. 5).

4.4 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 Hambach abgeleitet werden. Dazu werden horizontweise Grundwassermessstellen selektiert, die keine Kippenwassersignatur aufweisen und auch nicht durch lokal auftretende Prozesse (z.B. autolithotrophe Denitrifikation) oder andere Nutzungen 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 bestätigen.

In Tab. 4 sind für die in diesem Gutachten relevanten Grundwasserleiter OSTW, 9B, 8, 7E und 7A vorwiegend aus Analysen seit 2018 mittlere Konzentrationen für die Hauptionen, für Sauerstoff und Eisen sowie den pH-Wert abgeleitet. Für den Horizont 7E liegen aus Hambach keine Daten vor, so dass der Gesamtdatenbestand (Datensatz Hambach und Inden) herangezogen wurde. Das OSTW ist zudem noch differenziert in das flachere oxisch geprägte Grundwasser (Horizonte 19A bis 14) und den tieferen Horizont 12, der teils durch den Tegelenton zum Hangenden getrennt vorliegt.

Für die Spurenstoffe Arsen, Blei, Cadmium und Nickel liegen nur bei vergleichsweise wenigen Proben Analysen vor, so dass auch hier der Gesamtdatenbestand herangezogen wurde.

Tab. 4: Mittlere Stoffgehalte in den Grundwässern im Unverritzten für die Modellierung (Datengrundlage RWE Power, Stand 2022).

		OSTW (oxisch)	OSTW (anoxisch)	Hz. 9B	Hz. 8	Hz. 7E *	Hz. 7A
Na^+	[mg L^{-1}]	27	25	31	16	18	64
K^+	[mg L^{-1}]	2,4	4,1	3,8	5,3	2,9	10,2
Ca^{2+}	[mg L^{-1}]	172	195	118	85	72	33
Mg^{2+}	[mg L^{-1}]	24	29	21	18	17	14
Fe-gesamt	[mg L^{-1}]	0,9	8,1	3,1	3,6	4,8	3,8
Cl^-	[mg L^{-1}]	102	92	65	25	37	16
NO_3^-	[mg L^{-1}]	64	0,4	8,5	0,4	3,3	0,3
SO_4^{2-}	[mg L^{-1}]	155	214	180	73	70	20
HCO_3^-	[mg L^{-1}]	282	354	213	248	218	302
pH	[-]	6,7	6,8	6,6	7,0	6,4	6,4
O_2	[mg L^{-1}]	6,0	0,7	3,6	2,4	0,9	2,0
Anzahl Messpunkte (n)	[-]	13	4	5	13	8	10
Ni	[µg L^{-1}]	14	14	23	19	26	26
As	[µg L^{-1}]	4	4	8	5	6	6
Cd	[µg L^{-1}]	0,3	0,3	0,3	0,4	0,4	0,4
Pb	[µg L^{-1}]	7	7	11	3	4	4

* Daten aus dem Gesamtdatenbestand, da zu wenig Daten aus Hambach

4.5 Redox-Verhältnisse im OSTW und in den Absenkungsbereichen der Sümpfung

Die Grundwassermessstellen im Umfeld des Tagebaus Hambach zeigen ein differenziertes Bild der Redoxbedingungen im Grundwasser. Während in tieferen Bereichen, z.B. nördlich der Sophienhöhe - trotz Absenkung - deutlich reduzierende Verhältnisse vorherrschen (Abb. 4), zeigen sich südöstlich des Tagebaus Hambach (Abb. 5) durchgängig an vielen Grundwassermessstellen oxische Bedingungen - auch bei grundwassererfüllten Mächtigkeiten bis ca. 25 m in Bereichen mit nur geringer Absenkung (wenige Meter, also weitgehend sümpfungsunbeeinflusst). Pyrit ist im OSTW allenfalls an der Basis sehr mächtiger Bereiche anzutreffen: Die Gehalte sind als nichtversauerungsfähig einzustufen (Daten z.B. Uhlmann (2007), Lenk (2008), Meyer et al. (2018)).

In der reaktiven Transportmodellierung werden für das OSTW initial ein Sauerstoffgehalt von ca. 0,7 mg L^{-1} und ein pe-Wert von 1 angenommen. Der Sauerstoffgehalt leitet sich wie die mittleren Stoffgehalte (s. Kap. 4.4) aus einer Auswertung der Datengrundlage der RWE Power ab. Der Zustrom aus der Kippe wird im Sinne eines Worst-Case als sauerstofffrei angenommen. Aus dem zukünftigen Tagebausee zuströmendes Wasser wird mit einem pe von 5 parametrisiert. Das OSTW wird vereinfachend als homogener Reaktionsraum abgebildet. Eine vertikale Differenzierung des OSTW hätte im oberflächennahen Grundwasser bei oxidierenden Bedingungen geringere Transportweiten von Eisen(II), Arsen und Blei durch die Bildung von Fe(III)-Hydroxiden zur Folge. Im oberflächennahen Grundwasser unter suboxischen bis oxischen Bedingungen führt die Grundwasserneubildung zudem zu einer stärkeren Verdünnung und damit tendenziell zu geringeren kippenbürtigen Stoffkonzentrationen. In geometrisch oder vorflutbedingten Aufströmungsbereichen tritt das aufströmende, tiefere Grundwasser sukzessive einem oxischen Milieu zu.

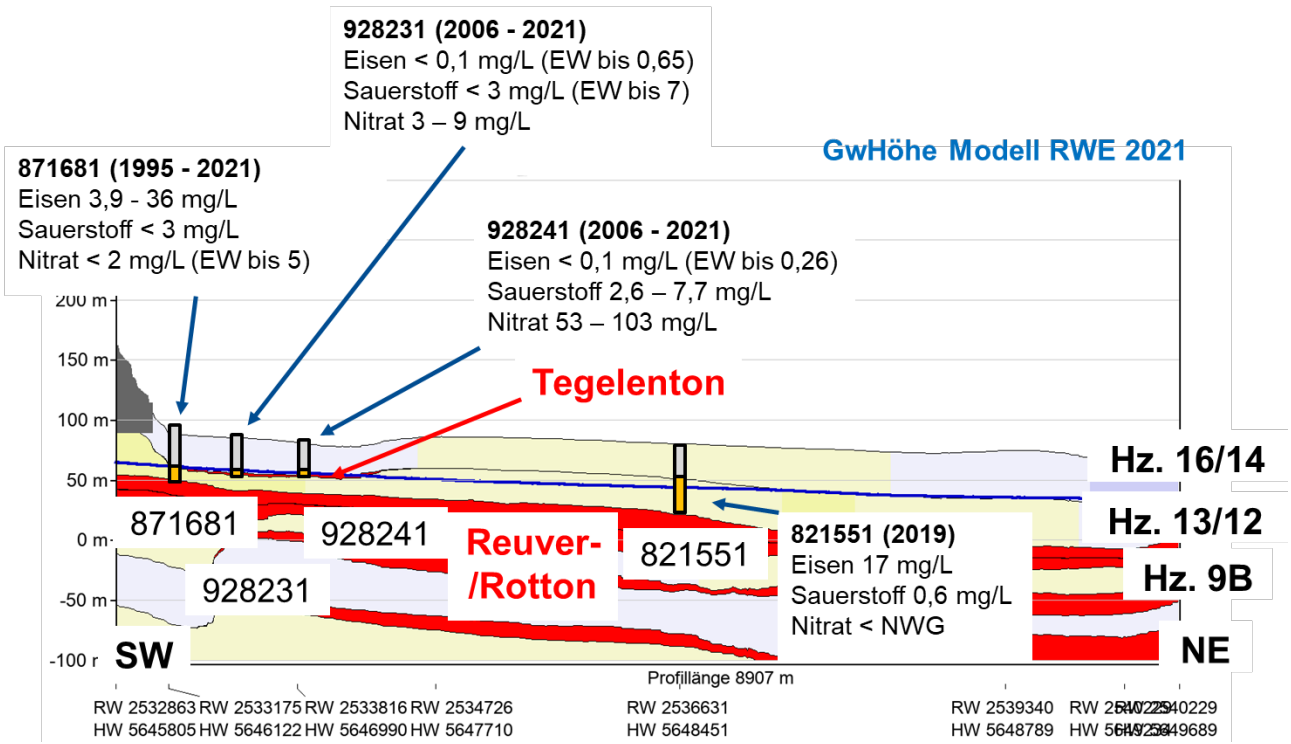


Abb. 4: Beispielprofil im Abstrom von der Sophienhöhe nach Nordosten – oxische und reduzierende Bereiche.

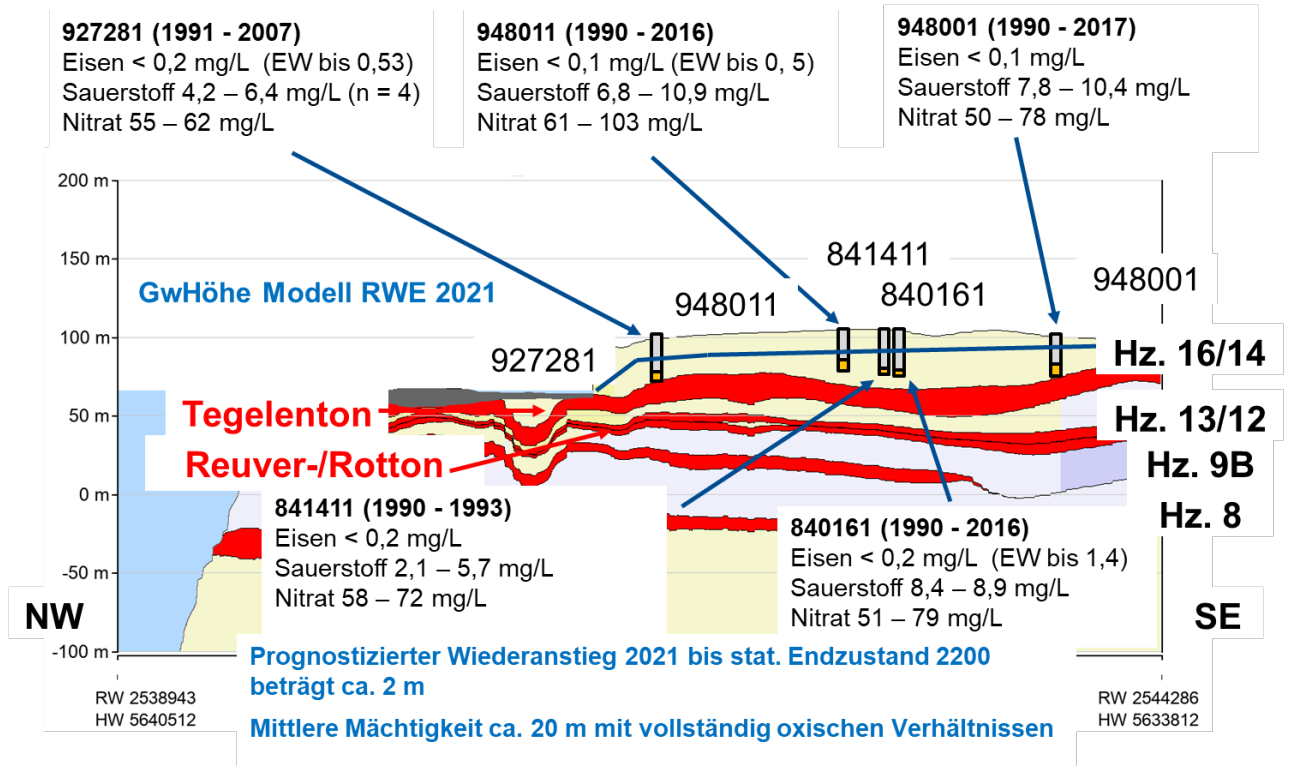


Abb. 5: Beispielprofil südöstlich des zukünftigen Tagebausees – oxische Bereiche.

Basierend auf der Gesamtzusammensetzung des OSTW-Grundwassers berechnet der zur reaktiven Transportmodellierung eingesetzte Programmcode PhreeqC, Version 3 (Parkhurst et al. 1990) die Speziation der gelösten Stoffe. Die Ergebnisse der reaktiven Modellierung des OSTWs ohne eine vertikale Differenzierung 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 (Teil-)Entwässerung in Folge der Sümpfungsmaßnahmen findet nur im OSTW flächig statt. Die Datenlage (z.B. Abb. 4) zeigt, dass es für das betroffene Gebiet unwahrscheinlich ist, dass der oxidierte Bereich im OSTW über den oberflächennahen Bereich des obersten Grundwasserstockwerkes hinabreichen und den gesamten oberen Grundwasserleiter betreffen würde. Die Annahme, dass das OSTW als komplett sauerstoffgesättigter (oxidierter) Grundwasserleiter verstanden werden kann, geht fehl.

In den tieferen Grundwasserleitern kommt es nur im Nahbereich der Sümpfungsbrunnen 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 CO_2) 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 erfolgt nicht, sodass keine Änderung der Redox-Verhältnisse anzunehmen ist.

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, Calcium, Magnesium, Eisen (gesamt), Chlorid und Hydrogencarbonat und Sulfat in Kippenwässern des Rheinischen Braunkohlereviers in diesem Gutachten untersucht. Mit einer aus Gutachten und Veröffentlichungen sowie durch die RWE Power zur Verfügung gestellten umfassenden Datenbasis werden funktionelle Zusammenhänge mit Sulfat mathematisch erfasst.

Die damit bestimmten Funktionen werden zur Berechnung der relevanten Stoffkonzentrationen aus den jeweiligen Sulfatkonzentrationen verwendet. Einige dieser Funktionen spiegeln dabei einzelne oder mehrere hydrochemische Prozesse wider (z.B. beim Zusammenhang Fe_{gesamt} vs. SO_4^{2-} Sulfidoxidation und Ca-Siderit-Fällung bzw. Fe(II)-Sorption), während andere Parameter in keinem kausalen Zusammenhang zum 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. 6 zeigt Fe_{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 ist 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 Mehrzahl der Kippenwasseranalysen entstammen aus Sümpfungsbrunnen.

Die Funktion zur Definition der Fe-Gehalte im Kippengrundwasser in Abhängigkeit von Sulfat ist aus den vorliegenden Kippenwasseranalysen des Standortes Hambach abgeleitet (Abb. 6). Mit dieser Funktion ergeben sich plausible Eisenkonzentrationen bis rund 1.200 mg L^{-1} entsprechend einer Sulfatkonzentration von rund 4.700 mg L^{-1}. Die höchsten zu erwartenden Sulfatgehalte in den definierten Modellschnitten betragen rund 2.500 mg L^{-1} Sulfat.

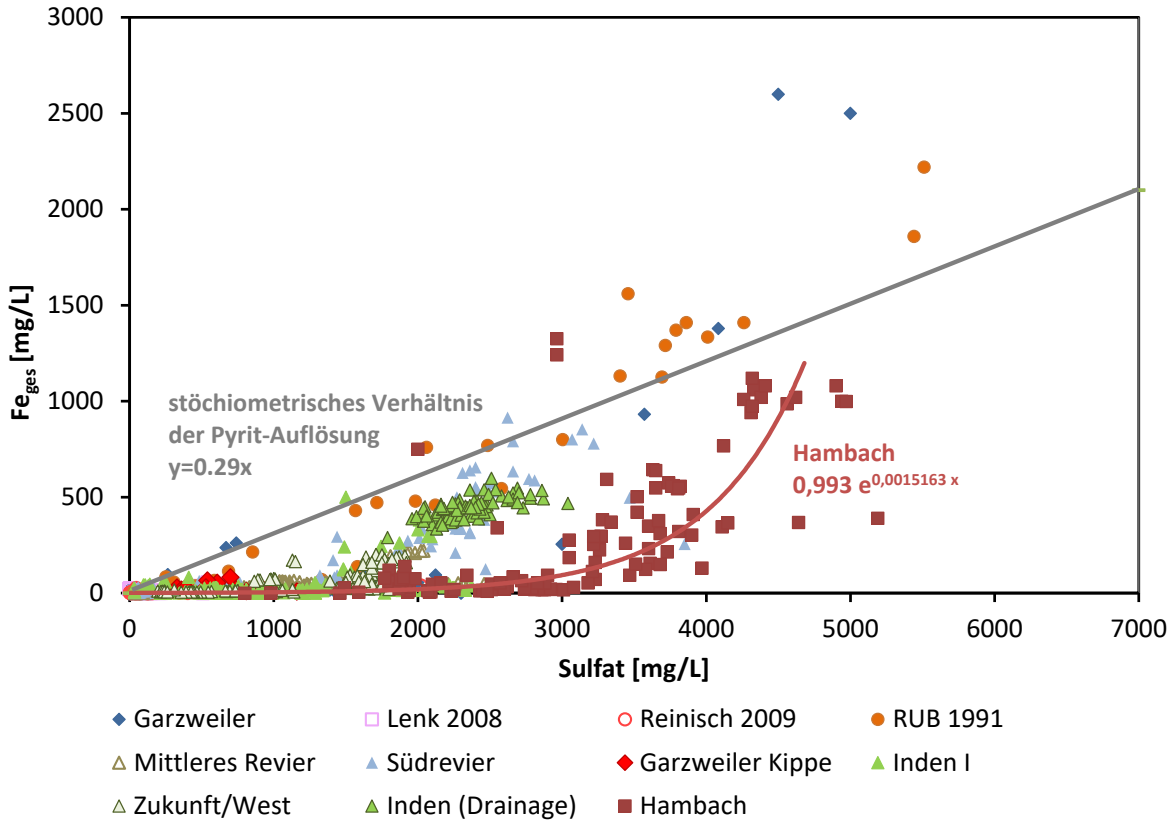


Abb. 6: Abhängigkeit der Fe_{gesamt}-Gehalte von der SO_4^{2-}-Konzentration aus Literaturdaten und Kippenwasseranalysen des Rheinischen Braunkohlenreviers und abgeleitete Funktion. (**Garzweiler**: Obermann et al. (1993), Wisotzky (2003), RWE Power AG (2019); **Hambach**: Obermann et al. (1993), Uhlmann (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), Horizont 8, Kippenabstrom); **Reinisch 2009**: 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 Calcium und Magnesium

Die Konzentrationen von Magnesium und Calcium steigen zunächst mit zunehmenden Sulfatgehalten steiler an, flachen im weiteren Verlauf ab und sind mit einem Grenzwert von 180 bzw. 547 mg L-1 nach oben limitiert (Abb. 6). Der funktionelle Zusammenhang ist im Wesentlichen in einer mit der Pyritoxidation einhergehenden Versauerung und der daraus resultierenden Lösung von Karbonaten begründet.

Die abgeleitete Kippenfunktion für Calcium ist im Abschnitt bis 500 mg L^{-1} am oberen Rand des bekannten Wertebereichs ausgerichtet, um für das aus den Formeln resultierende Kippenwasser in einer in der Gesamtschau plausiblen Zusammensetzung Ladungsneutralität zu erreichen. Die daran anschließende logarithmische Funktion verbindet diese Gerade bis zum Erreichen eines Plateauwerts von 547 mg L^{-1}. Die Limitierung des Calciums kommt durch die einsetzende Gips-Fällung zustande, die bei Sulfatgehalten ab etwa 2.000 mg L^{-1} bei einem Calciumgehalt von rund 550 mg L^{-1} erreicht ist. Bei niedrigeren Calciumgehalten können hingegen auch noch weiterhin erhöhte Sulfatgehalte auftreten.

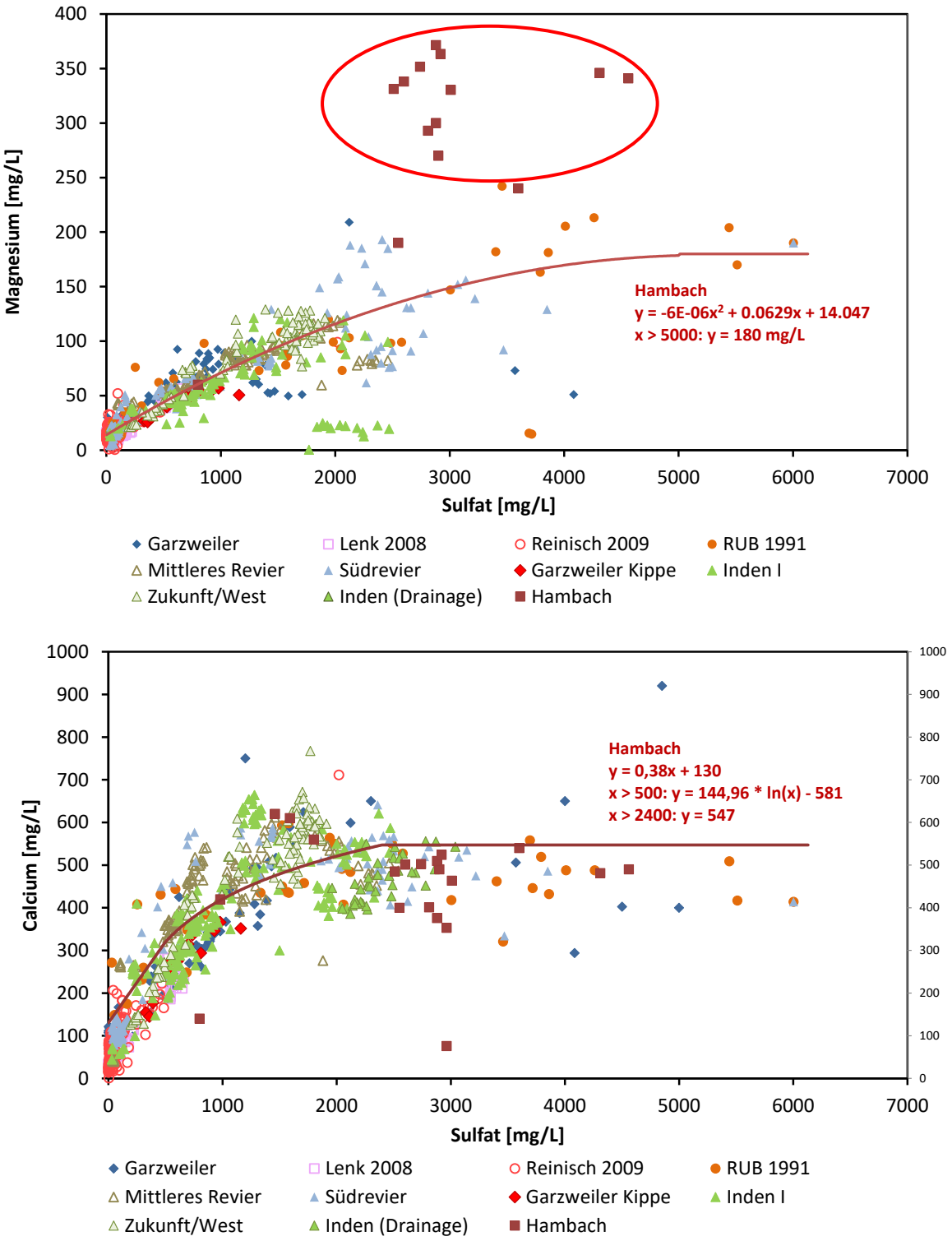


Abb. 7: Abhängigkeit der Mg^{2+}- (oben) und Ca^{2+}-Gehalte (unten) von der SO_4^{2-}-Konzentration. Ausreißergruppe Magnesium (Brunnen HS3252) rot markiert. (**Garzweiler**: Obermann et al. (1993), Wisotzky (2003), RWE Power AG (2019); **Hambach**: Obermann et al. (1993), Uhlmann (2007), RWE Power AG (2021); **Inden/Zukunft-West**: Obermann et al. (1993), Wisotzky & Lenk (2006), Lenk (2008), RWE Power AG (2021); **Lenk 2008**: aus Lenk (2008), Horizont 8, Kippenabstrom); **Reinisch 2009**: 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.

Der exakte Wert für das Erreichen der Gips-Sättigung hängt von den Lösungsgenossen ab, insbesondere von Eisen, Magnesium und Hydrogenkarbonat. 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}.

In den Daten aus Hambach liegen nur für wenige Proben Analysen auf Magnesium vor (Abb. 6, rot hervorgehoben). Diese aus einem Brunnen (HS3252) stammenden Analysen zeigen bei Sulfatkonzentrationen > 2.500 mg L^{-1} auch im Vergleich zu allen übrigen untersuchten Kippenwässern sehr hohe Magnesiumkonzentrationen bei geringen Eisenkonzentrationen und fast neutralen pH-Werten. Hier ist von einer bereits erfolgten Pufferung mit Karbonaten auszugehen. Das geringe Ca/Mg-Verhältnis zwischen 0,8 – 0,9, d.h. anteilig mehr Magnesium als Calcium, deutet auf eine bevorzugte Adsorption von Calcium hin. Die Analysen dieses Brunnens mit den sehr hohen Magnesiumgehalten sind für das Kippenwasser daher nicht als repräsentativ bewertet. Die wenigen Analysen aus Hambach mit Sulfatkonzentrationen < 2.000 mg L^{-1} bewegen sich im durch die umfänglichen Kippenanalysen belegten Wertebereich, so dass die anzusetzende Kippenfunktion für Magnesium daran ausgerichtet ist.

5.3 pH-Wert

Die nachfolgende Abb. 8 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.

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 Hambach, die in guter Übereinstimmung mit der Mehrzahl der betrachteten Analysen aus anderen Tagebauen liegen. Die Heterogenität der Kippenwässer zeigt sich hier an einer Kohorte der Analysen aus Hambach, die bei rund 2.000 mg L^{-1} Sulfat sichtbar von der gewählten Funktion nach unten abweichen. Noch geringere pH-Werte zeigen sich bei den Wässern aus der Drainage im Tagebau Inden vermutlich als Folge einer weitgehenden Oxidation von Fe(II).

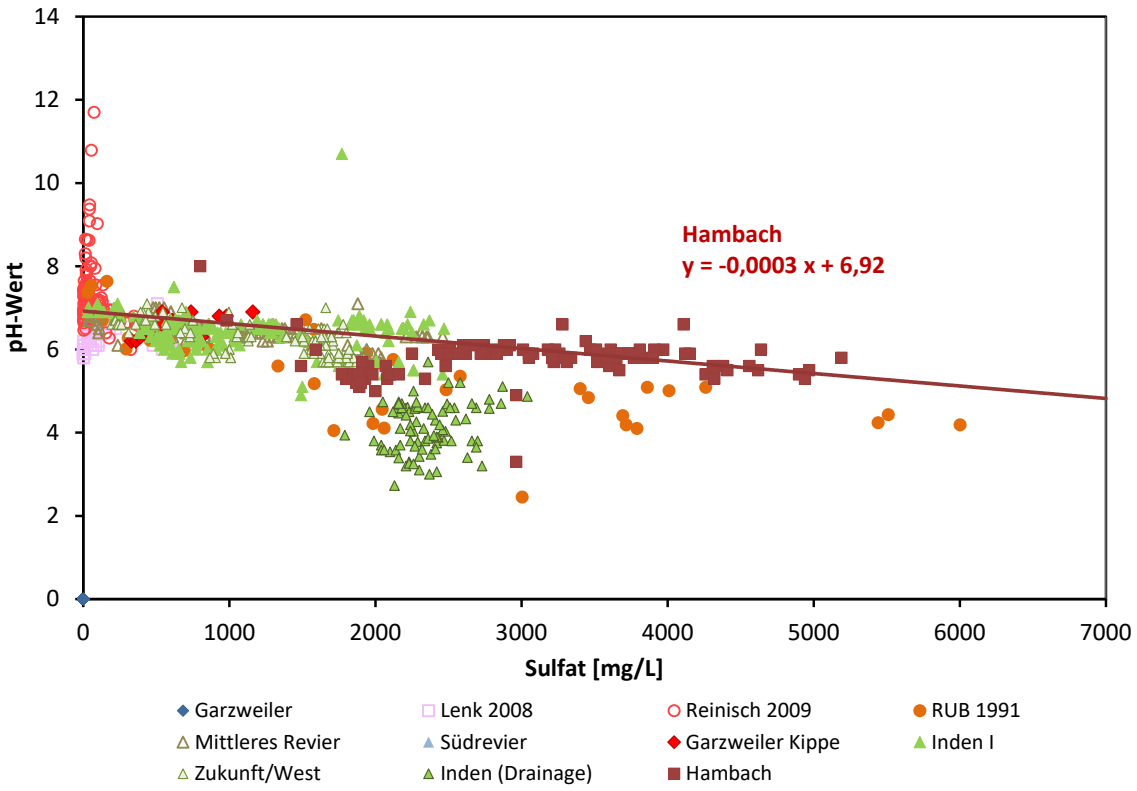


Abb. 8: Abhängigkeit der pH-Werte von der SO_4^{2-}-Konzentration. (**Garzweiler**: Obermann et al. (1993), Wisotzky (2003), RWE Power AG (2019); **Hambach**: Obermann et al. (1993), Uhlmann (2007), RWE Power AG (2022); **Inden/Zukunft-West**: Obermann et al. (1993), Wisotzky & Lenk (2006), Lenk (2008), RWE Power AG (2022); **Lenk 2008**: aus Lenk (2008), Horizont 8, Kippenabstrom); **Reinisch 2009**: 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.

5.4 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. 9, oben), die sich im Wesentlichen in zwei Kohorten ausprägt. Eine Vielzahl von Analysen aus verschiedenen Kippen zeigen Natriumkonzentrationen bis etwa 50 mg L^{-1} bei sehr hohen 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 Hambach auch welche aus Garzweiler und Inden vertreten. Die gewählte Funktion bildet diese Kohorte ab. Ähnlich zeigt sich dies auch für Kalium (Abb. 9, unten), jedoch etwas weniger stark ausgeprägt. Auch hier bildet die gewählte Funktion die obere Kohorte ab.

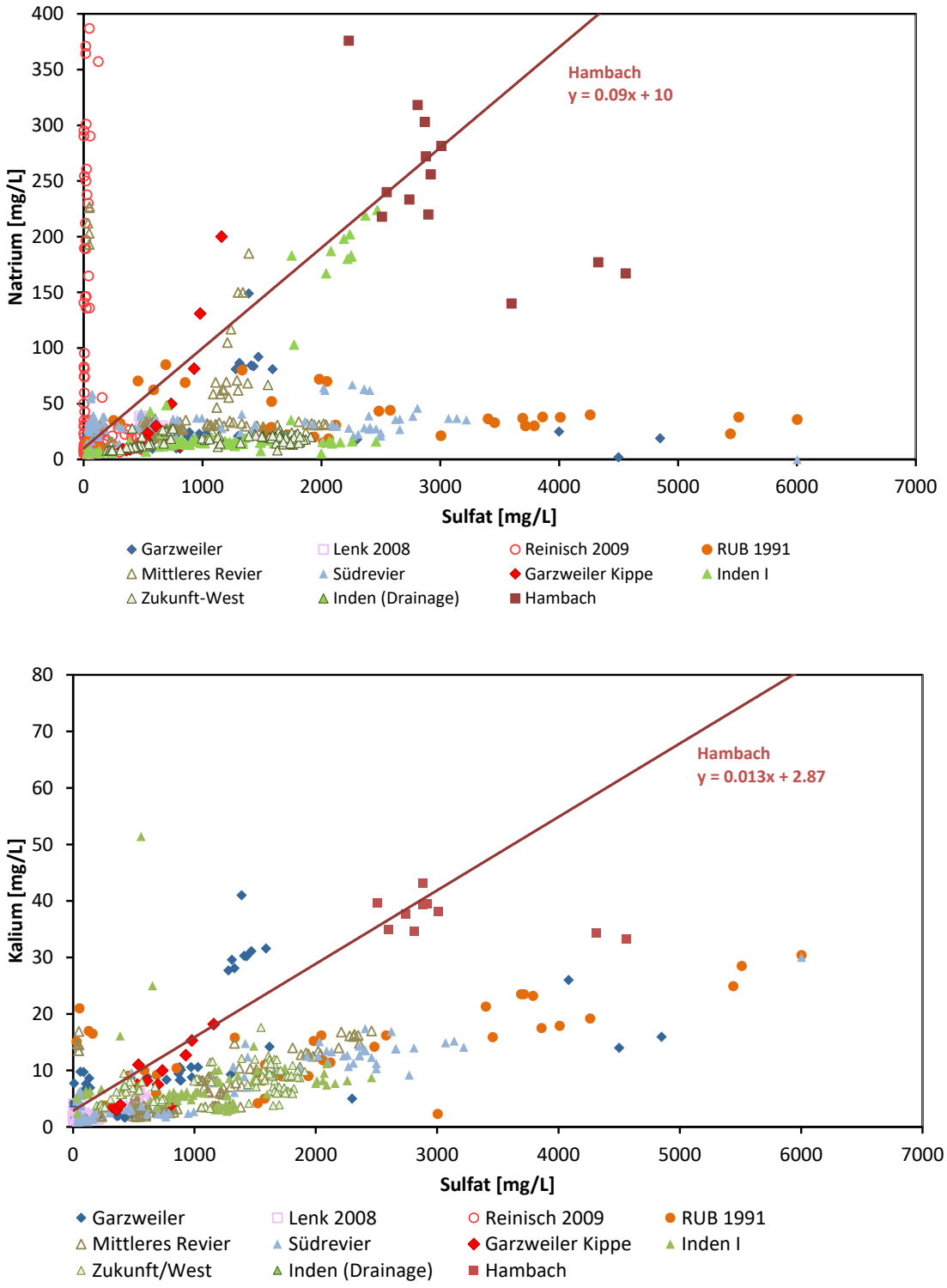


Abb. 9: Abhängigkeit der Na^+- (oben) und der K^+- Gehalte (unten) von der SO_4^{2-}-Konzentration. (**Garzweiler**: Obermann et al. (1993), Wisotzky (2003), RWE Power AG (2019); **Hambach**: Obermann et al. (1993), Uhlmann (2007), RWE Power AG (2022); **Inden/Zukunft-West**: Obermann et al. (1993), Wisotzky & Lenk (2006), Lenk (2008), RWE Power AG (2022); **Lenk 2008**: aus Lenk (2008), Horizont 8, Kippenabstrom); **Reinisch 2009**: 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.

Bei Chlorid zeigt der Gesamtdatensatz bei Sulfatgehalten bis 2.500 mg L^{-1} eine sehr weite Streuung, die nicht von der Sulfatkonzentration abhängig ist (Abb. 10). 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. An die bezüglich Chlorid homogenen Analysen aus Hambach wurde eine lineare Funktion angepasst, die bei den gegebenen Sulfatgehalten eine geringe Variation zwischen 15 und rund 40 mg L^{-1} Chlorid erzeugt.

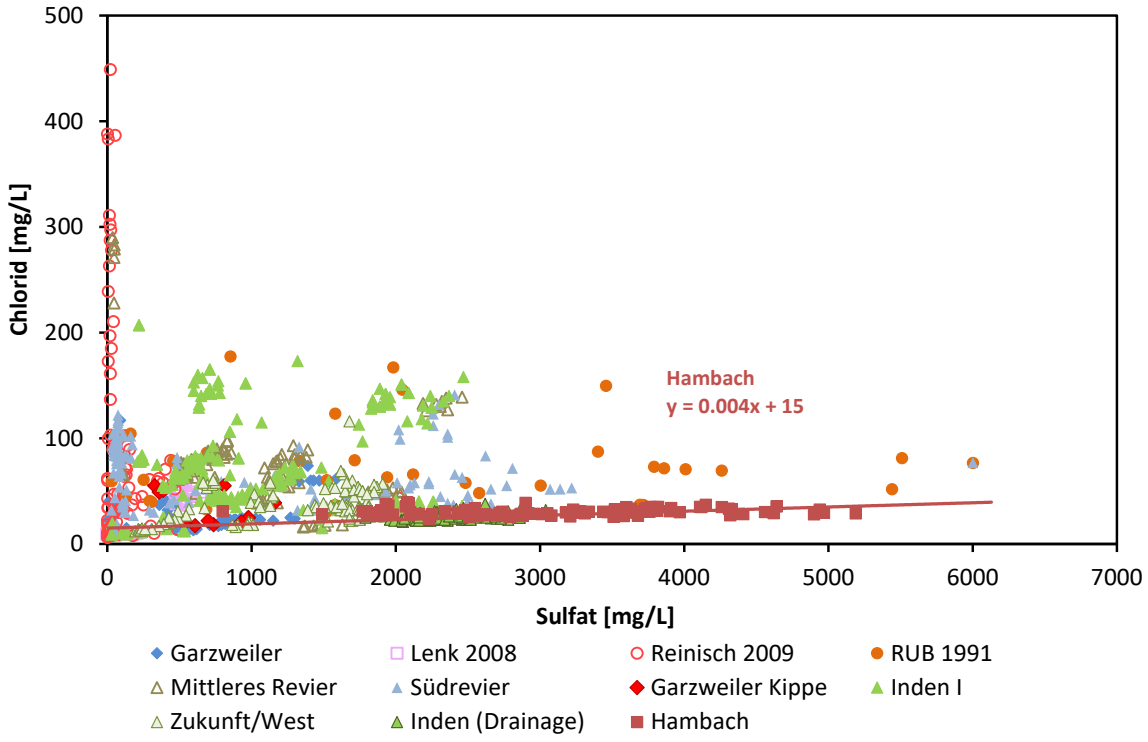


Abb. 10: Abhängigkeit und Cl^-- Gehalte von der SO_4^{2-}-Konzentration. (**Garzweiler**: Obermann et al. (1993), Wisotzky (2003), RWE Power AG (2019); **Hambach**: Obermann et al. (1993), Uhlmann (2007), RWE Power AG (2022); **Inden/Zukunft-West**: Obermann et al. (1993), Wisotzky & Lenk (2006), Lenk (2008), RWE Power AG (2022); **Lenk 2008**: aus Lenk (2008), Horizont 8, Kippenabstrom); **Reinisch 2009**: 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.

5.5 Hydrogenkarbonat

Als letztes Hauption wird den Sulfatgehalten die Hydrogenkarbonatkonzentrationen gegenübergestellt (Abb. 11). 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 auch verschiedener Tagebaue bei unterschiedlichen Maximalgehalten beobachten. Der Hydrogencarbonat-Gehalt wird für die abzuleitende Kippenwasserzusammensetzung für Hambach über den elektrochemischen Ausgleich aus der Ionenbilanz berechnet. Die braune Linie in Abb. 11 zeigt den aus diesen Berechnungen entstehenden Verlauf für das Zusammenwirken von Sulfatkonzentration zum Hyd-

rogenkarbonat. Die berechneten Ergebnisse steigen auf bis zu 660 mg L^{-1} an und fallen dann mit zunehmenden Sulfatkonzentrationen deutlich ab. Ein Stützwert bei 800 mg L^{-1} Sulfat ergibt mit 700 mg L^{-1} Hydrogenkarbonat ein vergleichbares Resultat. Die Analysen bei Sulfatkonzentrationen > 2.500 mg L^{-1} enthalten deutlich mehr Magnesium und sind, wie in Kap. 5.2 beschrieben, nicht repräsentativ. In den betrachteten Bilanzquerschnitten treten keine höheren Sulfatkonzentrationen auf.

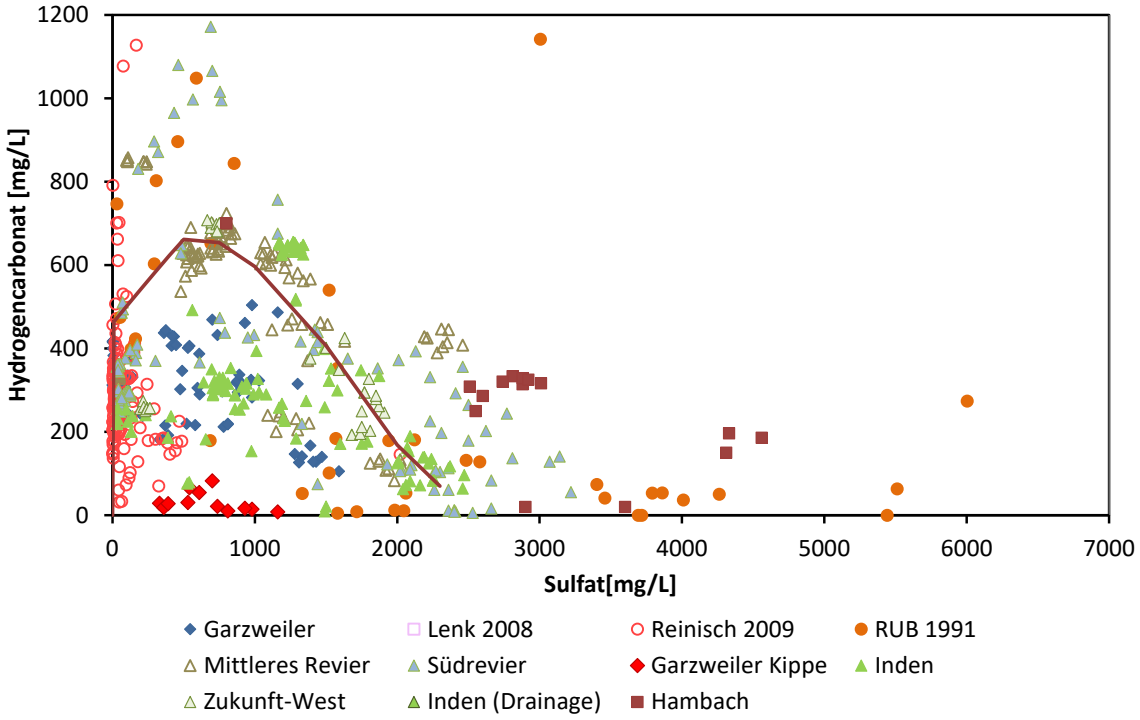


Abb. 11: Berechnete HCO_3^--Gehalte aus Kippenwässern mit zunehmender Sulfatkonzentration nach den beschriebenen Kippenformeln (**Garzweiler**: Obermann et al. (1993), Wisotzky (2003), RWE Power AG (2019); **Hambach**: Obermann et al. (1993), Uhlmann (2007), RWE Power AG (2022); **Inden/Zukunft-West**: Obermann et al. (1993), Wisotzky & Lenk (2006), Lenk (2008), RWE Power AG (2022); **Lenk 2008**: aus Lenk (2008), Horizont 8, Kippenabstrom); **Reinisch 2009**: 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 Spurenelemente

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

Die Datenkohorte der vorliegenden Analysen aus der Kippe Hambach für diese Stoffe ist klein. Es liegen lediglich 14 Analysen aus 10 Messstellen vor – eine belastbare Ableitung von Mittelwerten ist damit nicht möglich. Deshalb wurden Analysen aus dem Tagebau Inden zum Vergleich herangezogen. Hier liegt eine deutlich größere statistische Datenbasis vor. Aufgrund der sehr großen Streuung erfolgt dies als Einhüllende des Datenbereichs mit höherer Wertedichte. Diese

orientiert sich zudem an den vorliegenden Analysen aus der Kippe Hambach (Abb. 12). Der Minimalwert orientiert sich an den ermittelten Hintergrundwerten der Grundwasserleiter OSTW, Hz. 8, Hz. 7A und Hz. 6D, um zu vermeiden, dass im Kippenwasser geringere Stoffkonzentrationen als im Hintergrund angesetzt werden.

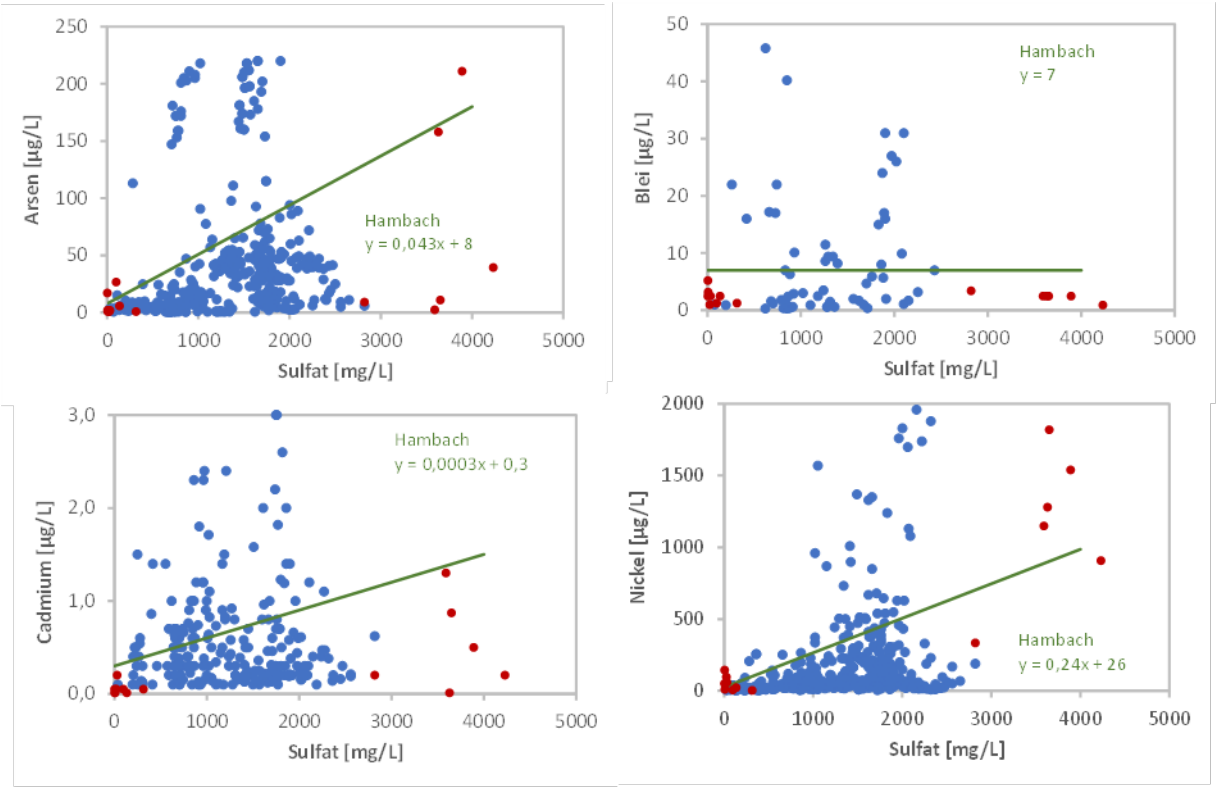


Abb. 12: Abhängigkeit der Spurenelement-Gehalte von der SO_4^{2-}-Konzentration. rote Punkte: Analysen Hambach, blaue Punkte: Analysen Inden. (Daten: RWE Power AG 2022).

Arsen tritt in der Kippe Hambach in Konzentrationen bis 211 µg L^{-1} auf (Median 22 µg L^{-1}, arithmetischer Mittelwert 60 µg L^{-1}), in Inden bis 852 µg L^{-1} (Median 31 µg L^{-1}, arithmetischer Mittelwert 77 µg L^{-1}). Für das Kippenwasser wird eine lineare Funktion mit einem Minimalwert von 8 µg L^{-1} und einem Wert von 116 µg L^{-1} bei 2.500 µg L^{-1} Sulfat angesetzt, der etwa um Faktor 12 über dem Schwellenwert nach Grundwasserverordnung von 10 µg L^{-1} liegt.

Blei tritt in der Kippe Hambach in Konzentrationen bis 5,2 µg L^{-1} auf (Median n.b., arithmetischer Mittelwert 3,2 µg L^{-1}), in Inden bis 1.640 µg L^{-1} (Median 6,7 µg L^{-1}, arithmetischer Mittelwert 86 µg L^{-1}). Für das Kippenwasser wird ein konstanter Wert von 7 µg L^{-1} angesetzt, der damit höher als alle vorliegenden Analysen aber unter dem Schwellenwert nach Grundwasserverordnung von 10 µg L^{-1} liegt.

Cadmium tritt in der Kippe Hambach in Konzentrationen bis 1,3 µg L^{-1} auf (Median n.b., arithmetischer Mittelwert 0,54 µg L^{-1}), in Inden bis 33 µg L^{-1} (Median 0,39., arithmetischer Mittelwert 1,02 µg L^{-1}). Für das Kippenwasser wird eine lineare Funktion mit einem Minimalwert von 0,3 µg L^{-1} und einem Wert von 1,05 µg L^{-1} bei 2.500 µg L^{-1} Sulfat angesetzt, der um Faktor 2 über dem Schwellenwert nach Grundwasserverordnung von 0,5 µg L^{-1} liegt.

Nickel tritt in der Kippe Hambach in Konzentrationen bis 1.820 µg L^{-1} auf (Median 121 µg L^{-1}, arithmetischer Mittelwert 531 µg L^{-1}), in Inden bis 3.100 µg L^{-1} (Median 65 µg L^{-1}, arithmetischer Mittelwert 241 µg L^{-1}). Für das Kippenwasser wird

eine lineare Funktion mit einem Minimalwert von 26 µg L^{-1} und einem Wert von 626 µg L^{-1} bei 2.500 µg L^{-1} Sulfat angesetzt, der um Faktor 31 über dem Grenzwert nach der Trinkwasserverordnung von 20 µg L^{-1} liegt.

Gegenüber früheren Berechnungsansätzen mit Verwendung von Mittelwerten bei Sulfatkonzentrationen > 500 mg L^{-1} ermöglichen die angesetzten Kippenformeln eine plausiblere Modellabbildung.

5.7 Zusammenfassung

Die Ableitung der Zusammensetzung eines Kippengrundwassers für die Kippe Hambach muss berücksichtigen, dass es derzeit im Wesentlichen Kippenwasseranalysen aus Sümpfungsbrunnen gibt, die aufgrund der räumlichen Kippenerstreckung und insbesondere der frühen Befüllungsphase sowie der anzunehmenden zeitlichen Entwicklung des Kippengrundwassers nur bedingt als repräsentativer Ausgangspunkt einer Prognose gelten können.

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 Hambach aus. Dieses Grundwassermodell ist fachlich von den zuständigen Behörden sowie Wasserverbänden akzeptiert und wird stetig mit neuen Eingangsdaten an die fortschreitende Bergbausituation angepasst (RWE Power AG 2023). Aus einer Vielzahl an Quellen (Analysen RWE, Berichte, Abschlussarbeiten, Publikationen in wissenschaftlichen Zeitschriften) werden insgesamt mehr als 1.100 Analysen für die Auswertung herangezogen. Diese stammen aus Laborversuchen, Feldexperimenten im Technikumsmaßstab, Grundwasser- bzw. Kippenwassermessstellen im Bereich Hambach und auch Kippenwasserdaten anderer Kippen im niederrheinischen Revier. Aufgestellt auf diese breite Datenbasis wird der Zusammenhang verschiedener Parameter und Ionen zu Sulfat untersucht.

Insbesondere bei den modellierten Spurenelementen Arsen, Blei, Cadmium und Nickel ist eine Ableitung aus den wenigen vorliegenden Analysen im Bereich Hambach nicht belastbar, so dass die deutlich größere Datenkohorte aus der Kippe Inden hinzugezogen wurde. Die Kippenformeln wurden unter Berücksichtigung der Unsicherheiten, wie z.B. die im Bereich Inden abweichende geologische Situation, abgeleitet. Ergänzende Analysen in der Kippe Hambach würden das methodisch Vorgehen nicht verändern.

Tab. 5: Übersicht über die Funktionen zur Ableitung der Kippenwasserqualität aus der Sulfatkonzentration.

Parameter	Bedingung	y [mg L^{-1}] = f(x), mit x = SO_4^{2-} [mg L^{-1}]
pH		y [-] = -0,0003 x + 6,92
pe		0 (Kippe), 5 (Kippe mit Seewasseranteil)
Eisen	$c(SO4^{2-}) < 4.700$ mg L^{-1}	$y = 0,993\ e^{0,0015163\ x}$
Magnesium	$c(SO4^{2-}) \leq 5.000$ mg L^{-1}	$y = -6E\text{-}06\ x^2 + 0,0629\ x + 14,047$
	$c(SO4^{2-}) > 5.000$ mg L^{-1}	y = 180 mg L^{-1}
Calcium	$c(SO4^{2-}) \leq 500$ mg L^{-1}	y = 0,38 x + 130
	$c(SO4^{2-}) \leq 2.400$ mg L^{-1}	y = 144,96 ln(x) - 581
	$c(SO4^{2-}) > 1.000$ mg L^{-1}	y = 547 mg L^{-1}
Kalium		y = 0,013 x + 2,87
Natrium		y = 0.09 x + 10
Chlorid		y = 0.004 x + 15
Hydrogenkarbonat	$c(SO4^{2-}) < 2.400$ mg L^{-1}	Ionenbilanz
Arsen		y [µg L^{-1}] = 0,043 x + 8
Blei		y [µg L^{-1}] = 7
Cadmium		y [µg L^{-1}] = 0,0003 x + 0,3
Nickel		y [µg L^{-1}] = 0,24 x + 26

Das Ergebnis sind zunächst rein mathematische Funktionen, die es ermöglichen Werte für pH-Wert, Leitfähigkeit, Natrium, Kalium, Calcium, Magnesium, Eisen (gesamt), Chlorid und Hydrogencarbonat sowie für die Spurenstoffe Arsen, Blei, Cadmium und Nickel variierend mit der zeitlichen Entwicklung der Sulfatkonzentrationen als Startwerte für eine reaktive Transportmodellierung zu nutzen (Tab. 5). 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 Hambach überwiegend nach Osten und Nordosten abströmende Grundwasser aufweisen wird. Die Berechnungen werden auf den Abstrom in den obersten Grundwasserleiter (OSTW) und in die Horizonte 9B, 8, 7E und 7A fokussiert und erfassen damit die Kippenmächtigkeit. Der Horizont 10 tritt nur bereichsweise auf und wird nicht separat dargestellt.

Der gewählte Ansatz ist zweigleisig ausgelegt. 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 zielgerichtet 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 entlang der gewählten Modellschnitte Berechnungen des reaktiven Stofftransports insbesondere hinsichtlich der Parameter pH-Wert, Leitfähigkeit, Natrium, Kalium, Magnesium, Calcium, Eisen (gesamt), Sulfat, Chlorid, Hydrogencarbonat und der Spurenstoffe Arsen, Blei, Cadmium und Nickel durchgeführt. Zusätzliche Stoffe nach der Stoffliste entsprechend Anlage 2 der Grundwasserverordnung werden betrachtet und hinsichtlich ihrer Relevanz im Kippenwasser und abzuleitender Bedeutung für den Kippenabstrom bewertet.

Beide Modellansätze benötigen die Sulfatkonzentrationen im Abstrom der Kippe 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 zu 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 Modellleitermächtigkeit 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 werden muss.

Die südöstliche Böschung des zukünftigen Tagebaus soll als geschnittene Böschung ausgeführt werden. Im Grundwassermodell der RWE Power ist deshalb für diese Bereiche kein Sulfatinventar angesetzt. Die Gesteinsschichten im Bereich

des Tagebaus Hambach weisen im Mittel Pyritschwefelgehalte von 0,07 Gew.-% auf. Lokal können in den Hauptkies-Schichten als der mächtigsten Einheit auch 1 - 2 Gew.-% auftreten. Aufgrund langer Standzeiten dieser Böschungsabschnitte sind hohe Oxidationsgrade des im Sediment enthaltenen Pyrits zu erwarten. Dies führt zu einer Aufmineralisierung des Seewassers bei der Passage durch die Oxidationszone in das Unverritzte verbunden mit (hydro)geochemischen Reaktionen im Kontaktbereich während der Tagebauseebefüllung. Nach Abschluss der Tagebauseebefüllung können verbliebene bzw. abgeströmte Stoffe mit dem Grundwasserzustrom in den Tagebausee gelangen.

In der geochemischen Seemodellierung (siehe Anlage A-LIM) sind Reaktionen im Unverritzten als Teil des geochemischen Phasenmodells des Grundwasserseitenspeichers umgesetzt. Für alle Horizonte sind im jeweiligen Seitenspeicher je 25 mg kg^{-1} verwitterter Pyrit angesetzt entsprechend 3,3 % des Pyritgehaltes im OSTW, 1,3 % in Horizont 8 und 1,6 % in Horizont 7. Zur Abschätzung des Stoffumsatzes wird eine einmalige Sättigung des Porenraums unter atmosphärischen Bedingungen angenommen. Eine weitergehende Zufuhr von Sauerstoff erfolgt dann über durchströmendes Seewasser. Erosionsbedingt wird im Wellenschlagbereich eine Erosionstiefe von bis zu 3 m angenommen. Das erodierte Sediment wird im Sinne einer Maximalbetrachtung mit kippentypischen Parametern und Kennwerten belegt (siehe Anlage A-LIM).

Während im OSTW aufgrund der zu erwartenden böschungsparallelen Grundwasserströmung keine Befrachtung erfolgt, sind für die Horizonte 9B und 8 Stoffausträge, insbesondere Sulfat, zunächst in Richtung Südosten zu erwarten. Der in beiden Horizonten befrachtete Bereich hat eine Maximalausdehnung von ca. 1 bis 2 km nach Südosten. In diesem werden die Stoffausträge überprägt durch die Vermischung mit unbefrachtetem Grundwasser. Aufgrund der sich gegen Ende dieses Jahrhunderts einstellenden Grundwasserströmung erfolgt in diesem Bereich dann eine Strömungsumkehr zum zukünftigen Tagebausee hin und damit eine Rückverlagerung der Stoffausträge aus der potenziellen Oxidationszone. Auf der vorliegenden Datenbasis kann keine Grundwasserbeschaffenheit für einen Grundwasserabstrom quantitativ abgeleitet und eine reaktive Stofftransportmodellierung durchgeführt werden.

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. 13).

(1) Sophienhöhe – Abstrom nach Norden (OSTW)
(2) Sophienhöhe – Abstrom nach Nordosten (OSTW) und Abstrom aus Innenkippe nach Osten bis Nordosten unter Sophienhöhe (Hz. 9B und Hz. 10)
(3) Abstrom aus der Innenkippe nach Nordosten (Hz. 7A, Hz. 7E und Hz. 8)
(4) Abstrom aus der Kippenschürze im Bereich des zukünftigen Tagebausees nach Nordosten (alle Hz.), bogenförmig in Richtung Sindorf (Hz. 9B), bogenförmig in Richtung Dirmerzheim (Hz. 9B), 4c ist im Übergang zur Manheimer Bucht angelegt, da diese nur im OSTW angelegt ist
(5) Abstrom im Bereich der geschnittenen Böschung aus dem Tagebausee nach Südosten
(6) Westlicher Kippenrand

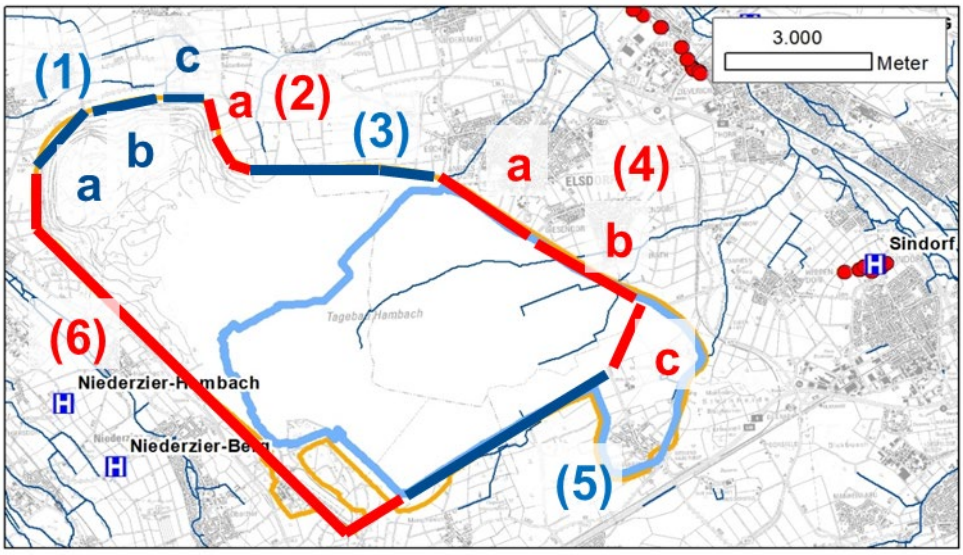


Abb. 13: Darstellung der Bilanzquerschnitte entlang des Kippenrandes.

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.

In Tab. 6 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. 6: Summen der Sulfatmassen je Bilanzquerschnitt und RWE-Modellleiter für den Zeitraum 1970 – 2400 in 10^3 t.

Zone	Quartär	Hz. 12	Hz. 11	Hz. 10	Hz.9B	Hz. 8	Hz. 7E	Hz. 7A	Hz. 6D	Hz. 6B	Hz. 2-5	Hz. 01-09
1a	29,0	481,5	0,7	5,6	25,7	53,0	12,6	6,8	0,0	0,0	0,0	0,0
1b	5,1	35,8	0,0	0,8	0,8	2,4	0,6	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0
1c	15,6	61,3	1,3	0,6	0,6	0,4	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
2	56,9	371,5	0,6	35,0	21,0	26,1	22,2	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0
2a	20,1	84,6	0,0	0,8	0,9	1,3	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
3	71,3	160,8	17,1	589,1	1.251,9	1.728,3	884,0	374,7	0,0	0,0	0,2	0,0
4a	16,0	63,1	28,7	117,5	882,9	1.229,8	251,9	305,8	0,0	0,0	0,1	0,0
4b	2,0	4,6	0,4	18,6	213,1	193,9	62,5	39,1	0,0	0,0	0,0	0,0
4c	0,7	0,0	0,0	0,1	4,1	19,8	1,5	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
5	0,8	0,0	0,0	0,1	2,9	2,2	0,5	1,5	0,0	0,0	0,0	0,0
6	15,6	61,3	1,3	0,6	0,6	0,4	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Im Nordbereich der Sophienhöhe (Zonen 1a-1c) treten die höchsten Sulfatmassen in den quartären Horizonten auf, im Ostbereich der Sophienhöhe zudem in den Horizonten 10, 9B und 8. Die überwiegende Masse Sulfat zeigt sich bilanziell im Abstrombereich der Innenkippe (Zone 3) in den Horizonten 10, 9B, 8, 7E und 7A und im Bereich der Nordrandböschung (Zone 4a). In Zone 4a wird ein Teilabstrom aus der Innenkippe mit bilanziert.

Der südliche Seeabschnitt ist im Wesentlichen geschnitten und damit mangels Kippenschürze deutlich geringer sulfatbefrachtet. Dementsprechend nehmen die bilanzierten Sulfatmassen von 4a, über 4b und 4c bis 5 sukzessive ab. Am Kippenwestrand (Zone 6) ergeben sich in der Bilanz vergleichsweise geringe Sulfatmassen.

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

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 hydraulischen stationären Zustand, der sich nach der vollständigen Befüllung des zukünftigen Tagebausees und der umgebenden Grundwasserleiter ergibt. Dieser wird für das Jahr 2200 angenommen. Das Fließregime im Jahr 2100 ist diesem

in vielen Bereichen bereits ähnlich. 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 in die Berechnung ein. Die zeitlichen Stützpunkte werden für jede Pfadlinie anhand der hydraulischen Gegebenheiten ausgewählt. 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.

Für den oberen Modellleiter wird die flächendifferenzierte Grundwasserneubildung aus dem mGrowa-Modell berücksichtigt (langjährige Mittlere Grundwasserneubildung 1991-2020). 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. Aufgrund der weitgehend durchgängig ausgebildeten Grundwassergeringleiter zwischen den betrachteten Horizonten wird ein Wasseraustausch nicht umgesetzt. Ggf. werden Horizonte aggregiert betrachtet.

In der Betrachtung wird davon ausgegangen, dass der Kippenabstrom im Wesentlichen über den gesamten Kippenrand erfolgt und somit keine punktuelle Stoffquelle vorliegt. Dies wird durch Daten aus Grundwassermessstellen im Kippenabstrom aus der Sophienhöhe für das OSTW belegt. Die Pfadlinien sollen diesen breiten Austrag abbilden. Daher wird eine dispersive Vermischung mit Grundwasser, wie er am Rand einer Stofffahne zu beobachten ist, nicht berücksichtigt. In Bereichen, wo kein flächiger Austrag erfolgt, ist dies im Sinne eines Worst-Case-Ansatzes einzuordnen. Abb. 14 veranschaulicht das Modellschema.

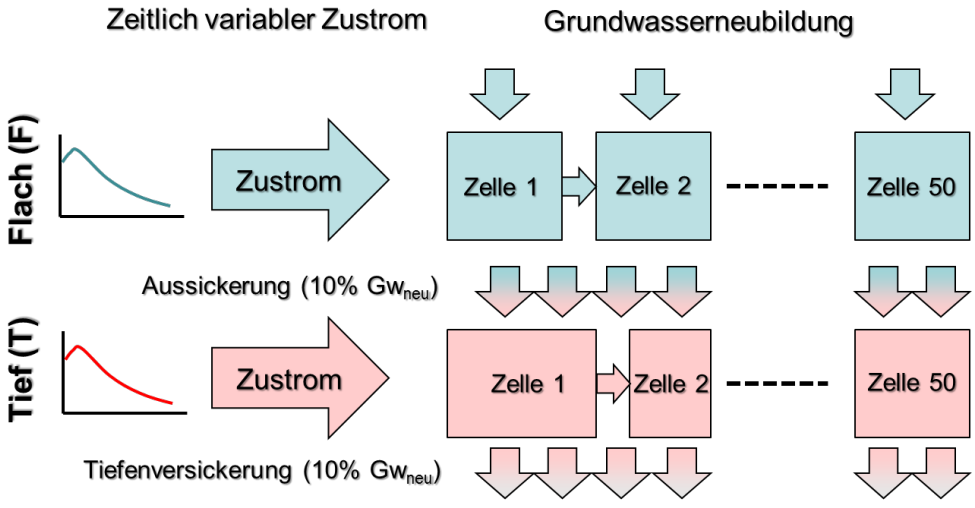


Abb. 14: Modellschema des Pfadlinienmodells für den Fall eines oberflächennahen Grundwasserleiters mit hydraulischer Kopplung an einen tieferen Grundwasserleiter.

Das Stofftransportmodell von RWE Power bildet die nachlaufende Sümpfung um den zukünftigen Tagebausee ab. Das in den zukünftigen Tagebausee eingeleitete Sümpfungswasser wird nur mengenmäßig berücksichtigt – das entnommene Sulfat jedoch nicht wieder in das Modell eingespeist. Das diesen Modellierungen zugrundeliegende Frachtgerüst enthält also Kippensulfat ohne den Sümpfungsanteil. Dieser wird für Pfadlinien, die im Bereich des zukünftigen Tagebausees aufgehängt sind, durch einen Zustrom von Seewasser berücksichtigt.

Der fehlende Sümpfungsanteil macht nur einen Teil dieses Sulfats aus. Der übrige Teil des im Seemodell berücksichtigten Kippensulfats wird im Grundwassermodell der RWE Power durchaus abgebildet. Jedoch zeigt die geochemische Seemodellierung (Uhlmann et al. 2023), dass der See als nur langsam von Grundwasser durchströmter Körper eine lange Persistenz aufweist, die das Grundwassermodell der RWE Power nicht abbilden kann. Eine Quantifizierung ist nicht möglich. Im Sinne eines Worst-Case-Ansatzes wird die prognostizierte Sulfatkonzentration des Seewassers dem entsprechenden Jahreswert der Sulfatkonzentrationsganglinie des jeweiligen Bilanzquerschnitts hinzuaddiert.

Für die Seewasserbeschaffenheit werden die Prognosen der Mitgutachter verwendet (Uhlmann et al. 2023). Mit zunehmender Teufenlage des jeweiligen Modellleiters liegt die Anschnittfläche durch den zukünftigen 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).

6.2.2 Modellaufbau

Die Abgrenzung der jeweiligen Modellleiter erfolgte in der Regel anhand der hydraulischen Durchlässigkeit. Für die Abbildung des OSTW werden je nach geologischer Situation die RWE-Modellleiter 1 und 2 aggregiert oder separat betrachtet. Die tieferen RWTH-Modellleiter entsprechen den RWE-Modellleitern oder werden bei Fehlen des dazwischenliegenden Geringleiters aus ggf. mehreren RWE-Modellleitern 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 - 1991-2020)
- Initiale Sulfatverteilung zu verschiedenen Zeitschritten (Export aus dem numerischen Grundwassermodell der RWE Power), aggregiert aus RWE-Modellleitern entsprechend der Zuordnung zu den RWTH-Modellleitern
- Sulfatverteilung im Zustrom bzw. Abstrom aus der Kippe entlang von Bilanzflächen (Aggregiert aus den RWE-Modellleitern entsprechend der Zuordnung zu den RWTH-Modellleitern (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 als Mittelwert abgeleitet und den jeweiligen Modellzellen zugewiesen.

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 initialen räumlichen Sulfatverteilung kann mit diesem analytischen Modell die konservative Sulfatausbreitung im Abstrom der Kippen prognostiziert werden. Abb. 15 zeigt schematisch die Vorgehensweise beim Modellaufbau des Pfadlinienmodells.

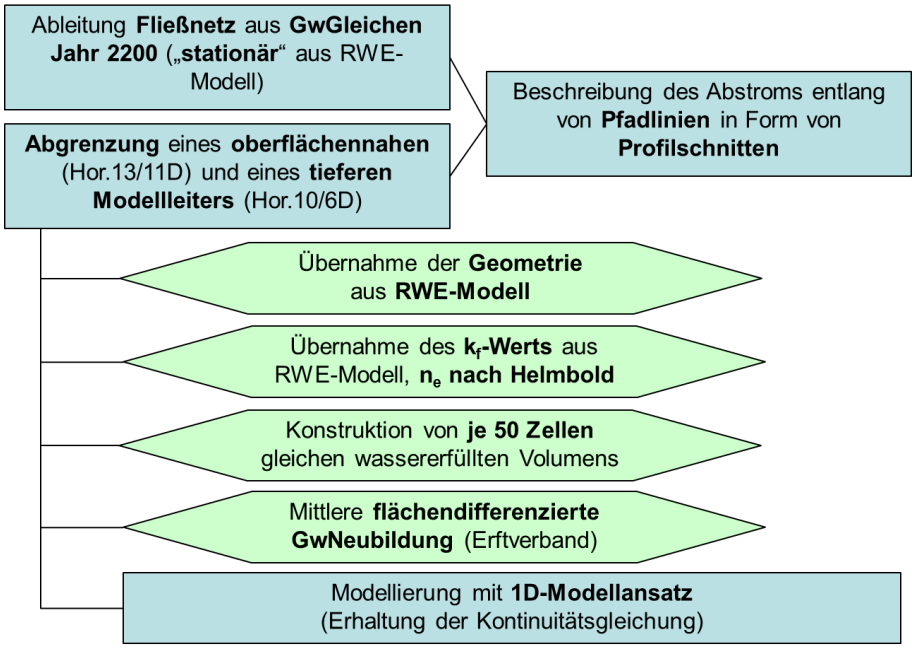


Abb. 15: Modellschema des Pfadlinienmodells.

6.2.3 Parametrisierung und Berechnungsergebnisse

Im Folgenden werden die zur Abbildung des Kippenabstroms gewählten Pfadlinien je Grundwasserleiter dargestellt. Die Sulfatfahnen entstammen dem Grundwassermodell der RWE Power. Die räumliche Komplexität und zeitliche Variabilität der Fließwege erforderte es die Modelldaten des Grundwassermodells der RWE Power für die Zeiträume 2000 - 2100 in 10-Jahres-, 2100 - 2200 in 20-Jahres- sowie 2200 - 2400 in 50-Jahresintervallen zu betrachten. Diese sind in den folgenden Abbildungen überlagert dargestellt.

OSTW

Hydraulische Situation und Sulfatbefrachtung

Als OSTW sind hier die RWE-Modellleiter 1 und 2 zusammengefasst dargestellt. Dies entspricht der hydrogeologischen Situation im Abstrombereich der Sophienhöhe. Im Bereich östlich des zukünftigen Tagebausees wird das OSTW durch den RWE-Modellleiter 1 abgebildet und in den dort befindlichen Pfadlinien entsprechend umgesetzt. In Abb. 13 ist die Strömungssituation im OSTW zu den Zeitschnitten 2030, 2070 und 2200 dargestellt. Zur Verdeutlichung der Fließpfade dient die mit dem Grundwassermodell der RWE Power prognostizierte Sulfatverteilung als überlagerte Darstellung der Zeitpunkte 2000 - 2100 in 10-Jahres-, 2100 - 2200 in 20-Jahres- sowie 2200 - 2400 in 50-Jahresintervallen.

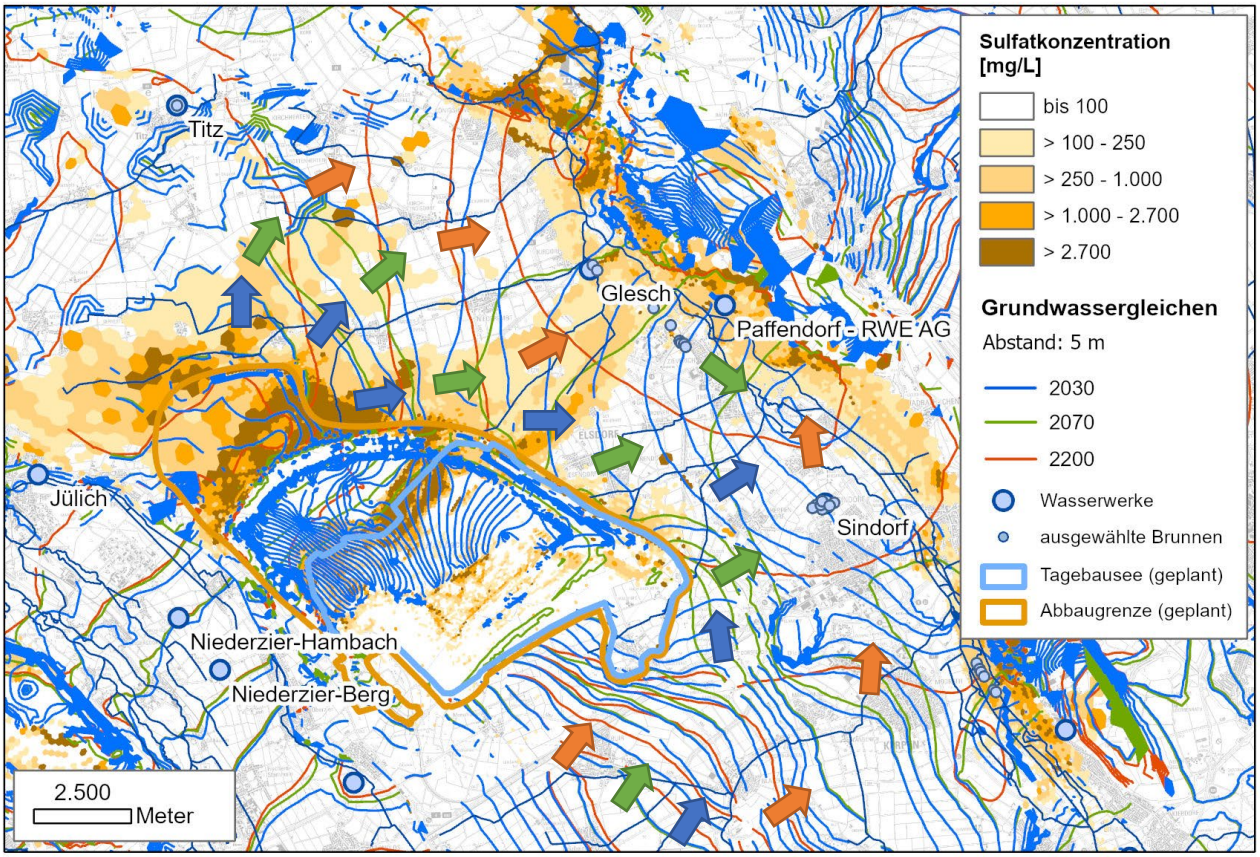


Abb. 16: OSTW - Grundwassergleichen (5 m Abstand) und Fließrichtungen zu den Jahren 2030 (blau), 2070 (grün) und 2100 (orange); Sulfatkonzentrationen als Maximalwerte der Mittelwerte Leiter 1 und 2 der Zeitpunkte 2000 - 2100 in 10-Jahres-, 2100 - 2200 in 20-Jahres- sowie 2200 - 2400 in 50-Jahresintervallen; GwGleichen und Sulfatverteilung aus Grundwassermodell der RWE Power.

Das OSTW ist zum Tagebauende teilweise entwässert. Dies zeigen die nur Teilflächen abdeckenden GwGleichen vor allem im Bereich der Sophienhöhe. Grundsätzlich zeigt sich eine Fließrichtung aus dem Bereich Sophienhöhe von Westen über Norden bis Osten, die sich mit zunehmendem Grundwasserwiederanstieg ostwärts ausrichtet. Nordwestlich der Sophienhöhe prognostiziert das Grundwassermodell der RWE Power eine weitreichende Befrachtung mit Sulfat bei hohen Durchlässigkeiten und geringer Grundwassermächtigkeit. Der zukünftige Tagebausee ist erst ab Mitte bis Ende der 2050er Jahre an das OSTW angebunden. Zuvor zeigt sich eine von Nordwesten und Südosten um den zukünftigen Tagebausee umlaufende Strömungsrichtung, die erst ostwärts gerichtet mit zunehmendem Wiederanstieg nach Nordosten umschwenkt. In der Sulfatausbreitung bewirkt dies einen Transportpfad aus der Ostflanke der Sophienhöhe und mit zunehmender Kippensättigung auch aus der Innenkippe, der an der nördlichen Spitze des zukünftigen Tagebausees dann mit der sich verändernden Strömungssituation nach Nordosten in Richtung Erft umschwenkt. Am Ostufer der Manheimer Bucht tritt etwa zwischen 2070 und 2090 ein Grundwasserabstrom nach Osten auf, der allmählich nach Norden einer randparallelen Strömung weicht. Im Südosten des zukünftigen Tagebausees fließt das Grundwasser vorwiegend randparallel und strömt im Zwickel zur Manheimer Bucht dem zukünftigen Tagebausee zu. Entlang des Südwest-Rands des Tagebaus ist die hydraulische Situation am Übergang von Erft- zur Rurscholle kleinräumig und komplex. Mit zunehmenden Grundwasserwiederanstieg zeigt sich ein Überströmen aus der Rurscholle.

In Tab. 7 sind die potenziellen Frachten für das OSTW (RWE-Modellleiter 1 und 2) und in Tab. 8 das 95%-Quantil der Jahreswerte der Sulfatkonzentrationen differenziert nach charakteristischen Zeitintervallen und der Zoneneinteilung der Bilanzquerschnitte dargestellt.

Tab. 7: Potenzielle Sulfatfrachten im OSTW (RWE-Modellleiter 1 und 2) [kg/a].

Zone	1971-2029	2030-2070	2071-2100	2101-2400	1971-2400
1a	1.125.254	1.961.825	1.202.110	1.092.105	1.187.255
1b	142.466	256.477	252.904	47.785	94.985
1c	65.482	129.830	256.140	200.007	178.774
2	181.339	717.196	2.295.152	1.064.874	996.327
2a	47.499	132.681	408.014	280.428	243.282
3	62.738	725.307	2.014.072	460.738	539.727
4a	131	60.334	14.361	253.810	183.849
4b	0	149.001	15.176	67	15.312
4c	0	2.053	1.728	2.065	1.757
5	0	18.478	1.002	74	1.884
6	65.482	129.830	256.140	200.007	178.774

Tab. 8: 95%-Quantil der Jahreswerte der Sulfatkonzentrationen im OSTW (RWE-Modellleiter 1 und 2) [mg L^{-1}].

Zone	1971-2029	2030-2070	2071-2100	2101-2400	1971-2400
1a	1.366	1.486	1.318	218	1.447
1b	546	574	614	84	552
1c	402	526	926	774	786
2	1.333	2.063	5.001	1.647	2.636
2a	431	1.083	1.561	1.022	1.404
3	609	2.103	2.213	606	1.954
4a	26	299	33	158	160
4b	0	714	14	0	122
4c	0	12	2	3	3
5	0	194	1	0	11
6	402	526	926	774	786

In der differenzierten Betrachtung der 95%-Quantile der Jahreswerte der Sulfatkonzentrationen zeigen sich überwiegend im Abstrom der Sophienhöhe (Zone 1a bis 2), der Innenkippe (Zone 3) und während der Seebefüllung am Seeostufer (Zone 4b) hohe Sulfatkonzentrationen.

In kippennahen Grundwassermessstellen treten seit den 1980er Jahren erhöhte Sulfatkonzentrationen auf, deren zeitliches Verhalten auf einen Kippenwassereinfluss schließen lässt. In Abb. 17 sind Grundwasserstandsganglinien von acht Grundwassermessstellen dargestellt und jeweils farblich entsprechend ihrer Entfernung vom Kippenrand gruppiert.

Die Grundwassermessstelle 8711681 (fliederfarben) am Kippenrand zeigt die höchsten Sulfatkonzentrationen bis etwa 2.000 mg L^{-1}. An der westlich gelegenen Grundwassermessstelle 928261 treten geringere Konzentrationen bis etwa 1.500 mg L^{-1} mit einem abweichenden zeitlichen Verhalten, auf, die lokale Heterogenitäten im Sulfataustrag oder dem Fließregime nahelegen.

Die drei rund 500 m abstromig gelegenen Grundwassermessstellen 872591, 876281 und 928231 (Blautöne) verhalten sich fast deckungsgleich bei gegenüber der Grundwassermessstelle 871681 um etwa 200-300 mg L^{-1} geringeren Sulfatkonzentrationen.

Mit zunehmender Distanz sind sukzessive abnehmende Sulfatkonzentrationen zu beobachten – rund 500 mg L^{-1} an den Grundwassermessstellen 927971 und 871472 in rund 1,5 - 2 km Entfernung (Abb. 17: orange hervorgehoben) und bei rund 300 mg L^{-1} an der Grundwassermessstelle 821872 in rund 4 km Entfernung vom Kippenrand.

Die Konzentrationsentwicklung in den Grundwassermessstellen belegt einen gleichmäßigen Sulfataustrag aus der Kippe.

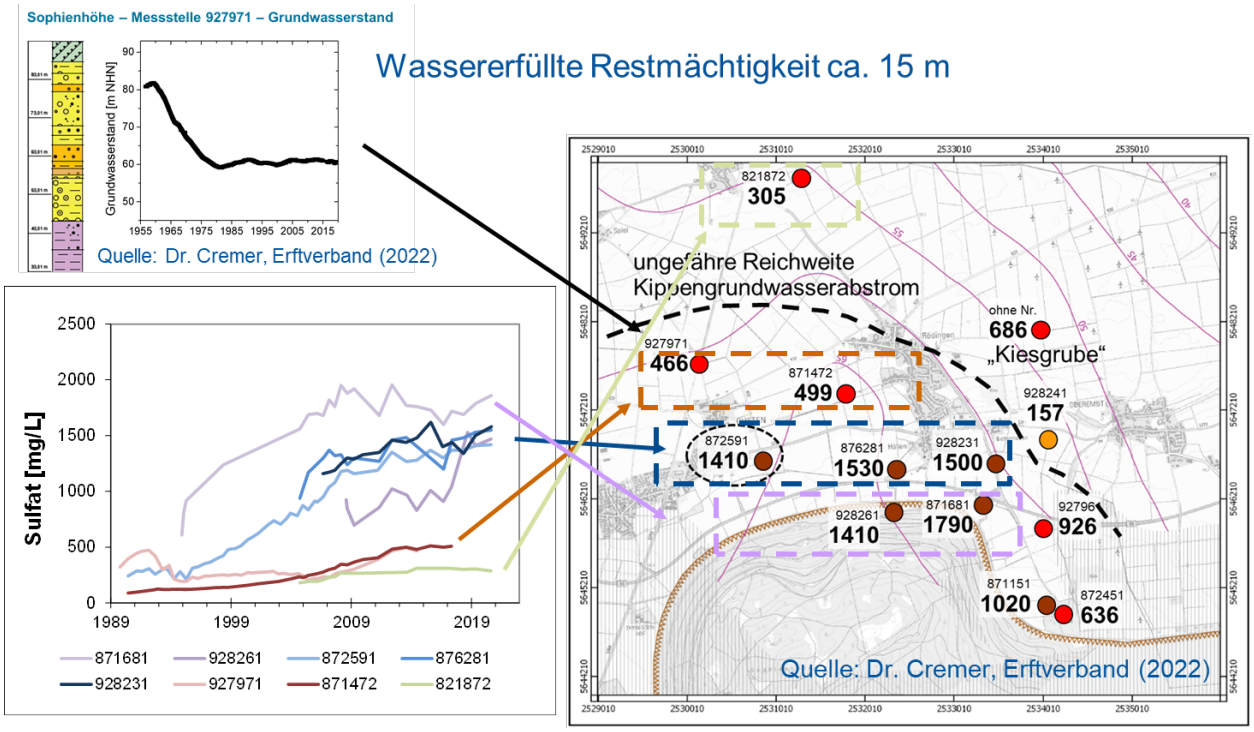


Abb. 17: Sulfatkonzentration und Grundwasserstandsentwicklung in Grundwassermessstellen im Abstrombereich der Sophienhöhe im OSTW.

Mit abnehmender Sulfatkonzentration wird der Rückschluss auf einen Kippenursprung unsicherer, da zunehmend andere Ursachen zu lokal erhöhten Sulfatgehalten beitragen können. Die in Abb. 17 postulierte ungefähre Reichweite des Kippengrundwasserabstroms trägt dem Rechnung (Erftverband 2022).

An der Grundwassermessstelle 927971 zeigt die Ganglinie der Standrohrspiegelhöhe eine bergbaubedingte Absenkung von rund 20 m mit einer verbleibenden wassererfüllten Restmächtigkeit von 15 m. Dies beeinflusst die Verdünnung auf dem Transportweg durch die Grundwasserneubildung und wird daher in der Modellierung mit betrachtet.

Das Grundwassermodell der RWE Power prognostiziert nach Norden in der Fläche geringere Sulfatkonzentrationen mit und lediglich an Einzelknoten vergleichbare Sulfatkonzentrationen. Dies entspricht nicht der in den Grundwassermessstellen beobachteten Konzentrationsverteilung. Für die weitere Modellierung mit den Pfadlinienmodellen sind die Daten aus dem Grundwassermodell der RWE Power in diesem Bereich daher nicht geeignet. Die Grundwassermessstelle 872591 umfasst eine Zeitreihe bis Ende der 1980er Jahre mit einer vollständigen Historie des Sulfataustrages aus der Sophienhöhe und bietet sich damit für eine Skalierungsfunktion der dem Grundwassermodell der RWE Power entstammenden Sulfatkonzentrationsganglinien an. Abb. 18 zeigt die mit Faktor 2,6 skalierte Austragsfunktion für den Bilanzquerschnitt in Zone 1b, die damit vergleichbar zu Zone 1, gut mit den durch Analysen (rote Punkte) belegten Werten skaliert.

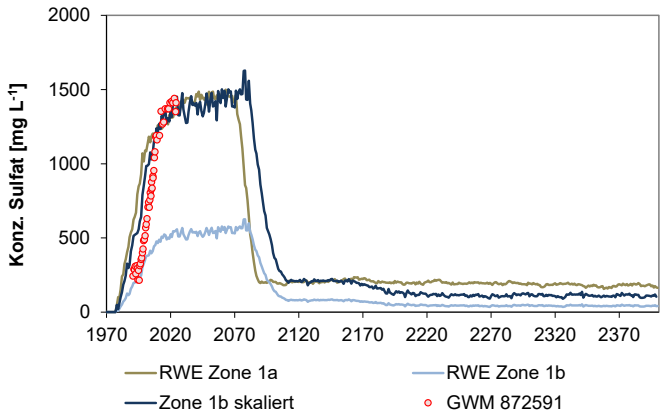


Abb. 18: Sulfatkonzentrationsganglinie aus dem Grundwassermodell der RWE Power für die Zonen 1a und 1b (Modellleiter 1 und 2), gemessene Sulfatkonzentrationen an der Grundwassermessstelle 87591 und skalierte Sulfatkonzentrationsganglinie für Zone 1b.

Im ostwärts gerichteten Kippenabstrom prognostiziert das Grundwassermodell der RWE Power Sulfatkonzentrationen in vergleichbarer Höhe, jedoch zeitlich verzögert. Hier wird keine Skalierung vorgenommen.

Die relevanten Austragspfade aus dem OSTW umfassen Zone 1, 2, 3 und 4a. Für den Abstrom aus der Sophienhöhe nach Nordwesten zeigt die Bilanzbetrachtung für Zone 1a (Tab. 7) durchgängig hohe potenzielle Frachten bei Sulfatkonzentrationen bis zu rund 1.500 mg L^{-1} (Tab. 8). Die grundwassererfüllte Mächtigkeit liegt sümpfungsbedingt bereichsweise bei unter 2 m. Dieser Abstrombereich ist gekennzeichnet durch Terrassenablagerungen mit Durchlässigkeitsbeiwerten > $3*10^{-3}$ m s^{-1}. Lokal resultieren daraus sehr hohe Abstandsgeschwindigkeiten bei kleinräumig variierenden Fließrichtungen. Dies kann für den westwärts gerichteten Abstrom nicht plausibel mit einer 1D-Modellierung abgebildet werden.

Im östlichen Abschnitt der Zone 1a ergibt sich in der 1D-Modellierung eine deutliche Diskrepanz der modellierten Sulfatkonzentrationsganglinien zu den an Grundwassermessstellen beobachteten Sulfatkonzentrationen. Aus hohen Abstands-

geschwindigkeiten, die aus dem Grundwassermodell der RWE Power abzuleiten sind, resultiert eine geringere Verdünnung über die Grundwasserneubildung. Dies hat eine deutlich größere Reichweite der Sulfatfahne in den Abstrom zur Folge. Eine Kalibrierung der Abstandsgeschwindigkeit anhand der Sulfatkonzentrationsganglinien erbringt plausiblere Ergebnisse. Beide Ansätze sind im Folgenden als Varianten dargestellt.

Für den weiter östlich entlang der Sophienhöhe gelegenen Bilanzabschnitt 1b wird die oben beschriebene Skalierungsfunktion angesetzt. Entsprechend der hydraulischen Situation werden aus den GwGleichen zu verschiedenen Zeitschnitten sowie der zeitlichen Entwicklung der Sulfatfahnen im Grundwassermodell der RWE Power für diese Abschnitte Pfadlinien abgeleitet, die als Ausgangsbasis für die weitergehende Modellierung verwendet werden (Abb. 19).

Zwei weitere Austragspfade aus dem Bereich der Sophienhöhe sind als nordostwärts (Übergangszone 1c – 2a) und ostwärts (Zone 2) gerichtete Abströme abgebildet. Aus Zone 2 verläuft die Fließrichtung kippenrandparallel nach Osten. Diese Fracht wird teils in Zone 3 miterfasst und ist daher nicht als tatsächliche Sulfatfracht aus Zone 3 zu interpretieren.

Die Pfadlinien OSTW-4a und OSTW-4b beschreiben den Abstrom im Einflussbereich des zukünftigen Tagebausees.

In Abb. 19 sind Mischkonzentrationen aus den ersten beiden RWE-Modellleitern dargestellt. Bereichsweise sind beide Modellleiter durch Geringleiter getrennt, nach Südosten nimmt dessen Mächtigkeit zu und die des tieferen quartären Grundwasserleiters ab. Die in Abb. 19 im Übergang von Zone 2 zu Zone 3 dargestellten sehr hohen Sulfatkonzentrationen sind vor allem auf gering durchflossene Bereiche im Modellleiter 2 zurückzuführen, wo sich aus dem Wanderpunktverfahren des RWE-Modells rechnerisch hohe Sulfatkonzentrationen ergeben. Diese werden nicht als Fracht wirksam.

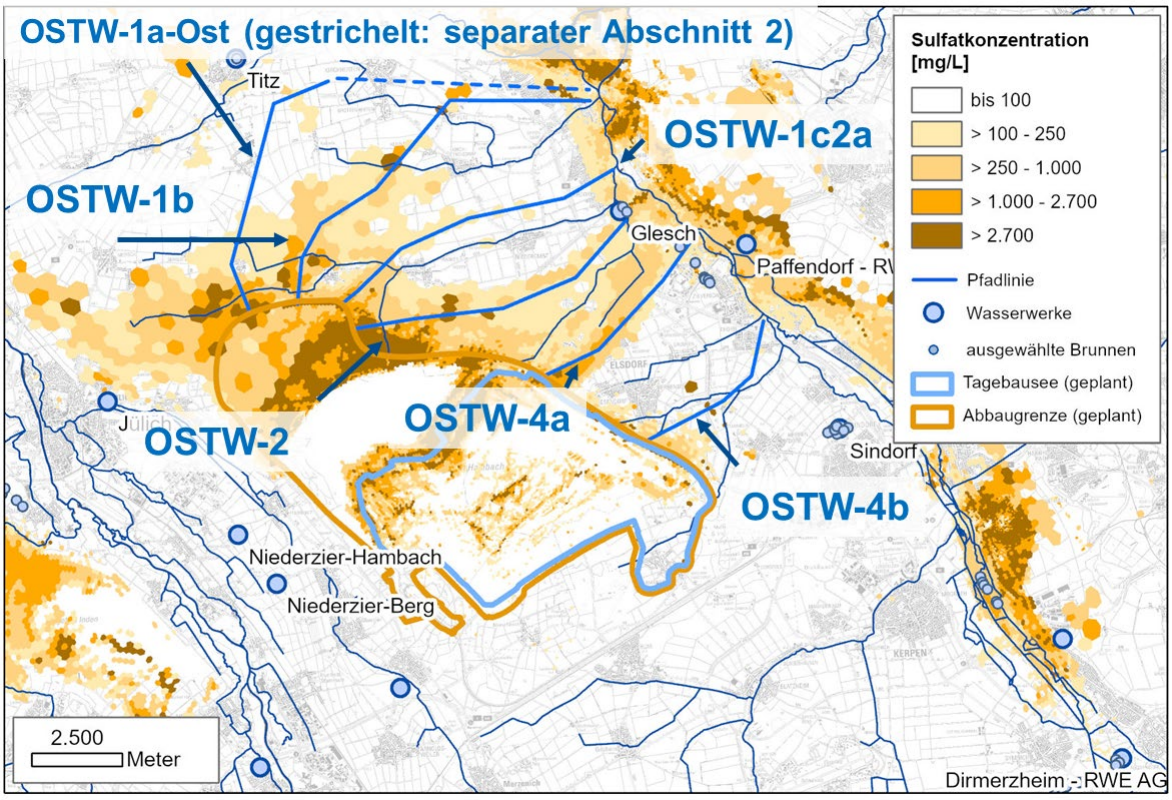


Abb. 19: OSTW - Pfadlinien und Sulfatkonzentrationen (Maximalwerte OSTW: Mittelwerte Leiter 1 und 2 aus Grundwassermodell der RWE Power der Zeitpunkte 2000 - 2100 in 10-Jahres-, 2100 - 2200 in 20-Jahres- sowie 2200 - 2400 in 50-Jahresintervallen).

Pfadlinie OSTW-1a-Ost

Die Pfadlinie OSTW-1a-Ost bildet den nordwärts Abstrompfad von der Sophienhöhe im OSTW ab. Die Transportweite ist bis nach 2070 auf rund 8 km hydraulisch begrenzt, da im Abstrom in einem hydraulischen Kontaktbereich eine Wiedererergänzung tieferer von der Sümpfung betroffener Grundwasserleiter erfolgt (Abb. 20). Erst mit fortschreitendem Wiederanstieg ergibt sich ein durchgängiger Strompfad bogenförmig nach Osten bis zur Erftaue. In dem hydraulischen Kontaktbereich findet lokal eine Befrachtung tieferer Leiter (z.B. Horizont 9B) statt. Der erste Abschnitt bis zum Kontaktbereich wird als Teilmodell 1 abgebildet.

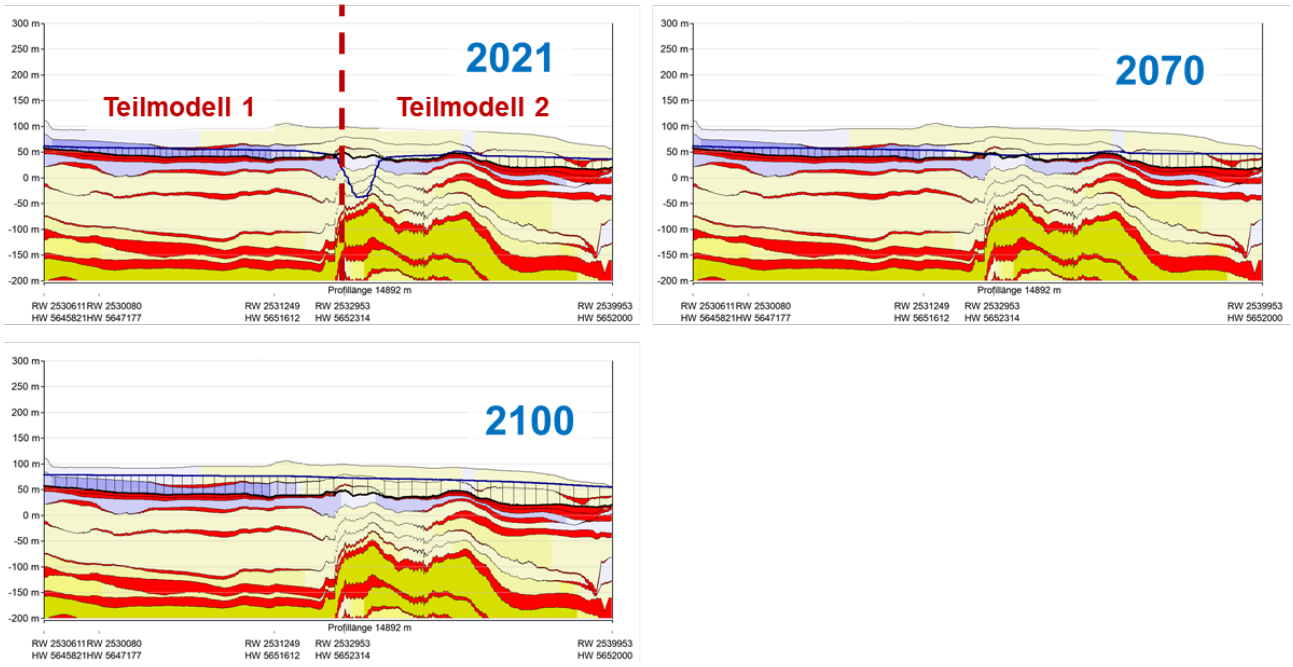


Abb. 20: Wiedererergänzung tieferer Grundwasserleiter aus dem OSTW in hydraulischem Kontaktbereich.

Abb. 21 zeigt die Modellrechnung für die Variante 1 (Abstandsgeschwindigkeit entsprechend Grundwassermodell RWE Power) als Teilmodell für den 1. Abschnitt (links) und für den 2. Abschnitt (rechts). Ein durchgängiger Fließpfad wird ab etwa 2080 angenommen. Im 2. Teilabschnitt führen deutlich geringere Durchlässigkeitsbeiwerte zu einem langsameren Fließen und damit zu einer stärkeren Konzentrationsminderung über die Grundwasserneubildung.

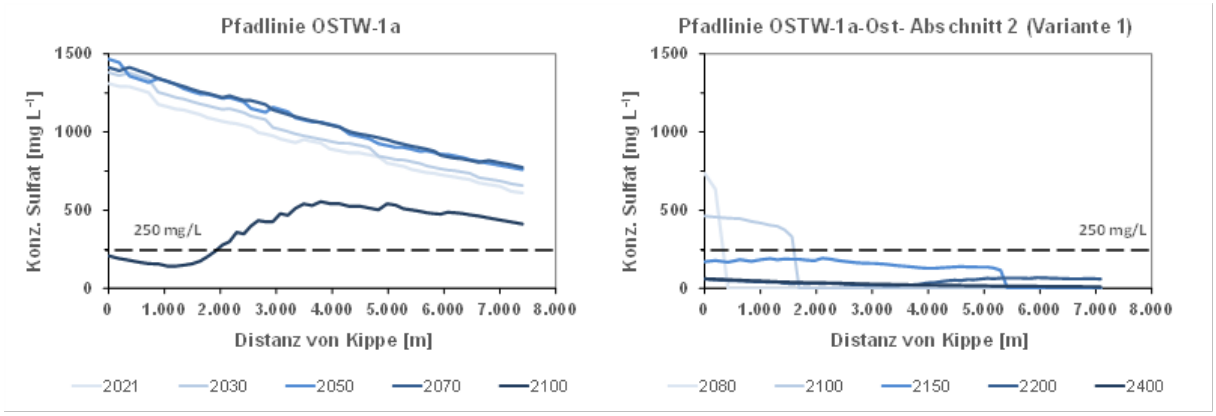


Abb. 21: Pfadlinie OSTW-1a-Ost Variante 1 - Modellrechnung im 1D-Modell – Kippensulfat im Grundwasserabstrom; links: Teilmodell 1, rechts: Teilmodell 2.

Die mit Variante 1 prognostizierten Konzentrationsverläufe für Sulfat im Abstrom stimmen nicht gut mit den tatsächlich gemessenen Konzentrationsverläufen an den Grundwassermessstellen im Abstrom überein. Mit einer angepassten Abstandsgeschwindigkeit können diese besser in Deckung gebracht werden (Abb. 22). Diese Variante ist daher zu präferieren.

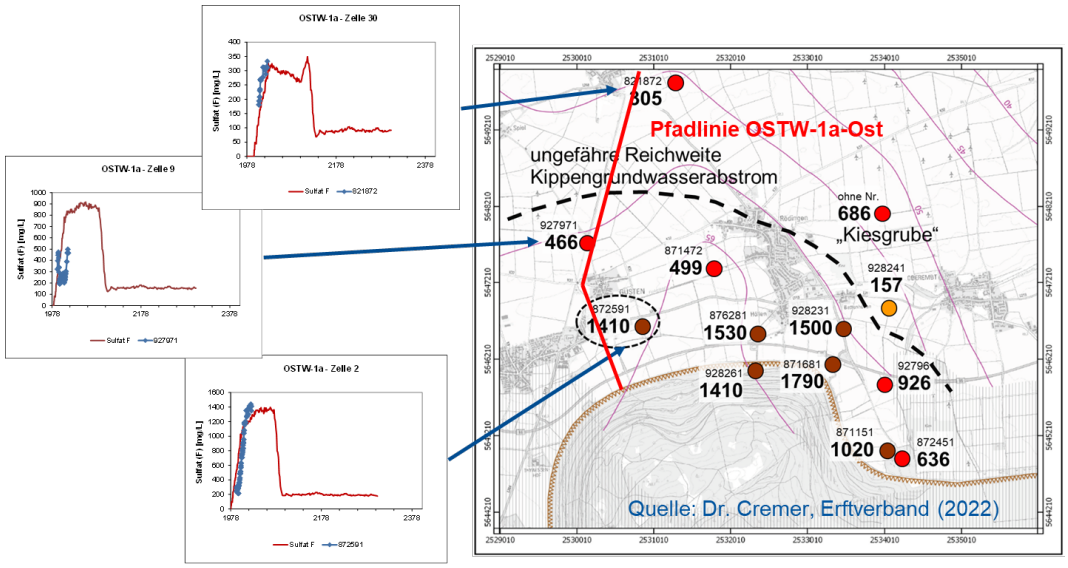


Abb. 22: Kalibrierung der Abstandsgeschwindigkeit des Pfadlinienmodells OSTW-1a-Ost anhand der Sulfatkonzentrationsganglinien der Grundwassermessstellen 872591, 927971 und 821872.

Diese Variante 2 prognostiziert als Teilmodell für den ersten Abschnitt deutlich geringere Sulfatkonzentrationen. Über die Grundwasserneubildung ist die Reichweite der 250 mg L^{-1}-Isokonze auf rund 6 km im Abstrom begrenzt (Abb. 23). Deshalb wird auf eine Modellierung des 2. Teilabschnitts verzichtet.

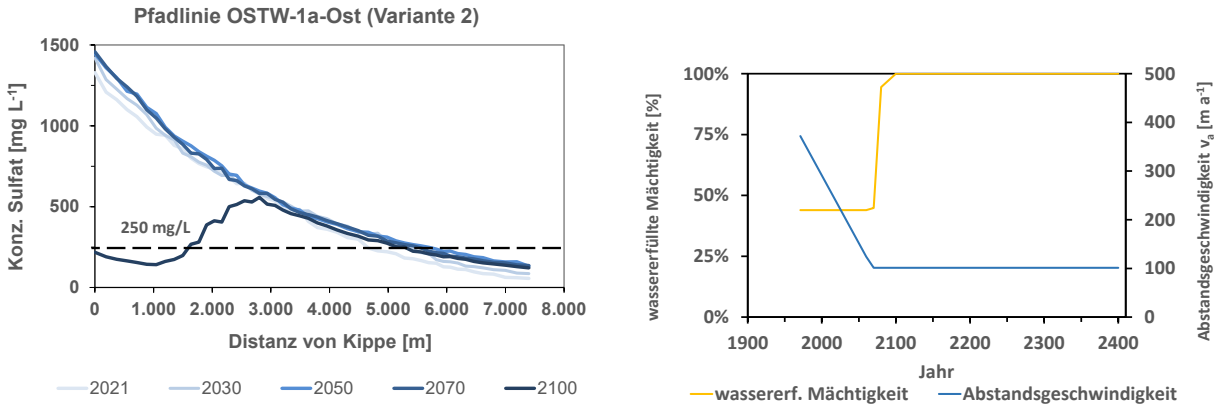


Abb. 23: Pfadlinie OSTW-1a-Ost Variante 2 (Teilmodell) - Modellrechnung im 1D-Modell – Kippensulfat im Grundwasserabstrom (links); wassererfüllte Mächtigkeit und Abstandsgeschwindigkeit (rechts).

Pfadlinie OSTW-1b

Die Pfadlinie OSTW-1b bildet stellvertretend den Abstrom nach Norden von der Sophienhöhe ab. Die Pfadlinie verläuft bogenförmig nach Osten in Richtung Erft (Abb. 24). Das OSTW ist aus den obersten beiden RWE-Modellleitern aggregiert (Hz. 19/14 und Hz. 12), die stellenweise durch den Tegelenton (Hz. 13) unterteilt vorliegen. Die mittlere Abstandsgeschwindigkeit ist bis in die 2070er Jahre mit rund 600 m/a vergleichsweise hoch und nimmt mit Auffüllung des Aquifers gegen 2100 deutlich auf rund 100 m/a ab. Die Sulfatkonzentrationsganglinie ist, wie oben beschrieben, entsprechend vorliegender Grundwasseranalysen skaliert (Abb. 18).

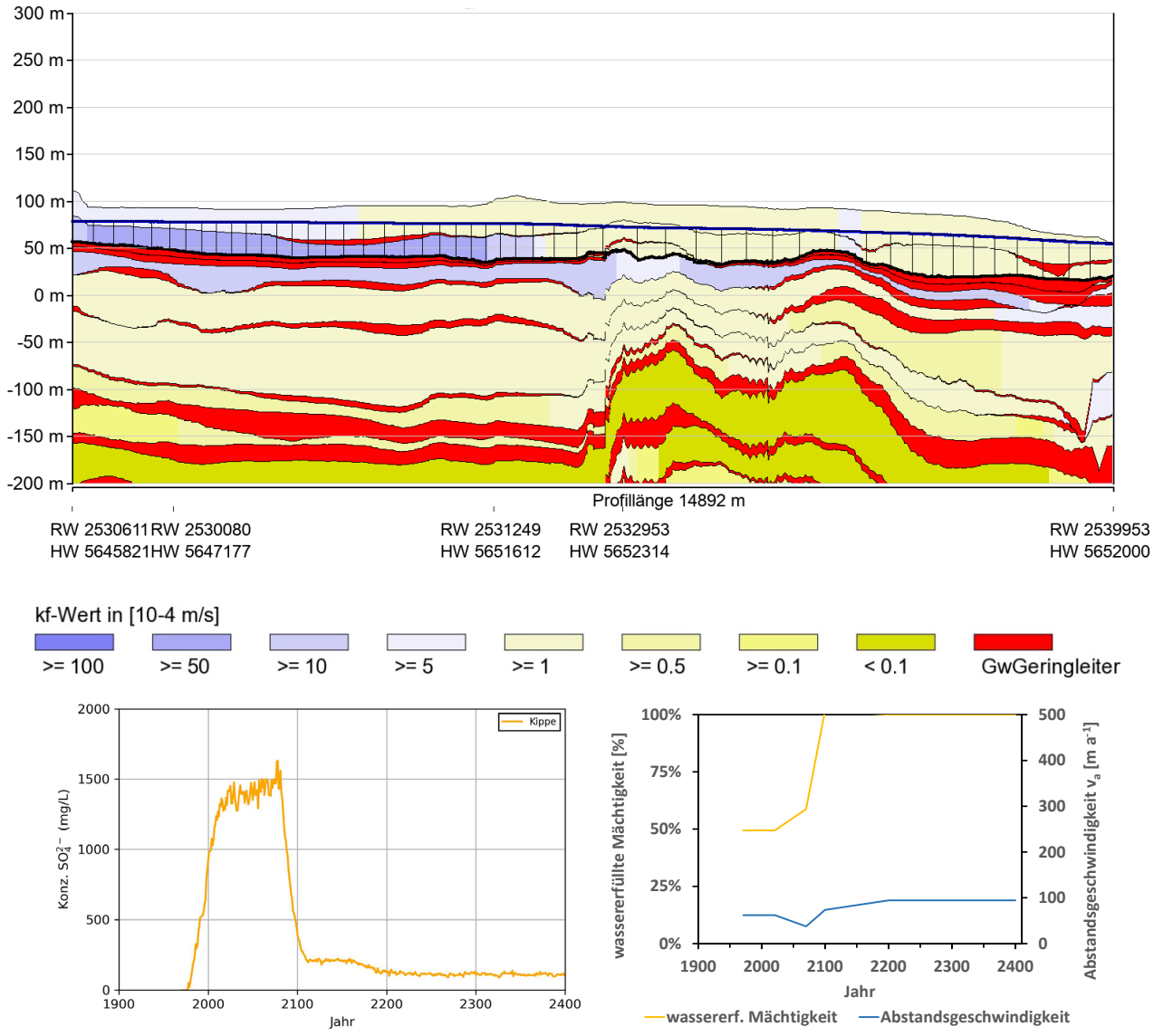


Abb. 24: Pfadlinie OSTW-1b: Profilschnitt mit Modellzellen (Grundwasserstand Jahr 2200) (oben); Sulfatkonzentrationsganglinie des Kippenabstroms (unten links); wassererfüllte Mächtigkeit/Abstandsgeschwindigkeit im zeitlichen Verlauf (unten rechts).

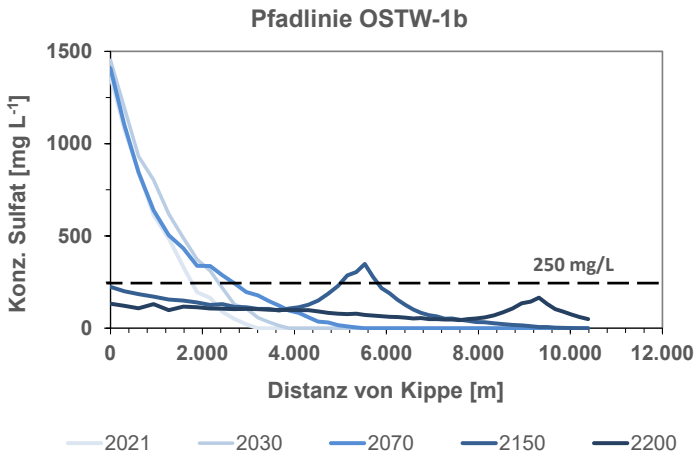


Abb. 25: Pfadlinie OSTW-1b - Modellrechnung im 1D-Modell – Kippensulfat im Grundwasserabstrom.

In Abb. 25 sind die Ergebnisse der konservativen 1D-Modellierung des ausgetragenen Kippensulfats dargestellt. Die maximale Reichweite der 250 mg L^{-1}-Isokonze beträgt ca. 7 km um das Jahr 2170. Nachfolgend ergeben sich durchgängig kippeninduzierte Sulfatkonzentrationen unter 250 mg L^{-1}.

Pfadlinie OSTW-1c2a

Das OSTW ist aus den obersten beiden RWE-Modellleitern aggregiert (Hz. 19/14 und Hz. 12), die stellenweise durch den Tegelenton (Hz. 13) unterteilt vorliegen. Die wassererfüllte Mächtigkeit beträgt vor dem Wiederanstieg rund 50%. Während des Wiederanstiegs führt das sich ändernde Strömungsregime zu zeitweise geringeren Fließgeschwindigkeiten (Abb. 26). Die mittlere Abstandsgeschwindigkeit stellt sich dann auf 120 m/a konstant ein. Die Pfadlinie ist rund 8,5 km lang.

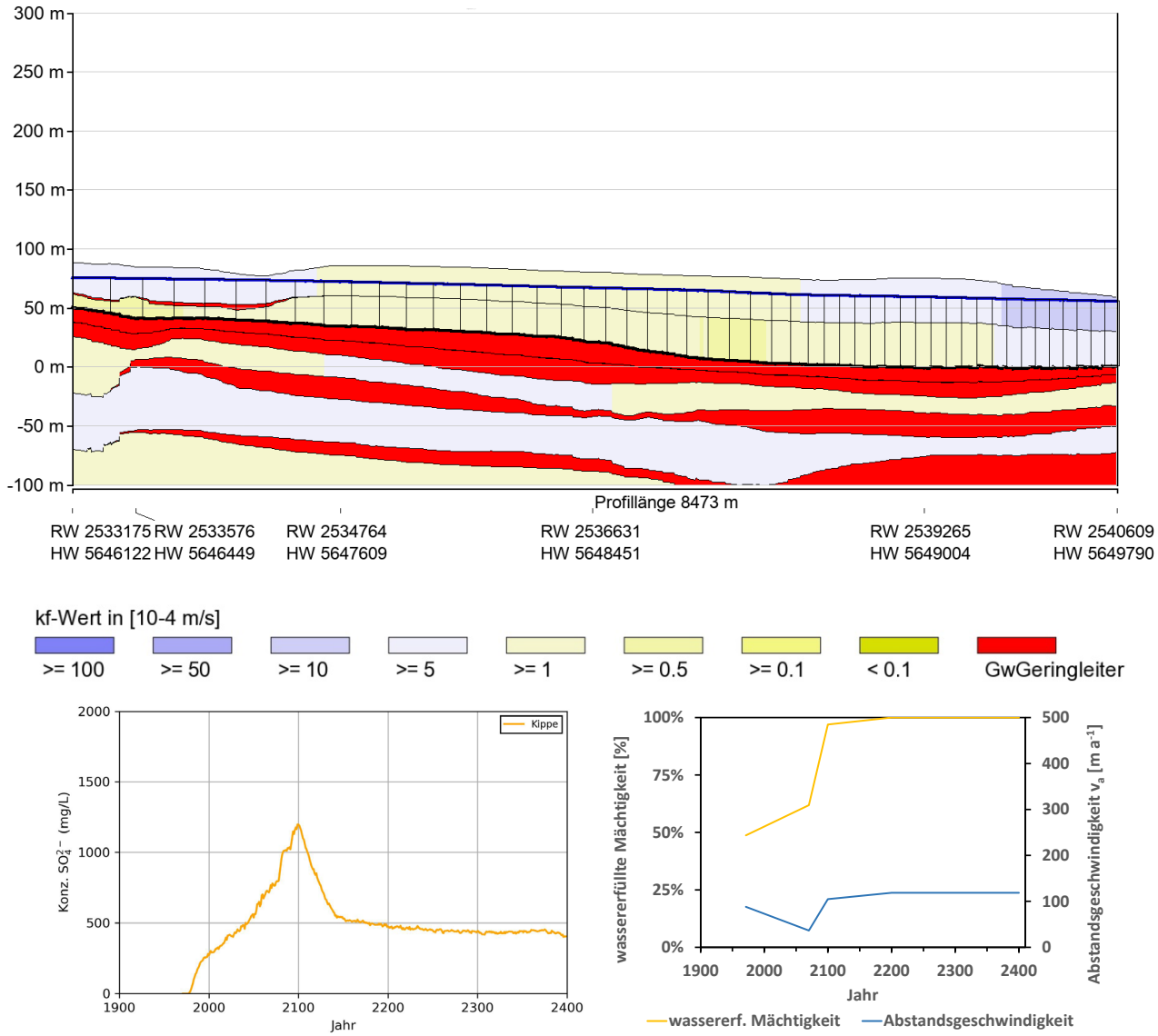


Abb. 26: Pfadlinie OSTW-1c2a: Profilschnitt mit Modellzellen (Grundwasserstand Jahr 2200) (oben); Sulfatkonzentrationsganglinie des Kippenabstroms (unten links); wassererfüllte Mächtigkeit/Abstandsgeschwindigkeit im zeitlichen Verlauf (unten rechts).

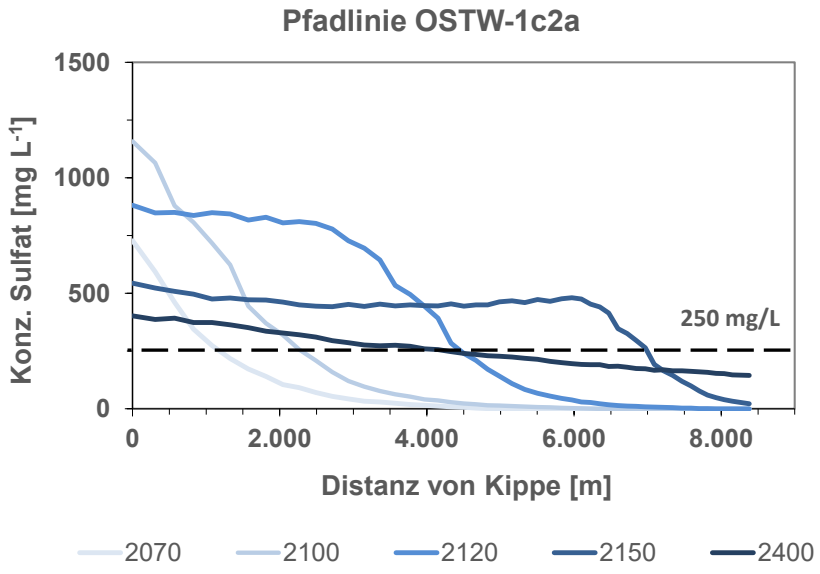


Abb. 27: Pfadlinie OSTW-1c2a - Modellrechnung im 1D-Modell – Kippensulfat im Grundwasserabstrom.

In Abb. 27 sind die Ergebnisse der konservativen 1D-Modellierung des ausgetragenen Kippensulfats dargestellt. In der Modellprognose von RWE tritt kurzzeitig eine Konzentrationsspitze bis rund 1.200 mg L^{-1} Sulfat auf. Die Sulfatwolke erreicht bis 2150 die Erftaue und erfährt durch Verdünnung mit Grundwasserneubildung eine sukzessive Verdünnung. Das langanhaltende Tailing lässt die flächige Sulfatbefrachtung nur langsam zurückgehen. Nach 2200 ist ein Rückschreiten der kippeninduzierten Sulfatbefrachtung zu beobachten.

Pfadlinie OSTW-2

Das OSTW ist am Kippenrand aus den obersten beiden RWE-Modellleitern aggregiert (Hz. 19/14 und Hz. 12). Im weiteren Abstrom liegt Hz. 12 nur geringmächtig vor, so dass der Tegelenton (Hz. 13) die Basis des OSTW bildet. Die wassererfüllte Mächtigkeit beträgt vor dem Wiederanstieg rund 40%. Während des Wiederanstiegs führt das sich ändernde Strömungsregime zu zeitweise geringeren Fließgeschwindigkeiten (Abb. 28). Die mittlere Abstandsgeschwindigkeit stellt sich dann auf 80 m/a konstant ein. Die Pfadlinie ist rund 8,5 km lang.

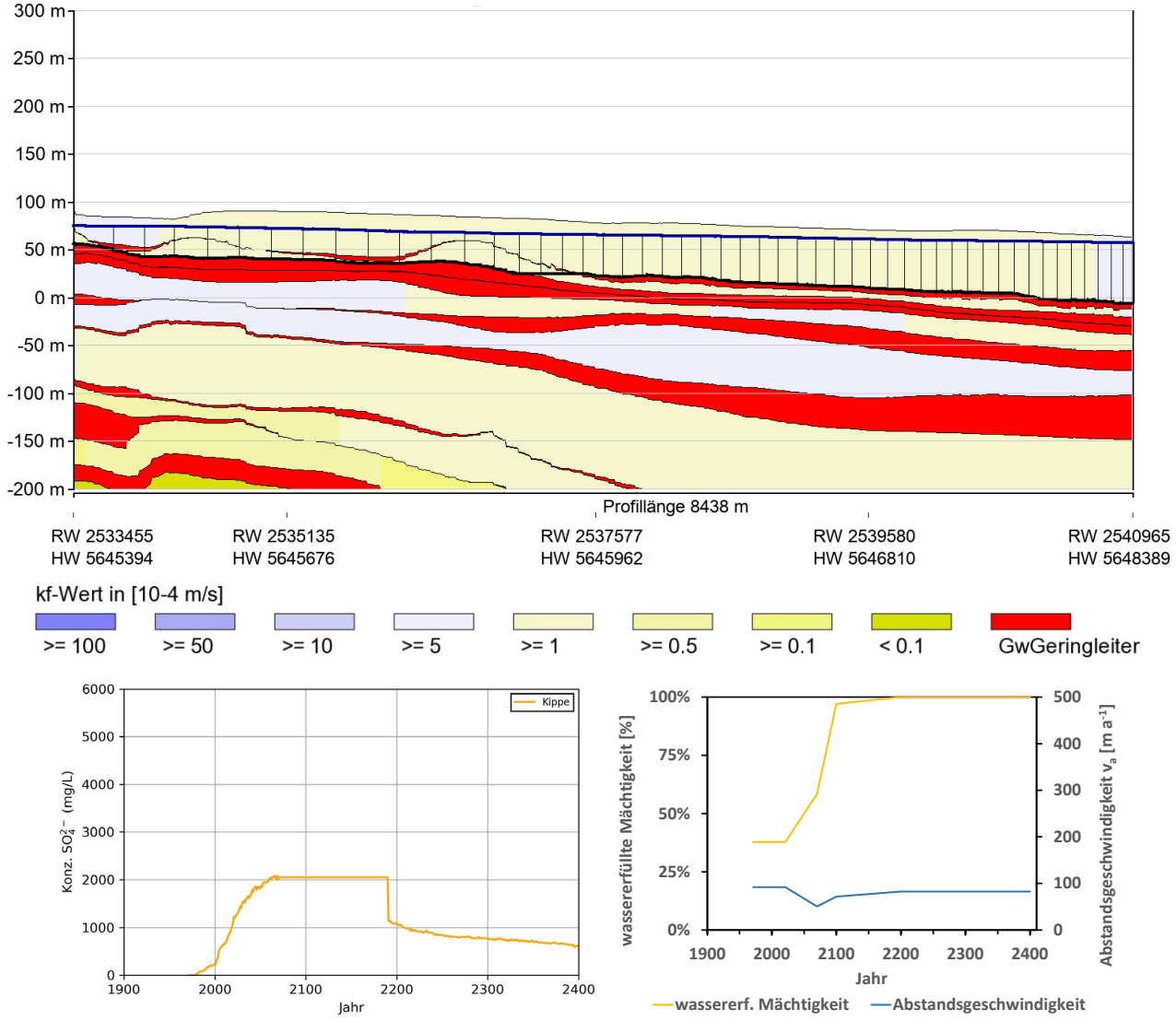


Abb. 28: Pfadlinie OSTW-2: Profilschnitt mit Modellzellen (Grundwasserstand Jahr 2200) (oben); Sulfatkonzentrationsganglinie des Kippenabstroms (unten links); wassererfüllte Mächtigkeit/Abstandsgeschwindigkeit im zeitlichen Verlauf (unten rechts).

In der Modellprognose von RWE tritt kurzzeitig eine Konzentrationsspitze bis rund 5.000 mg L^{-1} Sulfat auf (Abb. 29). Bei den vorliegenden Bedingungen ist davon auszugehen, dass der Sättigungsindex von Sulfat überschritten wird und es zu einer Gipsfällung kommt. In Hinsicht auf eine plausible modellhafte Abbildung wurde die Sulfatspitze wurde daher auf den nachfolgenden Zeitraum bei einer maximalen Sulfatkonzentration von rund 2.000 mg L^{-1} verlagert.

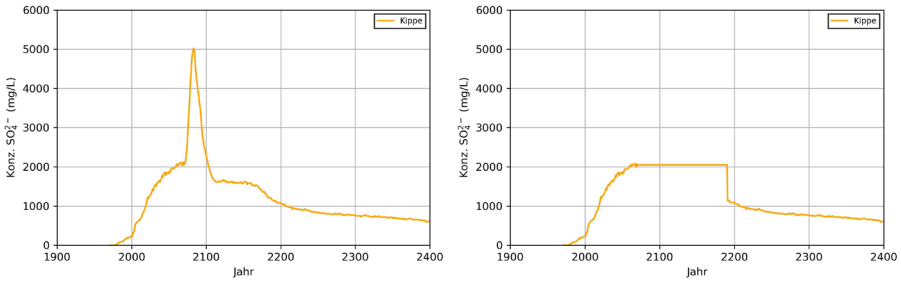


Abb. 29: Sulfatkonzentrationsganglinie OSTW - Zone 2; links: Prognose Grundwassermodell RWE Power; rechts: angepasste Funktion.

In Abb. 30 sind die Ergebnisse der konservativen 1D-Modellierung des ausgetragenen Kippensulfats dargestellt. Die Sulfatfahne erfährt durch die Grundwasserneubildung eine sukzessive Verdünnung. Das langanhaltende Tailing lässt die flächige Sulfatbefrachtung nur langsam zurückgehen. Die maximale Reichweite der 250 mg L^{-1}-Isokonze beträgt ca. 6 km um das Jahr 2170. Anschließend ist ein Rückschreiten zu beobachten.

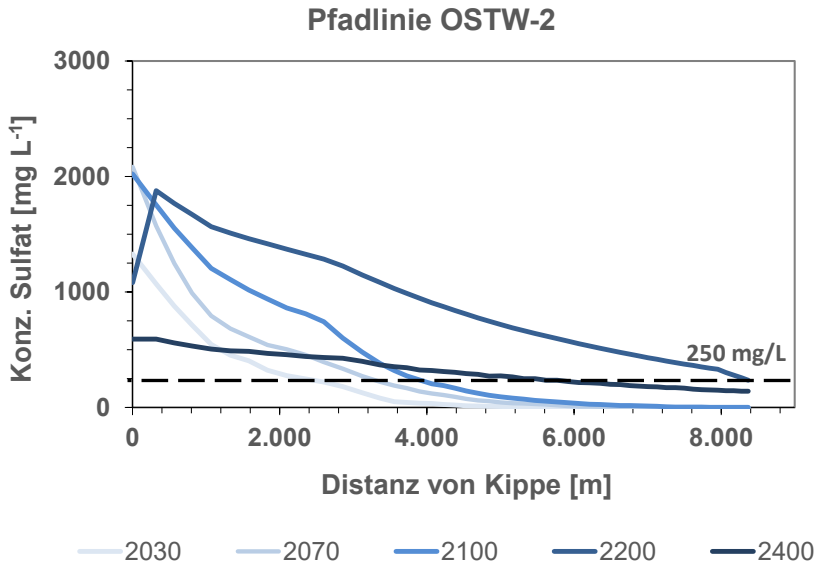


Abb. 30: Pfadlinie OSTW-2 - Modellrechnung im 1D-Modell – Kippensulfat im Grundwasserabstrom.

Pfadlinie OSTW-4a

Hz. 12 liegt nur geringmächtig vor, so dass der Tegelenton (Hz. 13) die Basis des OSTW bildet. Die wassererfüllte Mächtigkeit beträgt vor dem Wiederanstieg beträgt zu Modellbeginn rund 60%. Die ermittelten mittleren Abstandsgeschwindigkeiten nehmen von 30 m/a auf rund 75 m/a nach Grundwasserwiederanstieg zu (Abb. 31).

Die rund 6 km lange Pfadlinie beginnt am nordöstlichen Seeufer und erfährt ab etwa 2057 einen Zustrom aus dem zukünftigen Tagebausee. Zuvor strömt Grundwasser aus der Innenkippe bzw. der Sophienhöhe zu. Mit erfolgter Seebefüllung wird die Pfadlinie mit Seewasser gespeist. Aufgrund des vorgeschütteten Kippenkeils, der aus nicht versauerungsrelevantem Abraum geschüttet wird, erfolgt kein bedeutender Sulfataustrag aus der Kippenschürze.

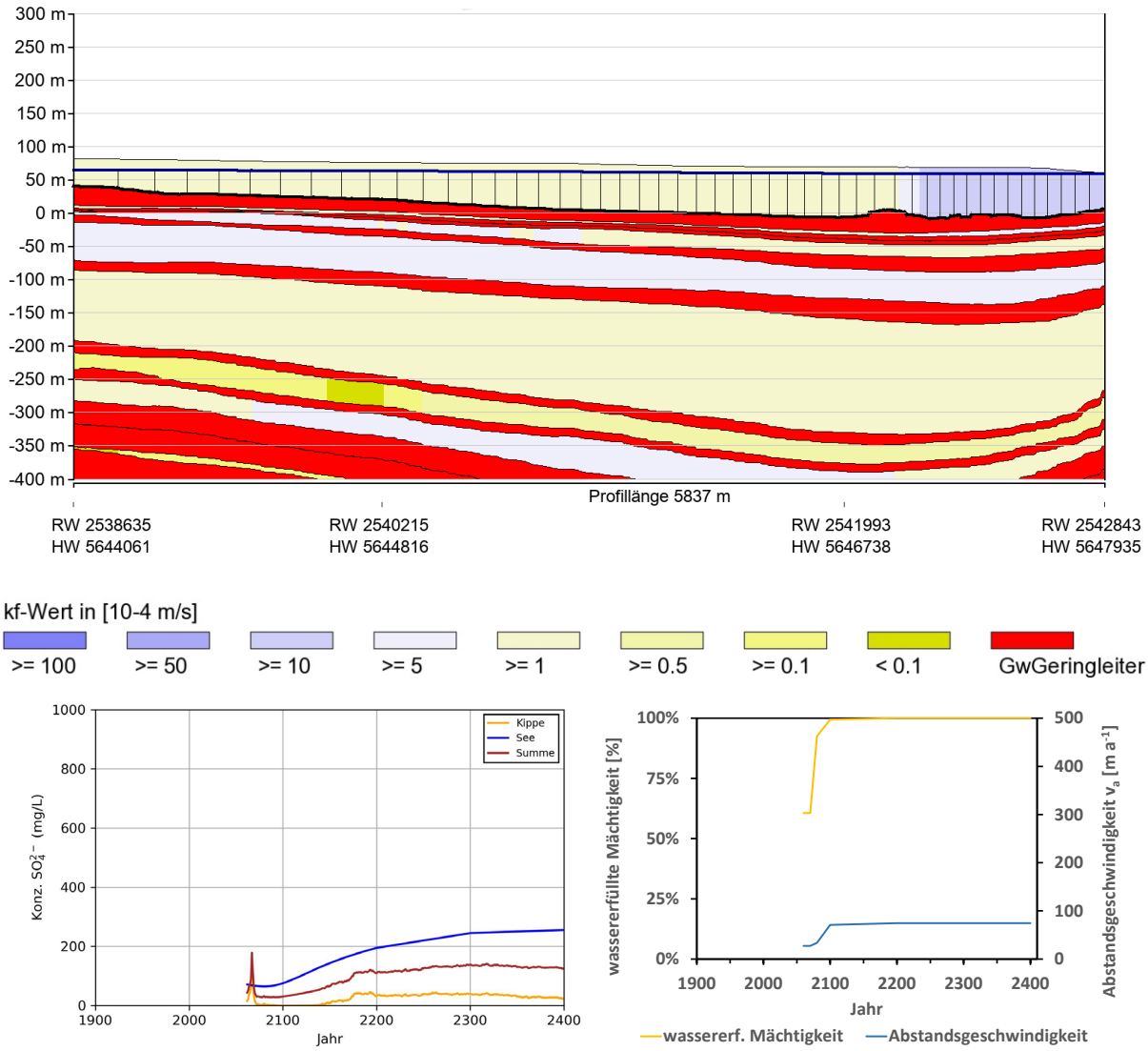


Abb. 31: Pfadlinie OSTW-4a: Profilschnitt mit Modellzellen (Grundwasserstand Jahr 2200) (oben); Sulfatkonzentrationsganglinie des Kippenabstroms (unten links); wassererfüllte Mächtigkeit/Abstandsgeschwindigkeit im zeitlichen Verlauf (unten rechts).

In Abb. 32 sind die Ergebnisse der konservativen 1D-Modellierung des ausgetragenen Kippensulfats dargestellt. Die Sulfatfront erreicht bis 2100 die Erftaue und erfährt durch die Grundwasserneubildung eine sukzessive Verdünnung. Nach Kurvendurchgang fällt die Sulfatkonzentration deutlich ab.

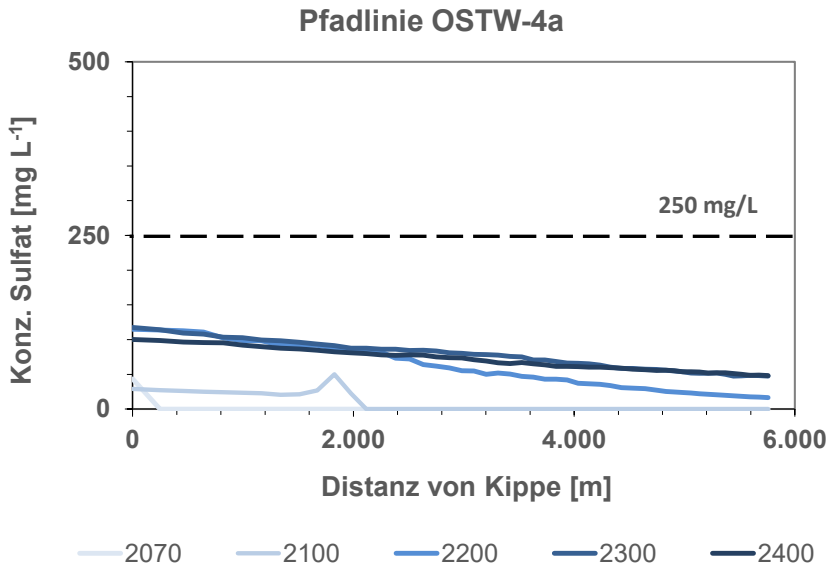


Abb. 32: Pfadlinie OSTW-4a - Modellrechnung im 1D-Modell – Kippensulfat im Grundwasserabstrom.

Pfadlinie OSTW-4b

Horizont 12 liegt nur geringmächtig vor, so dass der Tegelenton (Horizont 13) die Basis des OSTW bildet. Die wassererfüllte Mächtigkeit beträgt vor dem Wiederanstieg beträgt zu Modellbeginn rund 65%. Die ermittelten mittlere Abstandsgeschwindigkeiten beträgt rund 60 m/a nach Grundwasserwiederanstieg zu (Abb. 31).

Die rund 5 km lange Pfadlinie beginnt am nordöstlichen Seeufer und erfährt ab etwa 2060 einen Zustrom aus dem zukünftigen Tagebausee. Mit erfolgter Seebefüllung wird die Pfadlinie mit Seewasser gespeist. Aufgrund des vorgeschütteten Kippenkeils, der aus nicht versauerungsrelevantem Abraum geschüttet wird, erfolgt kein signifikanter Sulfataustrag aus der Kippenschürze.

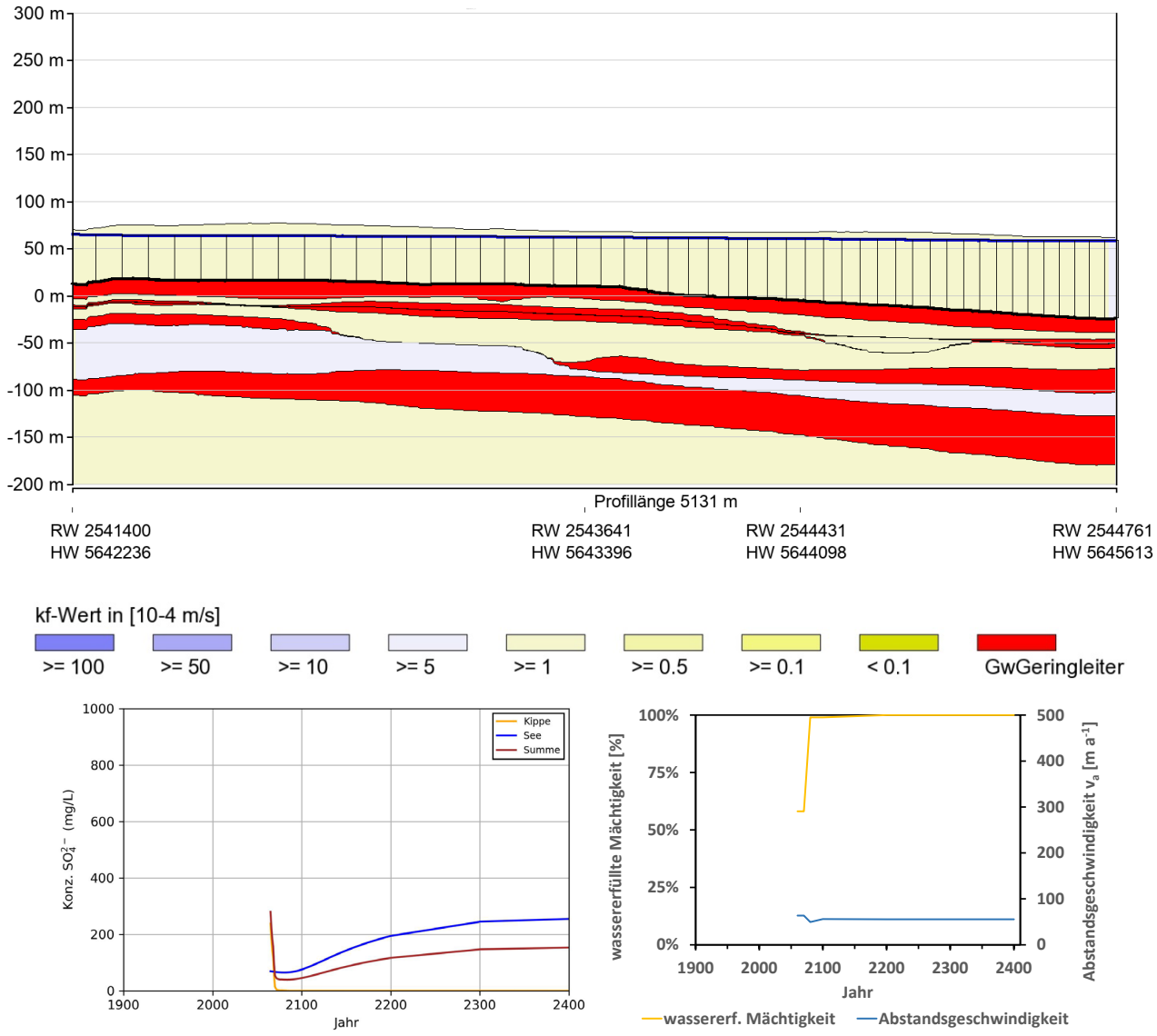


Abb. 33: Pfadlinie OSTW-4b: Profilschnitt mit Modellzellen (Grundwasserstand Jahr 2200) (oben); Sulfatkonzentrationsganglinie des Kippenabstroms (unten links); wassererfüllte Mächtigkeit/Abstandsgeschwindigkeit im zeitlichen Verlauf (unten rechts).

In Abb. 32 sind die Ergebnisse der konservativen 1D-Modellierung des ausgetragenen Kippensulfats dargestellt. Die Sulfatkonzentrationen verbleiben nach Durchgang der Sulfatspitze unterhalb von 250 mg L^{-1}.

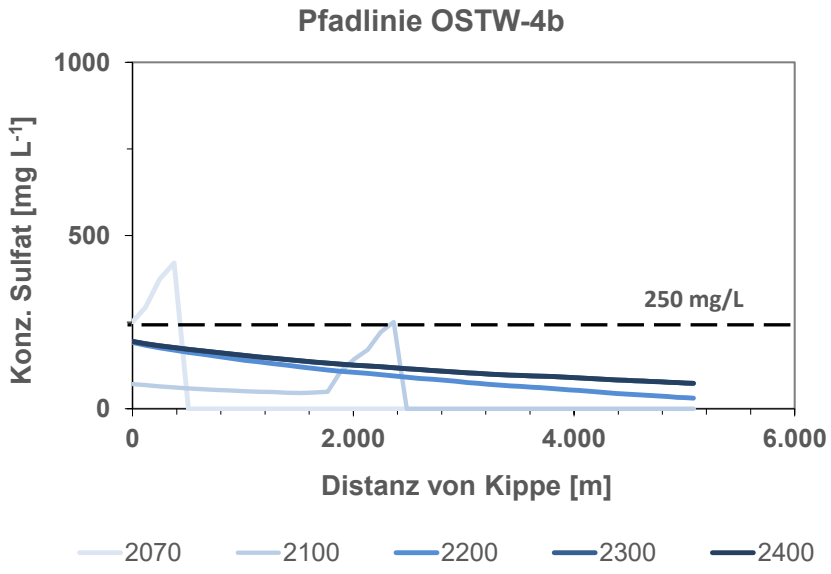


Abb. 34: Pfadlinie OSTW-4b - Modellrechnung im 1D-Modell – Kippensulfat im Grundwasserabstrom.

Horizont 9B

Hydraulische Situation und Sulfatbefrachtung

Der Horizont 9B ist zum Tagebauende teilweise entwässert. Dies zeigen die nur Teilflächen abdeckenden GwGleichen. Die Fließrichtung verläuft von SE nach NW teils parallel zum Tagebaurand, teils diesem zuströmend. Mit zunehmender Tagebauseebefüllung strömt Seewasser aus dem zukünftigen Tagebausee in das Unverritzte. Dabei stellt sich ausgehend von der nördlichen Seespitze eine kreisförmig umlaufende Strömungsrichtung am Nordrand der Innenkippe nach W ein, die den kippennahen Grundwasserleiter mit Kippenwasser befrachtet, bis sich im Übergang zum stationären Endzustand eine gegenläufige Strömungsrichtung von W nach E einstellt.

Ausgehend vom NE-Ufer des zukünftigen Tagebausees entsteht mit Seebefüllung ein bogenförmiger Fließweg nach Sindorf bzw. Dirmerzheim. Ab 2100 dreht die Strömungsrichtung auf diesen Fließwegen nach N bzw. NW und führt zu einer Kulmination der Sulfatbefrachtung in Richtung Erft.

Südwestlich der Manheimer Bucht tritt zuerst ein Abstrom aus dem zukünftigen Tagebausee auf, der sich mit zunehmendem Wiederanstieg umkehrt. Entlang des SW-Rands des Tagebaus ist die hydraulische Situation am Übergang von Erft- zur Rurscholle kleinräumig und komplex

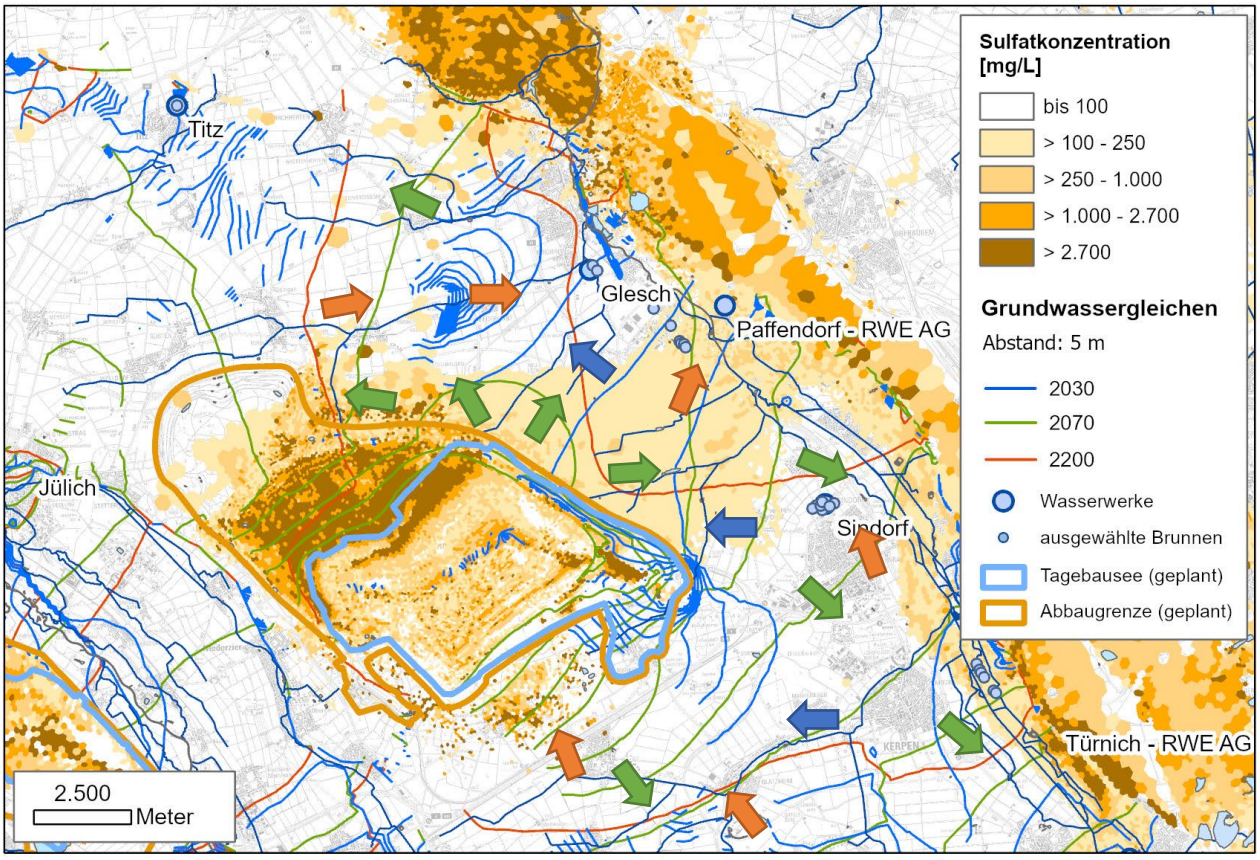


Abb. 35: Horizont 9B - Grundwassergleichen (5 m Abstand) und Fließrichtungen zu den Jahren 2030 (blau), 2070 (grün) und 2100 (orange); Sulfatkonzentrationen, überlagerte Darstellung der Zeitpunkte 2000 - 2100 in 10-Jahres-, 2100 - 2200 in 20-Jahres- sowie 2200 - 2400 in 50-Jahresintervallen; GwGleichen und Sulfatverteilung aus Grundwassermodell der RWE Power.

In Tab. 9 sind die potenziellen Frachten für den Horizont 9B und in Tab. 10 das 95%-Quantil der Jahreswerte der Sulfatkonzentrationen differenziert nach charakteristischen Zeitintervallen und der Zoneneinteilung der Bilanzquerschnitte dargestellt.

Tab. 9: Potenzielle Sulfatfrachten in Horizont 9B [kg/a].

Zone	1971-2029	2030-2070	2071-2100	2101-2400	1971-2400
1a	0	610	12.526	84.306	59.750
1b	0	263	2.767	2.240	1.781
1c	0	710	3.127	1.620	1.416
2	464	32.118	65.375	58.825	48.728
2a	10	2.434	6.908	1.947	2.074
3	2.123	663.664	3.471.661	3.734.862	2.911.498
4a	22	1.119.205	799.652	2.710.034	2.053.229
4b	0	1.791.376	2.167.709	248.706	495.557
4c	0	8.211	6.722	11.930	9.575
5	0	7.382	4.585	8.177	6.729
6	0	710	3.127	1.620	1.416

Tab. 10: 95%-Quantil der Jahreswerte der Sulfatkonzentrationen in Horizont 9B [mg L^{-1}].

Zone	1971-2029	2030-2070	2071-2100	2101-2400	1971-2400
1a	0	0	1	26	25
1b	0	3	6	8	8
1c	0	6	6	6	6
2	261	1.450	62	98	230
2a	65	366	14	6	27
3	83	1.572	1.742	1.581	1.584
4a	1	503	366	851	830
4b	0	432	399	52	383
4c	0	13	2	7	7
5	0	76	1	14	16
6	0	6	6	6	6

In der differenzierten Betrachtung der 95%-Quantile der Jahreswerte der Sulfatkonzentrationen zeigen sich überwiegend im Abstrom der Innenkippe umströmend über Zone 2 und 3 sowie am nördlichen Abschnitt des Seeostufers stark erhöhte Sulfatkonzentrationen.

Die relevanten Austragspfade aus Horizont 9B umfassen Zone 2, 4a und 4b. Die in Zone 3 verzeichneten Frachten entstehen durch den kippenrandparallelen Transport entlang der Knoten des Bilanzquerschnitts und sind nicht als tatsächlicher Abstrom jenseits des Kippennahbereichs zu interpretieren.

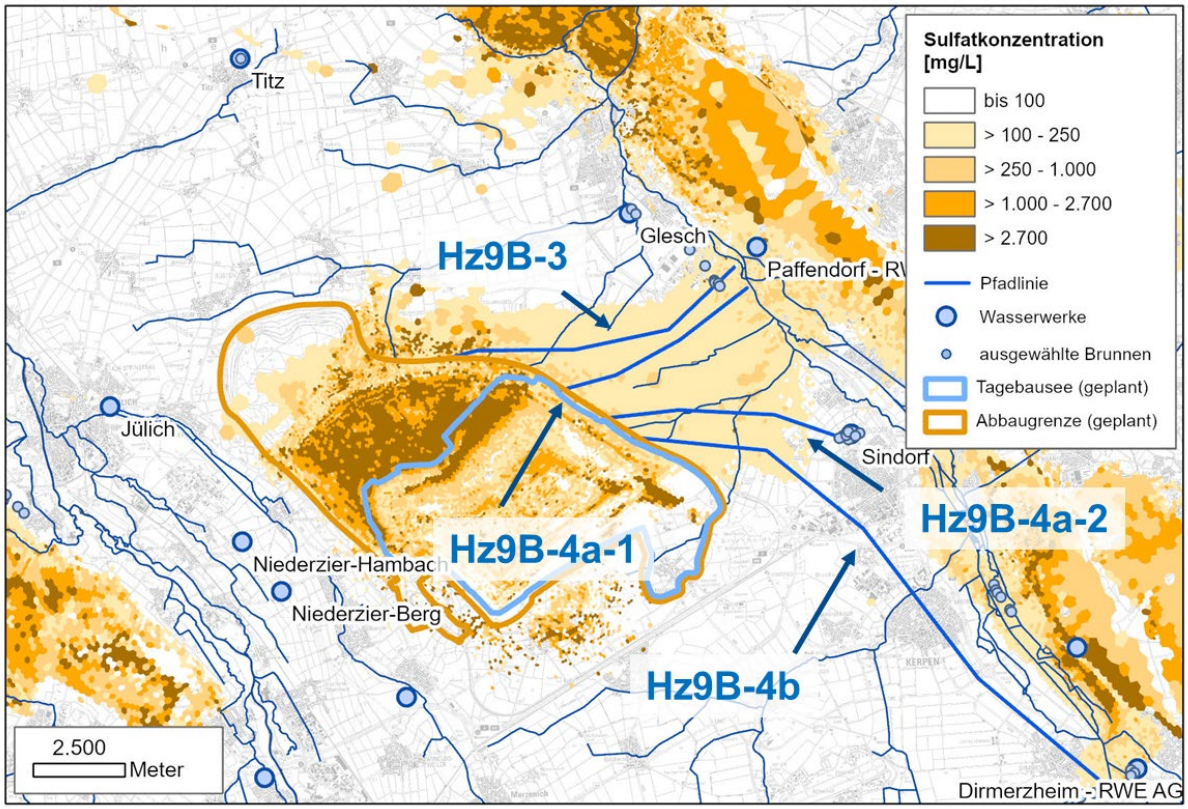


Abb. 36: Horizont 9B - Pfadlinien und Sulfatkonzentrationen; überlagerte Darstellung der Zeitpunkte 2000 - 2100 in 10-Jahres-, 2100 - 2200 in 20-Jahres- sowie 2200 - 2400 in 50-Jahresintervallen aus Grundwassermodell der RWE Power.

Entsprechend der hydraulischen Situation werden aus den GwGleichen zu verschiedenen Zeitschnitten sowie der zeitlichen Entwicklung der Sulfatfahnen im Grundwassermodell der RWE Power für diese Abschnitte Pfadlinien abgeleitet, die als Ausgangsbasis für die weitergehende Modellierung verwendet werden (Abb. 36).

Pfadlinie 9B-3

Die Pfadlinie 9B-3 bildet den Abstrom aus der Innenkippe nach Osten über eine Länge von rund 8,5 km ab. Ausgehend von der nördlichen Seespitze stellt sich nach 2030 eine kreisförmig umlaufende Strömungsrichtung am Nordrand der Innenkippe nach Westen ein, die den kippennahen Grundwasserleiter bis ca. 3 km mit Kippenwasser befrachtet. Im Modell ist dies als Vorbefrachtung mit 500 mg L^{-1} Sulfat umgesetzt. Das Grundwassermodell der RWE Power prognostiziert zwei Sulfatspitzen – eine schmale bis rund 1.750 mg L^{-1} Sulfat gegen 2100 und eine flacher ausgeprägte Spitze gegen 2200 (Abb. 37). Die prognostizierte Abstandsgeschwindigkeit beträgt rund 35 m a^{-1}.

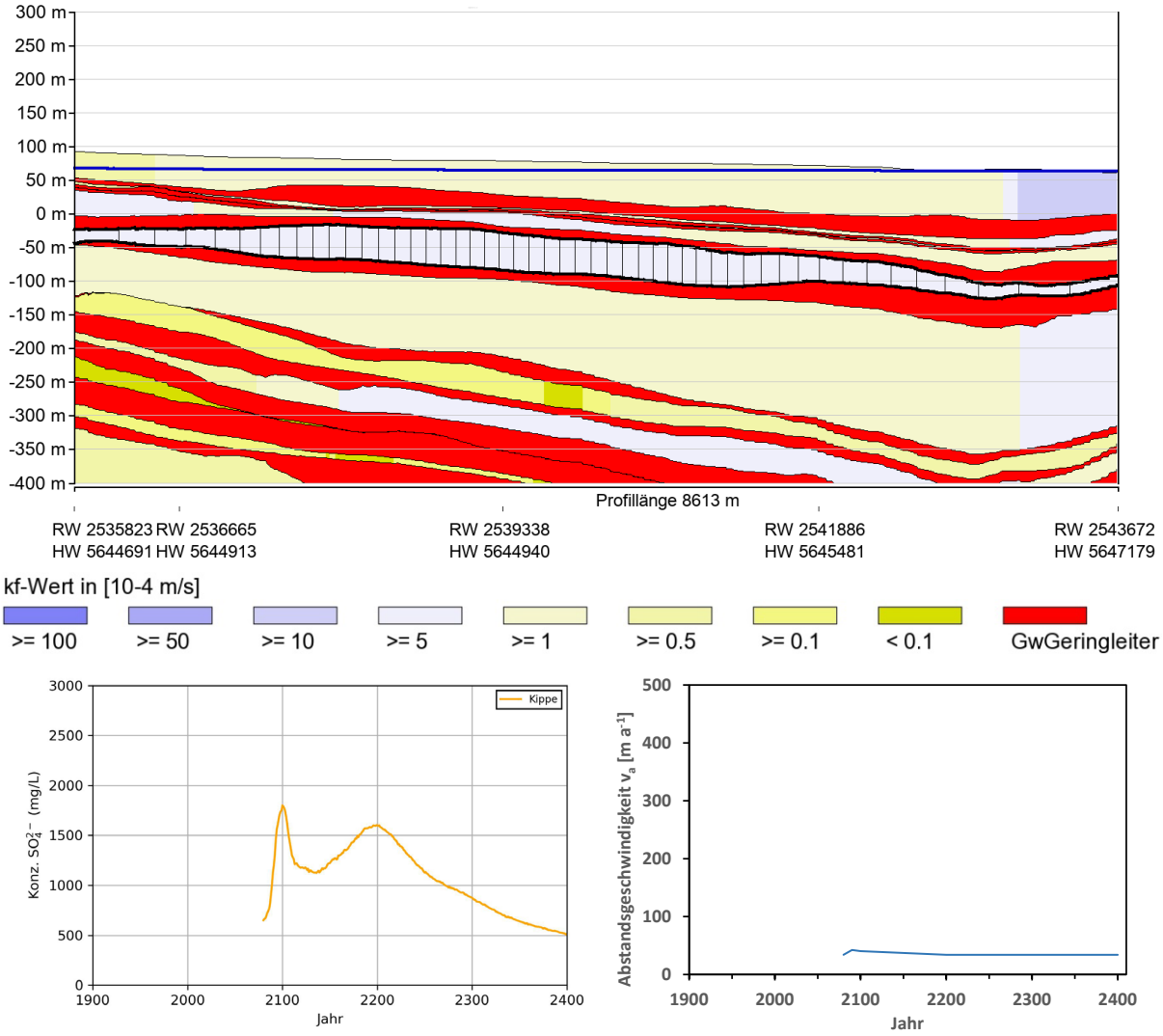


Abb. 37: Pfadlinie 9B-3: Profilschnitt mit Modellzellen (Grundwasserstand Jahr 2200) (oben); Sulfatkonzentrationsganglinie des Kippenabstroms (unten links); Abstandsgeschwindigkeit im zeitlichen Verlauf (unten rechts).

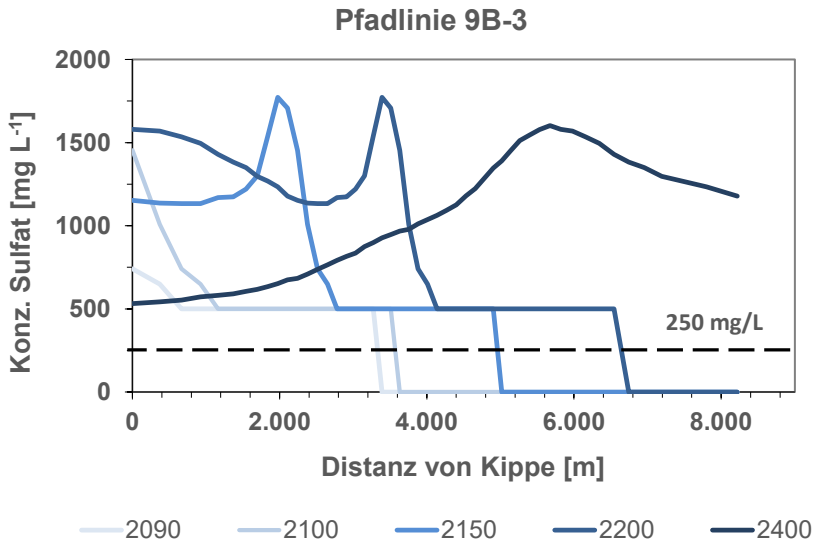


Abb. 38: Pfadlinie 9B-2 - Modellrechnung im 1D-Modell – Kippensulfat im Grundwasserabstrom (advektiver Transport ohne Konzentrationsminderung).

Abb. 38 zeigt das Ergebnis der 1D-Modellierung. Die Sulfatfracht erreicht bis 2250 die Erftaue. Nach Durchgang der Vorbefrachtung aus der umlaufenden Strömung und dem darauffolgenden Austrag aus Zone 3 sinken die Sulfatkonzentrationen etwas, verbleiben jedoch bis nach 2400 oberhalb von 500 mg L^{-1}.

Pfadlinie 9B-4a-1

Die Pfadlinie 9B-4a-1 bildet den Abstrompfad im nördlichen Bereich des zukünftigen Tagebausees nach Nordosten mit rund 6 km Länge ab. Ab Ende der 2030er Jahre wird mit steigendem Seespiegel auch der Horizont 9B sukzessive befüllt. Ab Mitte der 2040er Jahre bildet sich ein Abstrom aus dem See nach Nordosten mit kurzzeitig auftretenden Abstandsgeschwindigkeiten von etwa 90 m/a aus. Mit diesem ersten Abstrom erfolgt eine Auswaschung der Kippenschürze. Nach 2100 führt die Auswaschung der Nordrandböschung und der Innenkippe zu einer deutlich länger anhaltenden Sulfatbefrachtung in das Unverritzte mit Maximalkonzentrationen von bis zu 1.000 mg L^{-1} bei einer Verlagerung von rund 30 m/a abnehmend auf 20 m/a im Übergang zum stationären Fließzustand. Die Befrachtung klingt nach 2200 ab, verbleibt jedoch auf über 500 mg L^{-1} Sulfat.

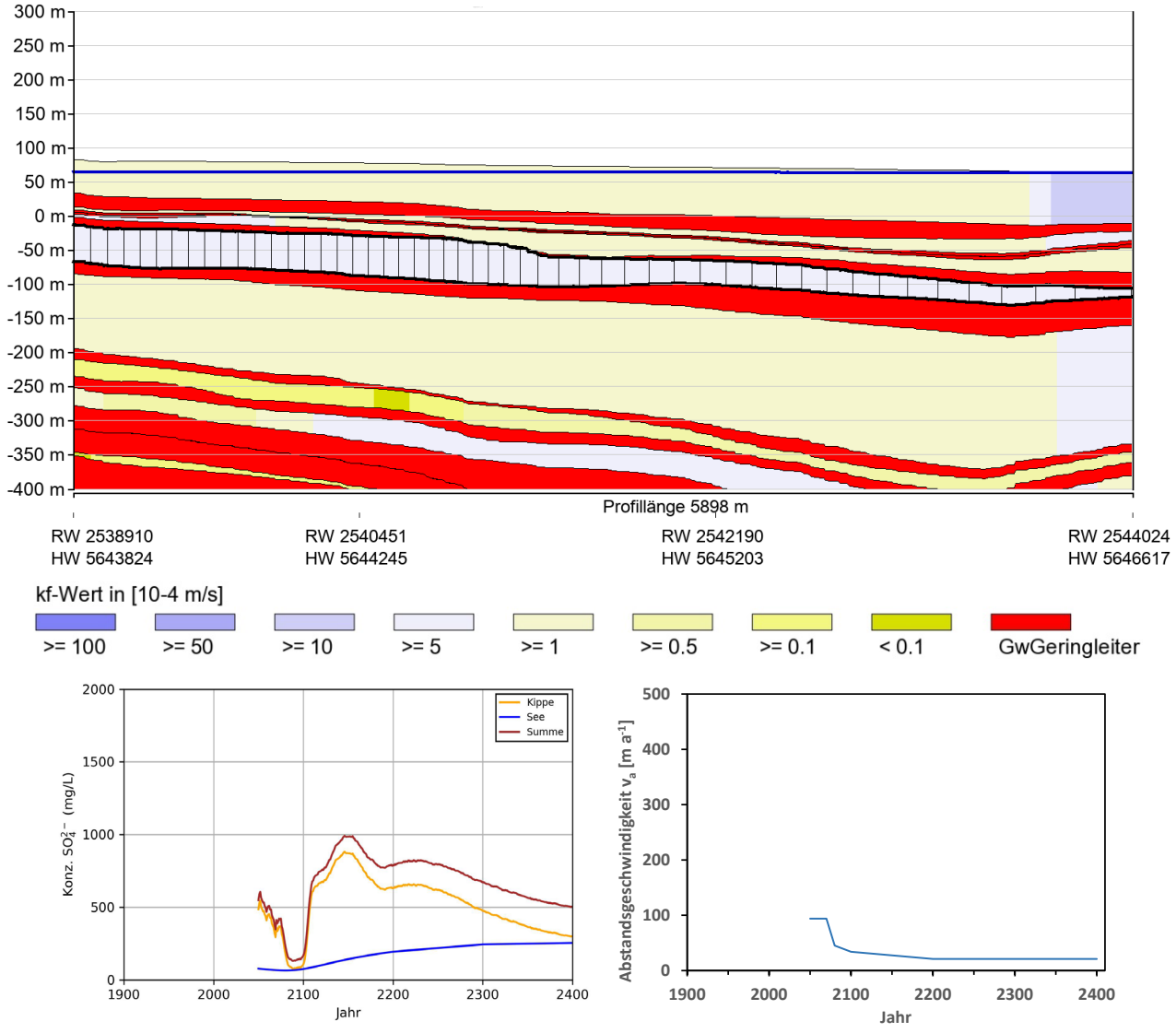


Abb. 39: Pfadlinie 9B-4a-1: Profilschnitt mit Modellzellen (Grundwasserstand Jahr 2200) (oben); Sulfatkonzentrationsganglinie des Kippenabstroms in (unten links); Abstandsgeschwindigkeit im zeitlichen Verlauf (unten rechts).

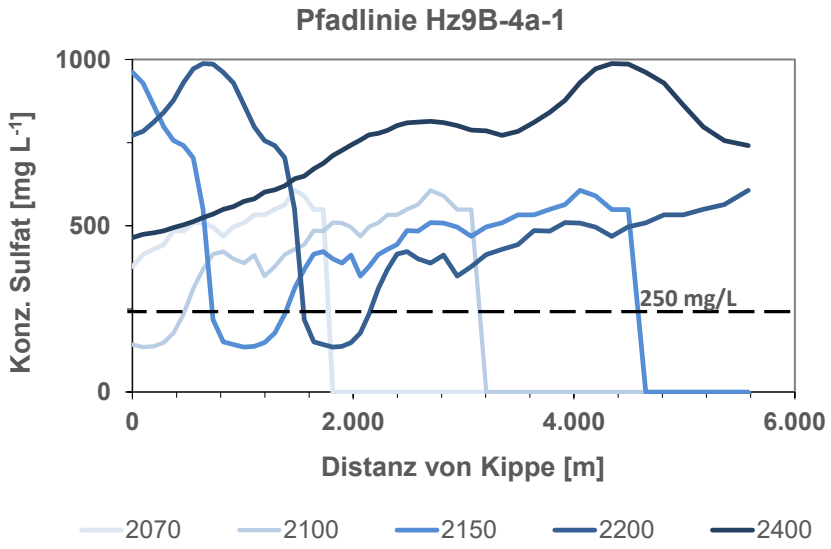


Abb. 40: Pfadlinie 9B-4a-1 - Modellrechnung im 1D-Modell – Kippensulfat im Grundwasserabstrom (advektiver Transport ohne Konzentrationsminderung).

Abb. 40 zeigt die Ergebnisse der konservativen 1D-Modellierung des ausgetragenen Kippensulfats. Die erste Sulfatfront aus der Auswaschung der Kippenschürze erreicht bis 2200 die Erftaue. Die anschließende Hauptfracht führt langanhaltend zu einer deutlichen Sulfatbefrachtung.

Pfadlinie 9B-4a-2

Ab Ende der 2040er Jahre stellt sich eine Strömungsrichtung bogenförmig zur rund 6.700 m entfernten Wassergewinnung Sindorf ein (Abb. 41). Der Durchlässigkeitsbeiwert liegt etwa bei $5*10^{-4}$ m/s. Der rasch steigende Seespiegel resultiert in einem anfangs hohen Gradienten. Die anfangs daher hohe Abstandsgeschwindigkeit von 500 - 600 m a^{-1} fällt mit steigendem Druckspiegel deutlich. Mit fortgeschrittenem Wiederanstieg gegen 2100 kehrt sich die Strömungsrichtung um, so dass die auf der Pfadlinie transportierte Fracht nach Norden verlagert wird. Diese Pfadlinie wird ab Ende der 2040er Jahre durch den zukünftigen Tagebausee gespeist.

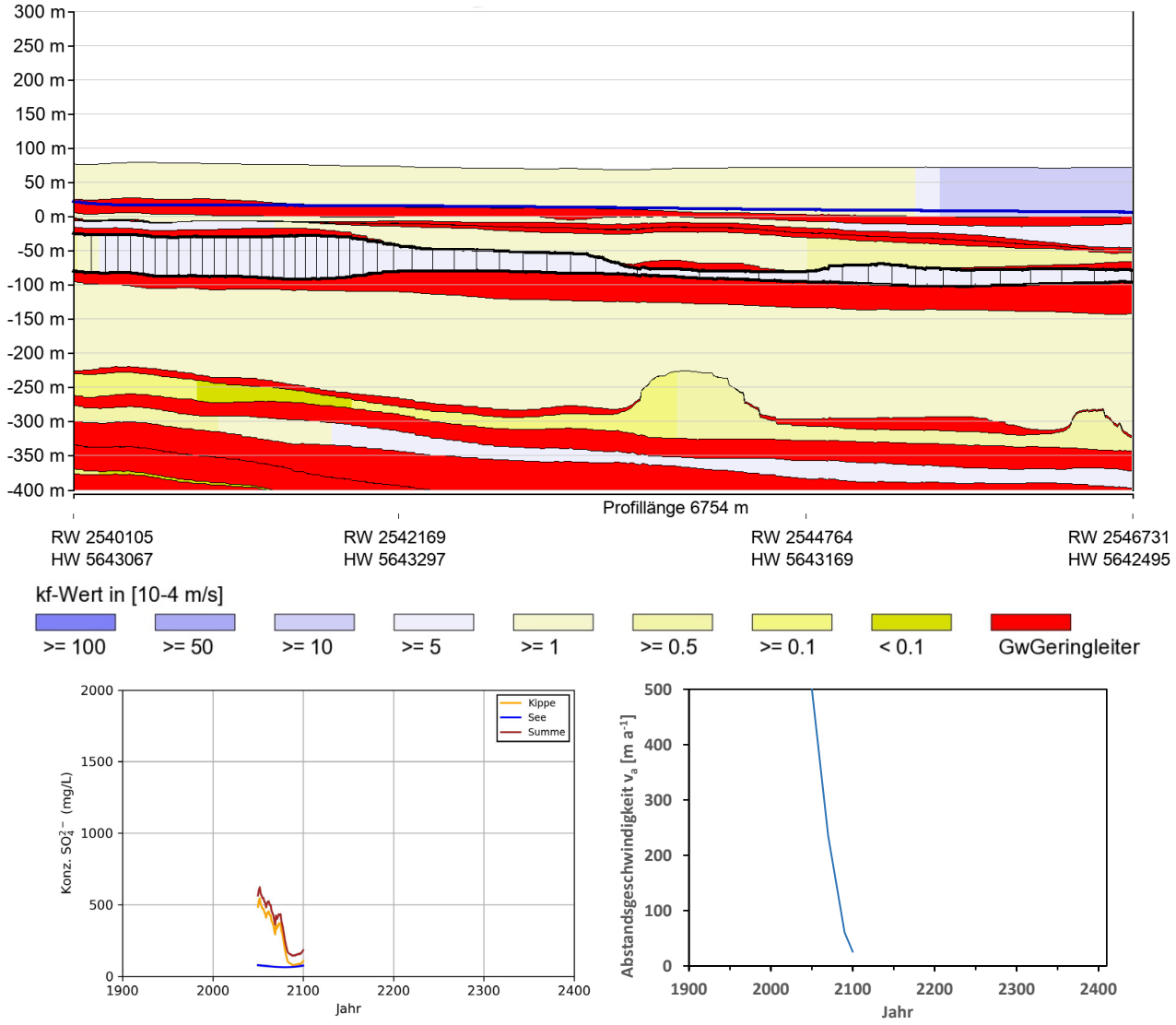


Abb. 41: Pfadlinie 9B-4a-2: Profilschnitt mit Modellzellen (Grundwasserstand Jahr 2060) (oben); Sulfatkonzentrationsganglinie des Kippenabstroms (unten links); Abstandsgeschwindigkeit im zeitlichen Verlauf (unten rechts).

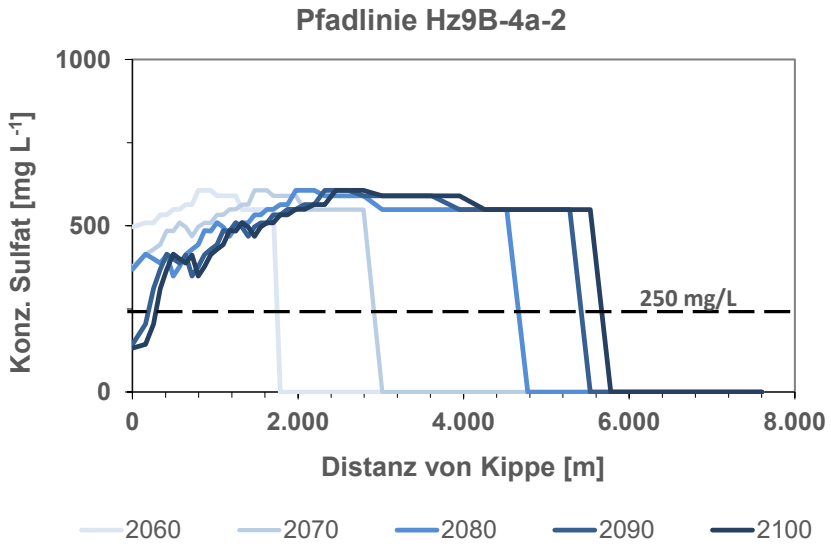


Abb. 42: Pfadlinie 9B-4a-2 - Modellrechnung im 1D-Modell – Kippensulfat im Grundwasserabstrom (advektiver Transport ohne Konzentrationsminderung).

Über den Zeitraum, während dem diese Pfadlinie aktiv ist, erfolgt eine Verlagerung um knapp 6 km. Die hier transportierte Sulfatfracht erreicht die Wassergewinnung Sindorf in rund 7 km Entfernung nicht.

Pfadlinie 9B-4b

Die Pfadlinie 9B-4b bildet den Abstrompfad zur Wassergewinnung Dirmerzheim ab (Abb. 43). Diese befindet sich in rund 17 km Entfernung zum Tagebau Hambach. Der Horizont 9B weist einen k_f-Wert von etwa $5*10^{-4}$ m/s auf. Der Geringleiter zum hangenden Horizont 10 ist mehrere Kilometer geringmächtig ausgeprägt. Aufgrund dessen 1-2 Zehnerpotenzen geringeren Durchlässigkeit ist eine Interaktion mit Horizont 10 vernachlässigbar. Der Abstrom führt ab etwa dem Jahr 2050 Wasser aus dem zukünftigen Tagebausee durch die Kippenschürze. In der sich daraus ergebenden Sulfatkonzentrationsganglinie zeigt sich ein Konzentrationsmaximum von etwa 500 mg L^{-1}. Der rasch steigende Seespiegel resultiert in einem anfangs hohen Gradienten von etwa 170 m/a. Die anfangs hohe Abstandsgeschwindigkeit fällt mit steigendem Druckspiegel deutlich. Mit fortgeschrittenem Wiederanstieg kehrt sich gegen 2100 die Strömungsrichtung um, so dass die auf der Pfadlinie transportierte Fracht nach Norden verlagert wird.

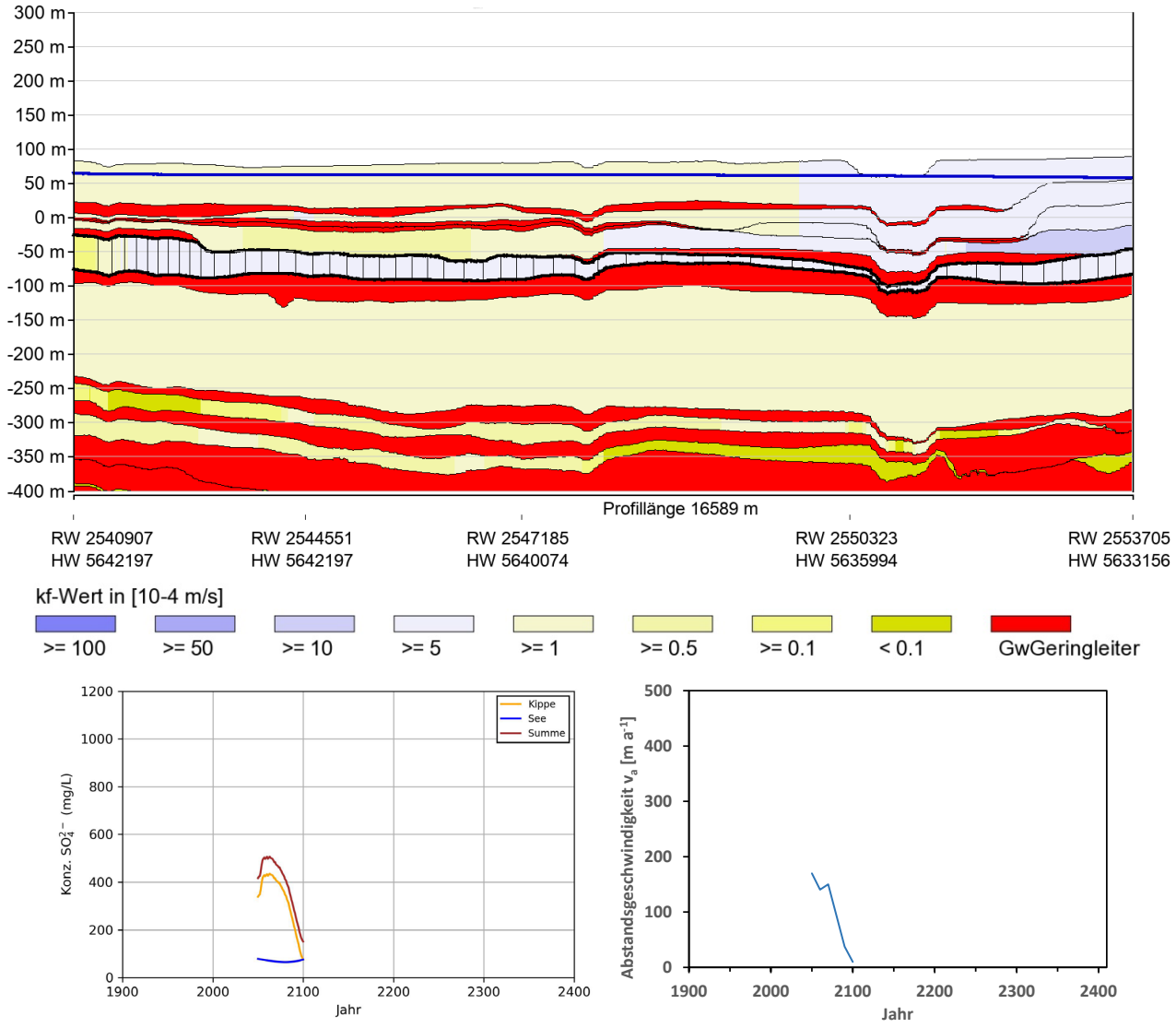


Abb. 43: Pfadlinie 9B-4b: Profilschnitt mit Modellzellen (Grundwasserstand Jahr 2100) (oben); Sulfatkonzentrationsganglinie des Kippenabstroms (unten links); Abstandsgeschwindigkeit im zeitlichen Verlauf (unten rechts).

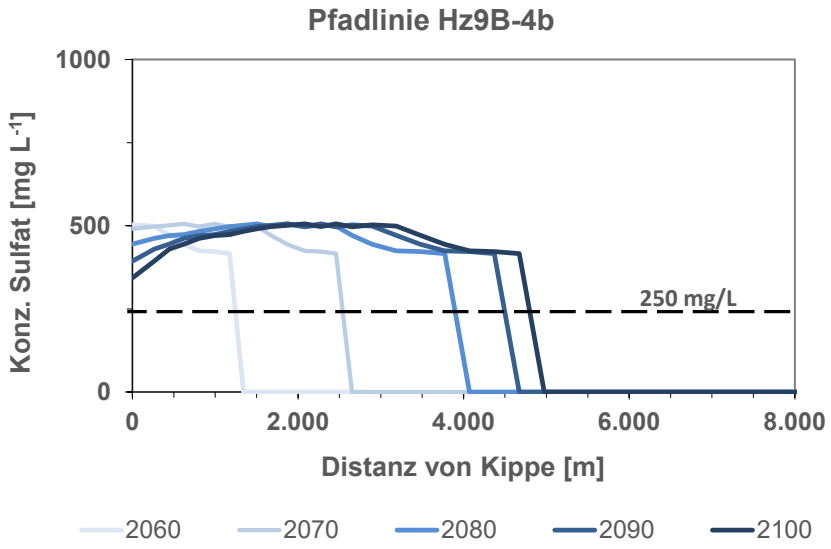


Abb. 44: Pfadlinie 9B-4b - Modellrechnung im 1D-Modell – Kippensulfat im Grundwasserabstrom (advektiver Transport ohne Konzentrationsminderung).

Über den betrachteten Zeitraum erfolgt eine Verlagerung des Sulfats um knapp 5. Die hier transportierte Sulfatfracht erreicht die Wassergewinnung Dirmerzheim in rund 17 km Entfernung nicht. Mit der gegen 2100 nach Norden drehenden Strömungsrichtung wird das auf dieser Pfadlinie transportierte Sulfat zum Teil in Richtung der Wassergewinnung Sindorf transportiert.

Horizont 8

Hydraulische Situation und Sulfatbefrachtung

Der Horizont 8 ist zum Tagebauende teilweise entwässert. Dies zeigen die nur Teilflächen abdeckenden GwGleichen an. Die Fließrichtung verläuft großräumig dem Nordost-Ufer des zukünftigen Tagebausees zu. Dort wird der Zustrom von den Brunnen der nachlaufenden Sümpfung gehoben. Mit zunehmender Seespiegelanstieg strömt Seewasser aus dem zukünftigen Tagebausee in das Unverritzte. Dabei stellt sich ausgehend von der nördlichen Seespitze eine kreisförmig umlaufende Strömungsrichtung am Nordrand der Innenkippe nach Westen ein, die ähnlich wie in Horizont 9B den kippennahen Grundwasserleiter mit Kippenwasser befrachtet (ca. 3 km), bis sich im Übergang zum stationären Endzustand eine gegenläufige Strömungsrichtung von Westen nach Osten einstellt.

Ab 2100 dreht die die Strömungsrichtung Nordosten des Tagebaus nach Norden und führt zu einer Kulmination der Sulfatbefrachtung in Richtung Erft. Südwestlich der Manheimer Bucht tritt zeitweise ein Abstrom aus dem zukünftigen Tagebausee auf, der sich mit zunehmendem Wiederanstieg umkehrt. Entlang des Südwest-Rands des Tagebaus ist die hydraulische Situation am Übergang von Erft- zur Rurscholle kleinräumig und komplex.

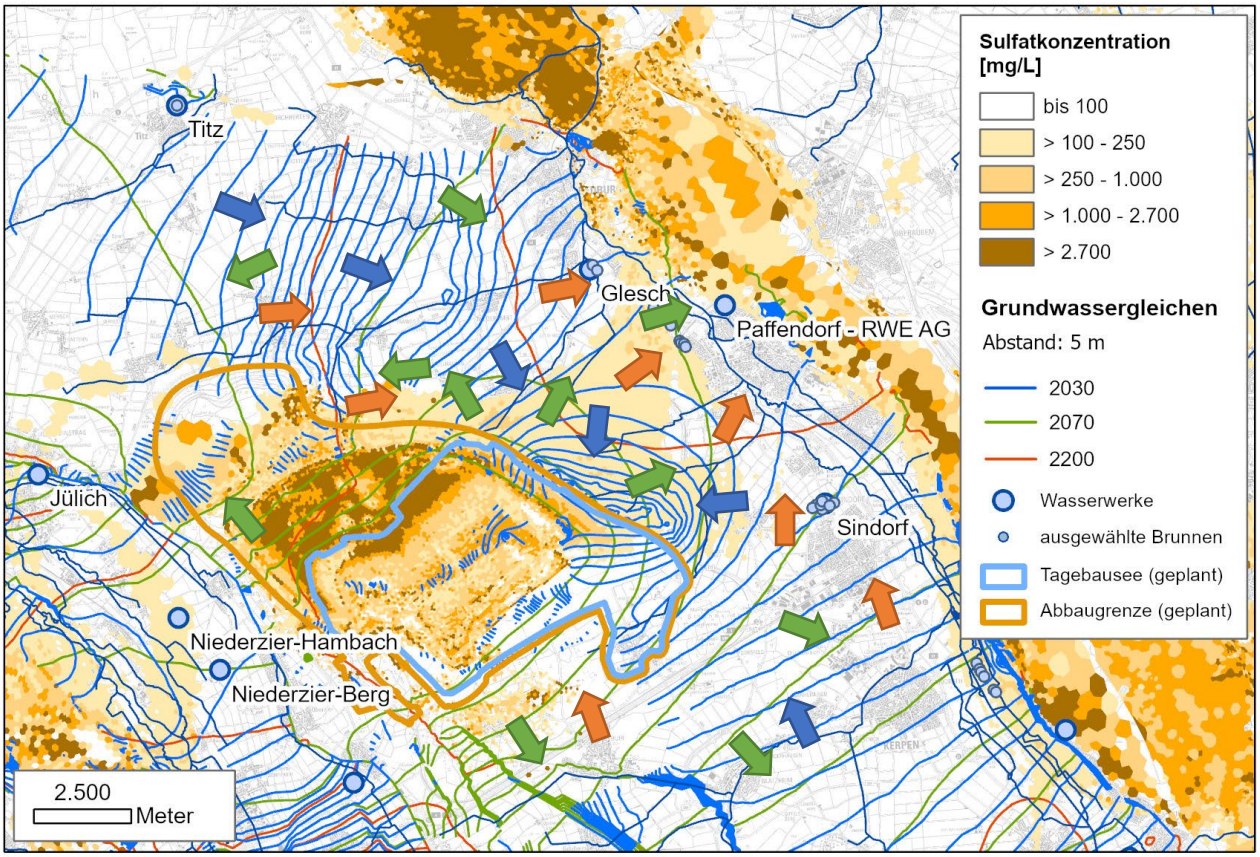


Abb. 45: Horizont 8 - Grundwassergleichen (5 m Abstand) und Fließrichtungen zu den Jahren 2030 (blau), 2070 (grün) und 2100 (orange); Sulfatkonzentrationen, überlagerte Darstellung der Zeitpunkte 2000 - 2100 in 10-Jahres-, 2100 - 2200 in 20-Jahres- sowie 2200 - 2400 in 50-Jahresintervallen; GwGleichen und Sulfatverteilung aus Grundwassermodell der RWE Power.

In Tab. 11 sind die potenziellen Frachten für den Horizont 8 und in Tab. 12 das 95%-Quantil der Jahreswerte der Sulfatkonzentrationen differenziert nach charakteristischen Zeitintervallen und der Zoneneinteilung der Bilanzquerschnitte dargestellt.

Tab. 11: Potenzielle Sulfatfrachten in Horizont 8 [kg/a].

Zone	1971-2029	2030-2070	2071-2100	2101-2400	1971-2400
1a	654	7.583	28.564	172.593	123.220
1b	69	419	0	7.848	5.525
1c	310	1.788	2.036	739	871
2	901	40.442	90.781	72.187	60.677
2a	390	6.451	8.015	2.677	3.095
3	1.845	580.513	2.355.155	5.445.904	4.019.386
4a	54	2.176.085	1.162.120	3.685.866	2.860.107
4b	0	2.066.867	1.537.290	210.016	450.849
4c	0	41.869	255.455	34.656	45.993
5	0	9.331	16.203	4.573	5.211
6	310	1.788	2.036	739	871

Tab. 12: 95%-Quantil der Jahreswerte der Sulfatkonzentrationen in Horizont 8 [mg L^{-1}].

Zone	1971-2029	2030-2070	2071-2100	2101-2400	1971-2400
1a	0	2	2	45	41
1b	1	2	0	27	24
1c	3	6	2	2	2
2	11	45	35	75	73
2a	6	20	12	6	10
3	61	349	394	1.208	1.178
4a	2	311	246	577	575
4b	0	159	122	28	127
4c	0	9	26	11	19
5	0	12	2	2	2
6	3	6	2	2	2

In der differenzierten Betrachtung der 95%-Quantile der Jahreswerte der Sulfatkonzentrationen zeigen sich überwiegend im Abstrom der Innenkippe in Zone 3 und am nördlichen Abschnitt des Seeostufers in Zone 4a erhöhte Sulfatkonzentrationen.

Die relevanten Austragspfade aus Horizont 8 umfassen Zone 3 und 4a. Ergänzend wird der ostwärts gerichtete Abstrom zur Wassergewinnung Sindorf abgebildet. Entsprechend der hydraulischen Situation werden aus den GwGleichen zu verschiedenen Zeitschnitten sowie der zeitlichen Entwicklung der Sulfatfahnen im Grundwassermodell der RWE Power für diese Abschnitte Pfadlinien abgeleitet, die als Ausgangsbasis für die weitergehende Modellierung verwendet werden (Abb. 46).

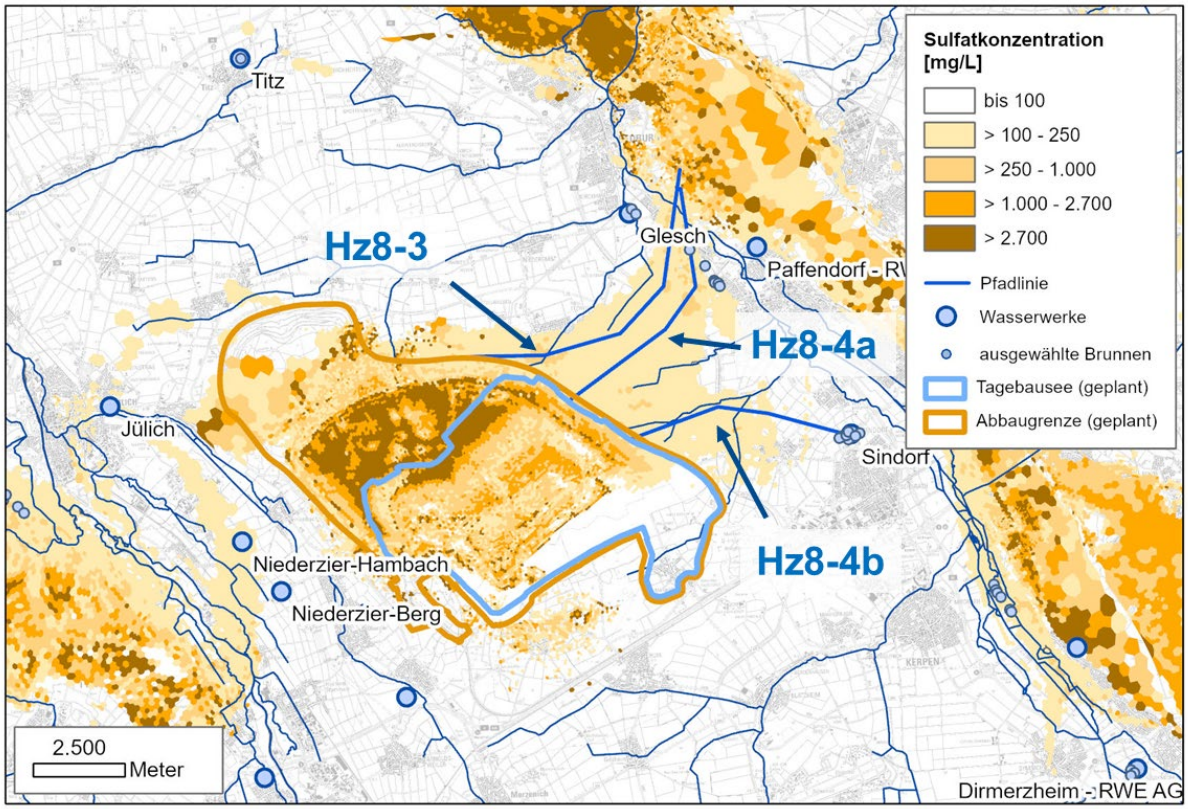


Abb. 46: Horizont 8 - Pfadlinien und Sulfatkonzentrationen; überlagerte Darstellung der Zeitpunkte 2000 - 2100 in 10-Jahres-, 2100 - 2200 in 20-Jahres- sowie 2200 - 2400 in 50-Jahresintervallen aus Grundwassermodell der RWE Power.

Pfadlinie 8-3

Die Verlagerung der Hauptfracht aus der Innenkippe erfolgt nach 2080 über diesen Transportpfad nach Osten kippenrandparallel. Auf Höhe des Nordrandes des zukünftigen Tagebausees biegt dieser nach NE um. Die Gesamtlänge der Pfadlinie beträgt rund 9 km. Bei einem k_f-Wert von ca. $5*10^{-5}$ m/s ergibt sich eine Abstandsgeschwindigkeit von rund 20 m/a, die zur Erftaue hin auf rund 35 m/a zunimmt. Die maximale Sulfatkonzentration beträgt rund 1.250 mg L^{-1} gegen 2170. Ausgehend von der nördlichen Seespitze stellt sich nach 2030 eine kreisförmig umlaufende Strömungsrichtung am Nordrand der Innenkippe nach Westen ein, die den kippennahen Grundwasserleiter bis ca. 3 km mit Kippenwasser befrachtet. Im Modell ist dies als Vorbefrachtung mit 300 mg L^{-1} Sulfat umgesetzt.

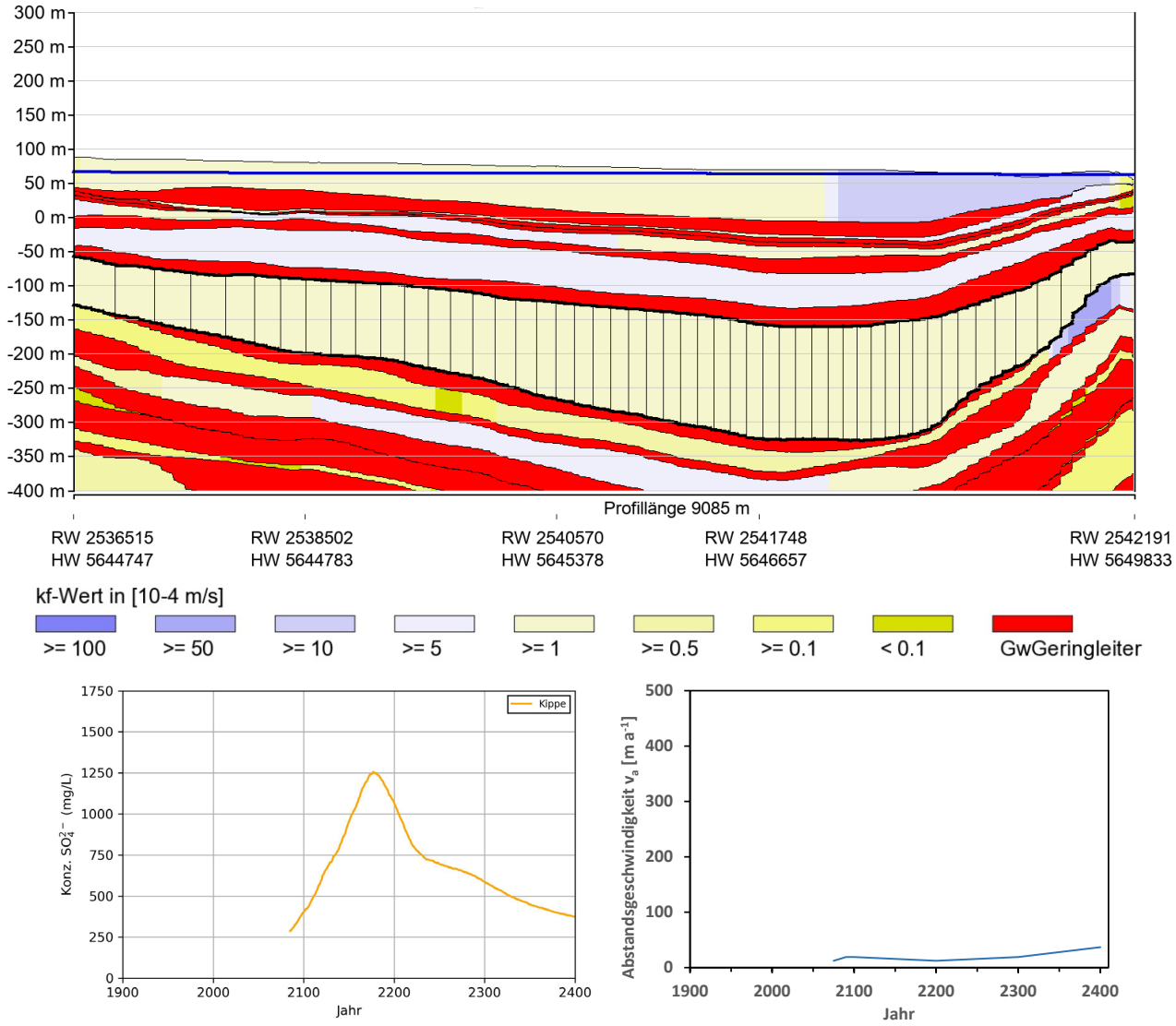


Abb. 47: Pfadlinie 8-3: Profilschnitt mit Modellzellen (Grundwasserstand Jahr 2200) (oben); Sulfatkonzentrationsganglinie des Kippenabstroms (unten links); Abstandsgeschwindigkeit im zeitlichen Verlauf (unten rechts).

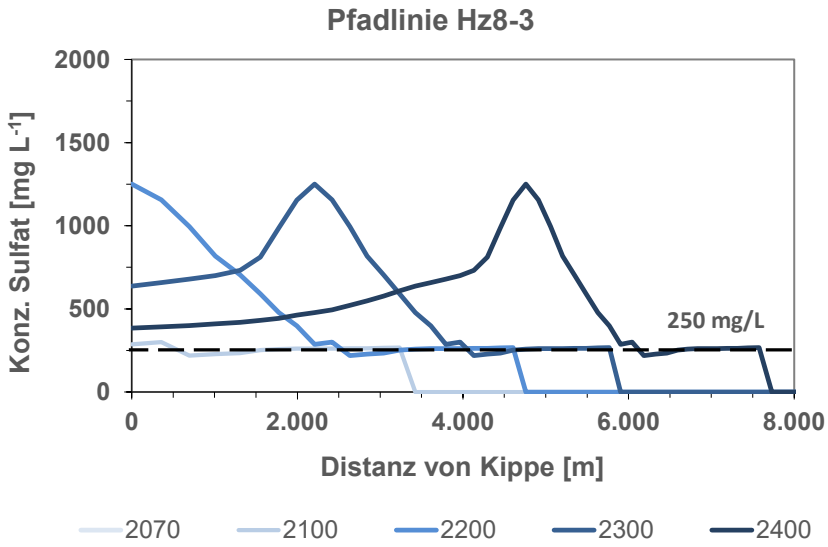


Abb. 48: Pfadlinie 8-3 - Modellrechnung im 1D-Modell – Kippensulfat im Grundwasserabstrom (advektiver Transport ohne Konzentrationsminderung).

In Abb. 48 ist das Ergebnis der konservativen 1D-Modellierung dargestellt. Die Sulfatfracht erfährt einen Transport bis rund 8 km bis 2400.

Pfadlinie 8-4a

Die Pfadlinie 8-4a beschreibt den Strompfad vom nordöstlichen Abschnitt des zukünftigen Tagebausees nach Nordosten bis hin zur Erftaue. Der Horizont 8 weist eine Mächtigkeit von 100 -190 m mit einem Durchlässigkeitsbeiwert von rund $1*10^{-4}$ m/s auf. Ab 2035 erfolgt der Austrag der Sulfatfracht aus der Kippenschürze mit Maximalkonzentrationen bis rund 300 mg L^{-1}. Ab 2200 strömt die Hauptfracht aus Innenkippe, Nordrandböschung und Seesohle mit Sulfatkonzentrationen bis etwa 750 mg L^{-1} in das Unverritzte, die über den Betrachtungszeitraum bis 2400 auf diesem Niveau verbleiben.

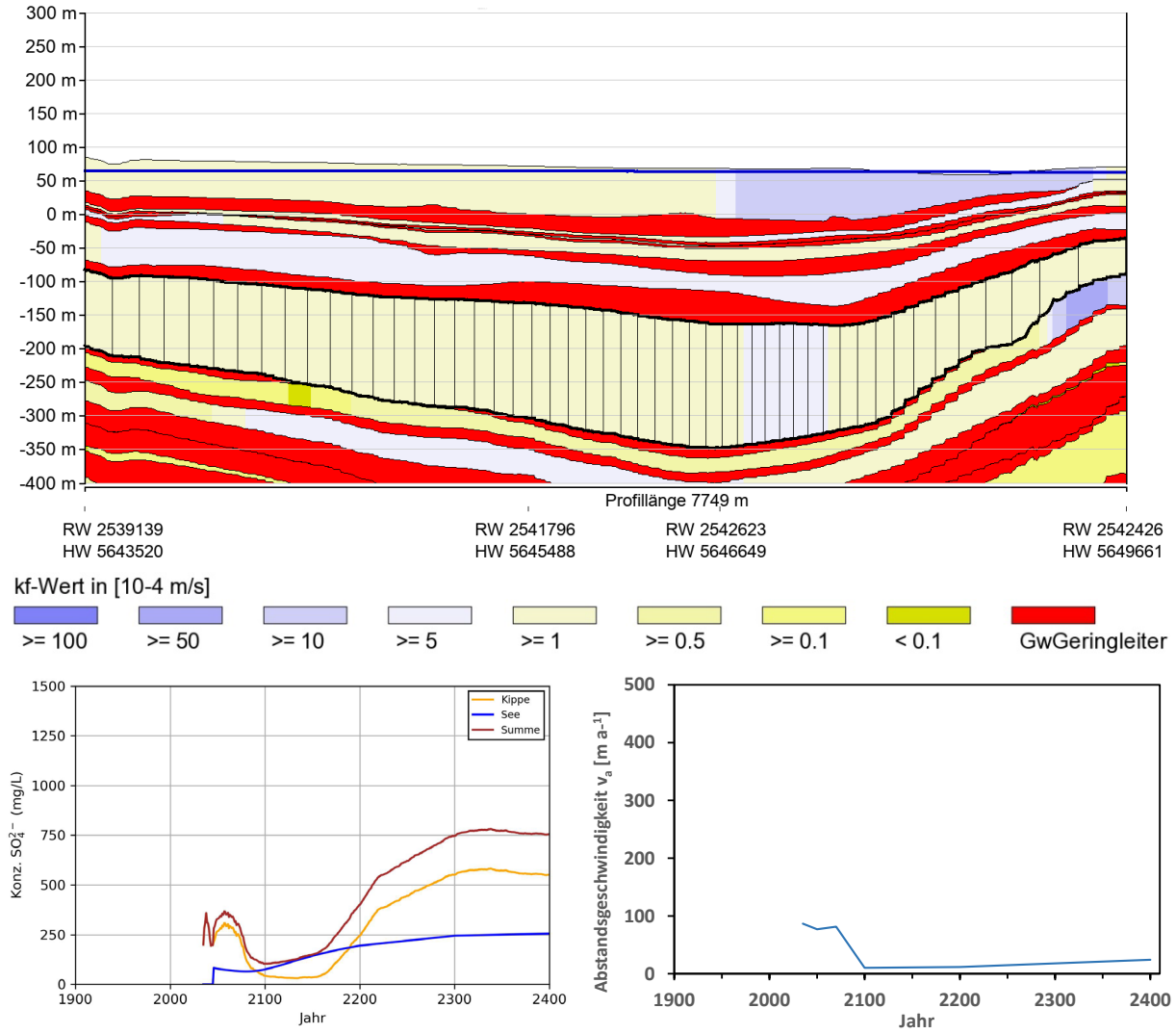


Abb. 49: Pfadlinie 8-4a: Profilschnitt mit Modellzellen (Grundwasserstand Jahr 2200) (oben); Sulfatkonzentrationsganglinie des Kippenabstroms (unten links); Abstandsgeschwindigkeit im zeitlichen Verlauf (unten rechts).

Mit der Seebefüllung ergibt sich nach 2030 anfangs ein deutlich steilerer Gradient mit resultierenden Abstandsgeschwindigkeiten bis 100 m/a, die bis 2100 auf 10 m/a zurückgehen. Zur Erftaue hin zeigen sich an der Sulfatfront höhere Abstandsgeschwindigkeiten bis rund 20 m/a. Im Abstrombereich des zukünftigen Tagebausees hingegen prognostiziert das Grundwassermodell der RWE Power sehr geringe Gradienten. Diese hohe Variabilität der Abstandgeschwindigkeit lässt sich in das 1D-Pfadlinienmodell nicht übertragen. Die Berechnungen wurden daher auf den weiteren Abstrom der Sulfatfront und die ab dem Jahr 2100 mit vermindertem Gradient geringeren Abstandsgeschwindigkeiten eingestellt. Aus dem Kippenrand rückt dann im Modell Sulfat mit überzeichneter Transportgeschwindigkeit und zu hoher Sulfatkonzentration

nach. Diese sind in Abb. 50 für die Jahre 2300 und 2350 mit strichlierten Linien angedeutet (siehe auch Kap. 6.3.5) Die erste Sulfatspitze erreicht die Erftaue nach 2350.

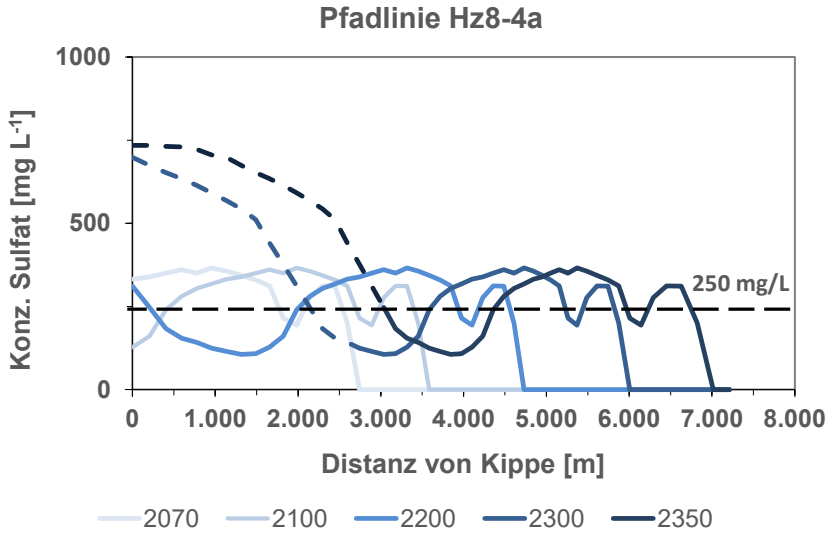


Abb. 50: Pfadlinie 8-4a - Modellrechnung im 1D-Modell – Kippensulfat im Grundwasserabstrom; gestrichelte Linien: siehe Text (advektiver Transport ohne Konzentrationsminderung).

Pfadlinie 8-4b

Ab Ende der 2040er Jahre stellt sich eine Strömungsrichtung bogenförmig zur rund 8 km entfernten Wassergewinnung Sindorf ein (Abb. 51). Der Durchlässigkeitsbeiwert liegt etwa bei $1*10^{-4}$ m/s. Der rasch steigende Seespiegel resultiert in einem anfangs hohen Gradienten. Die anfangs daher hohe Abstandsgeschwindigkeit von bis zu 170 m a^{-1} fällt mit steigendem Druckspiegel deutlich. Mit fortgeschrittenem Wiederanstieg gegen 2100 kehrt sich die Strömungsrichtung um, so dass die auf der Pfadlinie transportierte Fracht nach Norden verlagert wird. Ab 2035 erfolgt der Austrag der Sulfatfracht aus der mit Seewasser durchströmten Kippenschürze mit Maximalkonzentrationen bis rund 240 mg L^{-1}.

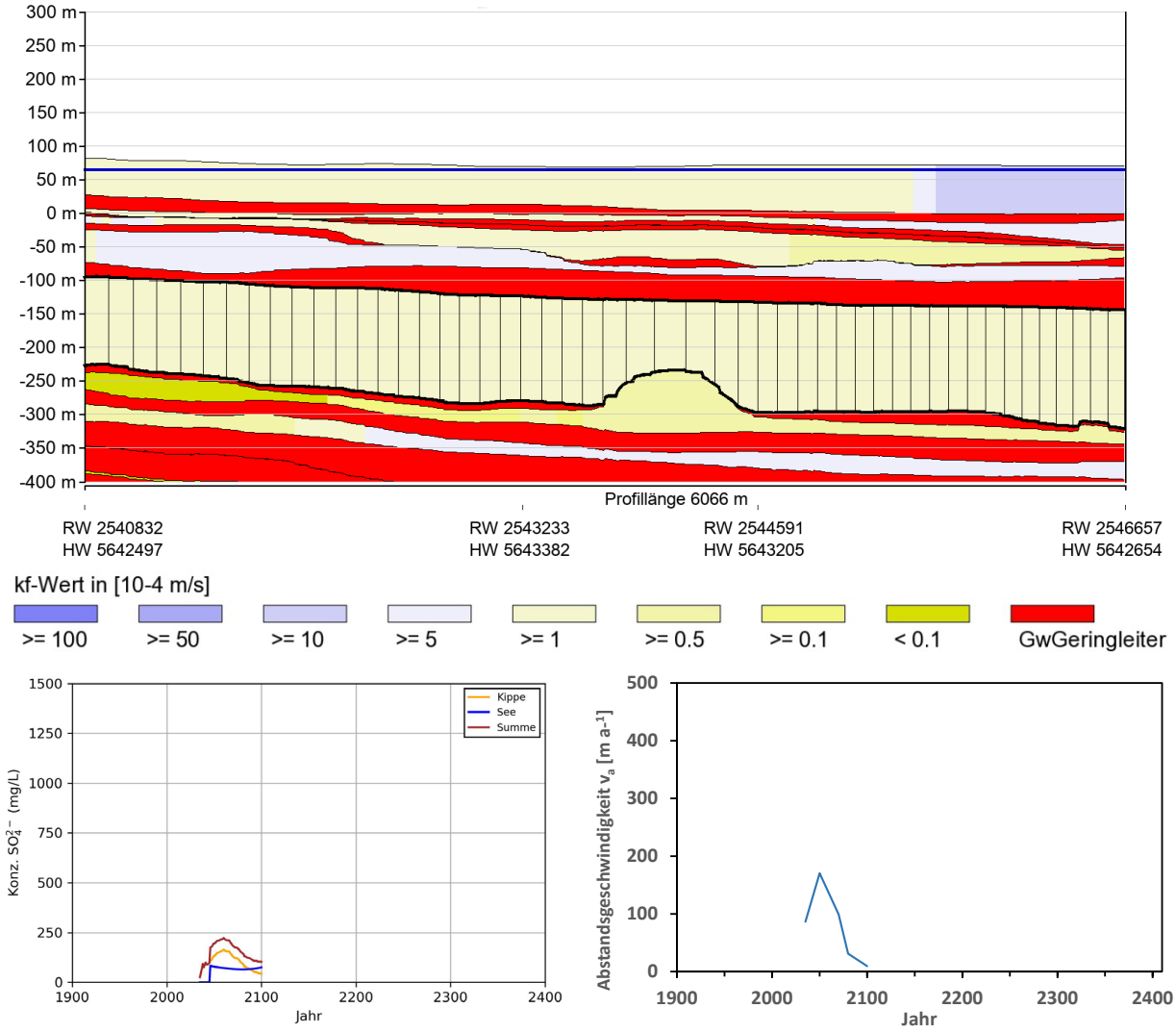


Abb. 51: Pfadlinie 8-4b: Profilschnitt mit Modellzellen (Grundwasserstand Jahr 2200) (oben); Sulfatkonzentrationsganglinie des Kippenabstroms (unten links); Abstandsgeschwindigkeit im zeitlichen Verlauf (unten rechts).

Bis 2100 beträgt die Transportweite rund 4,5 km nach Ostnordost bis Südost und erreicht damit die Wassergewinnung Sindorf nicht. Die prognostizierte kippenbürtige Sulfatbefrachtung bleibt unter 250 mg L^{-1}.

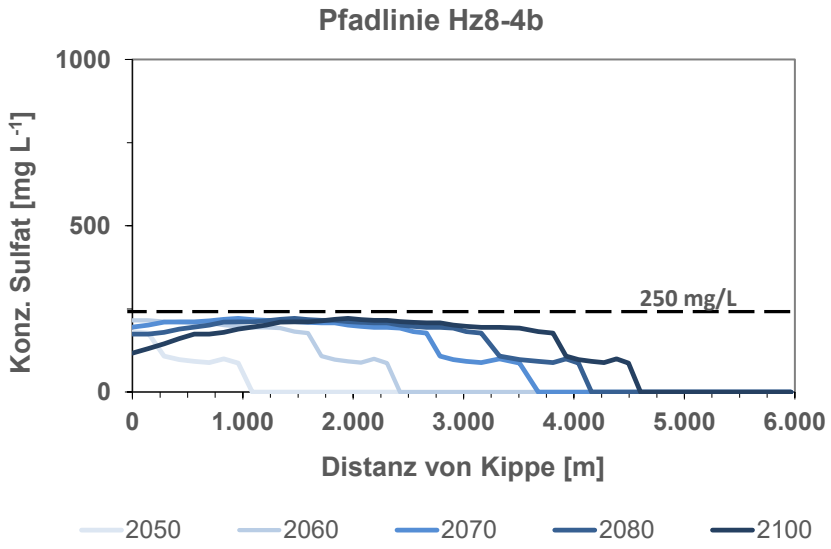


Abb. 52: Pfadlinie 8-4b - Modellrechnung im 1D-Modell – Kippensulfat im Grundwasserabstrom (advektiver Transport ohne Konzentrationsminderung).

Horizont 7E

Hydraulische Situation und Sulfatbefrachtung

Der hier dargestellte Horizont 7E entspricht dem RWE-Modellleiter 7. Die Unterkante dieses Modellleiters bildet die Oberkante der Tone Horizont 7D ab. Da dieser Geringleiter bereichsweise nicht ausgebildet ist, orientiert sich der RWE-Modellleiter an der Oberkante der Tone Horizont 7B. In diesen Bereichen umfasst der RWE-Modellleiter 7 auch den Horizont 7C. Eine räumliche Abgrenzung liegt nicht vor, so dass die Darstellung in Abb. 53 flächig ohne Berücksichtigung von geringleitend ausgeprägten Teilbereichen erfolgt.

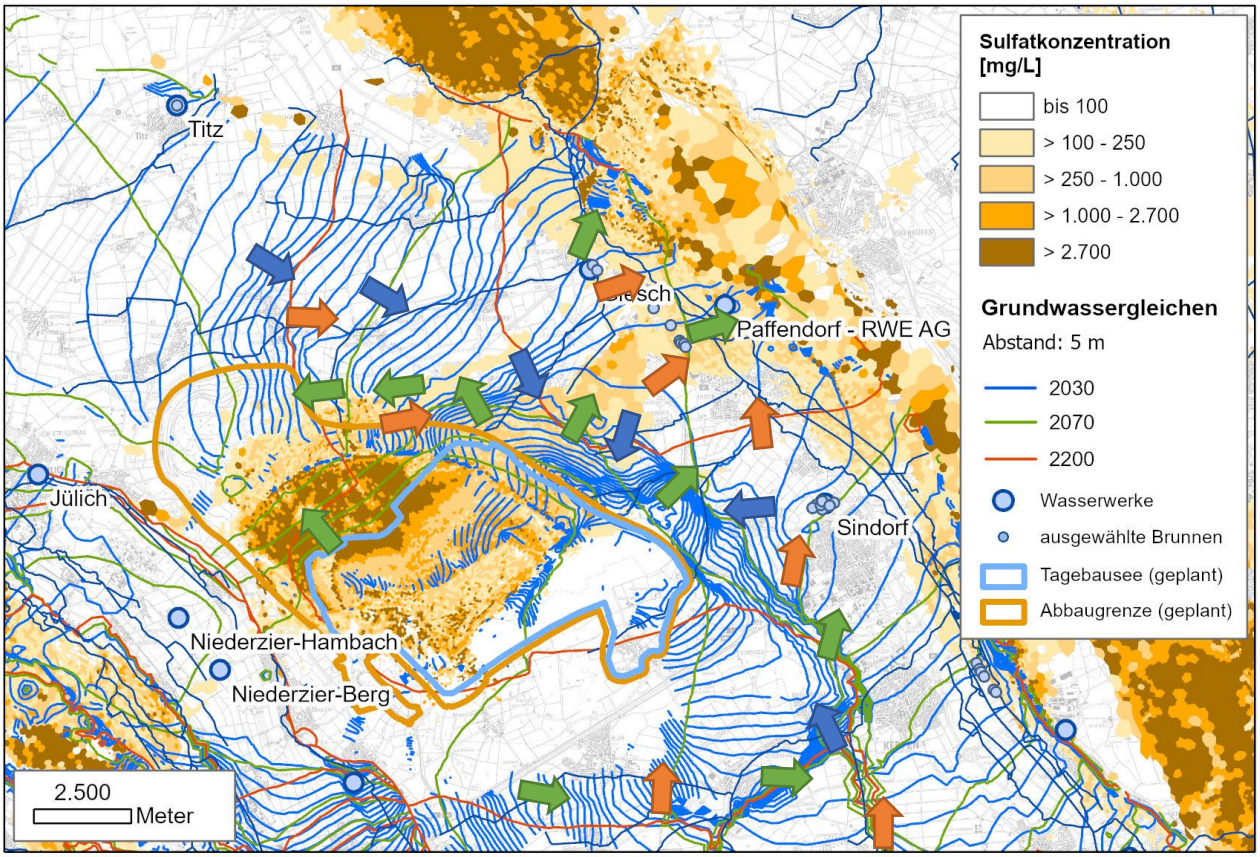


Abb. 53: Horizont 7E - Grundwassergleichen (5 m Abstand) und Fließrichtungen zu den Jahren 2030 (blau), 2070 (grün) und 2100 (orange); Sulfatkonzentrationen, überlagerte Darstellung der Zeitpunkte 2000 - 2100 in 10-Jahres-, 2100 - 2200 in 20-Jahres- sowie 2200 - 2400 in 50-Jahresintervallen; GwGleichen und Sulfatverteilung aus Grundwassermodell der RWE Power.

Der Horizont 7E ist zum Tagebauende teilweise entwässert. Dies zeigen die im südlichen Bereich nur Teilflächen abdeckenden GwGleichen. Die Fließrichtung verläuft großräumig dem Nordost-Ufer des zukünftigen Tagebausees zu. Dort wird der Zustrom von den Brunnen der nachlaufenden Sümpfung gehoben. Mit steigendem Seespiegel strömt Seewasser in das Unverritzte. Dabei stellt sich ausgehend von der nördlichen Seespitze eine kreisförmig umlaufende Strömungsrichtung am Nordrand der Innenkippe nach Westen ein, die ähnlich wie in Horizont 8 und 9B den kippennahen Grundwasserleiter mit Kippenwasser befrachtet, bis sich im Übergang zum stationären Endzustand eine gegenläufige Strömungsrichtung von West nach Ost einstellt. Ab etwa 2080 dreht die Strömungsrichtung nach Nordosten und führt zu einer Kulmination der Sulfatbefrachtung in Richtung Erft. Südwestlich der Manheimer Bucht tritt zeitweise ein Abstrom aus dem zukünftigen Tagebausee auf, der sich mit zunehmendem Wiederanstieg umkehrt. Im stationären Endzustand strömt das dem

zukünftigen Tagebausee von Westen bzw. Süden zu und strömt aus diesem nach Nordosten ab. Entlang des SW-Rands des Tagebaus ist die hydraulische Situation am Übergang von Erft- zur Rurscholle kleinräumig und komplex.

In Tab. 13 sind die potenziellen Frachten für den Horizont 7E und in Tab. 14 das 95%-Quantil der Jahreswerte der Sulfatkonzentrationen differenziert nach charakteristischen Zeitintervallen und der Zoneneinteilung der Bilanzquerschnitte dargestellt.

Tab. 13: Potenzielle Sulfatfrachten in Horizont 7E [kg/a].

Zone	1971-2029	2030-2070	2071-2100	2101-2400	1971-2400
1a	4.704	19.123	33.801	35.146	29.348
1b	286	65	0	1.898	1.369
1c	133	544	0	1.233	930
2	330	5.515	1.708	73.044	51.651
2a	71	854	683	774	679
3	8.014	324.210	881.476	2.812.660	2.055.832
4a	2	1.024.938	898.378	609.744	585.807
4b	0	130.586	136.701	176.653	145.235
4c	0	3.037	10.904	3.585	3.552
5	0	1.972	6.992	746	1.196
6	133	544	0	1.233	930

Tab. 14: 95%-Quantil der Jahreswerte der Sulfatkonzentrationen in Horizont 7E [mg L^{-1}].

Zone	1971-2029	2030-2070	2071-2100	2101-2400	1971-2400
1a	1	3	4	6	6
1b	2	1	0	11	10
1c	7	12	0	52	47
2	5	16	4	284	281
2a	4	10	11	21	16
3	56	263	420	1.168	1.126
4a	0	702	409	387	535
4b	0	54	45	83	81
4c	0	3	4	4	4
5	0	2	2	1	2
6	7	12	0	52	47

Die relevanten Austragspfade aus Horizont 7E umfassen Zone 3 und 4a. Entsprechend der hydraulischen Situation werden aus den GwGleichen zu verschiedenen Zeitschnitten sowie der zeitlichen Entwicklung der Sulfatfahnen im Grundwassermodell der RWE Power für diese Abschnitte Pfadlinien abgeleitet, die als Ausgangsbasis für die weitergehende Modellierung verwendet werden (Abb. 54).

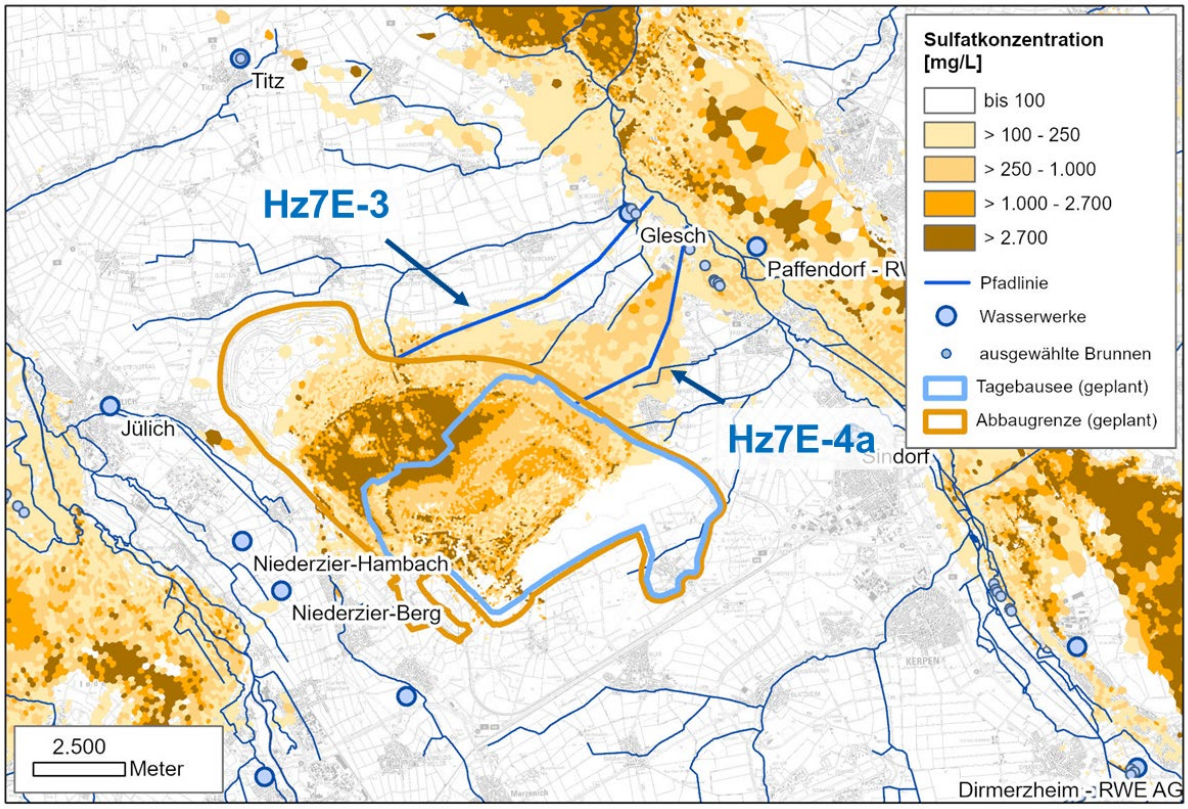


Abb. 54: Horizont 7E - Pfadlinien und Sulfatkonzentrationen; überlagerte Darstellung der Zeitpunkte 2000 - 2100 in 10-Jahres-, 2100 - 2200 in 20-Jahres- sowie 2200 - 2400 in 50-Jahresintervallen aus Grundwassermodell der RWE Power.

Pfadlinie 7E-3

Die Gesamtlänge der Pfadlinie beträgt rund 8,5 km. Die k_f-Werte umfassen eine Spanne von $5*10^{-5}$ bis $7*10^{-4}$ m/s. Der Grundwasserleiter ist zum hangenden Horizont 8 durch einen geringmächtigen Geringleiter getrennt. Nach Osten nimmt dessen Mächtigkeit zu. Im Mittel ergibt sich eine bis 2200 leicht ansteigende Abstandsgeschwindigkeit bis rund 30 m/a, die zur Erftaue hin auf rund 10 m/a abnimmt. Die maximale Sulfatkonzentration beträgt rund 1.250 mg L^{-1} gegen 2230. Ausgehend von der nördlichen Seespitze stellt sich nach 2030 eine kreisförmig umlaufende Strömungsrichtung am Nordrand der Innenkippe nach Westen ein, die den kippennahen Grundwasserleiter bis ca. 1-2 km mit Kippenwasser befrachtet, jedoch vor dem Abstrom nach Nordosten weitestgehend in die Kippe zurücktransportiert wird. Ab etwa 2080 dreht die Strömungsrichtung nach Nordosten in Richtung Erft. Ab 2090 erfolgt eine Sulfatbefrachtung aus der Innenkippe.

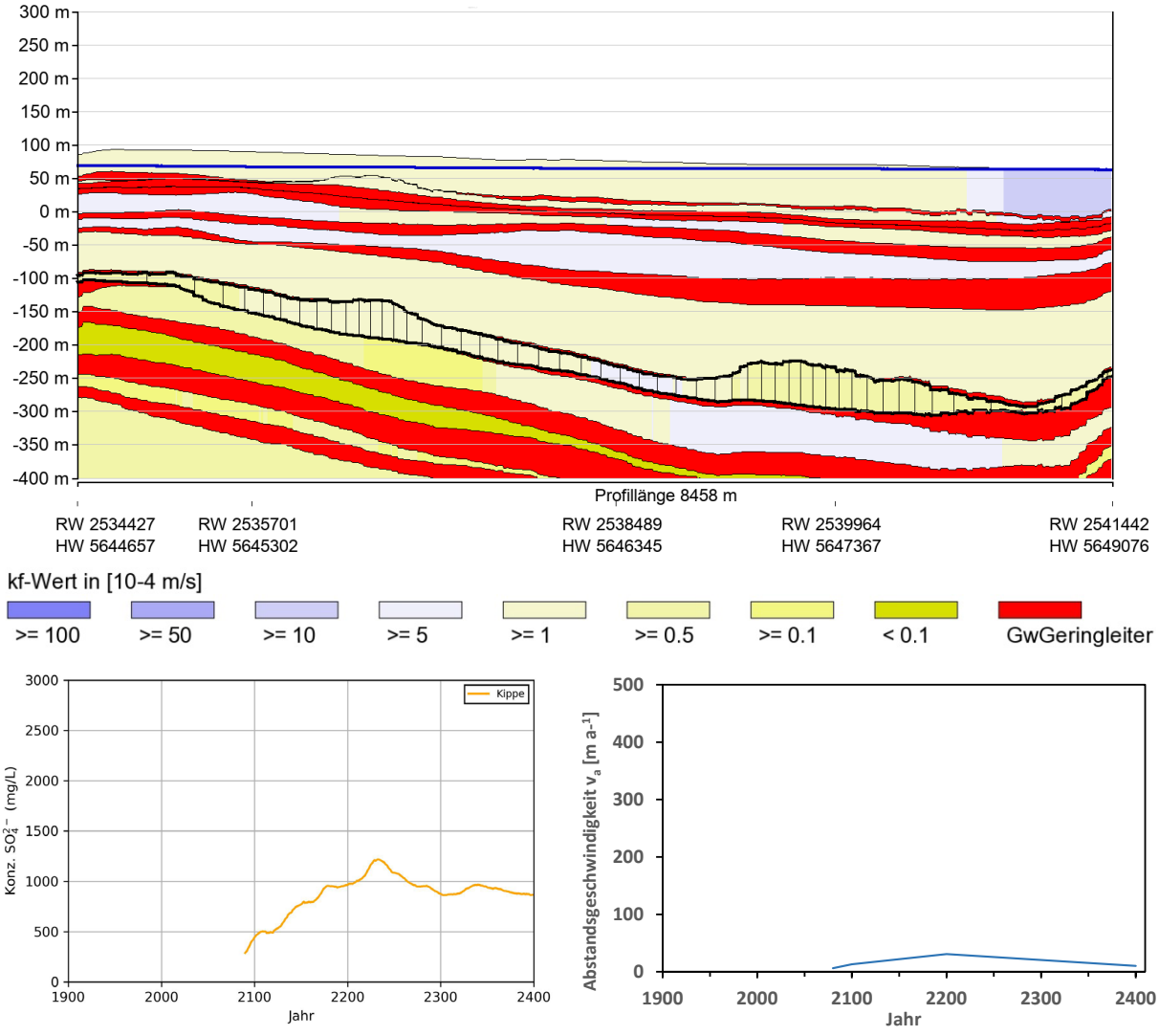


Abb. 55: Pfadlinie 7E-3: Profilschnitt mit Modellzellen (Grundwasserstand Jahr 2200) (oben); Sulfatkonzentrationsganglinie des Kippenabstroms (unten links); Abstandsgeschwindigkeit im zeitlichen Verlauf (unten rechts).

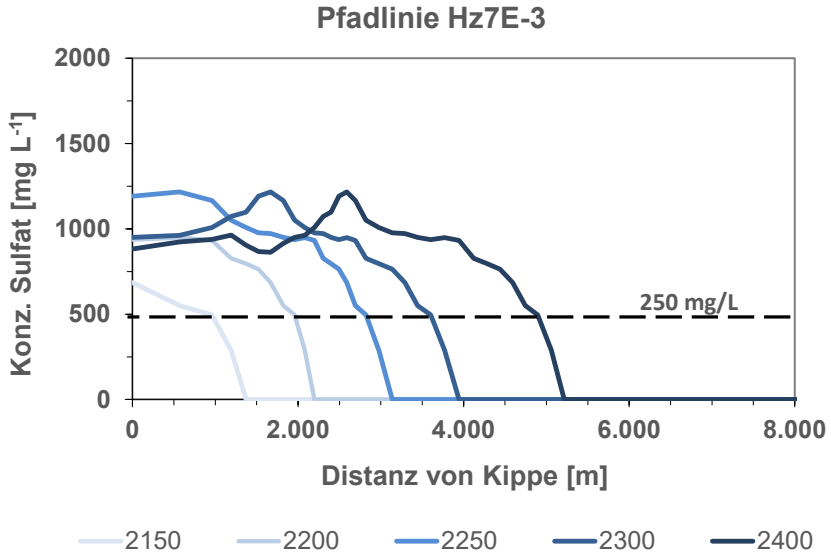


Abb. 56: Pfadlinie 7E-4a - Modellrechnung im 1D-Modell – Kippensulfat im Grundwasserabstrom (advektiver Transport ohne Konzentrationsminderung).

Abb. 58 zeigt die Verlagerung der aus der Kippenschürze ausgetragenen Sulfatfracht, die sich bis 2400 rund 5 km in den Abstrom verlagert.

Pfadlinie 7E-4a

Ab Anfang der 2030er Jahre führt der steigende Seespiegel zur Befüllung des teilweise entwässerten Horizonts 7E. Daraus resultieren anfangs eine etwas höhere Abstandsgeschwindigkeit bis rund 100 m/a. Mit fortschreitendem Grundwasserwiederanstieg geht diese auf 10 - 15 m/a zurück (Abb. 57). Das aus dem zukünftigen Tagebausee in den mäßig bis gering durchlässigen Grundwasserleiter strömende Wasser passiert die Kippenschürze. Die dort erfolgende Sulfatbefrachtung zeigt sich in der Sulfatkonzentrationsganglinie als schmale Konzentrationsspitze. Die nachfolgende Sulfatbefrachtung wird langfristig hälftig durch die Seewasserzusammensetzung bestimmt.

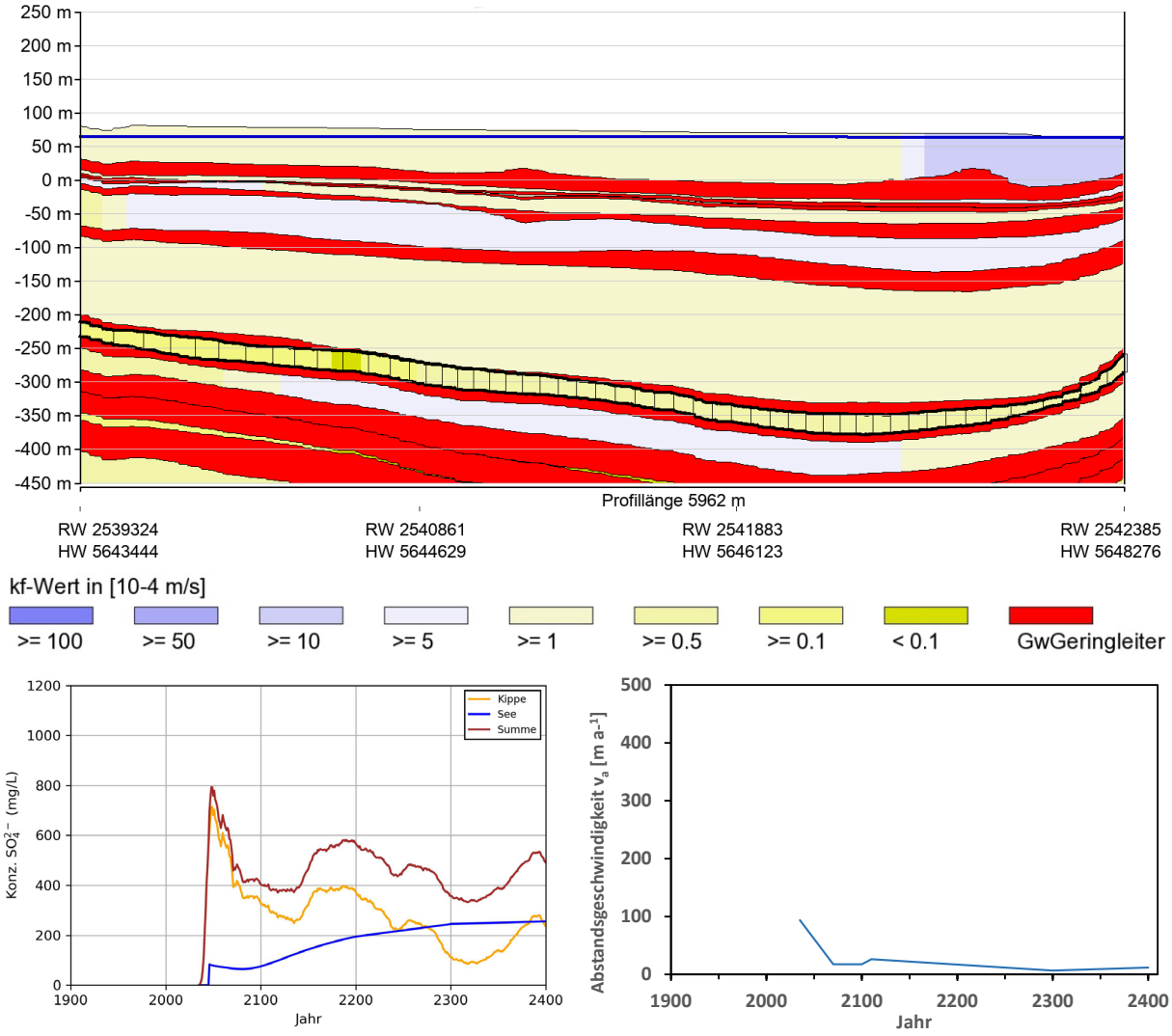


Abb. 57: Pfadlinie 7E-4a: Profilschnitt mit Modellzellen (Grundwasserstand Jahr 2200) (oben); Sulfatkonzentrationsganglinie des Kippenabstroms (unten links); Abstandsgeschwindigkeit im zeitlichen Verlauf (unten rechts).

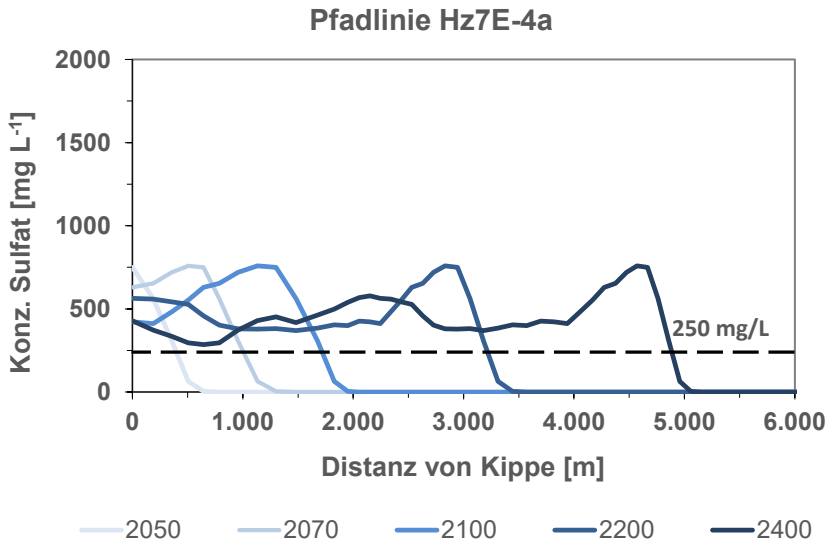


Abb. 58: Pfadlinie 7E-4a - Modellrechnung im 1D-Modell – Kippensulfat im Grundwasserabstrom (advektiver Transport ohne Konzentrationsminderung).

Abb. 58 zeigt die Verlagerung der aus der Kippenschürze ausgetragenen Sulfatfracht, die sich bis 2400 rund 5 km und in den Abstrom verlagert.

Horizont 7A

Hydraulische Situation und Sulfatbefrachtung

Der Horizont 7A ist zum Tagebauende teilweise entwässert. Dies zeigen die im südlichen Bereich nur Teilflächen abdeckenden GwGleichen. Die Fließrichtung verläuft großräumig dem Nordost-Ufer des zukünftigen Tagebausees zu. Dort wird der Zustrom von den Brunnen der nachlaufenden Sümpfung gehoben. Mit steigendem Seespiegel strömt Seewasser in das Unverritzte. Die in den hangenden Horizonten ausgeprägte kreisförmig umlaufende Strömungsrichtung am Nordrand der Innenkippe nach Westen ausgehend von der nördlichen Seespitze ist führt in Horizont 7A zu einer Vorbefrachtung mit Kippenwasser. Mit dem Übergang zu der sich mit fortschreitendem Grundwasserwiederanstieg einstellenden Strömungsrichtung von nach Nordosten, die auf Höhe der nördlichen Spitze des zukünftigen Tagebausees in eine nach Nordosten ausgerichtete Strömung in Richtung Erftaue übergeht. Am Südost-Rand des zukünftigen Tagebausees ist zeitweise ein Abstrom zu beobachten, der sich mit zunehmendem Wiederanstieg umkehrt. Im stationären Endzustand strömt das dem zukünftigen Tagebausee von Westen bzw. Süden zu und strömt aus diesem nach Nordosten ab. Entlang des Südwest-Rands des Tagebaus ist die hydraulische Situation am Übergang von Erft- zur Rur-Scholle kleinräumig und komplex.

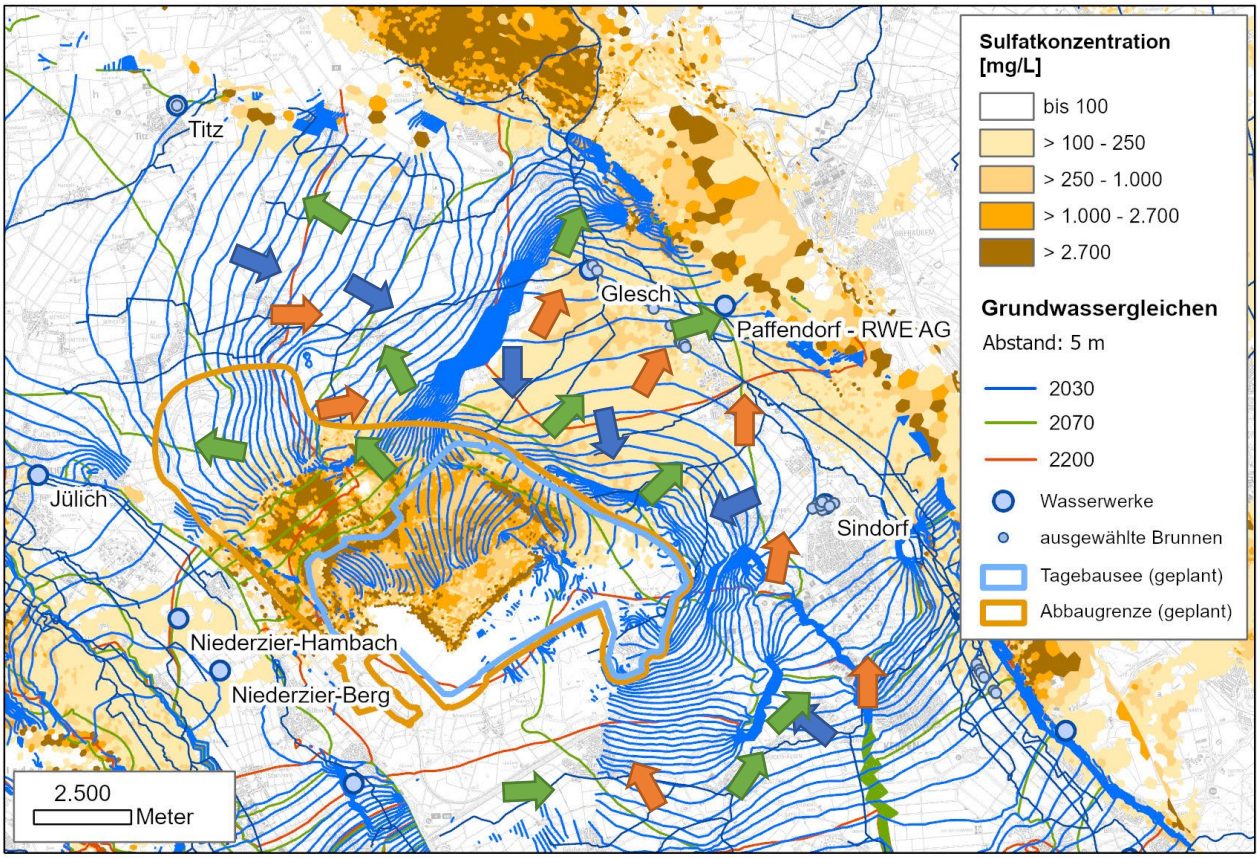


Abb. 59: Horizont 7A - Grundwassergleichen (1 m Abstand) und Fließrichtungen zu den Jahren 2030 (blau), 2070 (grün) und 2100 (orange); Sulfatkonzentrationen, überlagerte Darstellung der Zeitpunkte 2000 - 2100 in 10-Jahres-, 2100 - 2200 in 20-Jahres- sowie 2200 - 2400 in 50-Jahresintervallen; GwGleichen und Sulfatverteilung aus Grundwassermodell der RWE Power.

In Tab. 15 sind die potenziellen Frachten für den Horizont 7A und in Tab. 16 das 95%-Quantil der Jahreswerte der Sulfatkonzentrationen differenziert nach charakteristischen Zeitintervallen und der Zoneneinteilung der Bilanzquerschnitte dargestellt. Die relevanten Austragspfade aus Horizont 7A umfassen Zone 3 und 4a.

Tab. 15: Potenzielle Sulfatfrachten in Horizont 7A [kg/a].

Zone	1971-2029	2030-2070	2071-2100	2101-2400	1971-2400
1a	5.710	28.655	25.645	15.164	15.884
1b	10	0	0	598	419
1c	31	147	0	0	18
2	0	566	0	1.597	1.168
2a	0	15	0	96	69
3	248	125.566	737.162	1.158.115	871.424
4a	29	808.744	968.998	811.821	711.108
4b	16	485.636	278.816	35.995	90.872
4c	0	1.772	44	4	175
5	0	5.766	15.050	2.787	3.544
6	31	147	0	0	18

Tab. 16: 95%-Quantil der Jahreswerte der Sulfatkonzentrationen in Horizont 7A [mg L^{-1}].

Zone	1971-2029	2030-2070	2071-2100	2101-2400	1971-2400
1a	2	3	2	3	3
1b	0	0	0	4	3
1c	0	1	0	0	0
2	0	1	0	7	4
2a	0	0	0	2	2
3	1	176	343	743	738
4a	1	660	561	524	531
4b	2	261	151	38	157
4c	0	3	0	0	1
5	0	5	5	4	5
6	0	1	0	0	0

Entsprechend der hydraulischen Situation werden aus den Grundwassergleichen zu verschiedenen Zeitschnitten sowie der zeitlichen Entwicklung der Sulfatfahnen im Grundwassermodell der RWE Power für diese Abschnitte Pfadlinien abgeleitet, die als Ausgangsbasis für die weitergehende Modellierung verwendet werden (Abb. 60).

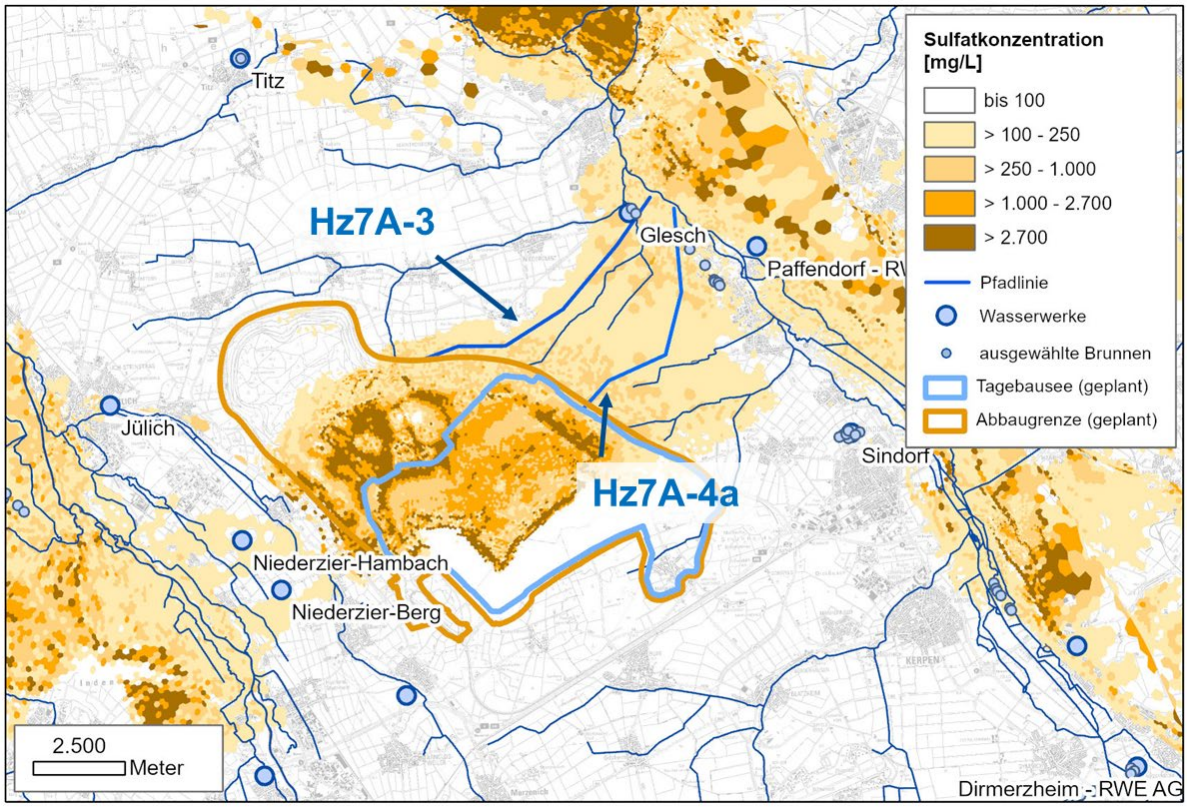


Abb. 60: Horizont 7A - Pfadlinien und Sulfatkonzentrationen; überlagerte Darstellung der Zeitpunkte 2000 - 2100 in 10-Jahres-, 2100 - 2200 in 20-Jahres- sowie 2200 - 2400 in 50-Jahresintervallen aus Grundwassermodell der RWE Power.

Pfadlinie 7A-3

Der sich ab 2080 einstellende Nordost gerichtete Abstrom aus der Innenkippe in den bis zu 60 m mächtigen Horizont 7A ist in Pfadlinie 7A-3 (Länge rund 8 km) abgebildet (Abb. 61). Horizont 7A ist in Kippennähe teils geringmächtiger ausgebildet und weist dort mäßige bis geringe Durchlässigkeiten auf. Nach Nordosten zeigt sich eine Zunahme der k_f-Werte auf etwa $5*10^{-4}$ m/s. Die Abstandsgeschwindigkeit beträgt im Mittel etwa 15-20 m/a. Ausgehend von der nördlichen Seespitze stellt sich nach 2030 eine kreisförmig umlaufende Strömungsrichtung am Nordrand der Innenkippe nach Westen ein, die den kippennahen Grundwasserleiter bis ca. 3 km mit Kippenwasser befrachtet. Im Modell ist dies als Vorbefrachtung mit 400 mg L^{-1} Sulfat umgesetzt. Diese läuft dann dem Sulfataustrag aus der Innenkippe voraus. Diese beträgt bis 2200 rund 350 mg L^{-1} und steigt anschließend kontinuierlich auf bis rund 750 mg L^{-1} in 2400.

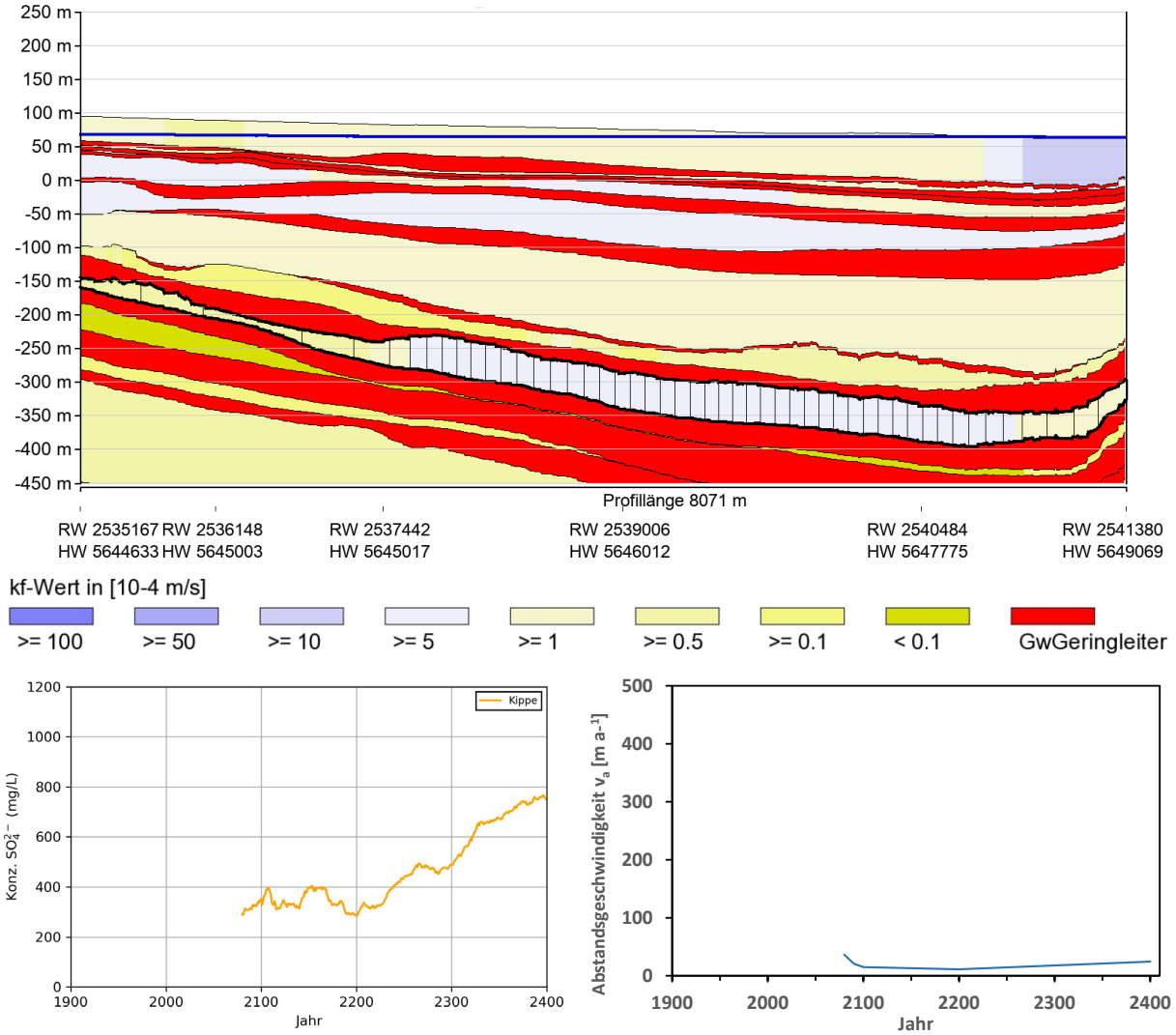


Abb. 61: Pfadlinie 7A-3: Profilschnitt mit Modellzellen (Grundwasserstand Jahr 2200) (oben); Sulfatkonzentrationsganglinie des Kippenabstroms (unten links); Abstandsgeschwindigkeit im zeitlichen Verlauf (unten rechts).

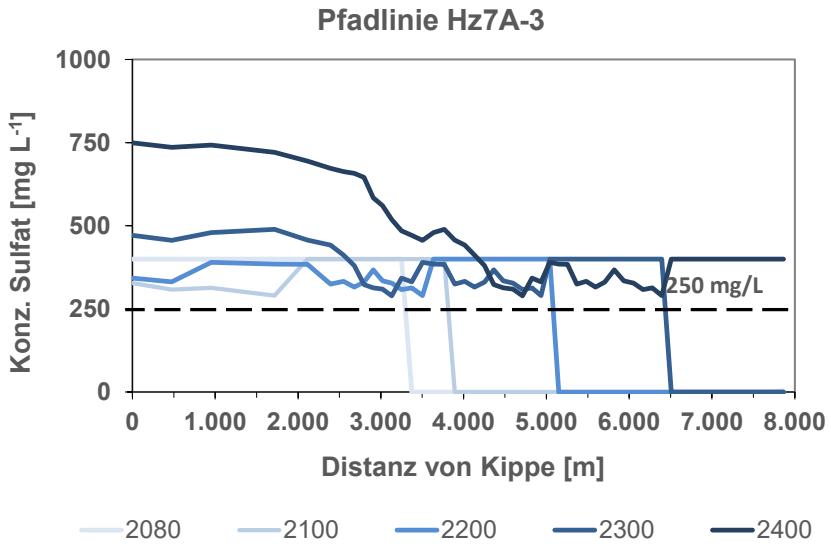


Abb. 62: Pfadlinie 7A-3 - Modellrechnung im 1D-Modell – Kippensulfat im Grundwasserabstrom (advektiver Transport ohne Konzentrationsminderung).

Der kontinuierliche Sulfataustrag führt zu konstant erhöhten Sulfatkonzentrationen im Abstrom. Bis 2400 erreicht die Sulfatfahne die Erftaue. Ein Rückgang der Sulfatkonzentrationen ist aufgrund der im Zustrom bis 2400 steigenden Werte nicht gegeben.

Pfadlinie 7A-4a

Im Bereich des zukünftigen Tagebausees erfolgt analog zu den hangenden Horizonten ein Abstrom nach NE. Entlang Pfadlinie 7A-4a ist der Horizont 7A bis zu 50 m mächtig mit mittleren bis mäßigen Durchlässigkeiten. Die mit der Seebefüllung bewirkte Auffüllung des Unverritzten bewirkt kippennah Abstandsgeschwindigkeiten bis 80 m/a, die im sich ab 2100 allmählich einstellenden stationären Fließregime auf rund 10 m/a zurückgehen. Horizont 7A liegt nur etwas höher als die Seesohle, so dass nach Beginn der Seebefüllung nach kurzer Zeit ein Kippenabstrom beginnt. Die Sulfatfracht aus der Kippenschürze zusammen mit der anfangs hohen Sulfatbefrachtung im zukünftigen Tagebausee über wenige Jahre führt zu einer Gesamtbefrachtung mit über 750 mg L^{-1} Sulfat. Nach 2100 erfolgt der Austrag aus der Innenkippe, der Nordrandböschung und der Seesohle mit bis 2200 auf erneut rund 750 mg L^{-1} steigenden Sulfatkonzentrationen, die bis 2300 auf rund 400 mg L^{-1} zurückgehen.

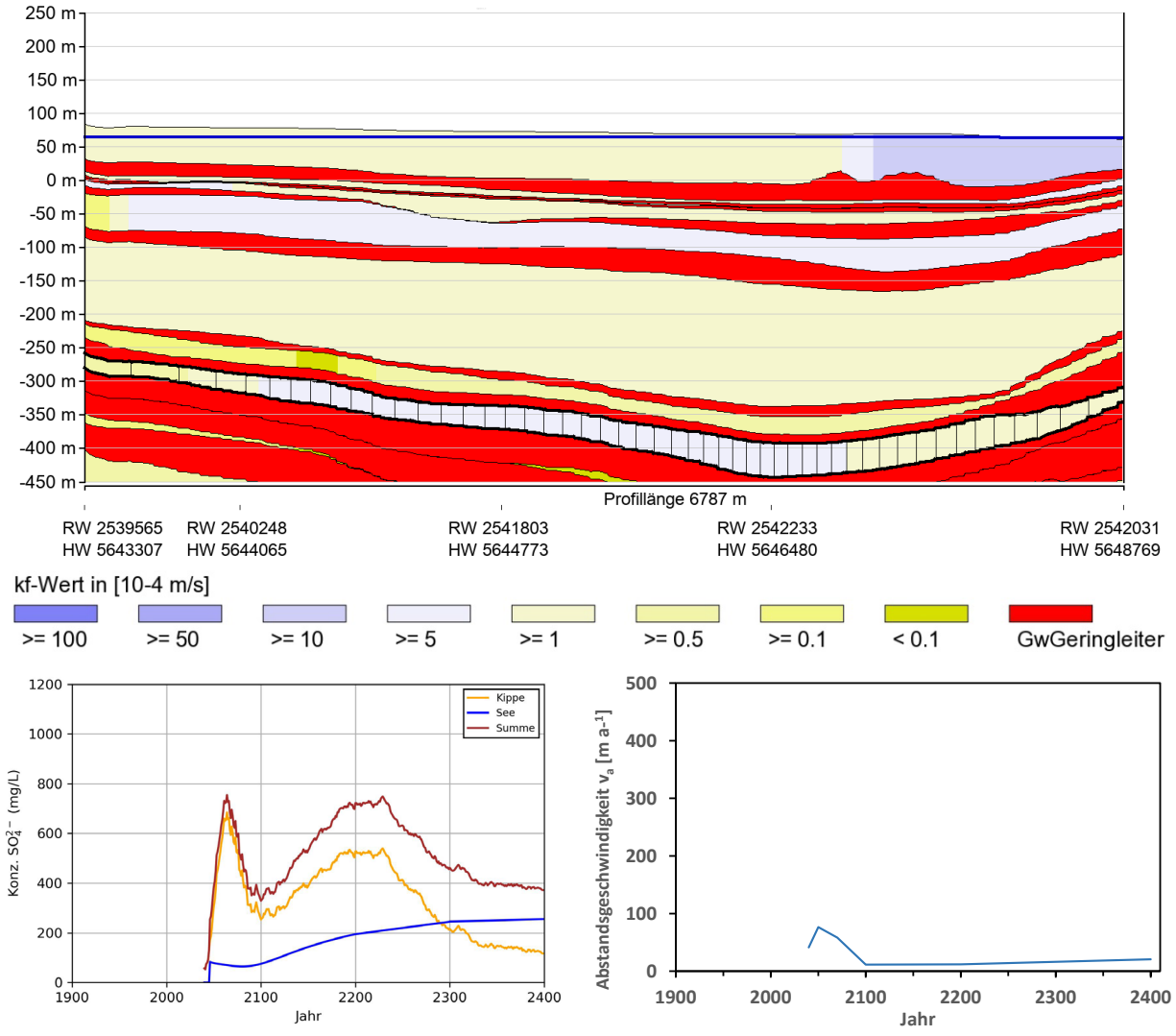


Abb. 63: Pfadlinie 7A-4a: Profilschnitt mit Modellzellen (Grundwasserstand Jahr 2200) (oben); Sulfatkonzentrationsganglinie des Kippenabstroms (unten links); Abstandsgeschwindigkeit im zeitlichen Verlauf (unten rechts).

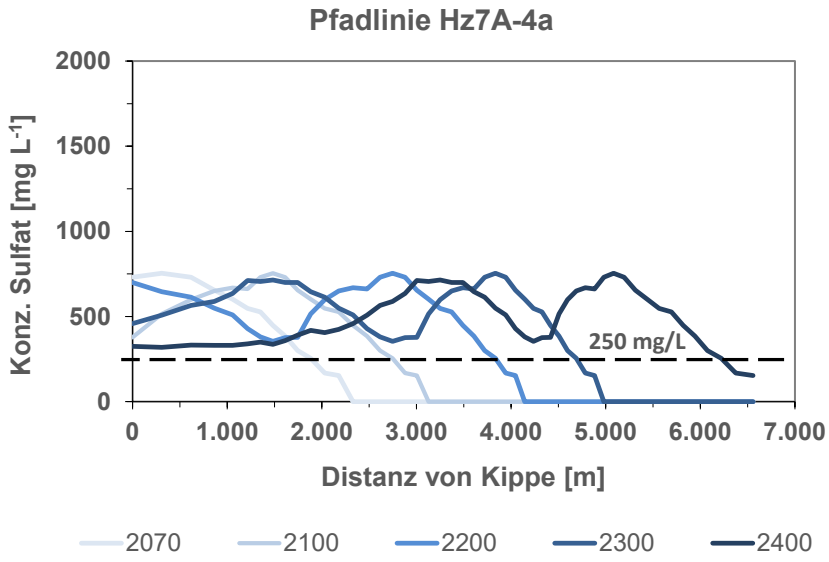


Abb. 64: Pfadlinie 7A-4a - Modellrechnung im 1D-Modell – Kippensulfat im Grundwasserabstrom (advektiver Transport ohne Konzentrationsminderung).

In der Modellierung ergibt sich eine Stoffverlagerung bis 2400 über rund 6,5 km.

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 erstellen Pfadlinienmodell übernommen.

Am Startort wird der Eintrag von Kippenwasser mit den zuvor definierten mittleren, erwarteten Kippenwasserzusammensetzung (s. Kap. 5) 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 vorhanden 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, 9B, 8, 7E und 7A 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 – entlang des Abstrompfades umsetzen. 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. 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 1991-2020) berücksichtigt.

Im Modellzustrom werden zeitlich variable Kippenwasserzusammensetzungen („Solution 0“) durch eine „Cauchy“-Randbedingung implementiert. Die Kippenwässer werden aus den – entsprechend den RWTH-Modellleitern 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. 5.7). Das Vorgehen ist in Abb. 65 beispielhaft für eine Sulfatganglinie gezeigt. Abb. 66 zeigt das generelle Modellschema des Transportmodells.

In einigen Modellleiter strömt neben dem Kippensulfat zusätzliches Sulfat aus dem zukünftigen Tagebausee ab. Um dieses zu berücksichtigen, wird die zeitlich variable Sulfatkonzentration des Seewassers (Uhlmann 2023) 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 Gesamtabstrom, werden diese zusätzlichen Gehalte von Calcium, Magnesium und Sulfat additiv dem Kippenwasser hinzugefügt.

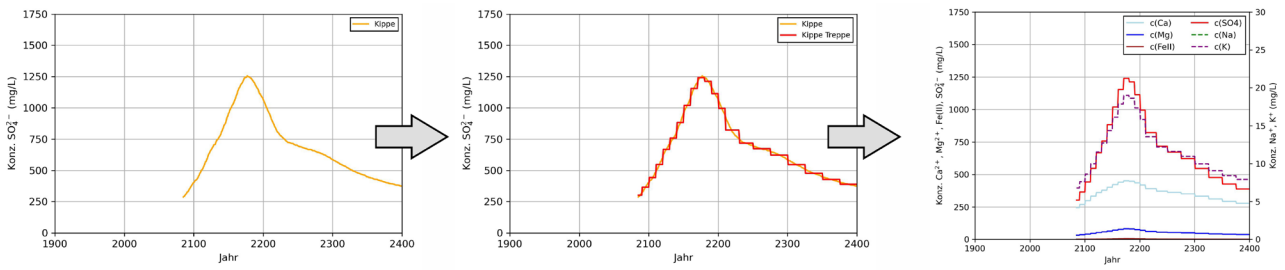


Abb. 65: Beispiel für die Ableitung des zuströmenden Kippenwasser aus einer Sulfatganglinie. 1. Schritt: Abstraktion der Ganglinie mittels Treppenfunktion. 2. Schritt: Berechnung der hydrochemischen Zusammensetzung mittels Kippenformeln. Das Vorgehen wird analog für die nicht dargestellten Parameter pH-Wert, As, Pb, Cd und Ni angewandt.

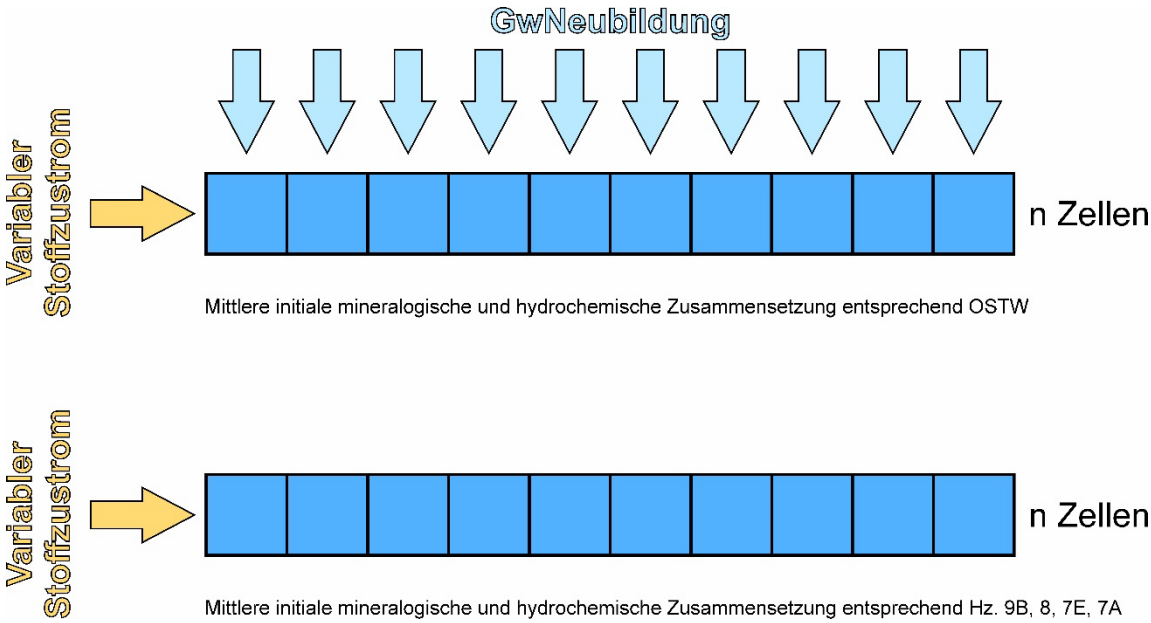


Abb. 66: Modellschema des reaktiven Transportmodells.

Jedes Zeitintervall der Treppenfunktion wird in PhreeqC als Transportschritt formuliert und kann somit spezifisch für diesen Zeitabschnitt eine ggfs. 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.

Für einige Modellschnitte (Pfadlinien 9B-3, 8-3 und 7A-3) ist eine Sulfatbefrachtung vor dem Modellierungszeitraum zu erwarten. Aufgrund der somit schon erfolgten chemischen Wechselwirkung zwischen Lösungsinhalt und mineralischen Phasen kann keine initiale Befüllung der Modellzellen mit den räumlich differenzierten Sulfat-Gehalten aus dem Grundwassermodell der RWE Power vorgenommen werden, da das bereits ins unverritzte Gebirge transportierte Wasser in Wechselwirkung zum durchflossenen Gebirge stand und somit das Mineralinventar in der Festphase und in Lösung, die Kationenaustauscher sowie die Belegung der Sorptionsplätze im Abstrom verändert hat. Um dies im PhreeqC-Modell zu berücksichtigen, werden die entsprechenden Abschnitte der betroffenen Modellleiter vor der eigentlichen Transportmodellierung mit einem Kippenwasser definierten, erhöhten Sulfatgehalts ins thermodynamische Gleichgewicht gesetzt. Die weiteren Inhaltsstoffe dieses Kippenwassers werden aus den aufgestellten statistischen Funktionen abgeleitet (Kap. 5). Das so bestimmte Mineralinventar, die Belegung der Kationenaustauscher und Sorptionsplätze werden den entsprechenden Abschnitten (Zellen) der Modellleiter als neue initiale mineralogische und hydrochemische Zusammensetzung zugewiesen. Im Anschluss erfolgt die eigentliche Transportmodellierung.

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 0,004 und 0,5 m d^{-1} ergeben sich Verweildauern zwischen rund 96 und 12.432 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 (α_L) über die Länge (L) 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 $3*10^{-10}$ m^2 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 0,15 und 0,33. Die zu definierenden Einheitsvolumina $V_E = 1/n_e$ liegen somit zwischen 3,0 und 6,7 L. Daraus ergeben sich Kornvolumina zwischen 2,0 und 5,7 L, die unter der Annahme einer Dichte von 2,65 kg L^{-1} zu Gesteinsmassen zwischen 5,4 und 15,2 kg führen. Basierend auf diesen Berechnungen lassen sich Literaturangaben für Mineralgehalte in g kg^{-1} bzw. Gew-% oder für die Kationenaustauschkapazität in mmol(eq) $(100\ g)^{-1}$ 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. 4.4). 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. 9B, 8, 7E, 7A) 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. 9B, 8, 7E, 7A) 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 ($Ca_{0,1}Fe_{0,9}CO_3$) der von Uhlmann (2020) angesprochene Mg-Calcit ($Mg_{0,32}Ca_{0,68}CO_3$) wurden als zusätzliche Mineralphasen ebenfalls in der Eingabedatei definiert.

Der generelle, programmtechnische Ablauf der reaktiven Transportmodellierung ist in Abb. 67dargestellt. 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 Mineraldargebot („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“) “) sowie die zugehörigen Mischungen („MIX“) definiert.

Als nächstes erfolgt die Definition der initialen Mineralgehalte („Equilibrium_Phases“), Kationenaustauscher („Exchange“) und Sorptionsoberflächen („Surface“) in den Modellzellen. Die in Abb. 67 fett gedruckten Mineralphasen sind bereits initial in den Zellen vorhanden, die anderen Phasen können lediglich gebildet (und anschließend ggfs. wieder aufgelöst) werden. Mit dieser Zusammensetzung fester Phasen werden zunächst die initial in den Zellen enthaltenen Lösungen ins thermodynamische Gleichgewicht gesetzt.

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.

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).

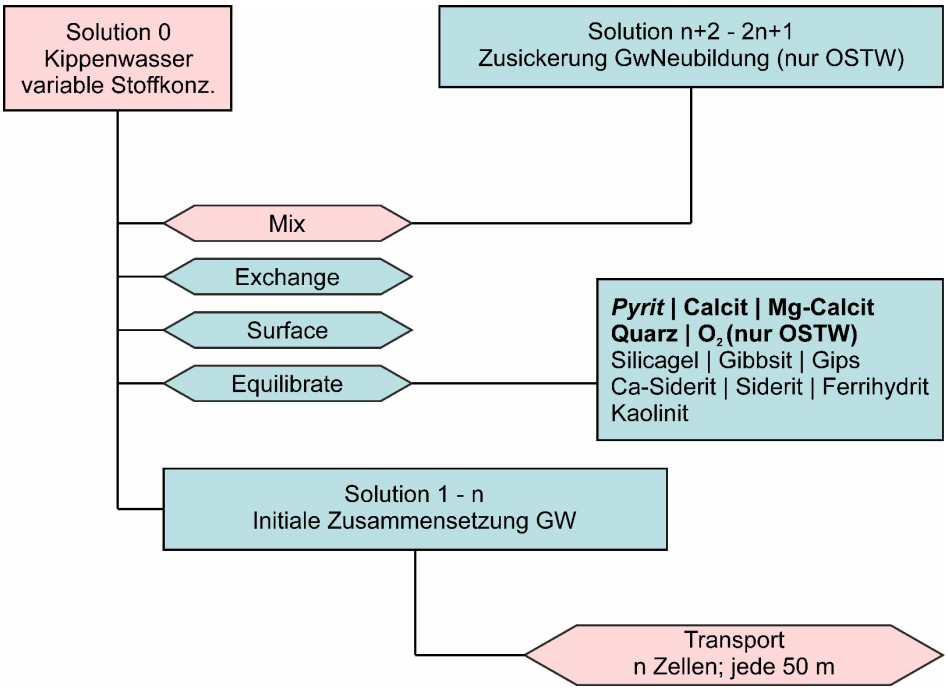


Abb. 67: Modellschema des reaktiven Transportmodells; Initiales Mineralinventar in Fettdruck, Rot eingefärbte Modellkomponenten werden entsprechend Treppenfunktion zeitlich variiert, Kursive Mineralphasen nur in Hz. 9B, 8, 7E und 7A.

6.3.4 Modellauswertung

Die vorwiegend berücksichtigten Mineralphasen umfassen Calcit, Mg-Calcit, Ferrihydrit, Ca-Siderit, Siderit und Gips. Initial in den Modellzellen enthaltener Calcit bzw. Mg-Calcit kann dabei durch einen Zustrom sauren, Eisen(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 (Mg-)Calcit-Auflösung erhöhten Konzentrationen an Ca^{2+}, Mg^{2+} und HCO_3^- können unter Umständen die zur Gleichgewichtsmodellierung vorgegebenen Sättigungsindizes (SI) von Ca-Siderit ($Ca_{0,1}Fe_{0,9}CO_3$; 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 Umsetzungsraten zu erwarten. Im Rahmen der Modellauswertung werden daher lediglich die Sättigungsindizes bzw. in den Zellen vorhandenen Mineralgehalte von Calcit, Mg-Calcite, 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 und Ni. Die Darstellung der räumlichen Parameterverteilung erfolgt überwiegend für die Zeitpunkte 2030, 2070, 2200 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.

OSTW

Pfadlinie OSTW-1a-Ost Variante 1

Die Pfadlinie stellt denn östlichen Teil des nach Norden gerichteten Abstroms aus der Sophienhöhe dar. Die Pfadlinie ist bis etwa 2080 hydraulisch auf rund 8 km begrenzt. Erst mit dem fortschreitenden Grundwasserwiederanstieg entwickelt sich ein durchgängiger Strompfad. Analog zum konservativen Pfadlinienmodell werden zwei Varianten der Abstandsgeschwindigkeit angesetzt (V1: nach Grundwassermodell der RWE Power, V2: Kalibrierung anhand Sulfatkonzentrationsganglinien an Grundwassermessstellen, siehe Erläuterung in Kap. 6.2.3). Im Folgenden werden beide Varianten, beginnend mit Variante 1, erläutert.

Der bereits seit 1978 stattfindende Sulfataustrag aus der Außenkippe ist durch einen schnellen Konzentrationsanstieg gekennzeichnet. Im Zeitraum 2030 bis 2070 liegen die Konzentrationen zwischen 1400 und 1500 mg L^{-1}. Im Anschluss gehen die Austragskonzentrationen zurück und erreichen um 2100 ein Niveau von rund 200 mg L^{-1}. Dieses wird bis 2400 gehalten.

Das abströmende Kippenwasser erfährt eine Verdünnung durch die Grundwasserneubildung, jedoch ist bis zum Rückgang der Austragskonzentrationen über den gesamten Modellschnitt mit Sulfatkonzentrationen oberhalb von 250 mg L^{-1} zu rechnen. Ab 2160 liegen die Sulfatkonzentrationen dauerhaft und über den gesamten Modellschnitt unterhalb von 250 mg L^{-1}.

Das mit der Sulfatspitze ausgetragene Eisen(II) (8 bis 10 mg L^{-1}) wird unter den oxischen Bedingungen des OSTWs oxidiert und unterliegt anschließend der Hydrolyse. Dieser Prozess setzt Protonen frei; eine Versauerung des Kippenabstroms wird jedoch durch den im Sediment enthaltenden (Mg-)Calcit verhindert. Das abströmende Eisen(II) wird vollständig als Ferrihydrit gefällt.

Mit dem Abstrom des Kippenwassers werden rund 68-73 µg L^{-1} Arsen, 7 µg L^{-1} Blei, 0,72-0,75 µg L^{-1} Cadmium und 360-390 µg L^{-1} Nickel ins Unverritzte ausgetragen. Die Stoffe Arsen und Blei werden durch die Sorption an den Ferrihydritoberflächen zuverlässig im Sediment fixiert. Während des Abstroms der Hauptsulfatfracht ist mit Cadmiumkonzentrationen oberhalb von 0,5 µg L^{-1} zu rechnen. Der Trinkwassergrenzwert für Nickel von 20 µg L^{-1} wird über lange Zeiträume und über den gesamten Modellschnitt überschritten.

In Abb. 68 sind die Berechnungsergebnisse für die Zeitschnitte 2030, 2070 und 2100 und in Abb. 69 für 2200, 2300 und 2400 dargestellt. Diese decken den Modellierungszeitraum (1971 bis 2400) in Gänze ab.

Diese Variante wird im Vergleich zur im nachfolgenden Abschnitt dargestellten Variante 2 der Pfadlinie OSTW-1a-Ost als weniger plausibel bewertet. Daher wird auf die Umsetzung des 2. Abschnitts des sich nach 2080 durchgängig entwickelnden Strompfades als reaktive Stofftransportmodell verzichtet.

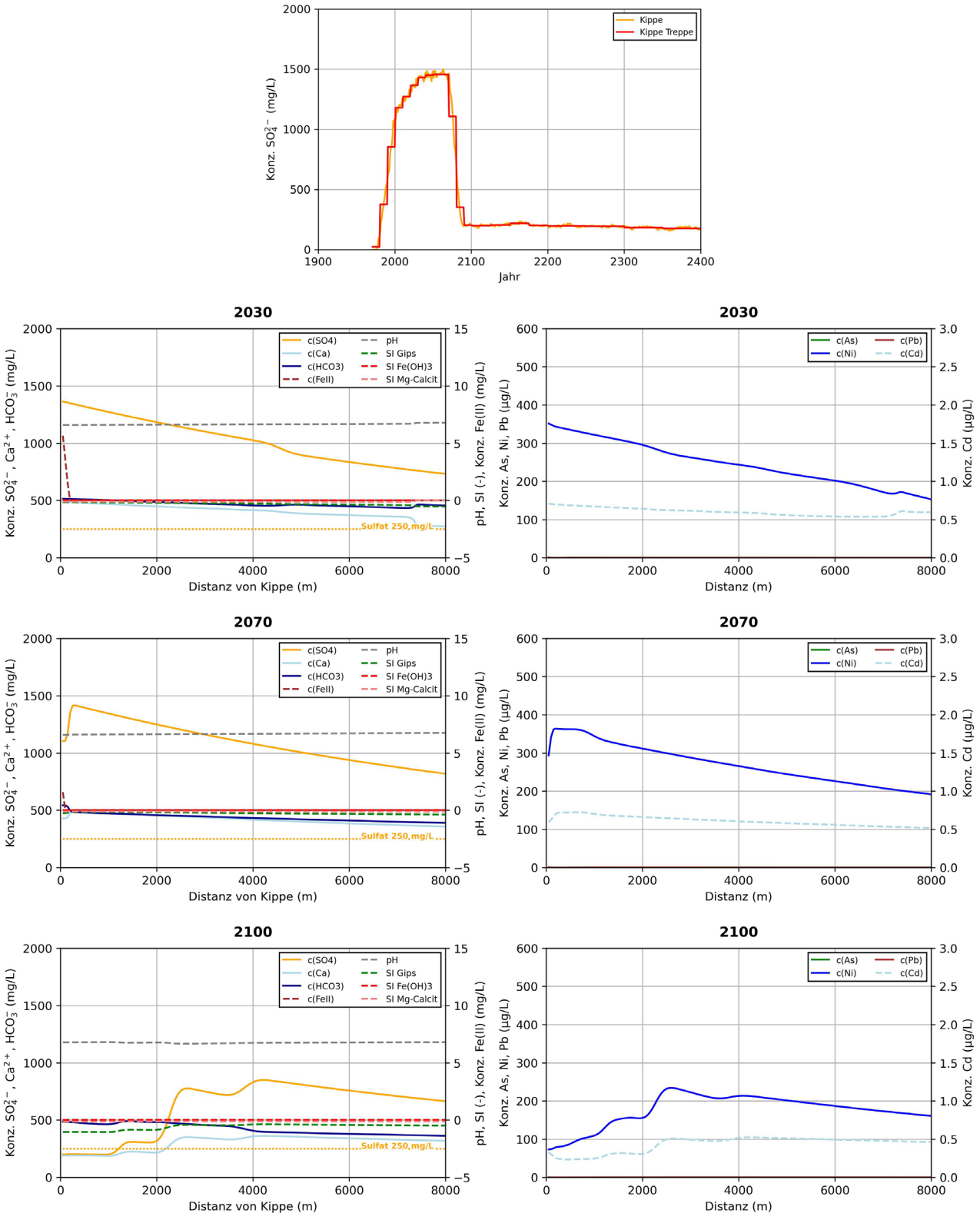


Abb. 68: Räumliche Verteilung verschiedener hydrochemischer Parameter entlang des Modellschnittes OSTW-1a-Ost V1 zu den Zeitpunkten 2030, 2070 und 2100 (reaktive 1D-Transportmodellierung entlang des Fahnenkerns mit Berücksichtigung longitudinaler Dispersion, aber ohne transversale Dispersion an den Fahnenrändern); oben: Sulfat-Ganglinie mit Treppenfunktion zum Vergleich.

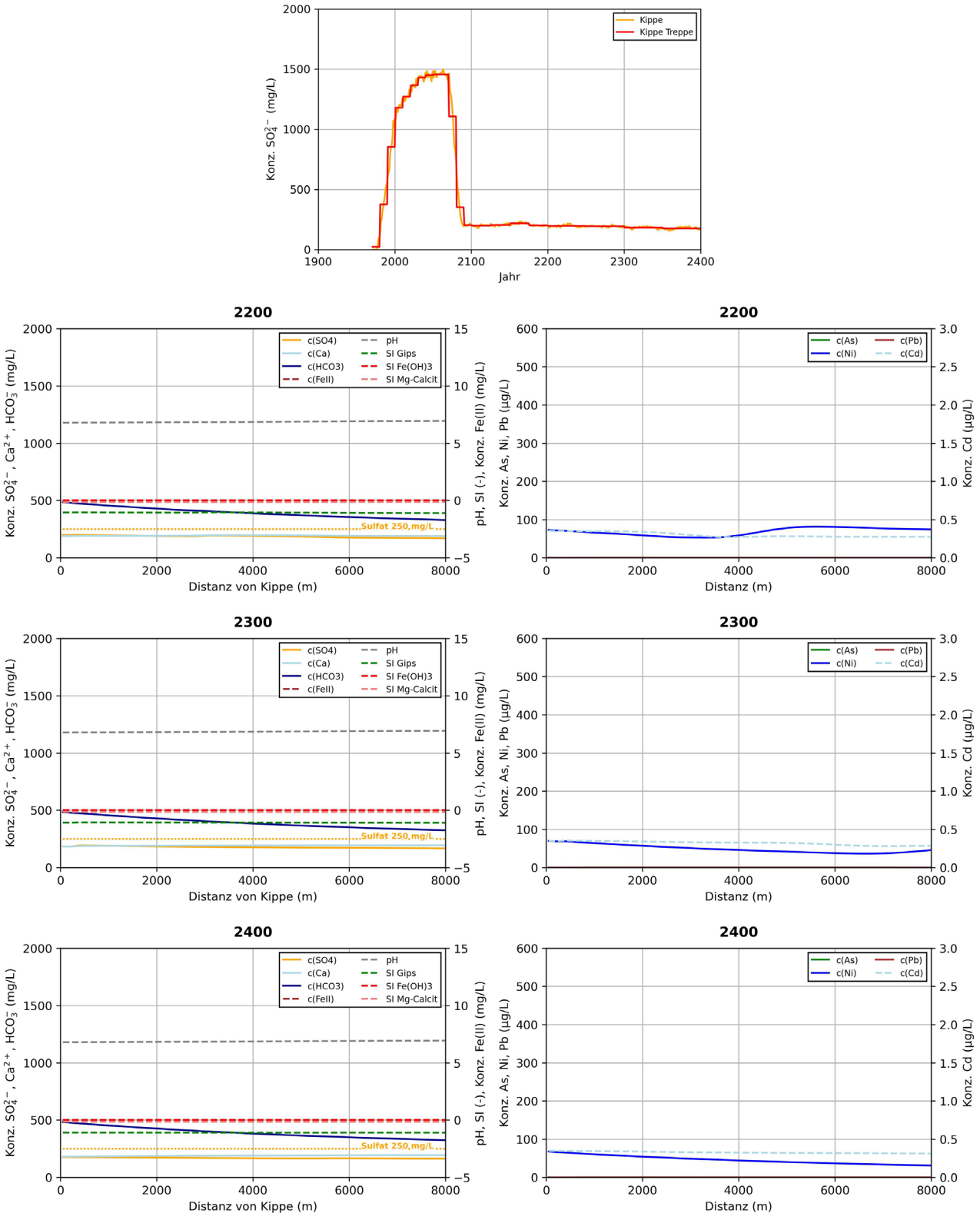


Abb. 69: Räumliche Verteilung verschiedener hydrochemischer Parameter entlang des Modellschnittes OSTW-1a-Ost V1 zu den Zeitpunkten 2200, 2300 und 2400 (reaktive 1D-Transportmodellierung entlang des Fahnenkerns mit Berücksichtigung longitudinaler Dispersion, aber ohne transversale Dispersion an den Fahnenrändern); oben: Sulfat-Ganglinie mit Treppenfunktion zum Vergleich.

Pfadlinie OSTW-1a-Ost Variante 2

Die Pfadlinie stellt den östlichen Teil des nach Norden gerichteten Abstroms aus der Sophienhöhe dar. Die Pfadlinie ist bis etwa 2080 hydraulisch auf rund 8 km begrenzt. Erst mit dem fortschreitenden Grundwasserwiederanstieg entwickelt sich ein durchgängiger Strompfad. Analog zum konservativen Pfadlinienmodell werden zwei Varianten der Abstandsgeschwindigkeit angesetzt (V1: nach GwModell der RWE Power, V2: Kalibrierung anhand Sulfatkonzentrationsganglinien an Grundwassermessstellen). Im Folgenden sind die Ergebnisse für Variante 2 erläutert.

Der bereits seit 1978 stattfindende Sulfataustrag aus der Außenkippe ist durch einen schnellen Konzentrationsanstieg gekennzeichnet. Im Zeitraum 2030 bis 2070 liegen die Konzentrationen zwischen 1.400 und 1.500 mg L^{-1}. Im Anschluss gehen die Austragskonzentrationen zurück und erreicht um 2100 ein Niveau von rund 200 mg L^{-1}. Dieses wird bis 2400 gehalten.

Das abströmende Kippenwasser erfährt eine Verdünnung durch die Grundwasserneubildung, jedoch ist bis zum Rückgang der Austragskonzentrationen bis in eine Distanz von rund 6 km mit Sulfatkonzentrationen oberhalb von 250 mg L^{-1} zu rechnen. Ab 2160 liegen die Sulfatkonzentrationen dauerhaft und über den gesamten Modellschnitt unterhalb von 250 mg L^{-1}.

Das mit der Sulfatspitze ausgetragene Eisen(II) (8 bis 10 mg L^{-1}) wird unter den oxischen Bedingungen des OSTWs oxidiert und unterliegt anschließend der Hydrolyse. Dieser Prozess setzt Protonen frei; eine Versauerung des Kippenabstroms wird jedoch durch den im Sediment enthaltenden (Mg-)Calcit verhindert. Das abströmende Eisen(II) wird vollständig als Ferrihydrit gefällt.

Mit dem Abstrom des Kippenwassers werden rund 68-73 µg L^{-1} Arsen, 7 µg L^{-1} Blei, 0,72-0,75 µg L^{-1} Cadmium und 360-390 µg L^{-1} Nickel ins Unverritzte ausgetragen. Die Stoffe Arsen und Blei werden durch die Sorption an den Ferrihydritoberflächen im Sediment fixiert. Während des Abstroms der Hauptsulfatfracht ist mit Cadmiumkonzentrationen oberhalb von 0,5 µg L^{-1} zu rechnen. Der Trinkwassergrenzwert für Nickel von 20 µg L^{-1} wird über lange Zeiträume und über den gesamten Modellschnitt überschritten.

In Abb. 70 sind die Berechnungsergebnisse für die Zeitschnitte 2030, 2070 und 2100 und in Abb. 71 für 2200, 2300 und 2400 dargestellt. Diese decken den Modellierungszeitraum (1971 bis 2400) in Gänze ab.

Mit dem zweiten Abschnitt erfolgt aufgrund der dann geringeren Abstandsgeschwindigkeit eine stärkere Verdünnung über die Grundwasserneubildung. Damit fallen sämtliche Modellgrößen im weiteren Abstrom unterhalb der jeweiligen Grenz- bzw. Schwellenwerte.

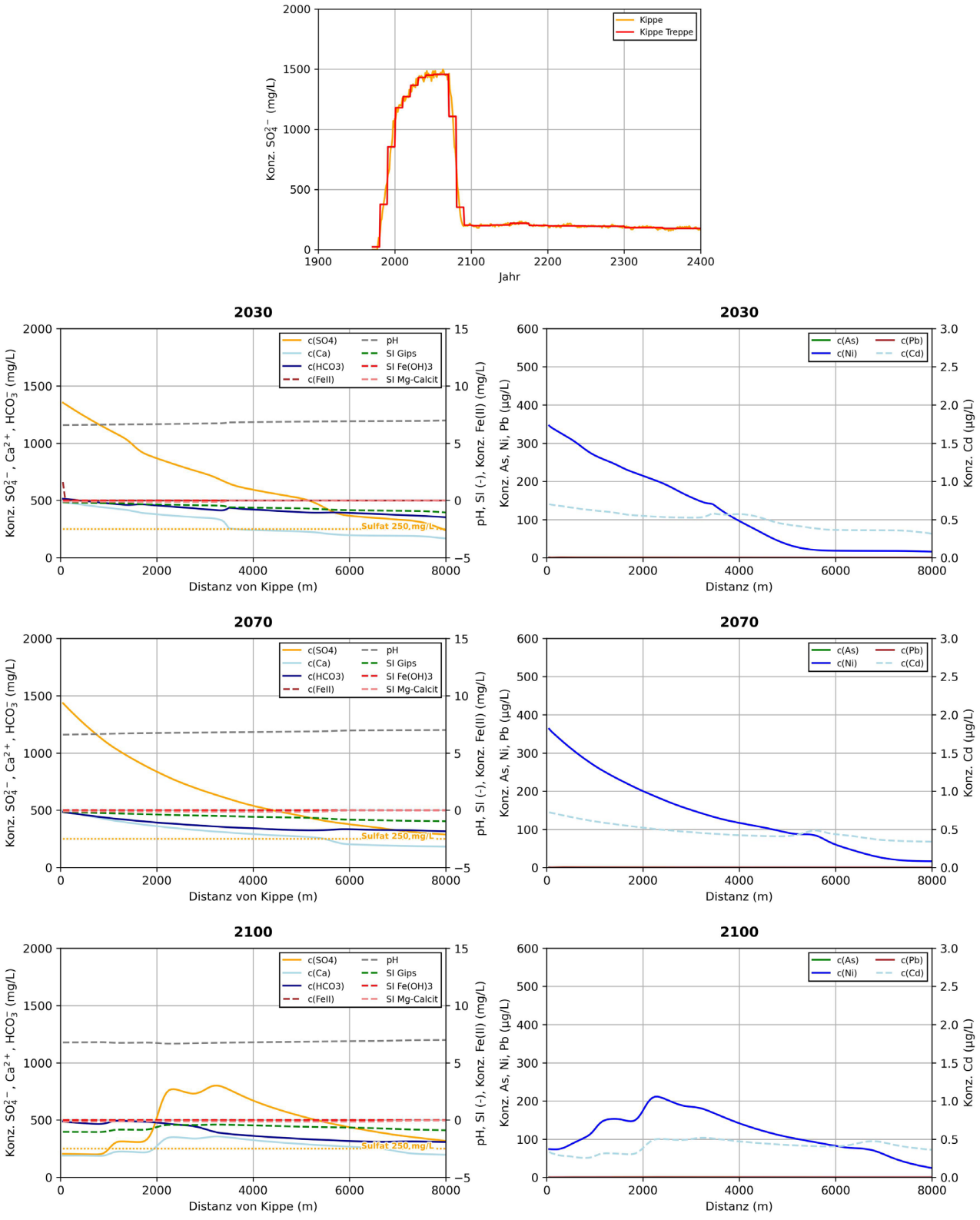


Abb. 70: Räumliche Verteilung verschiedener hydrochemischer Parameter entlang des Modellschnittes OSTW-1a-Ost V2 zu den Zeitpunkten 2030, 2070 und 2100 (reaktive 1D-Transportmodellierung entlang des Fahnenkerns mit Berücksichtigung longitudinaler Dispersion, aber ohne transversale Dispersion an den Fahnenrändern); oben: Sulfat-Ganglinie mit Treppenfunktion zum Vergleich.

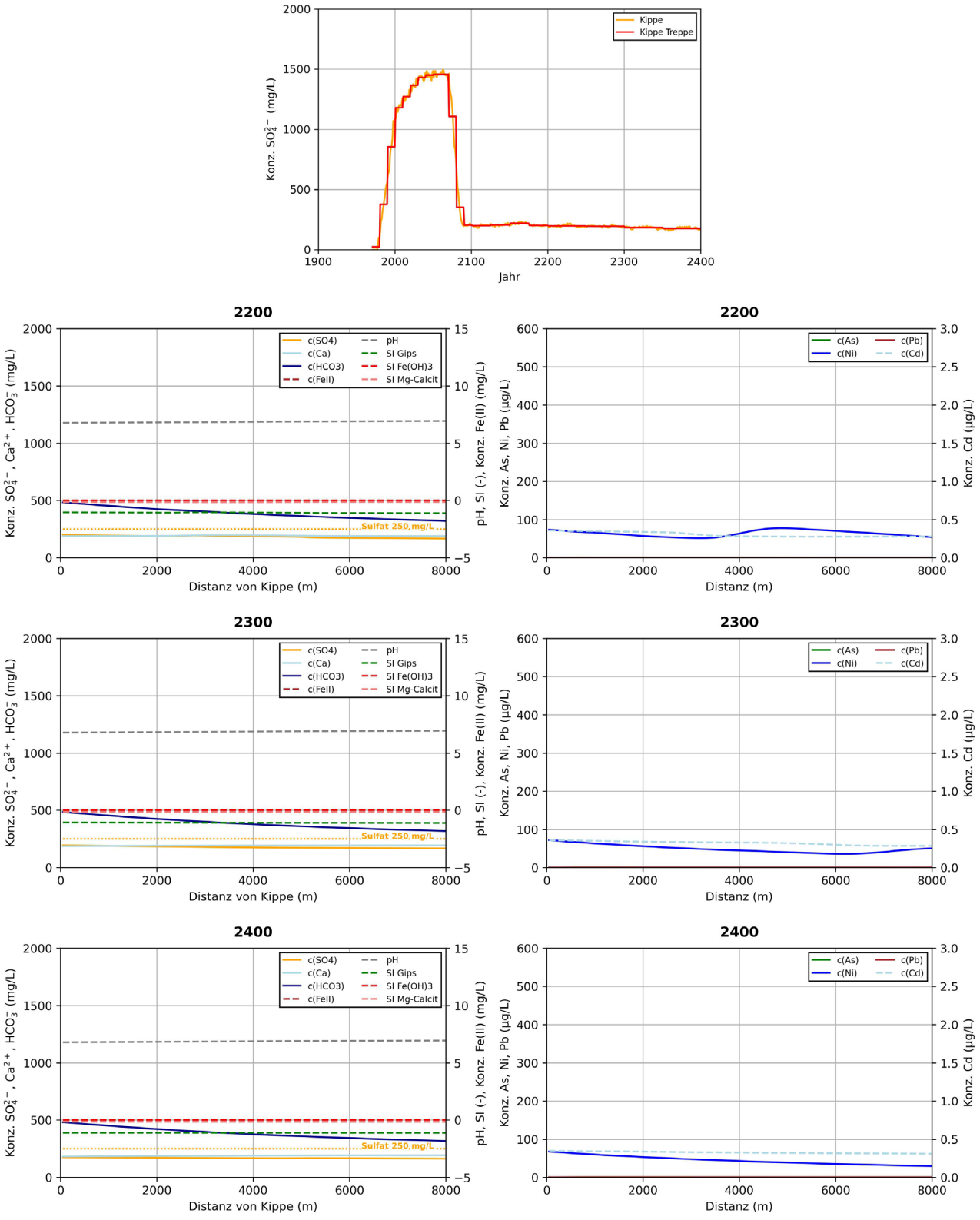


Abb. 71: Räumliche Verteilung verschiedener hydrochemischer Parameter entlang des Modellschnittes OSTW-1a-Ost V2 zu den Zeitpunkten 2200, 2300 und 2400 (reaktive 1D-Transportmodellierung entlang des Fahnenkerns mit Berücksichtigung longitudinaler Dispersion, aber ohne transversale Dispersion an den Fahnenrändern); oben: Sulfat-Ganglinie mit Treppenfunktion zum Vergleich.

Pfadlinie OSTW-1b

Die Pfadlinien stellt den nach Nordosten gerichteten Abstrom aus der Sophienhöhe dar.

Der bereits seit 1978 stattfindende Sulfataustrag aus der Außenkippe ist durch einen schnellen Konzentrationsanstieg gekennzeichnet. Im Zeitraum 2030 bis 2070 liegen die Konzentrationen zwischen 1.400 und 1.600 mg L^{-1}. Im Anschluss gehen die Austragskonzentrationen schnell zurück und erreichen um 2100 ein Niveau von rund 250 mg L^{-1} und um 2200 von rund 110 mg L^{-1}. Dieses wird bis zum Ende des Betrachtungszeitraum gehalten.

Das abströmende Kippenwasser erfährt eine deutliche Verdünnung durch die Grundwasserneubildung, sodass in der Zeit des maximalen Sulfataustrages nur bis in eine Distanz von rund 3 km mit Sulfatkonzentrationen oberhalb von 250 mg L^{-1} zu rechnen ist. Mit dem Rückgang der Austragskonzentrationen um 2100 nimmt die Abstandsgeschwindigkeit zu, sodass eine Sulfatspitze in den Abstrom verlagert wird. Diese wird bis 2190 rund 9 km weit transportiert und erreicht dann ein Niveau unterhalb von 250 mg L^{-1}.

Das mit der Sulfatspitze ausgetragene Eisen(II) (8 bis 11 mg L^{-1}) wird unter den oxischen Bedingungen des OSTWs oxidiert und unterliegt anschließend der Hydrolyse. Dieser Prozess setzt Protonen frei; eine Versauerung des Kippenabstroms wird jedoch durch den im Sediment enthaltenden (Mg-)Calcit verhindert. Das abströmende Eisen(II) wird vollständig als Ferrihydrit gefällt.

Mit dem Abstrom des Kippenwassers werden rund 68-77 µg L^{-1} Arsen, 7 µg L^{-1} Blei, 0,72-0,78 µg L^{-1} Cadmium und 360-410 µg L^{-1} Nickel ins Unverritzte ausgetragen. Die Stoffe Arsen und Blei werden durch die Sorption an den Ferrihydritoberflächen zuverlässig im Sediment fixiert. Während des Abstroms der Hauptsulfatfracht ist mit Cadmiumkonzentrationen oberhalb von 0,5 µg L^{-1} zu rechnen. Der Trinkwassergrenzwert für Nickel von 20 µg L^{-1} wird über lange Zeiträume und Strecken überschritten.

In Abb. 72 sind die Berechnungsergebnisse für die Zeitschnitte 2030, 2070 und 2100 und in Abb. 73 für 2200, 2300 und 2400 dargestellt. Diese decken den Modellierungszeitraum (1971 bis 2400) in Gänze ab.

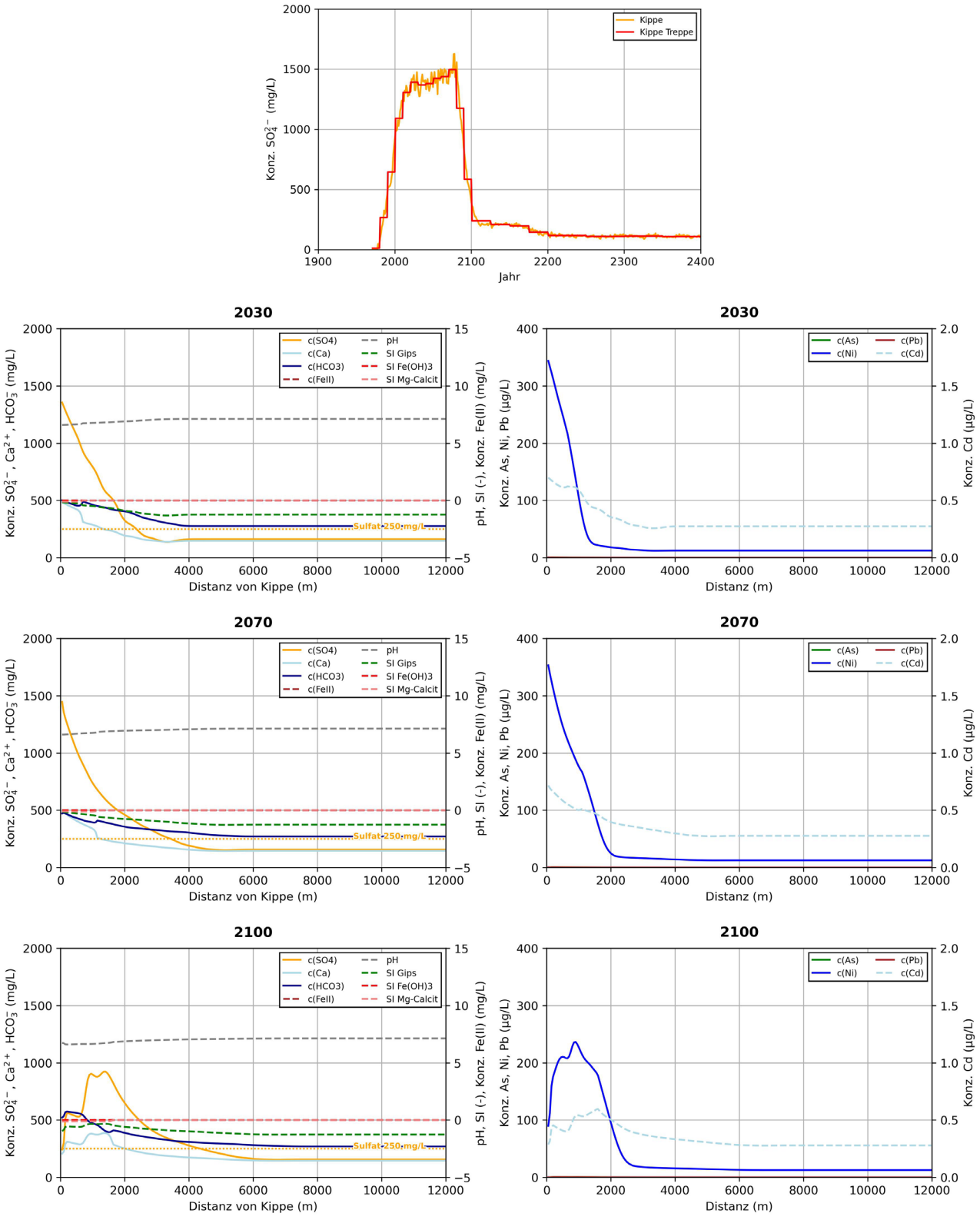


Abb. 72: Räumliche Verteilung verschiedener hydrochemischer Parameter entlang des Modellschnittes OSTW-1b zu den Zeitpunkten 2030, 2070 und 2100 (reaktive 1D-Transportmodellierung entlang des Fahnenkerns mit Berücksichtigung longitudinaler Dispersion, aber ohne transversale Dispersion an den Fahnenrändern); oben: Sulfat-Ganglinie mit Treppenfunktion zum Vergleich.

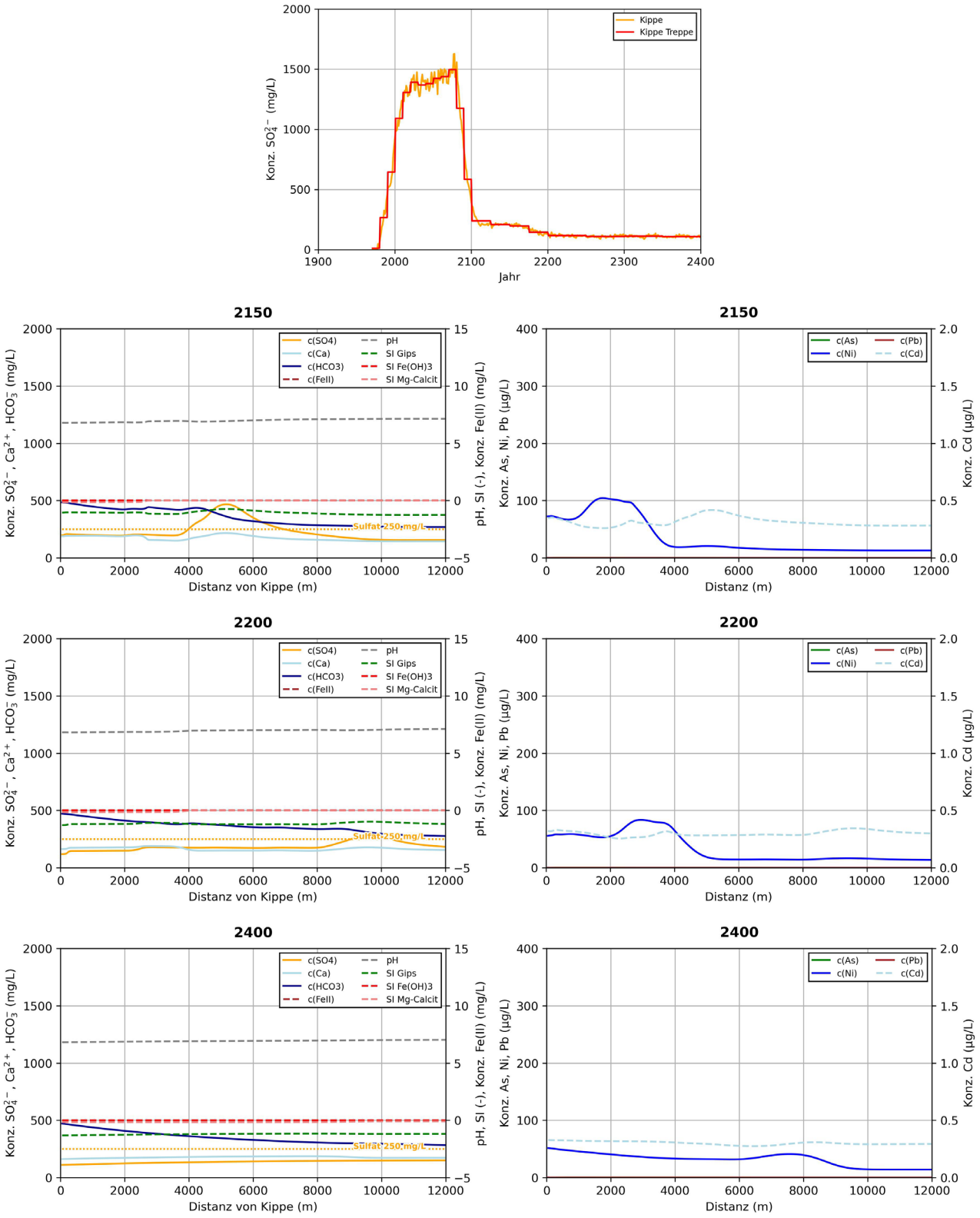


Abb. 73: Räumliche Verteilung verschiedener hydrochemischer Parameter entlang des Modellschnittes OSTW-1b zu den Zeitpunkten 2150, 2200 und 2400 (reaktive 1D-Transportmodellierung entlang des Fahnenkerns mit Berücksichtigung longitudinaler Dispersion, aber ohne transversale Dispersion an den Fahnenrändern); oben: Sulfat-Ganglinie mit Treppenfunktion zum Vergleich.

Pfadlinie OSTW-1c2a

Die Pfadlinien stellt den nach Osten in Richtung Erft gerichteten Abstrom aus der Sophienhöhe dar. Es wird eine Mischkonzentration aus den Zonen 1c und 2a angesetzt.

Der bereits seit 1978 stattfindende Sulfataustrag aus der Außenkippe ist bis 2100 durch einen kontinuierlichen Konzentrationsanstieg gekennzeichnet. Im Maximum werden um das Jahr 2100 rund 1200 mg L^{-1} erreicht. Im Anschluss gehen die Austragskonzentrationen zunächst bis 2150 schnell auf rund 500 mg L^{-1} zurück; bis zum Ende des Betrachtungszeitraums gehen die Konzentrationen im weiteren Verlauf langsam zurück, sodass 2400 Konzentrationen von 425 mg L^{-1} prognostiziert werden.

Das abströmende Kippenwasser erfährt eine Verdünnung durch die Grundwasserneubildung. Diese ist jedoch nicht ausreichend, um die Sulfatkonzentration dauerhaft auf ein Niveau unterhalb von 250 mg L^{-1} zu reduzieren. Ab 2170 ist über den gesamten Modellschnitt mit Konzentrationen oberhalb von 250 mg L^{-1} zu rechnen.

Das mit dem Kippenwasser ausgetragene Eisen(II) (bis zu 6 mg L^{-1}) wird unter den oxischen Bedingungen des OSTWs oxidiert und unterliegt anschließend der Hydrolyse. Dieser Prozess setzt Protonen frei; eine Versauerung des Kippenabstroms wird jedoch durch den im Sediment enthaltenden (Mg-)Calcit verhindert. Das abströmende Eisen(II) wird vollständig als Ferrihydrit gefällt.

Mit dem Abstrom des Kippenwassers werden rund 60 µg L^{-1} Arsen, 7 µg L^{-1} Blei, 0,66 µg L^{-1} Cadmium und 314 µg L^{-1} Nickel ins Unverritzte ausgetragen. Die Stoffe Arsen und Blei werden durch die Sorption an den Ferrihydritoberflächen zuverlässig im Sediment fixiert. Während des Abstroms der Hauptsulfatfracht ist mit Cadmiumkonzentrationen oberhalb von 0,5 µg L^{-1} zu rechnen. Der Trinkwassergrenzwert für Nickel von 20 µg L^{-1} wird über lange Zeiträume und Strecken überschritten.

In Abb. 74 sind die Berechnungsergebnisse für die Zeitschnitte 2070, 2100 und 2120 und in Abb. 75 für 2150, 2200 und 2400 dargestellt. Diese decken den Modellierungszeitraum (1971 bis 2400) in Gänze ab.

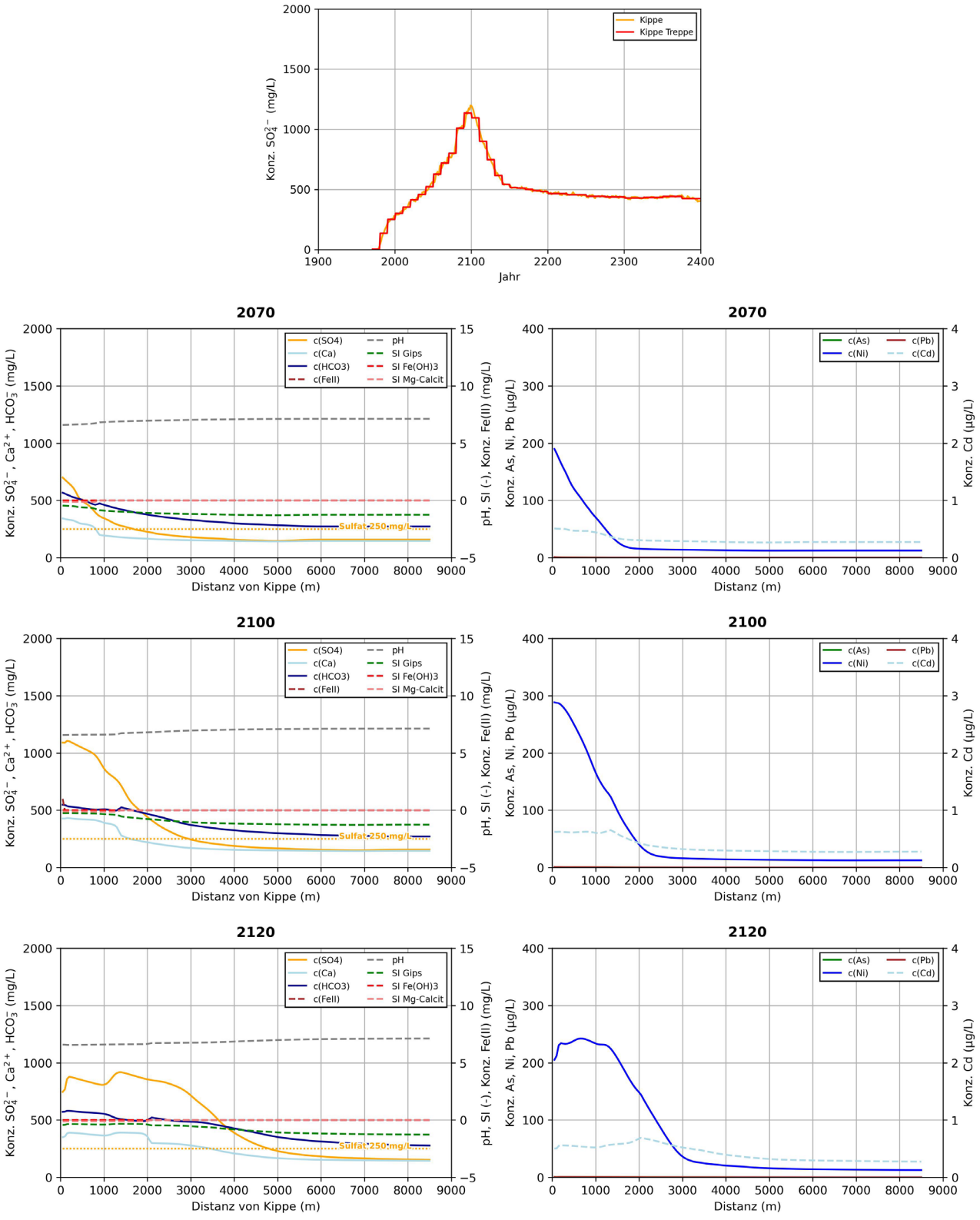


Abb. 74: Räumliche Verteilung verschiedener hydrochemischer Parameter entlang des Modellschnittes OSTW-1c2a zu den Zeitpunkten 2070, 2100 und 2120 (reaktive 1D-Transportmodellierung entlang des Fahnenkerns mit Berücksichtigung longitudinaler Dispersion, aber ohne transversale Dispersion an den Fahnenrändern); oben: Sulfat-Ganglinie mit Treppenfunktion zum Vergleich.

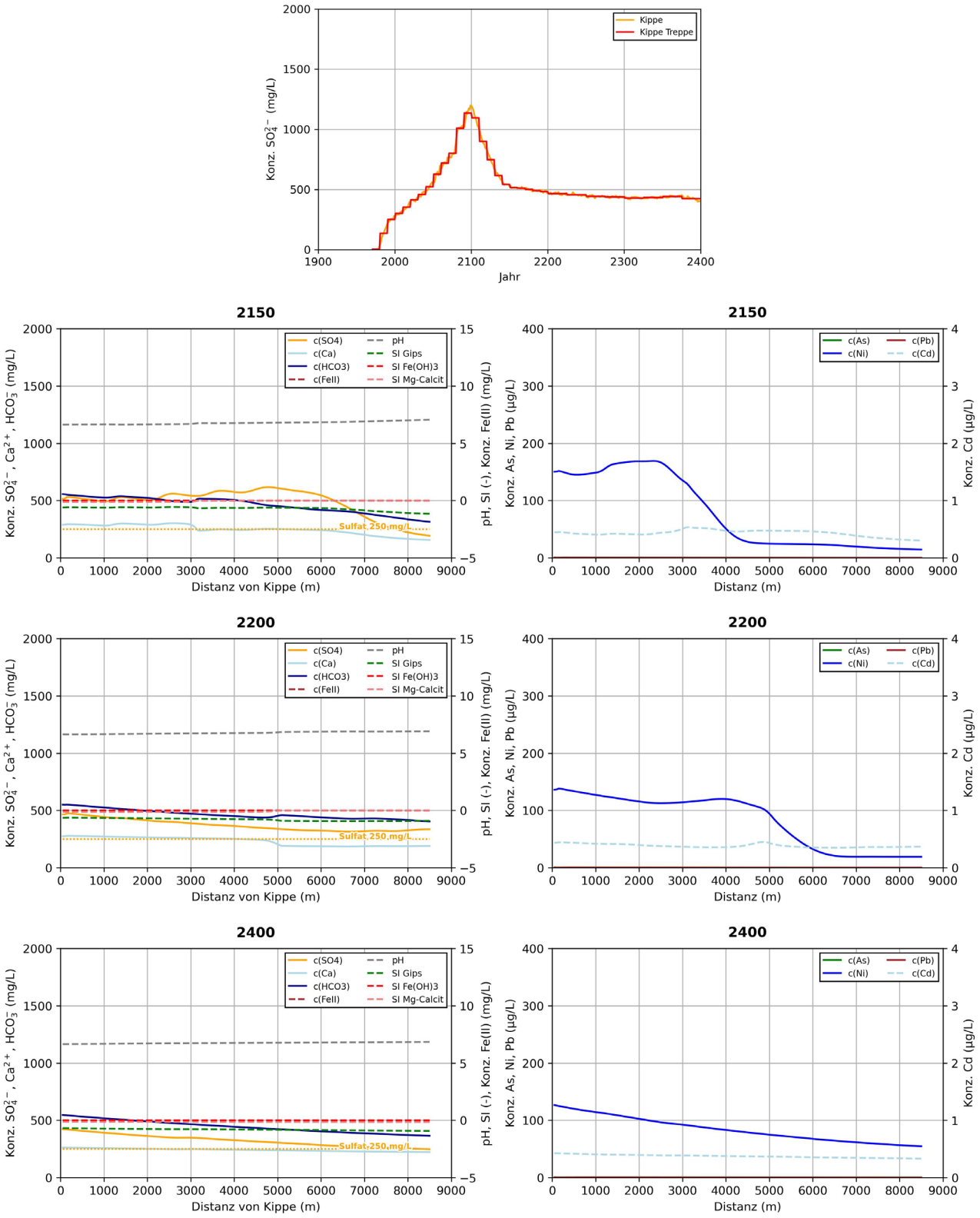


Abb. 75: Räumliche Verteilung verschiedener hydrochemischer Parameter entlang des Modellschnittes OSTW-1c2a zu den Zeitpunkten 2150, 2200 und 2400 (reaktive 1D-Transportmodellierung entlang des Fahnenkerns mit Berücksichtigung longitudinaler Dispersion, aber ohne transversale Dispersion an den Fahnenrändern); oben: Sulfat-Ganglinie mit Treppenfunktion zum Vergleich.

Pfadlinie OSTW-2-2

Die Pfadlinien stellt den nach Osten in Richtung des Wasserwerks Glesch gerichteten Abstrom aus der Sophienhöhe dar.

Das Grundwassermodell der RWE Power prognostiziert einen ab 1978 beginnenden Sulfataustrag. Es werden Spitzenkonzentrationen bis zu 5000 mg L-1 prognostiziert. Diese scheinen unrealistisch hoch, da bei diesen Konzentrationen von einer Begrenzung der Sulfatkonzentrationen durch Gipsfällung auszugehen ist. Daher wird die angepasste Treppenfunktion auf ein Niveau von rund 2050 mg L^{-1} begrenzt. Um eine anschließenden Gipslösung zu berücksichtigen wird dieses Niveau auch nach der Sulfatspitze bis 2150 beibehalten. Im Anschluss an das Plateau fallen die Konzentrationen, bleiben jedoch bis Ende des Betrachtungszeitraums auf einem erhöhten Niveau deutlich oberhalb von 250 mg L^{-1}.

Das abströmende Kippenwasser erfährt eine Verdünnung durch die Grundwasserneubildung, aufgrund des hohen Konzentrationsniveaus ist jedoch ab 2180 über den gesamten Modellschnitt mit Sulfatkonzentrationen oberhalb von 250 mg L^{-1} zu rechnen. In der Zeit des Sulfatplateaus begrenzt eine kippennahe Gipsfällung die Sulfatkonzentrationen auf rund 2000 mg L^{-1}. Ab ca. 2200 beginnen die modellierten Sulfatkonzentrationen deutlich zu sinken, verbleiben jedoch bis zum Ende des Betrachtungszeitraums auf einem Niveau oberhalb von 250 mg L^{-1}.

Mit dem Sulfatplateau werden rund 22 mg L^{-1} Eisen(II), 96 µg L^{-1} Arsen, 7 µg L^{-1} Blei, 0,9 µg L^{-1} Cadmium und 518 µg L^{-1} Nickel ins Unverritzte ausgetragen. Im Nahbereich der Kippe ergibt sich aus den zunehmend kalkaggressiven Kippenwässern eine Karbonatlösung, die mit den verändernden Milieubedingungen zu Sorptions- und Desorptionsprozessen führt, sodass die Spurenstoffe auch in Konzentrationen oberhalb der Austragskonzentrationen auftreten können. Das ausgetragene Eisen(II) wird unter den oxischen Bedingungen des OSTWs oxidiert und unterliegt anschließend der Hydrolyse. Dieser Prozess setzt Protonen frei; eine Versauerung des Kippenabstroms wird jedoch durch den im Sediment enthaltenden (Mg-)Calcit verhindert. Das abströmende Eisen wird nahezu vollständig als Ferrihydrit gefällt, lediglich im Nahbereich zum Kippenrand treten erhöhte Eisen(II)-Konzentrationen auf.

Die Stoffe Arsen und Blei werden durch die Sorption an den Ferrihydritoberflächen zuverlässig im Sediment fixiert. Kationenaustauschprozesse sowie die Verdünnung durch die Grundwasserneubildung führen zu einem verzögerten Transport des ausgetragenen Nickels, jedoch ist in weiten Abschnitten über lange Zeiträume mit Konzentrationen oberhalb des Trinkwassergrenzwerts von 20 µg L^{-1} zu rechnen. Der Schwellenwert für Cadmium wird ebenfalls zeitweise in weiten Teilen des Modellschnitts überschritten.

In Abb. 76 sind die Berechnungsergebnisse für die Zeitschnitte 2030, 2070 und 2100 und in Abb. 77 für 2200, 2300 und 2400 dargestellt. Diese decken den Modellierungszeitraum (1971 bis 2400) in Gänze ab.

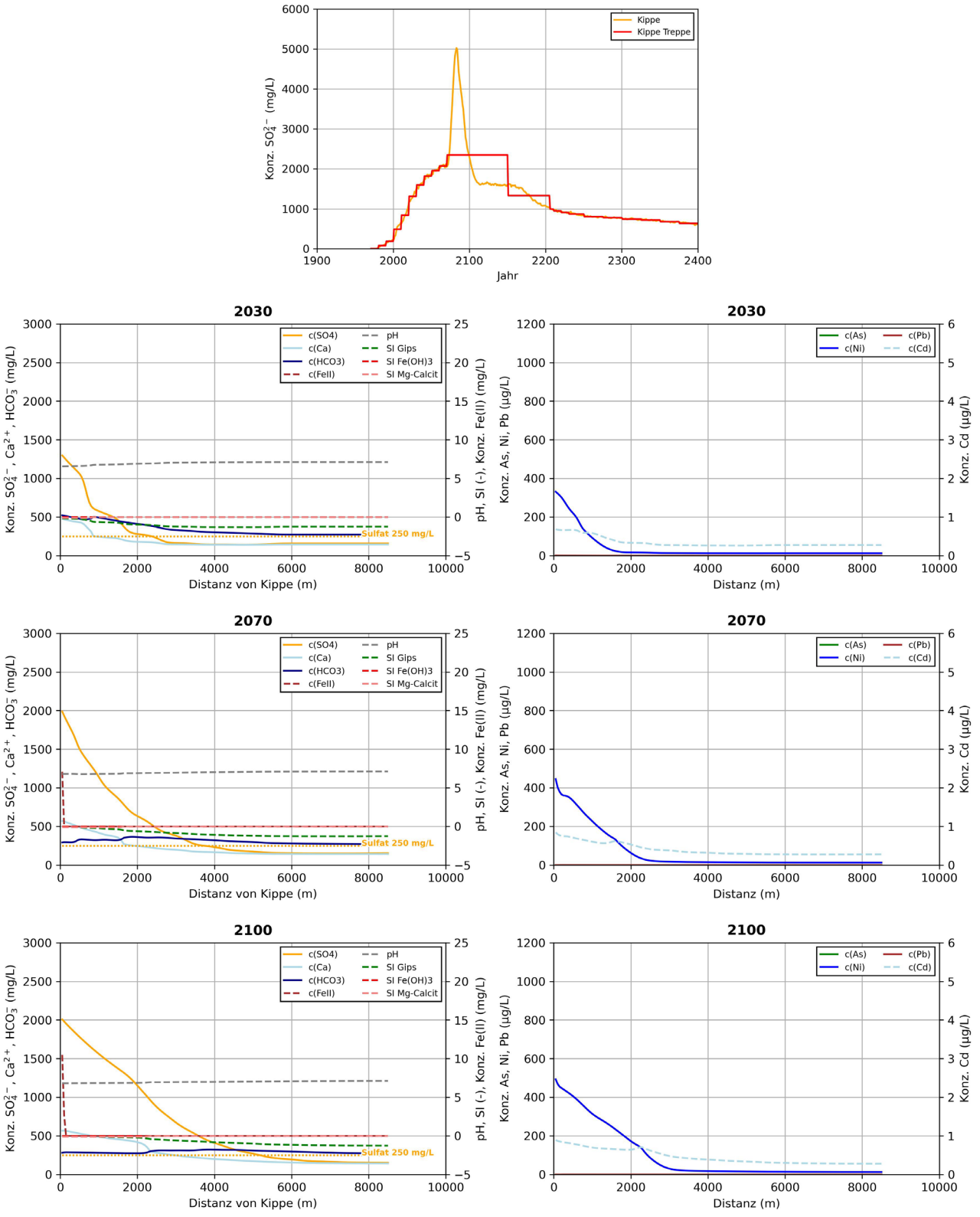


Abb. 76: Räumliche Verteilung verschiedener hydrochemischer Parameter entlang des Modellschnittes OSTW-2-2 zu den Zeitpunkten 2030, 2070 und 2100 (reaktive 1D-Transportmodellierung entlang des Fahnenkerns mit Berücksichtigung longitudinaler Dispersion, aber ohne transversale Dispersion an den Fahnenrändern); oben: Sulfat-Ganglinie mit angepasster Treppenfunktion (Gipsfällung) zum Vergleich.

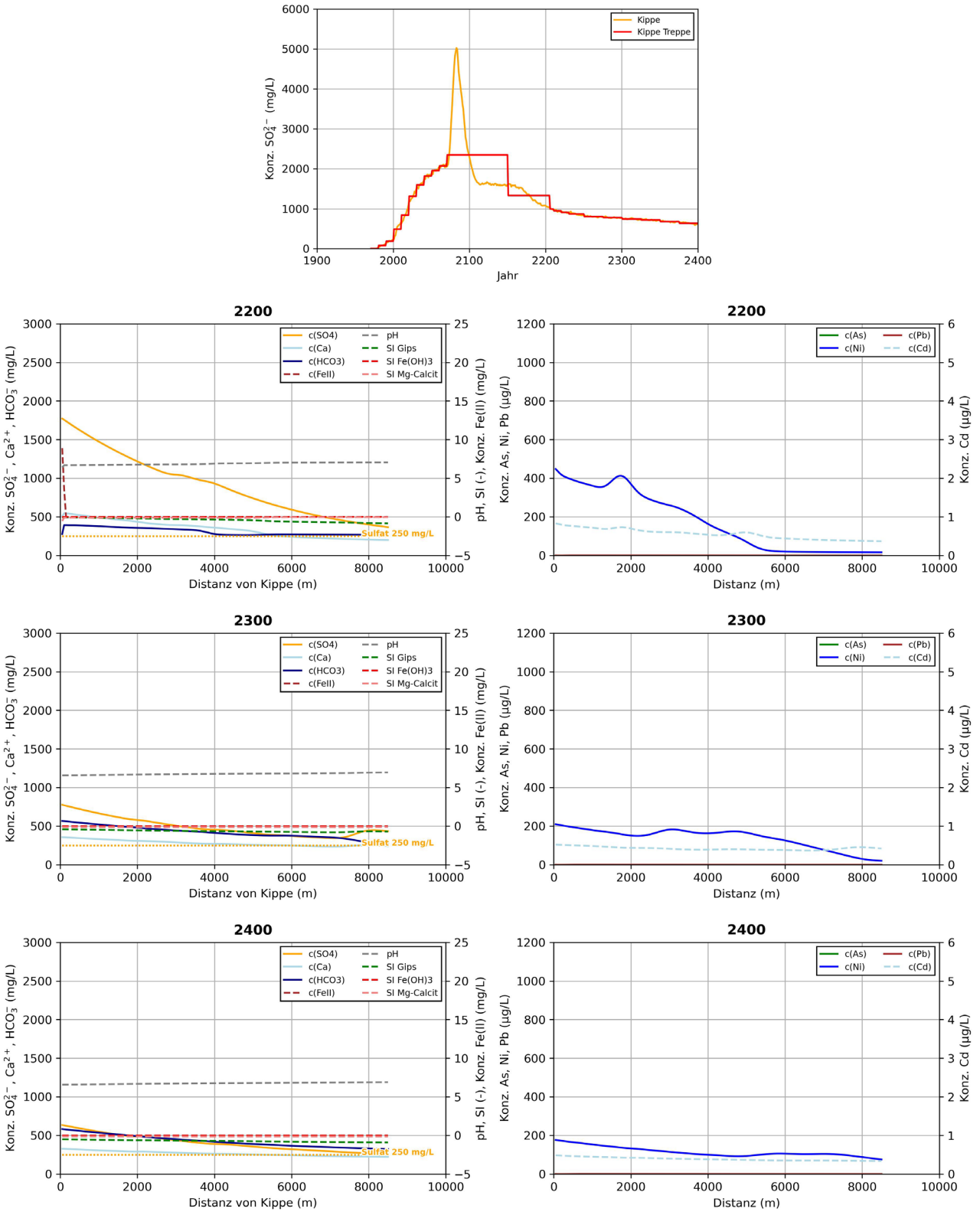


Abb. 77: Räumliche Verteilung verschiedener hydrochemischer Parameter entlang des Modellschnittes OSTW-2-2 zu den Zeitpunkten 2200, 2300 und 2400 (reaktive 1D-Transportmodellierung entlang des Fahnenkerns mit Berücksichtigung longitudinaler Dispersion, aber ohne transversale Dispersion an den Fahnenrändern); oben: Sulfat-Ganglinie mit angepasster Treppenfunktion (Gipsfällung) zum Vergleich.

Pfadlinie OSTW-4a

Die Pfadlinie stellt den vom nordöstlichen Ufer des zukünftigen Tagebausees ausgehenden nach Nordosten gerichteten Abstrom dar.

Der Abstrom von Kippenwasser beginnt um 2062. Zusätzlich zum Kippensulfat strömt Sulfat aus dem zukünftigen Tagebausee ab. Es wird von einem Seewasseranteil von 40% ausgegangen. Die prognostizierten Austragskonzentrationen bewegen sich auf einem geringen Niveau und liegen durchgehend unterhalb von 200 mg L^{-1}. Zu Beginn des Simulationszeitraums strömt eine Sulfatspitze aus dem Kippenkörper ab. Im weiteren Verlauf dominiert die Seewasserbeschaffenheit den Abstrom.

Das abströmende Kippenwasser ist nur geringfügig mit den Eisen(II) (rund 1 mg L^{-1}), Arsen (rund 11 µg L^{-1}), Blei (rund 7 µg L^{-1}), Cadmium (rund 0,3 µg L^{-1}) und Nickel (rund 45 µg L^{-1}) befrachtet. Arsen und Blei werden durch Sorptions- und Kationenaustauschprozesse vollständig im Sediment fixiert. Auch Cadmium verbleibt dauerhaft unterhalb des Schwellenwerts von 0,5 µg L^{-1}. Lediglich für Nickel sind Konzentrationen oberhalb des Trinkwassergrenzwerts zu erwarten.

In Abb. 78 sind die Berechnungsergebnisse für die Zeitschnitte 2070, 2100 und 2150 und in Abb. 79 für 2200, 2300 und 2400 dargestellt. Diese decken den Modellierungszeitraum (2062 bis 2400) in Gänze ab.

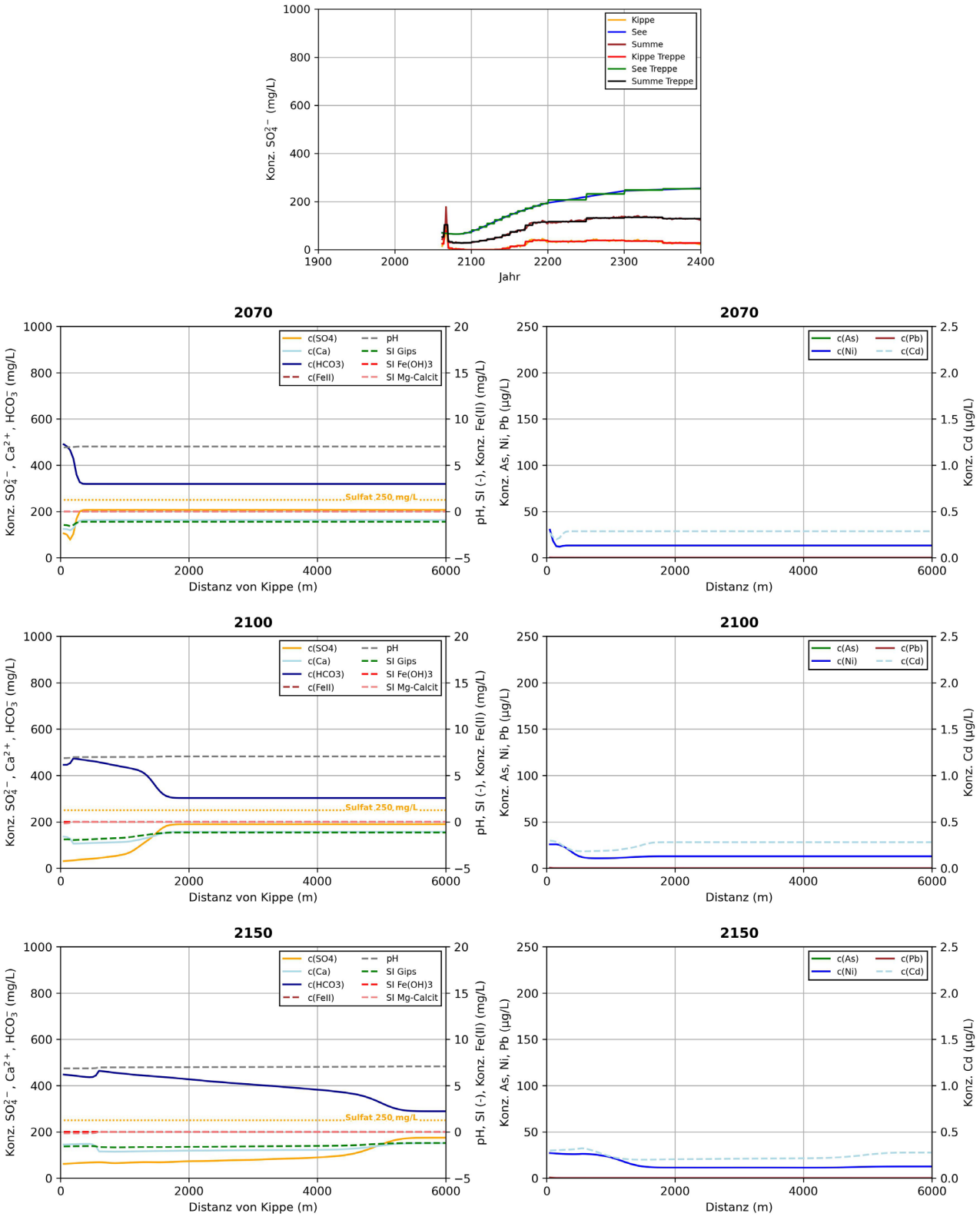


Abb. 78: Räumliche Verteilung verschiedener hydrochemischer Parameter entlang des Modellschnittes OSTW-4a zu den Zeitpunkten 2070, 2100 und 2150 (reaktive 1D-Transportmodellierung entlang des Fahnenkerns mit Berücksichtigung longitudinaler Dispersion, aber ohne transversale Dispersion an den Fahnenrändern); oben: Sulfat-Ganglinie mit Treppenfunktion zum Vergleich.

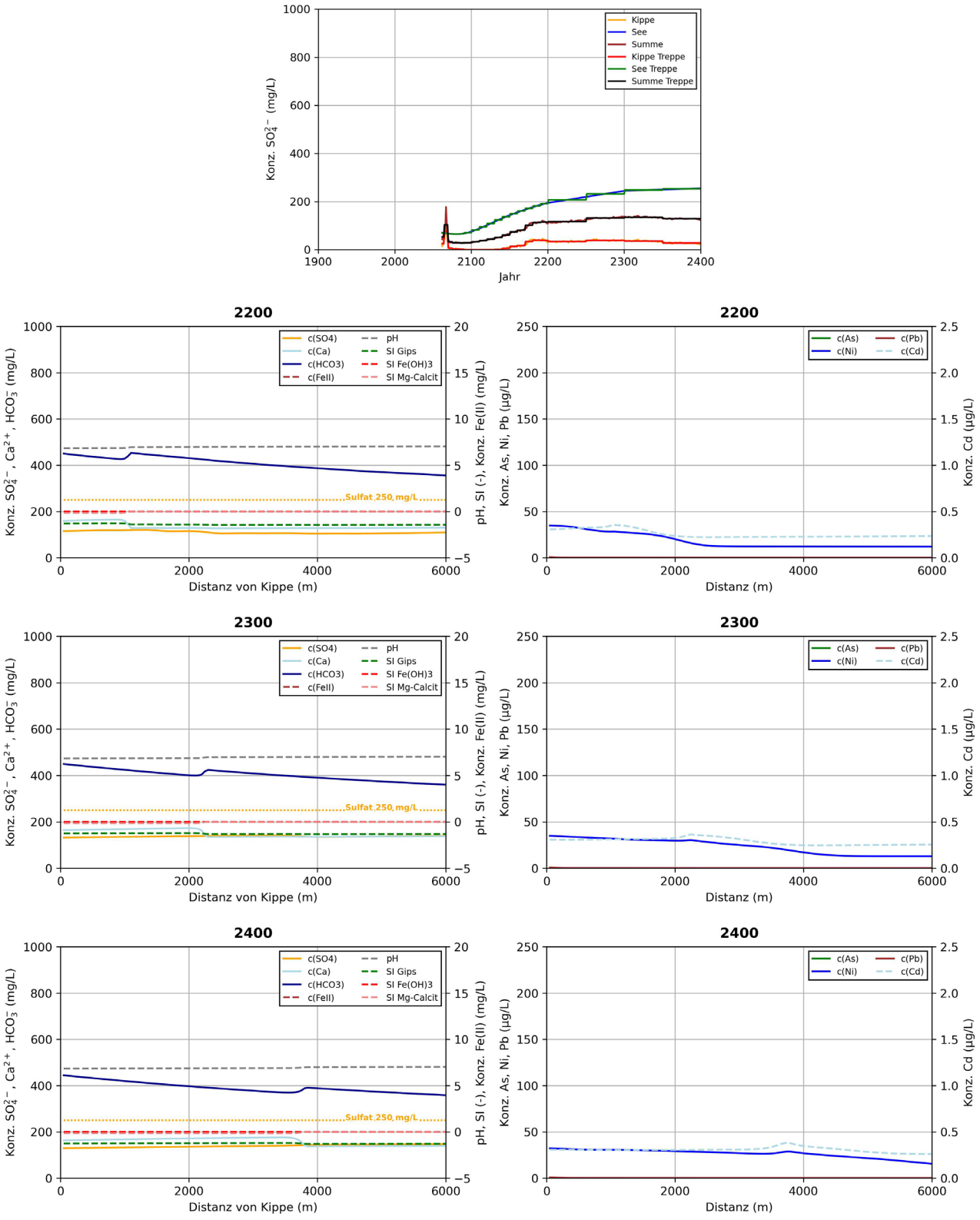


Abb. 79: Räumliche Verteilung verschiedener hydrochemischer Parameter entlang des Modellschnittes OSTW-4a zu den Zeitpunkten 2200, 2300 und 2400 (reaktive 1D-Transportmodellierung entlang des Fahnenkerns mit Berücksichtigung longitudinaler Dispersion, aber ohne transversale Dispersion an den Fahnenrändern); oben: Sulfat-Ganglinie mit Treppenfunktion zum Vergleich.

Pfadlinie OSTW-4b

Die Pfadlinie stellt den vom östlichen Ufer des zukünftigen Tagebausees ausgehenden nach Nordosten gerichteten Abstrom dar.

Der Abstrom von Kippenwasser beginnt um 2062. Zusätzlich zum Kippensulfat strömt Sulfat aus dem zukünftigen Tagebausee ab. Es wird von einem Seewasseranteil von 60% ausgegangen. Zu Beginn des Simulationszeitraums wird eine Sulfatspitze aus dem Kippenkörper mit rund 400 mg L^{-1} prognostiziert. Im weiteren Verlauf dominiert die Seewasserbeschaffenheit den Abstrom und die Austragskonzentrationen verbleiben auf einem Niveau unterhalb von 200 mg L^{-1}.

Im Bereich der Sulfatspitze ist kurzzeitig mit einem Überschreiten der 250 mg L^{-1} Isokonze zu rechnen. Dies ist jedoch nur in ersten 2 km zu erwarten, da im weiteren Abstrom die Grundwasserneubildung zu einer ausreichenden Verdünnung führt.

Mit der Sulfatspitze werden kurzzeitig rund 1,6 mg L^{-1} Eisen(II), 22 µg L^{-1} Arsen, 7 µg L^{-1} Blei, 0,4 µg L^{-1} Cadmium und 100 µg L^{-1} Nickel ins Unverritzte ausgetragen. Arsen und Blei werden durch Sorptions- und Kationenaustauschprozesse vollständig im Sediment fixiert. Auch Cadmium verbleibt dauerhaft unterhalb des Schwellenwerts von 0,5 µg L^{-1}. Lediglich für Nickel sind Konzentrationen oberhalb des Trinkwassergrenzwerts zu erwarten.

In Abb. 80 sind die Berechnungsergebnisse für die Zeitschnitte 2070, 2100 und 2150 und in Abb. 81 für 2200, 2300 und 2400 dargestellt. Diese decken den Modellierungszeitraum (2062 bis 2400) in Gänze ab.

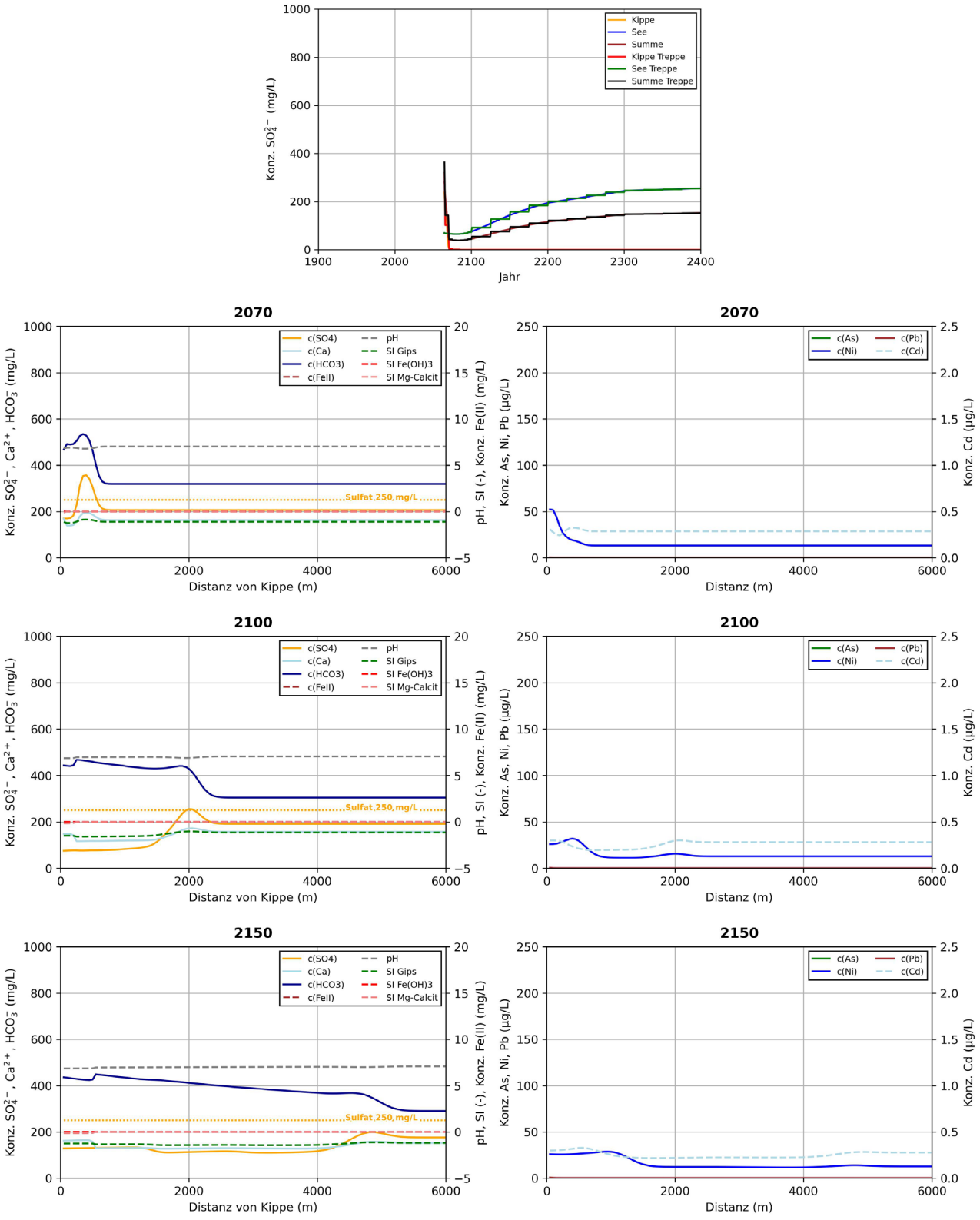


Abb. 80: Räumliche Verteilung verschiedener hydrochemischer Parameter entlang des Modellschnittes OSTW-4b zu den Zeitpunkten 2070, 2100 und 2150 (reaktive 1D-Transportmodellierung entlang des Fahnenkerns mit Berücksichtigung longitudinaler Dispersion, aber ohne transversale Dispersion an den Fahnenrändern); oben: Sulfat-Ganglinie mit Treppenfunktion zum Vergleich.

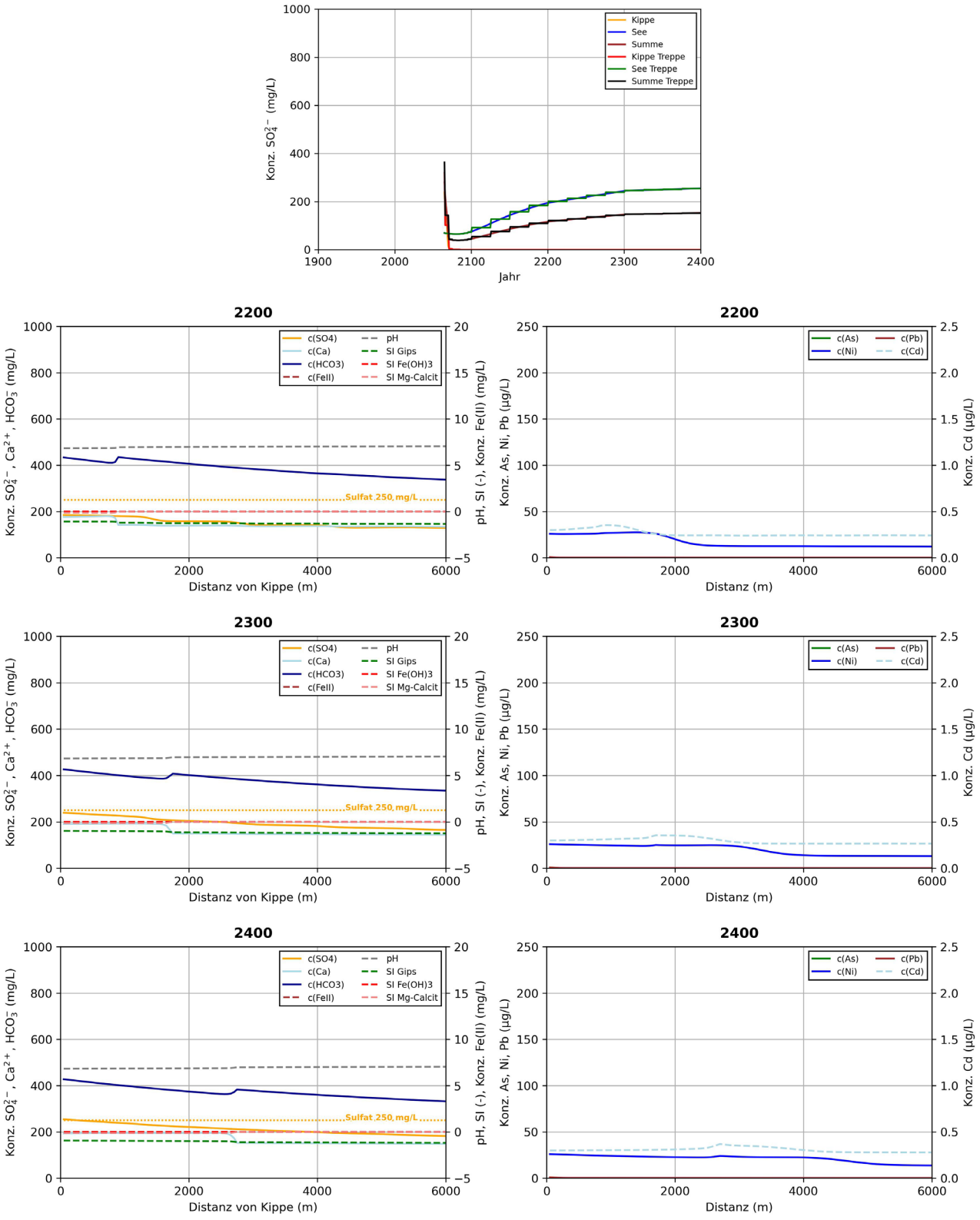


Abb. 81: Räumliche Verteilung verschiedener hydrochemischer Parameter entlang des Modellschnittes OSTW-4b zu den Zeitpunkten 2200, 2300 und 2400 (reaktive 1D-Transportmodellierung entlang des Fahnenkerns mit Berücksichtigung longitudinaler Dispersion, aber ohne transversale Dispersion an den Fahnenrändern); oben: Sulfat-Ganglinie mit Treppenfunktion zum Vergleich.

Horizont 9B

Pfadlinie Hz9B-3

Die Pfadlinie Hz9B-3 bildet den gegen das Jahr 2080 beginnen nach Osten gerichteten Abstrom aus dem Bereich der Innenkippe ab. Der Modellschnitt wird bereits im Vorfeld des Simulationszeitraums über eine Strecke von rund 3 km mit 500 mg L^{-1} Sulfat befrachtet.

Das Grundwassermodell der RWE Power prognostiziert eine lange anhaltende, hohe Sulfatbefrachtung, welche im Betrachtungszeitraum zwei Spitzen erreicht. Der erste Peak mit rund 1730 mg L^{-1} Sulfat wird um das Jahr 2100 erreicht; der zweite mit Sulfatkonzentrationen um 1600 mg L^{-1} tritt um das Jahr 2200 auf. Zwischen diesen beiden Spitzen fallen die Konzentration ab, verbleiben jedoch oberhalb von 1000 mg L^{-1}. Nach dem zweiten Peak nimmt die Sulfatbefrachtung kontinuierlich ab, die Konzentrationen liegen jedoch bis zum Ende des Betrachtungszeitraums oberhalb von 500 mg L^{-1}. Das ausgetragene Sulfat wird konservativ transportiert, sodass die erste Sulfatspitze das Ende des Modellschnittes rund 2360 erreicht, während die zweite Spitze bis zum Ende des Simulationszeitraum rund 7 km in den Abstrom verlagert wird.

Mit dem langanhaltenden Sulfataustrag erfolgt eine deutliche Befrachtung mit Eisen(II), Arsen, Nickel, Blei und Cadmium. Aus den Spitzenwerten von rund 1600 und 1730 mg L^{-1} Sulfat ergeben sich Austragskonzentrationen von 11-14 mg L^{-1} Eisen(II), 77-82 µg L^{-1} Arsen, 410-440 µg L^{-1} Nickel, 7 µg L^{-1} Blei und 0,8 µg L^{-1} Cadmium. Im Nahbereich der Kippe ergibt sich aus den zunehmend kalkaggressiven Kippenwässern eine Karbonatlösung, die mit den verändernden Milieubedingungen zu Sorptions- und Desorptionsprozessen führt, sodass die Spurenstoffe auch in Konzentrationen oberhalb der Austragskonzentrationen auftreten können.

Die Fällung von Ca-Siderit begrenzt die Eisen(II)konzentrationen, sodass sich mit dem Sulfatmaximum eine Eisen(II)konzentration von rund 8-10 mg L^{-1} in den Abstrom verlagert. Sorptions- und Kationenaustauschprozesse sowie die hydrodynamische Dispersion verringern die Konzentrationen der Spurenstoffe und führen zu einer geringfügigen Retardierung. In Folge der starken Befrachtung des Kippenwassers ist jedoch über lange Zeiträume Überschreitungen der Schwellenwerten nach Grundwasserverordnung für Arsen, Blei und Cadmium sowie dem Grenzwert nach Trinkwasserverordnung für Nickel zu rechnen.

In Abb. 82 sind die Berechnungsergebnisse für die Zeitschnitte 2100, 2150 und 2200 und in Abb. 83 für 2250, 2300 und 2400 dargestellt. Diese decken den Modellierungszeitraum (2080 bis 2400) in Gänze ab.

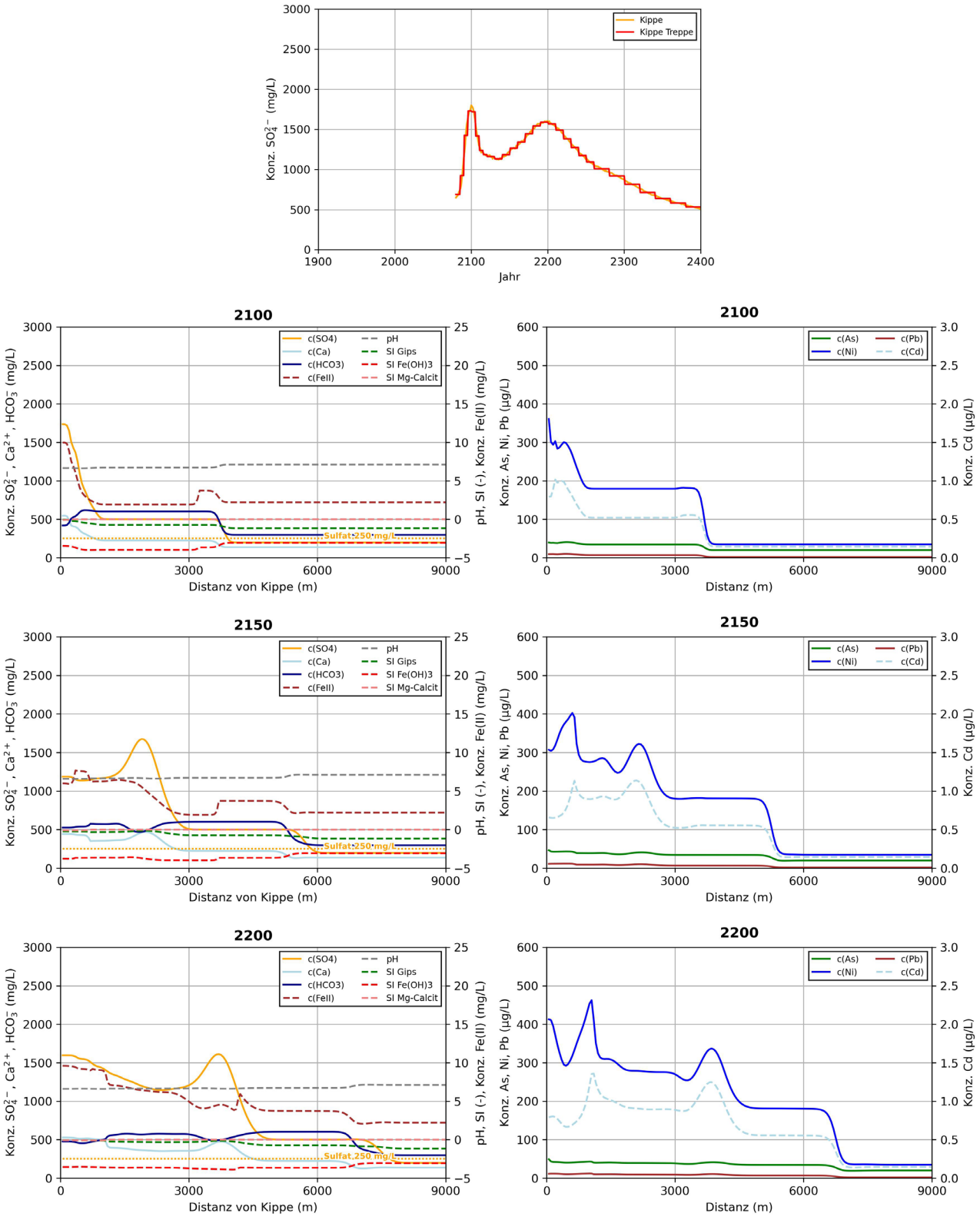


Abb. 82: Räumliche Verteilung verschiedener hydrochemischer Parameter entlang des Modellschnittes Hz9B-3 zu den Zeitpunkten 2100, 2150 und 2200 (reaktive 1D-Transportmodellierung entlang des Fahnenkerns mit Berücksichtigung longitudinaler Dispersion, aber ohne transversale Dispersion an den Fahnenrändern); oben: Sulfat-Ganglinie mit Treppenfunktion zum Vergleich.

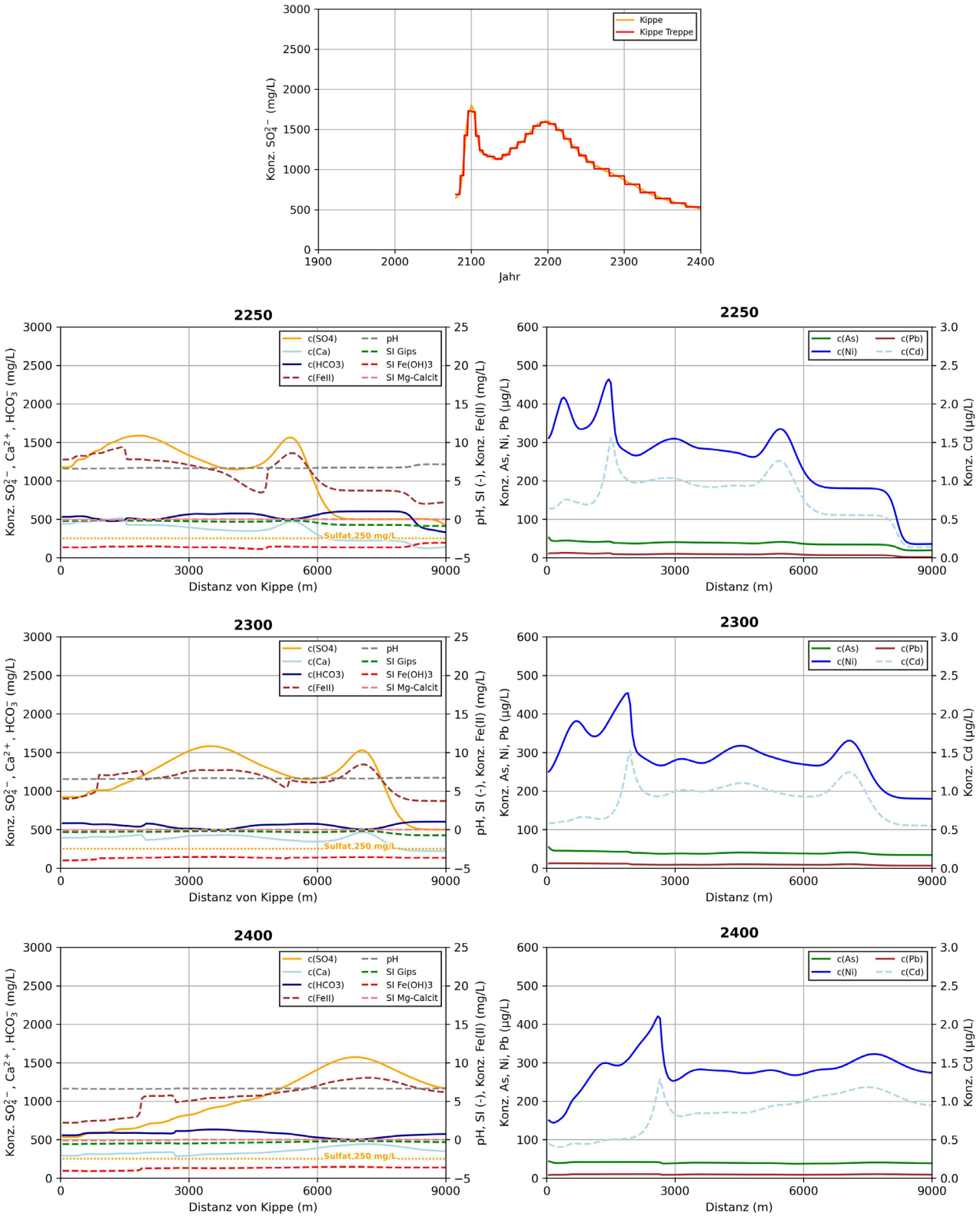


Abb. 83: Räumliche Verteilung verschiedener hydrochemischer Parameter entlang des Modellschnittes Hz9B-3 zu den Zeitpunkten 2250, 2300 und 2400 (reaktive 1D-Transportmodellierung entlang des Fahnenkerns mit Berücksichtigung longitudinaler Dispersion, aber ohne transversale Dispersion an den Fahnenrändern); oben: Sulfat-Ganglinie mit Treppenfunktion zum Vergleich.

Pfadlinie Hz9B-4a-1

Die Pfadlinie stellt den vom nordöstlichen Seeufer ausgehenden Abstrom in Richtung des Wasserwerks Paffendorf und der Erft dar.

Das Grundwassermodell der RWE Power prognostiziert zu Simulationsbeginn (2050) einen kippenseitigen Austrag von rund 500 mg L^{-1} Sulfat. Bis 2100 fallen die Austragskonzentrationen, um anschließend bis 2150 auf ein Niveau von knapp 900 mg L^{-1} anzusteigen. Zusammen mit dem Sulfat aus dem zukünftigen Tagebausee ergibt sich ein Sulfatmaximum von rund 1000 mg L^{-1}. Bis zum Ende des Betrachtungszeitraums nehmen die Konzentrationen ab, verbleiben jedoch auf einem Niveau oberhalb von 500 mg L^{-1}. Das ausgetragene Sulfat wird konservativ transportiert. Aufgrund der hohen Austragskonzentrationen ist über weite Zeiträume und Strecken mit Überschreitungen des 250 mg L^{-1} Schwellenwerts zu rechnen. Lediglich beim Durchgang des Sulfatminimums werden kurzzeitig geringere Konzentrationen erwartet.

Mit dem kippenseitigen Sulfatmaximum werden rund 3,9 mg L^{-1} Eisen(II), 47 µg L^{-1} Arsen, 7 µg L^{-1} Blei, 0,6 µg L^{-1} Cadmium und 242 µg L^{-1} Nickel ins Unverritzte ausgetragen. Das ausgetragene Eisen(II) wird teilweise als Ca-Siderit gefällt. Durch eine spätere Lösung werden im Abstrom zeitweise Eisen(II)konzentrationen oberhalb der Austragskonzentrationen erwartet. Im Nahbereich der Kippe ergibt sich aus den zunehmend kalkaggressiven Kippenwässern eine Karbonatlösung, die mit den verändernden Milieubedingungen zu Sorptions- und Desorptionsprozessen führt, sodass die Spurenstoffe auch in Konzentrationen oberhalb der Austragskonzentrationen auftreten können. Das ausgetragene Arsen wird durch Sorptions- und Kationenaustauschprozesse auf einem Niveau unterhalb von 10 µg L^{-1} begrenzt. Für Blei, Cadmium und Nickel ist jedoch über weite Strecken und lange Zeiträume mit Überschreitungen der jeweiligen Schwellenwerte bzw. des Trinkwassergrenzwerts zu rechnen.

In Abb. 84 sind die Berechnungsergebnisse für die Zeitschnitte 2070, 2100 und 2150 und in Abb. 85 für 2200, 2300 und 2400 dargestellt. Diese decken den Modellierungszeitraum (2050 bis 2400) in Gänze ab.

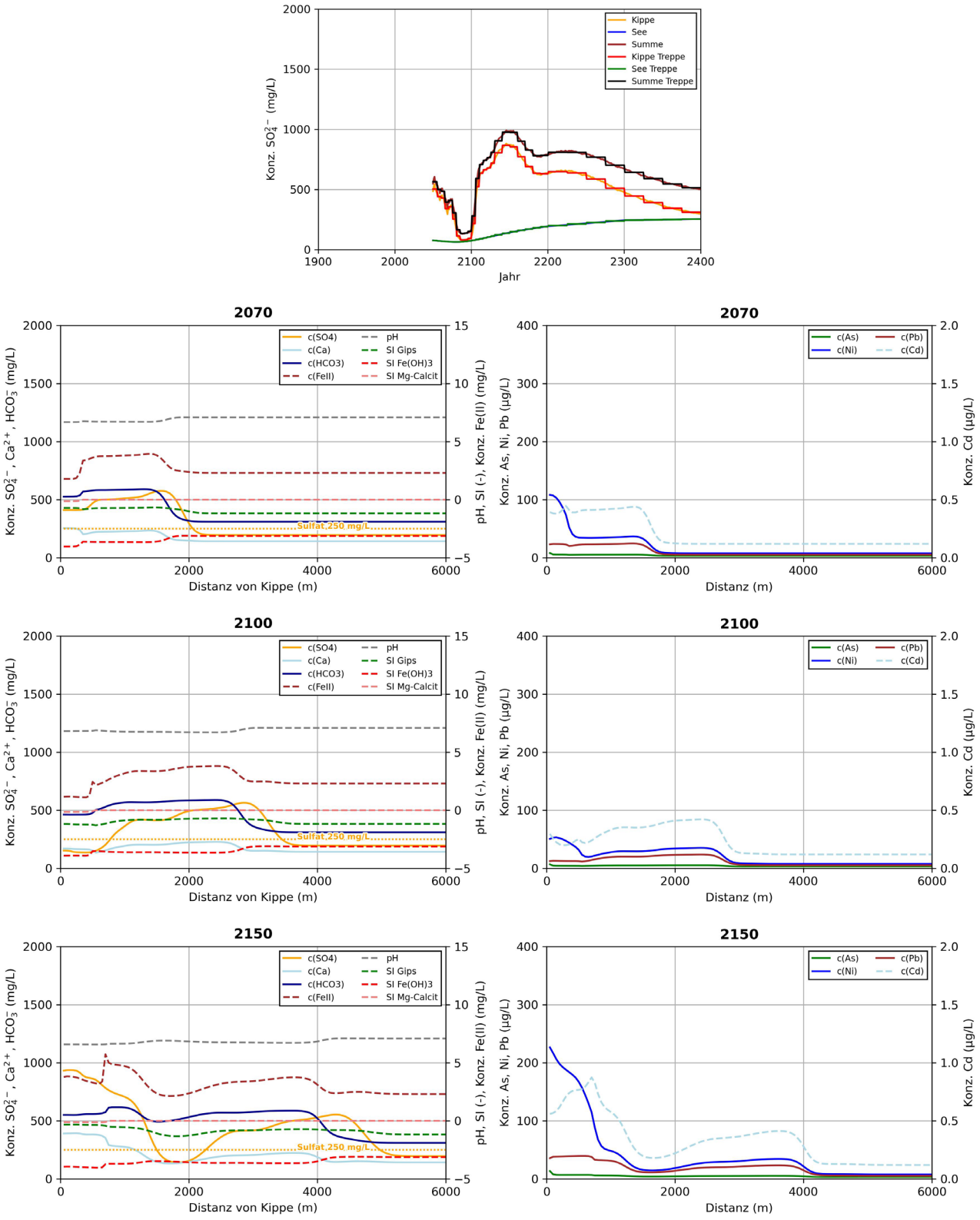


Abb. 84: Räumliche Verteilung verschiedener hydrochemischer Parameter entlang des Modellschnittes Hz9B-4a-1 zu den Zeitpunkten 2070, 2100 und 2150 (reaktive 1D-Transportmodellierung entlang des Fahnenkerns mit Berücksichtigung longitudinaler Dispersion, aber ohne transversale Dispersion an den Fahnenrändern); oben: Sulfat-Ganglinie mit Treppenfunktion zum Vergleich.

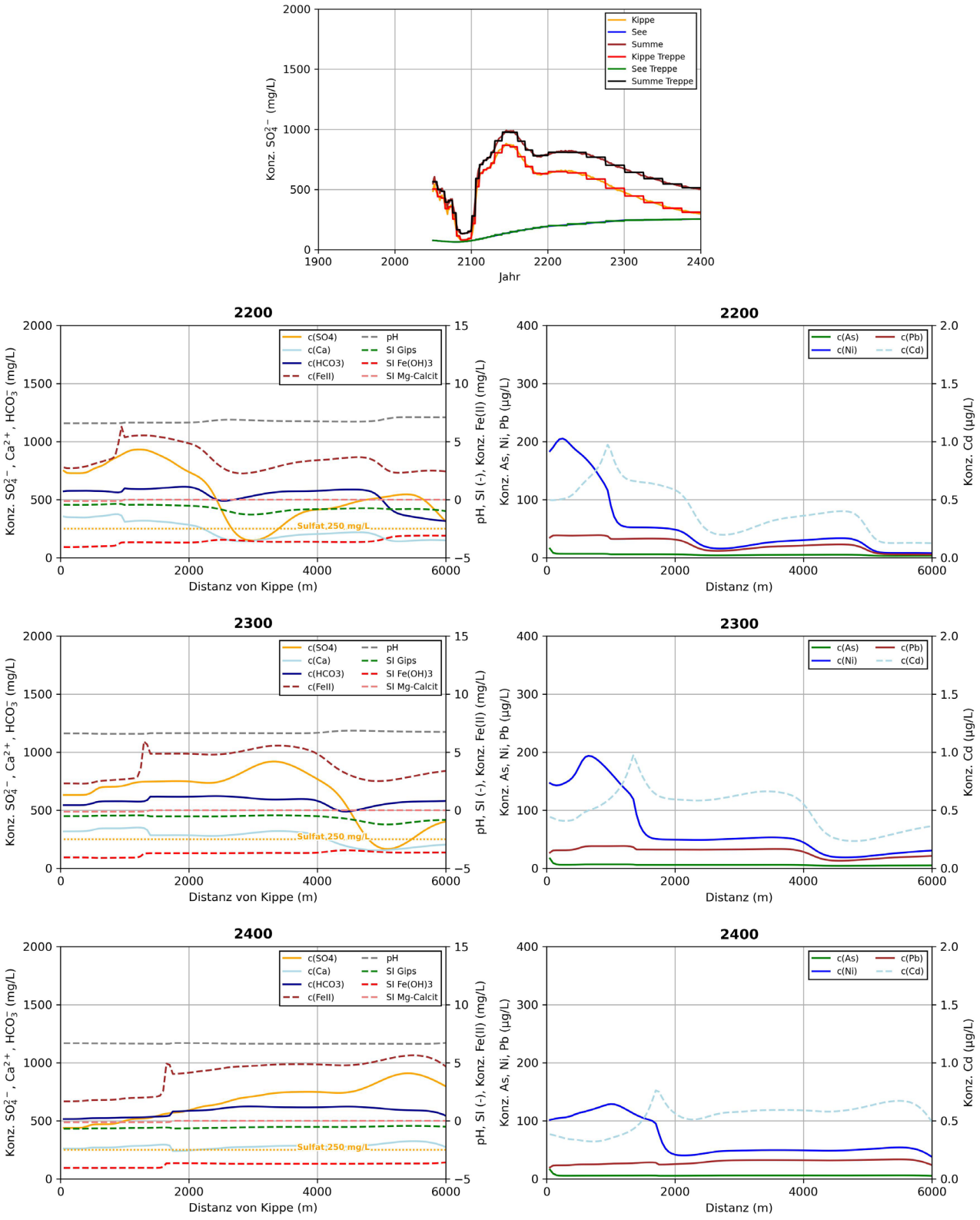


Abb. 85: Räumliche Verteilung verschiedener hydrochemischer Parameter entlang des Modellschnittes Hz9B-4a-1 zu den Zeitpunkten 2200, 2300 und 2400 (reaktive 1D-Transportmodellierung entlang des Fahnenkerns mit Berücksichtigung longitudinaler Dispersion, aber ohne transversale Dispersion an den Fahnenrändern); oben: Sulfat-Ganglinie mit Treppenfunktion zum Vergleich.

Pfadlinie Hz9B-4a-2

Die Pfadlinie stellt den vom Ostufer des zukünftigen Tagebausees ausgehenden Abstrom in Richtung des Wasserwerks Sindorf dar. Da die Fließrichtung ab 2100 in Richtung Nordwesten umschwenkt, erfolgt eine Simulation lediglich bis 2100.

Der Abstrom von sulfatbefrachtetem Kippenwasser beginnt 2050 mit Konzentrationen auf einem Niveau von rund 500 mg L^{-1}. Bis zum Ende des Simulationszeitraums fallen die Konzentrationen auf knapp 100 mg L^{-1}. Im Simulationszeitraum spielt Sulfat aus dem zukünftigen Tagebausee eine untergeordnete Rolle (Konz. < 100 mg L^{-1}). Das ausgetragene Sulfat wird konservativ transportiert und wird bis 2100 etwa 4,5 km in den Abstrom verlagert.

Mit dem Kippenwasser werden bis zu 2,1 mg L^{-1} Eisen(II), 30 µg L^{-1} Arsen, 7 µg L^{-1} Blei, 0,45 µg L^{-1} Cadmium und 146 µg L^{-1} Nickel ins Unverritzte ausgetragen. Das ausgetragene Eisen(II) wird teilweise als Ca-Siderit gefällt. Durch eine spätere Lösung werden im Abstrom zeitweise Eisen(II)konzentrationen oberhalb der Austragskonzentrationen erwartet. Im Nahbereich der Kippe ergibt sich aus den zunehmend kalkaggressiven Kippenwässern eine Karbonatlösung, die mit den verändernden Milieubedingungen zu Sorptions- und Desorptionsprozessen führt, sodass die Spurenstoffe auch in Konzentrationen oberhalb der Austragskonzentrationen auftreten können. Die Spurenstoffe werden durch Sorptions- und Kationenaustauschprozesse leicht retardiert transportiert. Arsen und Cadmium bewegen sich auf einem Niveau unterhalb der jeweiligen Schwellenwerte nach Grundwasserverordnung. Für Nickel und Blei ist mit Überschreitungen des Schwellen- bzw. Trinkwassergrenzwerts – insbesondere im Nahbereich der Kippe – zurechnen.

In Abb. 86 sind die Berechnungsergebnisse für die Zeitschnitte 2070, 2080 und 2100 dargestellt. Diese decken den Modellierungszeitraum (2050 bis 2100) in Gänze ab.

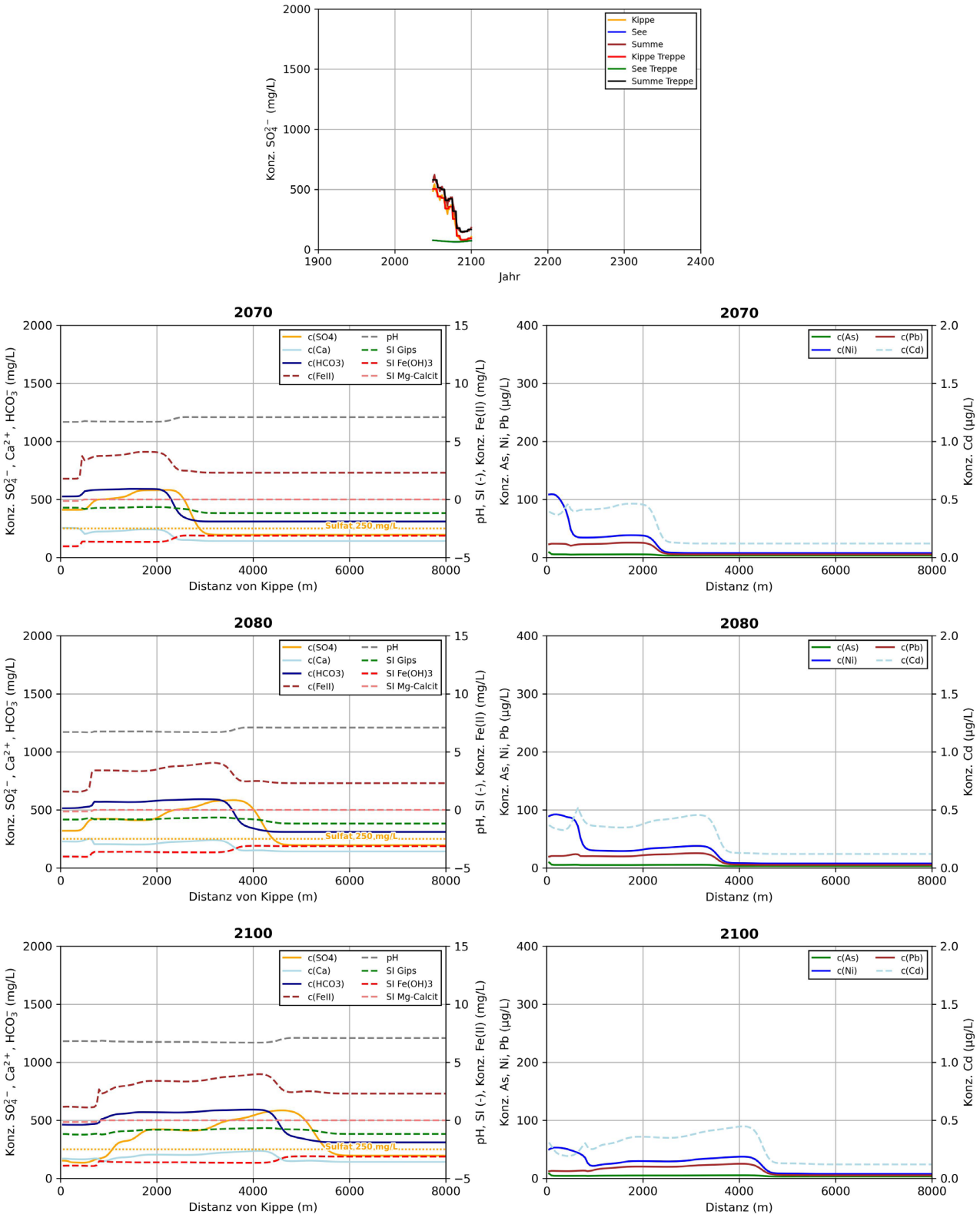


Abb. 86: Räumliche Verteilung verschiedener hydrochemischer Parameter entlang des Modellschnittes Hz9B-4a-2 zu den Zeitpunkten 2070, 2080 und 2100 (reaktive 1D-Transportmodellierung entlang des Fahnenkerns mit Berücksichtigung longitudinaler Dispersion, aber ohne transversale Dispersion an den Fahnenrändern); oben: Sulfat-Ganglinie mit Treppenfunktion zum Vergleich.

Pfadlinie Hz9B-4b

Die Pfadlinie stellt den vom Ostufer des zukünftigen Tagebausees ausgehenden Abstrom in Richtung Osten bis Südosten dar. Da die Fließrichtung ab 2100 in Richtung Nordwesten umschwenkt, erfolgt eine Simulation lediglich bis 2100.

Der Abstrom von sulfatbefrachtetem Kippenwasser beginnt 2050 mit Konzentrationen auf einem Niveau von rund 330 mg L^{-1}. Anschließenden steigen die kippenseitigen Austragskonzentration an und erreich um 2060 ein Maximum von knapp 440 mg L^{-1}. Darauf folgend fallen die Konzentration bis zum Ende des auf knapp 100 mg L^{-1}. Im Simulationszeitraum spielt Sulfat aus dem zukünftigen Tagebausee eine untergeordnete Rolle (Konz. < 100 mg L^{-1}). Das ausgetragene Sulfat wird konservativ transportiert und wird bis 2100 etwa 4,5 km in den Abstrom verlagert.

Mit dem Kippenwasser werden bis zu 2 mg L^{-1} Eisen(II), 27 µg L^{-1} Arsen, 7 µg L^{-1} Blei, 0,4 µg L^{-1} Cadmium sowie 132 µg L^{-1} Nickel ins Unverritzte ausgetragen. Das ausgetragene Eisen(II) wird teilweise als Ca-Siderit gefällt. Durch eine spätere Lösung werden im Abstrom zeitweise Eisen(II)konzentrationen oberhalb der Austragskonzentrationen erwartet. Im Nahbereich der Kippe ergibt sich aus den zunehmend kalkaggressiven Kippenwässern eine Karbonatlösung, die mit den verändernden Milieubedingungen zu Sorptions- und Desorptionsprozessen führt, sodass die Spurenstoffe auch in Konzentrationen oberhalb der Austragskonzentrationen auftreten können. Die Spurenstoffe werden durch Sorptions- und Kationenaustauschprozesse leicht retardiert transportiert. Arsen und Cadmium bewegen sich auf einem Niveau unterhalb der jeweiligen Schwellenwerte nach Grundwasserverordnung. Für Nickel und Blei ist mit Überschreitungen des Schwellen- bzw. Trinkwassergrenzwerts – insbesondere im Nahbereich der Kippe – zurechnen.

In Abb. 87 sind die Berechnungsergebnisse für die Zeitschnitte 2070, 2080 und 2100 dargestellt. Diese decken den Modellierungszeitraum (2050 bis 2100) in Gänze ab.

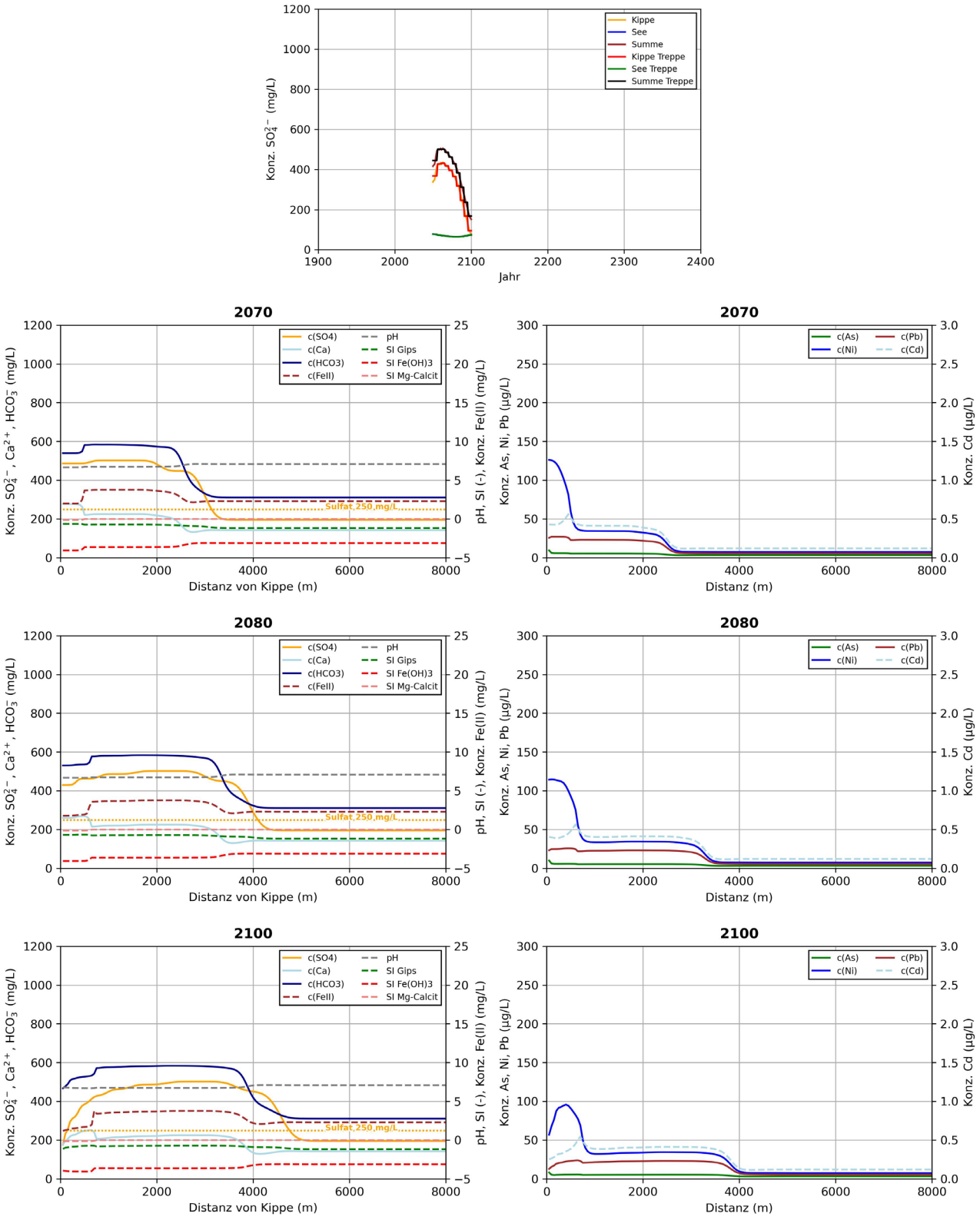


Abb. 87: Räumliche Verteilung verschiedener hydrochemischer Parameter entlang des Modellschnittes Hz9B-4b zu den Zeitpunkten 2070, 2080 und 2100 (reaktive 1D-Transportmodellierung entlang des Fahnenkerns mit Berücksichtigung longitudinaler Dispersion, aber ohne transversale Dispersion an den Fahnenrändern); oben: Sulfat-Ganglinie mit Treppenfunktion zum Vergleich.

Horizont 8

Pfadlinie Hz8-3

Die Pfadlinie stellt den Abstrom aus dem Bereich der Innenkippe dar. Die Pfadlinie verläuft zunächst nach Osten und biegt dann in Richtung Norden um.

Der Austrag von Kippensulfat beginnt 2085. Das Grundwassermodell der RWE Power prognostiziert bis ca. 2180 einen kontinuierlichen Anstieg der Sulfatkonzentrationen bis auf ein Maximum von rund 1250 mg L^{-1}. Im Anschluss fallen die Konzentrationen und erreichen zum Ende des Betrachtungszeitraums Werte um 400 mg L^{-1}. Im Vorfeld des Simulationszeitraums erfolgt eine Vorbefrachtung des Modellschnitts mit 300 mg L^{-1} Sulfat über eine Strecke von 3,2 km. Das abströmende Sulfat wird konservativ transportiert. Bis zum Ende des Betrachtungszeitraums verlagert sich die Sulfatspitze etwa 4,5 km in den Abstrom. Dispersionsbedingt nehmen die Maximalkonzentration leicht ab. Da die Austragskonzentrationen bis zum Ende des Betrachtungszeitraums oberhalb von 250 mg L^{-1} verbleiben, ist über lange Zeiträume und Strecken mit einer Überschreitung der 250 mg L^{-1} Isokonze zu rechnen.

Mit der Sulfatspitze werden rund 6,6 mg L^{-1} Eisen(II) aus der Kippen ins Unverritzte ausgetragen. Ein Teil des Eisens wird als Ca-Siderit gefällt. Eine Gipsfällung ist nicht zu verzeichnen. Es erfolgt eine deutliche Befrachtung des Abstroms mit den Spurenstoffen Arsen, Blei, Cadmium und Nickel. Aus der Sulfatspitze ergeben sich Austragskonzentrationen von bis zu 62 µg L^{-1} Arsen, 7 µg L^{-1} Blei, 0,7 µg L^{-1} Cadmium und 326 µg L^{-1} Arsen. Im Nahbereich der Kippe ergibt sich aus den zunehmend kalkaggressiven Kippenwässern eine Karbonatlösung, die mit den verändernden Milieubedingungen zu Sorptions- und Desorptionsprozessen führt, sodass die Spurenstoffe auch in Konzentrationen oberhalb der Austragskonzentrationen auftreten können. Sorptions- und Kationenaustauschprozesse führen zu einer leichten Konzentrationsabnahme sowie Retardierung im Abstrom, jedoch ist vor allem im Bereich des Sulfatmaximums, aber auch im Anschluss, mit Überschreitungen der Schwellenwerte für Arsen, Blei und Cadmium bzw. des Trinkwassergrenzwerts für Nickel zu rechnen.

In Abb. 88 sind die Berechnungsergebnisse für die Zeitschnitte 2100, 2150 und 2200 und in Abb. 89 für 2250, 2300 und 2400 dargestellt. Diese decken den Modellierungszeitraum (2085 bis 2400) in Gänze ab.

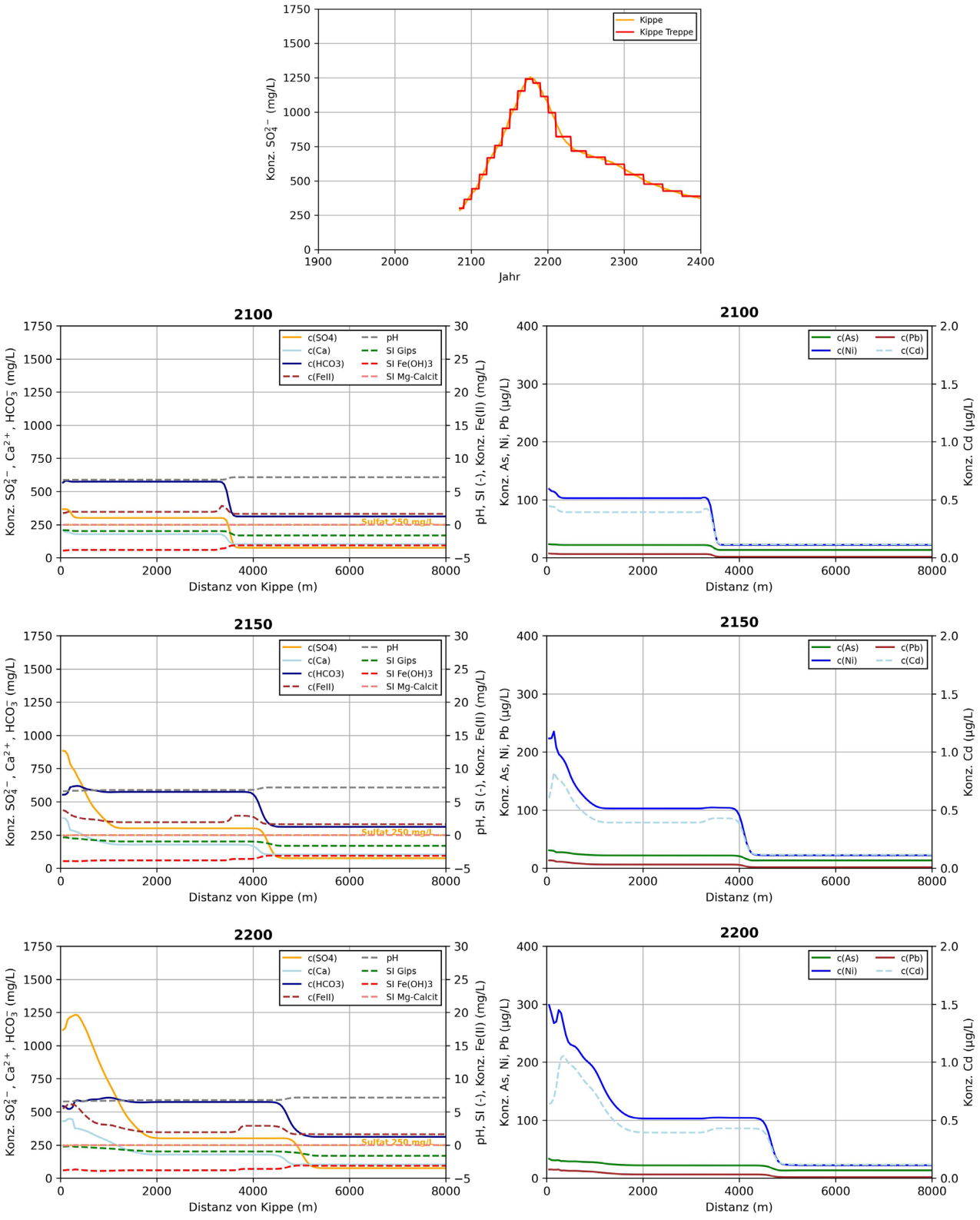


Abb. 88: Räumliche Verteilung verschiedener hydrochemischer Parameter entlang des Modellschnittes Hz8-3 zu den Zeitpunkten 2100, 2150 und 2200 (reaktive 1D-Transportmodellierung entlang des Fahnenkerns mit Berücksichtigung longitudinaler Dispersion, aber ohne transversale Dispersion an den Fahnenrändern); oben: Sulfat-Ganglinie mit Treppenfunktion zum Vergleich.

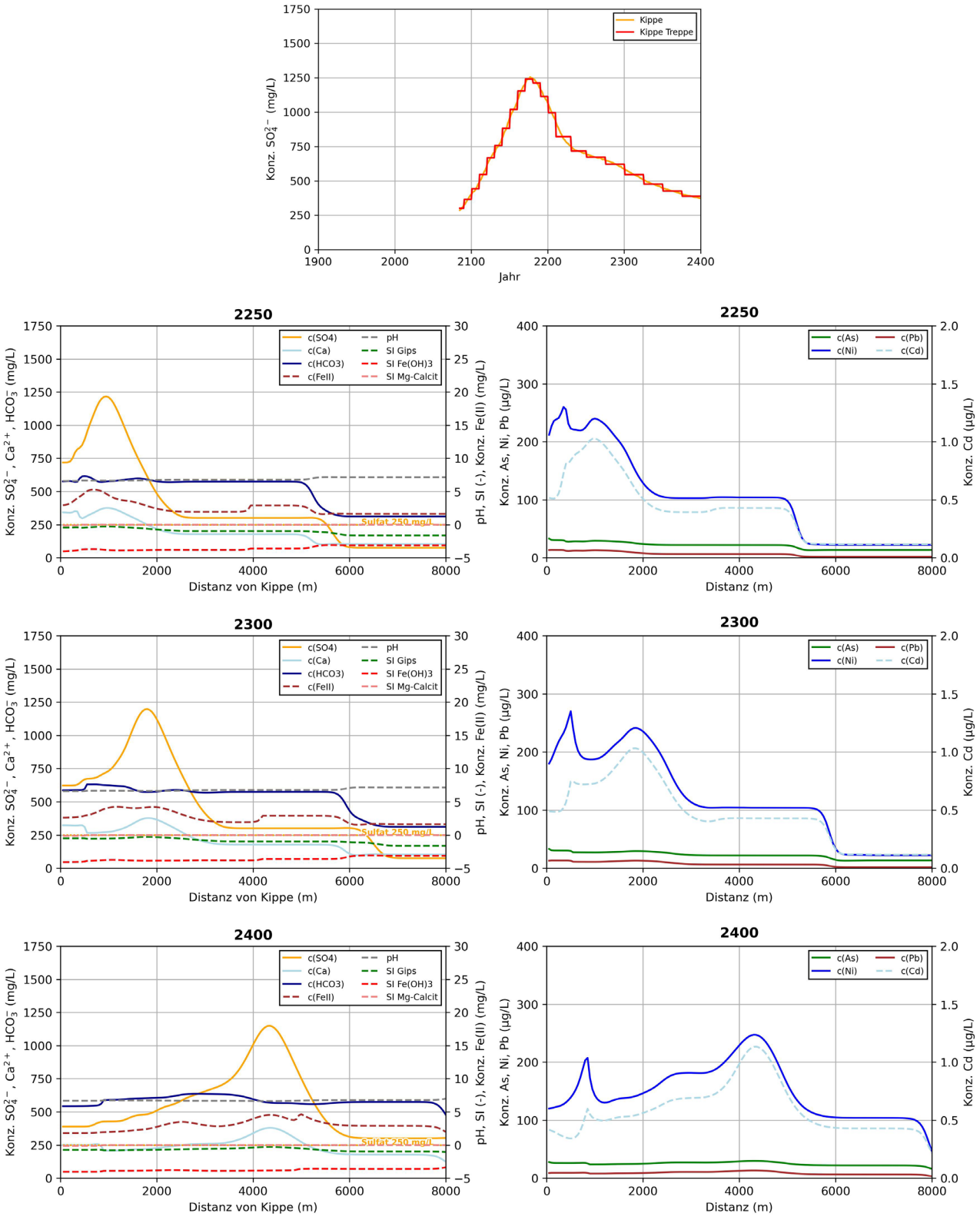


Abb. 89: Räumliche Verteilung verschiedener hydrochemischer Parameter entlang des Modellschnittes Hz8-3 zu den Zeitpunkten 2250, 2300 und 2400 (reaktive 1D-Transportmodellierung entlang des Fahnenkerns mit Berücksichtigung longitudinaler Dispersion, aber ohne transversale Dispersion an den Fahnenrändern); oben: Sulfat-Ganglinie mit Treppenfunktion zum Vergleich.

Pfadlinie Hz8-4a

Die Pfadlinie stellt den Abstrom ausgehend vom Nordostufer des zukünftigen Tagebausees dar.

Der Abstrom von sulfathaltigem Kippenwasser startet 2035. Das Grundwassermodell der RWE Power prognostiziert zu Beginn eine Konzentrationsspitze von 250 mg L^{-1}. Anschließend gehen die kippenseitigen Konzentrationen zunächst deutlich zurück und verbleiben zwischen ca. 2100 und 2160 auf einem Niveau unterhalb von 50 mg L^{-1}. Daran anschließend steigen die kippenseitigen Konzentrationen an und erreichen um 2300 ein Niveau von 530 mg L^{-1}. Auf diesem Niveau verbleiben die Austragskonzentrationen bis zum Ende des Betrachtungszeitraums. Zusätzlich zum Kippensulfat strömt Sulfat aus dem Tagebausee ab, sodass ab 2300 in Summe ca. 750 mg L^{-1} Sulfat ausgetragen werden. Die Sulfatfracht wird bis 2400 rund 8 km in den Abstrom verlagert, sodass die anfängliche Sulfatspitze das Ende des Modellschnitts erreicht. Es ist mit einer weitreichenden und langanhaltenden Sulfatbefrachtung sowie Überschreitungen der 250 mg L^{-1} Isokonze zu rechnen. Lediglich beim Durchgang des Sulfatminimums werden kurzzeitig Konzentrationen kleiner als 250 mg L^{-1} prognostiziert. Mit der Seebefüllung ergibt sich nach 2030 anfangs ein deutlich steilerer Gradient mit resultierenden Abstandsgeschwindigkeiten bis 100 m/a^{-1}, die bis 2100 auf 10 m/a^{-1} zurückgehen. Zur Erftaue hin zeigen sich an der Sulfatfront höhere Abstandsgeschwindigkeiten bis rund 20 m/a^{-1}. Im Abstrombereich des zukünftigen Tagebausees hingegen prognostiziert das Grundwassermodell der RWE Power sehr geringe Gradienten. Das 1D-Modell kann diese Diskrepanz nicht abbilden und fokussiert daher auf die Sulfatfront. Das Nachströmen wird folglich im Modell mit zu hoher Transportgeschwindigkeit abgebildet.

Mit dem Kippenwasser werden bis zu 2,4 mg L^{-1} Eisen(II), 33 µg L^{-1} Arsen, 7 µg L^{-1} Blei, 0,5 µg L^{-1} Cadmium und 165 µg L^{-1} Nickel ausgetragen. Das ausgetragene Eisen(II) wird teilweise als Ca-Siderit gefällt und anschließend wieder gelöst, wodurch im Abstrom Konzentrationen oberhalb der Austragskonzentrationen auftreten können. Im Nahbereich der Kippe ergibt sich aus den zunehmend kalkaggressiven Kippenwässern eine Karbonatlösung, die mit den verändernden Milieubedingungen zu Sorptions- und Desorptionsprozessen führt, sodass auch die Spurenstoffe in Konzentrationen oberhalb der Austragskonzentrationen auftreten können. Die Spurenstoffe werden leicht retardiert transportiert jedoch ist mit weitreichenden und langhaltenden Überschreitungen der entsprechenden Schwellenwerte für Arsen, Blei und Cadmium bzw. des Trinkwassergrenzwerts für Nickel zu rechnen.

In Abb. 90 sind die Berechnungsergebnisse für die Zeitschnitte 2070, 2100 und 2150 und in Abb. 91 für 2200, 2300 und 2400 dargestellt. Diese decken den Modellierungszeitraum (2035 bis 2400) in Gänze ab.

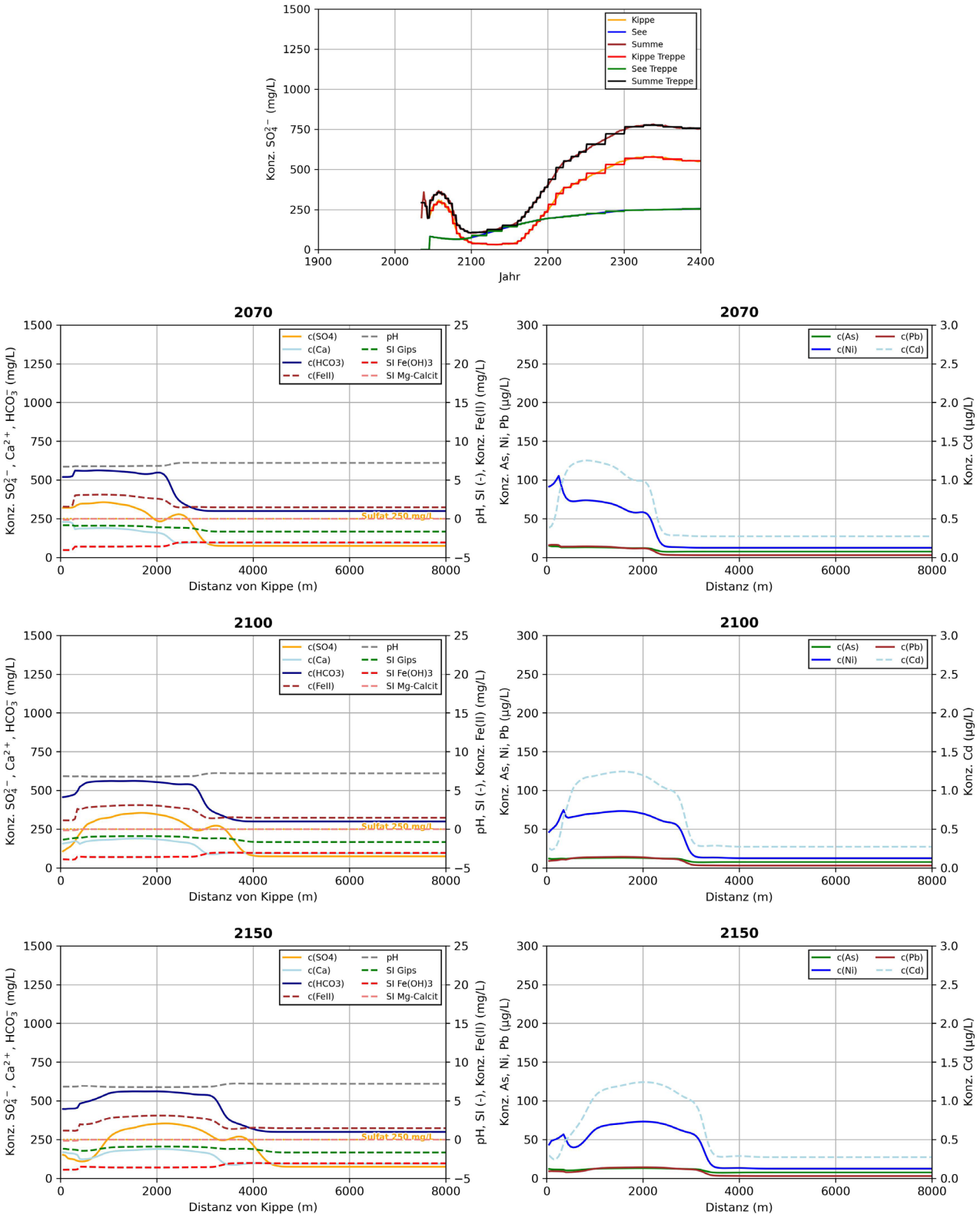


Abb. 90: Räumliche Verteilung verschiedener hydrochemischer Parameter entlang des Modellschnittes Hz8-4a zu den Zeitpunkten 2070, 2100 und 2150 (reaktive 1D-Transportmodellierung entlang des Fahnenkerns mit Berücksichtigung longitudinaler Dispersion, aber ohne transversale Dispersion an den Fahnenrändern); oben: Sulfat-Ganglinie mit Treppenfunktion zum Vergleich.

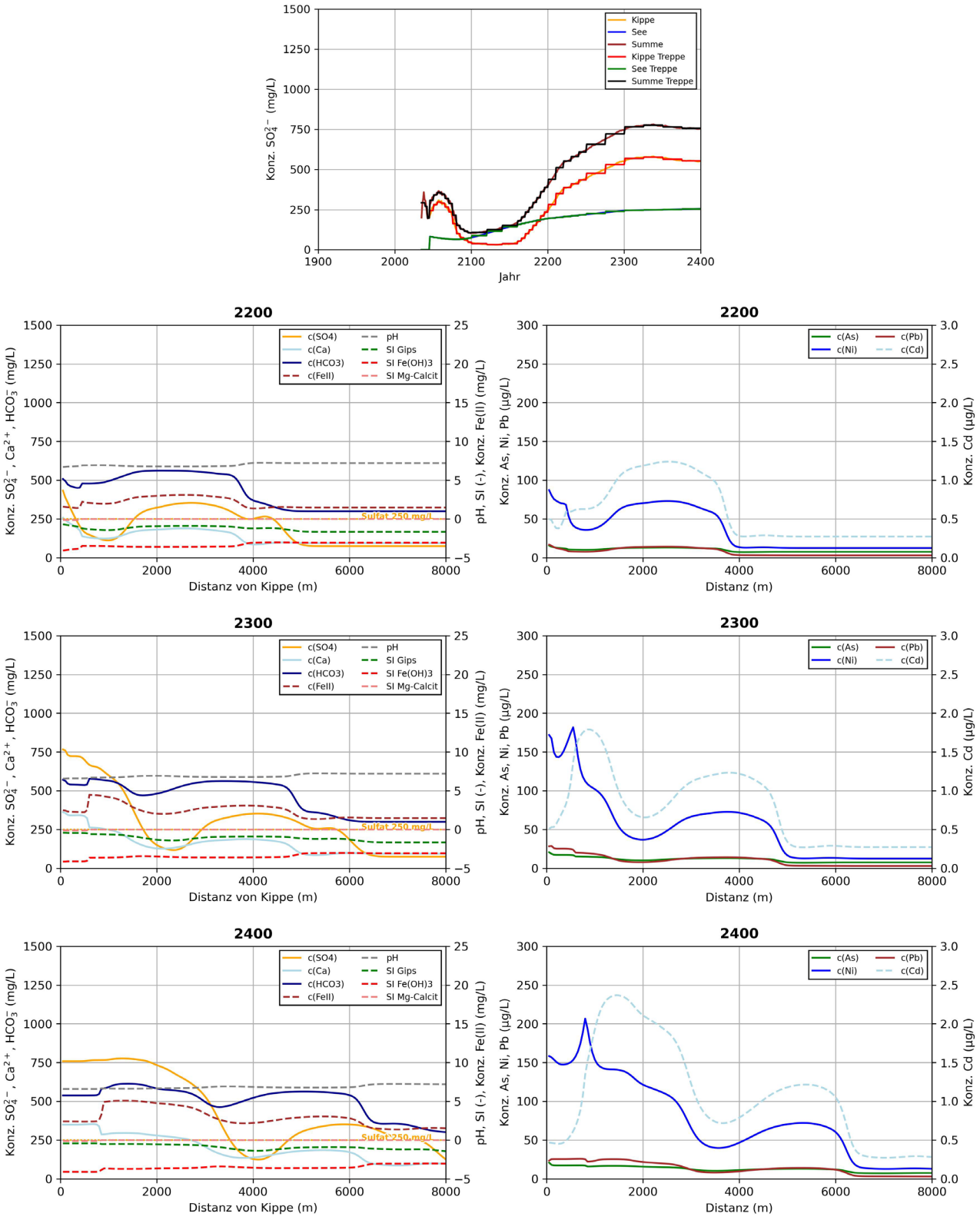


Abb. 91: Räumliche Verteilung verschiedener hydrochemischer Parameter entlang des Modellschnittes Hz8-4a zu den Zeitpunkten 2200, 2300 und 2400 (reaktive 1D-Transportmodellierung entlang des Fahnenkerns mit Berücksichtigung longitudinaler Dispersion, aber ohne transversale Dispersion an den Fahnenrändern); oben: Sulfat-Ganglinie mit Treppenfunktion zum Vergleich.

Pfadlinie Hz8-4b

Die Pfadlinie stellt den Abstrom vom nordöstlichen Seeufer in Richtung des Wasserwerks Sindorf dar. Da sich ab 2100 die Strömungsrichtung in Richtung Nordwesten dreht, erfolgt eine Simulation lediglich bis 2100.

Der Abstrom beginnt 2035. Im Simulationszeitraum prognostiziert das Grundwassermodell der RWE Power ein kippenseitiges Sulfatmaximum von rund 160 mg L^{-1} im Jahr 2060. Im Anschluss fallen die Konzentrationen und erreichen bis 2100 ein Niveau unterhalb von 50 mg L^{-1}. Im betrachteten Zeitraum liegen die prognostizierten Sulfatkonzentrationen des zukünftigen Tagebausees unterhalb von 100 mg L^{-1}, sodass die Gesamtkonzentration dauerhaft kleiner als 250 mg L^{-1} sind. Die abströmende Sulfatfracht wird konservativ transportiert und verlagert sich bis 2100 rund 4,5 km in den Abstrom. Aufgrund der geringen Austragskonzentrationen wird keine Überschreitung der 250 mg L^{-1} Isokonze erwartet. Der Wassergewinnungsstandort Sindorf wird nicht erreicht.

Mit dem Sulfatmaximum werden rund 1,3 mg L^{-1} Eisen(II), 15 µg L^{-1} Arsen, 7 µg L^{-1} Blei, 0,35 µg L^{-1} Cadmium und 64 µg L^{-1} Nickel ausgetragen. Aufgrund von Desorptions- und Lösungsprozessen können im Abstrom Konzentrationen oberhalb der Austragskonzentrationen auftreten. Die Spurenstoffe werden leicht retardiert transportiert. Vor allem Cadmium und Nickel werden in Konzentrationen oberhalb der jeweiligen Schwellen- bzw. Trinkwassergrenzwerten erwartet; aber auch Arsen und Blei können im Nahbereich der Kippe in Konzentrationen größer als 10 µg L^{-1} auftreten.

In Abb. 92 sind die Berechnungsergebnisse für die Zeitschnitte 2050, 2070 und 2100 dargestellt. Diese decken den Modellierungszeitraum (2035 bis 2100) in Gänze ab.

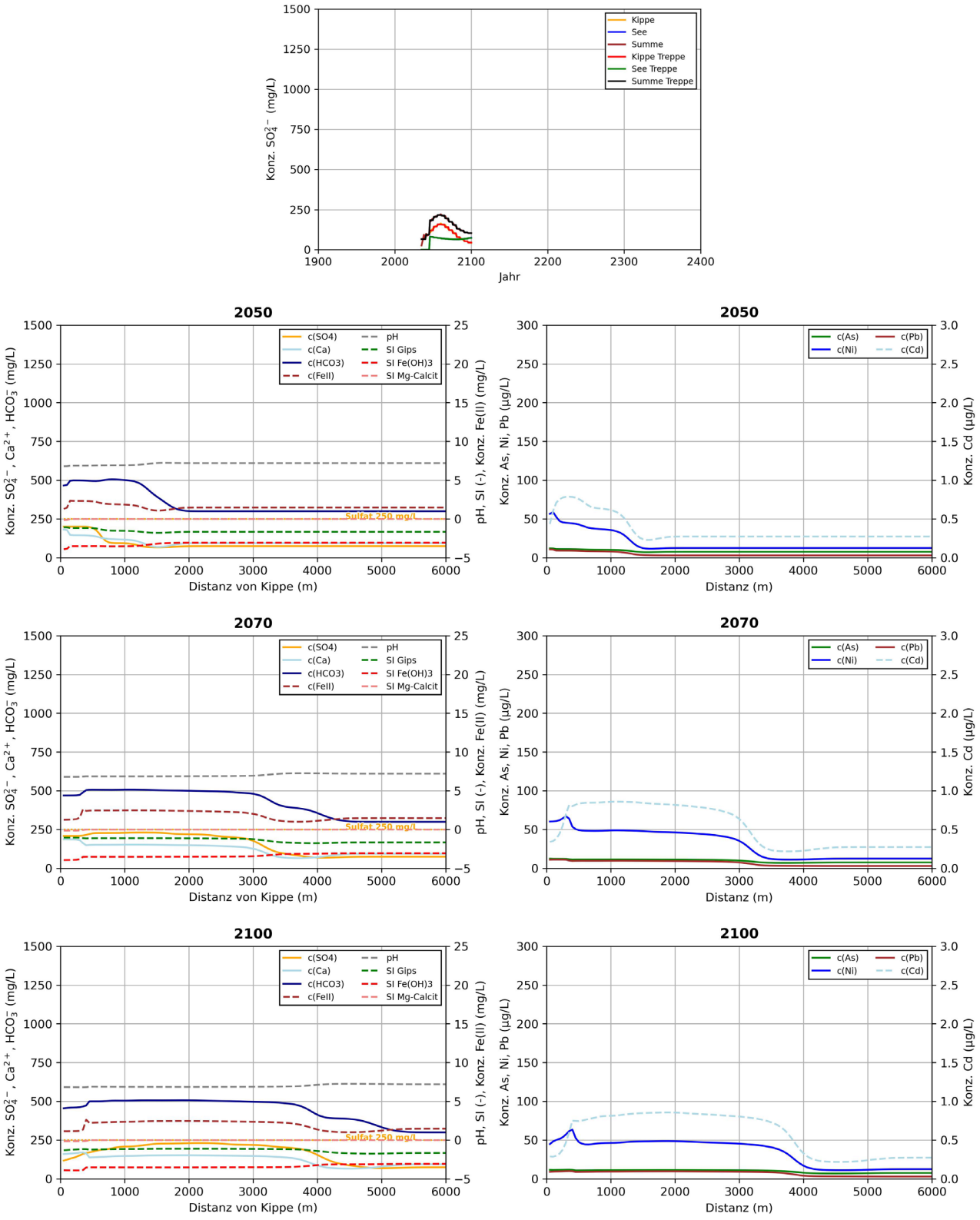


Abb. 92: Räumliche Verteilung verschiedener hydrochemischer Parameter entlang des Modellschnittes Hz8-4b zu den Zeitpunkten 2050, 2070 und 2100 (reaktive 1D-Transportmodellierung entlang des Fahnenkerns mit Berücksichtigung longitudinaler Dispersion, aber ohne transversale Dispersion an den Fahnenrändern); oben: Sulfat-Ganglinie mit Treppenfunktion zum Vergleich.

Horizont 7E

Pfadlinie Hz7E-3

Die Pfadlinie stellt den aus dem Bereich der Innenkippe in nordöstliche Richtung erfolgenden Abstrom dar.

Der Austrag von Kippensulfat beginnt um das Jahr 2090. Das Grundwassermodell der RWE Power prognostiziert einen kontinuierlichen Konzentrationsanstieg bis ca. 2240, wobei ein Niveau von rund 1200 mg L-1 erreicht wird. Im Anschluss fallen die Konzentrationen leicht verbleiben jedoch bis zum Ende des Betrachtungszeitraums zwischen 850 und 1000 mg L^{-1}. Die Sulfatfracht wird bis 2400 rund 5,5 km weit ins Unverritzte verlagert. Aufgrund des hohen Konzentrationsniveaus ist hinter der Sulfatfront langfristig mit Konzentrationen oberhalb von 250 mg L^{-1} zu rechnen.

Mit dem Abstrom des Kippenwassers erfolgt ein Austrag 3-5 mg L^{-1} Eisen(II), 40-50 µg L^{-1} Arsen, 7 µg L^{-1} Blei, 0,5-0,6 µg L^{-1} Cadmium und 220-270 µg L^{-1} Nickel. Im Nahbereich der Kippe ergibt sich aus den zunehmend kalkaggressiven Kippenwässern eine Karbonatlösung, die mit den verändernden Milieubedingungen zu Sorptions- und Desorptionsprozessen führt, sodass die Spurenstoffe auch in Konzentrationen oberhalb der Austragskonzentrationen auftreten können.

Eine ausgeprägte Begrenzung der Eisen(II)konzentrationen im Abstrom durch die Fällung von Ca-Siderit ist nicht zu verzeichnen. Sorptions- und Kationenaustauschprozesse sowie die hydrodynamische Dispersion verringern die Konzentrationen der Spurenstoffe und führen zu einer geringfügigen Retardierung. Aufgrund des langanhaltenden, kontinuierlichen Abstroms von Kippenwasser ist jedoch über lange Zeiträume bis in eine Entfernung von rund 4,5 km mit Spurenstoffkonzentrationen oberhalb der jeweiligen Grundwasserschwellen- bzw. Trinkwassergrenzwerten zu rechnen. Insbesondere im Nahbereich der Kippe treten deutlich erhöhte Konzentrationen auf.

In Abb. 93 sind die Berechnungsergebnisse für die Zeitschnitte 2100, 2150 und 2200 und in Abb. 94 für 2250, 2300 und 2400 dargestellt. Diese decken den Modellierungszeitraum (2090 bis 2400) in Gänze ab.

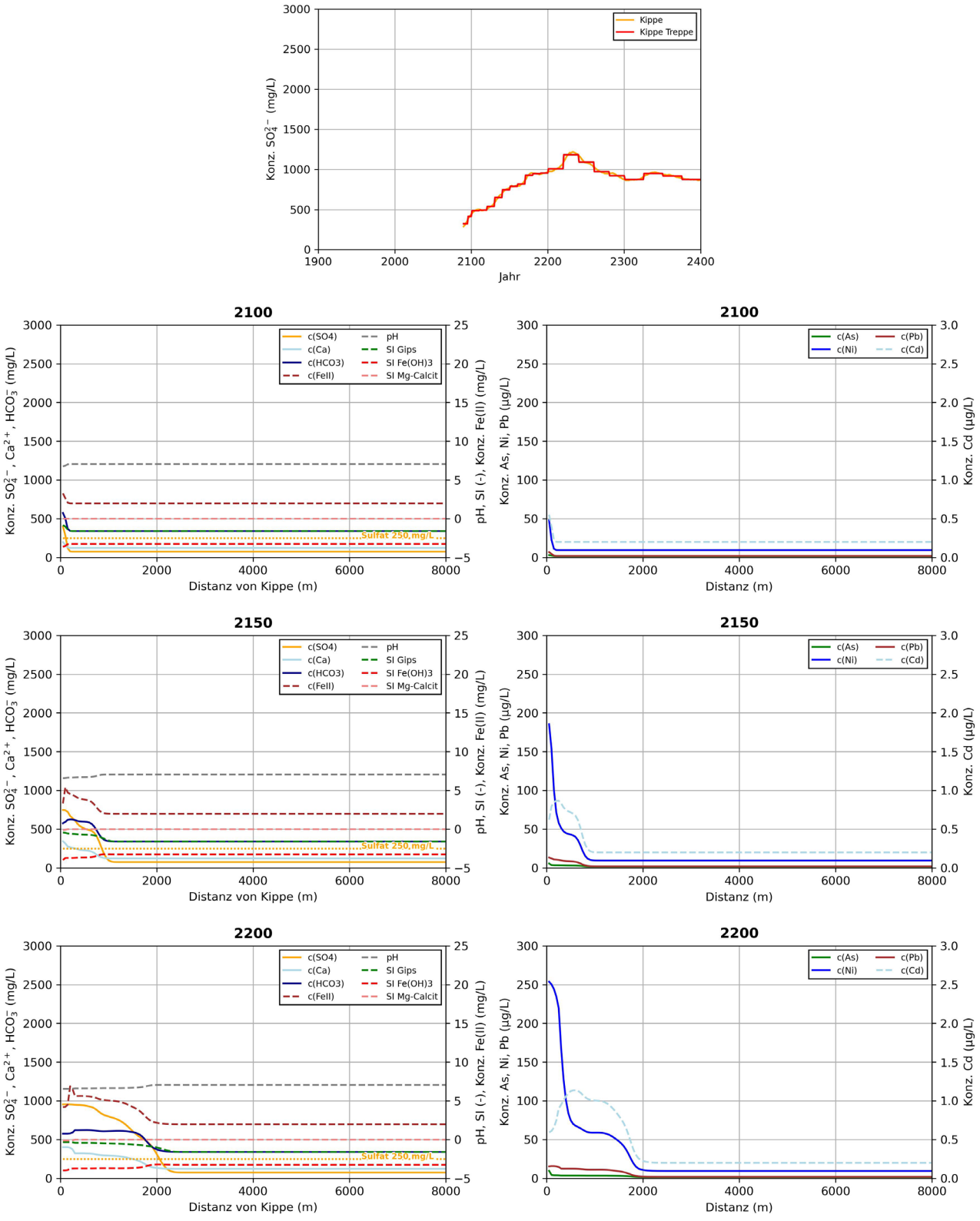


Abb. 93: Räumliche Verteilung verschiedener hydrochemischer Parameter entlang des Modellschnittes Hz7E-3 zu den Zeitpunkten 2100, 2150 und 2200 (reaktive 1D-Transportmodellierung entlang des Fahnenkerns mit Berücksichtigung longitudinaler Dispersion, aber ohne transversale Dispersion an den Fahnenrändern); oben: Sulfat-Ganglinie mit Treppenfunktion zum Vergleich.

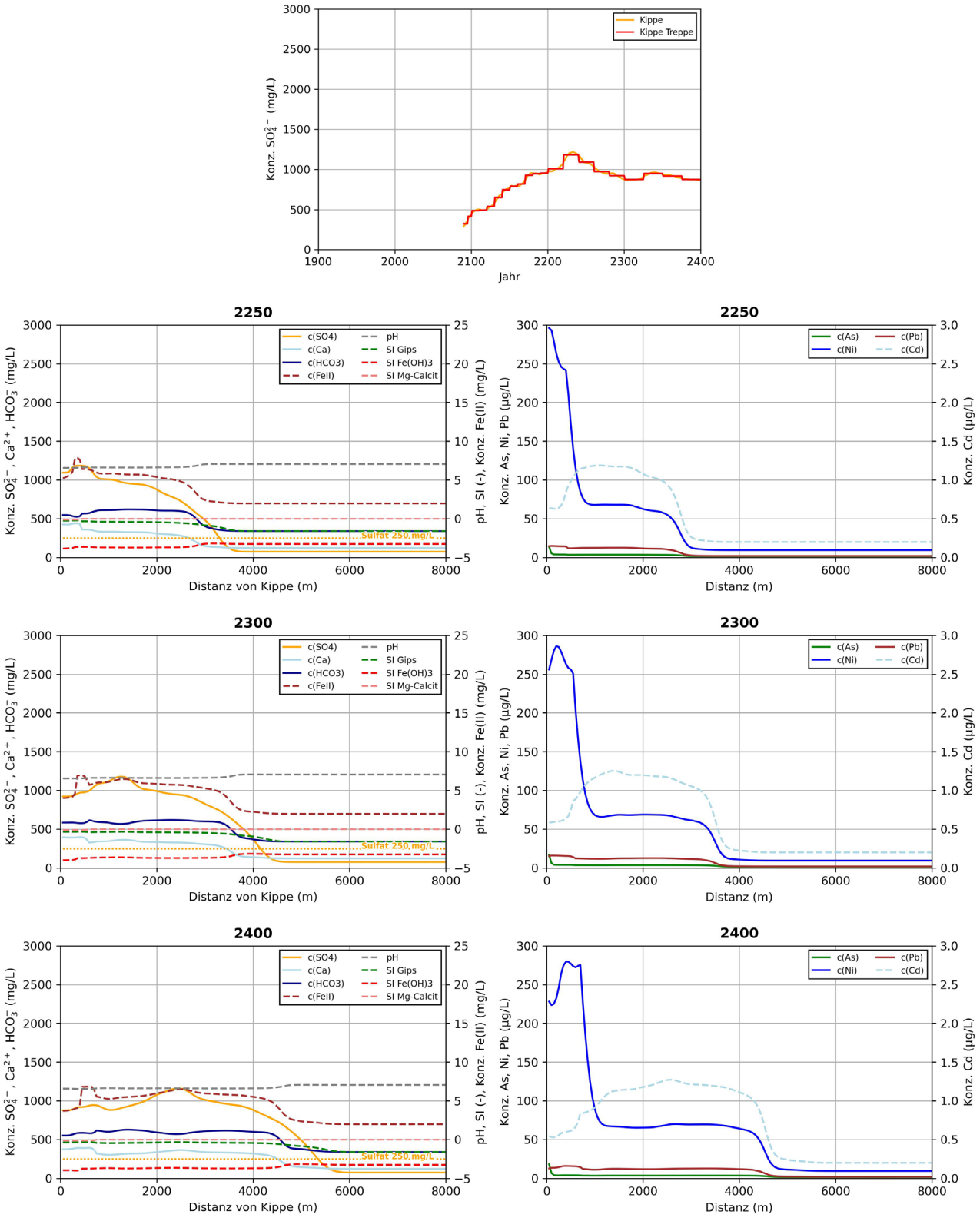


Abb. 94: Räumliche Verteilung verschiedener hydrochemischer Parameter entlang des Modellschnittes Hz7E-3 zu den Zeitpunkten 2250, 2300 und 2400 (reaktive 1D-Transportmodellierung entlang des Fahnenkerns mit Berücksichtigung longitudinaler Dispersion, aber ohne transversale Dispersion an den Fahnenrändern); oben: Sulfat-Ganglinie mit Treppenfunktion zum Vergleich.

Pfadlinie Hz7E-4a

Die Pfadlinie stellt den vom nordöstlichen Ufer des zukünftigen Tagebausees ausgehenden Abstrom in nordöstliche Richtung dar.

Der Abstrom von sulfathaltigem Wasser beginnt um 2035. Die kippenseitigen Konzentrationen steigen zunächst schnell an und erreichen um das Jahr 2050 ihr Maximum von rund 700 mg L^{-1}. Zusammen mit dem seeseitigen Sulfat ergibt sich eine Sulfatspitze von rund 800 mg L^{-1}. Die kippenseitigen Sulfatkonzentrationen fallen anschließend bis zum Ende des Betrachtungszeitraums grundsätzlich auf ein Niveau um 250 mg L^{-1} ab. Der generell abfallende Trend wird jedoch von ansteigenden Phasen unterbrochen. So steigen die Konzentrationen z.B. zwischen 2150 und 2200 von rund 300 auf 400 mg L^{-1} an. Zusammen mit dem seeseitigen Sulfat verbleiben die Austragskonzentrationen durchgehend auf einem Niveau oberhalb von 300 mg L^{-1}. Das abströmende Sulfat wird konservativ transportiert; lediglich die hydrodynamische Dispersion führt zu einer geringfügen Konzentrationsabnahme. Bis 2400 verlagert sich die Sulfatfront rund 5 km in den Abstrom. Hinter der Front ist mit Konzentrationen oberhalb von 250 mg L^{-1} zu rechnen.

Mit dem kippenseitgen Sulfatmaximum werden rund 2,8 mg L^{-1} Eisen(II), 38 µg L^{-1} Arsen, 7 µg L^{-1} Blei, 0,5 µg L^{-1} Cadmium und 194 µg L^{-1} Nickel ins Unverritzte ausgetragen. Sorptions- und Kationenaustauschprozesse retardieren die Ausbreitung der Spurenstoffe leicht und sorgen dafür, dass Arsen und Blei überwiegt unterhalb von 10 µg L^{-1} verbleiben. Im Bereich der Sulfatbefrachtung ist jedoch mit Nickel- und Cadmiumkonzentrationen oberhalb von 20 µg L^{-1} Nickel bzw. 0,5 µg L^{-1} Cadmium zu rechnen.

In Abb. 95 sind die Berechnungsergebnisse für die Zeitschnitte 2070, 2100 und 2150 und in Abb. 96 für 2200, 2300 und 2400 dargestellt. Diese decken den Modellierungszeitraum (2035 bis 2400) in Gänze ab.

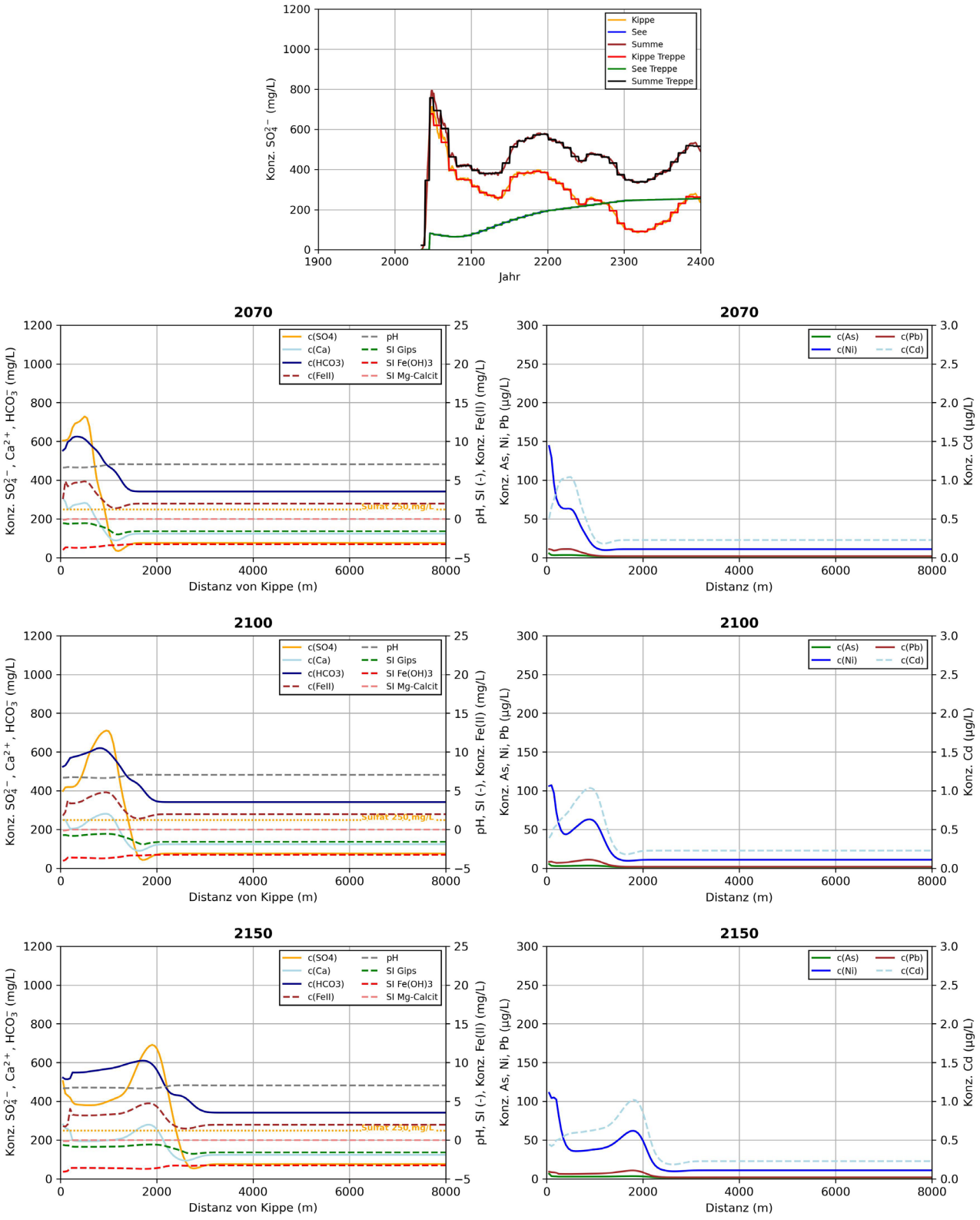


Abb. 95: Räumliche Verteilung verschiedener hydrochemischer Parameter entlang des Modellschnittes Hz7E-4a zu den Zeitpunkten 2070, 2100 und 2150 (reaktive 1D-Transportmodellierung entlang des Fahnenkerns mit Berücksichtigung longitudinaler Dispersion, aber ohne transversale Dispersion an den Fahnenrändern); oben: Sulfat-Ganglinie mit Treppenfunktion zum Vergleich.

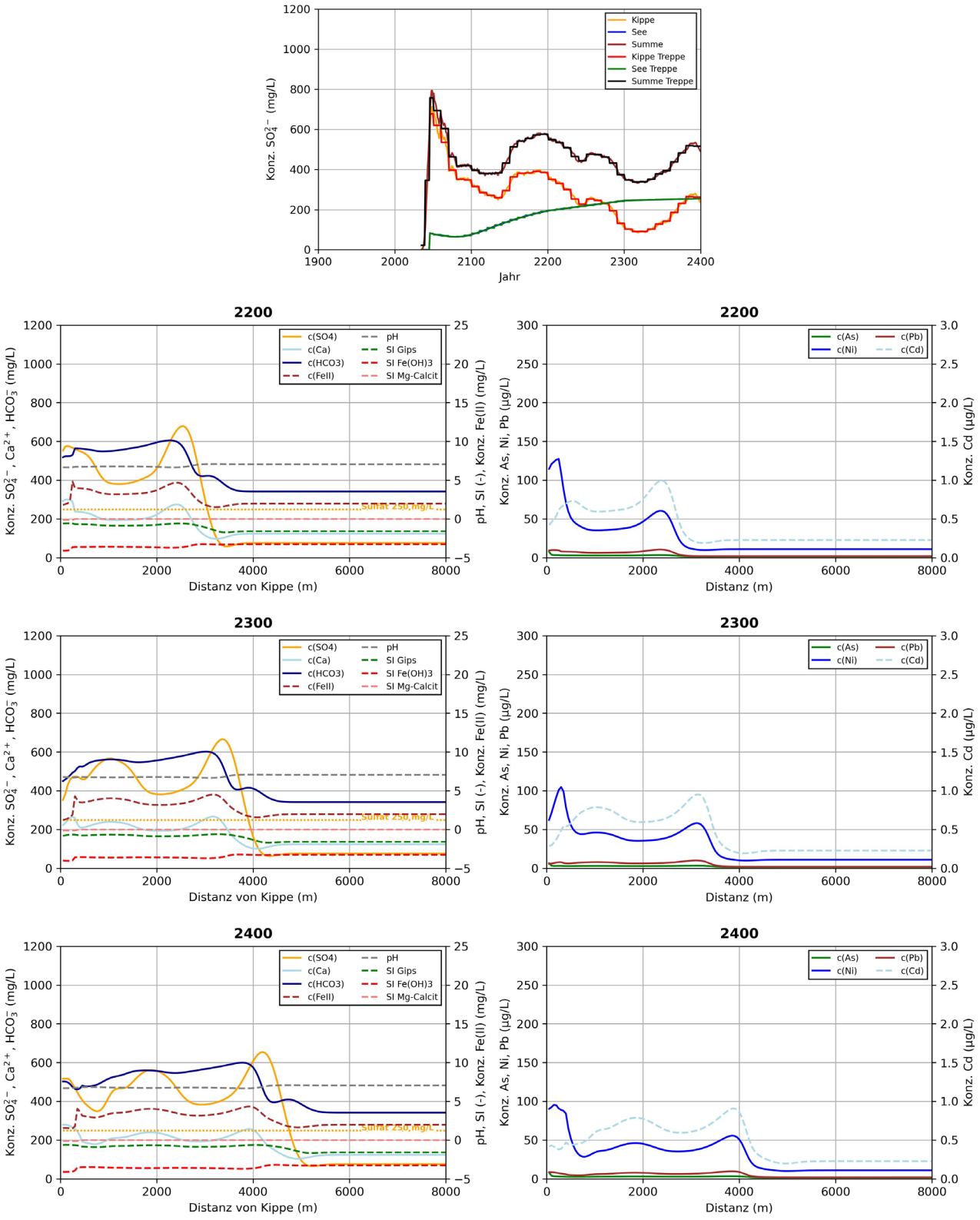


Abb. 96: Räumliche Verteilung verschiedener hydrochemischer Parameter entlang des Modellschnittes Hz7E-4a zu den Zeitpunkten 2200, 2300 und 2400 (reaktive 1D-Transportmodellierung entlang des Fahnenkerns mit Berücksichtigung longitudinaler Dispersion, aber ohne transversale Dispersion an den Fahnenrändern); oben: Sulfat-Ganglinie mit Treppenfunktion zum Vergleich.

Horizont 7A

Pfadlinie Hz7A-3

Die Pfadlinie stellt den aus dem Bereich der Innenkippe in nordöstliche Richtung erfolgenden Abstrom dar. Im Vorfeld des Simulationszeitraums werden die ersten rund 3,2 km mit Sulfat vorbefrachtet.

Der Austrag von Kippensulfat beginnt um das Jahr 2080 und verbleibt bis ca. 2200 auf einem Niveau zwischen 300 und 400 mg L^{-1}. Anschließend prognostiziert das Grundwassermodell der RWE Power einen kontinuierlichen Konzentrationsanstieg bis zum Ende des Betrachtungszeitraums. So werden 2300 Konzentrationen um 500 mg L^{-1} und 2400 von rund 750 mg L^{-1} erreicht. Die Sulfatfracht wird konservativ transportiert, sodass das Sulfatplateau in Folge der Vorbefrachtung das Ende des Modellschnitts gegen 2370 erreicht. Da die ausgetragenen Sulfatkonzentrationen stets oberhalb von 250 mg L^{-1} liegen, ist über lange Zeiträume mit einer Überschreitung des Schwellenwerts für Sulfat zu rechnen.

Mit dem Abstrom des Kippenwassers erfolgt ein Austrag von bis zu 3 mg L^{-1} Eisen(II), 40 µg L^{-1} Arsen, 7 µg L^{-1} Blei, 0,5 µg L^{-1} Cadmium und 206 µg L^{-1} Nickel. Im Nahbereich der Kippe ergibt sich aus den zunehmend kalkaggressiven Kippenwässern eine Karbonatlösung, die mit den verändernden Milieubedingungen zu Sorptions- und Desorptionsprozessen führt, sodass die Spurenstoffe auch in Konzentrationen oberhalb der Austragskonzentrationen auftreten können.

Die Fällung von Ca-Siderit begrenzt die Eisen(II)konzentrationen, sodass sich mit dem Sulfataustrag eine Eisen(II)konzentration von rund 2-3 mg L^{-1} in den Abstrom verlagert. Sorptions- und Kationenaustauschprozesse sowie die hydrodynamische Dispersion verringern die Konzentrationen der Spurenstoffe und führen zu einer geringfügigen Retardierung. Aufgrund der Vorbefrachtung sowie des langanhaltenden, kontinuierlichen Abstroms von Kippenwasser ist jedoch über lange Zeiträume und Strecken mit Spurenstoffkonzentrationen oberhalb der jeweiligen Grundwasserschwellenwerte für Arsen, Blei und Cadmium bzw. des Trinkwassergrenzwerts für Nickel zu rechnen.

In Abb. 97 sind die Berechnungsergebnisse für die Zeitschnitte 2100, 2150 und 2200 und in Abb. 98 für 2250, 2300 und 2400 dargestellt. Diese decken den Modellierungszeitraum (2080 bis 2400) in Gänze ab.

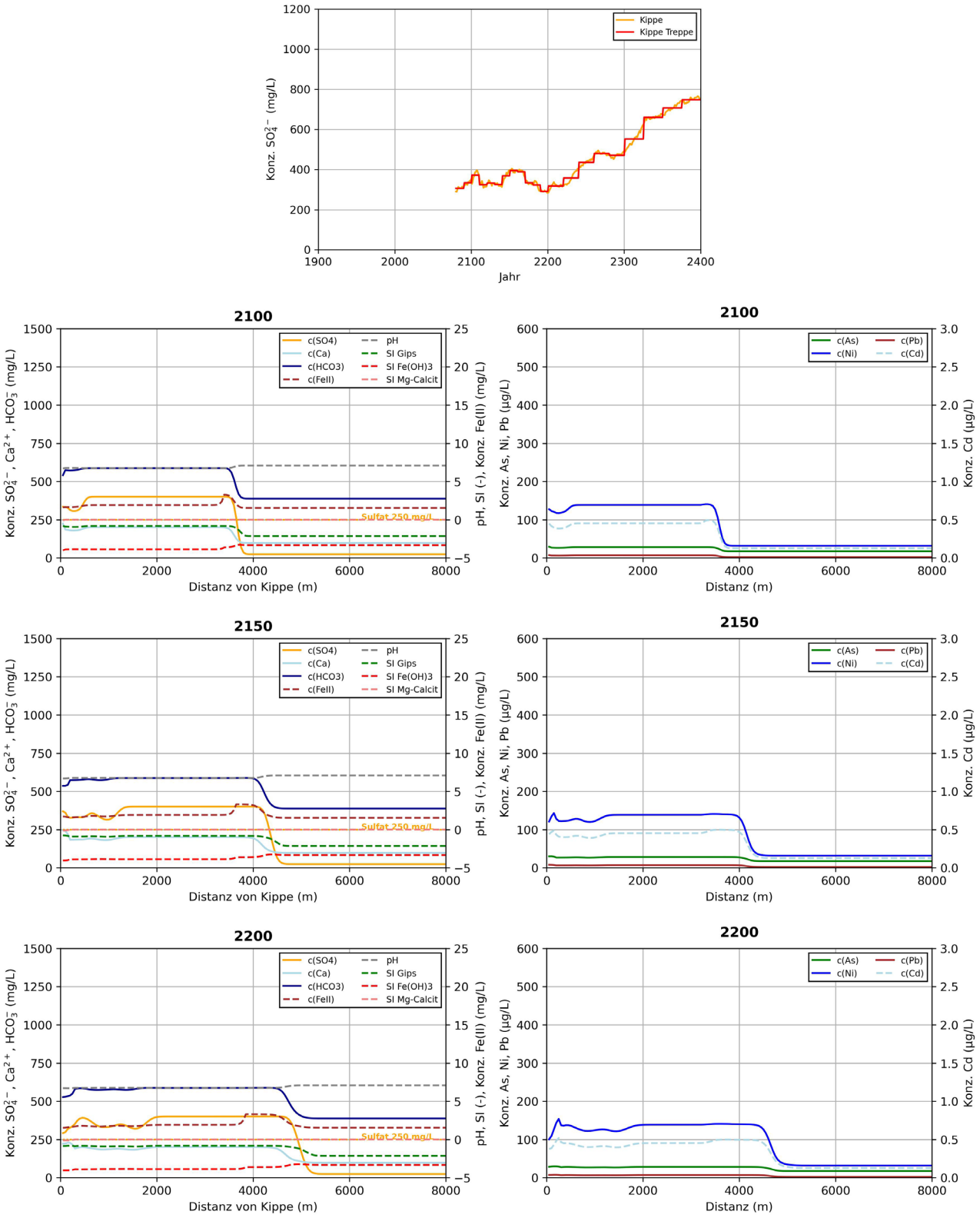


Abb. 97: Räumliche Verteilung verschiedener hydrochemischer Parameter entlang des Modellschnittes Hz7A-3 zu den Zeitpunkten 2100, 2150 und 2200 (reaktive 1D-Transportmodellierung entlang des Fahnenkerns mit Berücksichtigung longitudinaler Dispersion, aber ohne transversale Dispersion an den Fahnenrändern); oben: Sulfat-Ganglinie mit Treppenfunktion zum Vergleich.

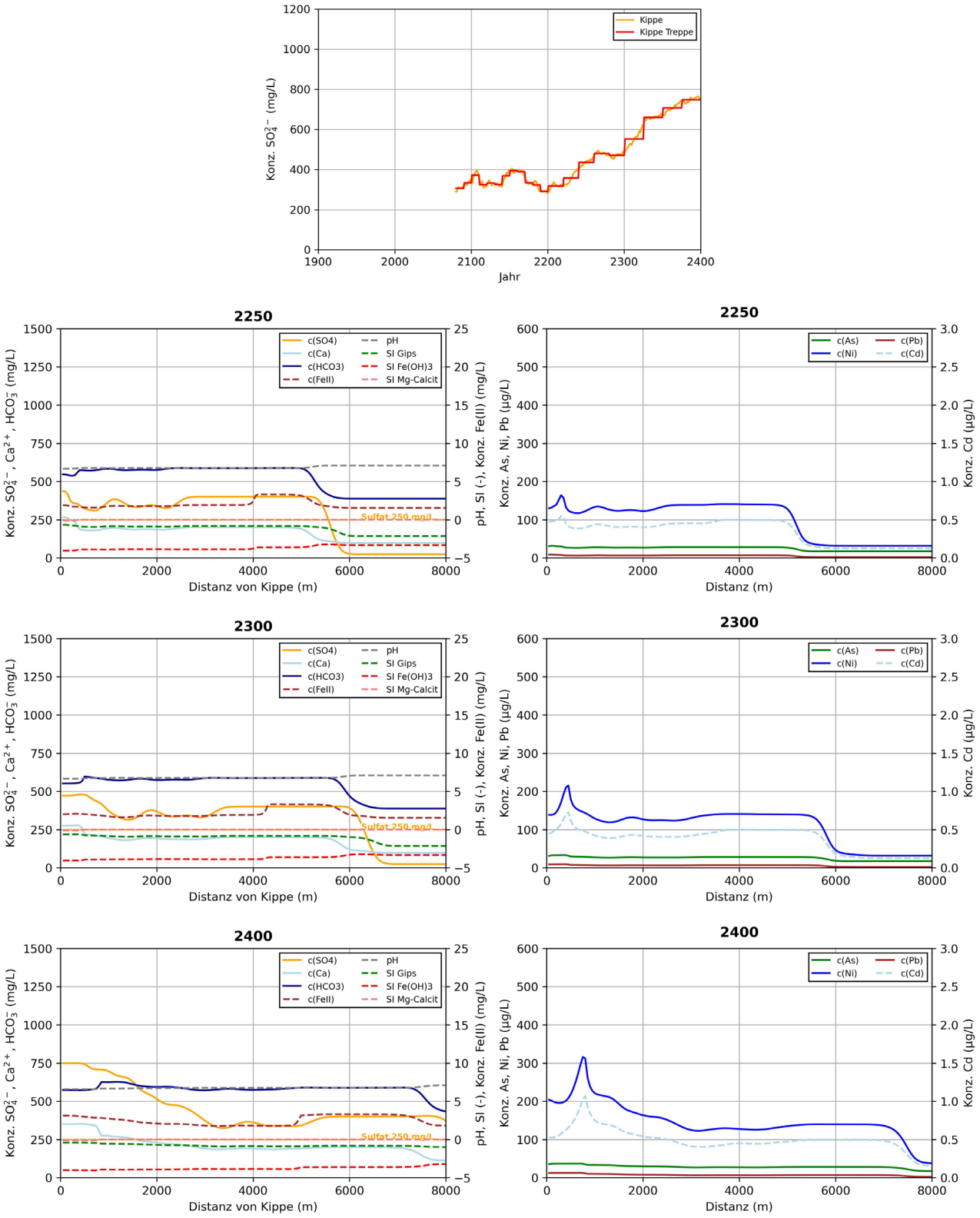


Abb. 98: Räumliche Verteilung verschiedener hydrochemischer Parameter entlang des Modellschnittes Hz7A-3 zu den Zeitpunkten 2250, 2300 und 2400 (reaktive 1D-Transportmodellierung entlang des Fahnenkerns mit Berücksichtigung longitudinaler Dispersion, aber ohne transversale Dispersion an den Fahnenrändern); oben: Sulfat-Ganglinie mit Treppenfunktion zum Vergleich.

Pfadlinie Hz7A-4a

Die Pfadlinie bildet den vom nordöstlichen Ufer des zukünftigen Tagebausees ausgehenden Abstrom in nordöstliche Richtung ab.

Der Abstrom von sulfathaltigem Wasser beginnt um 2040. Die kippenseitigen Konzentrationen steigen zunächst schnell an und erreichen um das 2065 ein erstes Maximum von rund 680 mg L^{-1}. Zusammen mit dem seeseitigen Sulfat ergibt sich eine Sulfatspitze von rund 750 mg L^{-1}. Die kippenseitigen Sulfatkonzentrationen fallen anschließend bis ca. 2100 auf ein Niveau von rund 270 mg L^{-1} ab, um dann erneut auf rund 520 mg L^{-1} anzusteigen. Ab ca. 2230 fallen die Konzentrationen kontinuierlich ab und erreichen 2287 einen Wert unterhalb von 250 mg L^{-1}, sodass das Seewasser den Abstrom dominiert. Zusammen mit dem seeseitigen Sulfat verbleiben die Austragskonzentrationen durchgehend auf einem Niveau oberhalb von 300 mg L^{-1}. Das abströmende Sulfat wird konservativ transportiert; lediglich die hydrodynamische Dispersion führt zu einer geringfügen Konzentrationsabnahme. Bis 2400 verlagert sich die Sulfatfront rund 7 km in den Abstrom. Die Stofffront erreicht somit das Ende des Modellschnitts. Hinter der Front ist mit Konzentrationen oberhalb von 250 mg L^{-1} zu rechnen.

Mit dem kippenseitgen Sulfatmaximum werden rund 3 mg L^{-1} Eisen(II), 40 µg L^{-1} Arsen, 7 µg L^{-1} Blei, 0,5 µg L^{-1} Cadmium und 206 µg L^{-1} Nickel ins Unverritzte ausgetragen. Sorptions- und Kationenaustauschprozesse retardieren die Ausbreitung der Spurenstoffe leicht und sorgen dafür, dass Arsen und Blei überwiegt unterhalb von 10 µg L^{-1} verbleiben. Im Bereich der Sulfatbefrachtung ist jedoch mit Nickel- und Cadmiumkonzentrationen oberhalb von 20 µg L^{-1} Nickel bzw. 0,5 µg L^{-1} Cadmium zu rechnen.

In Abb. 99 sind die Berechnungsergebnisse für die Zeitschnitte 2070, 2100 und 2150 und in Abb. 100 für 2200, 2300 und 2400 dargestellt. Diese decken den Modellierungszeitraum (2040 bis 2400) in Gänze ab.

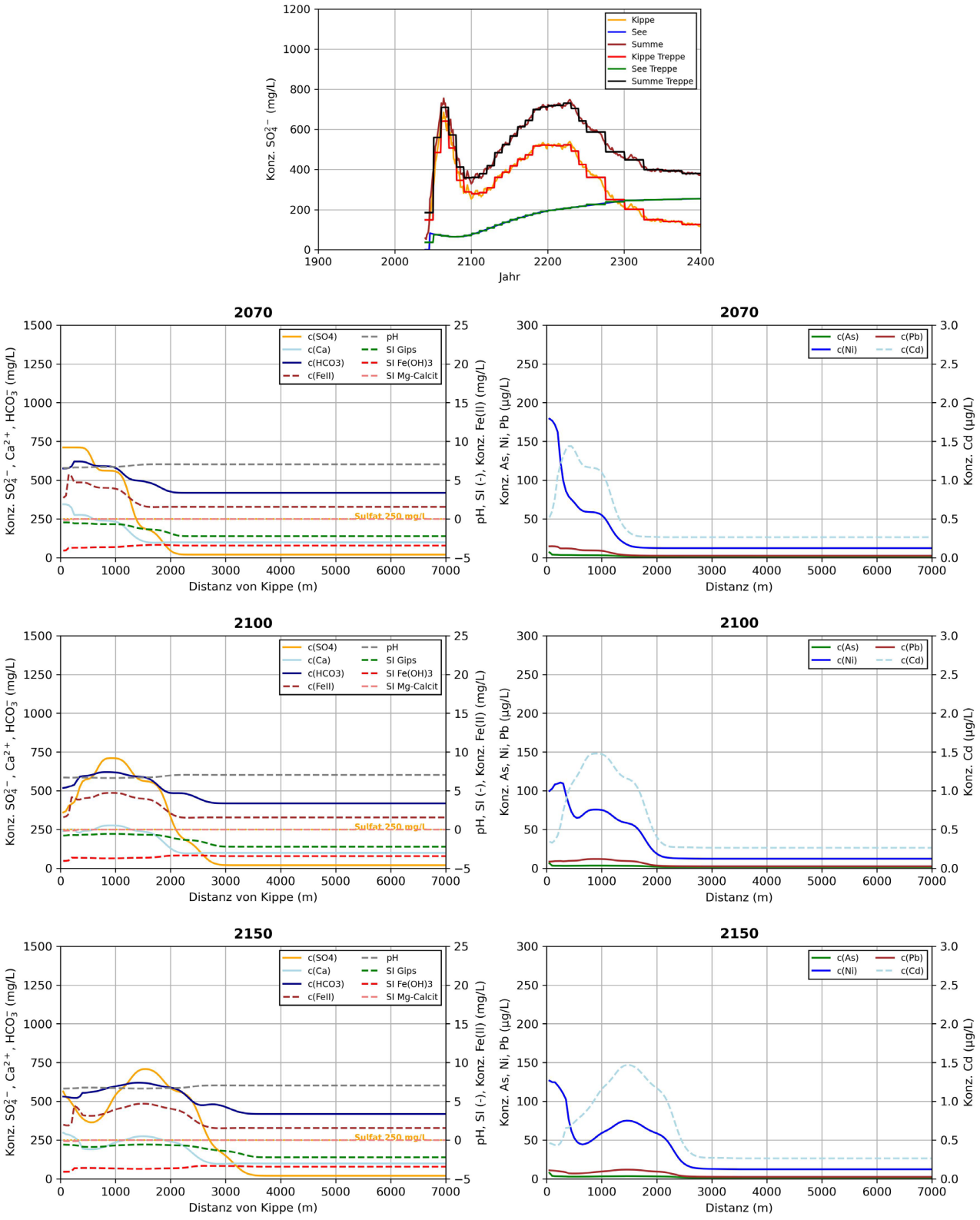


Abb. 99: Räumliche Verteilung verschiedener hydrochemischer Parameter entlang des Modellschnittes Hz7A-4a zu den Zeitpunkten 2070, 2100 und 2150 (reaktive 1D-Transportmodellierung entlang des Fahnenkerns mit Berücksichtigung longitudinaler Dispersion, aber ohne transversale Dispersion an den Fahnenrändern); oben: Sulfat-Ganglinie mit Treppenfunktion zum Vergleich.

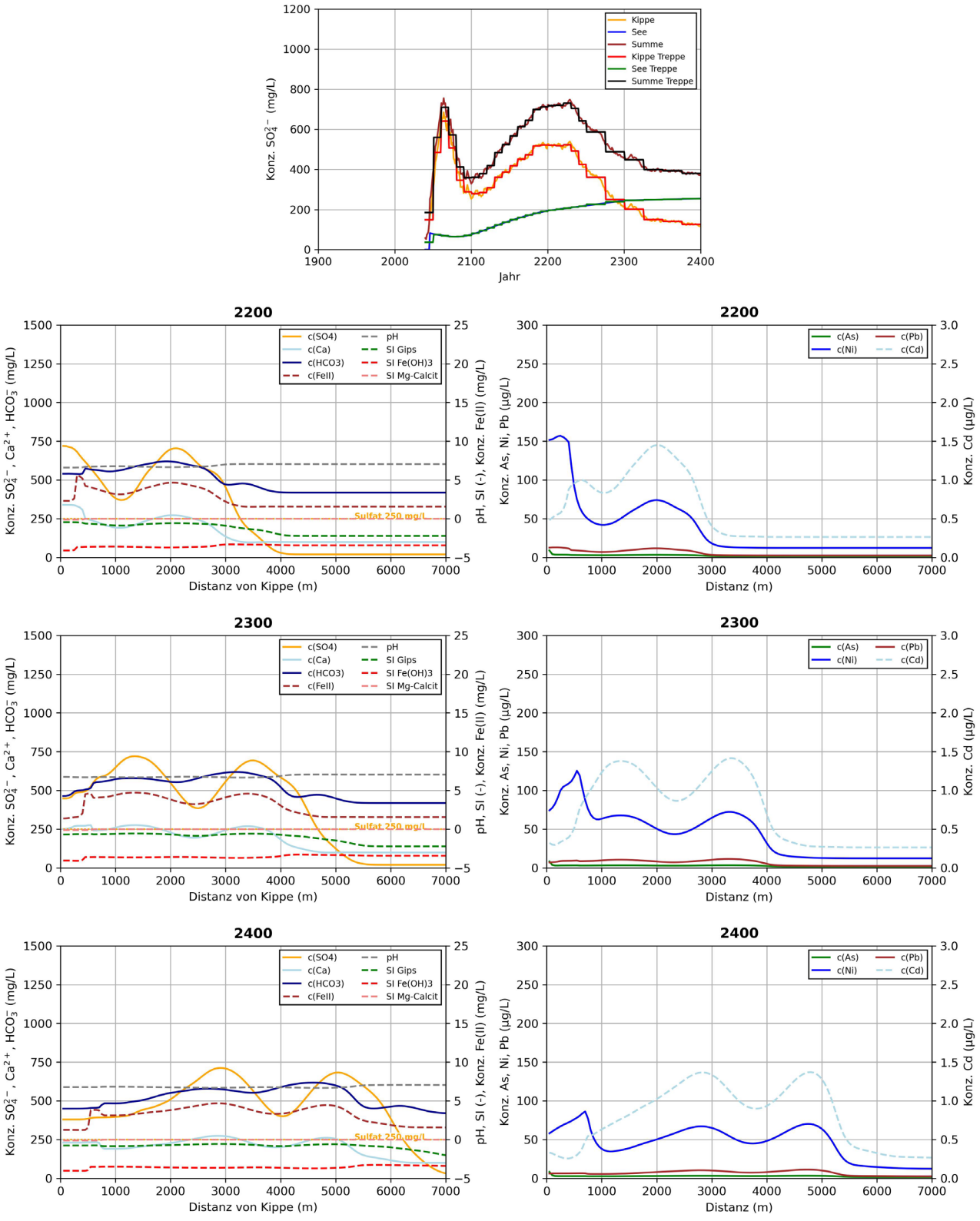


Abb. 100: Räumliche Verteilung verschiedener hydrochemischer Parameter entlang des Modellschnittes Hz7A -4a zu den Zeitpunkten 2200, 2300 und 2400 (reaktive 1D-Transportmodellierung entlang des Fahnenkerns mit Berücksichtigung longitudinaler Dispersion, aber ohne transversale Dispersion an den Fahnenrändern); oben: Sulfat-Ganglinie mit Treppenfunktion zum Vergleich.

Fazit

Die Modellierungsergebnisse zeigen, dass das OSTW hauptsächlich aus der Sophienhöhe nach Norden und Nordosten sowie aus der Innenkippe in Richtung Osten mit Sulfat befrachtet wird. Das Grundwassermodell der RWE Power prognostiziert eine Sulfatbefrachtung aus der Sophienhöhe nach Nordwesten und Westen in Richtung der Rur-Niederung. Da die Ausbreitung bei teils sehr geringen Grundwassermächtigkeiten erfolgt, ist die Ausbreitung nicht als 1D-Modell abstrahierbar. Im Bereich des zukünftigen Tagebausees erfolgt aufgrund des Kippenkeils nur ein geringfügiger Austrag, sodass der Abstrom langfristig von der Seewasserbeschaffenheit geprägt wird. Neben Sulfat erfolgt auch eine teilweise ausgeprägte Befrachtung mit den Spurenstoffen Nickel und Cadmium. Arsen und Blei werden dagegen unter den oxischen Bedingungen des OSTWs vollständig an Ferrihydritoberflächen sorbiert.

Die tieferen Grundwasserleiter (Hz. 9B, 8, 7E und 7A) werden vor allem aus der Innenkippe und dem nördlichen Abschnitt der Nordrandböschung mit Sulfat befrachtet. Bis in den Bereich der Ville ist mit einer deutlichen erhöhten Sulfat- und Spurenstoffkonzentration zu rechnen.

Es tritt im OSTW eine zeitweise kippennahe Befrachtung mit Sulfat bis über 2.000 mg L^{-1} auf. Die Modellierungsergebnisse zeigen für das OSTW einen Sulfattransport, der mit Ausnahme des nordwärts aus der Sophienhöhe ausströmenden Kippenwassers über eine vergleichsweise hohe Distanz, mit zeitweisen Konzentrationen bis zu 500 mg L^{-1} die Erftaue erreicht. Die Grundwasserneubildung führt als wesentlicher Prozess zu einer Konzentrationsminderung. Nickel und teils Cadmium folgen deutlich retardiert, führen jedoch über weite Abschnitte des Kippenabstroms über lange Zeit im Grundwasser zu Überschreitungen des Geringfügigkeitsschwellenwertes nach LAWA bzw. des Schwellenwertes nach Grundwasserverordnung. Arsen und Blei werden unter den vorherrschenden oxischen Bedingungen fast vollständig sorbiert. In Horizont 12 kann ein Transport unter sub- bis anoxischen Bedingungen mit einer geringeren Retardierung einhergehen. Diese Wässer treten dann aufgrund der Teufenlage jedoch nicht mit grundwasserabhängigen Schutzgütern, wie z.B. Fließgewässer oder Biotopen, in Interaktion.

In den tieferen Grundwasserleitern 9B, 8 und 7 führt der Abstrom aus der Innenkippe zu einer hohen Befrachtung mit Sulfat und den begleitenden Metallen. Der Abstrom aus der Innenkippe kann auch umfließend im Norden unter der Sophienhöhe sowie im Süden unter dem zukünftigen Tagebausee heraus erfolgen und die Grundwasserleiter nach Nordosten bis zur Erft mit bis zu 1.700 mg L^{-1} Sulfat befrachten. Mit diesen teilweise sehr hoch mineralisierten Kippenwässern geht auch eine hohe Befrachtung mit Nickel, Cadmium, Blei und Arsen einher, da die Sorptionsplätze bzw. die Kationenaustauschkapazität limitiert sind. Unter den überwiegend anoxischen Bedingungen wird Eisen in zweiwertiger Form transportiert. Eine Eisenfällung und eine Retardierung an daraus resultierenden zusätzlichen Sorptionsmöglichkeiten wie im OSTW erfolgt nicht. Der Austrag von stark mineralisiertem Kippenwasser, vor allem im nördlichen Bereich des zukünftigen Tagebausees aus der Innenkippe und der Nordrandböschung ist zum Ende des betrachteten Zeitraums bis zum Jahr 2400 noch nicht abgeschlossen, so dass der nach Nordosten gerichtete Abstrom durch diese charakterisiert sein wird. Aufgrund der nach 2100 umschwenkenden Strömungsrichtung über Nordosten nach Norden, sind die östlich des südlichen Tagebauabschnitts befindlichen Bereiche davon nicht betroffen.

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 entsprechend der Abstimmung zwischen RWE Power und LANUV (jetzt LANUK) nicht betrachtet.

Tab. 17: Schwellenwerte nach Anlage 2 GrwV.

Stoffe und Stoffgruppen	*CAS-Nr.*	*Schwellenwert*	*Ableitungskriterium*
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 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}.

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 µg L^{-1} angegeben (BLA-GEO & LAWA, 2015). Die Trinkwasserverordnung nennt einen Grenzwert von 10 µg L^{-1} (Fassung 2021).

Die Schwermetalle Blei, Cadmium und Nickel, 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 über die Zeit seit 1990 umfasst insgesamt 680 Messstellen mit rund 11.000 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

Der Datensatz über die Zeit seit 1990 umfasst insgesamt 887 Messstellen im unverritzten Gebirge mit rund 15.200 Analysen. 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 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 keine Analysen vorliegen.

Zur Vergrößerung der Datenkohorte (Stichprobenumfang) für das unverritzte Gebirge wurden die Bereiche Inden (Rur-Scholle) und Hambach (Erftscholle) horizontweise zusammengefasst. Dieses Vorgehen beruht darauf, dass für jeden Horizont über die tektonischen Schollengrenzen hinweg eine ähnliche hydrogeochemische Charakteristik besteht. Für Redoxeigenschaften gilt dies nicht a priori. Eine Prüfung mit zufällig gewählten Teilkohorten ergab keine signifikanten Unterschiede.

Da bereichsweise bereits ein Kippenabstrom erfolgt, wurde der Datensatz auf Messstellen untersucht, die bereits kippenwasserbeeinflusst sein könnten. Dazu wurden alle Analysen mit einer Sulfatkonzentration oberhalb des 90 %-Perzentil von 240 mg/L Sulfat auf Beeinflussungen durch Kippenwasserabstrom geprüft. Eine kleine Kohorte von etwa 150 Analysen, die aufgrund der Lage der Messstellen und der sonstigen Inhaltsstoffe nicht kippenwasserbeeinflusst sein können, wurden dem bereinigten Datensatz wieder hinzugefügt. Die Abbildung zeigt Histogramme der Sulfatkonzentrationen für den Ausgangsdatensatz und den bereinigten Datensatz des unverritzten Gebirges. Dieser umfasst rund 13.900 Analysen aus 838 Messstellen.

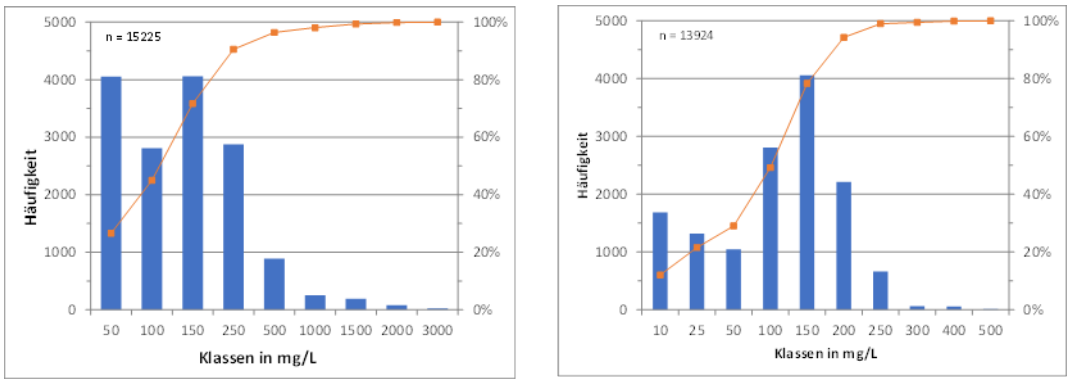


Abb. 67: Histogramme de Sulfatkonzentration für den Gesamtdatensatz von Messstellen im Unverritzten (links) und der für die weitere Auswertung um vermutlich Kippenabstrom beeinflusste Messstellen bereinigte Datensatz (rechts).

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 (< BG) ist ebenfalls in den Tabellen ausgewiesen. Dieses Vorgehen ergibt sich aus der z.T. sehr großen Zahl von Analysen < BG gegenüber den Analysen mit Quantifizierung. Das Setzen z.B. der halben Bestimmungsgrenze als Ersatz für „< BG“ erzeugt dann eine extrem stark besetzte Klasse, 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.

Messstellen der Kippenbereiche Hambach und Inden wurden in gleicher Weise ausgewertet und die statistischen Kenngrößen in Kapitel 4.2 angegeben.

6.4.2 Stickstoffverbindungen

In den Kippenwasseranalysen der Tagebau Hambach und Inden (s. Kap. 4.2) sind die Nitrat- und Nitritkonzentrationen in der weit überwiegenden Zahl der Analysen unter der Bestimmungsgrenze (für Hambach keine Nitritanalysen). Die Konzentrationen liegen – mit Ausnahme eines Nitriteinzelwertes - unterhalb der Schwellenwerte nach GrwV. Es besteht für den zukünftigen Kippenwasserabstrom kein Risiko einer schädlichen Beeinflussung der Grundwasserqualität hinsichtlich dieser beiden Stoffe.

Die Grundwasseranalysen im Unverritzten (Tab. 18) 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 im Verhältnis 2:1 bis 3:1, doch liegen rund 25 % (Hz. 9B und 8) bzw. 5 % (Hz. 7) der Analysen über dem Schwellenwert.

Die Nitritkonzentrationen liegen im Unverritzten weit überwiegend unter der Bestimmungsgrenze. Rund 10 % der Analysen über alle untersuchten Horizonte hinweg (Tab. 18) liegen über dem Schwellenwert.

Stickstoff ist Bestandteil der natürlichen organischen Substanzen und liegt bei ihrer Mineralisierung im Redoxmilieu der Kippen als Ammonium vor. Rund 75 % der Kippenanalysen Hambach bzw. 50 % der Analysen aus der größeren Kohorte Inden liegen über dem Schwellenwert für Ammonium (s. Kap. 4.3).

Tab. 18: Statistische Auswertung der Stickstoffverbindungen im Unverritzten nach Horizonten (Datengrundlage RWE Power, Stand 2022).

[mg/L]	Hz.	Mess-stellen	Analysen	< BG[1]	> BG[2]	Min.	Max.	25%-Perzentil	75%-Perzentil	90%-Perzentil	Mittel-wert	Median
Nitrat		285	8562	1532	7030	0,3	263	26	72	93	52	51
Nitrit	OSTW	225	7948	7798	150	0,01	4,9	0,33	1,01	1,66	0,79	0,61
Ammonium		288	8541	6289	2252	0,01	69	0,08	0,32	0,77	0,46	0,15
Nitrat		100	1372	943	429	0,30	139	3,3	45	52	26	23
Nitrit	9B	76	1077	1059	18	0,02	1,81	0,43	0,66	1,69	0,71	0,6
Ammonium		100	1327	906	421	0,01	1,52	0,1	0,22	0,42	0,21	0,14
Nitrat		176	1841	1237	604	0,3	124	5,4	48	82	30	17
Nitrit	8	118	1172	1142	30	0,33	4,6	0,52	1,24	2,71	1,09	0,66
Ammonium		176	1739	1096	643	0,01	19	0,13	0,38	0,7	0,4	0,24
Nitrat		132	871	648	223	0,2	116	1,15	21	40	15	10
Nitrit	7	51	469	459	10	0,07	8,2	0,33	1,45	2,41	1,39	0,41
Ammonium		123	787	291	496	0,01	24	0,19	0,49	0,65	0,45	0,32

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

Das obere Grundwasserstockwerk (OSTW) im Unverritzten zeigt Ammoniumwerte überwiegend unter der Bestimmungsgrenze. Rund 15 % der Analysen liegen über dem Schwellenwert. In diesen suboxischen bis anoxischen Milieus beträgt die Ammoniumkonzentration bis zu 69 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 konzentrationsbegrenzenden Oxidationsprozesse zu erwarten.

In den tieferen, suboxischen bis anoxischen Grundwasserhorizonten liegen in 5 % (Hz. 9B) bis 15 % (Hz. 7) der Analysen Ammoniumkonzentrationen über dem Schwellenwert vor. In den tieferen Horizonten wird die Mobilität von Ammonium zunehmend durch Ionenaustausch an den Mineraloberflächen von Illit bzw. Glimmer beeinflusst (s. Abb. 68). In oxischen Bereichen hält die Ammoniumoxidation die Konzentration gering bis nicht bestimmbar. Der zukünftige Kippenwasserabstrom bedeutet kein zusätzliches Risiko durch Ammonium in den tieferen Grundwasserleitern, da dieselben Rückhalteprozesse wirken werden.

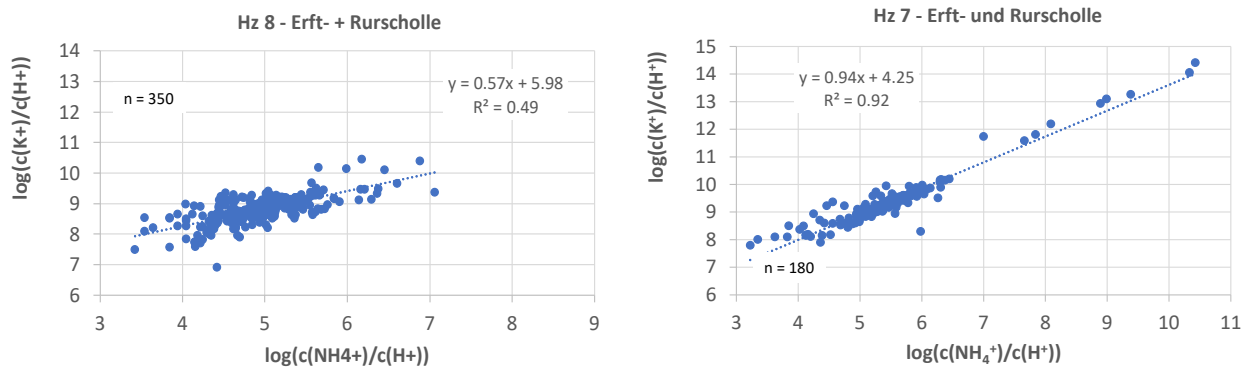


Abb. 68: Beeinflussung der Ammoniummobilität in tieferen Horizonten durch Ionenaustausch mit Kalium an illitischen Tonmineralien oder Glimmer. Diagrammkonzept nach Manning & Hutcheon (2004).

Eine rund 50 m tiefe Messstelle auf der Rurscholle wurde in der Auswertung nicht berücksichtigt. Für diese Messstelle wurde in 1990 eine Analysenwert von 540 mg L^{-1} dokumentiert, der dann stetig abfällt und im Jahr 2013 bei 42 mg L^{-1} liegt. Dies deutet auf eine Sondersituation, die nicht Gegenstand des Gutachtens ist.

6.4.3 Phosphat

Ortho-Phosphat aus der Mineralisierung natürlicher organischer Substanzen liegt in den Kippen Hambach und Inden in rund der Hälfte der Proben unter der Bestimmungsgrenze und in allen Analysen Hambach unter dem Schwellenwert. In der größeren Kohorte Inden liegen 10 % über dem Schwellenwert. Dies entspricht den statistischen Kennwerten im Unverritzten (s. Tab. 19). Es besteht durch den zukünftigen Kippenwasserabstrom kein Risiko einer erheblich nachteiligen Beeinflussung der Grundwasserqualität hinsichtlich dieses Stoffes.

Tab. 19: Statistische Auswertung von o-Phosphat im Unverritzten nach Horizonten (Datengrundlage RWE Power, Stand 2022).

[mg/L]	Hz.	Mess-stellen	Analysen	< BG[1]	> BG[2]	Min.	Max.	25%-Perzentil	75%-Perzentil	90%-Perzentil	Mittel-wert	Median
o-Phosphat	OSTW	235	3618	2747	871	0,01	11,2	0,07	0,18	0,41	0,23	0,09
o-Phosphat	9B	87	639	508	131	0,05	21	0,07	0,17	0,46	0,39	0,11
o-Phosphat	8	144	978	538	440	0,02	7	0,08	0,16	0,29	0,19	0,11
o-Phosphat	7	111	471	204	267	0,05	24	0,11	0,55	1,08	0,59	0,26

[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 Hambach liegen keine Quecksilberanalysen vor. In der Kippe Inden sind es wenige Einzelwerte. Diese umfassen eine weite Spanne von "< BG" bis 1,5 µg L^{-1}. Quecksilber tritt auch im Unverritzten, insbesondere bei höheren Gehalten organischer Substanzen, die mineralisiert werden können, auf (s. Tab. 20). 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 keine Analysen vor. In einer Bachelorarbeit, gemeinsam mit dem Erftverband im Jahr 2010 durchgeführt (Kurth 2010), wurden 355 Grundwasserproben im Tätigkeitsgebiet des Erftverbandes auf Uran analysiert. Nur drei Analysen lagen über 10 µg L^{-1}. Erhöhte Werte treten nicht überraschend im Mechernicher 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.

Tab. 20: Statistische Auswertung von Schwermetallen im Unverritzten nach Horizonten (Datengrundlage RWE Power, Stand 2022).

[µg/L]	Hz.	Mess-stellen	Analysen	< BG[1]	> BG[2]	Min.	Max.	25%-Perzentil	75%-Perzentil	90%-Perzentil	Mittel-wert	Median
Arsen	OSTW	147	2086	1891	195	0,3	50	1,15	7	10	5,49	4,94
Blei		147	2058	1971	87	0,1	110	3,15	13	35	13	6
Cadmium		147	2015	1926	89	0,01	2,2	0,09	0,75	1,04	0,48	0,4
Quecksilber		49	187	171	16	0,01	22,5	0,01	14	17	5,91	0,09
Nickel		147	2128	1952	176	0,4	170	5,7	17	31	15	9,3
Uran		0	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Arsen	9B	20	198	176	22	0,6	13	6,25	10	11	7,8	8,0
Blei		20	197	182	15	0,5	53	2,95	28	43	17	9,0
Cadmium		20	197	189	8,00	0,1	0,40	0,28	0,33	0,40	0,29	0,30
Quecksilber		3	24	18	6,00	0,01	2,9	0,02	0,61	1,83	0,65	0,12
Nickel		20	206	150	56	4,0	304	12	32	61	35	22
Uran		0	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Arsen	8	57	367	304	63	0,2	130	0,75	7	26	8,9	1,4
Blei		59	358	315	43	0,4	43	0,6	7	26	7,1	1,3
Cadmium		59	359	299	60	0,07	8,3	0,20	0,60	1,21	0,69	0,30
Quecksilber		8	11	9	2	0,005	0,005	-	-	-	-	-
Nickel		59	379	156	223	2,1	337	10	31	60	28	17
Uran		0	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Arsen	7	18	117	100	17	0,6	10	1,3	5,4	8,2	3,4	2,0
Blei		20	139	124	15	0,3	134	1,35	15	122	29	5,0
Cadmium		20	136	115	21	0,1	78	0,28	0,58	0,70	4,12	0,40
Quecksilber		2	2	2	0	< 0.2	< 0.5	-	-	-	-	-
Nickel		18	121	85	36	3,8	417	11	31	71	40	17
Uran		0	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-

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

Die Nickelkonzentrationen liegen in den Kippenwässern Hambach und Inden in der Mehrzahl der Proben über dem nationalen Basiswert für den Hintergrund (s. Kap. 4.3). Die Übersicht in Tab. 20 zeigt, dass auch im Unverritzten der nationale Basiswert im OSTW von über 50 % und in den tieferen Horizonten von über 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. Grundwasserproben des Unverritzten weisen Nickelkonzentrationen bis rund 400 µg L^{-1} auf. Analysen im hunderter Mikrogramm-Bereich sind gekennzeichnet von suboxischem Milieu, pH-Werten knapp unter 6, hohen Fe(II)-Konzentrationen und einer Nickel-Sulfat-Korrelation – allerdings mit hoher nicht-erklärter Varianz. Sie zeigen keine Beziehung von Nickel und Hydrogenkarbonat und weisen Nitratkonzentrationen unter der Bestim-

mungsgrenze und in wenigen Fällen gering darüber auf. Diese Merkmale entsprechen einer chemolithotrophen Pyritoxidation durch landwirtschaftlich eingetragenes Nitrat verbunden mit der Freisetzung pyritgetragenen Nickels (Cremer 2015).

Grundwasserproben des Unverritzten im OSTW weisen ein 90 % Perzentil für die Nickelkonzentration von rund 31 µg L^{-1} und einen Median von rund 9 µg L^{-1} auf. Der hier angeführte Maximalwert reicht bis 170 µg L^{-1}. Die ausgewerteten 2.128 Analysen weisen im Bereich Hambach 6 extreme Einzelwerte, einer davon 608 µg L^{-1}, auf, die aufgrund der Werte für die anderen gemessenen Stoffe und dem Zeitreihenverlauf nicht plausibel sind. Diese Extremwerte wurden bei der Auswertung ausgeschlossen.

Das hydrochemische Gesamtbild der Proben entspricht nicht einer sauerstoffgetragenen Pyritoxidation durch Grundwasserabsenkung und Belüftung der Sedimente. Mit den sich zukünftig einstellenden Strömungsrichtungen können ggf. hohe Nickelkonzentrationen im Unverritzten, die nicht durch den Bergbau verursacht sind, den Kippenwasserstofffronten vorauslaufen. Die erhöhten Nickelkonzentrationen sind in Grundwassermessstellen des unverritzten Gebirges bestimmt worden, deren Strömungsfeld bergbaubeeinflusst sein kann, die aber nicht entwässert worden sind. Die Pyritoxidation ist nicht Ergebnis eines Sauerstoffeintrages in ein entwässertes Gebirge, sondern erfolgt durch die chemo-lithotrophe Reduktion von in das Grundwasser landwirtschaftlich eingetragenem Nitrat. Grundwasserqualitätsnorm und potenziell Qualitätsnormen der Oberflächengewässerverordnung werden dann auch ohne Bergbaueinfluss überschritten.

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 hier angebotenen Untersuchungen neu gewonnenen Erkenntnisse wird abgeleitet, ob und inwieweit eine potenzielle Beeinträchtigung von an Grundwasser angebundene Schutzgüter zu erwarten ist.

Dies umfasst die Grundwasserkörper als solche und die Wasserversorgung sowie andere mit Grundwasser interagierenden Schutzgüter wie z.B. Oberflächengewässer, grundwasserabhängige Landökosysteme, FFH-Gebiete, Feuchtgebiete als auch andere terrestrische Schutzgüter im Grundwasserabstrom der Kippe. 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 Schutzgütern abgeglichen. Es wird ermittelt, ob Bereiche zukünftig zu erwarten sind, in denen kippenwasserbeeinflusste Grundwassergüten oberflächennah vorliegen werden. Die wasserwirtschaftlichen Nutzungen bzw. oben genannten Schutzgüter werden aus den von RWE Power übergebenen Daten bzw. öffentlich zugänglichen Landesdaten bestimmt.

7.1 Flurabstandsprognose und potenzielle Befrachtungsbereiche

Die nachfolgende Karte (Abb. 101) weist auf Basis der Modellprognosen des RWE-Grundwassermodells (Grundwasserstand im Jahr 2200) Bereiche mit Flurabständen bis 2 m (vertikale Kreuzschraffur), bis > 2 - 3 m (diagonale Kreuzschraffur) und > 3 bis 5 m (Schrägschraffur) aus und zeigt potenzielle Befrachtungsbereiche mit Sulfat im Kippenabstrom Hambach des oberflächennahen Grundwassers in neun Zonen. Die dargestellten Zonen sind unter hydraulischen und hydrochemischen Gesichtspunkten aus dem Stofftransportmodell der RWE Power und den in Rahmen dieses Gutachtens durchgeführten reaktiven Stofftransportmodellierungen abgeleitet.

Die Wechselwirkung von Fließgewässern mit dem Grundwasser (Vorflutfunktion, Mischanteil Grundwasser zum Durchfluss) wird hier nicht betrachtet und ist zur Beurteilung einer möglichen Gewässerbefrachtung in jedem Fall einzeln zu bewerten. Insbesondere im Bereich der Erftaue sind die lokalen hydraulischen Verhältnisse zu berücksichtigen. Die abgesteckten Befrachtungsbereiche enden deshalb an der Erft bzw. der Großen Erft.

I. kein Pfadlinienmodell: Zone entlang Rur, Austrag überwiegend im Bereich Sophienhöhe, nicht in 1D modellhaft abbildbar, in der Ruraue geringe Flurabstände, stellenweise Befrachtung
II. kein Pfadlinienmodell: westlicher Abstrom aus Sophienhöhe, bogenförmige Fließrichtung bis vor Malefinkbach, bis westl. Titz stellenweise erhöhte Sulfatbefrachtung durch RWE Modell prognostiziert, Befrachtungssituation aus den vorliegenden Daten nicht umfänglich abschätzbar, kleinräumig variable Fließrichtungen im OSTW, hohe k_f-Werte/Abstandsgeschwindigkeiten bei zu Beginn geringer wassererfüllter Mächtigkeit

III. Pfadlinie OSTW-1a (2 Varianten): nordwestlicher Abstrom aus Sophienhöhe, bogenförmige Fließrichtung über Titz, geringe Flurabstände erst im Bereich Erftaue, hohe k_f-Werte/Abstandsgeschwindigkeit, Sulfatbefrachtung in 1D-Modell in 2 Varianten abgebildet
IV. Pfadlinie OSTW-1b: nördlicher Abstrom aus Sophienhöhe, bogenförmige Fließrichtung nach Nordosten, geringe Flurabstände erst im Bereich Erftaue
V. Pfadlinie OSTW-1c2a: Nordostabstrom Sophienhöhe, entlang Finkelbach
VI. Pfadlinie OSTW-2: Ostabstrom Sophienhöhe
VII. Pfadlinie OSTW-4a: Abstrombereich Nordost-Ufer zukünftiger Tagebausee, Bereich mit Kippenkeil, Grundwasserqualität im Wesentlichen durch Seewasserbeschaffenheit geprägt
VIII. Pfadlinie OSTW-4b: Abstrombereich Nordost-Ufer zukünftiger Tagebausee, Bereich mit Kippenkeil, Grundwasserqualität im Wesentlichen durch Seewasserbeschaffenheit geprägt
IX. kein Pfadlinienmodell: Abstrombereich Manheimer Bucht, kurzzeitiger Abstrom aus zukünftigem Tagebausee, Abströmen von Seewasser zwischen 2070 – 2090 (Sulfat nach Seewasserprognose ca. 70 mg/L)

Auf Basis der aus den prognostizierten Grundwasserhöhen des Grundwassermodells von RWE Power abgeleiteten Flurabstandsprognosen und des im vorherigen Kapitel beschriebenen potenziellen Befrachtungsbereichs erfolgt hier eine Auflistung von Schutzgütern innerhalb der jeweiligen Befrachtungsbereiche differenziert nach den Flurabstandsklassen < 2 m (Gewässer), < 3 m (terrestrische Biotope) und < 5 m (FFH-Gebiete). Damit wird ein konservativer Ansatz verfolgt, der zunächst alle Gebiete mit potenzieller Betroffenheit erfasst. Eine Differenzierung erfolgt nachfolgend im Umweltfachgutachten.

Die Flurabstände basieren auf Modellrechnungen des von RWE Power betriebenen numerischen Grundwassermodells für den stationären Endzustand (Jahr 2200). Bei den drei angegebenen Flurabstandsklassen im stationären Endzustand ist davon auszugehen, dass für die angegebene Schutzgutkategorie ein potenzieller Grundwasserkontakt angenommen werden kann und sich demnach auch eine potenzielle Betroffenheit aus dem Eintrag eines Kippenabstrom befrachteten Grundwassers ergibt.

Die hier durchgeführten Modellierungen bilden den Kippenabstrom linienförmig ab. Nicht entlang dieser Pfadlinien gelegene Schutzgüter werden entsprechend ihrer Distanz entlang des für diese angenommenen Fließwegs auf die modellierte Pfadlinie projiziert und aus der entsprechenden Modellzelle die prognostizierte Grundwasserbeschaffenheit abgegriffen. In der folgenden Auflistung werden die potenziell betroffenen Schutzgüter aufgelistet und eine prognostizierte maximale Sulfatkonzentration angegeben. Diese entspricht i.d.R. dem kippennächsten Bereich der Schutzgutfläche im Verschnitt mit der entsprechenden Flurabstandsklasse. Im Abstrom erfolgt eine Verdünnung durch die Grundwasserneubildung und damit i.d.R. eine Konzentrationsminderung der kippenbürtigen Befrachtung.

Interaktionen mit Gewässern, ein lateraler Zustrom von nicht befrachtetem Grundwasser sowie hydraulische Abschirmungseffekte an das Grundwasser angebundener Gewässer werden nicht berücksichtigt. Die Teufenwirksamkeit der Vorflutwirkung ist je Standort im Detail zu beurteilen. Die angegebene Maximalkonzentration ist also nicht für das gesamte Schutzgut pauschal anzusetzen, sondern in diesem Kontext entsprechend den lokalen Gegebenheiten einzuordnen.

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 Erft). Eine schutzgutspezifische Bewertung erfolgt im Rahmen der Angaben zur Umweltverträglichkeit.

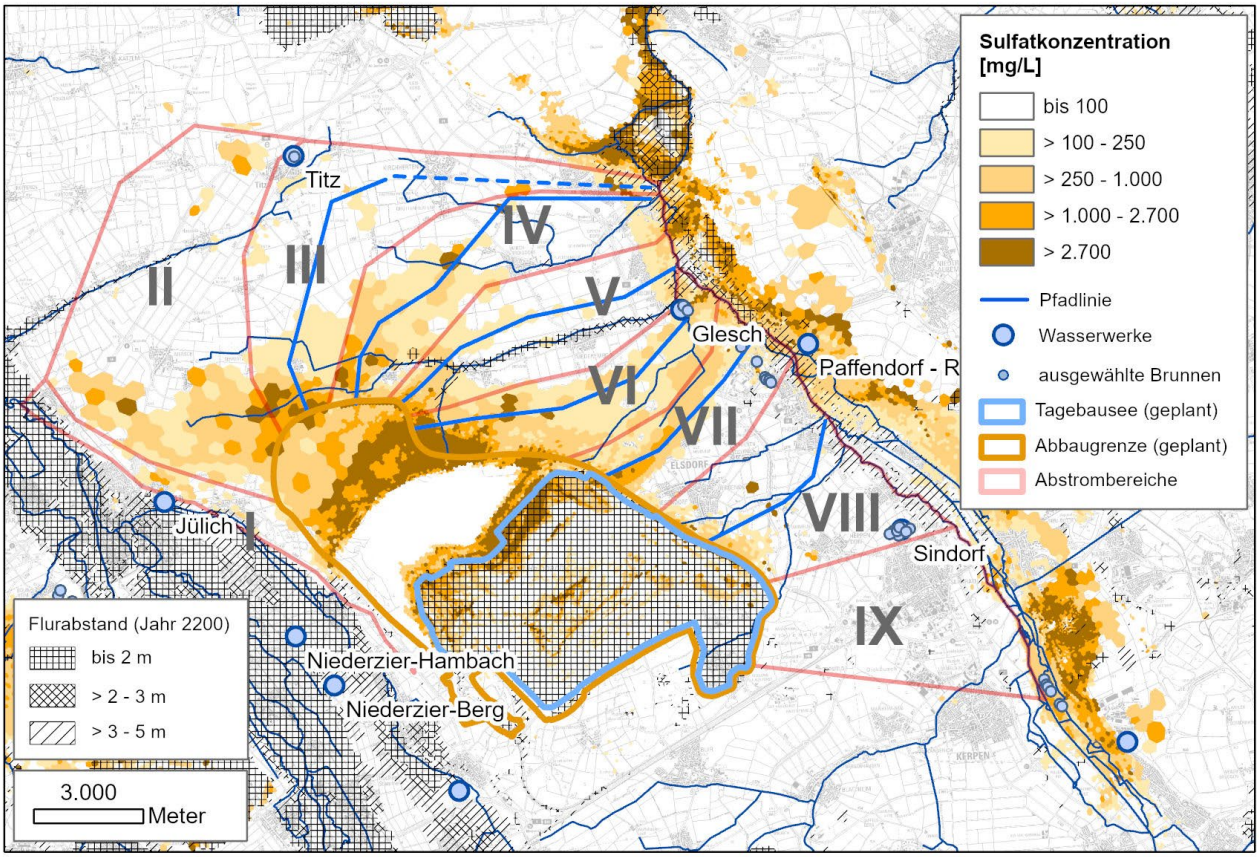


Abb. 101: Potenzielle Befrachtungsbereiche (Abstrombereiche) im OSTW. Flurabstandprognosen auf Grundlage der von RWE Power modellierten Grundwasserhöhen im OSTW für das Jahr 2200. Räumliche Auflösung entsprechend der Modell-diskretisierung des Grundwassermodells der RWE Power.

7.1.1 Zone I

Für Zone I liegt keine reaktive Stofftransportmodellierung vor. Angegebene Maximalkonzentrationen von Sulfat sind dem Grundwassermodell der RWE Power entnommen und umfassen nur Kippensulfat.

- *FFH-Gebiete*

Kennung	**Bezeichnung**	**max. Sulfatkonz. [mg L^{-1}]**
DE-5003-301	kleinräumig in einzelnen Zellen	220

- *Naturschutzgebiete*

Kennung	**Bemerkung**	**max. Sulfatkonz. [mg L^{-1}]**
DN-089	kleinräumig in einzelnen Zellen	220

- *Gesetzlich geschützte Biotope*

Kennung	Bemerkung	max. Sulfatkonz. [mg L^{-1}]
BT-5003-003-9	kleinräumig in einzelnen Zellen	220

- *Biotopkataster*

Kennung	Bemerkung	max. Sulfatkonz. [mg L^{-1}]
BK-5003-078	kleinräumig in einzelnen Zellen	220
BK-5003-903	kleinräumig in einzelnen Zellen	220
BK-5003-067	kleinräumig in einzelnen Zellen	100
BK-5003-101	kleinräumig in einzelnen Zellen	70

- *Feuchtgebiete*

Bezeichnung	Bemerkung	max. Sulfatkonz. [mg L^{-1}]
Rurdriesch	kleinräumig in einzelnen Zellen	220

- *Grundwasserabhängige Landökosysteme*

Kennung	Bemerkung	max. Sulfatkonz. [mg L^{-1}]
DE-5003-301	kleinräumig in einzelnen Zellen	220

- *Natürliche Lebensräume*

Kennung	Bemerkung	max. Sulfatkonz. [mg L^{-1}]
BT-5003-003-9	kleinräumig in einzelnen Zellen	220

- *Landschaftsschutzgebiete*

Kennung	Bemerkung	max. Sulfatkonz. [mg L^{-1}]
LSG-DN-00051	kleinräumig in einzelnen Zellen	220

- *Naturdenkmäler*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Geschützte Landschaftsbestandteile*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Kompensationsflächen*
  keine potenzielle Betroffenheit

- *Gewässer*

Kennung	Bemerkung	max. Sulfatkonz. [mg L^{-1}]
2825312	Mühlengraben von Haus Broich, kleinräumig in einzelnen Zellen	220
282522	Mühlengraben bei Stetternich, kleinräumig in einzelnen Zellen	220
28252	Ellebach bei Stetternich, kleinräumig in einzelnen Zellen	220

- *Vogelschutzgebiete*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Alleen*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Wildnisentwicklungsgebiete*
  keine potenzielle Betroffenheit

7.1.2 Zone II

Für Zone 2 liegt keine reaktive Stofftransportmodellierung vor. Angegebene Maximalkonzentrationen von Sulfat sind dem Grundwassermodell der RWE Power entnommen und umfassen nur Kippensulfat.

- *FFH-Gebiete*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Naturschutzgebiete*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Gesetzlich geschützte Biotope*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Biotopkataster*

Kennung	Bemerkung	max. Sulfatkonz. [mg L^{-1}]
BK-5004-004	keine Befrachtung im RWE-Modell, in vorliegenden Zeitschnitten in den betroffenen RWE-Modellzellen < 100 mg/L Sulfat	< 100

- *Feuchtgebiete*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Grundwasserabhängige Landökosysteme*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Natürliche Lebensräume*
  keine potenzielle Betroffenheit

- *Landschaftsschutzgebiete*

Kennung	Bemerkung	max. Sulfatkonz. [mg L^{-1}]
LSG-DN-00047	keine Befrachtung im RWE-Modell, in vorliegenden Zeitschnitten in den betroffenen RWE-Modellzellen < 100 mg/L Sulfat	< 100
LSG-DN-00054	keine Befrachtung im RWE-Modell, in vorliegenden Zeitschnitten in den betroffenen RWE-Modellzellen < 100 mg/L Sulfat	< 100

- *Naturdenkmäler*
  keine potenzielle Betroffenheit

- *Geschützte Landschaftsbestandteile*

Kennung	Bemerkung	max. Sulfatkonz. [mg L^{-1}]
2.4.1-16	keine Befrachtung im RWE-Modell, in vorliegenden Zeitschnitten in den betroffenen RWE-Modellzellen < 100 mg/L Sulfat	< 100
2.4.6	keine Befrachtung im RWE-Modell, in vorliegenden Zeitschnitten in den betroffenen RWE-Modellzellen < 100 mg/L Sulfat	< 100

- *Kompensationsflächen*
  keine potenzielle Betroffenheit

- *Gewässer*

Kennung	Bemerkung	max. Sulfatkonz. [mg L^{-1}]
28254	Malefinkbach abschnittsweise, auch vereinzelt kleinere Zuflüsse (Fließgewässer Sonstige)	< 100

- *Vogelschutzgebiete*
  keine potenzielle Betroffenheit

- *Alleen*
  keine potenzielle Betroffenheit

- *Wildnisentwicklungsgebiete*
  keine potenzielle Betroffenheit

7.1.3 Zone III

Für Zone III liegen für den ersten Abschnitt der Pfadlinie OSTW-1a-Ost zwei Varianten mit unterschiedlichen Abstandsgeschwindigkeiten vor. Für den zweiten Abschnitt wurde keine reaktive Stofftransportmodellierung umgesetzt (s. Kap. 6.3.5). Angegebene Maximalkonzentrationen von Sulfat sind dem Grundwassermodell der RWE Power entnommen und umfassen nur Kippensulfat. Aus dem Pfadlinienmodell OSTW-1a-Ost lassen sich für Variante 1 ca. 200 mg L^{-1} Sulfat und für die plausible Variante 2 < 100 mg L^{-1} Sulfat im Bereich der Erftaue ableiten (s. Kap. 6.2.3). Die unten aufgeführten,

teils sehr hohen Sulfatkonzentrationen sind wahrscheinlich auf eine Befrachtung aus dem Alttagebau Fortuna oder dem Tagebau Garzweiler zurückzuführen.

- *FFH-Gebiete*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Naturschutzgebiete*

Kennung	Bemerkung	max. Sulfatkonz. [mg L^{-1}]
BM-041	Modellprognose RWE, Ursprung nicht belegt, Alttagebau Fortuna und/oder Tagebau Garzweiler wahrscheinlich	1.900

- *Gesetzlich geschützte Biotope*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Biotopkataster*

Kennung	Bemerkung	max. Sulfatkonz. [mg L^{-1}]
BK-4905-302	Modellprognose RWE	310

- *Feuchtgebiete*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Grundwasserabhängige Landökosysteme*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Natürliche Lebensräume*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Landschaftsschutzgebiete*

Kennung	Bemerkung	max. Sulfatkonz. [mg L^{-1}]
LSG-4905-0007	Modellprognose RWE	105
LSG-4905-0016	Modellprognose RWE, Ursprung nicht belegt, Alttagebau Fortuna und/oder Tagebau Garzweiler wahrscheinlich	1.200

- *Naturdenkmäler*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Geschützte Landschaftsbestandteile*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Geschützte Landschaftsbestandteile*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Kompensationsflächen*
  keine potenzielle Betroffenheit

- *Gewässer*

Kennung	Bemerkung	max. Sulfatkonz. [mg L^{-1}]
274754, 800100274753	Kasterer Mühlenerft mit angrenzenden Stillgewässern, Modellprognose RWE	310
274	Erft, Modellprognose RWE, Ursprung nicht belegt, Alttagebau Fortuna und/oder Tagebau Garzweiler wahrscheinlich	1.900
ohne GewKz	Lippe, Einzugsgebiet Pützer Bach, Modellprognose RWE	110

- *Vogelschutzgebiete*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Alleen*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Wildnisentwicklungsgebiete*
  keine potenzielle Betroffenheit

7.1.4 Zone IV

Zone IV wird durch die Pfadlinie OSTW-1b abgebildet. Das abströmende Kippenwasser erfährt eine deutliche Verdünnung durch die Grundwasserneubildung, sodass in der Zeit des maximalen Sulfataustrages von bis zu 1.500 mg L^{-1} nur bis in eine Distanz von rund 3 km mit Sulfatkonzentrationen oberhalb von 250 mg L^{-1} zu rechnen ist. Mit dem Rückgang der Austragskonzentrationen um 2100 nimmt die Abstandsgeschwindigkeit zu, sodass eine Sulfatspitze in den Abstrom verlagert wird. Diese wird bis 2190 rund 9 km weit transportiert und erreicht dann ein Niveau unterhalb von 250 mg L^{-1}. Die Stoffe Arsen und Blei werden durch die Sorption an den Ferrihydritoberflächen zuverlässig im Sediment fixiert. Während des Abstroms der Hauptsulfatfracht ist mit Cadmiumkonzentrationen oberhalb von 0,5 µg L^{-1} zu rechnen. Der Trinkwassergrenzwert für Nickel von 20 µg L^{-1} wird über lange Zeiträume und Strecken überschritten.

- *FFH-Gebiete*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Naturschutzgebiete*

Kennung	Bemerkung	max. Sulfatkonz. [mg L^{-1}]
BM-041		250

- *Gesetzlich geschützte Biotope*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Biotopkataster*

Kennung	Bemerkung	max. Sulfatkonz. [mg L^{-1}]
BK-5004-036		750

- *Feuchtgebiete*
  keine potenzielle Betroffenheit

- *Grundwasserabhängige Landökosysteme*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Natürliche Lebensräume*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Landschaftsschutzgebiete*

Kennung	Bemerkung	max. Sulfatkonz. [mg L^{-1}]
LSG-5005-0001		250
LSG-DN-00045		700

- *Naturdenkmäler*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Geschützte Landschaftsbestandteile*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Kompensationsflächen*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Gewässer*

Kennung	Bemerkung	max. Sulfatkonz. [mg L^{-1}]
274	Erft	250

- *Vogelschutzgebiete*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Alleen*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Wildnisentwicklungsgebiete*
  keine potenzielle Betroffenheit

7.1.5 Zone V

Zone V wird durch die Pfadlinie OSTW-1c2a abgebildet. Es tritt eine zeitweise kippennahe Befrachtung mit Sulfat bis ca. 1.200 mg L^{-1} auf, die mit zunehmender Entfernung durch Grundwasserneubildung verdünnt wird. Aus der Modellierung ergibt sich ein durchlaufender Peak mit Konzentrationen in Größenordnung von 450 mg L^{-1} im Bereich der Erftaue. Nach dessen Durchgang gegen 2200 ist eine rückschreitende 250 mg L^{-1}-Isokonze zu beobachten. Nickel und Cadmium laufen der Sulfatfront deutlich retardiert nach. Bis 2030 sind bis ca. 1 km abstromig, bis 2100 bis ca. 2,5 km und bis 2200 bis ca. 4 bis 5,5 km Gehalte oberhalb des Geringfügigkeitsschwellenwertes nach LAWA (2016) bzw. des Schwellenwertes nach Grundwasserverordnung zu erwarten. Nach 2200 verringert sich mit Durchgang der Hauptfracht der Eintrag, so dass die zu beobachtenden flächig erhöhten Nickelgehalte allmählich zurückgehen. Blei und Arsen sind unter den vorliegenden oxischen Bedingungen fast vollständig sorbiert.

- *FFH-Gebiete*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Naturschutzgebiete*

Kennung	Bemerkung	max. Sulfatkonz. [mg L^{-1}]
BM-041		440

- *Gesetzlich geschützte Biotope*

Kennung	Bemerkung	max. Sulfatkonz. [mg L^{-1}]
BT-5005-5001-2002		440

- *Biotopkataster*

Kennung	Bemerkung	max. Sulfatkonz. [mg L^{-1}]
BK-5004-040		960
BK-5004-036		920
BK-5005-025		710
BK-5005-010		580
BK-5005-302		440

- *Feuchtgebiete*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Grundwasserabhängige Landökosysteme*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Natürliche Lebensräume*

Kennung	Bemerkung	max. Sulfatkonz. [mg L^{-1}]
BT-BM-00369		820
BT-BM-00269		650

- *Landschaftsschutzgebiete*

Kennung	Bemerkung	max. Sulfatkonz. [mg L^{-1}]
LSG-5004-0012		960
LSG-5004-0011		890
LSG-5005-0012		600
LSG-5005-0001		440

- *Naturdenkmäler*
  keine potenzielle Betroffenheit

- *Geschützte Landschaftsbestandteile gemäß Landschaftsplan 3 "Bürgewälder" des Rhein-Erft-Kreises*

Kennung	Bemerkung	max. Sulfatkonz. [mg L^{-1}]
2.4-2		890
2.4.30		540
2.4-33		850
2.4-35		720
2.4-36		720
2.4-37		710
2.4-38		640
2.4-39		610
2.4.40		630
2.4-43		640
2.4-44		820
2.4-45		890

- *Geschützte Landschaftsbestandteile gemäß Landschaftsplan 2 Rur- und Indeaue des Kreises Düren*

Kennung	Bemerkung	max. Sulfatkonz. [mg L^{-1}]
2.4.4-3		940

- *Kompensationsflächen*

Kennung	Bemerkung	max. Sulfatkonz. [mg L^{-1}]
EL 37		890

- *Gewässer*

Kennung	Bemerkung	max. Sulfatkonz. [mg L^{-1}]
27474	Finkelbach	890
274742	Licher Bach	890
274744_0	Elsdorfer Fließ	460
274	Erft	440
800100274749	Stillgewässer, Ruraltarm nahe Finkelbach-Mündung	440
800100274743	Stillgewässer, Einzugsgebiet Finkelbach, bei Einmündung Elsdorfer Fließ	460

- *Vogelschutzgebiete*
  keine potenzielle Betroffenheit

- *Alleen*

Kennung	Bemerkung	max. Sulfatkonz. [mg L^{-1}]
AL-BM-0095		640
AL-BM-0066		540

- *Wildnisentwicklungsgebiete*
  keine potenzielle Betroffenheit

7.1.6 Zone VI

Zone VI wird durch die Pfadlinie OSTW-2 abgebildet. Die Prognosen zeigen eine zeitweise kippennahe Befrachtung mit Sulfat mehr als 2.000 mg L^{-1}, die mit zunehmender Entfernung durch Grundwasserneubildung verdünnt wird. Aus der Modellierung ergibt sich ein durchlaufender Peak mit Konzentrationen in Größenordnung von 450 mg L^{-1} im Bereich der Erftaue. Nach dessen Durchgang gegen 2200 ist eine rückschreitende 250 mg L^{-1}-Isokonze zu beobachten. Nickel und Cadmium laufen der Sulfatfront deutlich retardiert nach. Die Stoffe Arsen und Blei werden durch die Sorption an den Ferrihydritoberflächen zuverlässig im Sediment fixiert. Kationenaustauschprozesse sowie die Verdünnung durch die Grundwasserneubildung führen zu einem verzögerten Transport des ausgetragenen Nickels, jedoch ist in weiten Abschnitten über lange Zeiträume mit Konzentrationen oberhalb des Trinkwassergrenzwerts von 20 µg L^{-1} zu rechnen. Der Schwellenwert für Cadmium wird ebenfalls zeitweise in weiten Teilen des Modellschnitts überschritten.

- *FFH-Gebiete*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Naturschutzgebiete*

Kennung	Bemerkung	max. Sulfatkonz. [mg L^{-1}]
BM-041		450

- *Gesetzlich geschützte Biotope*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Biotopkataster*

Kennung	Bemerkung	max. Sulfatkonz. [mg L^{-1}]
BK-5005-302	hydraulisch abgeschirmt von Elsdorfer Fließ	450

- *Feuchtgebiete*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Grundwasserabhängige Landökosysteme*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Natürliche Lebensräume*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Landschaftsschutzgebiete*

Kennung	Bemerkung	max. Sulfatkonz. [mg L^{-1}]
LSG-5004-0011		450
LSG-5005-0002		450
LSG-5005-0001	hydraulisch abgeschirmt von Elsdorfer Fließ	450

- *Naturdenkmäler*
  keine potenzielle Betroffenheit

- *Geschützte Landschaftsbestandteile gemäß Landschaftsplan 3 "Bürgewälder" des Rhein-Erft-Kreises*

Kennung	Bemerkung	max. Sulfatkonz. [mg L^{-1}]
2.4.3-1		450

- *Kompensationsflächen*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Gewässer*

Kennung	Bemerkung	max. Sulfatkonz. [mg L^{-1}]
800100274743	Stillgewässer, Einzugsgebiet Finkelbach, bei Einmündung Elsdorfer Fließ	500
274744_0	Elsdorfer Fließ	500
274	Erft	450
800100274749	Stillgewässer, Ruraltarm nahe Finkelbach-Mündung	450

- *Vogelschutzgebiete*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Alleen*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Wildnisentwicklungsgebiete*
  keine potenzielle Betroffenheit

7.1.7 Zone VII

Zone VII wird durch die Pfadlinie OSTW-4a abgebildet. Die prognostizierten Austragskonzentrationen bewegen sich auf einem geringen Niveau und liegen durchgehend unterhalb von 200 mg L^{-1}. Zu Beginn des Simulationszeitraums strömt eine Sulfatspitze aus dem Kippenkörper ab. Im weiteren Verlauf dominiert die Seewasserbeschaffenheit den Abstrom. Arsen und Blei werden durch Sorptions- und Kationenaustauschprozesse vollständig im Sediment fixiert. Auch Cadmium verbleibt dauerhaft unterhalb des Schwellenwerts von 0,5 µg L^{-1}. Lediglich für Nickel sind Konzentrationen oberhalb des Grenzwerts nach Trinkwasserverordnung zu erwarten.

- *FFH-Gebiete*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Naturschutzgebiete*

Kennung	Bemerkung	max. Sulfatkonz. [mg L^{-1}]
BM-041		210

- *Gesetzlich geschützte Biotope*
  keine potenzielle Betroffenheit

- *Biotopkataster*

Kennung	Bemerkung	max. Sulfatkonz. [mg L^{-1}]
BK-5005-009	Rand Tagebausee, Ausgestaltung nach Tagebauende ggf. abweichend	210
BK-5005-017		210

- *Feuchtgebiete*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Grundwasserabhängige Landökosysteme*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Natürliche Lebensräume*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Landschaftsschutzgebiete*

Kennung	Bemerkung	max. Sulfatkonz. [mg L^{-1}]
LSG-5005-0005	Rand Tagebausee, Ausgestaltung nach Tagebauende ggf. abweichend	210
LSG-5005-0007	Rand Tagebausee, Ausgestaltung nach Tagebauende ggf. abweichend	210
LSG-5005-0001		210

- *Naturdenkmäler*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Geschützte Landschaftsbestandteile gemäß Landschaftsplan 3 "Bürgewälder" des Rhein-Erft-Kreises*

Kennung	Bemerkung	max. Sulfatkonz. [mg L^{-1}]
2.4-28	Rand Tagebausee, Ausgestaltung nach Tagebauende ggf. abweichend	210
2.4-30	Rand Tagebausee, Ausgestaltung nach Tagebauende ggf. abweichend	210
2.4-24	Rand Tagebausee, Ausgestaltung nach Tagebauende ggf. abweichend	210
2.4-23	Rand Tagebausee, Ausgestaltung nach Tagebauende ggf. abweichend	210

- *Kompensationsflächen*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Gewässer*

Kennung	Bemerkung	max. Sulfatkonz. [mg L^{-1}]
8001112747399	Stillgewässer Schlosspark Paffendorf	210
8001022747399	Stillgewässer Ruraltarm bei Paffendorf	210
2747392	Paffendorfer Mühlengraben	210
ohne GewKz	Fließgewässer, Verbindung zwischen Paffend. Mühlengraben und Erft	210

- *Vogelschutzgebiete*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Alleen*

Kennung	Bemerkung	max. Sulfatkonz. [mg L^{-1}]
AL-BM-9002	Rand Tagebausee, Ausgestaltung nach Tagebauende ggf. abweichend	210
AL-BM-0003		210

- *Wildnisentwicklungsgebiete*
  keine potenzielle Betroffenheit

7.1.8 Zone VIII

Zone VIII wird durch die Pfadlinie OSTW-4b abgebildet.

- *FFH-Gebiete*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Naturschutzgebiete*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Gesetzlich geschützte Biotope*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Biotopkataster*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Feuchtgebiete*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Grundwasserabhängige Landökosysteme*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Natürliche Lebensräume*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Landschaftsschutzgebiete*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Naturdenkmäler*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Geschützte Landschaftsbestandteile*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Kompensationsflächen*
  keine potenzielle Betroffenheit

- *Gewässer*

Kennung	Bemerkung	max. Sulfatkonz. [mg L^{-1}]
2747312	Giesendorfer Fließ	210

- *Vogelschutzgebiete*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Alleen*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Wildnisentwicklungsgebiete*
  keine potenzielle Betroffenheit

7.1.9 Zone IX

Der Bereich um die Manheimer Bucht ist nicht geschüttet. Aus der geschnittenen Böschung auf Höhe des OSTW wird kein wesentlicher Austrag von mineralisiertem Kippenwasser durch das Grundwassermodell der RWE Power prognostiziert. Am Ostufer der Manheimer Bucht tritt etwa zwischen 2070 und 2090 ein Grundwasserabstrom nach Osten auf, der allmählich nach Norden einer randparallelen Strömung weicht. In diesem Zeitraum prognostizieren Uhlmann et al. (2023) Sulfatkonzentrationen von rund 70 mg L^{-1}. Aufgrund der langen Verweilzeit im See ist unter den oxischen Bedingungen nicht von einem Austrag von Schwermetallen auszugehen (Uhlmann et al. 2023).

- *FFH-Gebiete*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Naturschutzgebiete*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Gesetzlich geschützte Biotope*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Biotopkataster*

Kennung	Bemerkung	max. Sulfatkonz. [mg L^{-1}]
BK-5105-905	vorübergehende Befrachtung mit Seewasser (Prognose Seewasserqualität)	70
BK-5105-0004	vorübergehende Befrachtung mit Seewasser (Prognose Seewasserqualität)	70

- *Feuchtgebiete*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Grundwasserabhängige Landökosysteme*
  keine potenzielle Betroffenheit

- *Natürliche Lebensräume*

Kennung	Bemerkung	max. Sulfatkonz. [mg L^{-1}]
BT-5105-0015-2012	vorübergehende Befrachtung mit Seewasser (Prognose Seewasserqualität)	70

- *Landschaftsschutzgebiete*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Naturdenkmäler*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Geschützte Landschaftsbestandteile*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Kompensationsflächen*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Gewässer*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Vogelschutzgebiete*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Alleen*
  keine potenzielle Betroffenheit
- *Wildnisentwicklungsgebiete*
  keine potenzielle Betroffenheit

7.2 Wassergewinnungsanlagen im Abstrom des Tagebaus Hambach

Die Beurteilung der wasserwirtschaftlichen Auswirkungen orientiert sich an den bestehenden öffentlichen Wassergewinnungsanlagen im Betrachtungsraum und deren Gewinnungshorizonte. Die relevanten Wassergewinnungsanlagen sind von Nord nach Süd:

- Titz, Förderung Horizont 8 und 9B
- Glesch, keine Förderung
- Paffendorf, Förderung Horizont 7 und 8
- Sindorf, Förderung Horizont 8
- Türnich, Förderung Horizont 8
- Dirmerzheim, Förderung Horizont 8

Das Wasserwerk Glesch wird nicht betrachtet, da dieses ausschließlich zur Verteilung des Wassers der Wassergewinnung Paffendorf verwendet wird.

Das Wasserwerk Titz im Norden des Tagebaus Hambach liegt randlich zum nordwärts gerichteten Kippenabstrom aus dem Bereich der Sophienhöhe im OSTW. Da die WGA Titz in den Horizonten 8 und 9B fördert, ist keine Gefährdung durch Kippenabstrom des Tagebaus Hambach zu besorgen.

Nach derzeitigem Planungsstand – wie diese auch im Grundwassermodell von RWE Power implementiert ist – endet die Förderung im Wasserwerk Paffendorf (AC-Galerie) voraussichtlich Mitte der 2030er Jahre – lange bevor ein durch Kippenwasser befrachtetes Grundwasser aus dem Tagebau Hambach dieses erreichen könnte.

Es ist geplant, dass eine Abschaltung von Gewinnungsanlagen nur erfolgt, wenn diese aus qualitativen Gründen nicht mehr zur Wassergewinnung geeignet sind. Daher kann sich der tatsächliche Zeitpunkt der Verlagerung um wenige Jahre verschieben.

Die Förderung wird 2035 gemäß des für das Grundwassermodell von RWE Power angenommenen Wasserwerkszenarios nach Sindorf verlagert und von dort 2065 nach Dirmerzheim. Aus den Prognoserechnungen des Grundwassermodells von RWE Power wird ein Strömungspfad mit Sulfatbefrachtung zwischen 2045 und etwa 2100 aus der Kippe Hambach in Richtung Sindorf im Horizont 9B prognostiziert. In Horizont 8 ergibt sich ein ähnliches Strömungsbild, jedoch mit weitaus geringerer Befrachtung. Das Wasserwerk fördert ausschließlich aus Horizont 8. Eine Beeinträchtigung ist daher für die Wassergewinnung Sindorf während der geplanten Betriebszeit nicht abzuleiten. Die Folgen eines längerfristigen Betriebs können nicht beurteilt werden, da dieser auch die Strömungssituation verändern würde.

Das Wasserwerk Dirmerzheim befindet sich in rund 17 km Entfernung und wird auf einem ähnlichen Strompfad wie die Wassergewinnung Sindorf angeströmt. Bis zum Jahr 2100 richtet sich die Grundwasserströmung auf Norden aus. Daher erreicht das Kippenwasser befrachtete Grundwasser den Grundwassergewinnungsstandort Dirmerzheim nicht. Auch im Sinne einer Worst Case-Betrachtung ist keine Gefährdung zu besorgen. Das Wasserwerk Türnich fördert aus Horizont 8 in den Brunnen der MT-Galerie und liegt in ca. 12 km Entfernung zum Tagebau Hambach. Auch für diese Entfernung ist keine Gefährdung zu besorgen.

7.3 Grundwasserkörper

Der Tagebau Hambach 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 (GWK) wird sich erst mit dem Grundwasserwiederanstieg verbessern. Das Hintergrundpapier Braunkohle (MULNV NRW 2020) benennt für den Zeitraum 2022 - 2027 Grundwasserkörper mit mengenmäßig schlechtem Zustand für das Rheinische Braunkohlenrevier.

Der chemische Zustand wird mit beginnendem Kippenabstrom für einen langen Zeitraum vor allem durch hohe Sulfatkonzentrationen im Abstrom geprägt sein. Im OSTW ist die Reichweite schwellenwertüberschreitender Sulfatkonzentrationen (GrwV 250 mg L^{-1}) – bedingt durch Grundwasserneubildung – nach Norden und Nordosten räumlich auf rund 7-8 km beschränkt und erreicht damit teilweise die Erftaue. Hier treten dann auch Metalle wie Nickel, teils gegenüber dem Sulfat retardiert, in höheren Konzentrationen auf. Im gewählten Betrachtungszeitraum bis 2400 ist der wesentliche Kippenaustrag abgebildet. Die Stofffront hat dann aufgrund der insbesondere in tieferen Grundwasserleitern langsamen Fließgeschwindigkeit den Betrachtungsbereich noch nicht vollständig passiert, jedoch zeigt die Prognose eine an den Kippenrändern abklingende Sulfatbefrachtung (erschöpfte Quelle). Der chemisch stationäre Zustand wird in den hier vorgestellten Prognoserechnungen demnach bis zum Jahr 2400 noch nicht erreicht.

Derzeit vom Kippenabstrom betroffen sind die Grundwasserkörper 274_06, der aktive Tagebau, sowie 274_05, die Außenkippe Sophienhöhe und der wesentliche Abstrombereich.

Aufgrund der Altkippen der Ville ist der GWK 274_03 bereits heute in einem schlechten chemischen Zustand. Mit dem beginnenden Kippenabstrom wird langfristig zusätzlich der Grundwasserkörper 282_07 durch den Kippenwasserabstrom Inden (s.u.) betroffen sein. Der nördlich an die GWK 282_07 und 274_05 angrenzende GWK 282_05 wird voraussichtlich im südöstlichen Randbereich (< 1% des GWK) durch Kippenwasser aus dem Bereich Hambach vorübergehend betroffen sein. Zudem wird aufgrund des regionalen Fließregimes eine langfristige – über den Betrachtungszeitraum hinausgehende - Stoffverlagerung nach Osten/Nordosten und Vermischung mit Stofffahnen des Altbergbaus angenommen.

Die konkrete Einstufung des chemischen Zustands erfolgt im Fachbeitrag WRRL (s. Anlage A-WRL).

Im Folgenden werden die einzelnen Grundwasserkörper hinsichtlich der kippenbürtigen Stoffbefrachtung charakterisiert. Für die Einstufung der GWK ist zudem der betroffene Flächenanteil relevant. Die reaktive Stofftransportmodellierung (RWTH) verläuft entlang von 1D-Pfadlinien. Diese stehen repräsentativ für den jeweiligen Bilanzquerschnitt entlang des Kippenkörpers und können in Bereichen mit gleichmäßiger Grundwasserströmung lateral projiziert werden. Eine generelle Ableitung einer räumlich differenzierten Stoffverteilung ist damit nicht möglich. Zur Abschätzung von befrachteten Flächenanteilen am Gesamtgrundwasserkörper wurde daher zuerst die über alle betrachteten Zeitschnitte aggregierte Flächenverbreitung der Sulfatkonzentration entsprechend der auch in den Abbildungen dargestellten Synthese aus RWE- und RWTH-Modellen im Sinne eines Maximalansatzes abgegriffen. Für Grundwasserkörper mit Grundwasserleitern, deren Flächenanteil dieser Maximalfläche weniger als 20% beträgt, wurde das abgestuft (<5%, <10 bzw. < 20%) formuliert. Eine Einschätzung der flächenhaften Befrachtung mit anderen betrachteten Stoffen (Arsen, Blei, Cadmium und Nickel)

oberhalb der jeweiligen Grenz- bzw. Schwellenwerte ist ungleich schwieriger, da diese teils retardiert transportiert werden und sich im Befrachtungsschwerpunkt somit vom Sulfat entkoppeln. Sofern der durch Sulfat betroffene Flächenanteil < 20% beträgt, ist auch durch die Metalle keine größere Flächenbefrachtung abzuleiten. Für Bereiche mit höherem maximalen Flächenanteil erfolgte eine differenzierte Betrachtung und Beschreibung der Zeitscheiben.

Zudem wird eine Stoffverlagerung von der Rurscholle von der Kippe des Tagebaus Inden auf die Erftscholle nach Osten/Nordosten in die Kippe Hambach (GWK 274_06) und deren nördlichen Abstrombereich (GWK 274_05) prognostiziert. Die nördliche Umströmung in den GWK 274_05 erfolgt in einen Bereich, der vom Abstrom der Kippe Hambach nicht betroffen ist. Das in den Grundwasserkörper 274_06 (Kippe Hambach) übertretende Sulfat aus der Kippe Inden wird durch das Grundwassermodell der RWE Power bilanziell im Kippenwasserabstrom des Tagebaus Hambach berücksichtigt. Die Transportmodellierung dieser Befrachtungen werden im Rahmen eines weiteren Gutachtens zum Kippenabstrom Inden behandelt (RWTH Aachen 2026). Eine Darstellung im vorliegenden Gutachten erfolgt nachrichtlich.

In den Abb. 102, Abb. 103 und Abb. 104 sind die Sulfatbefrachtungen der Horizonte OSTW, 9B, 7E und 7A im Überblick dargestellt. Die dargestellten flächigen Sulfatkonzentrationen entstammen dem Stofftransportmodell der RWE Power. Für einen Überblick über die Transportreichweiten sind diese übereinander gelagert dargestellt. Die Sulfatkonzentrationen beinhalten ausschließlich Sulfat aus dem Kippenabstrom. Zudem sind für den Parameter Sulfat die schematischen 250 mg L^{-1}-Isokonzen für die Jahre 2100, 2200, 2300 und 2400 dargestellt. Diese beruhen auf den Ergebnissen der reaktiven Stofftransportmodellierung entlang der Pfadlinien, berücksichtigen also auch den mittleren Sulfatgehalt der Grundwässer. In Bereichen mit geringerer Abdeckung durch Pfadlinien orientieren sich diese an der räumlichen Sulfatverbreitung aus dem Grundwassermodell der RWE Power. Die Isokonzen fokussieren auf die Sulfatfront und zeichnen i.d.R. nicht das rückwärtige Unterschreiten nach Durchgang der Hauptbefrachtung nach.

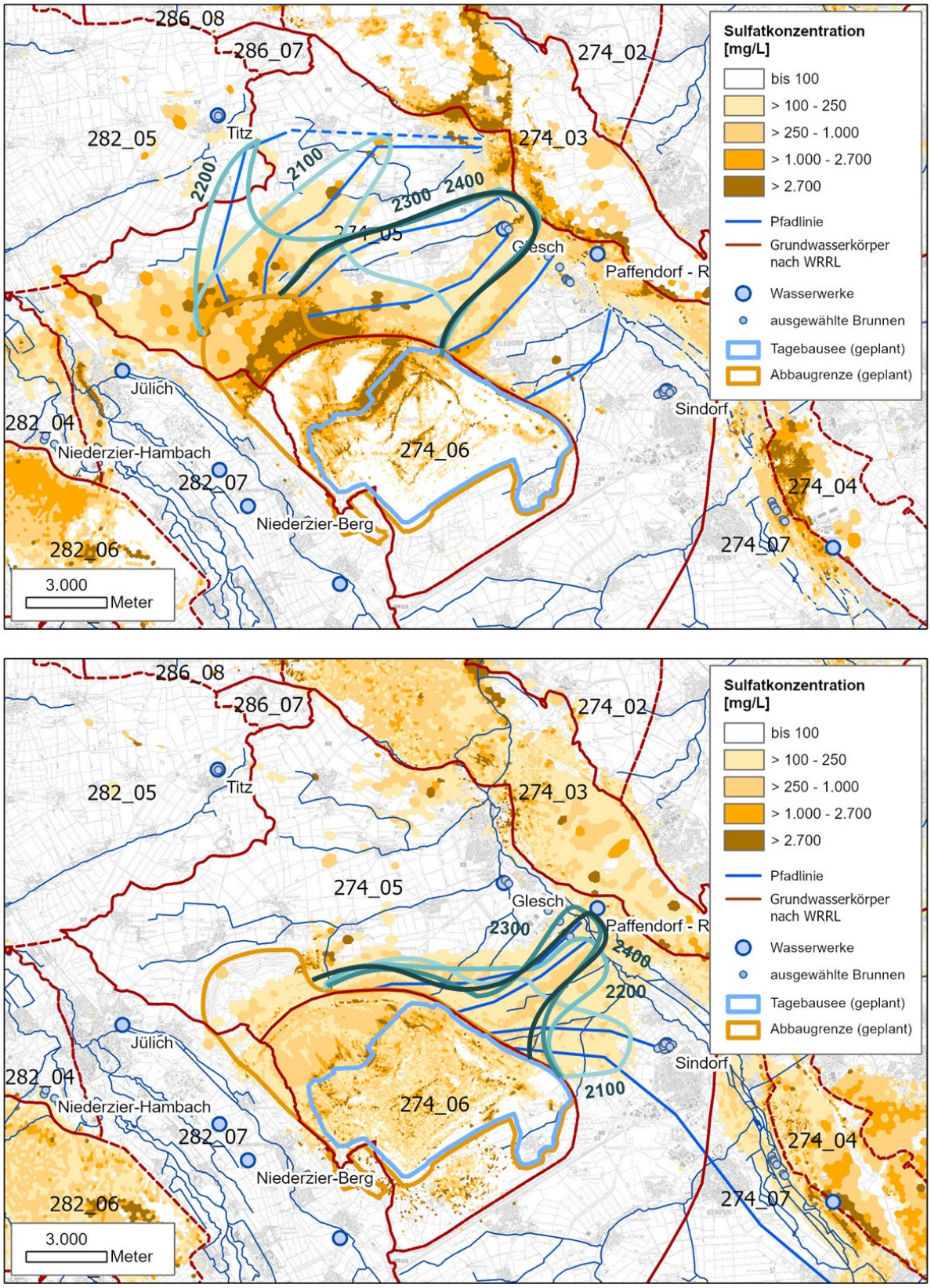


Abb. 102: Sulfatkonzentration OSTW (oben) und Horizont 9B (unten) aus Grundwassermodell der RWE Power der Zeitpunkte 2000 - 2100 in 10-Jahres-, 2100 - 2200 in 20-Jahres- sowie 2200 - 2400 in 50-Jahresintervallen (überlagert dargestellt); grüne Linien: schematische Darstellung der 250 mg/L-Isokonze für die Sulfatfront der Zeitpunkte 2100, 2200, 2300 und 2400 (Synthese aus RWE- und RWTH-Modell).

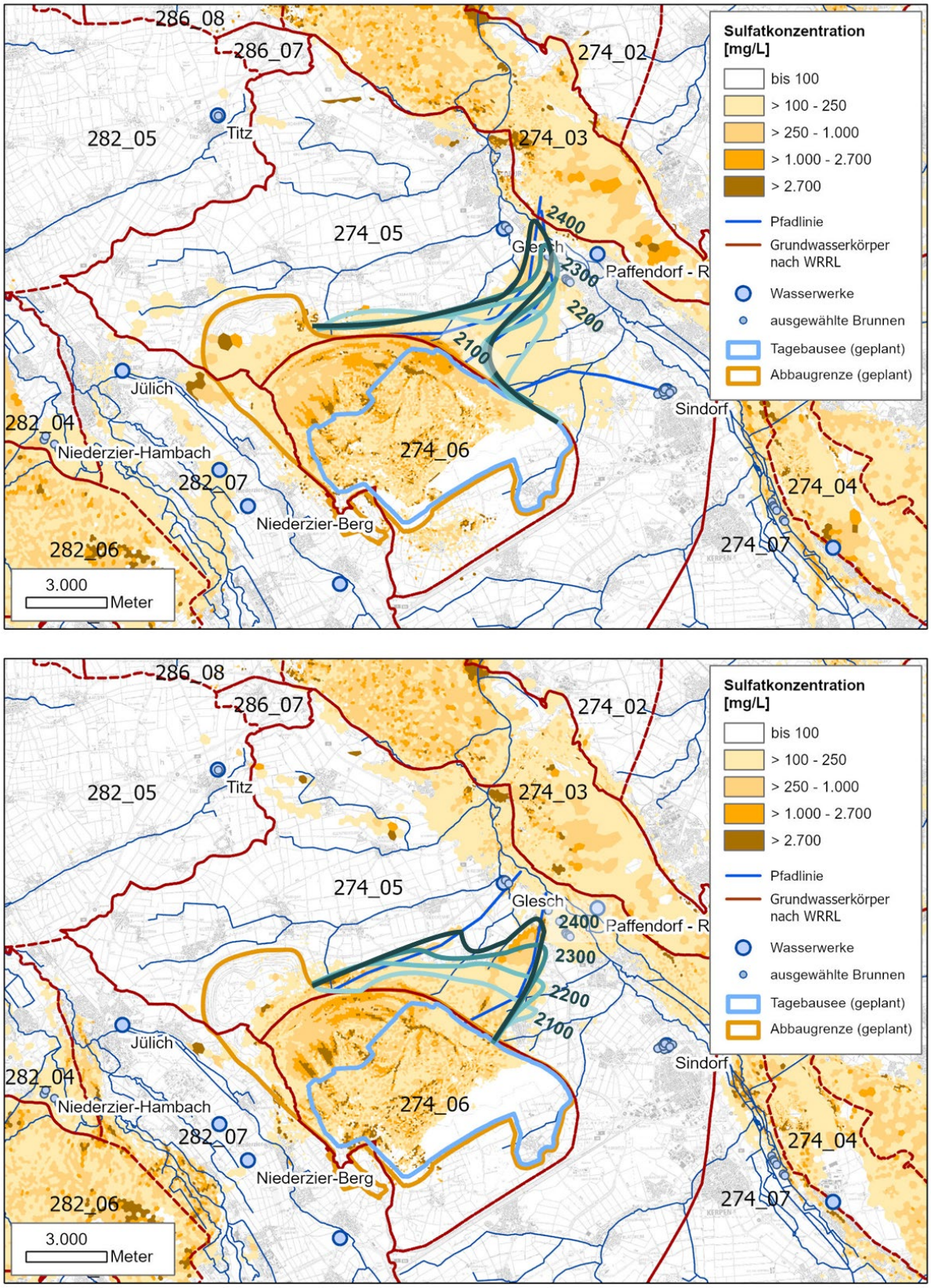


Abb. 103: Sulfatkonzentration Horizont 8 (oben) und Horizont 7E (unten) aus Grundwassermodell der RWE Power der Zeitpunkte 2000 - 2100 in 10-Jahres-, 2100 - 2200 in 20-Jahres- sowie 2200 - 2400 in 50-Jahresintervallen (überlagert dargestellt); grüne Linien: schematische Darstellung der 250 mg/L-Isokonze für die Sulfatfront der Zeitpunkte 2100, 2200, 2300 und 2400 (Synthese aus RWE- und RWTH-Modell).

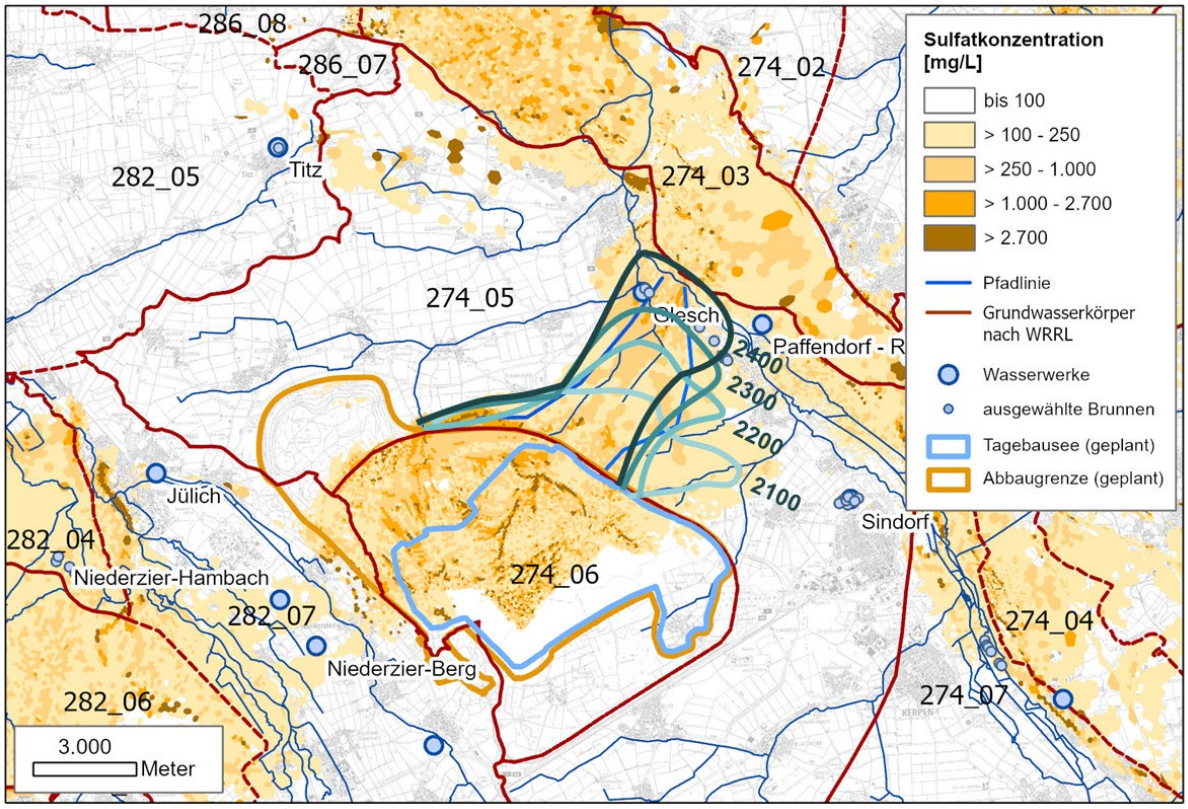


Abb. 104: Sulfatkonzentration Horizont 7A aus Grundwassermodell der RWE Power der Zeitpunkte 2000 - 2100 in 10-Jahres-, 2100 - 2200 in 20-Jahres- sowie 2200 - 2400 in 50-Jahresintervallen (überlagert dargestellt); grüne Linien: schematische Darstellung der 250 mg/L-Isokonze für die Sulfatfront der Zeitpunkte 2100, 2200, 2300 und 2400 (Synthese aus RWE- und RWTH-Modell).

7.3.1 Grundwasserkörper 274_06

Dieser Grundwasserkörper umfasst die Innenkippe Hambach sowie den zukünftigen Tagebausee. Mit dem Grundwasserwiederanstieg erfolgt eine allmähliche Auswaschung des Kippenkörpers. Der östliche Abstrombereich ist langfristig geprägt durch die Seewasserbeschaffenheit.

Die südöstliche Böschung des zukünftigen Tagebaus soll als geschnittene Böschung ausgeführt werden. Im Grundwassermodell der RWE Power ist deshalb für diesen Bereich kein Sulfatinventar angesetzt. Aufgrund langer Standzeiten dieses Böschungsabschnitts sind hohe Oxidationsgrade des im Sediment enthaltenen Pyrits zu erwarten. Dies führt zu einer Aufmineralisierung des Seewassers bei der Passage durch die Oxidationszone in das Unverritzte verbunden mit (hydro)geochemischen Reaktionen im Kontaktbereich während der Tagebauseebefüllung. Nach Abschluss der Tagebauseebefüllung können verbliebene bzw. abgeströmte Stoffe mit dem Grundwasserzustrom in den Tagebausee gelangen. Während im OSTW aufgrund der zu erwartenden böschungsparallelen Grundwasserströmung keine Befrachtung erfolgt, sind für die Horizonte 9B und 8 Stoffausträge, insbesondere Sulfat, zunächst in Richtung Südosten zu erwarten. Der in beiden Horizonten befrachtete Bereich hat eine Maximalausdehnung von ca. 1 bis 2 km nach Südosten, mit der sich gegen Ende dieses Jahrhunderts einstellenden Strömungsumkehr erfolgt eine Rückströmung zum zukünftigen Tagebausee. Diese Befrachtung ist somit auf den Grundwasserkörper 274_06 beschränkt.

Nordöstlich des zukünftigen Tagebausees Inden erfolgt aus GWK 282_07 in den Horizonten 8 und 7A ein Überströmen auf die Erftscholle in die Abbaugrenze des Tagebaus Hambach. Das übertretende Sulfat wird durch das Grundwassermodell der RWE Power bilanziell im Kippenwasserabstrom des Tagebaus Hambach berücksichtigt. Die Transportmodellierung dieser Befrachtungen wird im Rahmen eines weiteren Gutachtens zum Kippenabstrom Inden behandelt (RWTH Aachen 2026).

Dieser Grundwasserkörper ist heute bereits in einem schlechten chemischen Zustand eingestuft (3. Bewirtschaftungsplan NRW 2022-2027) und wird im Betrachtungszeitraum bis 2400 weiterhin vom Kippenabstrom betroffen sein.

7.3.2 Grundwasserkörper 274_05

Der GWK 274_05 umfasst die Sophienhöhe, randlich die Innenkippe und den wesentlichen Bereich des Kippenabstroms nach Nordwesten bis Osten einschließlich der Erftaue. Hier zeigen die Prognosen in den Horizonten OSTW, 9B, 8, 7E und 7A eine langfristige Befrachtung mit Kippenwasser. In der sich mit dem Grundwasserwiederanstieg einstellenden Hauptabstromrichtung nach Nordosten erfolgt eine Verlagerung bis an den GWK 274_03 (Alttagebaue).

Im OSTW reicht die 250 mg L^{-1} Isokonze für Sulfat des aus der Kippe abströmenden Wassers 7-8 km in den Abstrom. Auf den kürzeren Fließwegen nach Osten erreicht die Sulfatbefrachtung damit die Erftniederung. Nach Südosten im Bereich des zukünftigen Tagebausees zeigen die Prognosen im Grundwassermodell der RWE Power aufgrund des geschütteten Kippenkeils mit nicht versauerungsrelevantem Material und der überwiegend geschnittenen Böschung eine deutlich abnehmende Befrachtung. Im Hauptabstrombereich um die Sophienhöhe treten kippennah bis zu 2.000 mg L^{-1} Sulfat bei mehreren 100er µg L^{-1} Nickel und bis zu rund 1 µg L^{-1} Cadmium auf. Diese Maximalbefrachtung wird durch Grundwasserneubildung über die Transportstrecke gemindert, so dass im Bereich der Erftaue stellenweise noch 450 mg L^{-1} Sulfat und rund 100 µg L^{-1} Nickel auftreten. Die maximal betroffene Fläche über alle betrachteten Zeitschnitte ist größer als 20% der Gesamtfläche. Ein Flächenanteil von mehr als 20% wird nach 2100 bis nach 2200 überschritten. Bis 2300 nimmt der betroffene Flächenanteil auf unter 20% ab. Nach 2200 strömt im OSTW befrachtetes Grundwasser in den angrenzenden GWK 282_05 über.

In Horizont 9B verläuft der Abstrom zuerst von der Innenkippe nach Osten und vom Nordostufer des zukünftigen Tagebausees nach Südosten in Richtung Wassergewinnung Sindorf. Aufgrund der nach 2100 umschwenkenden Strömungsrichtung über Nordosten nach Norden konvergiert die Befrachtung in einem schmäleren Abschnitt in Richtung Erft bei Paffendorf. In Spitze zeigen die Prognoserechnungen im Abstrom aus der Innenkippe bis zu 1.500 mg L^{-1} Sulfat. Mit der Sulfatspitze einher gehen bis zu 40 µg L^{-1} Arsen, 10 µg L^{-1} Blei, 1,5 µg L^{-1} Cadmium und 400 µg L^{-1} Nickel. Die maximal betroffene Fläche über alle betrachteten Zeitschnitte ist kleiner als 20% der Gesamtfläche.

Horizont 8 zeigt eine ähnliche zeitliche Entwicklung des Fließregimes bei geringerer Kippenwasserbefrachtung. Im Abstrom aus der Innenkippe prognostiziert das Grundwassermodell der RWE Power bis zu 1.250 mg L^{-1} Sulfat. Mit der Sulfatspitze einher gehen bis zu 30 µg L^{-1} Arsen, 10 µg L^{-1} Blei, 1,2 µg L^{-1} Cadmium und rund 300 µg L^{-1} Nickel. Im nördlichen Abschnitt des zukünftigen Tagebausees zeigen sich in Spitze bis 750 mg L^{-1} Sulfat, im südlichen Abschnitt hingegen weniger als 250 mg L^{-1}. Die 250 mg L^{-1} Isokonze für Sulfat verlagert sich bis 2100 in rund 3 km, bis 2200 bis rund 4 km, 2300 bis rund 5 km und bis 2400 in rund 6 km abstromig der Kippe. Die maximal betroffene Fläche über alle betrachteten Zeitschnitte ist kleiner als 10% der Gesamtfläche.

Von der Rurscholle aus dem Kippenabstrom des Tagebaus Inden strömt aus dem GWK 282_07 in Hz. 8 Grundwasser mit bis zu 350 mg L^{-1} Sulfat und bis zu 5 µg L^{-1} Arsen, 5 µg L^{-1} Blei, 0,5 µg L^{-1} Cadmium und 20 µg L^{-1} Nickel zu und erreicht gegen 2400 den Bereich der Ortschaft Rödingen. Die Sulfatfahne ist fingerförmig ausgebildet, so dass mit zunehmender Transportdistanz von einer dispersionsbedingten Konzentrationsminderung und Vermischung mit unbefrachtetem Grundwasser auszugehen ist. Die Befrachtung liegt in einem Bereich, in dem kein Kippenwasserabstrom aus dem Tagebau Hambach erfolgt. Der Verweis im vorliegenden Gutachten erfolgt nachrichtlich.

In den Horizonten 7E und 7A wird der wesentliche Stoffaustrag aus der Innenkippe und der Nordrandböschung nach Nordosten prognostiziert. Bedingt durch geringere Durchlässigkeiten erfolgt der Transport in Horizont 7E langsamer. Aus der Innenkippe strömen bis zu 1.200 mg L^{-1} Sulfat ab. Mit dem Abstrom des Kippenwassers erfolgt ein Austrag von bis zu 5 mg L^{-1} Eisen(II), 50 µg L^{-1} Arsen, 7 µg L^{-1} Blei, 0,6 µg L^{-1} Cadmium und 270 µg L^{-1} Nickel. Die Fahne verlagert sich bis 2400 rund 5 km in den Abstrom. Die Nickelkonzentrationen sind deutlich retardiert und betragen im Bereich der Sulfatfront rund 70 µg L^{-1}. Nach Süden nimmt die Befrachtung deutlich ab und der Anteil an Seewasser zu. Die maximal betroffene Fläche über alle betrachteten Zeitschnitte ist kleiner als 10% der Gesamtfläche. In Horizont 7A ergibt sich durch die Strömungssituation eine Vorbefrachtung bis ca. 3 km in den Abstrom, bevor ab etwa 2080 der nordostwärts gerichtete Kippenabstrom einsetzt. Die Sulfatkonzentrationen werden mit rund 400 mg L^{-1} Sulfat deutlich geringer im Vergleich zu Horizont 7E prognostiziert. Sie nehmen bis 2400 auf rund 750 mg L^{-1} zu. Aufgrund der Vorbefrachtung ist jedoch über lange Zeiträume und Strecken mit Spurenstoffkonzentrationen oberhalb der jeweiligen Grundwasserschwellenwerte für Arsen, Blei und Cadmium bzw. des Trinkwassergrenzwerts für Nickel zu rechnen. Nach Süden hin nimmt die Sulfatbefrachtung zu. Die maximal betroffene Fläche über alle betrachteten Zeitschnitte ist kleiner als 20% der Gesamtfläche.

Dieser Grundwasserkörper hat bereits heute in kippennahen Bereichen aufgrund von Sulfat einen schlechten chemischen Zustand in mehreren Grundwasserleitern (3. Bewirtschaftungsplan NRW 2022-2027). Der Hauptkippenabstrom wird in diesen Grundwasserkörper erfolgen, so dass dieser im Betrachtungszeitraum bis 2400 insbesondere unter Berücksichtigung der Horizonte OSTW, 9B, 8, 7E und 7A weiterhin vom Kippenabstrom beeinflusst sein wird.

In diesem Grundwasserkörper liegen u.a. die Grundwassermessstellen 218218618, 219282316, 278766511 und 278212712 (LGD-Nummern). Diese GWM sind im OSTW verfiltert. Im Bereich von GWM Nr. 218218618 ist um 2140 die maximale Sulfatkonzentration im OSTW von ca. 440 mg L^{-1} zu erwarten. Tiefere Grundwasserhorizonte werden deutlich unter dem Schwellenwerte der GrwV liegende Sulfatkonzentrationen zeigen.

Im Bereich der GWM Nr. 219282316 ist um 2100 die maximale Sulfatkonzentration im OSTW von ca. 1.000 mg L^{-1} zu erwarten. In Horizont 9B liegt dieser Bereich randlich zum bogenförmig nach Osten verlaufenden Kippenabstrom aus der Innenkippe (Zone 2). Er ist nicht durch ein RWTH-Pfadlinienmodell abgedeckt. Durch die bogenförmig aus der Innenkippe nach Norden bis Nordwesten verlaufende Strömung ist gegen das Jahr 2040 eine potenzielle Sulfatkonzentration über dem Schwellenwert GrwV zu erwarten. Tiefere Grundwasserhorizonte werden deutlich unter dem Schwellenwerte der GrwV liegende Sulfatkonzentrationen zeigen.

Im Bereich der GWM Nr. 278766511 ist um 2200 die maximale Sulfatkonzentration im OSTW von ca. 800 mg L^{-1} zu erwarten. In Horizont 9B ist um 2300 die maximale Sulfatkonzentration von ca. 1500 mg L^{-1} zu erwarten. Aufgrund der Vermischung mit unbefrachtetem Grundwasser am Fahnenrand sind geringere Konzentrationen möglich. Die Sulfatkonzentrationen in Horizont 8 werden im Bereich dieser GWM deutlich unter dem Schwellenwerte der GrwV liegend. In Horizont 7E ist um 2400 die maximale Sulfatkonzentration von ca. 900 mg L^{-1} zu erwarten. In Horizont 7A ist um 2200 die

maximale Sulfatkonzentration von ca. 400 mg L^{-1} zu erwarten. Aufgrund der Vermischung mit unbefrachtetem Grundwasser am Fahnenrand sind geringere Konzentrationen möglich.

Im Bereich der GWM Nr. 278212712 ist um 2400 die maximale Sulfatkonzentration im OSTW von ca. 230 mg L^{-1} zu erwarten. In Horizont 9B ist um 2300 die maximale Sulfatkonzentration von ca. 600 mg L^{-1} zu erwarten. Die maximale Sulfatkonzentrationen in Horizont 8 ist um 2200 mit ca. 600 mg L^{-1} zu erwarten. In Horizont 7E ist um 2200 die maximale Sulfatkonzentration von ca. 600 mg L^{-1} zu erwarten. Aufgrund der Vermischung mit unbefrachtetem Grundwasser am Fahnenrand sind geringere Konzentrationen möglich. In Horizont 7A ist um 2200 die maximale Sulfatkonzentration von ca. 600 mg L^{-1} zu erwarten.

7.3.3 Grundwasserkörper 282_05

In der Modellprognose ergibt sich eine randliche Befrachtung des GWK 282_05 im OSTW aus der Sophienhöhe. Mit fortschreitendem Grundwasserwiederanstieg dreht die Strömungsrichtung nach Osten, so dass die Befrachtung nach 2200 geringer wird. Aufgrund der anfangs geringen grundwassererfüllten Mächtigkeiten und hohen Abstandsgeschwindigkeiten weist die Modellprognose eine hohe Unsicherheit auf. Die maximal betroffene Fläche über alle betrachteten Zeitschnitte ist kleiner als 1% der Gesamtfläche.

In diesem Grundwasserkörper liegt u.a. die Grundwassermessstelle 218209319 (LGD-Nummern). Im Bereich dieser GWM werden die maximal zu erwartenden Sulfatkonzentrationen in den Grundwasserhorizonten OSTW, 9B, 8, 7E und 7A deutlich unter dem Schwellenwerte der GrwV liegen.

Zudem wird dieser GWK durch den Kippenabstrom des Tagebaus Inden beaufschlagt und erfährt einen Zustrom aus der Kippe Inden über den GWK 282_04 ab Koslar und untergeordnet über den GWK 282_07 in den Horizonten 8 und 6D. Hervorzuheben ist die Über- bzw. Aufströmung zwischen Koslar und Linnich aus Horizont 8 in die Horizonte 7A und 9B. Für Horizont 8 in GWK 282_04 zeigen die Prognoserechnungen bis zu 1.500 mg L^{-1} Sulfat. Mit der Sulfatspitze gehen bis zu 10 µg L^{-1} Arsen, 20 µg L^{-1} Blei, 2,5 µg L^{-1} Cadmium und 35 µg L^{-1} Nickel einher. Hiervon betroffen ist der westliche Randbereich nach dem Jahr 2200. Die maximal betroffene Fläche über alle betrachteten Zeitschnitte für Horizont 9B ist kleiner als 20%, für Horizont 8 kleiner als 10% und für die Horizonte 7A und 6D kleiner als 5% der Gesamtfläche. Der Verweis im vorliegenden Gutachten erfolgt nachrichtlich.

7.3.4 Grundwasserkörper 282_07

Der Grundwasserkörper 282_07 umfasst überwiegend den Niederungsbereich der Rur westlich des Tagebaus Hambach, schneidet aber auch bereichsweise die Innenkippe und die Sophienhöhe an. Das Grundwassermodell der RWE Power zeigt eine lokale Befrachtung des OSTW nordwestlich der Sophienhöhe.

Dieser Grundwasserkörper wird im nordöstlichen Randabschnitt zeitweise vom Kippenabstrom beeinflusst. Die maximal betroffene Fläche über alle betrachteten Zeitschnitte ist kleiner als 5% der Gesamtfläche.

Zudem erstreckt sich der Kippenabstrom des Tagebaus Inden innerhalb dieses GWK. Hier werden aus der Kippe Inden v.a. die Horizonte 8, 7A und 6D befrachtet. Der Hauptabstrombereich umfasst die Nordostflanke des Abbaufeldes Inden II entlang des zukünftigen Tagebausees. In den Horizonten 8 (mit maximal rund 350 mg L^{-1} Sulfat und bis zu 5 µg L^{-1} Arsen,

5 µg L^{-1} Blei, 0,5 µg L^{-1} Cadmium und 20 µg L^{-1} Nickel) und 7A (bis maximal rund 1.100 mg L^{-1} Sulfat und bis zu 5 µg L^{-1} Arsen, 20 µg L^{-1} Blei, 1,4 µg L^{-1} Cadmium und 140 µg L^{-1} Nickel) ist die maximal betroffene Fläche kleiner als 10%, im Horizont 6D (geringe Aquifermächtigkeit – nicht modelliert) kleiner als 5% der Gesamtfläche des GWK. Der Verweis im vorliegenden Gutachten erfolgt nachrichtlich.

7.3.5 Grundwasserkörper 274_03

Im nordöstlichen Abstrom aus der Kippe strömen die Sulfatfahnen aus den Horizonten 9B, 8, 7E und 7A während oder nach dem Betrachtungszeitraum dem GWK 274_03 zu. Dieser umfasst die Ville und die dort befindlichen Alttagebaue sowie weiter nördlich den östlichen Bereich des Tagebaus Garzweiler I. In den vorliegenden Modelldaten des Grundwassermodells der RWE Power kann nicht zwischen der Befrachtung aus Hambach und aus den anderen Standorten unterschieden werden. Im Bereich der Abbaufelder auf der Ville ist teilweise die Stockwerkstrennung aufgehoben, so dass einerseits eine Aufströmung in die Vorfluter, aber auch ein langfristiger Abstrom über das regionale Fließsystem nach Norden und Nordosten erfolgt.

Dieser Grundwasserkörper ist bereits heute aufgrund des Einflusses der Altkippen in einem schlechten chemischen Zustand (3. Bewirtschaftungsplan NRW 2022-2027) und wird auch im Betrachtungszeitraum bis 2400 weiterhin vom Kippenabstrom beeinflusst sein.

7.3.6 Grundwasserkörper 274_07

Der GWK 274_07 liegt vorrübergehend in Abstromrichtung des Tagebaus Hambach Bis zum Jahr 2100 richtet sich die über Osten nach Südosten gehende Grundwasserströmung aufgrund des veränderten hydraulischen Druckfeldes mit dem Grundwasserwiederanstieg auf Norden aus. Die Modellprognosen zeigen, dass der GWK in dieser Zeitspanne nicht wesentlich vom Kippenabstrom Hambach erreicht wird. Am nordöstlichen Rand erfolgt eine Befrachtung aus den Alttagebauen.

gez. Rüde

Univ.-Prof. Dr. Thomas R. Rüde

gez. Demmel

Dr. Thomas Demmel

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.

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, Hydro-geologie, 118 S.

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.

Dzombak, D.A. & Morel F.M.M. (1990): Surface Complexation Modeling: Hydrous Ferric Oxide. – John Wiley & Sons. New York. 393 S.

Erftverband (2022): Präsentation Dr. N. Cremer 9.12.2022 - Abstrom von Kippengrundwasser in die unverritzten Grundwasserleiter auf der Erft-Scholle - Aktueller Kenntnisstand.

Grünewald, U., Nixdorf, B., Rolland, W., Leßmann, D., Brodersen, C. & Gassert, E., Brandenburgische Technische Universität Cottbus (BTU) (2000): Prognose der Restseebeschaffenheit im Tagebau Hambach (Grobaussagen).

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.

LANUV (2021): Modellierung des Wasserhaushalts in Nordrhein-Westfalen mit mGROWA.- LANUV-Fachbericht 110.

LAWA - Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (2016): Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser.

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.

Meyer, B., Schindler, R. & Rüde, T.R. (2018): Nitratabbaupotenzial in einem tertiären Aquifer der Wassergewinnung Amern der NEW NiederrheinWasser GmbH – Teil 1: Auswertung von hydrochemischen Daten und Sedimentanalysen. – Korrespondenz Wasserwirtschaft 2018 (11).

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.

Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz NRW - MULNV NRW (2020): Hintergrundpapier Braunkohle - Begründung für die Inanspruchnahme von Ausnahmen von den Bewirtschaftungszielen. 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., Throstensen, D.C. & Plummer, L.N. (1990): PhreeqE – a computer program for geochemical calculations. – US Geological Survey Water-Resources Investigations, Report 80-96, 213 S.

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.

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 (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).

RWE Power AG (2022): Kippenwasserbeschaffenheit im Rheinischen Braunkohlerevier Hambach und Inden mit Daten zur Analytik der Beprobung von Grundwassermessstellen (Daten bis 2022).

RWE Power AG (2025): Tagebausee Inden - Antrag auf Planfeststellung nach § 68 Abs. 1 WHG, Anlage A-KIP: Gutachterliche Prognose über die zukünftig zu erwartende Grundwassergüte im Abstrombereich der Kippe Inden, RWTH Aachen, Aachen, 2025.

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.

RWTH Aachen (2024): Gutachterliche Prognose über die zukünftig zu erwartende Grundwassergüte im Abstrombereich der Kippe Garzweiler. – LuFG Hydrogeologie RWTH Aachen University, Aachen, Dezember 2024.

Schwieger, A.-C. & Gebauer, K. (2020): Determination of mercury binding forms in humic substances of lignite. – Fuel, 274: 117800

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) (2009): Exemplarische Studie zur Prognose der Wasserbeschaffenheit des Restsees Tagebau Hambach.

Uhlmann, W., Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann (IWB) (2009): Bewertung der Anlage eines Kippenkeils im Tagebau 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.

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. (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. (2011), mit Beitr. von Lenk, S. & Cremer, N.: Angewandte Grundwasserchemie, Hydrogeologie und hydrogeochemische Modellierung – Grundlagen, Anwendungen und Problemlösungen. – Springer, Heidelberg-Dordrecht-London-New York, 334 S. – [ISBN-13: 978-3-642-17812-2].