

Bericht 2024

—

**Grundwassermodell für das
Rheinische Revier
im Untersuchungsraum
zum Braunkohleplanänderungsverfahren
Garzweiler**

Stand: 2023

Niederaußem, Dezember 2024

Inhaltsverzeichnis

1	EINLEITUNG	6
2	AUFGABENSTELLUNG UND AKTUALISIERUNG DER MODELLEDATEN.....	8
3	MODELLGEBIET.....	12
3.1	Definition	12
3.2	Geohydrologische Verhältnisse	12
3.2.1	Geologischer Aufbau	12
3.2.2	Tektonische Verhältnisse.....	15
3.2.3	Durchlässigkeits- und Speicherparameter	17
3.2.4	Grundwasserneubildung	17
3.3	Hydrologische Verhältnisse	19
3.3.1	Rhein	19
3.3.2	Gewässersystem Erft.....	20
3.3.3	Gewässersystem Rur	20
3.3.4	Gewässersystem Inde	20
3.3.5	Gewässersystem Wurm.....	21
3.3.6	Jüchener Bach und Nordkanal.....	21
3.3.7	Gewässersystem Niers	21
3.3.8	Gewässersystem Nette.....	22
3.3.9	Gewässersystem Schwalm.....	22
3.3.10	Stillgewässer	22
3.4	Grundwasserentnahmen	22
3.5	Grundwasseranreicherung.....	24
3.6	Braunkohlenbergbau	25
3.6.1	Tagebau Garzweiler	25
3.6.2	Tagebau Hambach	27
3.6.3	Tagebau Inden	28
3.6.4	Alttagebaue	29
4	RECHENPROGRAMM	29

4.1	Diskretisierung in Raum und Zeit	29
4.2	Bergbaubezogene Besonderheiten der verwendeten Software	31
4.3	Verfahren	31
4.3.1	Strömungsmodell	31
4.3.2	Bilanzverfahren zur Berechnung der Infiltrationswasserausbreitung	37
4.3.3	Wanderpunktverfahren zur Berechnung der Sulfatausbreitung aus den Tagebaukippen	38
5	DURCHFÜHRUNG DER BERECHNUNGEN	42
5.1	Definition der Modellierungsphasen	43
5.2	Modellbegrenzung	45
5.2.1	Nordwestliche Modellgrenze	45
5.2.2	Nordöstliche Modellgrenze	45
5.2.3	Südöstliche Modellgrenze	45
5.2.4	Südwestliche Modellgrenze	46
5.3	Kalibrierung	46
5.3.1	Wesentliche Parametervariationen	48
5.3.2	Bewertung der Modellgüte mittels Grundwasserständen	49
5.3.3	Überströme über die Schollenränder	53
5.3.4	Gewässeraustauschmengen	56
5.3.5	Gesamtwasserhebung im Kalibrierungszeitraum	58
5.3.6	Wasserhebung des Tagebaus Garzweiler	59
5.3.7	Förderung der öffentlichen und privaten Entnehmer	60
5.3.8	Versickerungs- und Direkteinleitungsmaßnahmen	61
5.3.9	Infiltrationswasserausbreitung	62
5.4	Prognose	64
5.4.1	Fehlerbetrachtung	65
5.4.2	Grundwasserstandsentwicklung im Prognosezeitraum	67
5.4.3	Grundwasserstände im stationären Endzustand unter Berücksichtigung ausstehender Bodenbewegungen	72
5.4.4	Grundwasserdifferenzen zum Referenzjahr 2021	74
5.4.5	Schollen- und Randüberströme	80
5.4.6	Bergbaubedingte Wasserhebung im Prognosezeitraum	83

5.4.7	Förderung der öffentlichen und privaten Entnehmer	85
5.4.8	Gewässeraustauschmengen	87
5.4.9	Versickerungs- und Direkteinleitungsmaßnahmen	90
5.4.10	Befüllung des Tagebausees Garzweiler.....	92
5.4.10.1	Infiltrationswasserausbreitung aus Versickerungsanlagen und Direkteinleitungen	93
5.4.10.2	Vorgehen bei den Direkteinleitungen	94
5.4.10.3	Prognose der Infiltrationswasserausbreitung oberer Grundwasserleiter	94
5.4.10.4	Prognose der Infiltrationswasserausbreitung Hangendgrundwasserleiter	95
5.4.10.5	Prognose der Infiltrationswasserausbreitung Zwischengrundwasserleiter	96
5.4.10.6	Prognose der Infiltrationswasserausbreitung Liegendgrundwasserleiter	96
5.4.11	Rheinwasserausbreitung	97
5.4.11.1	Vorgehen bei Direkteinleitungen und weitere Annahmen	97
5.4.11.2	Prognose der Rheinwasserausbreitung oberer Grundwasserleiter.....	98
5.4.11.3	Prognose der Rheinwasserausbreitung Hangendgrundwasserleiter	99
5.4.11.4	Prognose der Rheinwasserausbreitung Zwischengrundwasserleiter.....	99
5.4.11.5	Prognose der Rheinwasserausbreitung Liegendgrundwasserleiter	99
6	SULFATAUSBREITUNG	100
6.1	Kurzbeschreibung des Berechnungsalgorythmus	100
6.2	Zusätzliche Eingangsdaten	101
6.3	Ergebnisse	102
6.3.1	Situation im Jahr 2063	103
6.3.2	Situation im Jahr 2100	103
6.3.3	Situation im Jahr 2150	104
6.3.4	Situation im Jahr 2200	104
6.3.5	Situation im Jahr 2300	105
6.3.6	Situation im Jahr 2400	105
7	MODELLVARIANTE OHNE BERGBAUEINFLUSS	106
8	MODELLVARIANTE ZUM VERGLEICH MIT DEM ZUSTAND 1983	108
9	ZUSAMMENFASSUNG	110
10	ABBILDUNGSVERZEICHNIS.....	113
11	TABELLENVERZEICHNIS	114
12	ANLAGENVERZEICHNIS.....	115
13	LITERATURVERZEICHNIS	117

1 Einleitung

Die Untersuchung von Auswirkungen der notwendigen Grundwasserabsenkung für die Tagebaue Garzweiler, Hambach und Inden und der erforderlichen Maßnahmen zum Erhalt von grundwasserabhängigen, schützenswerten Feuchtgebieten erfolgt regelmäßig mit dem Grundwassermodell für das Rheinische Braunkohlenrevier (kurz: Reviermodell). Das revierweite Grundwassermodell berücksichtigt schollenübergreifend die Einflüsse aller drei Tagebaue und wird gemäß aktueller Nebenbestimmungen der einzelnen Sumpfungswasserrechte fortlaufend aktualisiert und im Rahmen des regelmäßig vorzulegenden Modellberichtes nachvollziehbar dokumentiert. Die letzte komplette Fortschreibung des Reviermodells wurde mit dem Stand 2022 durchgeführt und mit dem Modellbericht 2023 (RWE Power AG, 2023) zur Verfügung gestellt. Diese Überarbeitung wurde erstmals im Zuge des Braunkohlenplanänderungsverfahrens Hambach und des Sumpfungswasserrechtsverfahrens für den Tagebau Inden verwendet. Die Dokumentation dieses Grundwasserströmungsmodells mit Bezug und Schwerpunkt auf den betrachteten Untersuchungsraum ist diesen Antragsunterlagen (RWE Power AG (2023)) als Anlage Modellbericht zu entnehmen. Darauf aufbauend fand eine Aktualisierung von wesentlichen Eingangsdaten (Grundwasserneubildungsverteilung, Entnahmen Dritter, Tagebaugeometrie) statt.

Die Modellfläche bzw. das Modellgebiet des Grundwassermodells ist etwa 4.000 km² groß und umfasst die Venloer Scholle, die Erft-Scholle, die Rur-Scholle und die linksrheinische Kölner Scholle mit ihrem im Westen gelegenen Villebereich sowie einen Teil der Krefelder Scholle im Nordosten. Das Gebiet wird durch 151.563 Modellpunkte horizontal diskretisiert. Dabei wurde vor allem im Bereich der Feuchtgebiete und der Tagebaue die Diskretisierung besonders hoch aufgelöst, um mit dem Modell nicht nur grundlegende Berechnungen für den Gesamttraum, sondern auch detaillierte Untersuchungen durchführen zu können. Der Strömungsraum wurde im Modell durch 12 Grundwasserleiter und 11 Grundwasserstauer nachgebildet. Das entspricht bei der vorgenommenen horizontalen Diskretisierung einer Anzahl von 1.818.756 Modellelementen.

Für das Braunkohleplanänderungsverfahren Garzweiler wurde das aktualisierte Modell, namentlich Modell 2024 verwendet, welches speziell zur Auswertung des Untersuchungsraums für den Tagebau Garzweiler umgesetzt wurde. In dem für das Braunkohlenplanänderungsverfahren Garzweiler erarbeiteten Modell wurden die notwendigen Hebungsmengen für die sichere Gewinnung der Kohle im Tagebau Garzweiler aktualisiert und deren sumpfungsbedingte Auswirkungen berechnet. Dazu wurden weiterhin die erforderlichen Eingangsdaten (z.B. Brunnen, Neubildung, Tagebaubetrieb usw.) aktualisiert und die erforderlichen Simulationen durchgeführt. Für die Prognosesimulationen wurde die gemäß

Braunkohlenplanänderungsverfahren betrachtete reduzierte Tagebau- und Tagebauseeefläche implementiert. Der Beginn der Seefüllung wurde für 2036 angesetzt. Wie bei jeder Modellbearbeitung wird über den eigentlichen Untersuchungsraum hinaus eine größere Modellfläche berücksichtigt, um sicher zu stellen, dass die schollenübergreifenden wasserwirtschaftlichen Auswirkungen in die Betrachtung Eingang finden und die Modellränder von der Sümpfung unbeeinflusst bleiben. Im vorliegenden Fall schließt das bekannte Modellgebiet des revierweiten Grundwassersmodells die nördliche Krefelder Scholle nicht mit ein. Da die bergbaulich bedingten Auswirkungen nicht bis in diesen Bereich reichen und mit der Maas und dem Nordkanal stabile Randbedingungen definiert sind, ist die Anwendung im Verfahren zur Änderung des Braunkohleplans Garzweiler II gerechtfertigt.

Im Folgenden wird das Reviermodell 2024 beschrieben. Dabei werden mit Bezug auf das gesamte Modellgebiet im Kapitel 3 die geohydrologischen und die hydrologischen Verhältnisse sowie Grundwasserentnahmen und -anreicherungen erläutert. Kapitel 4 beschäftigt sich mit der verwendeten Software GWDREI und der Diskretisierung in Raum und Zeit. Die einzelnen Phasen der Modellierung sind in Kapitel 5 erläutert. Dabei werden die Schwerpunkte auf die Kalibrierung und die Prognoserechnung unter Berücksichtigung der Parametrisierung und den Ergebnissen gelegt. Neben umfangreichen Erläuterungen der Ergebnisse der Strömungsmodellierung (Wasserstand, Differenzen, Bilanzglieder) erfolgt auch eine Beschreibung der Ergebnisse der Simulation der Infiltrationswasser- und Rheinwasserausbreitung. Die Sulfatsimulation wird in Kapitel 6 beschrieben, während in Kapitel 7 das Szenario ohne Bergbaueinfluss dokumentiert ist, dessen Ergebnisse einen Referenzzustand für ausgewählte Fragestellungen darstellen. Der im bisher gültigen Braunkohleplan verwendete Zustand 1983 wird für vergleichende Auswertungen mittels einer weiteren Szenariorechnung generiert, welche im Kapitel 8 beschrieben ist. Zum vorliegenden Bericht gehören zahlreiche Anlagen, die Parametrisierung und Ergebnisse darstellen. Kartendarstellungen, die unmittelbar Eingang in die UP/UVP zum Braunkohleplanänderungsverfahren gefunden haben, sind in den entsprechenden Karten zur UP/UVP zu finden.

Die räumlichen Darstellungen und Auswertungen erfolgen in den Grenzen des Untersuchungsraums, welcher im wasserrechtlichen Fachbeitrag, Kapitel 3.3, der UP/UVP beschrieben ist. Einzelne Aspekte, z.B. die des Kapitels 3, werden zum besseren Gesamtverständnis für das gesamte Modellgebiet dargestellt oder ausgewiesen.

2 Aufgabenstellung und Aktualisierung der Modelldaten

Komplexe geohydraulische Strömungsvorgänge können nur mit Grundwassermodellen untersucht werden, welche die natürlichen Gegebenheiten des Strömungsraumes möglichst genau nachbilden und den Grundwasserströmungsprozess anhand naturwissenschaftlicher Gesetzmäßigkeiten mathematisch korrekt beschreiben. Dies gilt insbesondere für die Prognostizierung der großräumigen Auswirkungen der Grundwasserabsenkung des Braunkohlenbergbaus auf den umgebenden Strömungsraum.

Mit dem bei RWE Power betriebenen und ständig weiterentwickelten Grundwassermodell werden die zahlreichen wasserwirtschaftlichen Aufgaben bearbeitet, die sich aus der notwendigen Entwässerung der Tagebaue ergeben. Die hier vorgestellte Modellierung hat insbesondere die Aufgabe, die Modellgrundlagen der UVP/UP zum Braunkohleplanänderungsverfahren Garzweiler zu generieren.

Eine kontinuierliche Fortschreibung und Aktualisierung eines derartigen Grundwassermodells ist essenziell, um einerseits jegliche neuen Entwicklungen und Planungen abzubilden und deren Auswirkungen zu betrachten. Andererseits stehen mit fortlaufender Zeit mehr und mehr Daten der Eingangsgrößen und auch der Bewertungsgrundlage zur Verfügung, die die wirklichkeitsnahe Abbildung weiter und weiter verbessern. Dazu wurden alle modellrelevanten Messdaten in die Modelle eingearbeitet, die zwischen der letzten Modellgeneration und 2023 erfasst wurden. Dies betraf zum Beispiel den Jahresfaktor der Grundwasserneubildung, die Entnahmedaten und die Versickerungsdaten und die Fortschreibung der zeitvarianten äußeren Randbedingungen. Zudem wurden alle bergbaubedingten Daten aktualisiert, wie die zum Redaktionsschluss Frühjahr 2023 vorliegende Planung der Tagebaue und ihrer Fortschritte, die Hebungsmengen der Sumpfungsb Brunnen sowie weitere Grundwasserentnehmerdaten und die Angaben zu Grundwasserinfiltrationen und Gewässereinleitungen.

Bereits in den 1980er Jahren wurden für den Norden des Rheinischen Braunkohlenreviers, sowie für die Rur- und Erft-Scholle verschiedene Modelle erarbeitet, die aufgrund des damaligen Standes der Technik jeweils nur Teilräume betrachten konnten.

Vor einigen Jahren wurden die Randströme der schollenbezogenen Teilmodelle noch indirekt und nicht dynamisch ermittelt. Mit dem Modellbericht 2007 wurden die vier Teilmodelle für die Bereiche Venloer Scholle (mit südlicher Krefelder Scholle), Erft-Scholle, Rur-Scholle und Kölner Scholle zu einem Gesamtmodell für das Rheinische Braunkohlenrevier zusammengefasst. Damit wurden alle Teilschollenränder als reguläre Verwerfungen innerhalb des Modells integriert. Diese Vorgehensweise hat sich bewährt und wird in der vorliegenden Modellierung weitergeführt. Das Reviermodell wurde aus den schollenbezogenen Modellen zusammengesetzt, welche in der Vergangenheit aber auch aktuell unterschiedliche

Untersuchungsschwerpunkte hatten. Die Historien sollen im Folgenden kurz beschrieben werden.

In Vorbereitung des Braunkohlenverfahrens für den Tagebau Garzweiler II wurde Ende der achtziger Jahre im Auftrag der Landesbehörden von der RWTH Aachen das Grundwassermodell Venloer Scholle entwickelt. Die zugehörige Aufgabenstellung war auf die grundlegende Ermittlung der erforderlichen Sümpfung und die Wirkung verschiedener Maßnahmen zum Erhalt der grundwasserabhängigen schützenswerten Feuchtgebiete ausgerichtet. In die Untersuchungen, die durch den Arbeitskreis Grundwassermodelle begleitet wurden, flossen alle vorhandenen, für den Grundwasserströmungsprozess relevanten Daten, ein. In diesem Arbeitskreis waren insbesondere Experten aus den örtlich zuständigen oberen und unteren Wasserbehörden, den Landesfachbehörden und Wasserverbänden, den Wasserversorgungsunternehmen und der damaligen Rheinbraun AG eingebunden. Für die weitergehende detaillierte Planung der einzelnen Versickerungsmaßnahmen, zur Untersuchung ihrer lokalen Wirkung und zur optimierten Betriebsweise der Tagebauentwässerung wurde in den neunziger Jahren von der Rheinbraun AG für den Norden des Rheinischen Braunkohlenreviers das Nordraummodell aufgebaut. Nach Vorlage des Modellberichts im Jahre 2002 wurde das Nordraummodell vertikal auf 12 Grundwasserleiter und horizontal auf die dreieinhalbfache Anzahl Modellknoten erweitert. Seit dem Modellbericht 2007 wurde das Modellgebiet in seiner horizontalen Auflösung noch einmal verfeinert.

Die Zielsetzung beim Entwurf des Grundwassermodells für die Erft-Scholle war weniger die Untersuchung schützenswerter Feuchtgebiete. Die Auswirkungen der Sümpfung für den Tagebau Hambach betreffen vor allem den hydrogeologischen Raum der Erft-Scholle. In den Nebenbestimmungen zur wasserrechtlichen Erlaubnis/Zulassung vorzeitigen Beginns für die Sümpfung des Tagebaus Hambach vom 30.12.1999 wird die Vorlage eines Grundwassermodells Erft-Scholle gefordert, welches die Auswirkungen der Entwässerungsmaßnahmen in den Liegendhorizonten auf die Erft-Scholle selbst und ihre Umgebung genauer erfasst. Dazu wurde bei der damaligen Rheinbraun AG ein eigenes Modell entwickelt, welches die wesentlichen Grundwasserleiter und -stauer sowie den Zustrom aus dem unterlagernden Festgestein berücksichtigt. Das Grundwassermodell wurde zum Modellbericht 2007 in seiner horizontalen und vertikalen Diskretisierung ähnlich dem Nordraummodell noch einmal deutlich verfeinert. Für den vorliegenden Modellbericht wurde das Modellgebiet in seiner horizontalen Auflösung noch einmal verfeinert. Nachdem im Zuge des Wasserrechantrages für den Tagebau Hambach im Jahr 2015 die Modellgeologie der südlichen Erft-Scholle mit Unterstützung des Geologischen Dienstes NRW aktualisiert wurde,

wurde mit der aktuellen Modellgeneration auch die Modellgeologie der nördlichen Erft-Scholle aktualisiert.

Für den Bereich der Rur-Scholle wurde das bestehende Grundwassermodell im Vorfeld der Erstellung des Antrages auf Verlängerung der wasserrechtlichen Erlaubnis zum Entnehmen und Ableiten von Grundwasser für die Entwässerung des Tagebaus Inden vom 06.03.2002 als drittes der bestehenden Teilmodelle noch einmal deutlich überarbeitet. Zur Erfüllung der Nebenbestimmung 4.2.1 der Wasserrechtlichen Erlaubnis für die Sümpfung des Tagebaus Inden erfolgte eine Erweiterung des modellierten Raumes entlang des Eifelrandes nach Süden bis in den Bereich von Rheinbach und der Einbau einer vom Geologischen Dienst NRW konstruierten Geologie. Im Bereich Shinvelder Bossen wurde eine mit der Provinzregierung Limburg abgestimmte Geologie in das Grundwassermodell übernommen. Mit Vorlage des Modellberichtes 2007 wurde die südliche Rur-Scholle bis zum Eifelrand erstmalig in das Reviermodell integriert. Die in den letzten Jahren gesammelten neuen Erkenntnisse wurden zur deutlichen Verbesserung der Kalibrierung genutzt.

Für den Bereich der Kölner Scholle erfolgte zum Bericht 2007 der Aufbau eines vollständig neuen Grundwassermodells mit einer Gesamtfläche von 680 km². Dort wurden die wesentlichen Alttagebaue, Gewässer, sowie die bekannten Fremdentnehmer berücksichtigt. Damit konnten die sumpfungsbedingten Auswirkungen auch für den Bereich der Kölner Scholle beschrieben werden. Die Anbindung an den Rhein schaffte eine stabile östliche Randbedingung, die von den bergbaulichen Aktivitäten auf der Ville unabhängig ist. Die in den letzten Jahren gesammelten neuen Erkenntnisse wurden zur deutlichen Verbesserung der Kalibrierung genutzt. Darüber hinaus wurde eine vom Geologischen Dienst NRW vorgenommenen Überarbeitung des geologischen Modells in das Grundwassermodell eingebaut.

Mit der fortschreitenden Tagebauführung und den Bestrebungen der Beendigung der Braunkohleverstromung rückt mehr und mehr die nachbergbauliche Phase in den Fokus. So wurden in der Modellgeneration für das Braunkohleplanänderungsverfahren Hambach und das Verfahren für das Sümpfungswasserrecht Inden erstmalig für die Tagebaue Hambach und Inden (RWE 2023) eine brunnenscharfe Betrachtung der seebegleitenden Sümpfung durchgeführt. Diese Vorgehensweise wurde im hier beschriebenen Modell auch für die seebegleitende Sümpfung in Garzweiler implementiert. Somit wurde auch die Standsicherheit bzw. die vorliegenden hydraulischen Zustände während der Seebefüllung aus wasserwirtschaftlicher Sicht umfangreicher als in den Vorgängermodellen überprüft. Weiterhin wurden erstmalig die Direkteinleitungsmengen in Gewässer nicht punktuell am Ort der Einleitung sondern linear entlang der Versickerungs- bzw. Gewässerstrecke verteilt.

Der hier vorgestellte Modellbericht beschreibt im Wesentlichen die Modellierung im Untersuchungsraum zum Braunkohleplanänderungsverfahren Garzweiler und nur die Aspekte, die für das Verständnis oder die Interpretation der Angaben zum Untersuchungsraum Garzweiler notwendig sind.

3 Modellgebiet

3.1 Definition

Der mit dem Grundwassermodell abgedeckte Bereich umfasst das Rheinische Braunkohlenrevier, begrenzt durch den Rhein im Osten und die Maas im Westen, sowie durch eine Linie zwischen den Ortschaften Dormagen und Venlo entlang hydraulisch wirksamer tektonischer Strukturelemente im Norden und die Eifel bzw. das Hohe Venn im Süden. Die Niederrheinische Bucht steigt nach Süden in Richtung der Eifel auf etwa 200 mNHN an. In westlicher Richtung geht sie bei etwa 100 mNHN in das Niederrheinische Tiefland über.

3.2 Geohydrologische Verhältnisse

3.2.1 Geologischer Aufbau

Das Reviermodell umfasst im Wesentlichen das Senkungsgebiet der Niederrheinischen Bucht. Sie entwickelte sich vor ca. 30 bis 35 Mio. Jahren in ihrer heutigen Abgrenzung, als ein Teil des Rheinischen Schiefergebirges einsank. Die Basis des Beckens bilden Gesteine des Paläozoikums, über denen bis über 1.000 m mächtige tertiäre Lockersedimente in Wechsellagerung von Tonen, Sanden und Kiesen abgelagert sind. In diesen Schichten liegen die miozänen Braunkohlenflöze breit gefächert eingebettet. Durch tektonische Einwirkungen ist die sich in SO-NW Richtung erstreckende Senkungszone in die Hauptschollen Erft-, Kölner, Rur- und Venloer Scholle gegliedert. Dabei werden die linksrheinische Kölner und die Erft-Scholle von der Ville unterbrochen. Die weiträumig verbreiteten, wasserstauenden Tonhorizonte und Braunkohleflöze trennen das Grundwasser in mehrere übereinander angeordnete Horizonte, die mit Ausnahme des obersten, freien Grundwasserspiegels, ursprünglich gespannt waren (Abbildung 1).

Die Venloer Scholle und südliche Krefelder Scholle, Rur-Scholle, Erft-Scholle und linksrheinische Kölner Scholle wurden im Modellbericht 2013 (RWE Power AG, 2013) beschrieben. Nach einer Überarbeitung durch den Geologischen Dienst und den Fachabteilungen der RWE Power AG, wurde der aktuelle Stand der geologischen Verhältnisse der Ville als eigene geologische Säule in das Reviermodell eingearbeitet. Sie bildet einen im Westen der linksrheinischen Kölner Scholle gelegenen Höhenzug (Halbhorst) aus, der durch die großen Verwurfshöhen und den großen Anteil der weit nach oben geschobenen Kohle- und Tonabfolgen den Strömungsraum zwischen der Erft-Scholle und der Kölner Scholle begrenzt und teilweise hydraulisch trennt. Für das Wasserrechtsmodell Hambach wurde zudem die neue Geologie der südlichen Erft-Scholle berücksichtigt und im Zuge der

Tabelle 1 aufgeführt.

Abbildung 1 Geohydrologische Regionalprofile

Tabelle 1 Stand der Geologie in allen geologischen Räumen

Geologischen Räume	Stand
Nördliche Erft-Scholle & nördliche Ville	Erarbeitet durch den Geologischen Dienst NRW, 2020
Südliche Erft-Scholle	Erarbeitet durch den Geologischen Dienst NRW, 2016
Rur-Scholle	Erarbeitet durch RWE Power, 2006
Venloer Scholle und südliche Krefelder Scholle	Erarbeitet durch RWE Power, 2002/2005
Kölner Scholle & südliche Ville	Erarbeitet durch Geologischen Dienst NRW, 2008-2015

	Rurscholle	Erftscholle	Kölner Scholle	Venloer Scholle	Ville
1. Leiter	14 - 19 Ton 13	14 - 19 Ton 13	14 - 19	14 - 19 Ton 13	12-16 Ton 11
2. Leiter	12 Ton 11E	12 Ton 11E		12 Ton 11E	10 Ton 9C
3. Leiter	11 vertont Ton 11A	11 vertont Ton 11A		11D Ton 11C	9B Ton 9A
4. Leiter	10 Ton 9C	10 Ton 9C		10 Ton 9 oben	7E-8 Flöz 7B / 7D
5. Leiter	9B Ton 9A	9B Ton 9A		9B Ton 9 unten	7A Flöz 6E
6. Leiter	8 Flöz 7F	8 Flöz 7F		8 Flöz 6E Schluff 6D3	6D Flöz 6A
7. Leiter	7E Flöz 7B/ 7D	7E Flöz 7B	Flöz 6A Sand 5	6D3 Schluff 6D2	Sand 5 Ton 5
8. Leiter	7A Flöz 6E	7A Flöz 6E	Ton 5 Sand 4	Schluff 6D1 6D2	Ton 5 Sand 4
9. Leiter	6D Flöz 6C	6D Flöz 6C	Ton 3 Sand 2	6D1 Flöz 6C	Sand 2 Ton 1
10. Leiter	6B Flöz 6A	6B Flöz 6A	Ton 1 09	6B Flöz 6A	09 Ton 08
11. Leiter	2 - 5 Ton 1	2 - 5 Ton 1	Ton 08 07	04 - 5 Ton 03	07 Ton 06
12. Leiter	01 - 09	01 - 09	02 - 05	01 - 03	02 - 05

Abbildung 2 Zuordnung der geologischen Grundwasserleiter & -stauer zu den Modellschichten

Der Ton 1 dient in großen Teilen des Reviers als Leithorizont, ist aber im Nordraum nicht flächig verbreitet. Damit schließt das Grundwasserleiterpaket, welches unmittelbar unterhalb

des Flöz Morken liegt, nicht nur die Horizonte 2 bis 5 ein, sondern reicht bis zum Ton 03, so dass die Schichten 04 bis 5 inkludiert sind. Die Bezeichnung dieses Hauptgrundwasserleiterkomplexes erfolgt in einigen Dokumenten als „2-5“ in anderen als „04-5“.

3.2.2 Tektonische Verhältnisse

Von den im Rheinischen Braunkohlenrevier anzutreffenden Verwerfungen hat der Rheindahlener Sprung im Bereich der Venloer Scholle mit bis zu 120 m die größte Verwurfshöhe. Er grenzt den Venloer Graben nach Nordosten ab. Etwa parallel dazu verlaufen nordöstlich davon der Dülkener und Viersener Sprung. Letzterer bildet die Grenze zwischen Venloer Scholle und Krefelder Scholle. Auf der Krefelder Scholle fehlen aufgrund des hohen Versatzbetrages des Viersener Sprungs jungtertiäre Schichten, wie die auf der Venloer Scholle verbreiteten, stockwerkstrennenden Kohleflöze und Tonschichten. Somit ist dieser Bereich, der auch im Modell in einem nordöstlichen Teilbereich abgebildet ist, hydrogeologisch durch ein zusammenhängendes, tiefreichendes oberes Grundwasserstockwerk charakterisiert. Südlich bzw. südöstlich des Raumes Mönchengladbach sind im Venloer Graben parallel zum Rheindahlener Sprung noch der Wegberger Sprung, die Wickrather Störung und der Odenkirchener Sprung von Bedeutung. Im Westen trennt der Kleingladbacher Sprung den Wassenberger Horst ab. Der Wassenberger Horst, stellt eine Horststruktur dar, die westlich von Gederath den Übergang der Venloer Scholle zur Rur-Scholle kennzeichnet. Auf dem Wassenberger Horst sind durch die tektonischen Bewegungen die wesentlichen tertiären Grundwassergeringleiter der Venloer Scholle nicht ausgebildet. Im nördlichen Anschluss bildet die Meinweg-Staffel den Übergang zur Rur-Scholle. Auf Seiten der Venloer Scholle bildet der Meinweg-Sprung die wesentliche Verwerfung im Übergang vom Venlo-Graben zur Staffel. Aufgrund hydraulischer Wirksamkeiten der beschriebenen Verwerfungssysteme gliedert sich das Strömungsbild in den tieferen Leitern von West nach Ost in die Bereiche zwischen der Rur-Scholle und dem Meinweg-Sprung bzw. dem Kleingladbacher Sprung zwischen diesen und dem Wegberger-Sprung, welcher wiederum mit dem Rheindahlener Sprung eine Einheit abtrennt. Östlich des Rheindahlener Sprungs zeigt sich eine weitere Einheit, die über den Dülkener Sprung hinweg bis zum Viersener Sprung reicht, welcher den stratigraphisch wenig gegliederten östlichen Bereich des Untersuchungsraums abtrennt.

Die Trennung der linksrheinischen Kölner Scholle von der Venloer Scholle ist im Wesentlichen durch ausgehende Flöze und weniger tektonisch begründet.

Der Übergang der Venloer Scholle zur Erft-Scholle wird über weite Strecken vom Lövenicher Sprung gebildet. Die Ausläufer dieses Sprungsystems reichen tief in den nordöstlichen Teil

der Erft-Scholle hinein und beeinflussen hier aufgrund ihrer hydraulischen Wirksamkeit die Strömungsverhältnisse in den Grundwasserleitern. Im Bereich des Jackerather Horstes tritt der Ophertener Sprung als trennendes Element in Erscheinung. Östlich davon trägt das Verwerfungssystem die Bezeichnung Kasterer Sprung. Diese letztgenannten Sprünge streichen von West - Ost und weichen damit von der Streichrichtung der übrigen tektonischen Linien ab (NW - SO). Die Verwerfungen an den Rändern der Erft-Scholle weisen Versatzbeträge von einigen 100 m auf.

Im Osten bildet die Abfolge vom Wiedenfelder Sprung im Nordosten, Horremer Sprung, Erftsprung und Swistsprung im Südosten die Begrenzung der Erft-Scholle zur linksrheinischen Kölner Scholle bzw. deren Teilglied der Ville Hochscholle. Der Rövenicher Sprung grenzt die Erft-Scholle im Südwesten gegen die Euskirchener Scholle ab. Im Westen und Nordwesten stellt der Rurrand die Trennlinie zwischen Erft-Scholle und Rur-Scholle dar. Bei der Erft-Scholle handelt es sich um eine Kippscholle, deren Schichten in der Regel von SW nach NO einfallen, also vom Eifelrand im Südwesten zum zentralen Teil bei Bergheim. Aus der Beckenstruktur ergibt sich die Zunahme der Mächtigkeit der tertiären und quartären Schichtenfolge von den Rändern bis zum Tiefsten. Die Sprungsysteme der Erft-Scholle folgen hinsichtlich des Streichens in der Regel der Hauptrichtung Nordwest-Südost der großen Sprungsysteme an den Rändern der Erft-Scholle sowie der eigentlichen Muldenachse. Eine große Anzahl dieser Störungen ist hydraulisch wirksam und beeinflusst damit die Grundwasserverhältnisse in der Erft-Scholle entscheidend. Das Sprungsystem des Steinstraß Sprunges hat seinen Ursprung in der nördlichen Erft-Scholle und zieht von dort in südöstlicher Richtung östlich der Sophienhöhe bis in den Bereich der Nordrandböschung des Tagebaus Hambach. Aufgrund der Versatzbeträge von bis zu 50 m ist es vor allem in den Horizonten 6B und 6D hydraulisch wirksam. Im Bereich Niederzier besteht über die Auffächerung des Rurrand - Sprungsystems eine Verbindung von den Grundwasserleitern der Erft-Scholle zu den Grundwasserleitern der Rur-Scholle. Südöstlich des Rurrand – West und des Werhahn Sprungs stellt der als Staffel ausgebildete Sprung von Buir eine hydraulische Barriere für die oberen Grundwasserleiter dar. Der Wissersheimer Sprung beginnt östlich der Ortslage Elsdorf und streicht zunächst NW – SO bevor er auf der Höhe von Kerpen seine Streichrichtung nach SSO ändert. Auf halber Strecke zwischen den Ortslagen Nörvenich und Lechenich geht er in den Rand von Erp über.

Der Übergang zur Rur-Scholle wird durch den Rurrand gebildet. Als tektonische Einheit wird die Rur-Scholle durch Nordwest-Südost streichende Verwerfungen geprägt. Wesentliche Verwerfungen in der Umgebung des Tagebaus Inden sind der Sprung von Pier, der Lamersdorfer Sprung und die Weisweiler Störung. Der Siersdorfer Westsprung, der Frelenberger Sprung und der Sprung von Gangelt entfalten ihre hydraulische Wirksamkeit

nordwestlich des Tagebaus Inden in der zentralen Rur-Scholle. Südöstlich Düren grenzt die Rur-Scholle im Südwesten unmittelbar an das Devon bzw. die Triasmulde. Den Raum Euskirchen - Düren durchziehen mehrere Störungen mit nordwest-südöstlicher Streichrichtung. Wie auch im Erftbecken, ist bei ihnen der südwestliche Teil abgesunken und der nordwestliche Teil gehoben. Die Südwestgrenze des gesamten Raumes wird durch die Verwerfungen Sandgewand und Feldbiss definiert.

3.2.3 Durchlässigkeits- und Speicherparameter

Der lithostratigraphische Aufbau des Rheinischen Braunkohlenreviers weist Wechsellagerungen von gut durchlässigen Kies- und Sandschichten mit weniger gut durchlässigen Ton-Schluff- und Kohlehorizonten auf. Dadurch ergeben sich mehrere grundwasserleitende und -stauende Schichten, die flächenhaft jedoch unterschiedlich verbreitet sind. Ein Wasseraustausch zwischen den einzelnen Grundwasserleitern erfolgt dabei in erster Linie an den flächigen Kontaktbereichen, an denen keine Stauer vorhanden sind. Großflächig kommt es durch Leakage zu Fließbewegungen über Grundwasserstauer, lokal an tektonischen Strukturen und auch über Flözversandungen. Aus einer Vielzahl von Bohrungen und auch aus Pumpversuchen sind die Größenordnungen der Durchlässigkeiten für die einzelnen Horizonte im Rheinischen Braunkohlenrevier bekannt. Innerhalb dieses Wertespektrums wurden die Durchlässigkeitsbeiwerte im Zuge der Modellkalibrierung variiert. Eine detaillierte Erläuterung der durch die Kalibrierung ermittelten Durchlässigkeiten der einzelnen Modellgrundwasserleiter wird in Kapitel 5.3.1 gegeben.

3.2.4 Grundwasserneubildung

Von der Arbeitsgruppe Grundwasserneubildung (Erftverband et al., 2012) wurden die im Rheinischen Braunkohlenrevier überwiegend eingesetzten Verfahren zur Berechnung der flächendifferenzierten langjährigen Grundwasserneubildung nach Schröder und Wyrwich (1990), GROWA (Kunkel und Wendland, 2002) und KLIMA/GLADIS (Schrey, 1993) hinsichtlich ihrer methodischen Ansätze und ihrer Berechnungsergebnisse verglichen. Ausgehend von der Eingangsgröße Niederschlag und der Bestimmung flächendifferenzierter Verdunstungshöhen berechnen die Verfahren nach Auftrennung oberirdischer und unterirdischer Abflusskomponenten wiederum flächendifferenziert die Grundwasserneubildung als Restglied der Wasserbilanz. Die Ergebnisvergleiche wurden auf hydrogeologische Teilräume (Schollen) und Niederschlagsräume bezogen, sowie innerhalb von Einzugs- bzw. Schutzgebieten von Wassergewinnungsanlagen durchgeführt, für die Erfahrungswerte vorliegen. Es wurde ein einheitlicher Referenzzeitraum von 1961 bis 2000 für die Berechnung der Grundwasserneubildung herangezogen. Zudem wurde eine Validierung

der Berechnungsergebnisse anhand von Abflussdaten ausgewählter Abflusspegel vorgenommen.

Es zeigt sich, dass alle drei Verfahren auf der Grundlage klimatischer und gebietscharakteristischer Daten überwiegend belastbare Berechnungsergebnisse der mittleren Grundwasserneubildung liefern. Auf der Ebene der hydrogeologischen Einheiten ergeben sich jedoch mit 0,25 bis 0,5 l/(s*km²) nur geringe durchschnittliche absolute Abweichungen.

Im vorliegenden Reviermodell 2022 wurden die Berechnungsergebnisse nach Schröder und Wyrwich (1990) genutzt. Die ermittelten Werte ([Anlage 03](#)) liegen zum überwiegenden Teil zwischen 2 und 9 l/s/km². Kleinräumig kommt es zu Über- und Unterschreitungen dieser Werte auf minimal -4,7 l/s/km² und maximal 14 l/s/km². Der Durchschnittswert liegt aufgrund des Einflusses durch die vergleichsweise trockene Erft-Scholle bei etwa 5,7 l/s/km². Damit liegt im Reviermodell die Gesamtsumme der langjährigen mittleren Grundwasserneubildung bei etwa 751 Mio. m³/a. Im Vorgängermodell betrug die nach dem Verfahren von Dorhöfer/Josopait im Modellgebiet angesetzte Gesamtsumme der langjährigen mittleren Grundwasserneubildung 830 Mio. m³/a. Im Bereich offener Betriebsflächen der Tagebaue wurde die Grundwasserneubildung ab dem Zeitpunkt der Inanspruchnahme durch den Tagebau verdoppelt. Damit wurde der Tatsache Rechnung getragen, dass durch den Wegfall der Vegetation dort keine Evapotranspiration mehr stattfinden kann, welche unter normalen Umständen während der Vegetationsperiode die Sickerwassermenge verringert. Für die Zeiträume nach der Verkipfung auf das endgültige Niveau wurden in der Annahme einer unmittelbar folgenden Rekultivierung die ursprünglichen Regenerationsraten wieder aktiviert. Dabei wurden ggf. gebietsspezifische Mittelwerte verwendet, wenn der betrachtete Bereich zum Zeitpunkt der Grundwasserneubildungsberechnung durch den obengenannten Arbeitskreis bereits bergbaulich in Anspruch genommen aber noch nicht rekultiviert war. Im Bereich der Tagebauseeefläche Garzweiler wurde von einer ausgeglichenen klimatischen Bilanz ausgegangen. Die auf die Randböschung auftreffenden Niederschläge werden aufgrund der Neigung zum See dem Wasserkörper zugerechnet, so dass auf der Seeefläche eine Grundwasserneubildung von etwas mehr als 2 Mio. m³/a implementiert wurde.

Darüber hinaus kann lokal bei Nutzungsänderung des Geländes, z.B. durch Versiegelung, die Neubildungsrate variiert werden.

Die Grundwasserneubildungsrate wird jährlich vom Erftverband ermittelt und schwankt naturgemäß über die Zeit. Der Jahresniederschlag lag zum Ende des Kalibrierungszeitraums 2021 im Tätigkeitbereich des Erftverbandes bei einer Höhe von 766 mm, was einen normalen Wert im Vergleich zum langjährigen Mittel aus der Referenzperiode 1961 bis 1990 darstellt. Während das Sommerhalbjahr 2021, nicht zuletzt auf Grund der massiven

Starkregenereignisse im Juli, als „nass“ einzustufen war, lagen die Niederschlagsmengen im für die Grundwasserneubildung entscheidenderen Winterhalbjahr knapp unter dem Vergleichswert. Insgesamt ergab sich so eine Grundwasserneubildungsrate zum Ende des Kalibrierungszeitraums, welche in der ganzjährigen Betrachtung ziemlich genau dem langjährigen Mittelwert entsprach. Abbildung 3 zeigt die Schwankungen der jährliche Grundwasserneubildung innerhalb des Kalibrierungszeitraumes in Relation zum langjährigen Mittel. Die Grundwasserneubildung wirkt sich je nach hydrologischen und hydrogeologischen Randbedingungen unterschiedlich auf den Grundwasserstand aus. So erfolgt in Gebieten hohen Flurabstandes eine deutlich verzögerte und in ihrer Amplitude gedämpfte Grundwasserneubildung als in Gebieten geringen Flurabstandes.

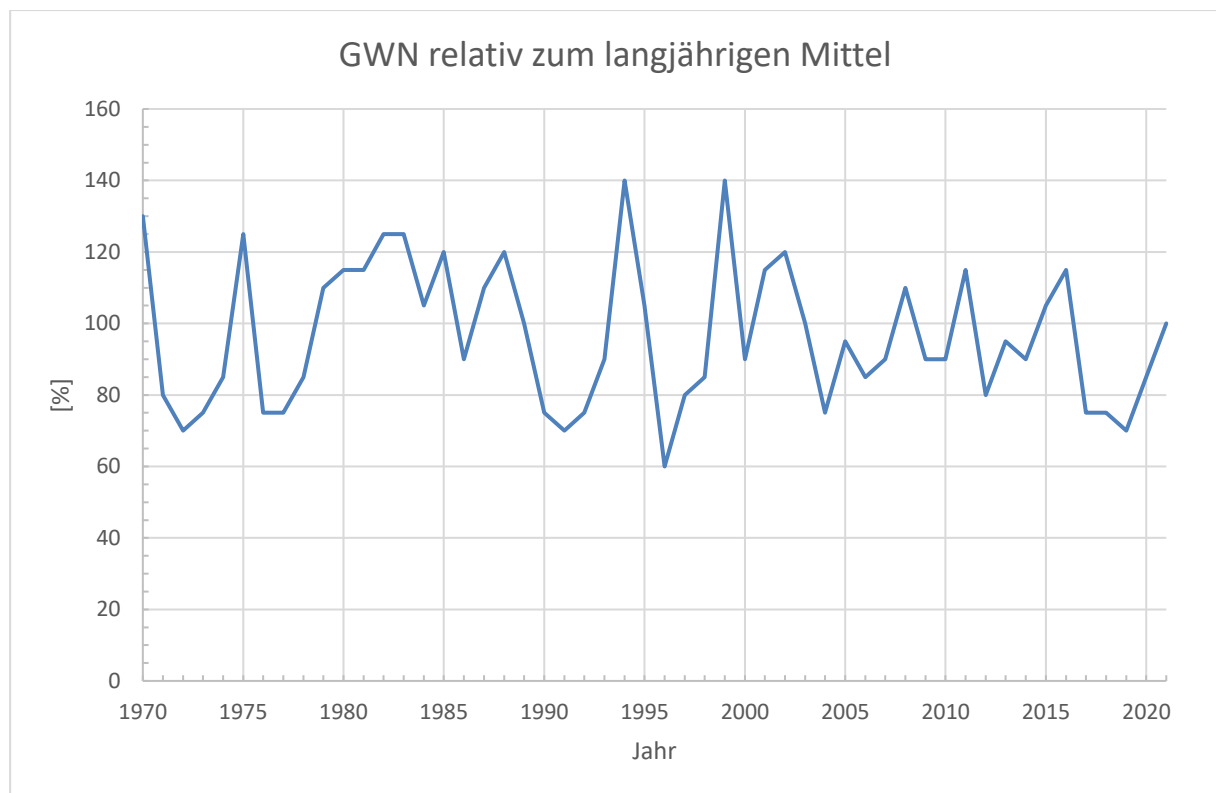


Abbildung 3 Zeitlicher Verlauf der Grundwasserneubildung

3.3 Hydrologische Verhältnisse

3.3.1 Rhein

Die Grundwasserverhältnisse im mächtigen oberen Grundwasserstockwerk der linksrheinischen Kölner Scholle des Jahres 1970 wurden wie heute auch vornehmlich durch den Rhein bestimmt. Damit ist der Rhein der dominierende Vorfluter. Ihm fließt das Grundwasser mit relativ flachem Gefälle zu. Lokal haben sich Absenktichter um die größeren

in Rheinnähe befindlichen Grundwasserentnehmer gebildet, die im Wesentlichen durch Uferfiltrat angeströmt werden. Der Rheinwasserspiegel unterliegt im Vergleich zu den Jahresmittelwerten Schwankungen im Bereich von mehreren Metern. Diese Dynamik spiegelt sich in den vorfluternahen Grundwasserständen wider.

3.3.2 Gewässersystem Erft

Aufgrund der Vielzahl von Nebenarmen und dem ausgeprägten Einfluss wird im Reviermodell das Gewässersystem der Erft besonders detailliert abgebildet. Die Erft entspringt am Nordwestrand des zur Eifel gehörenden Ahrgebirges im Kreis Euskirchen. Ihre Quelle befindet sich unterhalb des Himbergs bei Nettersheim-Holzmülheim. Von dort fließt sie anfangs in nordöstlicher und dann überwiegend in nördlicher Richtung unter anderem über Bad Münstereifel und tritt wenig später bei Stotzheim südlich von Euskirchen in die Rur-Scholle und somit in das Modellgebiet ein. Sie verfolgt ihren Weg weiter über Euskirchen in Richtung Weilerswist, Erftstadt und Kerpen und verlässt die Erft-Scholle bei Bedburg. Bis Frimmersdorf verläuft die Erft auf rekultiviertem Gebiet. Ab Gindorf/Gustorf ist das Gewässersystem durch Flussbegradigungen, verzweigte Entwässerungsgrabensysteme und Mühlenstauungen gekennzeichnet. Als wesentliche Zuflüsse sind Swistbach, Rotbach und Neffelbach zu nennen, die bei Weilerswist, Kerpen bzw. Dirmerzheim der Erft zufließen. In die Erft münden weiterhin bei Weckhoven der Gillbach, bei Selikum der Hummelsbach und nördlich von Erfttal die Norf. Bei Reuschenberg zweigt die Obererft in Richtung Norden ab und mündet in den Neusser Hafen. Die Erft selbst mündet bei Gnadental in den Rhein. Der Überlauf des zukünftigen Tagebausees Hambach soll über den Winter- und den Wiebach schließlich in die Erft geleitet werden.

3.3.3 Gewässersystem Rur

Die Rur entspringt am Osthang des Hohen Venn auf belgischem Gebiet, tritt bei Kreuzau in das Modellgebiet ein und mündet nach einer Strecke von etwa 161 km auf niederländischem Gebiet bei Roermond in die Maas. Sie ist das Hauptgewässer im Bereich der Rur-Scholle und durchfließt diese von Südost nach Nordwest. Das Abflussregime ist aufgrund der in der Nordeifel durchflossenen Talsperren stark vergleichmäßig. Die Wasserscheide zum Stromgebiet des Rheins liegt nur wenige Kilometer östlich der Rur und entspricht geologisch dem Übergang zur Erft-Scholle.

3.3.4 Gewässersystem Inde

Die Inde ist der größte Nebenfluss der Rur. Sie entspringt auf belgischem Gebiet in der nördlichen Abdeckung des Hohen Venn und tritt im Raum Eschweiler in das Modellgebiet ein.

Sie mündet nach einer Fließstrecke von 42 km bei Jülich – Kirchberg in die Rur. Das Abflussregime ist geprägt durch eine stark schwankende Wasserführung mit zum Teil hohen Abflussspitzen. Der Unterlauf der Inde wurde Mitte des vergangenen Jahrhunderts begradigt und ausgebaut. Die Inde durchfließt das Abbaugbiet des Tagebaus Inden. Damit der Tagebau planmäßig weiterbetrieben werden konnte, musste die Inde verlegt werden. Die Trassierung der neuen Inde wird im Wesentlichen durch die Tagebaugeometrie bestimmt und verläuft zwischen Lamersdorf im Süden und Kirchberg im Norden westlich um den Tagebau Inden herum. Etwa 9 km des neuen, insgesamt etwa 12 km langen Flussabschnittes, befinden sich damit im Bereich der bergbaulichen Rekultivierung. Der nördlich gelegene Überlauf des zukünftigen Tagebausees Inden soll über eine vorgeschaltete Flachwasserzone in die Inde abgeleitet werden.

3.3.5 Gewässersystem Wurm

Die Quellbäche der Wurm entspringen im Süden der Stadt Aachen im Aachener Wald nahe der belgischen Grenze auf einer Höhe von etwa 280 mNHN. Bereits im Stadtgebiet von Aachen ist die Wurm verrohrt. Nördlich von Aachen nimmt sie einen natürlichen Verlauf. Sie tritt bei Übach-Palenberg in das Modellgebiet ein und mündet nach einer Fließstrecke von etwa 53 km bei Heinsberg-Kempen in die Rur.

3.3.6 Jüchener Bach und Nordkanal

Der Jüchener Bach beginnt im Ortsbereich Jüchen und verläuft durch die Ortslagen Glehn und Kleinenbroich in Richtung Norden bis zum Nordkanal. Dieser beginnt nordöstlich des Flugplatzes Mönchengladbach und verläuft in Richtung Osten. In Neuss mündet er in die Obererft bzw. in den Neusser Hafen.

3.3.7 Gewässersystem Niers

Die Niers beginnt am Zourshof im Raum Kuckum. Sie verläuft durch Wanlo, Wickrath, Odenkirchen, Rheydt bis Neuwerk in Richtung Norden. Hier schwenkt sie nach Nordwesten und verläuft nördlich von Viersen und Süchteln außerhalb des Modellgebietes weiter in Richtung NNW zur Maas. Als größere östliche Nebengerinne der Niers sind der Trietbach, der im Hoppbruch südlich von Korschenbroich beginnt und die Cloer zu nennen. Größere westliche Nebenarme sind der Schwarzbach und der Hammerbach. Der Überlauf des zukünftigen Tagebausees Garzweiler soll in die Niers abgeleitet werden, sodass heutige Stützungsmaßnahmen abgestellt werden können und das Gewässersystem auch im Oberlauf natürlich stabil ist.

3.3.8 Gewässersystem Nette

Die Nette beginnt in Dülken und verläuft durch Boisheim und Lobberich in nordwestlicher Richtung. Sie mündet bei Wachtendonk in die Niers. Nebengewässer im Untersuchungsgebiet sind Pletschbach, Sonnenbach, Mühlenbach und Königsbach.

3.3.9 Gewässersystem Schwalm

Die Schwalm entspringt südlich von Wegberg im Raum Tüschenbroich/Geneiken. Sie verläuft bis Brüggen in Richtung Nordwesten und von dort zur deutsch – niederländischen Grenze in Richtung Westen, wo sie bei Swalmen in die Maas mündet. Größere Nebengewässer der Schwalm sind Wingsgraben, Beecker Bach, Mühlenbach, Knippertzbach, Hellbach, Slipsbach, Silverbach, Lütterbach, Kranenbach, Elmpter Bach und Diergardtscher Kanal. Zudem entwässern einige kleinere Vorfluter im Bereich der Maasniederung zur Schwalm.

3.3.10 Stillgewässer

Größere Stillgewässer im Bereich der Rur-Scholle sind der Zülpicher See, der Neffelsee, der Dürener See, der Echtzer See, der Lucherberger See, der Blausteinsee, der Kirchberger Kiessee, der Barmener See, der Adolfosee, die Ophovener Seen und der Effelder Waldsee. In der Kölner Scholle hat der Kiesabbau eine Reihe von Stillgewässern geschaffen. Hinzu kommen Seen, die nach Beendigung der zahlreichen kleineren Tagebaugruben in der Ville entstanden sind. Hierzu zählt der Lucretia See als Restloch des Tagebaus Lucretia oder auch der Donatus See, der auf der Fläche des ehemaligen Tagebaus Donatus entstanden ist. Dieser Gruppe gehören als bedeutende Gewässer der Kölner Scholle auch der Köttinger See, der Concordia See, das Zieselsmaar, der Bleibtreu See, der Heiderbergsee, der Otto- Maigler-See, der Liblarer See uvm. an. Sie wurden alle im Grundwassermodell berücksichtigt. Sofern die wesentlichen Daten vorhanden waren, konnten sie direkt in das Modell eingepflegt werden. In Fällen in denen die Datenlage weniger günstig war, wurden plausible Werte für die fehlenden Parameter angenommen. Auch große Badeseen wie der Fühlinger See mit seiner Regattastrecke, fanden bei der Modellerstellung Berücksichtigung. In der Venloer Scholle wurden alle wesentlichen Seen, insbesondere entlang der Schwalm und der Niers sowie in der Umgebung der Maas, im Grundwassermodell berücksichtigt. In der Erft-Scholle sind keine bedeutenden Seen vorhanden.

3.4 Grundwasserentnahmen

Im Modellgebiet lag die Grundwasserentnahme durch alle bekannten öffentlichen und privaten Entnahmen einschließlich der Entwässerungsmaßnahmen für den Braunkohlenbergbau in den Jahren 1970 bis 2023 zwischen 1.450 und ca. 800 Mio. m³/a, wobei die hohen Mengen in

den 1970er Jahren im Zusammenhang mit den Villetagebauten gehoben wurden (s. Abbildung 4). Die Entnehmerdaten von 1970 bis 1998 wurden seitens RWE Power jährlich erfragt und im Grundwassermodell abgebildet. Ab dem Jahr 1998 sind alle nicht tagebaubedingten Brunnendaten aus der vom Erftverband gepflegten Entnehmerdatenbank übernommen worden. Damit sind ab 1998 und bis 2019 alle (bis Redaktionsschluss) bekannten und registrierten Grundwasserentnahmen größer 5.000 m³ pro Jahr im Grundwassermodell abgebildet.

So betrug die Gesamtmenge bergbaufremder Grundwasserentnahmen in der **Erft-Scholle** zuletzt ca. 42,5 Mio. m³ und entfiel zu annähernd 90% auf die öffentliche Trinkwasserversorgung, während industrielle und private Entnehmer eine entsprechend untergeordnete Rolle spielen. Demgegenüber wurden im Jahr 2021 für die Trockenhaltung des Tagebaus Hambach ca. 292 Mio. m³ gehoben.

Die nicht tagebaubedingten Entnahmen auf der **Rur-Scholle** lagen Stand 2019 unter Einbeziehung des niederländischen Gebiets bei knapp 46 Mio. m³, wohingegen die Sümpfung des Tagebaus Inden im Jahr 2021 ca. 67 Mio. m³ erforderte.

Im selben Jahr wurden auf der **Venloer Scholle** etwa 104 Mio. m³ Sümpfungswasser gehoben. Auf die zahlreichen kleinen und mittleren sonstigen Entnehmer entfielen im Jahr der letzten Datenübermittlung 2019 rund 89 Mio. m³. In dieser Bilanzierung enthalten sind die zahlreichen kleinen und mittleren Entnahmen ohne Sümpfungsbezug auf dem vom Modellgebiet eingeschlossenen Bereich der **Krefelder Scholle**.

Die linksrheinische **Kölner Scholle** erfährt keinerlei bergbaubedingte Grundwasserentnahme, es wurden jedoch 2019 etwa 203 Mio. m³ - meist in Rheinnähe in großen Galerien - für die Industrie und die Trinkwasserversorgung gehoben.

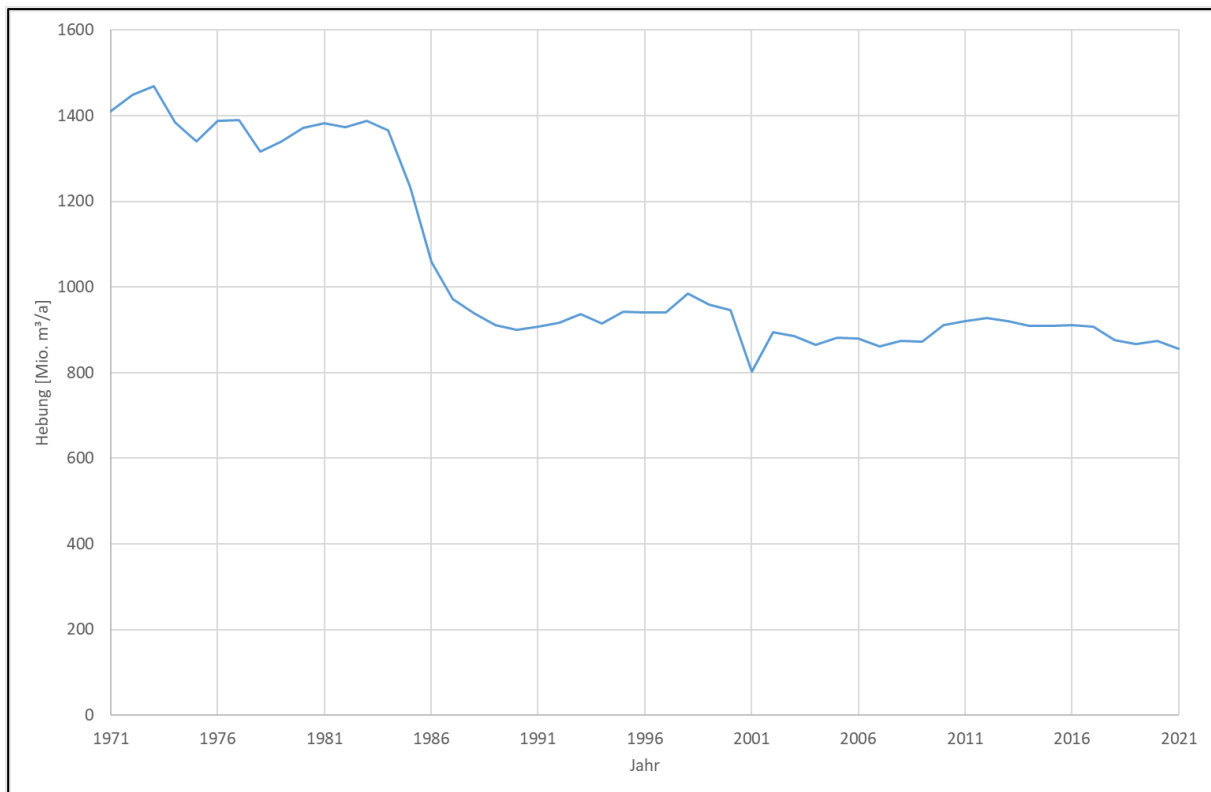


Abbildung 4 Grundwasserentnahmen Dritter und für die Tagebauentwässerung im Modellgebiet

3.5 Grundwasseranreicherung

Da sich die durch Entwässerungsmaßnahmen der Tagebaue verursachten Grundwasserabsenkungen nicht auf den Tagebau begrenzen lassen, sind Auswirkungen auf die Grundwasserströmungsverhältnisse in einem größeren Umfeld nicht zu vermeiden. Während im größten Teil des Modellgebietes die Flora unabhängig vom Grundwasserspiegel existiert, gibt es insbesondere in der Venloer Scholle und in der Rur-Scholle eine Reihe von Bachniederungen mit schützenswerten Feuchtgebieten, die vor allem von flurnah zuströmendem Grundwasser leben ([Anlage 01](#)).

In der Venloer Scholle haben die Auswirkungen der Sümpfungsmaßnahmen für die Tagebaue Frimmersdorf-West und -Süd die Niederungen an Erft und Norf sowie am Oberlauf der Niers erreicht. Seit Anfang der 1980er Jahre sind Auswirkungen der Sümpfungsmaßnahmen für den Tagebau Garzweiler I bis in den Raum südöstlich von Wegberg erkennbar. Damit sich der Einfluss der bergbaubedingten Grundwasserabsenkung nicht weiter auf die Flussniederungen mit grundwasserabhängigen schützenswerten Feuchtgebieten ausdehnt, wurden bis heute umfangreiche Versickerungsmaßnahmen realisiert. Damit wurde erreicht, dass die für den Erhalt der Flora und Fauna in den genannten Feuchtgebieten erforderlichen

Grundwasserstände weitestgehend gehalten werden. Bereits Ende der 1980er Jahre wurde in der Mühlenbachaue und Anfang der 1990er Jahre auch im Schwalmquellgebiet mit Gewässerstützungsmaßnahmen in Form von Sickermulden und Direkteinleitungen sowie mit der Versickerung begonnen. Zur großflächigen Stützung der Grundwasserverhältnisse wurden ab Mitte 1993 sukzessive Sickerschlitze und Sickerbrunnen im Bereich östlich und westlich von Schwalm/Mühlenbach in Betrieb genommen.

3.6 Braunkohlenbergbau

Die gegenwärtig betriebenen Tagebaue üben mit ihren Entwässerungsmaßnahmen einen deutlichen Einfluss auf die Grundwasserströmungsverhältnisse aus. Darüber hinaus verändern sie die geologischen und hydrogeologischen Verhältnisse im unmittelbaren Abbaubereich auch über das Ende des Bergbaus hinaus.

3.6.1 Tagebau Garzweiler

Im Tagebau Garzweiler erfolgte der Abbau bis 2005 zweiflügelig mit dem Drehpunkt östlich der Ortschaft Garzweiler. Entgegen dem Uhrzeigersinn wurde dann bis vor die A44 geschwenkt, die im Jahr 2006 erreicht wurde. Um den neuen Drehpunkt südwestlich von Garzweiler wurde dann der Bereich zwischen der A44 und der A61 überschwenkt. Bevor die A61 in Anspruch genommen wird, musste für die A44 wieder eine neue Trasse auf der Kippe hergestellt werden. Dies erfolgte durch eine entsprechende Dammschüttung. Nach 2017 schwenkte bzw. schwenkt der Tagebau Garzweiler zunächst gegen den Uhrzeigersinn in südwestliche Richtung auf.

Zum Zeitpunkt der Erarbeitung des vorliegenden Reviermodells galt die Leitentscheidung der Landesregierung Nordrhein-Westfalens vom 04.10.2022 als maßgeblich für die Planung des Tagebaus Garzweiler. Dementsprechend wurde modellseitig die Verkleinerung des Tagebaus umgesetzt, wodurch u.a. die Ortschaft Keyenberg nicht mehr in Anspruch genommen wird. Das schwenkende Ende des Tagebaus hat im Nordwesten dabei den Endstand erreicht und schwenkt nun nach Süden, bis 2030 seine endgültige Ausdehnung erreicht ist.

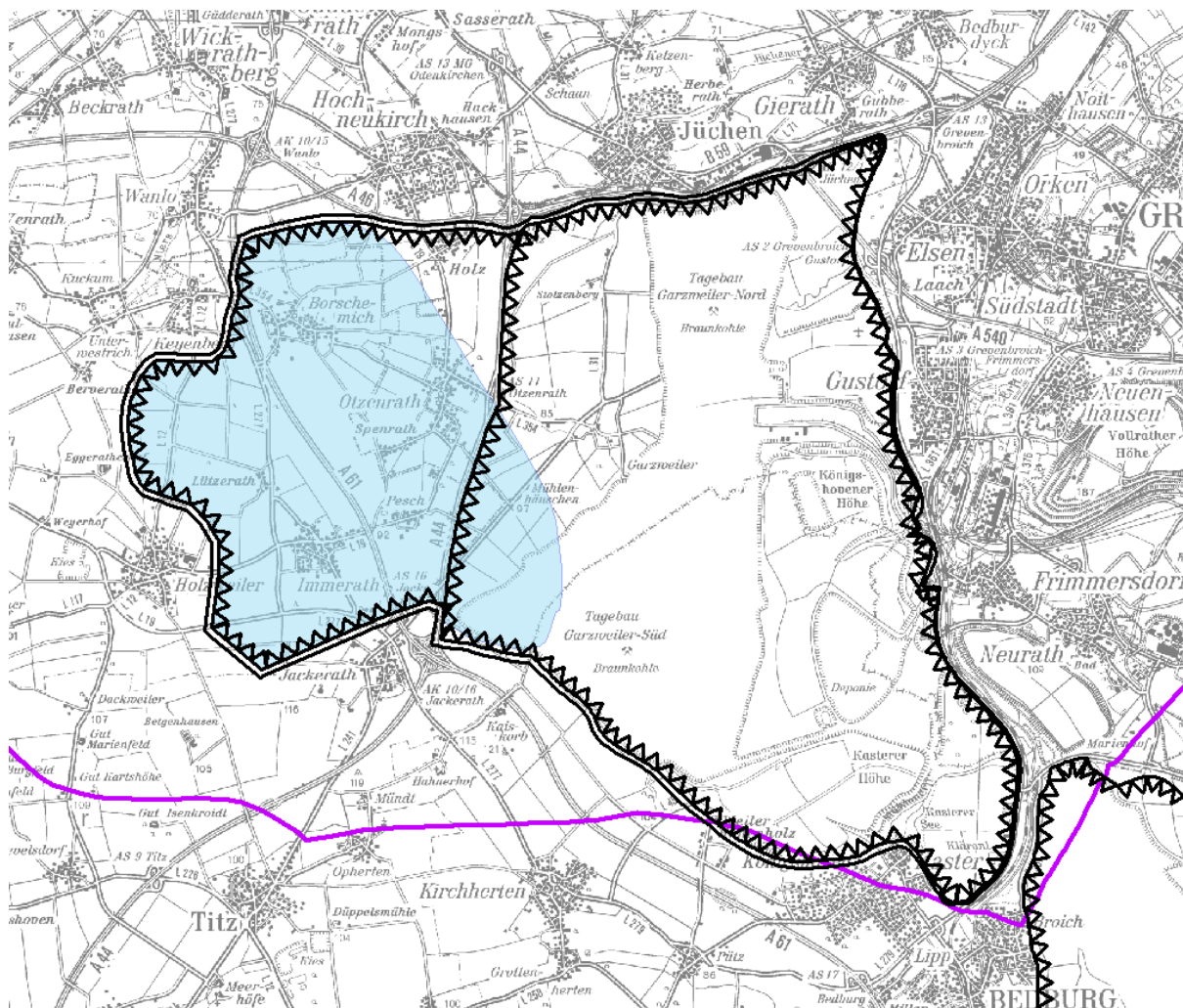


Abbildung 5 Übersicht über die Betriebsflächen des Tagebaus Garzweiler und den zukünftigen Tagebausee.

Anschließend werden Arbeiten an der Böschung erfolgen, bis 2036 die Seefüllung beginnen kann. Die Betriebsfläche des Tagebaus Garzweiler und die Fläche des zukünftigen Tagebausees Garzweiler sind in Abbildung 5 dargestellt. Im Vergleich zu der im Grundwassermodell implementierten Planung wurde 2023 nochmals Anpassungen an der Abbaukante vorgenommen, indem das Abbaufeld nachmals im Westen um 40 ha reduziert wurde. Diese Anpassung hat jedoch keine Auswirkungen auf die großräumige Grundwassersituation

3.6.2 Tagebau Hambach

Der Tagebau Hambach wurde im Jahre 1978 aufgeschlossen. Seither entwickelte er sich um einen östlich vor Niederzier gelegenen Drehpunkt im Uhrzeigersinn zunächst in nordöstlicher dann in östlicher und schließlich in südöstlicher Richtung. Durch das starke Einfallen der Schichten nach Nordosten zum Beckenzentrum hin erreichte der Tagebau dort 2021 seine Maximalteufe. Die Implementierung im Modell basiert auf der gemäß Leitentscheidung der Landesregierung Nordrhein-Westfalens im März 2021 angepassten Planungsgrundlage und berücksichtigt dementsprechend den Verzicht auf bergbauliche Inanspruchnahmen im Süden des bisherigen Abbaufeldes, was insbesondere die Restfläche des Hambacher Forsts, den Merzenicher Erbwald und die Ortschaft Morschenich betrifft. In diesem Planungsszenario ist die Einstellung des Tagebaubetriebes Ende 2029 vorgesehen. Die Betriebsfläche des Tagebaus Hambach und die Fläche des zukünftigen Tagebausees Hambach nach implementierter Planung sind Abbildung 6 dargestellt.

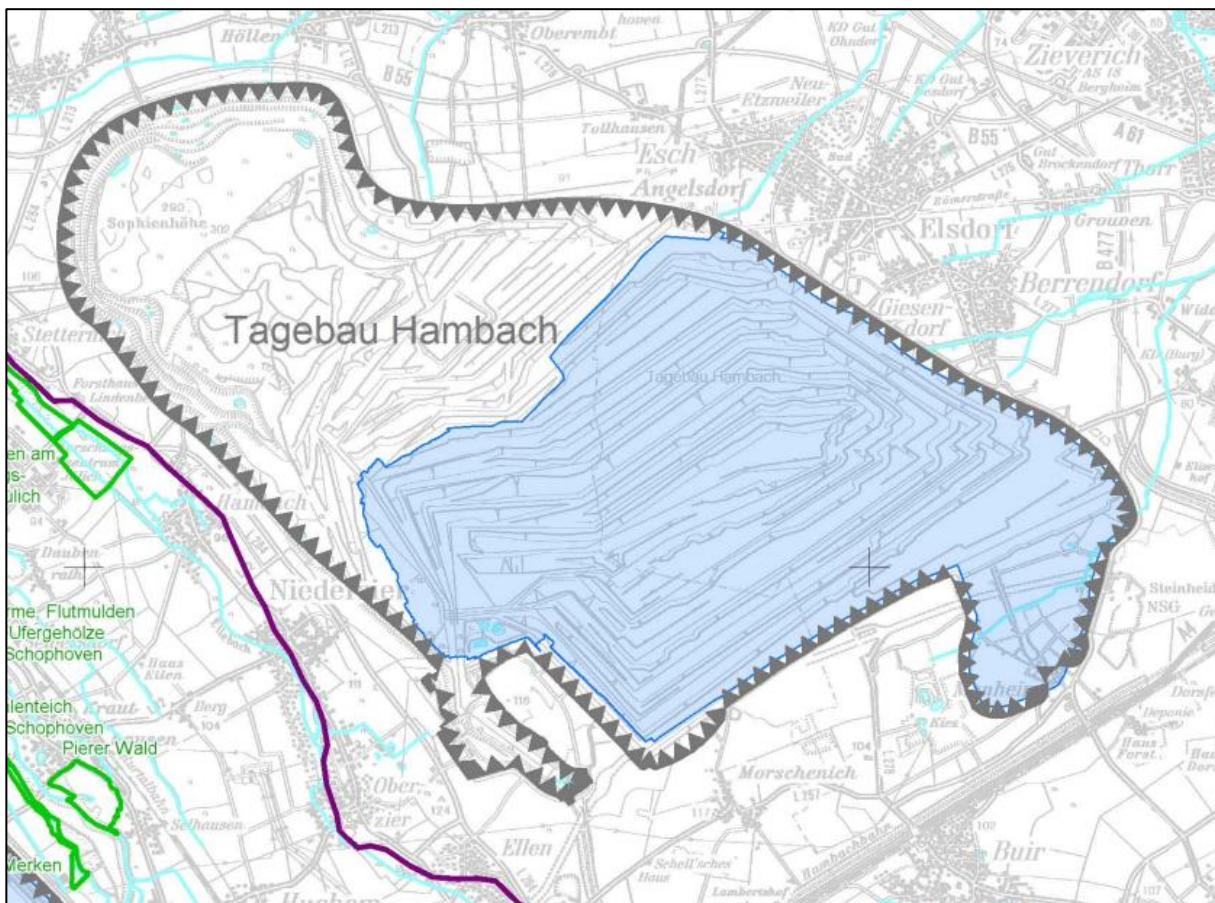


Abbildung 6 Übersicht über die Betriebsflächen des Tagebaus Hambach und den zukünftigen Tagebausee

3.6.3 Tagebau Inden

Die Abbauführung im Tagebau Inden vollzieht sich im Schwenkbetrieb in östliche und später in südöstliche Richtung etwa parallel zur Rur südwestlich von Viehöven und Schophoven. Die südöstliche Begrenzung des im Modell eingebauten Tagebaus stellt die Ortslage von Merken dar, im Südwesten die Ortslage Lucherberg und der Lucherberger See. Teile des Lucherberger Sees werden in der Endphase des Abbaus bergbaulich in Anspruch genommen. Im bisherigen Abbaufeld westlich der Inde konzentrierte sich die Gewinnung auf die Oberflözgruppe. In den südöstlichen Feldesteilen spalten sich die genannten Flöze auf und führen Zwischenmittel bis zu einer Mächtigkeit von 20 m. Von der Hauptflözgruppe sind im räumlichen Teilabschnitt II des Abbaufeldes die Flöze Garzweiler und Frimmersdorf mit einer Gesamtmächtigkeit von durchschnittlich 40 m abbauwürdig. Bei einem generellen Einfallen der Schichten von 3° bis 6° nach Nordosten schwankt die Tagebauteufe zwischen 30 m im Südwesten bei Altdorf und 230 m im Nordosten westlich von Schophoven.

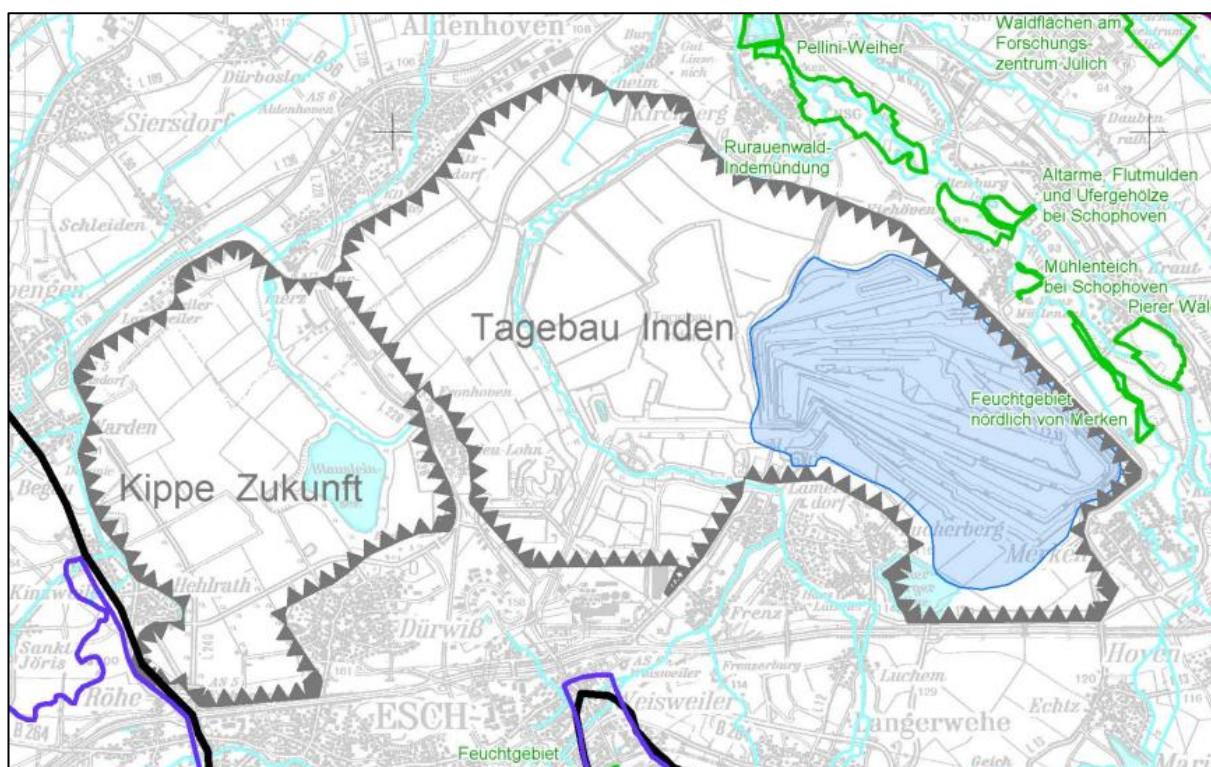


Abbildung 7 Übersicht über die Betriebsflächen des Tagebaus Inden und den zukünftigen Tagebausee

Die im Grundwassermodell implementierte Tagebauplanung hat einen Stand von April 2020. Diese Planung beinhaltet eine nicht-Inanspruchnahme der Flächen südwestlich der Ortschaft Merken. Weitere geringfügige Umplanungen, die im Nachgang erfolgten, wie der Lamersdorfer Kanal im Westen des Tagebausees oder die Lucherberger Lagune, wurden bisher noch nicht im Grundwassermodell berücksichtigt. Die implementierte Planung sieht ein Ende des

Tagebaubetriebs im Jahr 2029 vor. Die Betriebsfläche des Tagebaus Inden und die Fläche des zukünftigen Tagebausees Inden nach implementierter Planung sind in Abbildung 7 dargestellt.

3.6.4 Alttagebaue

Mit dem Villerücken sind auch die von den Alttagebauen in Anspruch genommenen Bereiche im Modellgebiet enthalten. Die Tagebaue Fortuna/Garsdorf, Bergheim, Fortuna Alt/Beisselsgrube, Frechen und der Tagebau Ville werden im Grundwassermodell in ihrer Abbau- und Kippenführung umgesetzt. Nach Auslaufen der Tagebaue und deren Verfüllung sowie der Beendigung der Sumpfungsmaßnahmen in diesen Bereichen bildeten sich in den jeweiligen Abraumkörpern zusammenhängende Kippenwasserspiegel aus.

Nach Auslaufen der Tagebaue und deren Verfüllung sowie der Beendigung der Sumpfungsmaßnahmen in diesen Bereichen bilden sich in den jeweiligen Abraumkörpern zusammenhängende Kippenwasserspiegel aus. Dieser Vorgang ist in den genannten Alttagebauen noch nicht vollständig abgeschlossen, da der Bereich noch deutlich von den Sumpfungsmaßnahmen der Tagebaue Hambach und Garzweiler beeinflusst wird.

4 Rechenprogramm

Zur Berechnung der Grundwasserströmungsvorgänge mit dem Grundwassermodell wird das Rechenprogramm GWDREI verwendet. Es wurde zur Simulation der nichtstationären dreidimensionalen gesättigten Grundwassermengen- und -güteströmung in bergbaulich beeinflussten Strömungsräumen entwickelt. Es baut auf dem Verfahren der finiten Volumen auf.

4.1 Diskretisierung in Raum und Zeit

Zur Diskretisierung des Ortes wird das flexible Verfahren der Bildung unregelmäßiger Modellknotennetze (Dreiecknetze) angewendet, wodurch komplizierte geologische, hydrogeologische oder hydrographische Strukturen sowie beliebig gekrümmte Modellberandungen im ortsdiskreten Grundwassermodell sehr gut abgebildet werden können. Dem zu untersuchenden Grundwasserströmungsraum entsprechend erfolgt die räumliche Diskretisierung für ein Strombandmodell mit nichtäquidistanten Punktabständen und Strombandbreiten als orthogonales Elementnetz für einen oder mehrere Grundwasserleiter und für ein Gebietsmodell durch eine beliebige Punktwolke, die in ein Dreiecknetz und ein

Elementnetz überführt wird. Das Dreiecknetz wird durch Triangulation der Punktwolke gebildet, wobei an einem Punkt bis zu neun Dreiecke anliegen können. Das Element- oder Polygonnetz entsteht für Modellpunkte, die sich im Innern des Strömungsraumes befinden aus der Verbindung der Dreiecksschwerpunkte. Für Modellpunkte, die auf dem Modellrand stehen, kommt noch die Verbindung der am Rand gelegenen Dreiecksschwerpunkte durch das Lot auf den Rand hinzu. Die Elementfläche ergibt sich aus der Berechnung der Flächen der Polygone. Der zur Berechnung der hydraulischen Widerstände bzw. Leitwerte notwendige Fließweg ist durch den Abstand der Modellpunkte zu seinen Nachbarpunkten gegeben. Die Fließwegbreite wird durch Summation der Lote vom anliegenden Dreiecksschwerpunkt auf die Dreiecknetzseite berechnet. Die räumliche Diskretisierung ist bei Modellen mit mehreren Grundwasserleitern für jeden Grundwasserleiter gleich.

Dem Rechenprogramm liegt eine frei wählbare Zeitdiskretisierung zugrunde. Äquidistante und/oder nichtäquidistante Zeitschritte können als Diskretisierung der Zeit für die nichtstationäre Grundwasserströmung gebildet werden. Eine Lösung des zeitinvarianten stationären Gleichungssystems ist in GWDREI nicht vorgesehen. Modelltechnisch wird das Gleichungssystem immer zeitvariant gelöst. Ändern sich über lange Zeiträume die Randbedingungen nicht, sind auch die Berechnungsergebnisse in Wasserstand und Bilanzglieder von einem Zeitschritt zum nächsten gleich. Somit hat das System quasi-stationäre Zustände erreicht, die der Lösung des stationären Gleichungssystems entsprechen. In GWDREI wird also durch zeitvariante Berechnung bis zu einem entfernten Zeitpunkt (hier verwendet das Jahr 2200) bei stabilen Randbedingungen ein stationärer Zustand erzeugt. Die stationäre Grundwasserströmung kann in einem oder mehreren Zeitschritten extrem großer Zeitschrittweite berechnet werden. Diese Möglichkeit wird genutzt, um die Auswirkung der noch ausstehenden Bodenbewegungen auf die Strömung zu betrachten. Dazu werden die bodenbewegungsabhängigen Randbedingungen für eine Folgerechnung zeitinvariant angepasst. Der Ausgangswasserstand für diese Folgerechnung bildet das Rechenergebnis der zeitvarianten Rechnung bis 2200. Die Folgerechnung enthält vier Zeitschritte à 50 Jahre, so dass bis zum Jahr 2400 gerechnet wurde und sich bis dahin stationäre Verhältnisse unter den beeinflussten Randbedingungen eingestellt haben.

Aus diesem modelltechnisch bedingten Vorgehen resultieren für einen Zustand, in dem sich von einem Zeitschritt zum nächsten keine relevanten Veränderungen in Strömung und Bilanz ergeben, die synonym verwendeten Attribute „stationär“ oder „2200“. Der stationäre Zustand, in dem die Bodenbewegung berücksichtigt wurde, wird auch mit (dem Jahr) „2400“ in Verbindung gebracht.

Das Programm enthält einen internen Kalender, der vom Datum des Simulationsbeginns (Modellzeitnullpunkt) ausgehend für die Zeit der abgearbeiteten Zeitschritte das jeweils

aktuelle Modellzeitdatum ermittelt. In die Ergebnisdateien werden die Zeitschrittnummer, die Zeitschrittweite in Sekunden und das aktuelle Datum übertragen.

Das hier beschriebene Modell startet zu Beginn des Wasserwirtschaftsjahrs 1971. Die Zeitschrittweite beträgt ein Jahr, so dass die vorliegenden Modellergebnisse sich stets auf das Ende des jeweils genannten Wasserwirtschaftsjahrs beziehen. Unterjährige und damit auch saisonale Entwicklungen werden dementsprechend nicht abgebildet.

4.2 Bergbaubezogene Besonderheiten der verwendeten Software

Das Programm GWDREI enthält eine Vielzahl von speziellen Randbedingungen und bergbauspezifischen Algorithmen, wovon die nachfolgend aufgeführten im Grundwassermodell Anwendung finden.

- Randbedingungen 1. und 2. Art, mit potentialabhängigen Nebenbedingungen, z.B.
 - Infiltrationsanlagen mit vorgegebenem Aufhöhungsziel
 - Exfiltration an Tagebauböschungen
 - Tagebauseefüllung mit vorgegebenem Endwasserspiegel
 - Tagebauseebegleitbrunnen mit Bezug zum Seewasserspiegel
 - Überlauf eines Tagebausees
- Randbedingung 3. Art, z.B.
 - Gelände als hydraulisch wirksame Randbedingung mit Nebenbedingung
 - Gewässer mit Sohlkontakt, seitlichem Kontakt zu Grundwasserleitern und zeitlichem Gang des Gewässerspiegels in Beziehung zur zeitlichen Entwicklung der Grundwasserneubildung.
- Zeitvariante Geologie durch die Verkipfung

4.3 Verfahren

4.3.1 Strömungsmodell

Für die Lösung des mathematischen Modells der dreidimensionalen gesättigten nichtstationären Grundwasserströmung wird das numerische Verfahren der finiten Volumen verwendet. Es können Grundwasserströmungsvorgänge in folgenden Grundwasserleitermodellen berechnet werden:

- Stromband für einen Grundwasserleiter als eindimensionales Modell
- Stromband für mehrere Grundwasserleiter als eindimensionales Modell mit Leckagekopplung der Grundwasserleiter (quasi-zweidimensional)

- Stromband mit mehreren Grundwasserleitern als vertikal-ebenes zweidimensionales Modell
- Horizontal-ebener Strömungsraum für einen Grundwasserleiter als zweidimensionales Modell
- Horizontal-ebener Strömungsraum für mehrere Grundwasserleiter mit vertikaler Leakagekopplung der Grundwasserleiter als zweidimensionales Modell (quasi-dreidimensional)
- Räumlicher Strömungsraum direkt gekoppelter Grundwasserleiter als dreidimensionales Modell
- Horizontal ebener Strömungsraum für mehrere getrennte Grundwasserleiter mit vertikaler Leakagekopplung der Grundwasserleiter und räumlicher Strömungsraum direkt gekoppelter Grundwasserleiter als kombiniertes quasi-dreidimensionales und dreidimensionales Modell

Das mathematische Modell der Grundwasserströmung wird durch Finitisierung und Linearisierung in ein Gleichungssystem überführt, wobei die Bestimmung und die Lösung der nichtlinearen Parameter in einer Iteration erfolgen. Eine vollständige implizite Behandlung aller Volumenströme (außer dem Quell-Senken Term) führt zu einem schnell konvergierenden Gleichungssystem. Beim Abreißen der Grundwasserströmung an Grundwasserstauern, Mehrschichtbrunnen, Gewässern usw. wird die implizite Behandlung der Volumenströme durch einen Gradientenausgleich beibehalten. Dabei wird der Gradient der abgerissenen Strömung in die implizite Lösung des Gleichungssystems eingeführt. Das lineare Gleichungssystem wird nach dem Verfahren der sukzessiven Überrelaxation iterativ gelöst. Die Iteration schließt die Bestimmung der nichtlinearen Parameter, die Bestimmung der Ersatzgradienten, die Bestimmung der Relaxationsparameter der Einzelgleichungen und die Lösung des Gleichungssystems ein. Der Aufbau des Gleichungssystems wird dynamisch in Abhängigkeit von der im Iterationszyklus bereits erreichten Genauigkeit vollzogen, so dass das zu lösende Gleichungssystem sich ständig bis zur Lösung hin verkleinert. Die an den Elementen anliegenden hydraulischen Widerstände bzw. Leitwerte können bis zur Lösung aktualisiert oder nur bis zum Erreichen einer vorzugebenden Genauigkeitsschranke neu berechnet und dann konstant gehalten werden. Die Leitwerte der Hin- und Rückkopplung sind gleich.

Die konstanten Größen der Leitwertberechnung werden vor dem Beginn der Abarbeitung der Zeitschritte berechnet und als Konstanten gespeichert. Die Berechnung der Leitwerte erfolgt in Abhängigkeit von den sich während der numerischen Lösung einstellenden Strömungszuständen in den an den Leitwerten anliegenden Elementen und Randbedingungen. Dabei wird für jeweils einen Leitwert der Strömungszustand vom Element

zum Nachbarelement und umgekehrt untersucht und der die Strömung bestimmende Zustand zur Berechnung des Leitwertes herangezogen. Die Leitwertberechnungen erfolgen dynamisch in Abhängigkeit von der Güte der erreichten Lösung für die Elemente, die an einem Abbruchkriterium bewertet werden.

Die von dem zu berechnenden Grundwasserstand abhängigen Größen (Transmissivität und ggf. Ausgleichsgradient) des Leitwertes werden in jedem Zeitschritt und bei jedem Iterationsdurchlauf dynamisch berechnet oder zugewiesen. Für ungeschichtete Grundwasserleiter wird der Leitwert als Funktion des Grundwasserstandes berechnet, für horizontal geschichtete Grundwasserleiter werden die Parameter der vollständig oder anteilig durchströmten Schichten verwendet. Die Transmissivitäten der durch den Leitwert gekoppelten Elemente werden als arithmetisches Mittel oder als Minimum angesetzt.

Die Leitwerte sind Minimum oder Null, wenn sich ein Abstrom von einem gering bzw. nicht wasserführenden Element ergibt. Explizite Volumenströme werden bei abgerissener Strömung durch die Einbeziehung des hydraulisch wirksamen Gradienten in den Leitwert vermieden (Gradientenausgleich).

Die Geometrie der Grundwasserleiter entscheidet über die Art der vertikalen Kopplung. Die Bewertung der vertikalen Leitwerte erfolgt mit dem Teil der Elementfläche, der vertikal durchströmt wird und/oder mit

- den Parametern des angrenzenden Grundwasserstauers (Leakage-Ansatz)
- den Parametern der gekoppelten Grundwasserleiter
- den Parametern der gekoppelten vertikal geschichteten Grundwasserleiter

Zur Beibehaltung der impliziten Lösung bei einer abgerissenen vertikalen Strömung werden die Leitwerte dem Gradientenausgleich unterzogen.

An tektonischen Verwerfungen können Grundwasserleiter vollständig oder teilweise horizontal getrennt sein, wodurch grundwasserleiterübergreifende Verbindungen zu einem oder mehreren Grundwasserleitern entstehen (Sonderverbindungen von Grundwasserleitern). Die Leitwerte dieser Sonderverbindungen werden aus dem konstanten geometrischen Faktor, einem konstanten Faktor der hydraulischen Wirksamkeit der Verwerfung (Abdichtfaktor) und den Transmissivitäten des Elementes und des horizontalen Nachbarelementes in einem höher oder tiefer gelegenen Grundwasserleiter berechnet. Grundwasserleiter- und elementübergreifende Sonderverbindungen können zur Simulation der Grundwasserströmung in lokal verbreiteten Grundwasserleitern angesetzt werden, wobei Speicherprozesse in diesen lokal ausgebildeten Grundwasserleitern nicht berücksichtigt werden. Die Berechnung des Speicherinhaltes der Elemente erfolgt im Iterationszyklus. Bei auftretendem Wechsel des Fließzustandes, wie z.B. beim Übergang von der gespannten zur freien Grundwasserströmung

und umgekehrt oder von der freien Strömung zum nicht wasserführenden Grundwasserleiter und umgekehrt, werden die Speicherinhalte des gespannten und des freien Speicheranteils bilanztreu berechnet.

Die Grundwasserstände für den Modellzeitnullpunkt beschreiben die Anfangsbedingungen des Grundwassermodells. Die berechneten Grundwasserstände als Ergebnis eines Zeitschrittes werden für den nächstfolgenden Zeitschritt als Anfangsbedingungen angesetzt. Sie werden als Startwerte für die Berechnung der Leitwerte des ersten Iterationsschrittes verwendet.

Das Verfahren zur Behandlung der Randbedingungen gestattet, dass an einem Element zugleich verschiedene Randbedingungen anliegen können. Der Wechsel der Randbedingungsart oder der Randbedingungswerte an einem Element ist vor jedem Zeitschritt möglich. Es können potentialunabhängige und potentialabhängige Randbedingungen mit Nebenbedingung formuliert werden. Vor der Abarbeitung eines Zeitschrittes werden die Werte der potentialunabhängigen Randbedingungen zugewiesen. Potentialabhängige Randbedingungen werden während der Lösung in den Iterationsschritten behandelt. Elemente mit einer Randbedingung 1. Art werden als dem Strömungsraum zugehörige Elemente behandelt. Alle horizontalen und vertikalen Volumenströme werden implizit berechnet; die Elementbilanz dieser Elemente geht in die Gesamtmodellbilanz ein. Ist der Eintrag eines Randbedingungswertes vor einem Zeitschritt mit einer Veränderung des Grundwasserspiegels in einem Element verbunden, erfolgt die Bilanzierung der Speicheränderung im folgenden Zeitschritt. Die Randbedingung 1. Art kann als konstante Größe über die Zeit, als Stufenfunktion und als Interpolationsfunktion eingegeben werden. Randbedingungen 1. Art mit Nebenbedingungen sind potentialabhängig. Sie werden aktiv, wenn der Grundwasserstand den Wert der Nebenbedingung erreicht hat, andernfalls sind sie inaktiv. Zum Beispiel wird eine Randbedingung 1. Art zur Quelle, wenn der Grundwasserstand unter den Wert der Nebenbedingung fällt (Infiltrationsanlage). Sie wird zur Senke, wenn der Grundwasserstand auf den Wert der Nebenbedingung angestiegen ist (Grundwasseraustritt an der Böschung).

Die Randbedingung 2. Art kann als konstante Größe über die Zeit, als zeitliche Stufenfunktion und als Interpolationsfunktion eingegeben werden. Eine negative Randbedingung 2. Art kann zu einer Sohlunterschreitung führen. In diesem Fall wird der Volumenstrom der Entnahme reduziert. Es können unterschiedliche potentialabhängige Randbedingungen 2. Art mit Nebenbedingung eingesetzt werden. Die Randbedingung 2. Art mit Nebenbedingung kann als Quelle oder Senke angesetzt werden. Der Volumenstrom wird gegen Null geregelt, wenn der Grundwasserstand bei einer Entnahme unter die Nebenbedingung absinkt oder bei einem Einstrom über die Nebenbedingung ansteigt. Eine weitere Form der Randbedingung 2. Art, Entnahme mit Nebenbedingung, ist aktiv, wenn der Grundwasserstand über der

Nebenbedingung liegt. Fällt der Grundwasserstand auf die Höhe der Nebenbedingung, wird die Entnahme reduziert, indem zusätzlich eine potentialabhängige Randbedingung 1. Art aktiviert wird. Der Grundwasserstand wird dann auf dem Niveau der Nebenbedingung gehalten. Eine Randbedingung 2. Art, Einstrom mit Nebenbedingung, ist aktiv, wenn sich der Grundwasserstand unter der Nebenbedingung befindet. Steigt der Grundwasserstand auf die Höhe der Nebenbedingung an, wird der Einstrom reduziert, indem zusätzlich eine potentialabhängige Randbedingung 1. Art aktiviert wird. Der Grundwasserstand wird dabei auf dem Niveau der Nebenbedingung gehalten. Auch flächenhafte Entnahmen oder Einspeisungen können für Elemente eines Teilgebietes als Zeitreihe eingegeben werden. Die Grundwasserneubildung ist eine Randbedingung 2. Art und kann als örtlich und zeitlich verteilter Einstrom berücksichtigt werden. Der zeitliche Gang der Grundwasserneubildung kann für jedes Element und jeden Zeitschritt eingegeben werden. Zudem besteht die Möglichkeit den zeitlichen Gang der Grundwasserneubildung durch Eingabe des langjährigen Mittels der Neubildung und des zeitlichen jährlichen oder innerjährlichen Ganges in Form einer prozentualen Reihe zu berechnen.

Die Eingabe der Geländehöhe und der Durchlässigkeit, der über dem 1. Grundwasserstauer anstehenden Bodenschicht, führt zur Bildung einer potentialabhängigen Randbedingung 3. Art, wobei die Geländehöhe als Nebenbedingung fungiert. Steigt der Grundwasserstand bis an die Geländehöhe oder darüber hinaus an, wird ein Leakage-Leitwert gebildet und der Grundwasseraustritt aus dem Gelände implizit berechnet.

Die Sohlhöhe eines Gewässers bestimmt die Art der Kopplung des Gewässers an einen oder mehrere Grundwasserleiter. Es sind zwei unterschiedliche Arten der Kopplung des Gewässers an die Grundwasserleiter möglich. Liegt die Gewässersohle unter der Oberkante eines Grundwasserleiters, dann ergibt sich ein Kontakt über die Uferzone des Gewässers. Dieser wird als abgerissene Strömung von dem an dem Gewässereinschnitt anstehenden Grundwasserleiter zum Gewässer berücksichtigt. Ein Sohlkontakt entsteht, wenn die Gewässersohle über der Grundwasserleiterbasis liegt. Für diesen Fall wird ein Leakage-Leitwert aus den Kolmationsparametern der Gewässersohle gebildet. Die Höhenlage des Gewässerspiegels zum Grundwasserspiegel der an das Gewässer gekoppelten Grundwasserleiter entscheidet darüber, ob das Gewässer in- oder exfiltriert und welche Leitwerte zur impliziten Berechnung der Volumenströme herangezogen werden. Die Gewässerspiegel können als Orts- und Zeitfunktion eingegeben werden, so dass wasserbauliche Maßnahmen (z.B. Flussverlegungen) und der zeitliche Gang des Wasserstandes der Gewässer simuliert werden können. Des Weiteren besteht die Möglichkeit, den zeitlichen Gang der Gewässerspiegel in Abhängigkeit von der Grundwasserneubildung anzusetzen. Weiterhin ist der Aufbau eines gekoppelten Oberflächengewässer-

Grundwasserleitermodells möglich, in dem auch die Strömungsvorgänge in den Gewässern behandelt und die Lage der Gewässerspiegel berechnet werden. Voraussetzung hierfür ist aber eine gute Kenntnis der Geometrie der Gewässerprofile und der Rauigkeitsparameter.

Die Volumenströme von Brunnen werden implizit behandelt. Dazu ist es notwendig, den für den vorgegebenen Volumenstrom des Brunnens entsprechenden Brunnenwasserspiegel für die geschlossene und abgerissene Strömung zu berechnen. Es werden für alle von dem Brunnen erfassten (verfilterten) Grundwasserleiter die Leitwerte berechnet. Mit den Grundwasserspiegeln der verfilterten Grundwasserleiter sowie dem Volumenstrom erfolgt die Berechnung des Brunnenspiegels im Iterationszyklus. Wird statt der Vorgabe eines Volumenstromes der Brunnenwasserspiegel eingegeben, ist die Behandlung der Brunnen vereinfacht, weil lediglich die Brunnenleitwerte zu berechnen sind. Es können Ein- und Mehrschichtbrunnen simuliert werden. Einschichtbrunnen sind in einem Grundwasserleiter verfiltert, Mehrschichtbrunnen erfassen mehrere Grundwasserleiter. Auch die Berücksichtigung unterschiedlicher Betriebsarten von Brunnen einschließlich Nebenbedingungen ist möglich. So kann eine Absenkung des Grundwasserspiegels bis auf ein bestimmtes Niveau durch Vorgabe eines Zielwasserstandes im selben Element, in dem sich auch der Brunnen befindet, realisiert werden. Dies dient z. B. der modellseitigen Entwässerungssteuerung im Prognosezeitraum zu Zwecken der Trockenhaltung während des aktiven Tagebaus, aber auch der Einhaltung geotechnisch motivierter Entwässerungsziele während der Seebefüllung. Letzteres kann alternativ auch über die Festlegung eines dynamischen Zielwasserstands im Brunnen erfolgen, der innerhalb eines definierten Wertebereichs mit konstanter Differenz zum zeitvarianten Seewasserstand errechnet wird.

Der in einem Grundwasserströmungsraum umgehende Tagebau wird als potentialabhängige Randbedingung 1. Art simuliert, die aktiv wird, wenn sich ein Grundwasseraustritt an einer Böschung ergibt. Diese Randbedingung schließt alle Grundwasserleiter ein, die sich zwischen der Geländehöhe und der Tagebausohle befinden. Der Tagebau kann zeitlich nacheinander mit mehreren Abraum- und Kohleschnitten geführt werden. Die zum Zeitpunkt der Überbaggerung vorhandenen Grundwasserstände, die über der Sohlhöhe des Tagebaues oder über der Basis des von der Überbaggerung betroffenen Grundwasserleiters liegen, werden auf das Niveau der Tagebausohle bzw. der entsprechenden Grundwasserleiterbasis zurückgesetzt. Der dem Restwasserstand entsprechende Grundwasservorrat wird als Vorratsänderung bilanziert. Der Tagebau entfernt die hydraulische Wirkung der Verwerfungen bis zur Höhe der Tagebausohle, wenn die Verwerfung vollständig überbaggert wird. Der Grundwasserströmungsraum kann zeitlich und örtlich verändert werden. Damit lässt sich der Austausch gewachsener Bodenschichten durch verstürzten Abraum, wie es beim Prozess der Verkippung geschieht, im Modell simulieren. Durch die Kippe können Grundwasserleiter und

Grundwasserstauer oder gekoppelte Grundwasserleitorsysteme zeitlich nach dem Tagebau neu aufgebaut werden. Die Durchlässigkeitsparameter des verkippten Materials sind vorzugeben; das entwässerbare Porenvolumen wird aus dem k_r -Wert berechnet.

4.3.2 Bilanzverfahren zur Berechnung der Infiltrationswasserausbreitung

Die Bilanzmethode (Multiple Cell Method, Euler - Methode) (Holzbecher, E. (1996), Kinzelbach, W. (1992), Luckner, L. und Schestakow, W. (1975) wird im Rechenprogramm GWDREI zur Bestimmung der zeitlichen und örtlichen Ausbreitung eines Tracer - Stoffes angewendet. Das Verfahren ist explizit und wird besonders für detaillierte großräumige Grundwassermodelle und große Simulationszeiträume angewendet, um die sich langfristig einstellende Stoffausbreitung zu bestimmen.

Mit der Lösung der Grundwassermengenströmung für einen Zeitschritt sind neben den berechneten Grundwasserständen auch alle horizontalen und vertikalen Volumenströme sowie die Gesamtheit der von den Randbedingungen verursachten Volumenströme bekannt. Diese Ergebnisse bilden die Grundlage zur Berechnung der Ausbreitung eines Tracer - Stoffes für diesen Zeitschritt.

Zur Wahrung der Stoffbilanz wird bei der Bilanzmethode jeder Zeitschritt bei seiner Abarbeitung in Teilschritte zerlegt und das Element in vertikal angeordnete Teilelemente gegliedert. In den Teilschritten wird der Stoffeintrag in die Teilelemente und der Stofftransport von diesen zu den im Abstrom befindlichen Nachbarelementen berechnet. Um eine nicht an die Strömung gekoppelte unkontrollierte Stoffverteilung zu vermeiden, wird dabei so vorgegangen, dass der Stoffabstrom erst erfolgt, wenn eine vorgegebene Mindestkonzentration im Teilelement erreicht ist.

Zur Berechnung der Stoffkonzentrationen werden Bilanzgleichungen für alle Elemente aufgestellt, in denen der Stoffzufluss, der Stoffabfluss und der Stoffinhalt bilanziert wird. Der Grundwasservorrat ergibt sich im Fall der Güteströmung aus dem Grundwasservorrat der strömenden und der stagnierenden Phase. Das bedeutet, dass der Stoff, der in einem Zeitschritt dem Element zugeführt wird, sich auch in diesem Zeitschritt im Element verteilt und ggf. mit dem Erreichen der Mindestkonzentration auch teilweise den benachbarten Elementen zuströmt.

Bei dieser Methode werden die Ergebnisse, die bei der Lösung des Mengenströmungsproblems ermittelt wurden, das sind für diese Methode die Volumenströme zwischen den Elementen und die Volumenströme der Randbedingungen, für die Berechnung der Grundwassergüteströmung verwendet. Voraussetzung dafür ist, dass die Untersuchung der Grundwasserbeschaffenheit an den gleichen Elementen durchgeführt wird, die zur Lösung des Mengenproblems verwendet wurden. Dazu wird für jedes Element eine

Stoffbilanzgleichung aufgestellt, in der die Summe der Stoffzu- und Stoffabflüsse gleich der Änderung des Stoffinhaltes des Elementes ist.

Im Programm GWDREI werden die Bilanzgleichungen der Elemente explizit gelöst, wobei zur Erhaltung der notwendigen Bilanztreue intern, bei der Durchführung der Bilanzmethode, mit einer weiteren Unterteilung der Zeitschrittweiten gerechnet wird. Diese Zeitschrittweite der Bilanzmethode ist ein Zehntel der Zeitschrittweite, mit der die Mengenströmung berechnet wurde.

Bei der Strömungsberechnung wird eine Randbedingung der zweiten Art verwendet, um die Versickerungsmengen zu beschreiben, die über Versickerungsanlagen und Direkteinleitungen dem Grundwasserleiter zugeführt werden. Diese Randbedingungsbeschreibung erfolgt räumlich und zeitlich differenziert.

Für die Berechnung der Infiltrationswasserausbreitung wird für die eingeleitete Menge eine Konzentration von 100 % eines virtuellen Tracers angenommen und als Randbedingung definiert, die in direkter Abhängigkeit der Strömungsrandbedingung steht. Die Grundwasserneubildung, Zustrom und andere infiltrationswasserfreien positiven Bilanzglieder verdünnen das Infiltrationswasser. Brunnen- und Gewässerrandbedingungen können als Senke dienen. Wie oben beschrieben wird für jedes Element unter Berücksichtigung der Strömungsverhältnisse und der Austauschmengen mit den Nachbarelementen eine Konzentration des virtuellen Tracers errechnet, die aufgrund des Bezugs auf 100 % für den Anteil des Infiltrationswassers in diesem Element steht.

Im Element selber erfolgt eine vertikale Gliederung des durchströmten Bereichs in drei gleichmächtige Teile, für die jeweils ein eigener Infiltrationswasseranteil angegeben werden kann. Ebenso können die Ergebnisse der elementscharfen Berechnung im Falle von gekoppelten Grundwasserleitern zusammengefasst werden, um z.B. eine flächige Infiltrationswasseranteilsverteilung im oberen Grundwasserstockwerk darstellen zu können.

4.3.3 Wanderpunktverfahren zur Berechnung der Sulfatausbreitung aus den Tagebaukippen

Standardlösungsmethoden der Transportgleichung wie die Finiten Differenzen, die Finiten Elemente und auch das in GWDREI zum Einsatz kommende Finite-Volumen-Verfahren erfordern die Einhaltung strenger Regeln hinsichtlich der räumlichen Diskretisierung, um numerische Dispersion zu vermeiden. (Kinzelbach, W. (1988))

Die Umsetzung dieser strengen Diskretisierung auf das hier beschriebene Modellgebiet von mehr als 4000 km² in drei Dimensionen unter Berücksichtigung der komplexen hydrogeologischen Gliederung würde zu unpraktikablen Rechenzeiten führen.

Das Wanderpunktverfahren (random walk method) stellt in diesem Fall eine Alternative dar, die robust ist und deutlich weniger Rechenaufwand erfordert. Das Random-Walk-Verfahren ist eine Methode der statistischen Physik, die zur Beschreibung von Diffusionsphänomenen eingesetzt wird. Die Tracerteilchen oder Wanderpunkte sind dabei mit einer Schadstoffmasse verknüpft. Die Dispersion wird dadurch abgebildet, dass die konvektive Bewegung des Einzelteilchens durch eine Zufallsbewegung überlagert wird, deren statistische Eigenschaften den Eigenschaften des dispersiven Prozesses entsprechen.

Die eigentliche Bewegung wird durch einen konvektiven und dispersiven Teil beschrieben. Der konvektive Teil orientiert sich am Strömungsfeld, das für den betrachteten Zeitschritt errechnet wurde. Jeder Wanderpunkt wird dazu entlang des Stromfadens bewegt, auf der er zu Beginn des betrachteten Zeitschritts liegt. Die Bewegungsgeschwindigkeit wird dabei aus dem Gradienten entlang des Stromfadens und dem Durchlässigkeitsbeiwert berechnet. Um die Heterogenität des Strömungsraums berücksichtigen zu können, wird jeder Zeitschritt der Strömungssimulation, im beschriebenen Modell ein Jahr, in mehrere (hier: acht) Realisationen unterteilt.

Erst durch die Simulation vieler zufallsbehafteter Einzelbahnen (Random Walks) entsteht eine dispergierende Tracerpunktverteilung, welche die Stoffmassenverteilung darstellt (Kinzelbach, W. (1992)). Die Summe der Massen aller Wanderpunkte, die sich zum Betrachtungszeitpunkt in einer Modellzelle befinden, ergeben die Stofffracht in eben dieser Zelle. So kann unter Quotientenbildung mit dem Wasservorrat die Konzentration errechnet werden. Es ist also eine Buchhaltung über Fracht Ort und Zeit eines jeden Teilchens notwendig, an Quellen und Senken müssen die Teilchen erzeugt bzw. vernichtet werden. An undurchlässigen Rändern findet eine Reflektion statt.

Häufig wird die Wanderpunktmethode im Falle einer stationären Strömungssituation eingesetzt. Für die hier definierte Aufgabenstellung muss aber auch die hinsichtlich der Strömung sehr dynamische Phase des Grundwasserwiederanstiegs betrachtet werden. Diese Phase zeichnet sich nicht nur durch starke Änderungen des Strömungsfeldes von Zeitschritt zu Zeitschritt aus, sondern auch durch eine Schadstoffquelle (die Kippe) unterschiedlicher Stärke in Abhängigkeit des Wasserstands (in der Kippe). Aus diesem Grund hat die Implementierung des Quellterms instationär über Raum und Zeit zu erfolgen (Kinzelbach, W. (1987)).

Die Qualität der numerischen Resultate hängt wesentlich von der Anzahl der verwendeten Tracerteilchen (Wanderpunkte) ab. Daher wurde bei der Umsetzung der Methode in GWDREI darauf geachtet, dass die Anzahl der Wanderpunkte nur durch den Speicher begrenzt wird und je Realisation (Unterzeitschritt) und Kippenelement frei wählbar ist.

In der Natur der Methode liegt die Eigenschaft, dass sie zufallsbehaftete Ergebnisse liefert. Die Zufallskomponente wird zum einen bei der Ermittlung der Startposition als auch bei der Berücksichtigung der Dispersion eingesetzt.

Für jeden Wanderpunkt wird die exakte vertikale und horizontale Startposition im Kippenelement zufällig ermittelt. Dadurch entsteht zu jedem Zeitpunkt und zu jedem Kippenelement eine zufällige Verteilung der Startpunkte, so dass die Lösung der Masse nicht nur punktuell und für alle Partikel am gleichen Ort sondern verteilt erfolgt. Dadurch wird eine bessere Verteilung der Wanderpunkte im Strömungsfeld erreicht.

Die Dispersion jedes Wegabschnitts wird in Abhängigkeit der konvektiven Strecke berechnet. Dazu wird der Dispersionskoeffizient mit Hilfe einer Zufallsfunktion auf eine Normalverteilung projiziert und mit der Strecke multipliziert. Der auf diese Weise ermittelte dispersive Anteil des Gesamtweges wird auf den konvektiven Anteil addiert. Für die longitudinale und die transversale Dispersion können die Dispersionskoeffizienten differenziert angegeben werden.

Infolge der stochastischen Natur des dispersiven Berechnungsschrittes bleibt weiterhin eine gewisse Unabhängigkeit der Teilchenbewegung von der Wasserbewegung bestehen, die sich in unphysikalischen Fluktuationen der Konzentration bemerkbar machen kann. Eine exakte Reproduzierbarkeit der Ergebnisse ist somit nicht möglich. Es hat sich aber gezeigt, dass bei der Verwendung einer ausreichenden Anzahl von Wanderpunkten die Vergleichbarkeit der Ergebnisse zweier Rechnungen gegeben ist.

Die unter GWDREI umgesetzte Methode des Wanderpunktverfahrens ist gültig für konservative Tracer. Im typischen Kippenwasser kann Sulfat als weitgehend konservativ und damit als Leitparameter für die Beeinflussung des Abstroms durch Pyritabbauprodukte angesehen werden.

Um die methodisch bedingte Aufkonzentration von Wanderpunkten an Staustellen und im Bereich geringer Strömungsgeschwindigkeiten entgegenzuwirken und unplausible Konzentrationen jenseits des Gipsgleichgewichts zu vermeiden, wurde die Möglichkeit implementiert, die Umwandlung von Sulfat in Gips zu berücksichtigen, wenn sich aus Fracht und Wasservorrat eine Sulfatkonzentration ergibt, die über einer definierte Grenzkonzentration liegt. Diese Grenzkonzentration beträgt im Bereich der gekalkten Kippe 2.700 mg/l und sonst 12.000 mg/l. Ergibt sich im betrachteten Element aus Stofffracht und Wasservorrat eine Konzentration unterhalb der genannten Grenzen wird die gebundene Sulfatmasse wieder in die Wanderpunktverteilung überführt, bis maximal wieder eben diese Grenzkonzentration erreicht ist. Dieser Mechanismus kommt bisher nur bei der Betrachtung des Kippenabstroms im Nordraum zum Einsatz.

Prinzipiell besteht die Möglichkeit, mit dem Wanderpunktverfahren weitere reaktive Prozesse abzubilden. Diese bietet GWDREI jedoch nicht, da die Umsetzung sehr komplex und

stoffspezifisch ist. Um die reaktiven Prozesse im Kippenwasser bewerten zu können, kommt spezielle Software, z.B. PHREEQC, zum Einsatz. In diesem Kontext sei auf das Kippenabstromgutachten von Rüde, T.R., et al. 2024 verwiesen. In diesem wird mit der o. g. Software die Wasserqualität im Abstrom der Abraumkippen entlang definierter Strombahnen berechnet.

5 Durchführung der Berechnungen

Der Datensatz stellt zunächst nur eine Sammlung zusammengestellter Einzeldaten dar und ist für eine Berechnung interessierender Strömungsprobleme im Untersuchungsraum nicht ohne weitere Kalibrierung geeignet, da er den gesamten Grundwasserströmungsraum nur im Rahmen der Modellgegebenheiten, nicht aber in allen Einzelheiten beschreibt. Dies gilt sowohl für die zugrunde gelegten Kenntnisse über die geologischen, geohydrologischen und hydrologischen Parameter als auch für die hydraulischen Randbedingungen. Zudem hat die vorgenommene Diskretisierung Generalisierungen zur Folge, deren Gültigkeit für das entsprechende Element zunächst nicht unbedingt zutreffend ist. So werden für die Durchlässigkeitsparameter der Einzelelemente zunächst Werte angesetzt, die aus Siebanalysen oder Säulenversuchen bzw. Tracer- oder Pumpversuchen stammen. Diese Werte resultieren gemeinhin jedoch aus lokal begrenzten Untersuchungen und können damit nur als Anfangswerte der Berechnung dienen. Die Modellelemente repräsentieren auch bei einer detaillierten Diskretisierung wie im vorliegenden Grundwassermodell vergleichsweise große Einheiten, wobei innerhalb dieser Einheiten einheitliche Parameter definiert sind, welche dann wiederum für das gesamte durch das Modellelement beschriebene Volumen gültig sind. Um diesen Gegebenheiten Rechnung tragen zu können, muss das Modellsystem vor der eigentlichen Untersuchung interessierender Fragestellungen anhand vergleichbarer Zustände kalibriert werden. Dabei werden die im Grundwassermodell zugrunde gelegten Parameter durch mehrfache Simulationen so lange variiert, bis die Modellergebnisse möglichst gut mit bekannten Zuständen übereinstimmen, die auf der Basis von Messergebnissen dargestellt wurden. Derartige Darstellungen können Grundwassergleichenpläne für verschiedene Zeitpunkte und Grundwasserleiter oder durch Pegelmessungen ermittelte Grundwasserganglinien sein. Dabei ist zu berücksichtigen, dass bei jeder Kalibrierung auch die Vereinfachungen, welche bei der Beschreibung des mathematischen Modells der Grundwasserströmung unabdingbar sind, mit kompensiert werden. Daraus folgt unmittelbar, dass die nach Abschluss der Kalibrierung ermittelten Modellparameter mit vorliegenden punktuellen Erkundungen nicht direkt vergleichbar sind. Entscheidend ist jedoch, dass die Ergebnisse der Kalibrierung den Eigenschaften des Grundwasserströmungsraumes entsprechen und in der, aus der Region oder aus der Literatur bekannten Spannweite von Kennwerten liegen.

5.1 Definition der Modellierungsphasen

Die im Folgenden beschriebenen Simulationen wurden in drei Teilschritten bearbeitet.

Kalibrierungsphase

Im ersten Schritt, der Kalibrierung, wurden für den Zeitraum von 1970 bis zum Ende des Kalibrierungszeitraumes im Jahr 2021 alle verfügbaren zeitabhängigen Daten jahresscharf im Modelldatensatz eingebaut. Dies sind insbesondere die flächendifferenzierte Neuverteilung der Grundwasserneubildungsraten und der auf das langjährige Mittel bezogene Jahresfaktor der Grundwasserneubildung, die jahresscharfe Überarbeitung der Tagebaufortschritte bis 2021 sowie die Randbedingungen am geometrischen Modellrand. Die Kalibrierungsrechnungen im Untersuchungsraum wurden unter kontinuierlicher Anpassung der Parameter iterativ wiederholt, bis die Simulationsergebnisse in Form von Pegelganglinien und Gleichbildern eine gute Übereinstimmung mit den Beobachtungsdaten aufwiesen und die durchschnittliche Abweichung von berechneten zu gemessenen Werten an den Referenzpegeln über alle Modellgrundwasserleiter möglichst minimal war.

Tabelle 2 Zeitabhängigkeit der Daten im Kalibrierungszeitraum des Grundwassermodells

Zeitabhängige Daten im Kalibrierungszeitraum	Zeitabhängig eingebaut bis
Fremdentnehmer	2019
Tagebaubrunnen	2021
Versickerungsanlagen	2021
Tagebauführung Hambach	2021
Tagebauführung Inden	2020
Tagebauführung Garzweiler	2022
Grundwasserneubildung	2021

Prognosephase

Um im zweiten Schritt möglichst klar interpretierbare Prognosen mit Blick auf die Aufgabenstellung zu erhalten, wurde ein Ansatz gewählt, der auf die bergbaulich bedingten Effekte fokussiert ist. So wurden witterungsbedingten Einflüsse weitestgehend ausgeblendet, indem für den gesamten Betrachtungszeitraum eine mittlere Neubildungsrate von 100 % angenommen wurde. Ebenso wurden für die Maas und den Rhein als wichtige zeitabhängige

Modellrandbedingungen mittlere Wasserstände angesetzt. Dadurch fällt der Einfluss der Witterung auf die Veränderung der Wasserspiegel weg und die Differenzen zeigen allein die durch die Bewirtschaftung des Wasserhaushalts hervorgerufenen Auswirkungen. Um Beeinflussungen des Strömungsbildes, die durch Entnahmeschwankungen an Brunnen Dritter (alle Nichttagebaubrunnen) verursacht werden, zu vermeiden, wurden hier die Mengen ab dem Jahr 2019 nicht mehr verändert. Ausgenommen davon sind die bergbaulich bedingten Verschiebungen von Entnahmemengen der öffentlichen Wasserversorgung. Für diese wurden die zum Zeitpunkt des Modellaufbaus aktuellen und mit den Fachbehörden abgestimmten Szenarien übernommen. So verlagern sich diehebungsmengen des Wasserwerks Fürth zum Zeitpunkt 2030 zu den Wasserwerksstandorten Hoppbruch und Waldhütte der NEW. Zudem wird der bisherige Standort des Wasserwerks Holzweiler zum neuen Standort weiter westlich verlagert. Die geplanten Brunnen sollen in tieferen Grundwasserstockwerken verfiltert werden. Ebenfalls im Modell berücksichtigt sind die in Zukunft erforderlichen und in gesamtgesellschaftlichem Konsens beschlossenen Niedrighaltungsmaßnahmen in der Erftaue, die sich über die vom Erftverband vorgegebene Flächenkulisse erstrecken.

Somit ist gewährleistet, dass zeitabhängige Veränderungen ab dem Jahr 2022 im Wesentlichen auf bergbaubedingte Entwicklungen bzw. Planungen bis hin zu den bisher vereinbarten, daran anschließenden Bergbaufolgelandschaften (Kippen, Tagebauseen etc.) zurückzuführen sind. Die Prognosesimulation wurde bis zum Jahr 2200 durchgeführt und bildet die sich in Zukunft einstellenden stationären Verhältnisse ab. Diese Prognosesimulation weist als zentrales Ergebnis die zukünftige bergbaubedingte Entwicklung der revierweiten Grundwasserstände aus.

Stationärer Endzustand unter Berücksichtigung der Bodenbewegung

Zur Betrachtung der Auswirkungen von Bodenbewegungen wurde im Modellbericht eine weitere Simulation für den Ausblick auf einen stationären Endzustand der Grundwasserverhältnisse im Untersuchungsraum im Nachgang der instationären Berechnung durchgeführt. Diese Simulation berücksichtigt zusätzlich die prognostizierten Geländesetzungen und -hebungen (infolge der Grundwasserabsenkung und des Grundwasserwiederanstiegs) ebenfalls oben genannten Niedrighaltungsmaßnahmen in der Erftaue.

Im Folgenden werden die Phasen Kalibrierung und Prognose mit besonderem Fokus auf die Tagebaue, davon beeinflusste Gebiete und ausgewählte Grundwasserleiter erläutert.

Neben dem für zahlreiche Schutzgüter wichtigen oberen Grundwasserstockwerk liegt der Fokus dabei auf jenen stratigrafischen Horizonten, welche für die regionale

Trinkwassergewinnung und/oder im Rahmen der Tagebausümpfung von besonderer Bedeutung sind.

5.2 Modellbegrenzung

Die bereits mit dem Vorgängermodell bewährten Modellgrenzen wurden weitestgehend übernommen. Zur Übersichtlichkeit der Bilanzierungen wurden bei der Berichtserstellung wieder Teilbereiche zu den dem Leser vertrauten größeren Modellrandabschnitten zusammengefasst und mit Klartextnamen versehen ([Anlage 01](#)). Dabei liegt der Fokus auf dem Teil des Modellgebiets, der im Untersuchungsraum liegt.

5.2.1 Nordwestliche Modellgrenze

Die nordwestliche Modellbegrenzung wird im oberen Grundwasserstockwerk durch die Mittelwasserstände der Maas als Gewässerrandbedingung abgebildet. An den tieferen Grundwasserleitern wurde eine Randbedingung 1. Art zeitvariant definiert, um die Interaktion über die Modellgrenze hinweg abbilden zu können.

5.2.2 Nordöstliche Modellgrenze

Die nordöstliche Modellbegrenzung wird durch die Randbereiche Nordrand, Viersener Sprung, Krefelder Scholle und Nordostrand gebildet. An allen vier Randabschnitten sind für den 1. bis 11. Modellgrundwasserleiter zeitvariante Höhenrandbedingungen gesetzt. Für die Randbereiche Krefelder Scholle und Nordostrand ist zudem eine zeitvariante Höhenrandbedingung für den 12. Modellgrundwasserleiter angesetzt. Südlich der Grenze zur Kölner Scholle wird das Fließverhalten über den Rand Dormagen und den Rhein über eine zeitvariante Randbedingung 1. Art im 1. bis 12. Modellgrundwasserleiter gesteuert.

5.2.3 Südöstliche Modellgrenze

Südöstlich der Linie Merten-Sechtem setzt eine Veränderung der Geologie in der Ville ein. Die Liegendsande gehen aus und werden von den Liegendtonen abgelöst. Aus der Veränderung der Geologie folgend kann dort eine $q=0$ Randbedingung für die tieferen Modellgrundwasserleiter angenommen werden. Die Linie Merten-Sechtem wurde bis zum Rhein bei Widdig verlängert und bildet den Randbereich Bornheim. Hier wird für die oberen Leiter h -Randbedingungen und für den 11. Modellleiter eine $q=0$ Randbedingung angesetzt. Die Nordostbegrenzungen der südlichsten Erft-Scholle werden durch die Randbereiche Swistalsprung Nord und Swistalsprung Süd repräsentiert. Der Swistalsprung Nord verzeichnet eine konstante Volumenstromrandbedingung. Der Swistalsprung Süd ist mit einer $q=0$ Randbedingung belegt.

5.2.4 Südwestliche Modellgrenze

Der südwestlichste Modellrandbereich Rheinbach ist mit einer konstanten Volumenstromrandbedingung belegt, über die dem 7. und 8. Modellgrundwasserleiter konstant geringe Wassermengen zugeführt werden. Im Uhrzeigersinn schließt sich der Randbereich Eifelgebirge Süd mit einer konstanten Einstromrandbedingung in den 8. und 12. Modellgrundwasserleiter an. Die Höhe des Einstroms bemisst sich aus dem Modellrand vorgelagertem Einzugsgebiet und einer mittleren Neubildungsrate. An diesem Rand setzen die Grundwasserleiter des Lockergesteins dünnmächtig auf dem Grundgebirge auf. Das generelle Einsetzen aller Schichten zeigt kleinräumig unterschiedlich ausgeprägte Schichtenanteile und Schichthöhen. So gibt es Bereiche, die von der Oberkante des Geländes bis zum Grundgebirge (Modellbasis) mit rolligem Material gefüllt sind, während unmittelbar daneben Wechsellagerungen mit Tonen und Kohle oder auch nur typische Grundwassergeringleiter ausgeprägt sind. Diese sehr uneinheitliche hydrogeologische Situation macht es notwendig den Einstrom flächiger über die ersten drei Knotenreihen anzusetzen, da bei einem einfachen Ansatz unmittelbar am Rand ein Großteil des Einstroms sofort über das Gelände ausgespeist wird. Weiter nördlich reicht der Randbereich Eifelgebirge bis unmittelbar südlich an die Abbauflächen Zukunft/Inden heran. Dort erfolgt über eine entsprechende Randbedingung ein stetiger geringer Zustrom in die Modellgrundwasserleiter 10 und 11. Der Randbereich Sandgewand streicht entlang des Abbauggebietes Zukunft bis zur Ortslage Übach-Palenberg. Dort strömt dem 1. und 10. Modellgrundwasserleiter Wasser zu. Entlang des Randbereiches Hoofdbroik ist im 1. Modellgrundwasserleiter eine Höhenrandbedingung gesetzt, die übrigen Teufenniveaus sind mit einer $q=0$ Randbedingung versehen. Der Randbereich Feldbiss schließt die Betrachtung der geometrischen Modellrandbereiche ab. Dort sind für den 11. und 12. Modellgrundwasserleiter $q=0$ Randbedingungen angesetzt.

5.3 Kalibrierung

Um eine weitestgehende Übereinstimmung des Modells mit den ablaufenden Strömungsvorgängen im natürlichen Grundwasserleitersystem zu erreichen, muss ein möglichst langer Zeitraum ausgewählt werden, in dem der zu untersuchende Grundwasserströmungsprozess bereits abgelaufen ist und von dem auch eine möglichst große Anzahl an verlässlichen Messdaten zur Verfügung steht.

Für den Untersuchungsraum kann aufgrund der verfügbaren Quantität und Qualität der Messdaten von einer guten Datengrundlage ausgegangen werden. Der gewählte Zeitraum für die Modellkalibrierung liegt zwischen 10/1970 und 10/2021. Für den Zeitraum bis 2021 stehen

zum einen sowohl genügend Messwerte zu den gehobenen Sumpfungswassermengen als auch Förderdaten der übrigen Grundwassernutzer zur Verfügung. Zum anderen existieren umfangreiche Messergebnisse über Grundwasserstände in den verschiedenen Stockwerken, sowie für ausgewählte Zeitpunkte großflächige Darstellungen der Grundwassergleichen für die im Modell berücksichtigten Grundwasserleiter. Außerdem umfasst der gewählte Zeitraum genügend extreme Witterungsbedingungen in Form von Nass- und Trockenjahren und wechselnde Beanspruchungen der Grundwasserverhältnisse, beispielsweise durch unterschiedliche Sumpfungsmaßnahmen einerseits und bedarfsabhängig schwankende Förderungen der übrigen Grundwassernutzer andererseits. Alle diese Beanspruchungen des Systems sind für die Erprobung der Modellreaktionen und damit für eine umfassende Kalibrierung von Bedeutung. Die für die Kalibrierung verwendeten Grundwassergleichen wurden auf der Grundlage von vorliegenden Pegelmessungen unter Berücksichtigung der besonderen hydrogeologischen Verhältnisse im Rheinischen Braunkohlenrevier konstruiert. Neben der allgemeinen Modellpflege (im Sinne der Aktualisierung zeitvarianter Eingangsdaten), ergab sich die Notwendigkeit einer Neukalibrierung vor allem aus dem Einbau der übererarbeiteten Geologie der Erft-Scholle sowie einer veränderten Implementierung abflussloser Oberflächengewässer.

Bei der Kalibrierung wurden im Wesentlichen folgende Parameter innerhalb ihrer plausiblen Wertebereiche variiert:

- Durchlässigkeitsparameter der Grundwasserleiter ([Anlage 04](#), [Anlage 05](#), [Anlage 06](#), [Anlage 07](#)) einschließlich der zugehörigen freien Porenvolumina.
- Durchlässigkeitsparameter der Grundwasserstauer und der Deckschicht bzw. des Auelehmes.
- Kolmationsparameter und Höhenlagen der Gewässer.
- Hydraulische Wirksamkeit der Verwerfungen.
- Höhenlagen von geologischen Modellelementen.
- Wirksamkeit der Grundwasserneubildung.

Zur Kalibrierung des Untersuchungsraums standen knapp 4000 Grundwassermessstellen zur Verfügung, deren Messdaten indirekt über die konstruierten Grundwassergleichen als Prüfgröße Eingang gefunden haben. Zudem wurden im Untersuchungsraum 180 und im gesamten Modellgebiet 755 als repräsentativ erachtete Grundwassermessstellen sowohl durch ihre zeitvarianten Ganglinien als auch den absoluten Messwert im Vergleichsjahr 2021 für die Kalibrierung herangezogen. Der berechnete Grundwasserstand ergibt sich als Mischwert aus der räumlichen Interpolation der drei Eckpunkte des Modellnetzdreiecks in dem sich die Grundwassermessstelle befindet.

5.3.1 Wesentliche Parametervariationen

Der Untergrund des rheinischen Braunkohlenreviers ist durch zahlreiche Grundwasserleiter (Sand- und Kiesschichten) gekennzeichnet, die, wenn sie durch Grundwasserstauer (Ton- oder Kohleschichten) voneinander getrennt sind, Grundwasserstockwerke bilden. Im Modellgebiet sind für die weiteren Betrachtungen das obere Grundwasserstockwerk (OSTW), die grundwasserleitenden Horizonte 8, 7, 6D, 6B sowie die Liegendgrundwasserleiter 2 - 5 und 01 - 09 relevant (vgl. Abbildung 2). Die Bedeutung der unterschiedlichen Grundwasserleiter kann dabei lokal variieren. Bereichsweise bestehen Verbindungen zwischen den Grundwasserleitern über so genannte hydrogeologische Fenster oder das gänzliche Fehlen wirksamer Trennschichten (Kohle und Ton). Durch diese hydraulische Kopplung kann es zu einer Interaktion der verschiedenen Grundwasserstockwerke kommen.

Das **obere Grundwasserstockwerk** (1. Modellgrundwasserleiter) wird durch quartäre Sande und Kiese gebildet und hat insbesondere in der Venloer Scholle und der Kölner Scholle Bedeutung für die öffentliche und private Wasserversorgung. In der Venloer Scholle erlangt es ebenso wie in der Rur-Scholle Bedeutung für die grundwasserabhängigen Feuchtgebiete. In der Venloer, Erft- und Rur-Scholle wird das obere Grundwasserstockwerk nach unten durch die Reuvertonserie begrenzt. Die Durchlässigkeitsbeiwerte in der **Venloer Scholle** liegen hauptsächlich zwischen $3 \cdot 10^{-3}$ m/s und $8 \cdot 10^{-5}$ m/s, kleinere Bereiche am Rand zur Rur-Scholle haben jedoch geringere Werte bis $3 \cdot 10^{-6}$ m/s ([Anlage 04](#)). Der Übergang zur Kölner Scholle markiert die zunehmende Verbreitung der Terrassenkiese und damit Bereiche höherer Durchlässigkeiten, die in Rheinnähe auch Werte $> 3 \cdot 10^{-3}$ m/s erreichen können.

Der **Hauptgrundwasserleiter 8** (6. Modellgrundwasserleiter) weist in der **Venloer Scholle** k_f -Werte zwischen $2 \cdot 10^{-5}$ m/s und $7 \cdot 10^{-4}$ m/s auf. Lediglich in der nördlichen Venloer Scholle und in Bereichen um Wegberg/Hückelhoven, Elmpeter Wald, Kamphausen und nördlich Born treten lokal Zonen mit geringen Durchlässigkeiten auf.

Der **Horizont 6D** (9. Modellgrundwasserleiter) wird in der **Venloer Scholle** (hier auch 7. und 8. Modellgrundwasserleiter) durch zwei Schluffpakete in mehrere Grundwasserleiter untergliedert, deren k_f -Werte in allen drei 6D - Grundwasserleitern zwischen $6 \cdot 10^{-5}$ m/s bis $3 \cdot 10^{-4}$ m/s liegen. Im Übergang zur **Kölner Scholle** ergibt sich aufgrund der unterschiedlichen Genese der Horizonte ein deutlicher Sprung der k_f -Werte. In diesem Bereich ist kein 6D Horizont ausgebildet, so dass der Sand 2 in der Kölner Scholle den 9. Modellgrundwasserleiter bildet ([Anlage 05](#)).

Der **Horizont 6B** (10. Modellgrundwasserleiter) wird im Zentralbereich der **Venloer Scholle** mit Durchlässigkeitsbeiwerten zwischen $3 \cdot 10^{-5}$ m/s und $3 \cdot 10^{-4}$ m/s abgebildet ([Anlage 06](#)).

Bedingt durch unterschiedliche Genese nehmen die Durchlässigkeiten mit zunehmender Teufe ab. Dementsprechend liegen die Durchlässigkeiten des 11. Modellgrundwasserleiters

in weiten Bereichen des Reviers zwischen $3 \cdot 10^{-6}$ m/s und $8 \cdot 10^{-5}$ m/s. Dieser repräsentiert auf der **Venloer Scholle** die **Horizonte 04 bis 5** ([Anlage 07](#)).

Der 12. Modellgrundwasserleiter in repräsentiert in der **Venloer Scholle** die **Horizonte 01-03**. Naturgemäß ist dieser Liegendgrundwasserleiter durch geringe Durchlässigkeiten in allen Modellbereichen gekennzeichnet. Lediglich in einigen Bereichen in der zentralen Venloer, der südlichen Erft-Scholle und kleinen Bereichen der Kölner Scholle werden Durchlässigkeiten in der Größenordnung bis $3 \cdot 10^{-4}$ m/s erreicht. Vertonte Bereiche finden sich in der nordöstlichen Venloer Scholle. In den übrigen Regionen liegen die Durchlässigkeitsbeiwerte im Bereich zwischen $8 \cdot 10^{-5}$ m/s und $1 \cdot 10^{-6}$ m/s .

5.3.2 Bewertung der Modellgüte mittels Grundwasserständen

Der Nachweis über die Güte der Kalibrierung erfolgt über den Vergleich der an einer Vielzahl von Grundwassermessstellen gemessenen und zu den am Modellknoten des Pegelstandortes berechneten Werten in Kombination mit der Darstellung eines aus Messungen konstruierten Fließbildes. Zusätzlich wird für die berücksichtigten Grundwassermessstellen der Vergleich der gemessenen Grundwasserganglinie mit der am entsprechenden Modellknoten im Zeitraum 1970 bis 2021 berechneten Modellganglinie dargestellt. Besonderes Augenmerk wurde während der Kalibrierung auf eine möglichst gute Nachbildung der Grundwasserverhältnisse im oberen Grundwasserstockwerk gelegt. Dort findet sich naturgemäß auch die größte Anzahl an Grundwassermessstellen, welche insbesondere in der Umgebung schützenswerter Feuchtgebiete für die Kalibrierung herangezogen wurden. Die Datenmengen und die Datengüte nimmt mit zunehmender Tiefe ab, was sich wiederum auf die Kalibrierungsergebnisse im Modell auswirkt. Das exakte Nachbilden des Höhenniveaus eines Grundwasserstandes ist daher in den tieferen Modellgrundwasserleitern weniger relevant als das Nachbilden der systemdominierenden Dynamik, zumal Abweichungen im Niveau der Druckhöhen in gespannten Grundwasserleitern lediglich kleine Wassermengen repräsentieren, so dass mit etwaigen Abweichungen im Druckniveau nur geringe Diskrepanzen in den Bilanzgliedern entstehen.

Im Folgenden soll für den Untersuchungsraum des Tagebaus Garzweiler die Kalibrierungsgüte anhand ausgewählter Grundwassermessstellen aufgezeigt werden. Zur visuellen Unterstützung können [Anlage 12](#) Ganglinienvergleiche für 180 Pegel entnommen werden. Dabei wurde Wert auf einen möglichst langen Vergleichszeitraum gelegt, auch wenn das Peilrohr heute im Zweifelsfall defekt oder nicht mehr messbar ist. Ergänzend gibt [Anlage 13](#) einen Gesamtüberblick der Residuen zwischen den berechneten und an Pegeln gemessenen Werten in Form eines Streudiagramms. Dabei zeigt der Vergleich für das Jahr 2021 mit

Durchschnittsabweichungen von 2,36 m im OSTW bis maximal etwa 6 m in den tiefen Liegendleitern, dass das vorliegende Grundwasserströmungsmodell in der Lage ist, das Gesamtsystem adäquat abzubilden.

Der Vergleich der Ganglinien von beobachteten und berechneten Grundwasserständen an Messstellen stellt naturgemäß eine dynamische Punktinformation dar. Zur Visualisierung der Modellanpassung in der Fläche wurden auch Darstellungen bereitgestellt, welche für das Jahr 2021 die auf der Basis von Beobachtungswerten konstruierten Grundwassergleichen den simulierten gegenüberstellen ([Anlage 08](#), [Anlage 09](#), [Anlage 10](#) & [Anlage 11](#))

Untersuchungsraum Tagebau Garzweiler

Mit der Kalibrierung wurde insgesamt eine sehr gute Übereinstimmung zwischen beobachteten und berechneten Grundwasserständen für das **obere Grundwasserstockwerk** des Jahres 2021 erreicht ([Anlage 08](#)).

Die Grundwasserströmungsverhältnisse im oberen Grundwasserstockwerk werden im Wesentlichen durch die Topographie und die Vorfluter geprägt. Hierdurch ergeben sich die Wasserscheiden und unterschiedliche Grundwassergefälleverhältnisse.

Insbesondere im Westen des Untersuchungsraums prägt die Schwalm die Grundwassergleichen. Die Grundwasserfließrichtung ist vom Hochgebiet östlich des Wassenberger Horstes, wo der Grundwasserspiegel bei ca. +80 mNHN liegt, nach Norden zur Schwalm sowie nach Westen zum Schollenrand hin gerichtet.

Im Zentralbereich des Untersuchungsraums werden die Grundwassergleichen von der Niers beeinflusst; Westlich der Niers ist ein Druckplateau von 60 bis 65 mNHN im Bereich Rheindahlen auszumachen, von welchem aus das Grundwasser den Vorflutniveaus entsprechend in nordwestliche bis östliche Richtung abströmt während sich nach Südosten ein Gefälle in Richtung der Tagebausümpfung eingestellt hat. Östlich der Niers befindet sich die Hauptgrundwasserscheide Rhein - Maas.

Der Bereich Jüchen-Hochneukirch östlich des Tagebaus liegt ebenso wie Erkelenz im Westen deutlich im Absenkungstrichter der Tagebausümpfung. Im Osten des Untersuchungsraums ist durch das Westwärts-Wandern des Tagebaus in den letzten Jahren ein Grundwasseranstieg zu verzeichnen. Die Erft prägt dort die Grundwassergleichen.

Es ist ersichtlich, dass die im Wesentlichen durch topographische Gegebenheiten, Vorfluter, Grundwasserentnehmer und Tagebaue geprägten Grundwasserverhältnisse durch das Modell gut nachgebildet werden und die Abweichungen zwischen gemessenen und berechneten Werten insbesondere im OSTW häufig unter 50 cm betragen. Im Bereich südlich von Wegberg dient die Grundwassermessstelle 813011 ([Anlage 08](#)) als Beispiel für eine sehr gute

Nachbildung des gemessenen Ganges. Sie steht damit stellvertretend für viele Grundwassermessstellen im oberen Grundwasserstockwerk der Venloer Scholle. Auch in dem, aufgrund fehlender Grundwasserstauer, in weiten Bereichen gekoppelten Übergangsbereich zur linksrheinischen Kölner Scholle, wo zudem ein steiles hydraulisches Gefälle vorliegt, wurde trotz dieser schwierigen Rahmenbedingungen vielerorts ein gutes Kalibrierungsergebnis erreicht. Der gemessene, durch Sumpfung und Wiederanstieg beeinflusste Gang der Grundwassermessstelle 80489 ([Anlage 12](#)) wird beispielsweise durch das Grundwassermodell ausgesprochen gut nachgebildet. Ausnehmend hohe Residuen wie etwa für die Messstelle 917373 nördlich von Neurath ausgewiesen, sind als Artefakt bekannt, welches bei der automatisierten Berechnung eines Modellwasserstands aus den drei nächstgelegenen Polygonen im Bereich auskeilender Grundwassergeringleiter generiert wird und im Umfeld der Messstelle eine eher gröbere räumliche Diskretisierung vorliegt.

Wiederum sehr gut nachgebildet werden die flachen, zum Rhein gerichteten Gradienten, welche das Strömungsbild der vertikal wenig gegliederten **Krefelder Scholle** prägen ([Anlage 08](#)). Der Grundwassergang der Messstelle 907751 ([Anlage 12](#)), die in der Nähe der Wassergewinnungen im Korschenbroicher Feld liegt, also einen wasserwirtschaftlich relevanten Bereich repräsentiert, kann in seiner Dynamik und in seinem absoluten Druckniveau ebenfalls sehr gut nachvollzogen werden.

Die **Hauptkiesserie Horizont 8** (Modellgrundwasserleiter 6) ist bis auf die linksrheinische Kölner Scholle im gesamten Rheinischen Braunkohlenrevier verbreitet. In der Venloer Scholle bildet der Horizont mit dem **Neurather Sand 6D** ein gemeinsames Grundwasserstockwerk und wird daher mit diesem gemeinsam beschrieben. Der Neurather Sand 6D wird in der Venloer Scholle durch zwei Schluffpakete in die drei einzelnen Modellgrundwasserleiter 7, 8 und 9 aufgegliedert.

Der Grundwasserleiter 8/6D wird nur teilweise vom Reuver- und Rotton bzw. vom Flöz Garzweiler überlagert, so dass er in großen Bereichen – nördlich des Rheindahlener Sprunges und südwestlich des Wegberger Sprunges – mit den überlagernden Grundwasserleitern das obere Grundwasserstockwerk bildet. Im südlichen Teil der Venloer Scholle fließt das Grundwasser von Westen nach Osten dem Sumpfungsschwerpunkt des Tagebaus Garzweiler zu. Im nördlichen Teil fließt es der Schwalm und Nette bzw. schlussendlich der Maas zu. Die entsprechende Wasserscheide hat sich, ähnlich wie im OSTW, im Bereich südwestlich von Rheindahlen ausgebildet. Das für die Horizonte 8 und 6D gemeinsame Strömungsbild wird in [Anlage 09](#) dargestellt. In [Anlage 12](#) sind zugehörige repräsentative Ganglinien zusammengestellt. Die Abweichungen zwischen gemessenen und berechneten Werten liegen im Durchschnitt bei 2,85 m für das Jahr 2021 ([Anlage 13](#)). Die Grundwassermessstelle 805402 ([Anlage 12](#)) weist eine Messreihe seit den frühen siebziger Jahren auf. Der Gang wird über

den gesamten Kalibrierungszeitraum in den wesentlichen Charakteristiken und im Niveau gut nachgebildet.

Das **Zwischen-Grundwasserstockwerk** ist im gesamten Verbreitungsgebiet des Flözes Frimmersdorf vorhanden. Es ist durch den **Grundwasserleiter 6B** gekennzeichnet, der das Zwischenmittel zwischen Flöz Frimmersdorf und Morken darstellt. Ab einer Linie, die von nördlich des Wassenberger Horstes über Wegberg und Mönchengladbach bis in den Raum südwestlich von Dormagen verläuft und eine Grundwasserscheide darstellt, fließt das Grundwasser einerseits nach Norden und andererseits nach Süden zum Tagebau ([Anlage 10](#)). Nur im unmittelbaren Bereich des heute betriebenen Tagebaues Garzweiler II ist infolge der Sümpfungsmaßnahmen der ursprüngliche Druckwasserspiegel lokal in den freien Grundwasserspiegel übergegangen. Im **Frimmersdorfer Sand 6B** (10. Modellgrundwasserleiter) wurde in der Kalibrierung ein allgemein recht gutes Ergebnis erzielt ([Anlage 13](#)). In der Venloer Scholle betragen die Abweichungen zwischen dem gemessenen und berechneten Grundwasserspiegel im Allgemeinen wenige Meter. Die Grundwassermessstelle 806493 ([Anlage 12](#)) südwestlich der Ortslage Wegberg verfügt seit den frühen siebziger Jahren über Messwerte und eignet sich daher gut für einen Vergleich mit berechneten Grundwasserständen. Sowohl der zeitliche Trend als auch das absolute Druckniveau werden hier durch das Grundwassermodell sehr gut simuliert.

Das **Liegend-Grundwasserstockwerk** umfasst den gesamten Verbreitungsbereich des Flözes Morken sowie des Ratinger Tons und ist gekennzeichnet durch die Schichtenfolge der **Horizonte 04 bis 5**. Die Basis wird in etwa von den Grafenberger Schichten gebildet. Die Mächtigkeit dieses Grundwasserstockwerkes beträgt ca. 80 bis 100 m. Nach Norden geht es am Viersener Sprung und nach Osten auf Höhe der Linie Grevenbroich-Korschenbroich in das obere Hauptgrundwasserstockwerk über.

Generell fließt das Grundwasser ab der Linie Dahlheim–Niederkrüchten–Schwalmtal–Dülken nach Südosten bzw. Süden zum Tagebau und andererseits nach Nordwesten bzw. Norden. Nur in der unmittelbaren Umgebung des heute schon betriebenen Tagebaues Garzweiler ist durch die Sümpfungsmaßnahmen der ursprüngliche Druckwasserspiegel lokal in einen freien Liegendgrundwasserspiegel übergegangen.

Der Wiederergänzungsbereich liegt im westlichen Teil der Venloer Scholle, im Übergangsbereich zum Wassenberger Horst sowie im Meinweggebiet. In beiden Bereichen wird der Grundwasserspiegel durch Versickerung in die Liegendschichten massiv gestützt, was sich an einem großräumigen Aufhöhungskegel erkennen lässt.

Der mit dem Grundwassermodell ermittelte Mischwasserspiegel trifft die Messwerte der Grundwassermessstellen gut. Die Abweichungen zwischen gemessenen und berechneten Ergebnissen liegen mit Ausnahme zweier Messstellen am westlichen Schollenrand unter 10 m und auch der Gang der Messwerte wird wie in Grundwassermessstelle 806475 im Allgemeinen sehr gut nachgefahren ([Anlage 12](#)). In weiten Bereichen werden die Messwerte selbst im direkten Einflussbereich des Tagebaus Garzweiler bis auf 5 m genau getroffen. Der in Messstelle 815933 zum Ende des Kalibrierungszeitraums beobachtete Anstieg des Wasserstands ca. 40 m kann eindeutig als fehlerhafte Messung eingeordnet werden. Vor diesem Zeitpunkt werden Gang und Niveau der Kurve durch die Rechnung gut getroffen.

5.3.3 Überströme über die Schollenränder

Volumenströme über äußere geometrische Modellränder werden im vorliegenden Grundwassermodell über Höhenrandbedingungen, Volumenstromrandbedingungen oder Gewässerrandbedingungen geregelt. Seit dem Reviermodell 2007 werden Schollenränder als innere Verwerfungen modelliert. Damit sind die Wechselwirkungen zwischen den einzelnen geologischen Teilschollen direkt aus den Bilanzen ablesbar. Der Randbereich zwischen der Venloer Scholle und der Erft-Scholle beginnt am westlichen Tripelpunkt mit dem Lövenicher Sprung, geht über den Jackerather Horst und endet mit dem Kaster Sprung am östlichen Tripelpunkt. Es folgen gegen den Uhrzeigersinn um die Venloer Scholle die Naht zur linksrheinischen Kölner Scholle, die den Bereich zwischen östlichem Tripelpunkt und Rhein beschreibt, der Nord-Ost-Rand, die Randbereiche Krefelder Scholle und Viersener Sprung sowie der Nord-Rand, der den Rand bis zur Maas schließt. Die Austauschmengen unter der Maas werden über den Rand Maas-Venlo erfasst, während die westliche Begrenzung der Venloer Scholle durch den Rur-Rand-Nord, den Meinweg, den Wassenberger Horst sowie Doveren gebildet werden. Die genannten Modellränder weichen teilweise von den geologischen Schollenbegrenzungen ab.

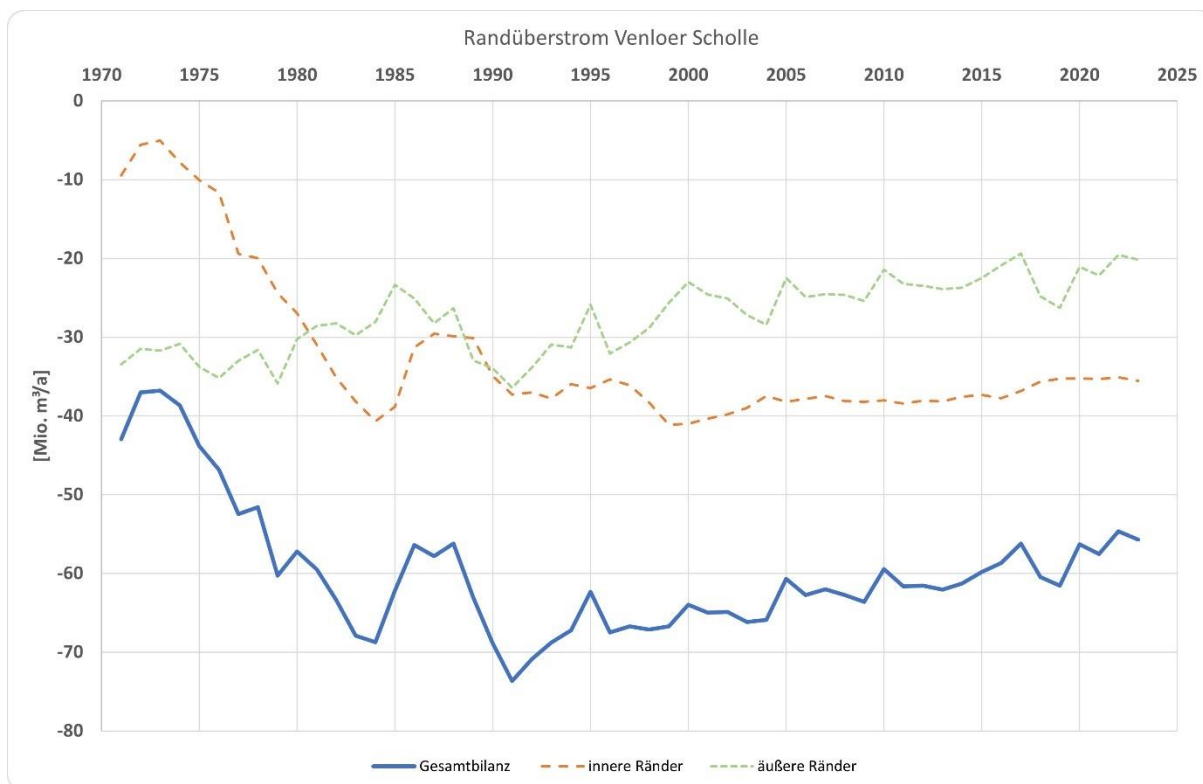


Abbildung 8 Überstrommengen aus der Venloer Scholle im Kalibrierungszeitraum

Die Betrachtung der Randüberströme erfolgt sowohl für die inneren Ränder entlang der Grenzen geologischer Teilräume als auch für die äußeren geometrischen Ränder des Grundwassermodells ([Anlage 14a](#)). Die Gesamtbilanz der Randüberströme der Venloer Scholle ist für den Kalibrierungszeitraum in [Abbildung 8](#) dargestellt.

Die räumliche Lage der jeweiligen Bilanzbereiche kann [Anlage 01](#) entnommen werden. Volumenströme mit positiven Werten fließen zum Standort des Betrachters hin, negative Werte fließen vom Standort des Betrachters weg.

Der **Randbereich Lövenicher Sprung** bezeichnet die Grenze zwischen der Venloer Scholle und der Erft-Scholle zwischen den Ortslagen Baal und Titz. Es findet dort im gesamten Kalibrierungszeitraum ein Überstrom von der Venloer Scholle in die Erft-Scholle statt. Dieser steigt von anfänglich knapp 3 Mio. m³/a auf 11 bis 12 Mio. m³/a ab Mitte der 1980er Jahre, bevor ab dem Jahr 2000 eine langsame Abnahme einsetzt. So beträgt der Abstrom über den Lövenicher Sprung zum Ende des Kalibrationszeitraumes noch ca. 8 Mio. m³/a.

Der innere **Rand Jackerather Horst** südlich des Tagebaus Garzweiler weist im Kalibrierungszeitraum durchweg Volumenströme von der Venloer Scholle in die Erft-Scholle auf. Sie liegen zwei Jahre vor Beginn des Tagebaus Hambach bei 6,3 Mio. m³/a, verteilt auf die tieferen Modellgrundwasserleiter. Bis Mitte der 1980er Jahre haben sie sich auf fast 13,0 Mio. m³/a gesteigert und verringern sich danach mit Unterbrechungen bis auf knapp

7 Mio. m³/a. Die Verteilung der Volumenströme auf die einzelnen Modellgrundwasserleiter hat sich im gesamten Kalibrierungszeitraum nur unwesentlich geändert.

Über den **Rand Kaster Sprung** im Bereich Bedburg strömt zum Modellstart zunächst Wasser von der Erft-Scholle der Venloer Scholle zu. Dieser Zustrom in die Venloer Scholle liegt 1975 noch bei ca. 5 Mio. m³/a, bevor sich eine Umkehr der Fließrichtung einstellt. Hierfür ist die anfänglich intensive Entwässerung für den beginnenden Tagebau Garzweiler verantwortlich, welche später durch die Sümpfungsmaßnahmen für den Tagebau Hambach überprägt wird. Im verbleibenden Kalibrierungszeitraum beträgt der stark schwankende Abfluss in die Erft-Scholle im Maximum gut 8 Mio. m³/a, bevor ab dem Jahr 2000 eine Stabilisierung bei Jahresmengen von nicht ganz 6 Mio. m³ eintritt.

Über den **Rand zwischen Venloer und Kölner Scholle** fließen aus der linksrheinischen Kölner Scholle zu Beginn der Kalibrierung ca. 4 Mio. m³/a in Richtung Norden. 1990 kommt es dann zu einer Strömungsumkehr mit Jahresüberstrommengen in Richtung Kölner Scholle von bis zu 2,5 Mio. m³/a.

Der **Nord-Ost-Rand** zwischen Schiefbahn und Neukirchen weist im gesamten Kalibrierungszeitraum Abströme aus dem Modellgebiet aus. Diese schwanken von 1970 bis 1990 zwischen 16 und 20 Mio. m³/a, bevor ein von Fluktuation begleiteter rückläufiger Trend einsetzt, sodass der Abstrom in Richtung des Rheins ab 2015 bei etwa 10 Mio. m³/a liegt.

Der äußere **Rand zur Krefelder Scholle** zwischen Dülken und Schiefbahn zeigt einen stetigen Abstrom in Richtung des Rheins mit zunächst 6 bis 8 Mio. m³/a zum Modellstart, bevor um 1985 im Modell eine kurzfristige Strömungsumkehr mit einem sehr geringen Zufluss aus der Krefelder Scholle verzeichnet wird. Anschließend ist der Grundwasserstrom wieder durchgängig aus der Venloer Scholle gerichtet und bewegt sich überwiegend bei Werten von 4 bis 6 Mio. m³/a.

Der **Viersener Sprung** erstreckt sich im Anschluss als äußere Modellberandung bis nach Dülken. Er verzeichnet stetig Zuströme in das Modellgebiet, welche bis 1990 maximal 2 Mio. m³/a betragen, bevor eine Steigerung auf Jahreswerte zwischen 3 und 5 Mio. m³ eintritt.

Über den äußeren **Nordrand** der Venloer Scholle zwischen Venlo und westlich Hinsbeck strömen stetig zwischen 6 bis 8 Mio. m³/a aus dem Modell ab, bis eine Reduktion mit anschließender Stagnation bei etwa 5 Mio. m³/a in den 2010er Jahren zu verzeichnen ist.

Der äußere **Rand Maas-Venlo** erstreckt sich zwischen Swalmen im Süden und Venlo im Norden. Das Grundwassermodell ist in diesem Bereich sowohl mit einer Höhenrandbedingung in den tieferen Grundwasserleitern als auch mit einer Gewässerrandbedingung ausgestattet. Die Abströme an diesem Modellrand sind durchgehend gering, bezeichnen allerdings auch nur die Volumenströme in den tieferen Grundwasserleitern. Die übrigen Austauschmengen werden über die Bilanz des Gewässerteileinzugsgebietes Maas an anderer Stelle

beschrieben. Die jährliche Überstrommenge nimmt von anfänglichen gut 900.000 m³ kontinuierlich ab, bis zum Ende der 1980er eine Strömungsumkehr einsetzt. Im Folgezeitraum stabilisiert sich die Strömungsbilanz bei einem Einstrom in die Venloer Scholle von nicht ganz 200.000 m³/a im Jahr.

Am inneren **Rand Rurrand Nord** zwischen Swalmen und Melick-Herkenbosch werden im gesamten Kalibrierungszeitraum Überströme von der Venloer Scholle in die Rur-Scholle bilanziert. Der Abstrom steigt von anfangs rd. 3 Mio. m³/a auf etwa 4 Mio. m³/a zu Beginn der 1990er Jahre und bleibt über den verbleibenden Kalibrierungszeitraum relativ konstant.

Der innere **Rand Meinweg** zwischen Melick-Herkenbosch und Wassenberg ist im Kalibrierungszeitraum durch stetige Überströme von der Venloer Scholle in die Rur-Scholle gekennzeichnet, welche im gesamten Kalibrierungszeitraum um einen Jahreswert von etwa 6 Mio. m³ schwanken. Die Überströme stammen vornehmlich aus dem 2. Modellgrundwasserleiter der Venloer Scholle.

Der **Wassenberger Horst** markiert einen Grenzbereich zwischen der Venloer Scholle und der Rur-Scholle zwischen den Ortschaften Wassenberg und Hückelhoven. Er weist im gesamten Kalibrierungszeitraum Überströme von der Venloer Scholle in die Rur-Scholle von wenig unter 2 Mio. m³/a aus. Sie stammen vornehmlich aus dem 11. Modellgrundwasserleiter der Venloer Scholle.

Der innere Rand **Doveren** bezeichnet den kurzen Grenzbereich zwischen der Venloer Scholle und der Rur-Scholle im Bereich der Ortschaften Hückelhoven - Doveren - Baal. Im gesamten Kalibrierungszeitraum verzeichnet dieser Bilanzraum nur einen geringen Abfluss aus der Venloer Scholle mit Jahresmengen von maximal 360.000 m³.

5.3.4 Gewässeraustauschmengen

Die Oberflächengewässer stellen im Untersuchungsraum ein wesentliches Bilanzglied dar.

Generell erfolgt die Parametrisierung der vorflutwirksamen Oberflächengewässer an Hand ihrer mittleren geometrischen Länge und Breite im Modellpolygon, der Höhenlage von Gewässersohle und mittlerem Wasserspiegel sowie je einem Durchlässigkeitsbeiwert für die In- und Exfiltration. Die Höhenlage der Gewässersohle bestimmt, welcher Grundwasserleiter durch den Gewässereinschnitt und welcher durch die kolmatierte Gewässersohle Kontakt zum Oberflächengewässer hat. Im ersten Fall wird eine Hangquelle durch eine potentialabhängige Randbedingung 1. Art (mit Nebenbedingung) simuliert, im zweiten Fall erfolgt die Kopplung des Gewässers an den GWL als Randbedingung 3. Art. Ausgewählte Fließgewässer sind dabei mit zeitvarianten Randbedingungen versehen; Dies dient einerseits der Berücksichtigung von – oftmals bergbaubedingten – räumlichen Verlagerungen kompletter

Gewässerabschnitte. Andererseits hat sich eine zeitvariante Implementierung historisch stark schwankenden Wasserspiegels der Erft als vorteilhaft für die Modellkalibration erwiesen.

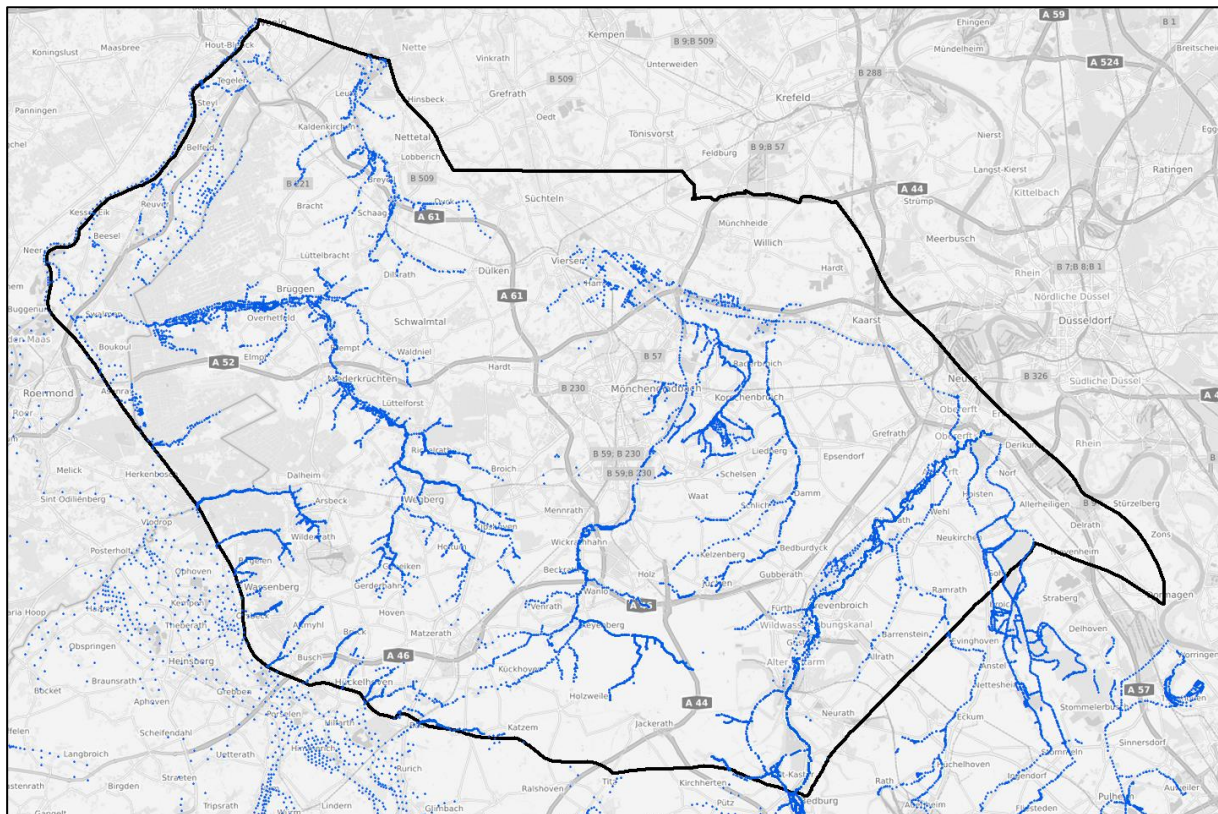


Abbildung 9 Gewässerknoten (blau) im Untersuchungsraum Garzweiler

Die Gewässeraustauschmengen zeigen sich über den Kalibrierungszeitraum abhängig von der Grundwasserneubildung und der bergbaulichen Aktivität. So sind in den Neunziger-Jahren des letzten Jahrhunderts die niedrigsten Austräge über die Gewässer zu beobachten, die sich mit der Inbetriebnahme der Versickerungsanlagen wieder erhöhen.

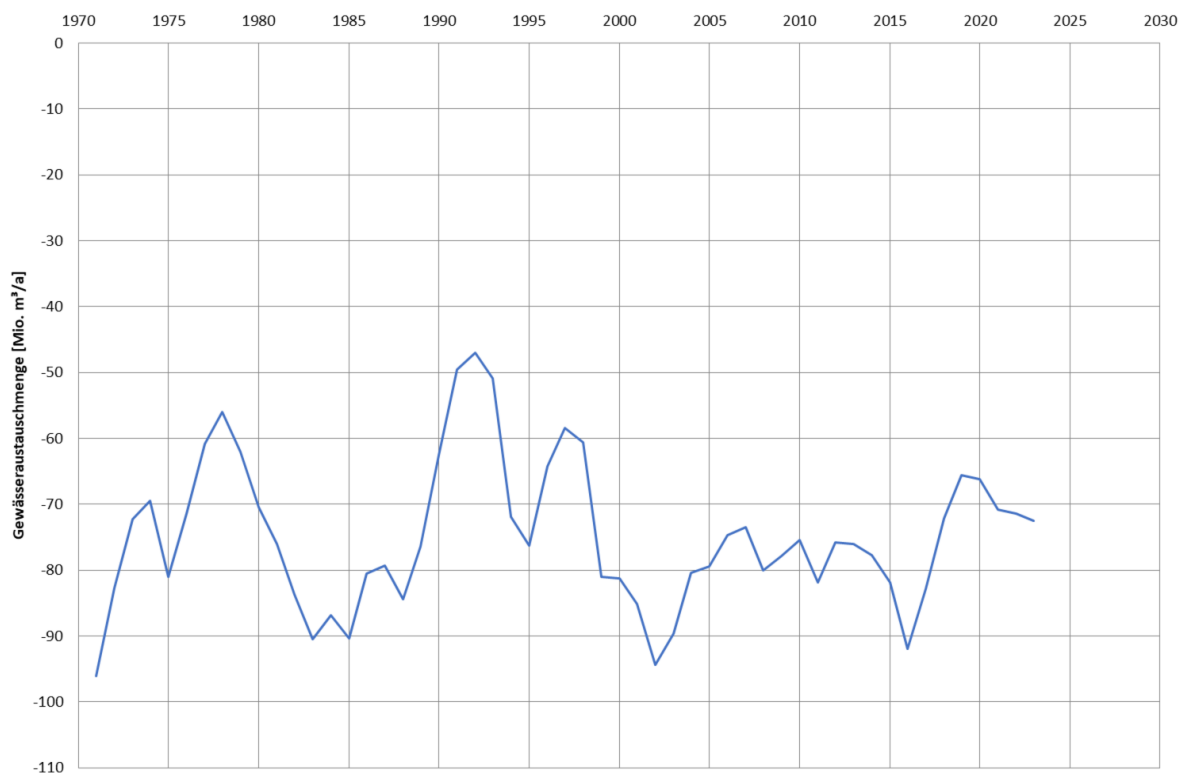


Abbildung 10: Gewässeraustauschmenge im Untersuchungsraum Garzweiler

Es ergibt sich in den Teileinzugsgebieten für die im Untersuchungsraum gelegenen Gewässer Erft, Nette, Niers, Nordkanal und Schwalm eine summarische Vorflutfunktion von häufig 40 Mio. m³/a bis ca. 48 Mio. m³/a, die aber auch von Schwankungen zwischen 20 Mio. m³/a bis ca. 53 Mio. m³/a begleitet werden. [Anlage 56a](#) weist für den Kalibrierungszeitraum die Gewässeraustauschmengen differenziert nach Einzugsgebieten der WRRL aus. Ein negatives Vorzeichen repräsentiert einen Abstrom aus dem Grundwasserleiter in das Gewässer, ein positives einen Einstrom vom Gewässer in den Grundwasserleiter.

5.3.5 Gesamtwasserhebung im Kalibrierungszeitraum

Die Wasserhebung im Untersuchungsraum kann grundsätzlich in zwei Kategorien unterschieden werden: Einerseits wird Grundwasser von öffentlichen Wasserversorgern, Industrie und privaten Entnehmern gefördert und andererseits wird Grundwasser im Zuge der Sümpfung des von der RWE Power AG betriebenen Tagebau Garzweiler gehoben. Auf diese Teilbereiche wird in den folgenden zwei Kapitel näher eingegangen.

Die gesamte Grundwasserentnahme auf der Venloer Scholle im Kalibrierungszeitraum ist in Abbildung 11 dargestellt. Zu Beginn des Kalibrierungszeitraums beläuft diese sich noch auf jährlich knapp 250 Mio. m³, was im Modell in dieser Höhe nicht vollständig nachvollzogen bzw. -gerechnet werden kann. Gegen Ende der 1970er Jahre fällt die Gesamtentnahme auf 200 Mio. m³ im Jahr, bevor sie in den 1980er und 90er Jahren bei etwa 150 Mio. m³ stagniert. Anschließend kommt es zu einer Erhöhung der Fördermenge auf das heutige Niveau, welche etwa 200 Mio. m³ jährlich beträgt.

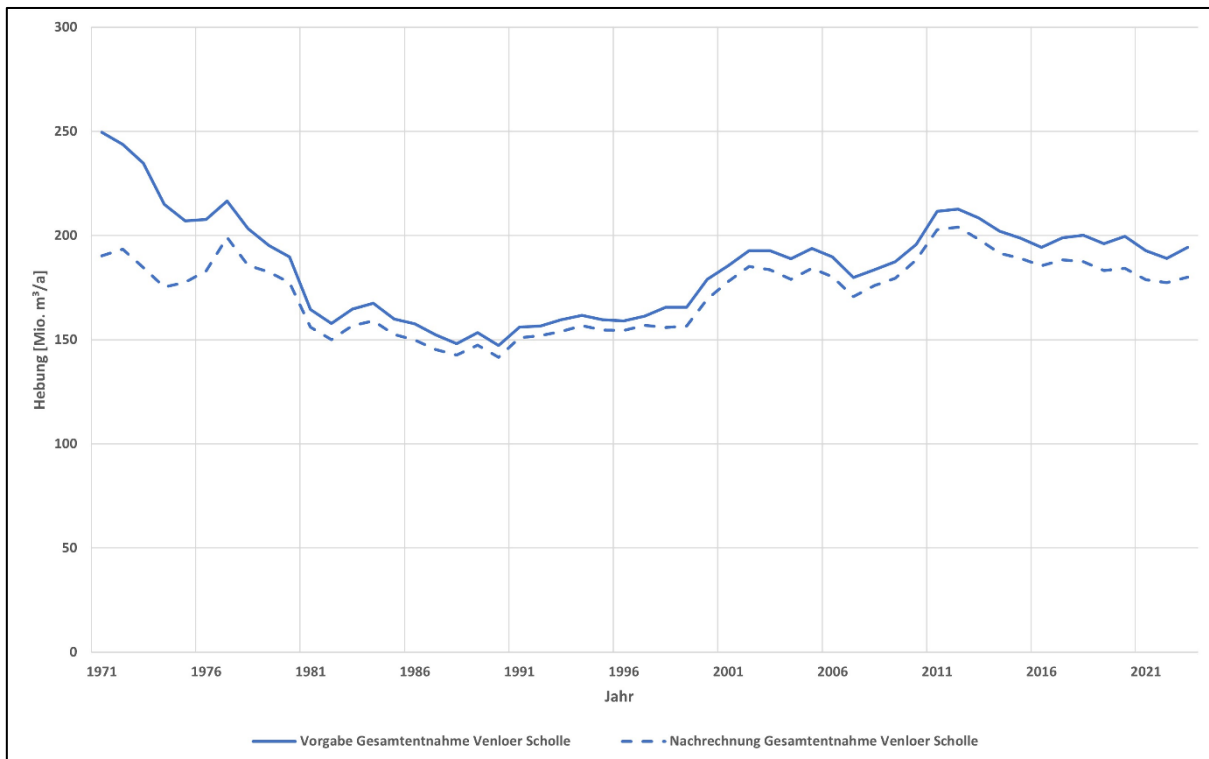


Abbildung 11 Gesamtentnahme auf der Venloer Scholle im Kalibrierungszeitraum

Diese zeitliche Variation ist quasi ausschließlich auf die Entwicklung des Tagebaus Garzweiler und die damit verbundenen Sumpfungsmengen zurückzuführen. Es ist festzuhalten, dass nach der erwähnten Frühphase mit jährlichen Fördermengen von deutlich über 200 Mio. m³, keine nennenswerte Diskrepanz zwischen den dokumentierten und im Modell nachgerechneten Mengen mehr besteht.

5.3.6 Wasserhebung des Tagebaus Garzweiler

Für die Darstellung der modellierten Wasserhebungen der Tagebaue im Kalibrierungszeitraum wurde die Förderung aller Sumpfungsb Brunnen des jeweiligen Tagebaus summiert. Zur Bewertung der modellseitigen Abbildung der Sumpfung ist zwischen der im Modell eingebauten Hebung und der berechneten Hebung zu vergleichen. Im Folgenden wird Ersteres als Vorgabe und Letzteres als Nachrechnung bezeichnet.

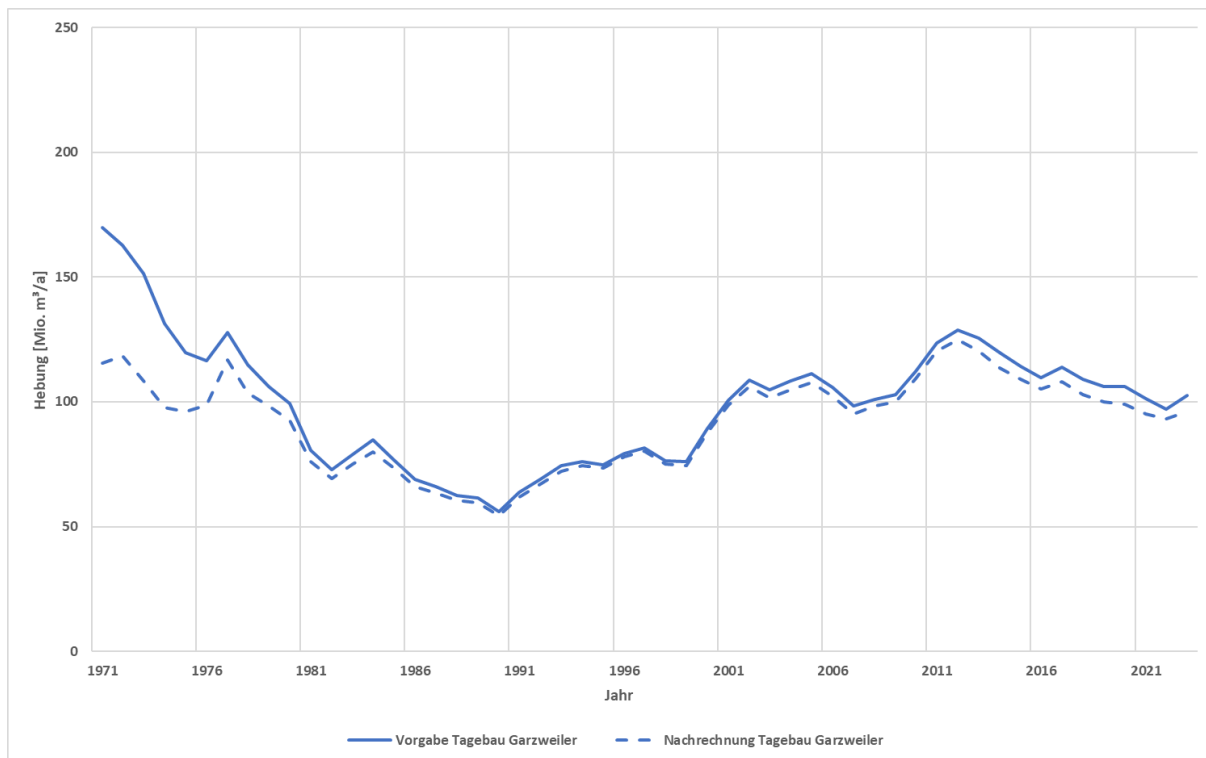


Abbildung 12 Tagebausümpfung im Untersuchungsraum Garzweiler im Kalibrierungszeitraum

Der zeitliche Verlauf der für den Betrieb der Tagebaue Garzweiler I & II erforderlichen Sümpfung ist in Abbildung 12 dargestellt. Für den Bereich der Venloer Scholle befinden sich zudem in den Anfangsjahren der Simulation einige Brunnen des ehemaligen Tagebaus Frimmersdorf, die in dieser Aufsummierung ebenfalls berücksichtigt sind. Generell ist die Korrelation zwischen veränderlichen Rahmenbedingungen bei der Gewinnung, wie z.B. einer zunehmenden Teufenlage der Braunkohlenflöze und den Anforderungen an die Entwässerungsmaßnahmen gut erkennbar. Die tatsächlich angefallenen Wasserhebungen werden mit dem Grundwassermodell gut nachgebildet. Die Abweichungen liegen nach den initialen Simulationsjahren unter 10 %, ab dem Jahr 1980 sogar ganz überwiegend unter 5 %. Durch Tagebaubrunnen wurden im Jahr 2021 zum Ende der Kalibrierung rund 106 Mio. m³/a gefördert.

5.3.7 Förderung der öffentlichen und privaten Entnehmer

Im Kalibrierungszeitraum stimmen die berechneten Fördermengen der Entnahmen Dritter gut mit den gemessenen Werten überein (**Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**). Daraus folgt unmittelbar, dass die in das Grundwassermodell eingebauten gemessenen Mengen auch durch die Modellbrunnen gut umgesetzt werden konnten. Für die vorliegenden Simulationen wurden ab dem Jahr 1998 bis zu dem Jahr 2019 alle Fremdentsnehmerdaten auf Basis der Fremdentsnehmerdatenbank des Ertftverbandes übernommen. Damit sind für den genannten Zeitraum alle bekannten und registrierten

Grundwasserentnahmen größer 5.000 m³ pro Jahr im Grundwassermodell abgebildet. In dem davor liegenden Zeitraum von 1970 bis 1997 wurden die bisher aus unterschiedlichen Quellen zusammengestellten Brunnendaten der Nichttagebaubrunnen wie in den Vorgängermodellen belassen.

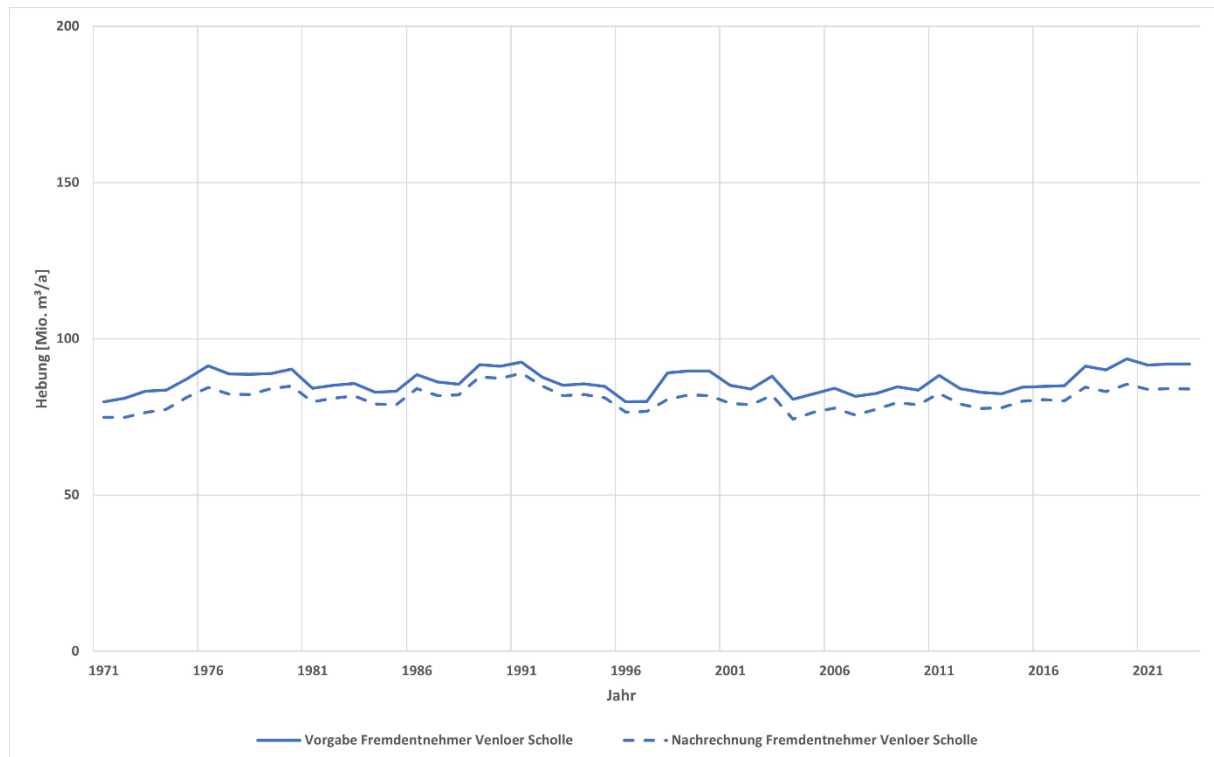


Abbildung 13 Fremdentnehmermengen im Untersuchungsraum Garzweiler im Kalibrierungszeitraum

Die Entnehmerdaten von 1970 bis 1997 wurden seitens RWE Power jährlich erfragt und im Grundwassermodell abgebildet. Die Fremdentnehmerdaten vor 1998 wurden nur bei gravierenden Auffälligkeiten auf Plausibilität untersucht und gegebenenfalls angepasst. Die ab 1998 erkennbaren leicht erhöhten Abweichungen haben ihre Ursache wahrscheinlich in einer geringeren Qualität in den Angaben des genutzten Horizonts. Für einige Standorte fehlen genaue Angaben über den Brunnenausbau, die Filterlagen, sowie die anteilige Förderung aus den verschiedenen Grundwasserleitern. Durch öffentliche und private Grundwasserentnehmer wurden im Jahr 2021 im Untersuchungsraum etwa 90 Mio. m³ Grundwasser gefördert.

5.3.8 Versickerungs- und Direkteinleitungsmaßnahmen

Im Grundwassermodell wird der zum Halten der Grundwasserstände in den grundwasserabhängigen schützenswerten Feuchtgebieten des Untersuchungsraums Garzweiler und zur Stützung des Grundwasserhaushaltes notwendige Wasserbedarf berücksichtigt. Dabei handelt es sich um Infiltrationsmaßnahmen und Direkteinleitungen in

Gewässer. Die Infiltrationen werden zum Großteil in das obere Grundwasserstockwerk und zu einem geringen Anteil in Liegendleiter eingebracht. Die Infiltrationen werden sowohl punktuell als auch linienhaft im Grundwassermodell umgesetzt und repräsentieren so Versickerungsbrunnen und Versickerungsschlitze.

Die im Untersuchungsraum Garzweiler etablierten Grundwasseranreicherungsmaßnahmen werden im Grundwassermodell über den Kalibrierungszeitraum als Randbedingung zweiter Art, also durch Angabe der Versickerungsmengen, abgebildet.

Die Berücksichtigung der Direkteinleitungen in ausgewählte Fließgewässer basiert ebenfalls auf den tatsächlich dokumentierten Einleitmengen. Im Gegensatz zu vorherigen Modellvarianten, in denen der entsprechende Volumenstrom punktuell über eine Randbedingung 2. Art in den ersten Modellleiter eingegeben wird, ist im hier beschriebenen Modell ein Ansatz gewählt worden, welcher den realweltlichen Zustrom des eingeleiteten Wassers in das Grundwasser durch Versickerung aus dem Gewässer besser abbilden soll: So wird die dokumentierte Einleitmenge zunächst um 11 % reduziert, um Verdunstungseffekten Rechnung zu tragen und anschließend über eine definierte Knotenschar entlang der Gewässerstrecke unterhalb der Einleitstelle verteilt. Sowohl der pauschale Reduktionsfaktor als auch der versickerungsrelevante Gewässerabschnitt wurden in fachlicher Abstimmung mit dem Erftverband erarbeitet.

5.3.9 Infiltrationswasserausbreitung

Die Modellierung der Infiltrationswasserausbreitung liefert indirekt eine Aussage über die Qualität des Grundwassers, betrachtet aber keine konkrete Stoffkonzentration, sondern liefert Anteile des Infiltrationswassers am Gesamtgehalt von Grundwasser. Der Anteil des Infiltrationswassers im oberen Grundwasserstockwerk wird im Monitoring Garzweiler regelmäßig mittels flächiger Darstellungen betrachtet und bewertet. Diese flächige Darstellung ist das gemeinsame Ergebnis von punktuellen Grundwasseranalysen des Leitparameters Hydrogenkarbonat und einer Modellierung des Schwalmmodells des LANUV.

Da die flächige Verteilung des Infiltrationswasseranteils nur auf wenigen Stützpunkten in den besonders sensiblen Bereichen und der Modellierung beruht, kann eine Kalibrierung dieser Größe im Vergleich zum Strömungsbild deutlich weniger detailliert erfolgen und orientiert sich im Wesentlichen an grundsätzlichen Übereinstimmungen der im Monitoring verwendeten flächigen Verteilungen und Plausibilitätsbetrachtungen und weniger an den absoluten Werten. Dies ist zur Bewertung der Kalibrierungsgüte von Stofftransportmodellierungen ein durchaus übliches Vorgehen.

Ergebnisse im Kalibrierungszeitraum

Karte I1a der UVP stellt die flächige Verteilung der Infiltrationswasseranteile für das Jahr 2021 im oberen Grundwasserstockwerk dar. Deutlich zu erkennen ist die Wirkung des Schwalmriegels und der Versickerungsanlagen an der Niers. Das Infiltrationswasser, das über diese Anlagen eingebracht wurde, bildet nördlich des Tagebaus Garzweiler einen fast zusammenhängenden Bereich mit Anteilen von über 20 % am Grundwasser aus. Damit wird ein Bereich von Beeck über Rheindahlen, Wickrath, Güdderath und Odenkirchen bis über den Dülkener Sprung hinweg erfasst, so dass auch das Schwalmquellgebiet, der Mühlenbach und die schützenswerten Feuchtgebiete der oberen Niers und Trietbachaue geschützt werden. Deutlich zu erkennen ist auch, dass nicht zu vernachlässigende Teile des Infiltrationswassers nicht nur den zu schützenden Bereichen zukommen, sondern von den Versickerungsanlagen aus auch in Richtung des Tagebaus strömen. Hier zeigt sich, dass der Riegel der Anlagen eine Wasserscheide ausbildet. Eher kleinräumige Verbreitungen von erhöhten Versickerungsanteilen treten im Bereich von punktuellen Anordnungen von Versickerungsanlagen oder Direkteinleitungen auf, so etwa in den Bereichen von Baal, Doveren, Dahlheim, Merbeck und südlich von Schwalmthal. Ein weiteres flächiges Auftreten von Versickerungswasseranteilen größer 20 % ist entlang des Meinweg-Versickerungsriegels westlich von Niederkrüchten zu beobachten. Entlang einiger Gewässer sind durch die Infiltration der Direkteinleitungswässer ins Grundwasser nun auch Infiltrationswasseranteile zu erkennen.

Ein Vergleich der Infiltrationswasseranteilverteilung, welche mit dem hier beschriebenen Modell für das Jahr 2021 ermittelt wurde (Karte I1a der UVP), mit denen, die im Monitoring Garzweiler verwendet werden (Abbildung 14), zeigt eine gute Übereinstimmung der Bereiche, für die Infiltrationswasseranteile von mehr als 20 % ausgewiesen wurden. Tendenziell weist das hier beschriebene Modell eine weiterreichende Ausbreitung des Infiltrationswassers aus. Diese Unterschiede können sich aus der Tatsache ergeben, dass im vorliegenden Modell sowohl grundwasserwirksame Direkteinleitungen als auch Versickerungen im Bereich der Niers und östlich des Tagebaus bei der Modellierung der Infiltrationswasserausbreitung berücksichtigt wurden. Das im Monitoring verwendete Modell verfolgt diesen Ansatz jedoch nicht.

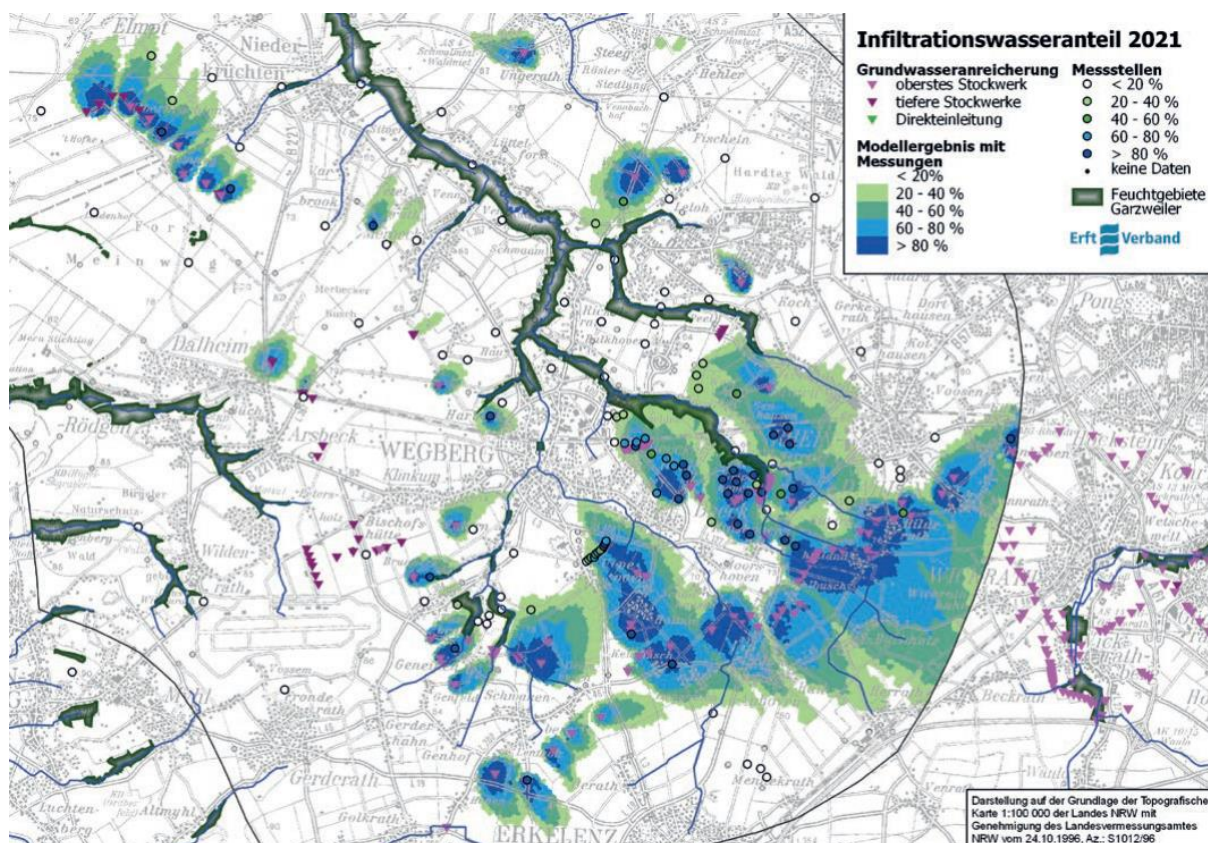


Abbildung 14 Ausbreitung des Infiltrationswassers im WWJ 2021 basierend auf punktuellen Analysen und der Modellierung des LANUV wie im Rahmen des Monitorings Garzweilers erarbeitet (Quelle: MUNLV (2021), S. 22)

Weiterhin führen die unterschiedlichen numerischen Ansätze, unterschiedliche Eingangsdaten und Parametrisierungen sowie die Berücksichtigung von punktuellen Daten aus Analysen in der Monitoringdarstellung zu Abweichungen. Die generelle Übereinstimmung der Ergebnisse und die tendenziell größere Ausdehnung der Flächen mit Infiltrationswasseranteilen im vorliegenden Modell zeigen die Belastbarkeit und Verwendbarkeit des Modells für die folgenden Prognosebetrachtungen der Infiltrationswasserausbreitung, welche im Kapitel 5.4.10.1 erläutert wird. Dies gilt auch für die mit der gleichen Methodik prognostizierte Ausbreitung von Rheinwasser, welche im Kapitel 5.4.11 beschrieben ist.

5.4 Prognose

Die in Kapitel 5.3 dokumentierten Ergebnisse zeigen den guten Kalibrierungsstand des Grundwassermodells. Somit kann davon ausgegangen werden, dass mit dem vorliegenden Modell ein verlässliches Arbeitsmittel zur Berechnung des zukünftigen Verlaufes des Grundwasserfließgeschehens zur Verfügung steht. Davon ausgehend, wurden die nachfolgend beschriebenen Prognoserechnungen zur Ermittlung des Einflusses der bergbaulichen Sumpfungsmaßnahmen auf das Grundwasserströmungsregime im

Rheinischen Braunkohlenrevier, für den Zeitraum bis zum Auslaufen der Tagebaue vorgenommen.

Die für die Prognosesimulation ermitteltenhebungsmengen sind für das sichere Erreichen der Entwässerungsziele notwendig, welche für das Hangende und das Liegende unterschiedlichen Maximen folgen:

Vor dem Abräumen des Deckgebirges (das Hangende) muss eine möglichst vollständige Entwässerung desselben erreicht werden und vor dem Abbau des tiefsten gewinnbaren Kohleflözes eine Druckabsenkung und Teilentwässerung der darunter anstehenden Gebirgsschichten (das Liegende) gewährleistet sein. Die dafür notwendigen Entwässerungsbrunnen für das Hangende werden in der Regel drei bis fünf Jahre vor dem ersten Abraumschnitt in Betrieb genommen und bis zum Anschnitt betrieben. Bei Notwendigkeit erfolgt nach ihrer Überbaggerung eine Wiederinbetriebnahme einzelner Brunnen auf tiefer gelegenen Strossen.

Die dementsprechend angesetzten Hebungsmengen haben Auswirkungen auf die Grundwasserstände sowohl im nahen als auch im weiteren Umfeld des Tagebaus. Die Entwicklung der Grundwasserstände wird für alle drei Untersuchungsräume sowohl mithilfe von Grundwassergleichen und Grundwasserdifferenzen für die Betrachtungsjahre 2030, 2036, 2050, 2063 und 2200 in den Kapiteln 5.4.2 und 5.4.4 beschrieben.

Das Ende der Tagebaubetriebe im Rheinischen Revier rückt immer näher und verschiebt somit auch mehr und mehr den Fokus der Grundwassermodellierung auf die Folgephase der Seebefüllung. So sollen aus allen drei Tagebauen Garzweiler, Hambach und Garzweiler Tagebauseen entstehen. Dies hat auch einen entsprechend hohen Einfluss auf die umliegenden Grundwasserleiter und deren Strömungsregime. Zudem müssen während der Befüllung weiterhin Brunnen im Tagebaubereich betrieben werden, um einen kontrollierten Wiederanstieg in direkter Seeumgebung zu gewährleisten. In Kapitel 5.4.10 wird die Seebefüllung und die dazugehörigen wasserwirtschaftlichen Prozesse und Besonderheiten erläutert.

Weiterhin wurde zur Beurteilung der wasserwirtschaftlichen Verhältnisse nach Tagebauende und nach dem großräumigen Grundwasserwiederanstieg eine Simulation für den stationären Endzustand im Jahr 2400 durchgeführt. Dieser Ausblick berücksichtigt die Tagebauseen nach Füllung, bergbaulich bedingte Bodenbewegungen und die Niedrighaltungsmaßnahmen in der Erftaue. Diese Prognosesimulation ist im Kapitel 5.4.3 beschrieben.

5.4.1 Fehlerbetrachtung

Im Prognosezeitraum können drei Phasen unterschieden werden. Dies sind zum einen der Zeitraum bis zum Ende der Tagebaue, zum anderen der Zeitraum während dessen sich die

Tagebauseen füllen und schließlich der stationäre Endzustand und der Weg dorthin. Obwohl in diesen drei Phasen sehr unterschiedliche hydrogeologische Verhältnisse und Randbedingungen im Modell vorliegen, unterscheiden sich aufgrund niedriger Fehlerschranken und hoher Iterationszahlen die Größen des numerischen Bilanzfehlers kaum. So liegt der numerische Bilanzfehler bis zum Ende der Tagebaue nicht über 0,01 %. Er bewegt sich aufgrund der starken Dynamik und der hohen Gradienten im Zeitraum der Tagebauseefüllung auf einem etwas höheren Niveau. Im ersten Jahr (WWJ 2031) der Seefüllungen Hambach und Inden beträgt er 0,20 % und fällt in den nächsten fünf Jahren auf 0,06 %. Mit dem Einsetzen der Seefüllung Garzweiler (WWJ 2036) erhöht sich der numerische Bilanzfehler in eben diesem Zeitschritt und fällt anschließend auf ein Niveau von unter 0,05 %. Ab dem Erreichen der Zielwasserspiegel im Tagebau Hambach, ca. 2070, übersteigt der numerische Bilanzfehler nicht mehr 0,01 % und bleibt bis zum stationären Endzustand auf diesem Niveau. Die positiven Ergebnisse der globalen Fehlerbetrachtung dürfen nicht über die Tatsache hinwegtäuschen, dass lokal dennoch Fehler in Bilanz und Druckhöhe auftreten können, die an dieser Stelle unter Umständen zu unplausiblen Ergebnissen führen. Solche Fehler ergeben sich zum Beispiel in Bereichen ungünstiger Netzgeometrien oder nicht ausreichender Diskretisierung. Aufgrund der Abbildung mittlerer jährlicher Verhältnisse können kurzfristige und innerjährige Phänomene naturgemäß nicht abgebildet werden. Diese Anforderung sollte aber auch nicht an ein Werkzeug unter Berücksichtigung der beschriebenen räumlichen und zeitlichen Dimension gestellt werden.

Es soll an dieser Stelle nicht unerwähnt bleiben, dass neben den oben beschriebenen Fehlern, die in der Numerik bzw. in der zeitlichen Diskretisierung begründet sind, ebenfalls Fehler auftreten, die mit der Datengrundlage zusammenhängen. Die Beschreibung des Strömungsraumes und der Randbedingungen erfolgt immer auf der Basis von Informationen, die punktuell aufgenommen werden und mittels Interpolation und Interpretation auf die Fläche und in die Zeit übertragen werden. Die daraus resultierende räumlich und zeitlich lückenlose Beschreibung darf nicht mit einer vollständigen Beschreibung verwechselt werden. Ergeben sich neue Erkenntnisse, so ist auch die Beschreibung zu ändern. Diese neue Beschreibung führt im Rahmen einer neuen Modellrechnung auch im Vergleich zur vorangegangenen Rechnung zu anderen Ergebnissen. In diesem Kontext ist auch zu sehen, dass ein Teil des Zeitraums, der im Vorgängermodell noch Prognosezeitraum war, also auf der Basis von Annahmen parametrisiert wurde, im aktuell vorliegenden Modell mit den tatsächlich beobachteten Werten parametrisiert werden konnte. Damit einhergehend ändern sich nicht nur die Ergebnisse für den besagten Zeitraum, sondern auch die Startsituation für den neuen Prognosezeitraum und zu einem nicht unbeachtlichen Teil auch die Randbedingungsannahmen für diesen Prognosezeitraum. Folglich können auch Abweichungen der Prognoseergebnisse von einer Modellgeneration zur nächsten vorliegen.

Es wird deutlich, dass das Modellergebnis, so exakt es die mathematisch-numerische Ausgabe der Daten auch zulässt, keinen Absolutheitsanspruch erheben darf.

5.4.2 Grundwasserstandsentwicklung im Prognosezeitraum

Die Grundwasserstandsentwicklung im Prognosezeitraum wird anhand von Grundwassergleichenplänen leiterdifferenziert beschrieben. Dabei sind die Betrachtungszeitpunkte 2030, 2036, 2050, 2063 und 2200 relevant.

Die Auswahl der Betrachtungszeitpunkte orientiert sich an markanten Ereignissen mit wasserwirtschaftlicher Relevanz in den Tagebaubereichen.

So ist für den Tagebau Garzweiler der Abschluss der Kohlegewinnung im Jahr 2030 vorgesehen.

Mit dem Wasserwirtschaftsjahr (WWJ) 2036 beginnt die Tagebauseefüllung. Damit wird also das zu erwartende Strömungsbild kurz nach Beginn der Tagebauseefüllung beschrieben.

In den vergangenen Berichten wurde noch von einem Ende des Tagebaubetriebs in der Mitte des Jahrhunderts ausgegangen. Entsprechend waren viele Darstellungen und Angaben auf 2050 bezogen. Um eine Vergleichbarkeit zu vorhergehenden Planungen zu ermöglichen, wird auch im vorliegenden Bericht das Prognosejahr 2050 hinsichtlich der Strömungsverhältnisse beschrieben. Für den Tagebausee Garzweiler stellt 2050 ein Zeitpunkt während der Seebefüllung dar. Eine Beschreibung erfolgt auch, um ein Verständnis der Dynamik zu generieren.

Ungefähr im Jahr 2063 wird in Garzweiler der Zielwasserstand von +66 mNHN erstmalig erreicht. Daher erfolgt auch für 2063 eine Beschreibung der Strömungssituation.

Als weiterer Ausblick erfolgt eine Beschreibung des stationären Endzustands 2200 (siehe Karte_Wasser-

H1e___Prognose_Grundwassergleichen_2200_Grundwasserleiter_ostw_VS.pdf in der UVP) ohne Berücksichtigung der noch ausstehenden Bodenbewegungen im oberen Grundwasserstockwerk.

Eine Beschreibung des Strömungsbildes des stationären Endzustands unter Berücksichtigung der noch ausstehenden Bodenbewegungen erfolgt im Kapitel 5.4.3.

Für den Tagebau Garzweiler wird modelltechnisch ein Beginn der Seebefüllung im Wasserwirtschaftsjahr 2036 angenommen.

Im **oberen Grundwasserstockwerk** ist im berechneten Grundwassergleichenplan 2030 (Karte_Wasser-

H1a___Prognose_Grundwassergleichen_2030_Grundwasserleiter_ostw_VS.pdf in der UVP) in der Umgebung des Tagebaus Garzweilers großflächig ein Bereich geringer

Grundwasserführung zu beobachten. Ein Teil der Kippe führt bereits etwas mehr Grundwasser, wobei im Nordwesten der Kippe aufgrund der Nähe zum Sumpfungsschwerpunkt die tiefsten Grundwasserstände von weniger als -50 mNHN zu beobachten sind. Bis zum östlichen Rand der Kippe Garzweiler/Frimmersdorf erhöht sich der Wasserstand ungefähr auf Meeresspiegelniveau. Im weiteren Verlauf der Erft nach Nordosten folgend, erreichen die Wasserstände ein Niveau von ca. 40 mNHN, um dann Richtung Rhein auf ein tieferes Niveau zu fallen. Damit bildet sich nordöstlich von Grevenbroich eine Wasserscheide zwischen Rhein und Tagebau aus.

Nördlich des Tagebaus ist im Niersverlauf erst ein Anstieg Grundwasserniveaus auf etwas über 60 mNHN zu verzeichnen. Ab Wickrath fallen die Wasserstände der Niers folgend sukzessive, so dass am Modellrand ein Niveau von unter 35 mNHN erreicht wird.

Zwischen Tagebau und Schwalm bildet sich durch die Versickerungsmaßnahmen des Schwalmriegels eine Wasserscheide auf einem Niveau von über 65 mNHN aus. An der Mündung der Schwalm in die Maas ist ein Wasserstand von unter 20 mNHN zu beobachten. Auf der Hochfläche bei Niederkrüchten südlich von Elmpt kann durch den Einsatz von Versickerungsanlagen ein Wasserstand von mehr als 60 mNHN gehalten werden.

Im Westen fallen die hohen Wasserstände von mehr als 85 mNHN des Wassenberger Horst auf, die nach Osten zur Schwalm sanft abfallen und im Schwalmquellgebiet ca. 75 mNHN erreichen. Der Gradient nach Westen zur Rur ist deutlich steiler ausgebildet.

Südlich des Tagebaus ist, wie im gesamten westlichen Umfeld, aufgrund der heterogenen Tonverbreitungen, die die Basis des oberen Stockwerks bilden, ein Wechsel von Bereichen mit deutlicher Grundwasserführung und solcher mit geringer Grundwasserführung zu beobachten. Eine Ausnahme bildet der Jackerather Horst, welcher aufgrund der fehlenden trennenden Schichten stark durch die tieferen Leiter, auch solcher der Erft-Scholle, beeinflusst ist und entsprechend Wasserstände von weniger als -50 mNHN aufweist.

Auch nach Durchschreiten des Tagebautiefsten muss im Bereich des künftigen Tagebausees der Wasserstand aus Gründen der Standsicherheit niedrig gehalten werden, so dass erst mit Beginn der Seefüllung im Wasserwirtschaftsjahr 2036 der Wiederanstieg deutlich an Dynamik gewinnt. Mit dem Tagebauende und dem Beginn der Seefüllung steigen die Wasserstände beginnend in den tiefen Leitern und der Kippe deutlich an. Da die Basis des oberen Stockwerks noch nicht erreicht ist, liegen im Jahr 2050 (Karte_Wasser-H1c_Prognose_Grundwassergleichen_2050_Grundwasserleiter_ostw_VS.pdf der UVP) die Wasserstände im oberen Grundwasserstockwerk im Umfeld des künftigen Tagebausees auf einem ähnlichen Niveau wie 2030 und 2036. Im Tagebausee wird für 2050 ein Wasserstand von ca. 30 mNHN errechnet. Während in der östlichen Kippe im Norden bereits ein Wasserstand bis zu 35 mNHN zu erwarten ist, ist im Süden noch der Einfluss aus der Erft-

Scholle mit Wasserständen um das Meeresspiegelniveau zu erkennen. Im weiteren Umfeld sind weiterhin die Einflüsse der Vorfluter zu erkennen, auch die Wasserscheide zwischen Rhein und Tagebau nördlich von Grevenbroich ist, wie auch 2030 und 2036, ausgebildet.

Im Bereich des Sees ist das endgültige Niveau des Wasserstands von +66 mNHN zu Beginn der 2060er Jahren erreicht. Daher liegt, wie im Gleichenplan für 2063 (Karte_Wasser-H1d___Prognose_Grundwassergleichen_2063_Grundwasserleiter_ostw_VS.pdf) erkennbar, im direkten Umfeld des Sees der Wasserstand wieder auf einem Niveau von ungefähr 65 mNHN. So wirkt der See im Südwesten bereits als Vorfluter, im Norden Westen und im Jackerather Horst sind die Strömungsrichtungen vom See weg gerichtet. 2063 hat sich die Wasserscheide bei Grevenbroich aufgrund deutlich angestiegener Kippenwasserstände etwas nach Süden verlagert und zwar auf einem höheren Niveau von etwas über 45 mNHN aber nicht mehr so deutlich ausgebildet. Von dieser folgt die Strömungsrichtung nach Osten nun nicht mehr zum Tagebaurestloch, sondern in den Kippenbereich des ehemaligen Tagebaus Frimmersdorf Süd, welcher noch aus den tiefen Leitern der Erft-Scholle beeinflusst ist. Diesem Tiefpunkt strömt auch das Wasser aus dem Tagebauseebereich und dem Jackerather Horst zu. Der Einfluss des Schwalmriegels und eine davon generierte Wasserscheide sind weiter zu erkennen, da die Versickerungsmaßnahmen noch im Einsatz sind.

Im weiteren Umfeld werden endgültige Wasserstände erst einige Jahre später nach Erreichen des Zielwasserspiegels erreicht, was im direkten Vergleich der Gleichenpläne von 2063 und 2200 (Karte_Wasser-H1e___Prognose_Grundwassergleichen_2200_Grundwasserleiter_ostw_VS.pdf der UVP) zu erkennen ist. So ist die durch den Schwalmriegel induzierte künstliche Wasserscheide im stationären Endzustand 2200 nicht mehr zu erkennen. Auf dem Jackerather Horst hat sich ein Hochpunkt von etwas über 70 mNHN ausgebildet. Dieser bildet nun entlang des südwestlichen Seeufers einen Bereich, aus dem Wasser zum See strömt. Nach Süden und Westen wirkt der See damit als Vorfluter. Anzumerken ist, dass im Südwesten vom See ein heterogener Bereich hochliegender OSTW-Basis liegt, in dem in der Regel eine geringe Wasserführung zu beobachten ist.

Ungefähr ab Keyenberg erfolgt dann ein Abstrombereich aus dem See, der über den Nordrand und entlang des Ostufers reicht. Vom Tagebausee erfolgt die Strömung nun zum einen nach Osten zur Erft und weiter zum Rhein und zum anderen dem Niersverlauf folgend.

Die **Hauptkiesserie (Horizont 8)** und der **Neurather Sand 6D** bilden im Untersuchungsraum zum Tagebau Garzweiler eine hydrogeologische Einheit. Die Betrachtung der Potentialverteilung erfolgt daher gemeinsam mittels der Grundwassergleichenpläne zum Grundwasserleiter 6D (Karte_Wasser-H2a bis Karte_Wasser-H2e der UVP).

Im Prognosejahr **2030** zeigt sich in der Karte_Wasser-H2a (der UVP) für die **Grundwasserleitereinheit 6D/Horizont 8** eine Wasserscheide zwischen Mönchengladbach und Wegberg bei ungefähr 65 mNHN. Nach Norden reduziert die Potenzialhöhe sich in Maasnähe auf ein Niveau von unter 20 mNHN. Der Leiterkomplex geht hier in das OSTW über, womit sich das Druckniveau dem des oberen Grundwasserstockwerks annähert.

Von der genannten Wasserscheide ausgehend, zeigt sich nach Süden ein steilerer Gradient in Richtung Tagebau. In den Bereichen des Tagebaus, in denen der Leiter im Jahr 2030 noch nicht in Anspruch genommen wurde, wird der Leiter noch Grundwasser führen. Im Südwesten wird ein Potential von ungefähr 20 mNHN errechnet, Richtung Sumpfungsschwerpunkt von weniger als -20 mNHN. Südlich von Holzweiler ist ein Überstrom in tiefere Leiter bei ca. 20 mNHN zu erkennen.

Im Prognosejahr **2036** zeigt sich für die Grundwasserleitereinheit 6D/Horizont 8 ein ähnliches großräumiges Bild wie im Jahr 2030 (siehe Karte_Wasser-H2b der UVP). Es ist zu erkennen, dass aufgrund eines Seewasserspiegels, der die Basis des betrachteten Leiters noch nicht erreicht hat, weiterhin gesümpft wird, damit die Anschnittlinie trocken bleibt.

Für den Übergang vom Leiter zum See wird im Jahr **2050** aufgrund der Seefüllung ein Wasserstand von etwa 30 mNHN errechnet (siehe Karte_Wasser-H2c). Damit ist der Leiter 8/6D überstaut. Die weiterhin anstehenden Verluste in tiefere Leiter sorgen südlich von Holzweiler für eine entsprechende Ausrichtung der Strömung nach Süden in diesen Bereich. Erst nördlich der Wasserscheide bei Wegberg ist die Strömung zur Maas ausgerichtet.

Das Erreichen des Zielwasserspiegels im See von 66 mNHN macht sich **2063** (Karte_Wasser-H2d der UVP) auch in der Grundwasserleitereinheit 6D/Horizont 8 bemerkbar. Im Umfeld des Tagebausees haben sich Druckpotentiale von über 60 mNHN eingestellt. Das Gebirge ist aber noch nicht vollständig erfüllt. Bis zum Endzustand (siehe Karte_Wasser-H2e der UVP) stellen sich Potentiale auf Seenniveau ein. Im großräumigen Grundwassergleichenbild zeigt sich 2063 von der Wasserscheide zwischen Wegberg und Mönchengladbach ausgehend ein Abstrom Richtung Osten, wo der Leiter auf dem Weg zum Rhein in das obere Stockwerk übergeht.

Zum Endzustand **2200** (siehe Karte_Wasser-H2e der UVP) wirkt der See im Leiter 8/6D von Südwesten als Vorfluter. Nach Nordosten speist er in den Leiter ein. Die für vorhergehende Zustände bereits beschriebene Wasserscheide verschiebt sich etwas auf eine gedachte Linie zwischen Rath-Anhoven und Rheindahlen und liegt nun auf einem etwas höheren Niveau.

Im **Frimmersdorfer Sand 6B** hat sich im Prognosejahr **2030** (Karte_Wasser-H3a) eine Wasserscheide zwischen dem Wassenberger Horst im Westen und Mönchengladbach im Osten gebildet. In der Nähe des Wassenberger Horstes ist auch mit Werten über 80 mNHN der höchste Wasserstand im Sand 6B auf der Venloer Scholle zu beobachten. Nördlich der beschriebenen Grundwasserscheide sind niedrigere Wasserstände zu finden, die in der Nähe

der Maas beim Übergang ins obere Stockwerk unter 20 mNHN betragen. Sumpfungsbedingt liegen die Werte im Bereich des Tagebautiefsten bei weniger als -85 mNHN. Mit dem Beginn der Füllung des Tagebausees Garzweiler 2036 steigen im Tagebauumfeld im Sand 6B die Wasserstände stark an und haben bereits nach dem ersten Jahr der Füllung einen erkennbaren Einfluss. Sie betragen im Betrachtungsjahr **2050** (Karte_Wasser-H3c der UVP) bereits 30 mNHN und entsprechen damit dem Seewasserstand. Während die Strömung von Norden zum See gerichtet ist, verläuft sie im Westen und Süden über den Jackerather Horst in tiefere Leiter und in die Erft-Scholle. Die für 2030 beschriebene Wasserscheide ist auch 2050 ausgebildet. Während der Gradient nach Süden weniger steil ist, haben sich die Verhältnisse von 2030 zu 2050 nördlich der Wasserscheide und an ihr selbst nicht geändert. Mit dem Erreichen des Zielwasserspiegels um **2063** (Karte_Wasser-H3c der UVP) wirkt der See nun als Hochpunkt im Grundwassergleichbild des Sand 6B. Eine große Fläche geringer Druckpotenzialneigung hat sich zwischen dem See und Rheindahlen gebildet. Es ist nun ein Gradient in Richtung Erft-Scholle und Richtung Tagebau Frimmersdorf Süd zu erkennen, der aus dem Abstrom in die Erft-Scholle herrührt. Mit dem Ausstreichen des Flöz Frimmersdorf im Osten des Tagebaus gleichen sich die Wasserstände des Sandes 6B dem Potentialniveau des oberen Stockwerks an. Vom Wassenberger Horst, der nach wie vor der Hochpunkt des Grundwasserdruckniveaus im Sand 6B auf der Venloer Scholle darstellt, verteilt sich das Wasser damit in drei Richtungen, also zur Erft-Scholle, nach Osten zum Rhein und nach Norden zur Maas. Vom Tagebausee strömt das Wasser nach Nordosten in den Sand 6B und nach Süden zur Erft-Scholle. Mit dem abgeschlossenen Grundwasserwiederanstieg auf der Erft-Scholle werden im Sand 6B zum stationären Endzustand 2200 (Karte_Wasser-H3e der UVP) die Gradienten nach Süden deutlich geringer, so dass dann die Hauptströmungsrichtungen zum Rhein und zur Maas dominieren, wobei das Gleichbild wieder von der Wasserscheide zwischen Rath-Anhoven und Mönchengladbach geprägt wird.

Für das **Liegend-Grundwasserstockwerk (Horizonte 04 - 5)** wird für das Jahr **2030** (Karte_Wasser-H4a der UVP) im Sumpfungstrichter des Tagebaus Garzweiler ein Wasserstand von weniger als -130 mNHN vorhergesagt. Von diesem Sumpfungsschwerpunkt im Bereich Keyenberg ausgehend, zeigt sich in alle Richtungen ein steiler Gradient. Nach Westen ist eine Anbindung an den Wassenberger Horst bei ca. 65 mNHN zu erkennen. Zwischen Wassenberger Horst und Dülken zeigt sich eine Grundwasserscheide, die von 65 mNHN im Westen auf ein Niveau von etwas mehr als 40 mNHN fällt. Am nördlichen Ende des Leiters, welcher sich durch die Verbreitung des Flöz Morken definiert, ist ein Wasserstand von weniger als 20 mNHN zu beobachten. Über den Viersener Sprung ist der Leiter an das obere Stockwerk der Krefelder Scholle angebunden, so

dass sich hier ein Wasserstand von ungefähr 40 mNHN einstellt. Im Gebiet von Grevenbroich, hier geht der Liegendleiter in das OSTW über, ist ein Gradient von ca. 35 mNHN bis auf Meeresspiegelniveau am Tagebaurand zu erkennen. Entlang des Übergangs zur Erft-Scholle ergeben sich aus dem schollenübergreifenden Abstrom des Grundwassers entsprechende zum Schollenrand gerichtete Gradienten. Eine weitere Gliederung erfährt das Grundwassergleichenbild durch die hydraulische Wirksamkeit des Rheindahlener Sprungs in einen nördlichen Teil, der durch weniger starke Gradienten geprägt ist und in einen südlichen Teil, der starke Gradienten zum Sumpfungsschwerpunkt aufweist.

Mit Beginn der Tagebauseeeflutung **2036** (siehe Karte_Wasser-H4b aus der UVP) wird das Druckniveau schnell auf über -100 mNHN gehoben. Zwischen Kückhoven und Holzweiler Sprung ist noch ein Niveau von rd. -95 mNHN aufgrund der neu in Betrieb genommenen Wassergewinnungsbrunnen des Wasserwerks Holzweiler zu erkennen.

Durch die Anhebung des Wasserspiegels im Tagebausee auf ein Niveau im Bereich von 30 mNHN haben sich **2050** (Karte_Wasser-H4c der UVP) die Gradienten zum Tagebautiefsten auch im Leiter 04 – 5 deutlich reduziert. Südlich des Sees ist der Abstrom nun in Richtung Erft-Scholle gerichtet. Der Entnahmetrichter des nach Westen verlagerten Wasserwerks Holzweiler ist südlich von Kückhoven zu erkennen. Mit dem Erreichen des Zielwasserspiegels im Tagebausee ist **2063** (Karte_Wasser-H4d der UVP) unter dem See bereits ein lokaler Hochpunkt im Strömungsbild zu erkennen. Von diesem aus strömt Wasser zum Wasserwerk Holzweiler, zum Schollenrand zur Erft-Scholle, nach Osten in Richtung Frimmersdorf Süd und auch nach Norden zum Viersener Sprung. Zwischen See und Wassenberger Horst hat sich eine Wasserscheide ausgebildet.

Karte_Wasser-H4d der UVP zeigt für den stationären Endzustand **2200**, also nach Wiederanstieg auch auf der Erft-Scholle einen Hochpunkt von über 70 mNHN im Bereich des Jackerather Horst, von dem ein Strompfad unter dem See nach Norden ausgeht. Die Zuströme über den See in den Liegendleiter verteilen sich aber auch nach Westen Richtung Kückhoven und nach Osten Richtung Grevenbroich, wo der Liegendleiter mit einer Druckhöhe von ca. 55 mNHN in das OSTW übergeht. Zwischen dem See und dem Wassenberger Horst hat sich eine Wasserscheide entlang einer Linie Kückhoven – Rheindahlen etabliert.

5.4.3 Grundwasserstände im stationären Endzustand unter Berücksichtigung ausstehender Bodenbewegungen

Der stationäre Endzustand bezeichnet die Grundwasserverhältnisse nach der Auskohlung der Tagebaue, der erfolgten Füllung der Tagebauseen und dem abgeschlossenen

Grundwasserwiederanstieg im unverritzten Gebirge. Der Grundwasserwiederanstieg erfolgt großräumig etwa bis zum Jahr 2100, in einigen Teilbereichen auch nachlaufend bis ca. 2150. Im Modell wird als stationärer Endzustand das Jahr 2200 berechnet, weil dann sicher der Grundwasserwiederanstieg vollständig abgeschlossen ist. Geländesenkungen und -hebungen sind bis zu diesem Zeitpunkt ebenfalls weitgehend abgeschlossen.

Um diese im Modell zu berücksichtigen, werden die ausstehenden Bodenbewegungen auf die höhenabhängigen Randbedingungen und die Geländeoberkante projiziert und ausgehend von den für 2200 errechneten Wasserständen über weitere 200 Jahre ein weiterer -stationärer Zustand errechnet. Daher wird der auf diese Weise berechnete Zustand auch mit dem Zeitpunkt 2400 assoziiert.

Die ausstehenden Bodenbewegungen wurden aus den Daten des „Projektes Flurabstandsprognose“ (LANUV (2022)), welches unter der Federführung des LANUV erarbeitet wurde, übernommen. Zur Parametrisierung der Erft-Randbedingung wurden die Daten der ebenfalls im Rahmen des genannten Projektes vorgestellten hydraulischen Modellierung verwendet. Dabei fand jeweils das mittlere Szenario der Bodenbewegungsprognose mit der höchsten Eintretenswahrscheinlichkeit Eingang.

Für einige bisher baulich und infrastrukturell genutzte Gebiete der Erftaue sind im Rahmen eines gesamtgesellschaftlichen Konsenses Maßnahmen zur Wahrung eines geeigneten Flurabstands vorgesehen. Entsprechend wurde im Modell in dieser durch den Erftverband erarbeiteten Flächenkulisse eine Potentialrandbedingung erster Art drei Meter unter der (bodenbewegten) Geländeoberkante etabliert. Im Bereich der Autobahn A61 wurde ein Flurabstand von einem Meter eingehalten. Diese Randbedingung zur Beschreibung der Niedrighaltung findet auch im Prognosemodell Anwendung, jedoch basierend auf der Geländeoberkante, an der die noch ausstehenden Bodenbewegungen nicht berücksichtigt wurden.

Diese lokal sehr relevanten Randbedingungen zur Beschreibung der Niedrighaltungsmaßnahmen in der Erftaue unter Einfluss der Bodenbewegungen fanden Anwendung im hier beschriebenen Modell, haben aber allenfalls geringfügige Auswirkungen auf den Untersuchungsraum Garzweiler.

Erwartungsgemäß gleichen sich die Strömungsbilder des oberen Grundwasserstockwerks für die Betrachtungen mit ([Anlage 55](#)) und ohne (Karte_Wasser-H1e der UVP) Bodenbewegungen weitgehend.

In den Bereichen großer Bodenbewegungen, z.B. in der Erftaue, finden sich Auswirkungen, die auch in einer regionalen Darstellung erkennbar sind.

Die noch ausstehenden Bodenbewegungen haben weitgehend positive Beträge. So sind in der Erftaue zwischen Bedburg und Kerpen entsprechend unter Berücksichtigung dieser

Bodenbewegungen höhere absolute Wasserstände in der Größenordnung von einem Meter zu verzeichnen, als ohne Berücksichtigung der Bodenbewegungen. Dieser Effekt ist nördlich von Bedburg auch im Untersuchungsraum zu beobachten. Da die Bodenbewegungen auf der Erft-Scholle deutlich größere Beträge als auf der Venloer Scholle aufweisen, sind die Unterschiede zwischen den Gleichenbildern am Schollenrand am stärksten. Nördlich und westlich des Tagebaus Garzweiler sind die noch ausstehenden Bodenbewegungen recht gering. Hier sind in den berechneten Wasserstände Unterschiede nur im unteren Dezimeterbereich zu beobachten.

Die Unterschiede in den Wasserständen zwischen den Betrachtungen mit und ohne Bodenbewegungen finden sich auch weitgehend in den Geländeoberkanten wieder. Da sich das Vorflutniveau gleichermaßen wie die Geländeoberfläche bewegt, differieren in weiten Bereichen auch die aus beiden Szenarien resultierenden Flurabstände nur gering.

In der Erftaue macht sich im Gleichenbild indirekt die angenommene Niedrighaltungsmaßnahme bemerkbar. Die Niedrighaltungsmaßnahme wurde durch eine Potentialrandbedingung beschrieben. Demnach sind ca. 68 Mio. m³/a zu heben, um die vorgegebenen Flurabstände entlang der BAB 61 und auf der durch den Erftverband definierten Flächenkulisse einzuhalten. Dieser Bereich liegt außerhalb des Untersuchungsraums und wird nicht weiter betrachtet und dargestellt.

Da sich weitergehende relevante flächige Unterschiede zwischen den Strömungsbildern nicht ergeben, wird an dieser Stelle auf eine wiederholte Beschreibung des stationären Endzustands verzichtet und auf die Ausführungen in Kapitel 5.4.2 verwiesen.

5.4.4 Grundwasserdifferenzen zum Referenzjahr 2021

Die Entwicklung der Grundwasserstände lässt sich gut aus Differenzendarstellungen zwischen ausgewählten Prognosezeitpunkten 2030, 2036, 2050 und 2063 sowie 2200 zum Referenzzeitpunkt des Jahres 2021 ablesen. Für das Jahr 2021 liegen revierweit Konstruktionen des Grundwasserstands über alle zu betrachtenden Leiter vor. Damit konnte für das genannte Wasserwirtschaftsjahr die Modellvalidierung durchgeführt werden. So wurden die zum Redaktionsschluss aktuellsten verfügbaren Konstruktionen verwendet.

Untersuchungsraum Tagebau Garzweiler

Die Entwicklung ist in der Venloer Scholle durch fortschreitende Absenkungen im Tagebauvorfeld des Tagebaus Garzweiler, Vermeidung von bergbaubedingten Grundwasserabsenkungen in grundwasserabhängigen schützenswerten Feuchtgebieten und kontinuierlichen Grundwasserwiederanstieg in verkippten Bereichen gekennzeichnet. In der im vorliegenden Modell berücksichtigten Tagebauvariante endet 2030 die Kohlegewinnung

und die Restarbeiten zur Herstellung der finalen See- und Kippengeometrien beginnen. Im Jahr 2035 endet der Tagebaubetrieb und der Beginn der Tagebauseefüllung steht ab dem WWJ 2036 bevor. Zum nächsten Betrachtungszeitpunkt 2050 sind Seebefüllung und der Wiederanstieg bereits deutlich fortgeschritten. 2063 ist der Zielwasserstand im Tagebausee erreicht und der Wiederanstieg im Gebirge ist weit fortgeschritten. Während der genannten Zeitpunkte werden weiterhin Maßnahmen zur Vermeidung von bergbaubedingten Grundwasserabsenkungen in grundwasserabhängigen schützenswerten Feuchtgebieten durchgeführt.

Die im Folgenden beschriebenen Differenzendarstellungen sind Teil der Unterlagen zum Braunkohleplanänderungsverfahren Garzweiler, Karte_Wasser-G1a bis Karte_Wasser_G4e. Sie sind nicht in den Anlagen zu diesem Modellbericht enthalten.

Mit dem Vergleichszeitraum **2030** zu 2021 (Karte_Wasser-G1a___Prognose_Differenz_2030-2021_Grundwasserleiter_ostw_VS der UP/UDP) wird auch der Zeitraum der maximalen Sümpfung im Tagebau Garzweiler berücksichtigt. In der **Venloer Scholle** haben die Infiltrationsleistungen ihre Höchstwerte erreicht. Dadurch gelingt es weitgehend, die Grundwasserstände im **oberen Grundwasserstockwerk** konstant zu erhalten, so dass sich im Allgemeinen die Absenkungen im Bereich relevanter Strukturen nicht weiter erhöhen werden. Im Bereich Mühlenbach werden leichte Absenkungen in der Größenordnung von 0,1 m ausgewiesen, die auf eine geplante und im Monitoring abgestimmte Reduktion der lokalen Versickerungsmengen zurückzuführen sind, da zum Referenzzeitpunkt zu hohe Grundwasserverhältnisse beobachtet wurden. Aus der Differenzendarstellung 2030 zwischen der Prognoserechnung und der Modellvariante ohne Bergbau ([Anlage 50](#)) ist zu erkennen, dass trotz der Reduktion der Infiltrationsmengen im Bereich Mühlenbach eine Überhöhung gegenüber dem bergbauunbeeinflussten Zustand zu verzeichnen ist. Im Bereich des Schwalmriegels sind aufgrund der geplanten Einleitmengenreduktion ebenfalls Absenkungen von teilweise mehr als 0,1 m zu beobachten. Der Bereich Wetscheweller Bruch kann mit den geplanten Maßnahmen stabil gehalten werden, wohingegen sich im benachbarten Gütterather Bruch vereinzelt Absenkungen von mehr als einem Dezimeter einstellen können. In der Umgebung von Mönchengladbach werden sich aufgrund der reduzierten Versickerungen Absenkungen von mehr als 0,1 m einstellen. Mit Ausnahme der oben genannten Bereiche sind hiervon aber keine Feuchtgebiete betroffen.

Im Bereich des Millicher Baches werden bis 2030 weitere Absenkungen erwartet, die in der Regel zwischen 0,1 m und 0,5 m liegen. Östlich des Tagebaus und in der Altkippe ist ein Grundwasserwiederanstieg zu verzeichnen.

Absenkungen des Grundwasserstands gegenüber 2021 sind ebenfalls bedingt durch reduzierte Versickerungsmaßnahmen, welche im Monitoring abgestimmt wurden, in

Niederkrüchten zu beobachten. Im Bereich Boschbeek wird wegen hydraulischer Verbindungen in das Liegendstockwerk in verschiedenen Horizonten infiltriert. Im obersten Stockwerk zeigen sich Aufhöhungen. Diese Infiltrationen wurden Anfang 2024 reduziert, da sich die eine Zeitlang im obersten Stockwerk befürchteten bergbaubedingten Absenkungen über die tieferen Stockwerke auf Grund der abdichtenden Wirkung tiefer Störungen (Zandberg-Sprung) nicht bestätigt haben. Die UAG Boschbeek hat hierzu ihren abschließenden Bericht Ende 2022 vorgelegt. Im Modell konnte die abdichtende Wirkung des tiefen Zandbers-Sprungs noch nicht abgebildet werden. Da aber die abgestimmte Reduktion im Prognosemodell Eingang fand, werden in den Differenzenbetrachtungen zu 2021 Absenkungen auch im Oberen Stockwerk ausgewiesen.

Für den Scherresbruch werden Absenkungen von mehr als 50 cm prognostiziert.

Vereinzelte auftretende Grundwasserstandsabsenkungen im Norden und Nordwesten der Venloer Scholle außerhalb schützenswerter Feuchtgebiete sind auf lokal vorhandene Verbreitungslücken bzw. Ausstriche der unterlagernden Grundwasserstauer zurückzuführen, durch die sich Grundwasserabsenkungen aus den tieferen Grundwasserleitern bis in das obere Grundwasserstockwerk hindurchpausen.

Zum Beginn der Seefüllung im Jahr 2036 ändert sich die Differenzensituation nicht grundlegend (Karte_Wasser-G1b___Prognose_Differenz_2036-2021_Grundwasserleiter_ostw_VS der UP/UVF). Deutlich wird hier, dass sich durch die im Grundwassermodell vorsorglich betrachtete potentielle Verlagerung der Wassergewinnung des Wasserwerks Fürth ab 2036 aus der Randgalerie des Tagebaus in den Norden an die Gewinnungsstandorte Hoppbruch und Lodshof/Waldhütte in deren Umfeld eine Absenkung gegenüber 2021 ergibt.

Durch die Einstellung der Sümpfung nach Tagebauende erholt sich bis 2050 (Karte_Wasser-G1c___Prognose_Differenz_2050-2021_Grundwasserleiter_ostw_VS der UP/UVF) die Absenkung in dem genannten Bereich in ihrer Ausdehnung etwas. So sind nun Bereiche, die zu den vorangegangenen Betrachtungszeitpunkten noch abgesenkt waren, nun mit entsprechenden Aufhöhungen gekennzeichnet. Zu nennen sind hier das Stadtgebiet von Mönchengladbach mit dem südlichen Teil des Zoppenbroichs sowie Wickrath und südwestlich angrenzende Bereiche bis nach Erkelenz. Aufhöhungen sind auch an den Rurzuflüssen zu beobachten. Für den Scherresbruch werden weiterhin Absenkungen prognostiziert.

Im Jahr 2063 (Karte_Wasser-G1d___Prognose_Differenz_2063-2021_Grundwasserleiter_ostw_VS der UP/UVF) ist im Vergleich zu 2021 ein großflächiger Wiederanstieg zu verzeichnen. Einige Bereiche weisen noch Absenkungen auf. Nordwestlich des Tagebaus sind die Wasserstände von 2021 noch nicht wieder erreicht. Weiterhin zu nennen sind die durch die Versickerungsanlagen im Referenzzustand induzierten

Überhöhungen in der Nähe von Wegberg und Niederkrüchten. Hier sind Infiltrationsraten zurückgegangen, so dass im direkten Umfeld der Anlagen eine Absenkung gegenüber 2021 prognostiziert wird. Es wird damit deutlich, dass der allgemeine Wiederanstieg zum Erhalt des Wasserstands in den Feuchtgebieten eine geringere Intensität der Maßnahmen ermöglicht.

Die Differenzenverteilung zum stationären Endzustand 2200 (Karte_Wasser-G1e___Prognose_Differenz_22200-2021_Grundwasserleiter_ostw_VS der UP/UVP) wird einerseits geprägt durch die flächigen Grundwasseranstiege zum Referenzzustand 2021 im südlichen Bereich der Venloer und der Krefelder Scholle. Hier zeigt sich die Wiederauffüllung des Aquifers durch die Einleitungen von Rheinwasser in das Tagebaurestloch zur Herstellung des Tagebausees bei gleichzeitiger Reduzierung und späteren Einstellung der Sumpfungmaßnahmen. Die Einstellung der Versickerungsmaßnahmen führt andererseits im Nordwesten der Venloer Scholle zu einer Auflösung der Überhöhungen, die 2021 benötigt wurden, um die Grundwasserstände in den Feuchtgebieten zu halten und damit zu einer flächigen Reduzierung der Wasserstände im Vergleich zu 2021. Zum Referenzzustand war der Grundwasserstand in einigen Feuchtgebieten erhöht, so dass sich im Vergleich zum stationären Endzustand im Schwalmquellgebiet und in den südlichen Teilen von Knippertzbach und Mühlenbach leichte Absenkungen ergeben.

Die **Horizonte 8 und 6D** bilden im Untersuchungsraum zum Tagebau Garzweiler eine hydrogeologische Einheit. In diesem Grundwasserleiter weitete sich die Absenkungsfläche dem Abbau und Sumpfungsschwerpunkt folgend zum Jahr **2030** (Karte_Wasser-G2a___Prognose_Differenz_2030-2021_Grundwasserleiter_8_6D_VS der UP/UVP) nach Westen aus. Die Fließrichtung bleibt in unmittelbarer Umgebung der Abbaufäche auf den nach Westen verlagerten Sumpfungsschwerpunkt ausgerichtet. Am Übergang der Tagebaue Garzweiler I zu Garzweiler II macht sich eine Erholung des Grundwasserstands bemerkbar. Hier steigt der Grundwasserstand an. Die Anlagen in Niederkrüchten reduzieren ihre Einleitungsmengen, was sich in einem leichten Grundwasserstandrückgang im direkten Umfeld der Anlagen zum Referenzzustand 2021 zeigt. Im übrigen Untersuchungsraum bleiben die kleinräumigen Fließrichtungen und das Grundwasserniveau im Vergleich zum heutigen Zustand weitgehend erhalten.

Ein Jahr nach Beginn der Seefüllung, also Ende WWJ 2036, hat sich keine wesentliche Änderung ergeben. Der Bereich mit Aufhöhungen am Tagebaunordrand hat sich nach Westen erweitert.

Der Seewasserspiegel hat die Leiterbasis des Komplexes 8-6D bis zum Jahr 2050 erreicht, so dass nun Wasser aus dem Tagebauloch in den Grundwasserkörper strömt. Daher dehnt sich bis zum Jahr 2050 (Karte_Wasser-G2c___Prognose_Differenz_2050-

2021_Grundwasserleiter_8_6D_VS.pdf der UP/UVP) die äußere Grenze der Aufhöhungsfläche weiter nach Westen aus. Von Osten her bis zu einer Linie zwischen Rath-Anhoven, Erkelenz und Holzweiler (West) zeigt sich 2050 eine Zone der Erholung des Grundwasserstands von mehr als 0,1 m, die nach Norden vom Tagebau bis an die Grenze der Ortslage Mönchengladbach reicht.

Mit der Erreichung des Zielwasserspiegels um das Jahr 2063 (Karte_Wasser-G2d___Prognose_Differenz_2063-2021_Grundwasserleiter_8_6D_VS.pdf der UP/UVP) zeigen sich im Grundwasserleiter 6D flächige Grundwasseranstiege im Vergleich zum Jahr 2021. Diese reichen vom Südrand der Venloer Scholle bis über den Schwalmriegel hinaus. Die Reduzierung der Versickerungsmengen im Horizont 6D im Raum Niederkrüchten macht sich in einer Absenkung der Grundwasserstände im unmittelbaren Umfeld der Anlagen bemerkbar, die nach Süden bis zu den oben genannten Aufhöhungsflächen heranreicht. Bis zum stationären Endzustand 2200 erfährt das Differenzenbild zum Referenzzustand nur geringfügige Änderungen.

Der Grundwasserstand im Grundwasserleiter 6B erfährt im Vergleich von 2030 zu 2021 (Karte_Wasser-G3a___Prognose_Differenz_2030-2021_Grundwasserleiter_6B_VS.pdf der UP/UVP) durch das Schwenken des Tagebaus nach Westen östlich von Wanlo einen Anstieg, da auch der infolge der Entwässerung resultierenden Absenkrichter weiter nach Westen wandert. Ebenso ist durch den reduzierten Betrieb der Versickerungsanlagen bei Niederkrüchten zwischen Arsbeck und Elmt ein kleinräumiges Absinken des Grundwassers zu erwarten. Zwischen den genannten Gebieten ist eine Absenkung des Grundwasserstands modelliert. Die Absenkung reicht von bis zu 10 m im Nahbereich des Tagebaus und läuft entlang einer gedachten Linie von Mönchengladbach über Schwalmthal bis nach Gederath aus. Im Jahr 2036 (Karte_Wasser-G3b___Prognose_Differenz_2036-2021_Grundwasserleiter_6B_VS.pdf der UP/UVP) ist eine Erholung der Grundwasserstände auch am Nordrand des Tagebausees zu erkennen, die sich mit Beträgen über 0,1 m weiter nach Westen über die Ortslagen Keyenberg, Kuckum und Unterwestrich hinweg ausdehnt und sich auch bis zur Stadtgrenze von Mönchengladbach im Bereich Mönchengladbach zeigt. Diese deutliche Änderung wurde durch das Einströmen von Seewasser in den Grundwasserleiter 6B bereits im ersten Jahr der Füllung erreicht. Durch die Verlagerung der Wassergewinnung des Wasserwerks Fürth aus der Randgalerie des Tagebaus in den Norden u.a. an den Gewinnungsstandort Hoppbruch zeigt sich in dessen Umfeld eine Absenkung, da einige Entnahmen auch im Horizont 6B stattfinden. Die Absenkung westlich des Tagebaus besteht weiterhin. Eine Reduzierung der lokalen Versickerungsmengen in den tieferen Anlagen führen in Niederkrüchten zu leichten Absenkungen.

Mit andauernder Füllung des See erholt sich im Grundwasserleiter 6B der Grundwasserstand bis 2050 im Vergleich zum Jahr 2021 deutlich (Karte_Wasser-G3c___Prognose_Differenz_2050-2021_Grundwasserleiter_6B_VS.pdf in der UP/UVP). Der Aufhöhungsbereich erstreckt sich nun von der südlichen Venloer Scholle bis unter das Stadtgebiet von Mönchengladbach. Unterbrochen wird diese Fläche nur von einer kleinräumigen Absenkung zwischen Erkelenz und Schwanenberg. Die Absenkungen im Bereich Niederkrüchten bleiben auch im Verbreitungsgebiet des Leiters 6B erkennbar.

Im Differenzenplan 2063 zu 2021 (Karte_Wasser-G3d___Prognose_Differenz_2063-2021_Grundwasserleiter_6B_VS.pdf in der UP/UVP) zeigt für den Grundwasserleiter 6B ein ähnliches Bild wie 2050. Die Absenkung westlich des Tagebaus ist jedoch nicht mehr erkennbar und die Aufhöhungsfläche hat sich nach Norden noch etwas ausgedehnt.

Zum Endzustand 2200 (Karte_Wasser-G3e___Prognose_Differenz_2200-2021_Grundwasserleiter_6B_VS.pdf der UP/UVP) hat sich die Aufhöhungsfläche noch etwas ausgedehnt und reicht nun über Hardt bis Schwalmthal. Die künstlichen Überhöhungen im Nordwesten werden auch auf lange Sicht nicht kompensiert.

Da auf der Venloer Scholle der Horizont Ton 1 nicht verbreitet ist, bilden die Horizonte 2 - 5 mit den Horizonten 04 – 09 eine hydrogeologische Einheit und werden in den Ausführungen zum Liegendgrundwasserleiter und den zugehörigen UP/UVP-Karten zu den Grundwasserleitern 2 – 5 behandelt.

Mit den dem Abbau vorausgehenden Sümpfungsaktivitäten verändern sich auch im Liegendgrundwasserleiter die Grundwasserabsenkungen in der Venloer Scholle im Vergleich zum Referenzzustand. Der Sümpfungsschwerpunkt des Tagebaus Garzweiler ist bis 2030 (Karte_Wasser-G4a___Prognose_Differenz_2030-2021_Grundwasserleiter_2-5_VS.pdf der UP/UVP) weiter nach Westen gewandert. Dies zeigt sich auch durch eine Erholung der Grundwasserstände östlich von Borschemich. Der Lövenicher Sprung im Süden sowie der Krefelder Sprung im Nordosten und die Ortslage Elmpt im Nordwesten markieren den Bereich, in dem aufgrund des Schwenkens des Tagebaus und der Zunahme des Absenkungsziels hin zum Tagebautiefsten eine Absenkung im Vergleich zum Referenzzustand zu verzeichnen ist. Über die tiefen Versickerungsanlagen in Niederkrüchten wird weniger versickert, was sich im Bereich der Anlagen durch eine lokal verstärkte Absenkung bemerkbar macht.

Durch die begonnene Flutung des Tagebausees im WWJ 2036 (Karte_Wasser-G4b___Prognose_Differenz_2036-2021_Grundwasserleiter_2-5_VS.pdf der UP/UVP) konnten sich die Druckhöhen im Liegendleiter insbesondere im direkten Tagebauumfeld erhöhen. Nordwestlich des Tagebaus erstreckt sich die Aufhöhungsfläche jetzt bis Rath-Anhoven. Westlich des Tagebaus aber konnte sich der Flutungswassereinfluss nicht durchsetzen, da im gleichen Jahr, mit der Außerbetriebnahme der Liegendsümpfung der

Randgalerie die Wassergewinnung für das Wasserwerk Holzweiler in einen Bereich südlich von Kückhoven verlagert wurde (siehe dazu auch Kapitel 5.4.7.). Die Rücknahme der tiefen Versickerungen im Bereich Niederkrüchten zeigen sich nun noch deutlicher als im vorhergehenden Zeitschritt.

Mit der weiteren Füllung des Tagebausees stellt sich bis 2050 (Karte_Wasser-G4c___Prognose_Differenz_2050-2021_Grundwasserleiter_2-5_VS.pdf der UP/UVP) eine weitgehende Erholung des Wasserstands ein. Die nach Kückhoven verlagerte Wassergewinnung für das Wasserwerk Holzweiler ist im Differenzenplan nun nicht mehr erkennbar. Im Nordwesten macht sich die Rücknahme der Versickerungsmengen im Liegendleiter durch Absenkungen im direkten Umfeld der Versickerungsanlagen auf das natürliche Niveau bemerkbar. Dies Bild ist grundsätzlich auch in den Differenzendarstellungen für die Jahre 2063 (Karte_Wasser-G4d___Prognose_Differenz_2063-2021_Grundwasserleiter_2-5_VS.pdf) und 2200 (stationärer Endzustand, Karte_Wasser-G4e___Prognose_Differenz_2200-2021_Grundwasserleiter_2-5_VS.pdf der UP/UVP) zu erkennen. Zunehmend zeigt sich die Reduzierung bzw. Einstellung der Liegendleiterversickerung im Bereich Arsbeck durch einen Potenzialrückgang gegenüber 2021.

5.4.5 Schollen- und Randüberströme

Abweichend vom Vorgehen in älteren Modellberichten wird die Entwicklung der Randüberströme im Folgenden anhand kontinuierlicher Ganglinien beschrieben und nicht mit dem Fokus auf die Betrachtungszeitpunkte. Die Ganglinien sind in [Anlage 14b](#) zu finden.

Am inneren Rand **Rurrand Nord** zwischen Swalmen und Melick-Herkenbosch bleiben die stetigen Netto-Überströme in den oberen Modellleitern von der Venloer in die Rur-Scholle auch im Prognosezeitraum erhalten und gehen bis zum Ende des 21. Jahrhunderts nur leicht auf knapp 3,6 Mio. m³/a zurück, wobei auch die leiter spezifische Verteilung weitgehend unverändert bleibt.

Der innere Rand **Meinweg** zwischen Melick-Herkenbosch und Wassenberg erfährt ebenfalls keine nennenswerten Änderungen im Überstromgeschehen. So herrscht bis zum Ende des Prognosezeitraums ein Volumenstrom von der Venloer Scholle in die Rur-Scholle von gut 6,3 Mio. m³/a, welcher weiterhin zu etwa 75 % innerhalb des 2. Modellgrundwasserleiters auftritt.

Am **Wassenberger Horst** zwischen den Ortslagen Wassenberg und Hückelhoven setzt mit Beginn des Prognosezeitraums eine Abnahme des Überstroms bis auf knapp ca. 1,2 Mio. m³/a um 2040 ein. Anschließend nehmen die weiterhin primär dem 1. und

2. Modellgrundwasserleiter der Rur-Scholle zuströmenden Mengen wieder zu und stabilisieren sich ab den 2070er Jahren bei 1,7 Mio. m³/a.

Über den inneren Rand **Doveren** im Bereich der Ortslagen Hückelhoven - Doveren – Baal strömen zu Beginn des Prognosezeitraums noch weiterhin etwas mehr als 0,3 Mio. m³/a der Rur-Scholle zu. Mit dem Ende des Tagebaus Inden geht dieser Volumenstrom jedoch drastisch zurück und kommt ab den 2080er Jahren beinahe komplett zum Erliegen.

Die Überströme im Randbereich **Lövenicher Sprung** unterlaufen im Prognosezeitraum eine vergleichsweise dynamische Entwicklung. Zunächst geht die Überstrommenge in die Erft-Scholle von anfänglich über 8 Mio. m³/a bis 2030 auf knapp 6,6 Mio. m³/a zurück. Mit der schnellen Rücknahme der Liegendsümpfung des Tagebausees Hambach kommt es dann zu einem abgeschwächten Gradienten in Richtung Erft-Scholle im 10. und 11. Modellleiter, sodass die Verluste der Venloer Scholle in die Erft-Scholle auf ca. 3 Mio. m³/a zurückgehen.. Mit dem Tagebauende in Garzweiler, dem Füllen des Tagebausees und der damit verbundenen Druckerhöhung in den tiefen Leitern auf der Venloer-Scholle erhöht sich der Verlust in die Erft-Scholle wieder. Erst Anfang der 2060er-Jahre wenn sich die Drucksituation aufgrund des erreichten Zielwasserspiegel im Tagebausee Garzweiler stabilisiert hat, beginnt eine Trendumkehr, die durch die nun alleinig steigenden Wasserstände auf der Erft-Scholle ausgelöst wird. So kommt es 2085 zum ersten Mal seit Beginn des Wiederanstiegs zu einer positiven Gesamtbilanz aus Sicht der Venloer-Scholle. Langfristig wird ein Netto-Zustrom von gut 1,7 Mio. m³/a in die Venloer Scholle simuliert.

Auch am inneren Rand **Jackerather Horst** südlich des Tagebaus Garzweiler vollzieht der Zustrom in die Erft-Scholle während der Restlaufzeit der Tagebaue Inden und Hambach zunächst nur einen leichten Rückgang von ca. 7 auf ca. 6 Mio. m³/a. Ab 2030 fällt die Überstrommenge in den Liegendleitern dann rapide und ändert um 2040 ihre Strömungsrichtung, sodass ab 2042 trotz des Zustroms im Modellleiter 8 in der Gesamtbilanz ein lokales Minimum des Abstrom in die Erft-Scholle ausgewiesen wird. Durch die Entwicklung der Sümpfungsmengen rund um den Tagebausee Garzweiler kommt es in der Folge durch die hydraulische Kopplung an die Hangendleitern der Venloer Scholle zu einer Reduktion des Abflusses im Modellleiter 12 der Erft-Scholle, während sich im 11. Leiter sogar ab 2075 wieder ein Zustrom einstellt. Als Konsequenz erfährt die Erft-Scholle nun wieder einen Netto-Zustrom. Die Folgezeit wird durch eine langsame Entwicklung der Volumenströme hin zu einem stationären Endzustand geprägt, in welchem der 11. Modellleiter der Erft-Scholle einen dauerhaften, wenngleich geringen Zustrom verzeichnet, welcher die Abströme aus den Leitern 8 und 12 jedoch nicht ganz ausgleichen kann, sodass sich langfristig ein Gesamtüberstrom von gut 0,1 Mio. m³/a in die tieferen Leiter der Venloer Scholle etabliert.

Am **Kaster Sprungs** bei Bedburg erfahren insbesondere die beiden untersten Liegendleiter auf der Erft-Scholle zu Beginn des Prognosezeitraums noch einen beträchtlichen Zustrom, sodass sich der gesamte Überstrom auf 5,8 bis 6 Mio. m³/a summiert, bevor dieser im Zuge der 2030 einsetzenden Seebefüllung und Reduktion der Sumpfungsmengen des Tagebausees Hambach ebenfalls abnimmt. Dabei erfolgt eine Strömungsumkehr in Richtung der Venloer Scholle in den Liegendleitern ab den späten 2040er Jahren, in den Hangendleitern sogar erst im Zeitraum von 2058 (Modellleiter 8) bis 2076 (Modellleiter 7). So ergibt sich auch erst ab 2063 ein aus Sicht der Erft-Scholle negativer Gesamtüberstrom, der zunächst bis zur Mitte der 2070er Jahre recht gering ausfällt. Anschließend nimmt der Volumenstrom wieder stetig zu, sodass sich zur Mitte des 22. Jahrhunderts ein weitgehend stationäres Fließregime mit einem Volumenstrom von knapp 2,9 Mio. m³/a in Richtung der Venloer Scholle eingestellt hat.

Am äußeren **Nordrand der Venloer Scholle** zwischen Venlo und westlich Hinsbeck treten auf Grund der konstanten Randbedingung im Prognosezeitraum keine nennenswerten Fluktuationen des Überstroms mehr auf. So bleibt es bei einem Abstrom aus dem Modell, der primär aus dem OSTW sowie den Leitern 9 und 10 erfolgt und den Zustrom in verschiedenen Hangendleitern überwiegt. Insgesamt strömen so 5,6 Mio. m³/a aus dem Modell ab.

Der **Viersener Sprung** erstreckt sich im Anschluss als äußere Modellberandung bis nach Dülken. Er verzeichnet im gesamten Prognosezeitraum einen Zustrom in das Modellgebiet, wobei im 6. Modellgrundwasserleiter durchgängig und ab den 2070er Jahren auch im Leiter 11 kleinere Mengen abströmen und so den Nettozustrom reduzieren. Der Zustrom im 2. Modellleiter weist zudem eine über den kompletten Prognosezeitraum leicht ansteigende Tendenz auf, sodass die Gesamtbilanz von anfänglichen 3,5 auf schlussendlich knapp 4 Mio. m³/a im Jahr 2200 anwächst.

Über den äußeren **Rand zur Krefelder Scholle** zwischen Dülken und Schiefbahn fließen auch im Prognosezeitraum größere Wassermengen aus dem Modell ab. Der Abfluss erfolgt zu etwa 75 % aus den drei obersten Modellleitern und variiert über den gesamten Prognosezeitraum zwischen 7,7 und 8 Mio. m³/a.

Der **Nordostrand** zwischen Schiefbahn und Neukirchen weist im gesamten Prognosezeitraum Abströme aus dem Modellgebiet aus, die auch weiterhin fast ausschließlich auf das OSTW beschränkt sind. Während eine leichte Verschiebung der Abstrommenge vom 2. in den 1. Modellleiter in der 2. Hälfte des 21. Jahrhunderts stattfindet, erfährt der Abstrom in Leiter 3 in dieser Zeit eine kontinuierliche Zunahme. Ab den 2090er Jahren stellt sich dann ein dauerhafter Volumenstrom aus dem Modellgebiet in Höhe von 15,5 Mio. m³/a ein.

Der Randbereich **Dormagen** zwischen Neukirchen und dem Rhein bei Dormagen verzeichnet auch im Prognosezeitraum einen dauerhaften Abstrom aus allen Modellgrundwasserleitern,

wobei knapp die Hälfte allein aus dem Modellleiter 2 stammt. Bis zum Ende des 21. Jahrhunderts nimmt der Abstrom in allen Leitern kontinuierlich zu, sodass der anfänglich 7,7 Mio. m³/a betragende Gesamtüberstrom schlussendlich bei 10 Mio. m³/a stagniert.

Zwischen der Kölner- und Venloer Scholle findet im Prognosezeitraum in den meisten Modellleitern nur ein geringer Austausch statt, sodass das Strömungsgeschehen hauptsächlich vom 9. und 10. Modellleiter bestimmt wird, die auf Seiten der Kölner Scholle das OSTW im relevanten Abschnitt dieses Randbereichs darstellen. Bis weit in den Prognosezeitraum hinein stellt der Tagebau Garzweiler für diesen Abschnitt strömungstechnisch den dominierenden Tiefpunkt dar. Infolge dessen steigt auch der über alle Leiter summierte Volumenstrom zunächst von anfänglich 2,2 auf 4 Mio. m³/a an, bis Anfang der 2060er Jahre mit dem Erreichen des Zielwasserspiegels im See Garzweiler ein kontinuierlicher Rückgang des Zustroms in die Venloer Scholle erfolgt, welcher zu einer Umkehr der Nettobilanz ab den 2090er Jahren führt. Ab etwa 2120 haben sich konstante Strömungsverhältnisse in allen Leitern eingestellt und die Gesamtbilanz weist einen Zustrom von ca. 0,8 Mio. m³/a in die Kölner Scholle aus.

5.4.6 Bergbaubedingte Wasserhebung im Prognosezeitraum

Auch unter Berücksichtigung der angepassten Planungsszenarien (siehe Kapitel 3.6) werden weiterhin umfangreiche Entwässerungsmaßnahmen für den sicheren Betrieb der Tagebaue bis zum Ende der Auskohlung und die daran anschließende Phase der Seebefüllung nötig sein. Die im Modell für den Prognosezeitraum implementierten Brunnen basieren hinsichtlich ihrer Lage, Verfilterung und maximaler Förderleistung soweit möglich auf dem seitens der Entwässerungsplanung vorgesehenen Brunnenpark. Zudem wird eine Außerbetriebnahme von Brunnen auf Grund von Überstauung im Bereich der Tagebauseen berücksichtigt.

Die veranschlagten Hebungsmengen ergeben sich im Wesentlichen aus zwei geotechnischen Anforderungen:

- 1) Standsicherheit der Tagebau- bzw. Seeböschungen
- 2) Schutz vor hydraulischem Grundbruch

Um Wasseraustritte zu verhindern und für die Standsicherheit der Böschungen vorteilhafte Strömungsverhältnisse zu gewährleisten, muss auch über das Tagebauende hinaus eine Entwässerung der Hangendleiter erfolgen, welche sich an den leiterspezifischen Überlaufschwelen bzw. Leitpegeln orientiert. Ab dem Zeitpunkt des Einstaus kann im jeweiligen Hangendleiter die Sumpfung reduziert werden und es gilt nur noch, einen vom See ins Gebirge gerichteten Druckgradienten zu erhalten.

Für die Druckentlastung der Liegendleiter bleiben ebenfalls die Vorgaben aus dem bisherigen Tagebaubetrieb gültig. Allerdings wirkt die mit Einsetzen der Befüllung zunehmende Wassersäule im See als Auflast einer aufwärts gerichteten Vertikalströmung im Liegenden entgegen, weshalb die Liegenddrücke parallel zum Wasserstand im See ansteigen können, ohne die Sicherheit vor hydraulischem Grundbruch zu gefährden.

Während der Phase der Seebefüllung ist die Einhaltung beider geotechnischen Kriterien somit vom Seewasserspiegel abhängig und so muss auch die notwendige Sumpfungsmenge de facto als Funktion des Seewasserspiegels und nicht der Zeit verstanden werden. Dementsprechend ergibt sich auch das modellseitig implementierte Mengengerüst der Seebegleitbrunnen direkt aus der in Jahreswerten simulierten Entwicklung des Seewasserspiegels, sodass eine unterjährliche Dynamik auf Grund der zeitlichen Diskretisierung nicht abgebildet werden kann (vgl. Kapitel 4.2).

Vor dem Hintergrund dieser Kriterien sind für den **Tagebau Garzweiler** auch in der im Reviermodell implementierten Planungsvariante zukünftig umfangreiche Entwässerungsmaßnahmen notwendig. Ab den späten 2020er Jahren wird eine Plateauphase der maximalen Wasserhebung mit rd. 110 – 115 Mio. m³/a erreicht (**Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**). Nach der maximalen Phase der Sumpfung nimmt diese

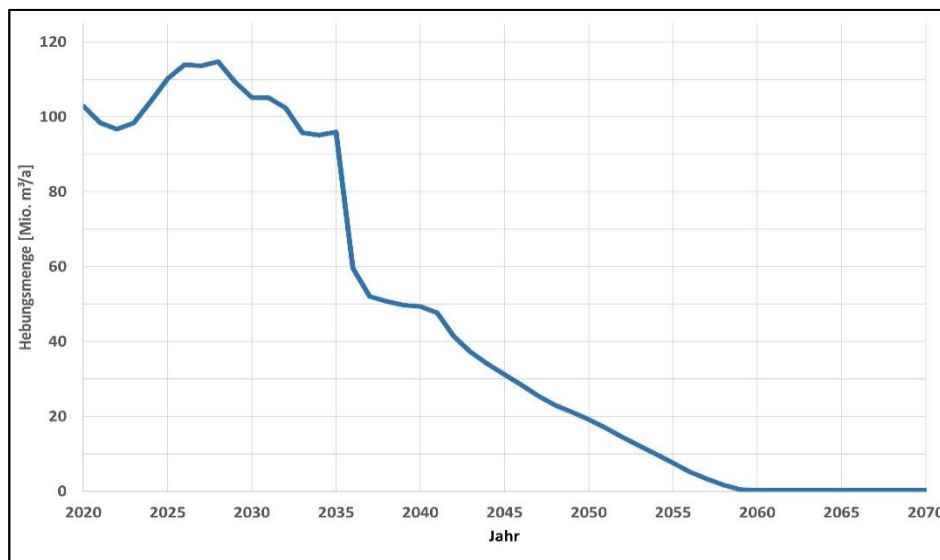


Abbildung 15 Prognostizierte Sumpfungsmengen für den Tagebau Garzweiler

sukzessive bis zum Tagebauende auf rund 105 Mio. m³/a ab. Auch nach Tagebauende muss zur Sicherung der Seeböschungen die Sumpfung weiter betrieben werden. Dabei ist während der Phase der Restarbeiten ohne Kohlegewinnung, die bis 2035 andauert, eine geringe Abnahme der notwendigen Sumpfungsmengen auf ca. 95 Mio.m³/a zu beobachten. In der Phase der Seefüllung, die im WWJ 2036 beginnt, ist weiterhin eine begleitende Sumpfung notwendig. Die Mengen werden dabei bis zum Erreichen der Zielhöhe des Tagebausees um das Jahr 2063 vollständig zurückgefahren. Sobald der Seespiegel die Zwischenleiterbasis

erreicht hat, können die Sumpfungsmengen deutlich reduziert werden, so dass sie bereits nach dem ersten Jahr der Füllung nur noch 50 Mio.m³/a betragen. Ab ca. 2040 erfolgt ein annähernd linearer Rückgang bis kurz vor Erreichen des Zielwasserspiegels.

Die nicht durch Brunnen gehobenen Restwassermengen im Tagebau bewegen sich je nach dem zeitlichen Stand der zur Kalibrierung und Prognose verwendeten Eingangsdaten in der Größenordnung der offenen Wasserhaltung. Mit dem im Modell simulierten Ansatz ist das vom Abbau erfasste Gebirge zum Zeitpunkt der Abaggerung optimal entwässert und es entstehen am An Schnittpunkt maximale Restwässer aus Vorrat und Zufluss in der Größenordnung von selten mehr als 10 Mio. m³/a.

5.4.7 Förderung der öffentlichen und privaten Entnehmer

Das rheinische Braunkohlenrevier und insbesondere der Nordraum sind durch eine Vielzahl öffentlicher und privater Entnehmer geprägt, deren Förderdaten, soweit verfügbar, im Grundwassermodell berücksichtigt werden (siehe Kapitel 3.4 und 5.3.7). Für die Prognoserechnung wurden bergbaufremde Brunnen im Modell grundsätzlich mit der letztmalig übermittelten Hebungsmenge, meist aus dem Jahr 2019, bis zum stationären Endzustand fortgeführt. Lediglich für die bergbaulich bedingte Verschiebung von Entnahmemengen der öffentlichen Wasserversorger wurden sinnvolle Annahmen hinsichtlich der zukünftigen Fördermengen und Förderstandorte getroffen. Dadurch wird gewährleistet, dass die prognostizierten Hebungen und Senkungen der Wasserspiegel bezogen auf das Jahr 2021 vorrangig bergbaubedingt sind. Die getroffenen Aussagen zu Standorten und Fördermengen stellen jedoch keine konkreten Planungen oder Vorgaben dar, sondern lediglich Szenarien als Grundlage für die hier durchzuführenden Modellberechnungen. Die Mengenverlagerungen werden durch die folgende Abbildung illustriert.

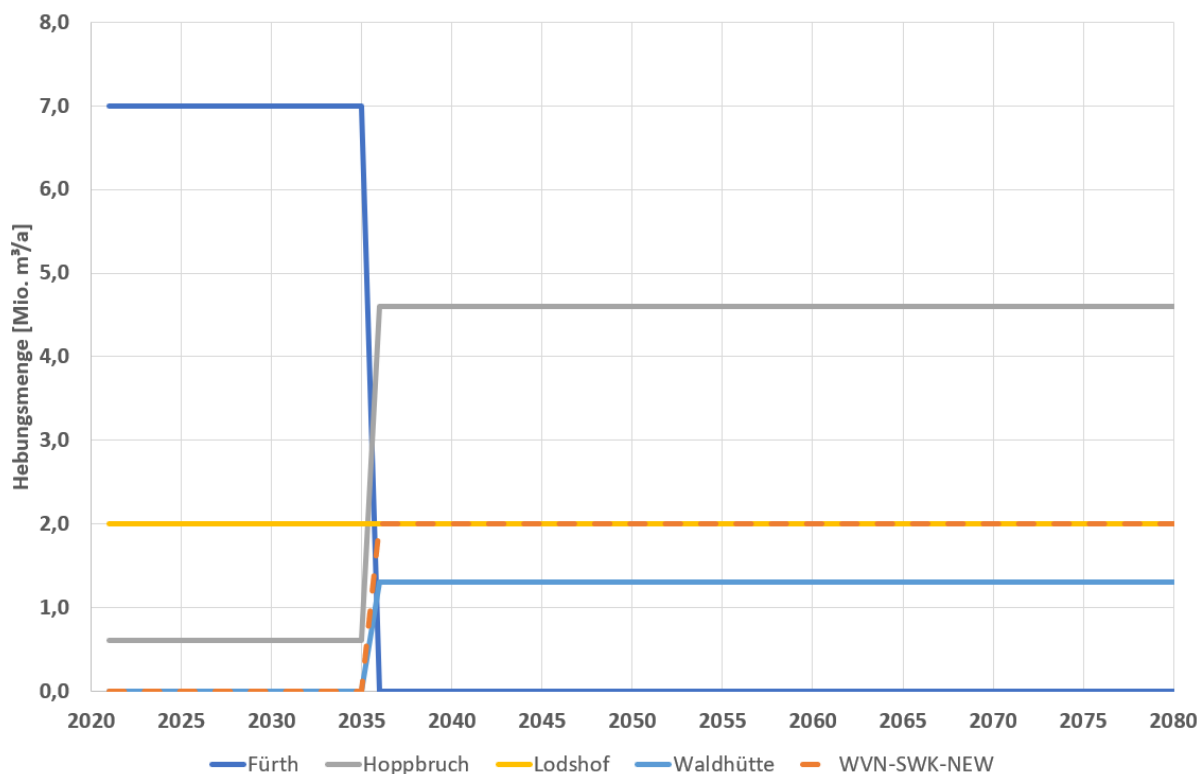


Abbildung 16 Verlagerung des Mengengerüsts aus dem Wasserwerk Fürth vom Tagebaurand in den Nordraum

Die Wasserversorgungsbrunnen am Standort Holzweiler werden somit in den Prognosen ab dem WWJ 2036 in den Liegendleiter nach Westen südlich von Kückhoven verlagert. Im Prognoseszenario werden zudem die Entnahmemengen für das Wasserwerk Fürth aus der Randgalerie des Tagebaus Garzweiler und den älteren Brunnen am nordöstlichen Tagebaurand ab 2036 an die Standorte Hoppbruch und Waldhütte verlagert. und von Gewinnungsanlagen bezogen, die nicht im Modellgebiet liegen.

In früheren Grundwassermodellen wurden die öffentlichen Entnehmer in der Prognose bis zur Höhe des Wasserrechts jährlich um 0,8 % gesteigert. Neuere Erhebungen weisen seit Anfang der neunziger Jahre einen insgesamt fallenden bis stagnierenden Wasserbedarf für das Land Nordrhein-Westfalen aus (Landesbetrieb Information und Technik Nordrhein-Westfalen, 2016). Ein Vergleich mit den vom Landesbetrieb Information und Technik Nordrhein-Westfalen vorausgerechneten Daten zur Bevölkerung weist über die Kreise und kreisfreien Städte im rheinischen Revier stagnierende bis wachsende Bevölkerungszahlen aus (Landesbetrieb Information und Technik Nordrhein-Westfalen, 2019). In Kombination mit dem insgesamt sinkenden Wasserbedarf wurde im vorliegenden Modell von einem konstanten Bedarf ausgegangen. Daher werden im Prognosedatensatz des aktuellen Grundwassermodells die Fremdentnehmer mit konstanten Fördermengen betrieben.

5.4.8 Gewässeraustauschmengen

Die Interaktion von Oberflächengewässern und dem Grundwasser ergibt sich in der summarischen Betrachtung aus der Bilanz von Exfiltration des Grundwassers in die Vorfluter und den Verlusten aus den Fließgewässern ins Grundwasser (Infiltration). Bei der hier durchgeführten Betrachtung für den Teil des Untersuchungsraums Garzweiler, der im Modellgebiet liegt, wird die Tagebausee-Grundwasser-Interaktion nicht berücksichtigt.

Mit dem Beginn der Seefüllung und dem damit beginnenden großflächigen Grundwasserwiederanstieg erreicht die summarische Vorflutmenge im Untersuchungsraum ihr Minimum von etwas mehr als 80 Mio. m³/a. Mit dem Grundwasserwiederanstieg, der durch die externe Füllung des Tagebausees beschleunigt wird, erfahren im oberen Grundwasserstockwerk sukzessive weitere Bereiche eine Anbindung an die Oberflächengewässer. Damit steigt auch die Anzahl der Gewässerabschnitte, die eine Vorflutfunktion übernehmen. Die Vorflutmenge nimmt, wie der folgenden Abbildung zu entnehmen ist, stetig zu und nimmt gegen Ende des Jahrhunderts ein asymptotisches Verhalten bei etwas mehr als 127 Mio. m³/a an.

Bezugnehmend auf Anmerkungen zu älteren Modellberichten wurde eine feingranulierte Auswertung der Grundwasser-Oberflächengewässerinteraktion auf Basis der Einzugsgebietsgrenzen durchgeführt, die bei den Betrachtungen mit Bezug zu den Wasserrahmenrichtlinien Verwendung finden. Die Veränderungen über die Zeit sind der [Anlage 56b](#) zu entnehmen. Eine detaillierte Beschreibung aller Diagramme würde die Möglichkeiten dieses textlichen Teils übersteigen und kann hier nicht erfolgen.

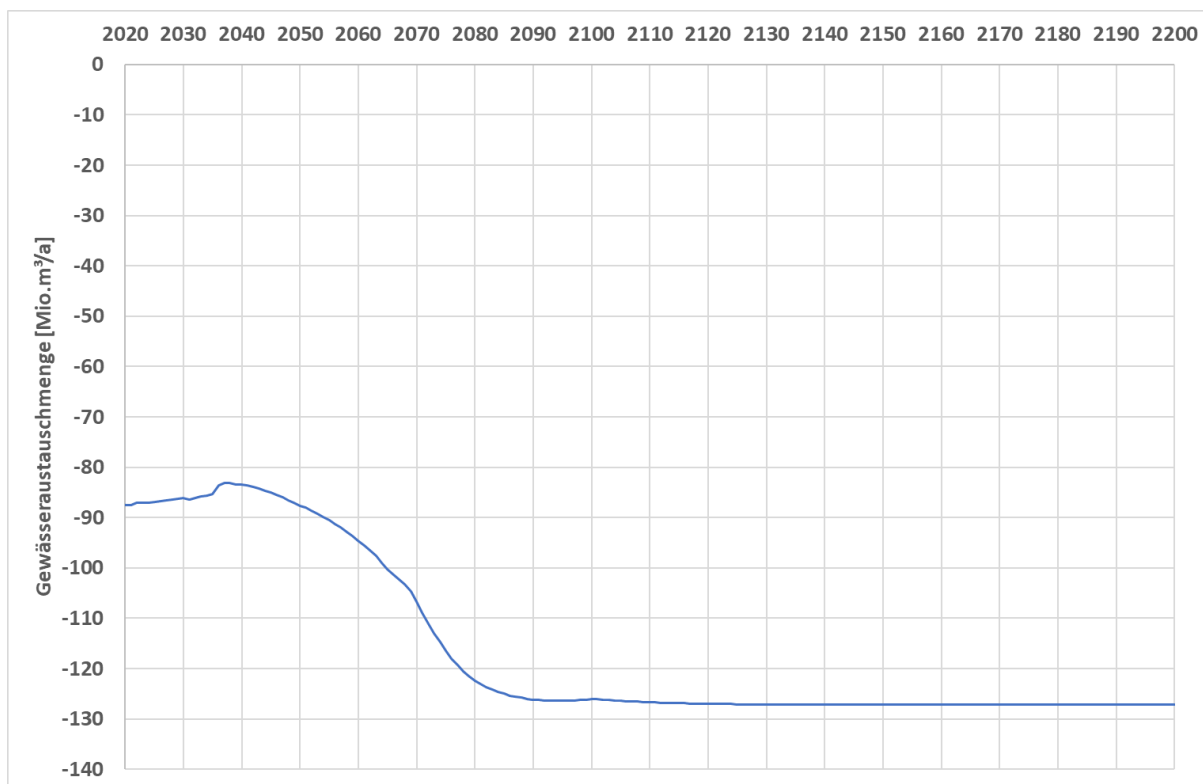


Abbildung 17 Summarische Gewässeraustauschmengen (Grundwasser zu Oberflächengewässern) im Untersuchungsraum für den Prognosezeitraum. Negative Austauschmengen beschreiben eine bilanziell vorherrschende Vorflutfunktion.

Erwähnung finden soll jedoch der Bereich des Mühlenbachs (DE_NRW_2844_0). In den 1980er-Jahren wurden über die Gewässer im Einzugsgebiet ca. 2 Mio. m³/a Vorflut aufgenommen. Aufgrund des durch die Versickerungen und Einleitungen erhöhten Dargebots stieg die Vorflutmenge auf über 4 Mio. m³/a an. Mit dem Rückgang der Versickerungsmenge im Einzugsgebiet wird auch die Vorflutmenge zurückgehen und sich auf ein Niveau von ca. 2,5 Mio. m³/a einpendeln. Im Szenario ohne Bergbau wird mit dem stationären Niveau der Entnahmen ab den 2020er-Jahren eine Vorflutmenge von ca. 2,7 Mio. m³/a errechnet. Damit kann auch unter dem Bergbaueinfluss eine Vorflutmenge von ca. 93% des Niveaus erreicht werden, was ohne Bergbaueinfluss zu erwarten wäre.

Im Weiteren ist davon auszugehen, dass keine Auswirkungen durch den Tagebausee auf die Oberflächengewässer zu erwarten sind, wenn die prognostizierte Abflussdifferenz < 1 l/s oder $< 5\%$ des bergbauunbeeinflussten Zustands ist.

Die Auswertungen ([Anlage 56b](#)) zeigen, dass fast alle Gewässer im Untersuchungsraum den bergbauunbeeinflussten Zustand wieder erreichen.

Lediglich folgende Gewässer weisen zum stationären Endzustand ein Defizit > 1 l/s bzw. $> 5\%$ des bergbauunbeeinflussten Zustands aus:

Tabelle 3 Abweichung Abfluss „bergbauunbeeinflusst“ zu „mit Bergbau“

Wasserkörper ID	Gewässer	Bezeichnung	Abfluss Bergbau [Mio.m³/a]	Abfluss ohne Bergbau [Mio.m³/a]	Differenz	Begründung
274_0	Erft	Neuss bis Grevenbroich	-16,85	-18,9	11%	liegt im rekultivierten Bereich und ist somit nicht vergleichbar mit vorbergbaulichen Zustand
274754_0	Mühlenerft	Grevenbroich bis Bedburg	-0,92	-1,3	29%	liegt im rekultivierten Bereich und ist somit nicht vergleichbar mit vorbergbaulichen Zustand
28256_3887	Baaler Bach	Hückelhoven bis Erkelenz	-1,62	-1,89	14%	14% geringerer grundwasserbürtiger Abfluss
2842_0	Beeckbach	Wegberg bis Oerath	-1,17	-1,55	25%	wird durch Einleitung Kläranlage Erkelenz überprägt
2844_0	Mühlenbach	von Mündung in Schwalm bis Wegberg-Griepkoven	-2,53	-2,71	7%	7% geringerer grundwasserbürtiger Abfluss
286_93030	Niers	von MG-Neuwerk bis MG-Rheydt	-3,13	-3,33	6%	wird zusätzlich über Tagebausee gespeist, keine Abflussreduzierung
286_100032	Niers	von MG-Rheydt bis MG-Wetschewell	-0,93	-1,13	18%	wird zusätzlich über Tagebausee gespeist, keine Abflussreduzierung
286_104727	Niers	von MG-Wetschewell bis Autobahn A46	-4,69	-6,43	27%	wird zusätzlich über Tagebausee gespeist, keine Abflussreduzierung
286_109828	Niers	von Autobahn A46 bis ErkelenzKuckum	-0,94	-1,82	48%	wird zusätzlich über Tagebausee gespeist, keine Abflussreduzierung
286152_4772	Trietbach	von Korschebroich-Herzbroich bis Giesenkirchen	-0,6	-0,9	33%	wird insbesondere durch Förderung WW Hoppbruch verursacht

Eine Abweichung von > 5% des bergbauunbeeinflussten Zustands bedeutet jedoch nicht automatisch eine Beeinflussung oder Reduzierung zum bergbauunbeeinflussten Zustand. So werden z.B. die ausgewiesenen Abflussdefizite an der Niers (OWK 286_109828, 286_104727, 286_100032, 286_93030) durch den Abfluss aus dem Tagebausee kompensiert. Dieser ist nicht in der Interaktion zwischen Grundwasser und Oberflächengewässer enthalten und muss zusätzlich berücksichtigt werden, so dass die bergbauunbeeinflussten Abflussmengen erreicht werden.

Die Abweichung am Trietbach (286152_4772) ist nicht durch den Bergbau verursacht, sondern ist durch die im Grundwassermodell implementierte geplante Verlagerung der Fördermengen des Wasserwerks Hoppbruch begründet.

Die ausgewiesenen Defizite an der Erft (274_0) und Mühlenerft (274754_0) resultieren daraus, dass die Erft als Gewässer mehrfach umgebaut und zum Teil durch rekultivierte Landschaft fließt.

Der Beeckbach (2842_0) wird hauptsächlich durch die Kläranlage Erkelenz mit einer mittleren Ablaufmenge von ca. 100 l/s gespeist. Das ausgewiesene Defizit von ca. 12 l/s wird durch die

Einleitung der Kläranlage Erkelenz überprägt. Bereits heute wird der Beeckbach nicht durch uns gestützt.

Der Baaler Bach (28256_3887) sowie der Mühlenbach (2844_0) werden im Vergleich zu einem potentiell unbeeinflussten Zustand einen um 7 bzw. 14% geringen grundwasserbürtigen Abfluss aufweisen.

Eine Betrachtung zu den im Braunkohlenplan Garzweiler II als Bezugsgröße definierten Grundwasserständen im Jahr 1983 (siehe [Anlage 57](#)) zeigt, dass großflächig die Grundwasserstände von 1983 erreicht werden und folglich im stationären Endzustand an allen Gewässern ein gleicher oder höherer Abfluss als 1983 vorliegt.

5.4.9 Versickerungs- und Direkteinleitungsmaßnahmen

Im Grundwassermodell wird der zum Halten der Grundwasserstände in den grundwasserabhängigen schützenswerten Feuchtgebieten des Untersuchungsraums Garzweiler und zur Stützung des Grundwasserhaushaltes notwendige Wasserbedarf ausgewiesen. Dabei handelt es sich um Infiltrationsmaßnahmen und Direkteinleitungen in Gewässer. Die Infiltrationen werden zum Großteil in das obere Grundwasserstockwerk und zu einem geringen Anteil in den Liegendleiter eingebracht. Die Infiltrationen werden sowohl punktuell als auch linienhaft im Grundwassermodell umgesetzt und repräsentieren so Versickerungsbrunnen und Versickerungsschlitze. Die Direkteinleitungsmaßnahmen werden in der hier beschriebenen Modellgeneration erstmalig linienhaft umgesetzt. So kann der Einfluss der Direkteinleitungsmaßnahmen entlang der Versickerungsstrecke abgebildet und bewertet werden. In den vorangegangenen Modellgenerationen erfolgte die Abbildung punktuell an den Einleitungsstellen, so dass die Wirkung an dieser Stelle des Gewässers über- und entlang des weiteren Fließweges unterschätzt wurde.

Im Gegensatz zur Kalibrierungsphase werden in der Prognose die Versickerungsrandbedingungen als Randbedingungen zweiter Art (Q-Randbedingung) mit Nebenbedingung umgesetzt. Als Nebenbedingung wird ein Potential vorgegeben, bei dem die Einleitung durch die Q-Randbedingung eingeschränkt wird. Das Potential orientiert sich zu Beginn der Prognosephase an den Wasserständen, die auch in der Kalibrierungsphase im Bereich der Anlage zu beobachten sind. Im Laufe der Prognosephase kann wegen der zurückgehenden Sumpfungsmengen und der ansteigenden Grundwasserspiegel im Umfeld die anlagenbedingte Überhöhung zurückgefahren werden. Der Verlauf des Wasserbedarfs korrespondiert grundsätzlich mit der Intensität der Sumpfungsmaßnahmen für den Tagebau Garzweiler. Dementsprechend nehmen auch die zum Schutz der Feuchtgebiete eingebrachten Wassermengen seit dem Beginn der Maßnahmen in den achtziger Jahren stetig zu und erreichen bereits zum Ende des Kalibrierungszeitraums den Maximalwert von über 85 Mio. m³/a (Abbildung 18), der ungefähr über das Tagebauende 2030 bis zur Beginn der Seefüllung 2036 gehalten wird.

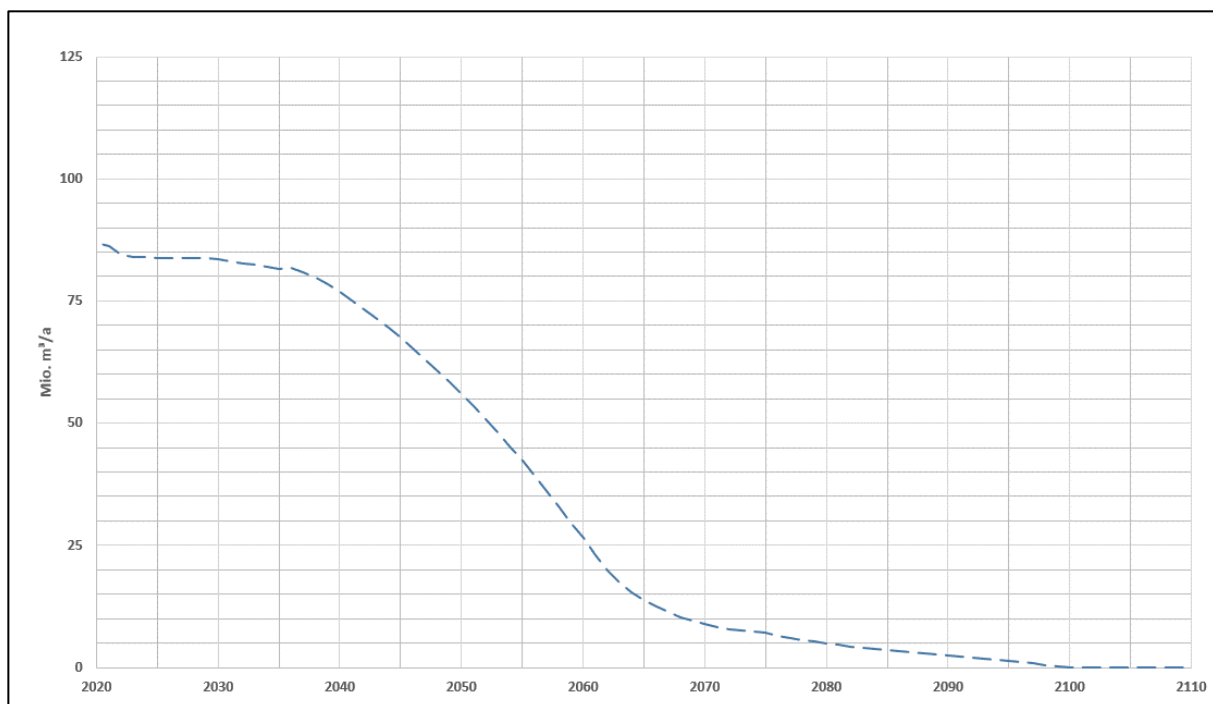


Abbildung 18 Versickerungsmengen im Untersuchungsraum Garzweiler für den Prognosezeitraum aus Versickerungsanlagen und Direkteinleitungen

Danach reduziert sich der Wasserbedarf und beträgt im Jahr 2050 noch 55 Mio. m³/a und sinkt bis zur Erreichung des Zielwasserspiegels im Jahr 2063 auf Werte um ca. 20 Mio. m³/a. Maßgeblich wird dies durch die aus Sicherheitsgründen im Umfeld des Restlochs noch zu betreibenden Entwässerungsmaßnahmen und den direkten Zusammenhang zwischen Entwässerungs- und Versickerungsleistung bestimmt. Die Infiltrationsmaßnahmen müssen bis

weit nach Tagebauende fortgeführt werden und können erst um 2100 eingestellt werden, wenn sich im Bereich der Venloer Scholle wieder Grundwasserstände eingestellt haben, die einen Verzicht auf Stützungsmaßnahmen erlauben. Mit den aktuell bereits umgesetzten und den für die Zukunft geplanten Maßnahmen werden sumpfungsbedingte Einflüsse aus den schützenswerten Feuchtgebieten ferngehalten.

5.4.10 Befüllung des Tagebausees Garzweiler

Im vorliegenden Kapitel wird die Dynamik der Tagebauseefüllung beschrieben. Dabei ist bezüglich der Zeitangaben zu beachten, dass das hier beschriebene Modell zu Beginn des Wasserwirtschaftsjahrs 1971 startet und die Zeitschrittweite ein Jahr beträgt, so dass die vorliegenden Modellergebnisse und Summenangaben sich stets auf das Ende des jeweils genannten Wasserwirtschaftsjahrs beziehen. Unterjährige und damit auch saisonale Entwicklungen werden dementsprechend nicht abgebildet.

Da dem hier vorgestellten Reviermodell der unter 3.6.1 beschriebene Planungsstand zugrunde liegt, beginnt die Füllung des Tagebausees Garzweiler modellseitig im Wasserwirtschaftsjahr 2036. Es wird eine jährliche Entnahmemenge aus dem Rhein von rd. 106 Mio. m³/a angenommen, welche jedoch in Abhängigkeit vom Sumpfungswasserdargebot auch für die ökologischen Bedarfe des Nordraums genutzt wird, sodass die tatsächliche Befüllmenge des Sees sich bereits in der Frühphase der Befüllung bei etwa 75 Mio. m³/a einpendelt. Bis zum Erreichen des finalen Seewasserstandes 2063 steigt die Befüllung auf etwa 85 Mio. m³/a an. Danach kann die Einleitung stark zurückgefahren und voraussichtlich um das Jahr 2080 in Gänze eingestellt werden. Der Tagebausee bekommt im lokalen Einzugsgebiet nun eine Vorflutfunktion und es stellt sich in den nächsten Jahrzehnten eine steigende Überlaufmenge von ca. 4,8 Mio. m³/a ein. Die Bilanzgrößen der Befüllung des Tagebausees Garzweiler sind in Abbildung 19 dargestellt.

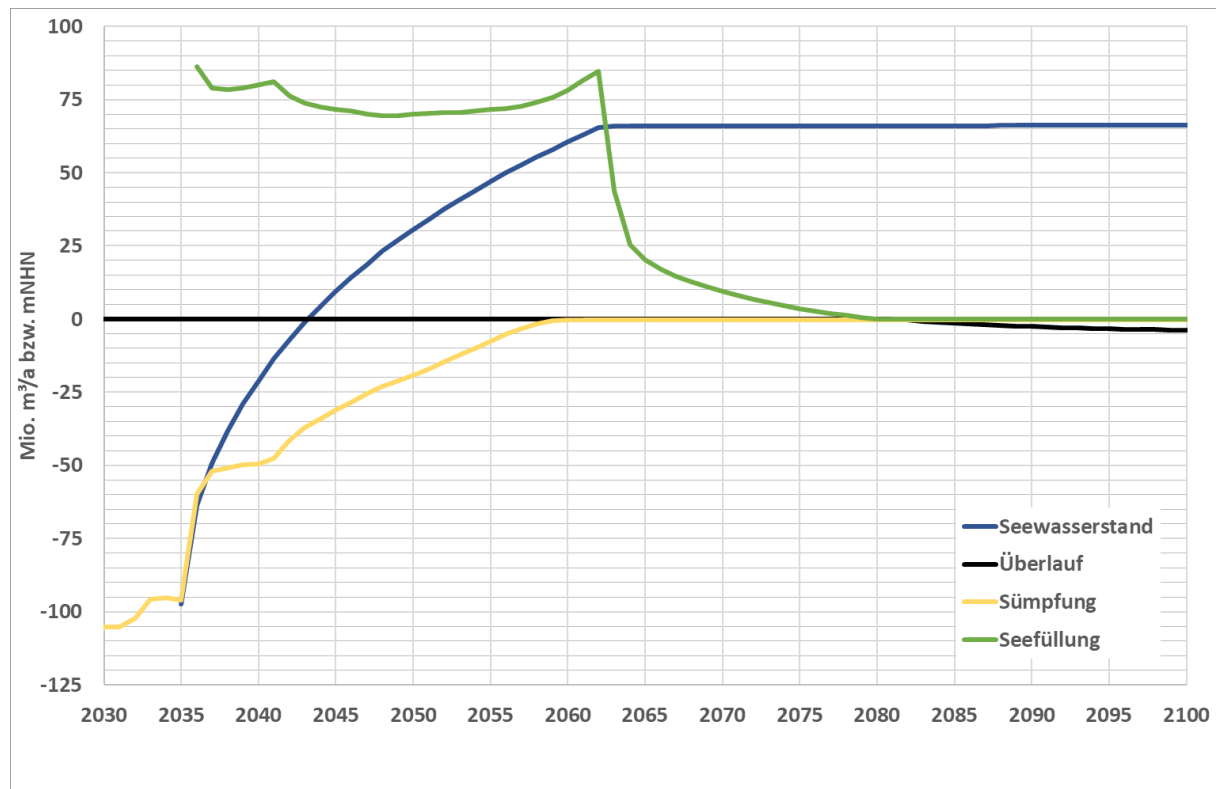


Abbildung 19 Bilanzgrößen in Abhängigkeit des Seewasserstandes des Tageausees Garzweiler

5.4.10.1 Infiltrationswasserausbreitung aus Versickerungsanlagen und Direkteinleitungen

Mittels der instationären Betrachtungen werden Erhöhungen von Versickerungsleistungen, aber auch die später folgende Reduzierung berücksichtigt. Im zugrunde gelegtem Versickerungskonzept sind keine weiteren Inbetriebnahmen von zusätzlichen Versickerungsanlagen vorgesehen. Die Änderung des Sumpfungregimes in Zeit und Ort, sowie die Befüllung des Tageausees und der Wiederanstieg machen sich in der Verteilung und in der benötigten Gesamtsumme an Infiltrationswasser bemerkbar. Diese primär strömungstechnischen Randbedingungen finden in der Randbedingung zur Beschreibung des Eintrags von Infiltrationswasser ihr Äquivalent in der Stofftransportrandbedingung durch eine direkte Kopplung, so dass die geplante Weiterentwicklung der Versickerungsanlagenstandorte und -kapazitäten ihre Berücksichtigung finden. Die Prognoseergebnisse der Infiltrationswasserausbreitung wird in den Kapiteln 5.4.10.3 bis 5.4.10.6 für ausgewählte Zeitpunkte beschrieben. Dabei wird der Fokus auf die Auswertung und Darstellung gelegt, welche zur Beurteilung der Beeinflussung der Wasserversorgung verwendet wird. Dieser liegt die Annahme zugrunde, dass das Infiltrationswasser über die gekoppelten und wassererfüllten Leiter homogen verteilt ist. Es erfolgt dazu ein Postprocessing, mit dem die homogenisierten

Anteile über die Kopplung ermittelt werden. Die resultierenden Karten sind in den Unterlagen zur UP/UDP zu entnehmen (Karte_Wasser-I1a bis Karte_Wasser-I4f).

Die Beurteilung der Beeinflussung der Vegetation erfolgt nur anhand der Infiltrationswasseranteile, welche in der Wurzelzone, also bei einem Flurabstand bis zu 3 m zu finden sind. Diese Beurteilungsgrundlagen wurden im Postprocessing unter Verwendung der im Modell hinterlegten Geländeoberkante generiert. Die resultierenden Karten werden nachrichtlich dargestellt ([Anlage 16](#) bis [Anlage 20](#)) aber nicht weiter erläutert.

5.4.10.2 Vorgehen bei den Direkteinleitungen

Es ist anzunehmen, dass die in den Direkteinleitungen enthaltene stoffliche Fracht nicht durch den in Kapitel 5.3.8 beschriebenen Verdunstungsverlust von 11 % reduziert, sondern dem Grundwasserkörper komplett durch die Exfiltration aus dem Oberflächengewässer zugeführt wird. Um diesen Umstand korrekt abzubilden, wurde in den Modelleingangsdaten eine „Aufkonzentration“ des Infiltrationswassers implementiert, welche o. g. Effekt ausgleicht.

Infiltrationswasser, das über Versickerungsanlagen eingebracht wird, erfährt keine Aufkonzentration und kommt zu 100% dem Grundwasser zugute.

5.4.10.3 Prognose der Infiltrationswasserausbreitung oberer Grundwasserleiter

Zum Zeitpunkt 2030 (Karte_Wasser-I1b der UP/UDP) zeigt sich eine annähernd geschlossene Fläche mit Infiltrationswasseranteilen von über 20 % entlang der Hauptversickerungsriegel, die sich in etwa von Wegberg über Rheindahlen, Wickrath, Gütterath und Odenkirchen bis an den Viersener Sprung bei Steinhausen erstreckt und auch das Schwalmquellgebiet, den Mühlenbach und die schützenswerten Feuchtgebiete der oberen Niers und Trietbachaue erfasst. Eher kleinräumige Verbreitungen von erhöhten Versickerungsanteilen treten im Bereich von punktuellen Anordnungen von Versickerungsanlagen auf, so etwa in den Bereichen von Baal, Doveren, Dahlheim, Merbeck und südlich von Schwalmthal. Ein weiteres flächiges Auftreten von Versickerungswasseranteilen größer 20 % ist entlang des Meinweg-Versickerungsriegels zu beobachten. Geringe Infiltrationswasseranteile treten im Bereich der Millicher Bachaue, der Erftaue bei Grevenbroich und der Norf bei Rosellerheide auf. Zu den Zeitschritten 2036 (Karte_Wasser-I1c der UP/UDP) bis 2050 (Karte_Wasser-I1d der UP/UDP) findet im Wesentlichen eine geringfügige Ausbreitung der Bereiche mit signifikanten Infiltrationswasseranteilen entlang der vorherrschenden Grundwasserfließrichtung statt. Im Bereich Niederkrüchten macht sich die geplante Rücknahme der Infiltrationsmenge bemerkbar. Die räumliche Ausbreitung der Infiltrationswasseranteile größer 20% ist 2063 (Karte_Wasser-I1e der UP/UDP) ähnlich wie zu den vorhergehenden

Betrachtungszeitpunkten, die Anteile sind aber aufgrund der reduzierten Versickerungsmengen zurückgegangen. Im Jahr 2200 (Karte_Wasser-I1f der UP/UVp) sind die Infiltrationen bereits 100 Jahre eingestellt. Residuale Infiltrationswasseranteile größer 20% finden sich nur punktuell bevorzugt in Bereichen, in denen sich ein flacher Strömungsgradient eingestellt hat.

5.4.10.4 Prognose der Infiltrationswasserausbreitung Hangendgrundwasserleiter

Eine Ausbreitung von Infiltrationswasser in Hangendgrundwasserleiter gilt insbesondere für die Bereiche, in denen kein abdichtender Ton zum oberen Grundwasserstockwerk besteht. Insbesondere entlang dieser geologischen Fenster oder in Randbereichen der Verbreitung eines Grundwasserstockwerks gelangt durch die fortschreitende Tagebausümpfung oder lokal durch Entnahmen Dritter weiterhin Grundwasser aus dem oberen Grundwasserstockwerk in die darunter liegenden Grundwasserleiter. Einige Versickerungsanlagen infiltrieren auch direkt in den Hangendgrundwasserleiter.

Insgesamt ist für die Hangendgrundwasserleiter die bergbaubedingte Beeinflussung infolge der durchgeführten Sümpfungs- und Versickerungsmaßnahmen für den Tagebau Garzweiler jedoch als gering einzustufen, so dass eine Beeinträchtigung der Wasserversorgung ausgeschlossen werden kann.

Im Grundwasserleiter 8/6D zeigt sich zum Zeitpunkt 2030 (Karte_Wasser-I2b der UP/UVp) eine prognostizierte Ausbreitung der Infiltrationswasseranteile, ausgehend von den Versickerungsriegeln im Bereich der Niers um Wickrath in Richtung Tagebau. Davon abgesehen, lassen sich lediglich punktuell oder kleinräumig erhöhte Versickerungswasseranteile feststellen, so im Meinweg-Gebiet, bei Merbeck, Dahlheim, Schwalmtal, Geneiken-Uevekoven, südlich von Rheindahlen und um Güdderath. Bis zum Zeitschritt 2036 (Karte_Wasser-I2c der UP/UVp) breiten sich die Bereiche erhöhter Infiltrationswasseranteile entlang der vorherrschenden Grundwasserströmungsrichtung aus und insbesondere der Bereich zwischen dem Schwalm-Riegel südlich von Rheindahlen und dem Tagebau ist nun annähernd gänzlich von erhöhten Infiltrationswasseranteilen gekennzeichnet. Die Vorkommen rund um die mittlere Schwalm und zwischen Wegberg und Erkelenz stagnieren oder vergrößern sich moderat.

In 2050 (Karte_Wasser-I2d der UP/UVp) werden nur geringfügig neue Bereiche von der Infiltrationswasserausbreitung erfasst, die jedoch zum Teil steigende Anteile aufweisen. Vor allem der Bereich zwischen Schwalm-Riegel und Tagebau zeigt nun flächendeckend Infiltrationswasseranteile von > 20 %. Bis 2063 (Karte_Wasser-I2e der UP/UVp) haben sich die vom Infiltrationswasser erfassten Bereiche kaum verschoben. Auch 2200 (Karte_Wasser-I2f der UP/UVp) sind im Hangendgrundwasserleiter noch flächig Infiltrationswasseranteil von

mehr als 20% erkennbar. Die Austauschrate für das Grundwasser ist im Hangendgrundwasserleiter aufgrund geringerer Fließgeschwindigkeiten und Grundwasserneubildungs- bzw. Leakageraten deutlich geringer als im Oberen Stockwerk, so dass sich die Infiltrationswasseranteile persistenter verhalten.

5.4.10.5 Prognose der Infiltrationswasserausbreitung Zwischengrundwasserleiter

Im Grundwasserleiter 6B sind zum Zeitpunkt 2030 (Karte_Wasser-I3b der UP/UVP) nur vereinzelt Infiltrationswassermengen erkennbar, so vor allem entlang des Versickerungsriegels zwischen Odenkirchen und Giesenkirchen. Sehr lokal zeigt sich ein geringer Einfluss der Versickerungsanlagen bei Meinweg und Dahlheim. Über die Zeitpunkte 2036 (Karte_Wasser-I3c der UP/UVP), 2050 (Karte_Wasser-I3d der UP/UVP) und 2063 (Karte_Wasser-I3e der UP/UVP) breiten sich die beschriebenen Bereiche leicht aus oder nehmen in der Intensität zu.

Zum Zeitpunkt 2200 (Karte_Wasser-I3f der UP/UVP) ist eine weitere Ausbreitung der Versickerungswasseranteile zu beobachten. Die Intensitäten haben aber aufgrund der eingestellten Versickerungen und dem Austrag mit der Strömung abgenommen.

5.4.10.6 Prognose der Infiltrationswasserausbreitung Liegendgrundwasserleiter

In der Venloer Scholle kann aufgrund der weitestgehend intakten Abdichtung der Liegendleiter von den Hangendleitern ein merklicher Einfluss von oberflächennahem Grundwasser ausgeschlossen werden.

Die Ausbreitung des Infiltrationswassers im Liegendgrundwasserstockwerk ist 2030 (Karte_Wasser-I4b der UP/UVP) nur im direkten Umfeld der Liegend-Infiltrationsanlagen im Meinweg-Gebiet, bei Arsbeck und bei Wildenrath-Klinkum zu erkennen. Über die Betrachtungszeitpunkte 2036 (Karte_Wasser-I4c der UP/UVP), 2050 (Karte_Wasser-I4d der UP/UVP) und 2063 (Karte_Wasser-I4e der UP/UVP) hinweg findet nur eine geringfügige Ausbreitung und Intensivierung der Infiltrationswasseranteile statt. Auch 2200 (Karte_Wasser-I4f der UP/UVP) sind Anteile von mehr als 20% im Bereich der genannten Anlagen erkennbar. Die Infiltrationswasseranteile um Giesenkirchen im Jahr 2200 (Karte_Wasser-I4f der UP/UVP) sind auf indirekte Effekte zurückzuführen. Hier wirkt sich die Infiltration in den Grundwasserleiter 6B über ein hydrogeologisches Fenster und das Ausgehen des Flözes Morken (Hor. 6A) bis in den Grundwasserleiter 2-5 aus.

5.4.11 Rheinwasserausbreitung

Zur Befüllung des Tagebausees kommt Rheinwasser zum Einsatz. Dieses wird wesentlich auch zu Wiederbefüllung des Porenraums der entwässerten oder teilentwässerten Grundwasserleiterbereiche beitragen. Ab Mitte der 2030-Jahre, schon bald nach dem Einstau der Liegendleiter, kann die Sumpfung in diesen reduziert werden, so dass die benötigte Wassermenge für die Versickerungsanlagen und Direkteinleitungen nicht mehr vollständig durch Sumpfungswasser gedeckt werden kann. Diese Bedarfslücke soll ebenfalls aus Rheinwasser gedeckt werden.

Unter Anwendung der Bilanzmethode werden diese beiden Eintragspfade von Rheinwasser in die Grundwasserleiter betrachtet, so dass die Anteile des Rheinwassers am Grundwasser flächig und leiterbezogen sowie instationär ermittelt werden.

Im folgenden Kapitel werden die der Modellierung zugrundeliegenden Eingangsdaten und -Annahmen beschrieben.

Die Prognoseergebnisse der Rheinwasserausbreitung wird in den Kapiteln 5.4.11.2 bis 5.4.11.5 für ausgewählte Betrachtungszeitpunkte Zeitpunkte beschrieben. Da die Verwendung von Rheinwasser erst ab dem Wasserwirtschaftsjahr 2036 hinterlegt ist, beginnt die Betrachtung zu diesem Zeitpunkt. Dabei wird der Fokus auf die Auswertung und Darstellung gelegt, welche zur Beurteilung der Beeinflussung der Wasserversorgung verwendet wird. Dieser liegt die Annahme zugrunde, dass das Rheinwasser über die gekoppelten und wassererfüllten Leiter homogen verteilt ist. Es erfolgt dazu ein Postprocessing, mit dem die homogenisierten Anteile über die Kopplung ermittelt werden. Die resultierenden Karten sind in den Unterlagen zur UP/UVP zu entnehmen, Karte_Wasser-K1a bis Karte_Wasser-K4d. In diesen Karten werden, in Anlehnung an die Darstellungen zur Infiltrationswasserausbreitung, Rheinwasseranteile ab 20% dargestellt, die außerhalb von Kippe und Tagebausee auftreten.

Die Beurteilung der Beeinflussung der Vegetation erfolgt nur anhand der Rheinwasseranteile, welche in der Wurzelzone, also bei einem Flurabstand bis zu 3 m zu finden sind. Diese Beurteilungsgrundlagen wurden im Postprocessing unter Verwendung der im Modell hinterlegten Geländeoberkante generiert. Die resultierenden Karten werden nachrichtlich dargestellt ([Anlage 21](#) bis [Anlage 24](#)) aber nicht weiter erläutert.

5.4.11.1 Vorgehen bei Direkteinleitungen und weitere Annahmen

Bereits zu Beginn der Tagebauseefüllung kann der Infiltrationswasserbedarf nicht mehr vollständig durch Sumpfungswasser gedeckt werden, so dass Rheinwasser auch in die Versickerungsanlagen und Direkteinleitungen Verwendung finden muss. Es wird also

angenommen, dass Sumpfungswasser prioritär als Ökowasser verwendet wird und der darüber hinausgehende Bedarf durch Rheinwasser gedeckt wird. Da die für den Bereich Garzweiler zur Verfügung stehende Rheinwassermenge bei 106 Mio. m³/a gedeckelt ist, kann die Differenz von Ökowasserbedarf und dieser gedeckelten Menge zur Seefüllung Verwendung finden. Die Parametrisierung der Randbedingung erfolgt jahresscharf.

Es ist anzunehmen, dass die in den Direkteinleitungen enthaltene stoffliche Fracht nicht durch den in Kapitel 5.3.8 beschriebenen Verdunstungsverlust von 11 % reduziert, sondern dem Grundwasserkörper komplett durch die Exfiltration aus dem Oberflächengewässer zugeführt wird. Um diesen Umstand korrekt abzubilden, wurde in den Modelleingangsdaten eine „Aufkonzentration“ des eingeleiteten Rheinwassers implementiert, welche o. g. Effekt ausgleicht.

Rheinwasser, das über Versickerungsanlagen oder dem Tagebausee eingebracht wird, erfährt keine Aufkonzentration und kommt zu 100% dem Grundwasser zugute.

5.4.11.2 Prognose der Rheinwasserausbreitung oberer Grundwasserleiter

Zum Zeitpunkt 2036 (Karte_Wasser-K1a der UP/UVp) zeigen sich im OSTW noch keine Flächen mit Rheinwasseranteilen von über 20 %. Im Jahr 2050 (Karte_Wasser-K1b der UP/UVp), also nach 15 Jahren zunehmender Rheinwasserinfiltration, sind Bereiche entlang des Hauptversickerungsriegel erfasst, die sich in etwa von Wegberg über Rheindahlen, Wickrath, Gütterath und Odenkirchen bis an den Viersener Sprung bei Steinhausen erstrecken und auch das Schwalmquellgebiet, den Mühlenbach und die schützenswerten Feuchtgebiete der oberen Niers und Trietbachaue einbeziehen. Eher kleinräumige Verbreitungen von erhöhten Versickerungsanteilen treten im Bereich von punktuellen Anordnungen von Versickerungsanlagen auf, so etwa in den Bereichen von Baal, Doveren, Dahlheim, Merbeck und südlich von Schwalmtal und im Hoppbruch.

Mit dem Erreichen des Zielwasserspiegels 2063 (Karte_Wasser-K1c der UP/UVp) ist auch Rheinwasser im direkten Seeumfeld zu erkennen. Die Rheinwasseranteile im Bereich der Versickerungsanlagen haben trotz der reduzierten Einleitmengen zugenommen.

Im Jahr 2200 (Karte_Wasser-K1d der UP/UVp) sind im Bereich der Versickerungsanlagen nur noch residuale Rheinwassermengen zu sehen. Eine Abstromfahne mit Anteilen zwischen 20 und 40% ist vom Seeufer bis Gütterath zu erkennen.

5.4.11.3 Prognose der Rheinwasserausbreitung Hangendgrundwasserleiter

Im Grundwasserleiter 8/6D zeigen sich zum Zeitpunkt 2036 (Karte_Wasser-K2a der UP/UPV) keine Rheinwasseranteile von mehr als 20%. Auch 2050 (Karte_Wasser-K2b der UP/UPV) sind nur singuläre Bereiche zu sehen, die Rheinwasseranteile von mehr als 20% aufweisen, die bis 2063 (Karte_Wasser-K2c der UP/UPV) nur wenig zahlreicher werden. Zu diesem Betrachtungszeitpunkt sind auch noch keine Rheinwasseranteile aus dem See über das Seeufer hinweg in den Hangendgrundwasserleiter ausgetreten. Im Betrachtungsjahr 2200 (Karte_Wasser-K2d der UP/UPV) sind Rheinwasseranteile am nördlichen Seeufer von mehr als 80 % zu erkennen. Im Bereich der Versickerungsanlagen sind nur noch residuale Rheinwasseranteile vorhanden.

5.4.11.4 Prognose der Rheinwasserausbreitung Zwischengrundwasserleiter

Im Grundwasserleiter 6B sind zum Zeitpunkt 2036 (Karte_Wasser-K3a der UP/UPV) keine Rheinwasseranteile von mehr als 20% erkennbar. Im Jahr 2050 (Karte_Wasser-K3b der UP/UPV) zeigt sich lokal im Hoppbruch aufgrund der lückenhaften Geringleiterverbreitung und der Förderung aus dem Horizont 6B ein geringer Einfluss der Versickerung von Rheinwasser. Zum Zeitpunkt 2063 (Karte_Wasser-K3c der UP/UPV) ist eine weitere Ausbreitung der erwähnten Rheinwasseranteile zu beobachten. Rheinwasseranteile > 20 % sind auch lokal bei Dahlheim zu erkennen. Im Betrachtungsjahr 2200 (Karte_Wasser-K3d der UP/UPV) sind im Seeabstrom Rheinwasseranteile von mehr als 80% zu erkennen. Im Bereich von Dahlheim sind noch residuale Rheinwasseranteile vorhanden.

5.4.11.5 Prognose der Rheinwasserausbreitung Liegendgrundwasserleiter

In der Venloer Scholle kann aufgrund der weitestgehend intakten Abdichtung der Liegendleiter von den Hangendleitern ein merklicher Einfluss von oberflächennahem Grundwasser ausgeschlossen werden. Der Rheinwassereinfluss kann also nur aus den tiefen Versickerungsanlagen oder dem See erfolgen.

Die Ausbreitung des Rheinwassers im Liegendgrundwasserstockwerk ist 2036 (Karte_Wasser-K4a der UP/UPV) nur im direkten Umfeld der Liegend-Infiltrationsanlagen im Meinweg-Gebiet, bei Arsbeck und bei Wildenrath-Klinkum zu erkennen. Bis 2050 (Karte_Wasser-K4b der UP/UPV) findet eine geringfügige Ausbreitung der Rheinwasseranteile statt. Zu erkennen ist, dass zusätzliche Infiltrationsanlagen bei Gerderhahn in Betrieb gehen. Die Infiltrationswasseranteile um Giesenkirchen sind auf indirekte Effekte zurückzuführen. Hier wirkt sich die Infiltration in den Grundwasserleiter 6B

über ein hydrogeologisches Fenster und das Ausgehen des Flözes Morken (Hor. 6A) bis in den Grundwasserleiter 2-5 aus.

Bis zum Prognosezeitpunkt 2063 (Karte_Wasser-K4c der UP/UVP) finden nur äußerst geringfügige Änderungen in der Rheinwasserausbreitung und den Anteilen an Rheinwasser im Grundwasserleiter 2-5 statt. Hinzukommen nun auch Anteile von mehr als 20 % unter dem Tagebausee. Diese Bereiche werden zum Betrachtungsjahr 2200 (Karte_Wasser-K4d der UP/UVP) größer bei insgesamt immer noch recht geringen Anteilen von selten mehr als 60 % Rheinwasseranteile. Obwohl die Versickerungen lange eingestellt sind, sind aufgrund der geringen Austauschraten in den tiefen Leitern um die tiefen Versickerungsanlagen kaum veränderte Rheinwasseranteile zu erkennen.

6 Sulfatausbreitung

Die Simulation des kippenbürtigen Abstroms erfolgt durch die Betrachtung des Austrags des Pyritoxidationsproduktes Sulfat. Sulfat verhält sich weitgehend konservativ und kann daher als Leitparameter für den Austrag von Stoffen angesehen werden, die bei der Pyritoxidation anfallen.

Dazu wird ausschließlich die Kippe mit den zugehörigen Pyritoxidationsprodukten als Sulfat-Quelle betrachtet. Geogene Hintergrundfrachten oder durch Belüftung entstandene Oxidationsprodukte im gewachsenen Gebirge werden nicht berücksichtigt.

Zum Einsatz kommt dabei das Wanderpunktverfahren (Random Walk), da dieses gegenüber der vollständigen numerischen Lösung der Transportgleichung hinsichtlich der räumlich und zeitlichen Diskretisierung deutlich weniger anspruchsvoll ist (Kinzelbach, W. (1988)) und sich daher besonders für Regionalmodelle wie dem hier beschriebenen eignet.

6.1 Kurzbeschreibung des Berechnungsalgorythmus

Als Quellterm wird eine dynamische Randbedingung zweiter Art verwendet. Repräsentieren einige Leiter eines Modellpolygons einen Kippenbereich werden diesen entsprechend des abgebildeten Kippen-Volumens eine Sulfatmasse zugewiesen, die in Lösung gehen kann. Die Herleitung und räumliche Verteilung dieser Sulfatmassen ist dem Kapitel 6.2 zu entnehmen.

Die Lösung kann sowohl über die Grundwasserneubildung als auch über den Wasseranstieg in der Kippe erfolgen:

- Erfolgt die Lösung durch die Grundwasserneubildung wird aus dem lokalen Sulfatdargebot eben die Menge entnommen, die zur Sättigung der neugebildeten Wassermenge benötigt wird.
- Erfolgt die Lösung über den Grundwasserwiederanstieg, wird aus dem Sulfatpool die Masse entnommen, die unter Annahme einer homogenen Verteilung bis zum Wasserspiegel verbaut ist.

Die zu lösende Masse wird auf mehrere, in der Regel acht, Wanderpunkte im Element gleich verteilt. Für jeden Wanderpunkt wird eine zufällige Startposition im Elementraum ermittelt. Der Start der Wanderpunkte und ihre Bewegung erfolgt über ein Simulationsjahr in acht sogenannten Realisationen unterteilt.

Unter Berücksichtigung des im aktuellen Zeitschritt errechneten Strömungsbildes werden die Wanderpunkte einzeln entlang der Strombahnen bewegt. Dabei erfolgt eine Berücksichtigung von dispersiven Effekten sowohl in der Longitudinalen als auch in der Transversalen.

Am Ende einer Realisation (Unterzeitschritt) wird für jedes Modellelement die Sulfatmasse aller Wanderpunkte summiert und auf die gleiche Anzahl von Wanderpunkten wieder gleichmäßig verteilt. Nach der Durchführung aller Realisationen eines Zeitschritts wird die im Element befindliche Sulfatfracht ermittelt und für die Konzentrationsermittlung ins Verhältnis zum Wasservolumen des Elements gesetzt.

Besonderheit Kippenabstrom Garzweiler

Durch die Kalkungsmaßnahmen in der Kippe des Tagebau Garzweilers können dort keine Sulfatkonzentrationen auftreten, die eine Grenzkonzentration von 2.700 mg/l überschreiten. Im gewachsenen Gebirge können aufgrund des hydrochemischen Milieus keine Konzentrationen von mehr als 12.000 mg/l auftreten. Sollten Sulfatfrachten auftreten, die zu einer Übersättigung führen, ist mit der Bildung von Gips-Depots zu rechnen, die sich bei Kontakt mit untersättigtem Wasser wieder auflösen. Dieser Effekt wurde unter Berücksichtigung der obengenannten Grenzkonzentrationen im Modell nachgebildet.

6.2 Zusätzliche Eingangsdaten

Die Parametrisierung des Sulfatinventars der Kippenbereiche erfolgt auf der Basis von Feststoffanalysen und Schätzungen über den Disulfid der verkippten Materialien. Ebenfalls differenziert nach den Kippenbereichen wurde unter Einbeziehung von Anteilen des bindigen Materials, des Oxidationsgrads und des Porenvolumens ein spezifisches Sulfatinventar bei vollständiger Lösung (in [mg/l]) ermittelt. Über die Rückwärtsbetrachtung mit dem Porenvolumen ergibt sich ein spezifisches Kippeninventar des Kippvolumens (in [g/m³]). Die zugrundeliegenden Eingangsdaten und Ergebnisse sind der folgenden Tabelle 4 zu entnehmen.

Tabelle 4 Grundlagen der Parametrisierung des Sulfatinventars: Die rechte Spalte zeigt die im Modell verwendeten spezifischen Sulfatinventare

Nr.	Tagebau	Bemerkung	Anteil des bindigen Materials in Vol.-%	Anteil Klasse 0 (pyritfrei) in Vol.-%	Disulfid-Gehalt in Gew.-%	Oxidationsgrad in %	oxidierte Disulfid-S in Gew.-%	mobiliertes SO ₄ in mg/l	SO ₄ im Gipsreservoir in mg/l	Gesamtinventar SO ₄ in mg/l	Kippeninventar in g/m ³	Kippeninventar in g/m ³ nach Abzug bindiger u. pyritfreier
1	HAM	Mittel	30	0	0,072	20	0,014	1600	400	2000	780	546
2	SOPHIEN	aus HAM	20	0	0,072	20	0,014	1700	300	2000	780	624
3	FORT	wie HAM	20		0,05	20	0,010	1300	0	1300	507	406
4	BERG	wie HAM	20		0,05	20	0,010	1300	0	1300	507	406
5	FISCHB		20		0,06	20	0,012	1500	0	1500	585	468
6	GLESSEN	aus FORT	20		0,06	20	0,012	1500	0	1500	585	468
7	ABTSBUSCH	aus FORT	90		0,013	20	0,003	320	0	320	125	12
8	VOLLRATH	aus FRIMM	15		0,044	20	0,009	1100	0	1100	429	365
11	NIERCHEN	aus IND	25		0,02	20	0,004	500	0	500	195	146
12	GOLTSTEIN	aus IND	35		0,016	20	0,003	400	0	400	156	101
13	FRECH	aus FORT, BH, GRZ	20		0,1	18	0,018	2200	200	2400	936	749
14	BERR	aus FRECHEN	20		0,106	18	0,019	2200	400	2600	1014	811
15	S'Ville: Hohe Scholle Habbelrath	VILLE	5		0,02	20	0,004	500	0	500	195	185
15	S'Ville: Kippe Gotteshölle-Theresia	VILLE	5		0,02	20	0,004	500	0	500	195	185
15	Kippe S'Ville	VILLE	5		0,02	20	0,004	500	0	500	195	185
15	Kippe Ville	VILLE	5		0,02	20	0,004	500	0	500	195	185
16	IND I	IND	20		0,084	14	0,012	1450	0	1450	566	452
17	IND II	IND II	20		0,072	14	0,010	1250	0	1250	488	390
18	ZUKUNFT	ZUKUNFT	20		0,084	14	0,012	1450	0	1450	566	452
10	GÜRATER, SOO	aus FRIMM	20		0,04	20	0,008	1000	0	1000	390	312
9	NEURATH	aus FRIMM	20		0,06	20	0,012	1500	0	1500	585	468
20	GRZ	GRZ (obere Kippe: Kl. 1-2)	0	0	0,16	14	0,022	1700	1000	2700	1053	1053
20	GRZ	GRZ (untere Kippe: Kl. 1-3)	0	0	0,3	14	0,042	1700	3400	5100	1989	1989
	GRZ ges	Mittel	0	0	0,26	14	0,036	1700	2700	4400	1716	1716

6.3 Ergebnisse

Die Sulfatmobilisierung erfolgt, wie oben beschrieben, durch die Grundwasserneubildung und den Anstieg des Wasserspiegels in der Kippe. Aktuell und auch zu Beginn der Tagebauseeeflutung ist der Strömungsgradient im Wesentlichen zum offenen Tagebaubereich gerichtet. Damit erfolgt noch kein relevanter Austrag aus dem Kippenbereich in das gewachsene Gebirge. Durch die Tagebauseeeflutung und der damit einhergehenden Füllung des Porenraums in der Kippe und den entwässerten Bereichen des gewachsenen Gebirges ändert sich das Strömungsfeld sehr dynamisch, so dass der Gradient zunehmend auch vom Tagebaubereich ins gewachsene Gebirge gerichtet ist. Zunehmend wird Sulfat mobilisiert und

ausgetragen. Der Prozess der Austragung beginnt in den tieferen Leitern und erreicht erst bei fast erreichtem Zielwasserspiegel auch das Quartär des OSTW. Im gewachsenen Gebirge finden Mischprozesse statt, die die ausgetragenen Frachten häufig auf Konzentrationen unterhalb des TVO-Grenzwertes von 250 mg/l verdünnen.

Im Folgenden wird die Entwicklung der Sulfatkonzentrationsverteilung nach Grundwasserleiterkomplexen differenziert beschrieben. Die Tagebaukippe wird dabei nicht betrachtet. Da relevante Austräge erst mit der Seefüllung generiert werden, beginnt die Betrachtung und die Kartendarstellung (Anlagen 25 bis 48) mit Erreichen des Zielwasserspiegel im Jahr 2063. Da die Transportprozesse vergleichsweise langsam vonstattengehen, erfolgt eine Betrachtung bis 2400. In den im Folgenden beschriebenen Karten beschränkt sich die Darstellung der Sulfatkonzentrationsverteilungen auf die Verbreitungsbereiche der jeweiligen Leiterkomplexe.

In den von GWDREI berechneten Wasserqualitäten sind die komplexen reaktiven Prozesse zwischen den Grundwasserinhaltsstoffen nicht berücksichtigt (siehe Kap. 4.3.3), sie bilden die grundsätzliche Stoffausbreitung jedoch sehr gut ab. Für spezielle Fragestellungen wie Auswirkungen auf die Wasserversorgung, Feuchtgebiete und Oberflächengewässer unter Berücksichtigung der im Grundwasser vorhandenen stofflichen Reaktionen wird auf das Gutachten zum Kippenabstrom (Rüde, T.R., et al. 2024) verwiesen.

6.3.1 Situation im Jahr 2063

Im **oberen Stockwerk** zeigen sich in näherer Umgebung des Tagebaus Garzweiler kleinere Bereiche, häufig mit geringer Grundwasserführung, in denen bereits Sulfatkonzentrationen größer 100 mg/l ausgewiesen werden. Östlich des Tagebaus sind weiterhin Austräge aus der Neurather Höhe und dem Tagebau Garsdorf zu erkennen.

Der Grundwasserleiterkomplex **8/6D** wie auch der Komplex **6B** weisen aufgrund des Verdünnungseffektes im Umfeld des Tagebaus Garzweiler noch keine relevanten Sulfatkonzentrationen auf. Lediglich im Südosten des Tagebaus sind kleine Bereiche mit relevanten Sulfatkonzentrationen zu erkennen.

Unter der Kippe zeigen sich im Grundwasserleiterkomplex **04 – 5** Sulfatkonzentrationen größer 100 mg/l. Da der Gradient zum betrachteten Zeitpunkt in Richtung des östlichen Tripelpunktes gerichtet ist, sind diese Frachten nicht in nennenswerter Höhe außerhalb des Abbaubereichs zu sehen.

6.3.2 Situation im Jahr 2100

Gegenüber der Situation im Jahr 2063 sind im **OSTW** nur wenige Änderungen erkennbar. Neue Bereiche mit relevanten Sulfatkonzentrationen sind nicht hinzugekommen.

Aus der Kippenschüttung am nördlichen Tagebauseeufer wurde Sulfat mobilisiert, so dass sich im Leiterkomplex **6D** die Sulfatfront einige hundert Meter von der Tagebaugrenze entfernt befindet.

Im Leiter **6B** stellt sich die Situation ähnlich dar, wie im Leiterkomplex 6D. Jedoch sind hier die Konzentrationen erwartungsgemäß etwas höher.

Unter der Kippe zeigen sich im Grundwasserleiterkomplex **04 – 5** weiterhin Sulfatkonzentrationen größer 100 mg/l. Da der Gradient nun stärker Richtung Osten gerichtet ist, hat sich die Sulfatfront etwas weiter nach Osten vorgeschoben.

6.3.3 Situation im Jahr 2150

Der Grundwasserwiederanstieg ist auch in der Kippe weit fortgeschritten, so dass die damit verbundene Mobilisierung von Sulfat in den oberen Kippenbereichen verstärkt erfolgt. Die im **OSTW** nun nach Nordosten gerichtete Strömungsrichtung trägt diese Sulfatmassen im gewachsenen Gebirge von der nördlichen Grenze des Tagebaus Garzweiler I bis an den Dülkener Sprung. Auch an der östlichen Grenze hat sich die Sulfatfront weiter nach Osten geschoben.

Die Sulfatausbreitung ist im Leiterkomplex **6D** sowohl longitudinal als auch horizontal weiter fortgeschritten und reicht nun entlang des Tagebaurands von Jüchen zum Autobahnkreuz Wanlo und bis nördlich von Hochneukirch.

Auch im Leiter **6B** hat sich die Sulfatfront weiter nach Nordosten ausgebreitet. Sie erreicht im Jahr 2150 einen Bereich zwischen Hochneukirch und Gütterath wie auch im Leiterkomplex 6D. Die Fahne hat ihren Schwerpunkt im Bereich des Tagebaus Garzweiler II, reicht aber mit geringeren Konzentrationen entlang des Nordrands des Tagebaus Garzweiler I bis an das östliche Ende des ehemaligen Tagebaubereichs.

Unter der Kippe zeigen sich im Grundwasserleiterkomplex **04 – 5** zunehmend Sulfatkonzentrationen größer 100 mg/l. Da der Gradient weiterhin Richtung Osten gerichtet ist, hat sich die Sulfatfront noch weiter nach Osten über den Rand des Tagebaus vorgeschoben.

6.3.4 Situation im Jahr 2200

Der Austrag des kippenbürtigen Sulfats in das **OSTW** dauert an. Im Vergleich zu 2150 (siehe Kapitel 6.3.3) hat sich nördlich des Tagebaus der Bereich mit Sulfatkonzentrationen vergrößert und verdichtet. Am Ostrand hat sich die Situation kaum verändert.

Im Grundwasserleiterkomplex **6D** hat sich die Sulfatfront mit Konzentrationen größer als 100 mg/l weiter nach Norden verlagert. Sie reicht nun bis Gütterath. Dabei hat sich durch Verdünnungseffekte die Konzentration im Vergleich zur Situation 2150 verringert.

Im Leiter **6B** ist im Vergleich zu 2150 die Sulfatfront mit der Strömungsrichtung weiter nach Nordosten vorgestoßen. Sie reicht nun über den Wickrather Sprung hinaus. Dabei haben sich die Konzentrationen durch einen verstärkten Kippenaustrag erhöht.

Die Situation im Leiterkomplex **04-5** hat sich im Vergleich zu 2150 kaum geändert. Aus der Kippe werden Sulfatfrachten mobilisiert und in den darunter liegenden Leiterkomplex 04-5 bewegt. Die große Mächtigkeit des Leiterkomplexes führt nach wie vor aufgrund der Mischung nur örtlich zu Konzentrationen größer 1.000 mg/l. Die Front hat sich geringfügig weiter nach Osten ausgebreitet.

6.3.5 Situation im Jahr 2300

Die Verbreitung des kippenbürtigen Sulfats im **OSTW** erreicht im Betrachtungsjahr 2300 den Kelzenberger Bach. Einzelne Finger reichen aber auch noch etwas weiter. Am Ostrand konnte die Sulfatfront weiter fortschreiten. Auch im Stadtgebiet Grevenbroich erreicht die Sulfatfront nun die Erft.

Im Leiterkomplex **6D** führen Verdünnungseffekte zu weiteren Konzentrationsverringeringen. Dabei ist ein Abreißen der Fahne vom Tagebaurand zu beobachten. Sie hat sich jedoch bis zum Rheindahlener Sprung weiterbewegt.

Im Leiter **6B** ist im Vergleich zu 2200 die Sulfatfront nochmals weiter nach Nordosten vorgestoßen. Sie reicht nun bis zum Dülkener Sprung im Osten und bis zur Kamphausener Höhe im Westen. Ein Abreißen der Fahne vom Tagebaurand wie im Leiterkomplex 6B ist noch nicht zu beobachten.

Am südlichen Kippenrand hat sich im Leiterkomplex **04-5** die Fläche mit Sulfatkonzentrationen größer 100 mg/l reduziert, was auf ein sich erschöpfendes Inventar hindeutet. Die Front hat sich geringfügig weiter nach Osten ausgebreitet und erreicht nun partiell die Grenze der Leiterkomplexverbreitung.

6.3.6 Situation im Jahr 2400

Im Betrachtungsjahr 2400 hat sich der Austrag ins **OSTW** in die östlichen Tagebaubereiche zurückgezogen. Die Verbreitung des kippenbürtigen Sulfats im **OSTW** erreicht auch im Betrachtungsjahr 2400 den Kelzenberger Bach (kein Grundwasseranschluss), wobei auch das Ausfingern weiterhin zu beobachten ist. Insgesamt hat sich der Austragungsbereich auf den Kippenrand östlich von Jüchen zurückgezogen. Am Ostrand konnte die Sulfatfront noch weiter fortschreiten. Sie liegt nun meist östlich der Erft.

Im Leiterkomplex **6D** sind im Jahr 2400 nur noch wenige Sulfatkonzentrationen größer 100 mg/l zu erkennen. Diese resultieren aus einem deutlich zurückgegangenen Kippenaustrag und Verdünnungseffekten.

Das Ausdünnen der Fahne am Tagebaurand deutet darauf hin, dass sich im Jahr 2400 der Sulfataustrag aus der Kippe in den Leiter **6B** im Vergleich zu 2300 reduziert hat und sich das Inventar dem Ende neigt. Die Sulfatfront ist bis zur nordöstlichen Verbreitungsgrenze des Leiters 6B fortgeschritten. Beginnend am westlichen Kippenrand ist eine Fahne zu erkennen, die bis Mülfort reicht.

Im Süden der Kippe ist eine weitere Reduzierung des Inventars zu beobachten, was in einer reduzierten Fracht im Leiterkomplex 04-5 resultiert. Die Sulfatfahne ist im Osten nur wenig vorangeschritten. Im Nordwesten des Tagebaus haben sich die Bereiche weiter vom Kippenrand entfernt. Es sind nur wenige Bereiche zu erkennen, an denen die kleinen Fahnen noch eine Verbindung zum Tagebaurand haben.

7 Modellvariante ohne Bergbaueinfluss

Zur Beurteilung des Einflusses durch den Bergbau auf die Grundwasserverhältnisse wurde ein Vergleichsmodell aufgesetzt, welches die Randbedingungen, die bergbaubedingt sind, nicht enthält. Dieses Modell basiert auf dem in diesem Bericht beschriebenen Prognosemodell. Folgende Randbedingungen und Modellparameter wurden dabei geändert:

- Tagebaubrunnen nicht berücksichtigt
- Versickerungsanlagen und Direkteinleitungen nicht berücksichtigt
- Parameteränderungen im Bereich der Tagebaue zur Beschreibung der Tagebaubetriebe und der Tagebaufolgelandschaft nicht berücksichtigt

Explizit weiter Berücksichtigung fanden alle Entwicklungen der Entnahmen Dritter insbesondere auch der geplanten Verlagerung der Entnahmen nach Tagebauende, z.B. Entlang der Erft-Schiene aber auch vom Wasserwerk Fürth in den Nordraum.

Ebenfalls berücksichtigt wurden die Niedrighaltungsmaßnahmen in der Erftaue zur Wahrung eines entsprechend der Nutzung verträglichen Flurabstands.

Durch die Differenzenbildung und -betrachtung kann nun der aus dem Bergbau resultierende Einfluss auf die Grundwasserstände bewertet werden. Dabei werden Einflüsse, die nicht oder nur randlich bergbaubedingt sind, ausgeblendet, da ihre Entwicklung in beiden Modellvarianten gleich abgebildet werden.

Von [Anlage 49](#) bis [Anlage 54](#) werden die Differenzen zu den oben definierten Betrachtungszeitpunkten dargestellt. Daraus lassen sich folgende Ergebnisse ableiten:

Bei der Betrachtung des **IST-Zustands 2021** wird deutlich, dass im direkten Tagebauumfeld Absenkungen größer 10 m zu erkennen sind, die im Nordosten mit kleineren Beträgen bis

Kaarst und auch entlang der Erft ausstrahlen. Nach Nordwesten werden die Absenkungen durch den Schwalmriegel begrenzt. Die Infiltrationsmaßnahmen entlang des Schwalmriegels und im Schwalmgebiet generieren gegenüber dem bergbauunbeeinflussten Zustand im gleichen Jahr einen höheren Wasserstand. Diese Überhöhung ist notwendig, um auch die Bereiche vor Sumpfungseinflüssen zu schützen, in die Versickerungsmaßnahmen nur indirekt wirken, da keine örtliche Versickerung möglich ist.

Erwartungsgemäß zeigt sich aufgrund der Nähe zum Sumpfungsgeschehen, dass eine Kompensation der Absenkungen im Bereich der Niers nur partiell erreicht wird. Weiterhin ist im Westen des Untersuchungsraums mit dem Ausstreichen der Flöze durch die Druckabsenkungen in den tieferen Grundwasserleitern eine Absenkung gegenüber dem bergbauunbeeinflussten Zustand zu erkennen.

Im Vergleich zum IST-Zustand haben sich erwartungsgemäß zum ersten **Betrachtungszeitpunkt in der Prognose 2030** keine nennenswerten Änderungen im Differenzenbild zwischen bergbauunbeeinflusstem Zustand und dem Zustand mit Bergbaueinfluss ergeben. Dies ist als Folge der weitgehend gleichbleibenden Sumpfungs- und Versickerungsmengen zu sehen.

Auch im Differenzenbild für das **Prognosejahr 2036** sind nur wenige und nicht relevante Veränderungen zum IST-Zustand zu erkennen. Die Tagebauseefüllung hat zwar begonnen, doch der Seewasserstand hat das hier betrachtete oberste Stockwerk noch nicht erreicht. Dementsprechend befinden sich Sumpfungs- und Versickerungsmengen im Hangenden noch auf einem ähnlichen Niveau wie auch in den Jahren zuvor.

Auch 15 Jahre nach Beginn der Füllung, zum **Prognosezeitpunkt 2050** haben die Seeeinleitungen im näheren Tagebauumfeld nur wenig Auswirkungen auf die Differenzen im oberen Grundwasserstockwerk. Jedoch ist an den im Vergleich zu vorhergehenden Betrachtungszeitpunkten zu erkennen, dass die Bereiche mit Überhöhungen im Schwalmgebiet kleiner geworden sind, ohne dass Betroffenheiten in den Ziel-1-Gebieten zugenommen hätten. Dies resultiert aus der Reduzierung der Versickerungsmengen im Schwalmgebiet, die ein Resultat der geringeren Verluste in Richtung Tagebausümpfung sind. Während im Osten und Nordosten das Differenzenbildern aus den Vorjahren sehr ähnlich ist, kann am Rur-Rand ein Rückgang der Absenkungen beobachtet werden, die eine Folge der Druckstabilisierungen in den Liegendleitern ist, welche dort aufgrund der ausstreichenden Flöze eine direkte Verbindung zum OSTW haben.

Mit dem Erreichen des Zielwasserspiegels von +66 mNHN im Jahr 2063 hat sich im unmittelbaren Umfeld des Tagebausees die Differenz zum bergbauunbeeinflussten Zustand reduziert. Entlang des Erftlaufs ab Grevenbroich hat der Wiederanstieg zu Differenzen geführt, die zehn Meter nicht mehr überschreiten. Vom Tagebausee über den Kraftwerksstandort

Neurath bis zum Übergang der Venloer Scholle zur Kölner Scholle werden jedoch weiterhin Differenzen von mehr als zehn Meter ausgewiesen. Die Überhöhung im Schwalmgebiet hat sich bei fallenden Infiltrationsmengen weiter verringert. Ziel-1-Gebiete sind nach wie vor nicht von Absenkungen größer zehn Zentimeter betroffen. Aufgrund des Einflusses der Absenkungen aus der Erft-Scholle werden im Jackerather Horst weiterhin Differenzen von mehr als zehn Meter ausgewiesen. Südwestlich des Tagebausees liegt die Basis des Oberen Stockwerks über dem Zielwasserspiegel. Auf dem Ton 13 kann sich zum Betrachtungszeitpunkt keine Wassersäule halten, die der zum bergbauunbeeinflussten Zustand entspricht, so dass sich auch hier weiterhin größere Differenzen darstellen.

Nach weitgehendem Abschluss des Wiederanstiegs im **Prognosejahr 2200** verbleiben im direkten Umfeld des Tagebausees Absenkungen gegenüber dem bergbauunbeeinflussten Zustand von drei bis zehn Metern, in vielen Bereichen auch darunter. Der See wirkt mit seinem Wasserspiegel von +66 mNHN als Vorfluter für den südlichen und westlichen Nachbarmbereich. Im Bereich des späteren Sees werden im bergbauunbeeinflussten Zustand Grundwasserstände von zum Teil über 70 mNHN ausgewiesen, was auch in der Größenordnung der vorbergbaulichen Grundwasserstandsbeobachtungen liegt. Die Absenkungsbeträge nehmen radial um den Tagebausee ab. In den Auenbereichen, in denen die Vorfluter Grundwasseranschluss haben, stellen sich in beiden Modellvarianten weitgehend gleiche Grundwasserstände ein, zum Beispiel an der Erft. Es verbleibt eine Absenkung größer zehn Zentimeter bis zu einer um den Tagebau gedachten Linie von Widdeshoven am Rand zur Kölner Scholle über Grevenbroich, Grefrath, Kleinenbroich, Rheydt, Wolfsittard im Norden und über Beeck bis Hückelhoven im Westen. Damit erfahren Ziel-1-Gebiete in der Regel unter Bergbaueinfluss keine Absenkungen von mehr als 10 Zentimeter. Eine Ausnahme bildet dabei der südlichste Zipfel des Mühlenbachs, der bis zu 30 cm erfährt.

8 Modellvariante zum Vergleich mit dem Zustand 1983

Im Kontext der Erstellung des Braunkohleplans Garzweiler II wurde Bezug auf den Grundwasserstand aus dem Jahr 1983 genommen. Dabei wurde angenommen, dass sich nach dem Grundwasserwiederanstieg weitgehend die wasserwirtschaftlichen Verhältnisse von 1983 wieder einstellen werden. Um den Vergleich mit dem Zustand nach Bergbau durchführen zu können, müssen die Einflüsse der Verlagerung und quantitativen Veränderung von nicht bergbaubedingten Entnahmen ausgeblendet werden. Daher wurde basierend auf dem Prognosemodell ein Szenario erstellt, das die Entnahmen Dritter ab dem Jahr 1983 auch über die Bergbauphase und dem Grundwasserwiederanstieg hinweg konstant hält. Damit ist

dieser Einflussfaktor, der nicht bergbaubedingt ist, negiert. Ein direkter Vergleich der Grundwasserstände von 1983 und dem stationären Endzustand kann erfolgen.

Die Ergebnisse dieses Vergleichs sind der [Anlage 57](#) in Form von Grundwasserdifferenzen für das obere Grundwasserstockwerk dargestellt.

Der Vergleich zeigt, dass sich zum Jahr 2200 im Bereich der Ziel-1-Gebiete wieder GW-Stände vergleichbar zum Niveau von 1983 einstellen werden. Bergbaubedingte negative Auswirkungen auf die Ziel-1-Gebiete, insbesondere auch des Ziel-1-Gebietes Mühlenbach, sind demnach nicht zu erwarten. Im Bereich südlich des Boschbeeks zeigen sich im Vergleich leichte Absenkungen zum Zustand 1983. Das Modell errechnet in diesem sehr heterogenen Bereich für 1983 höhere Wasserstände als beobachtet wurden bei insgesamt geringer Wasserführung. Diese im Vergleich zu den beobachteten Wasserständen hohen modellierten Wasserstände sind ursächlich in einem noch höheren Initialwasserstand 1970 zu finden, der von dem im Modell nachgebildetem wasserwirtschaftlichen System nicht gehalten werden kann. Dieser Initialwasserstand basiert auf einem weitaus dünnerem Messnetz, als es heute verwendet wird. Die hier dargestellte Absenkung ist daher in der Realität nicht zu erwarten.

9 Zusammenfassung

Der vorliegende Bericht beschreibt das Grundwassermodell, dessen Simulationsergebnisse im Braunkohleplanänderungsverfahren Garzweiler II eingesetzt werden.

Hierzu werden im Kapitel 2 die Aufgabenstellung und die Aktualisierung der Modelldaten beschrieben. Das verwendete Grundwassermodell für das Rheinische Braunkohlerevier deckt ein Modellgebiet ab, welches neben dem Untersuchungsraum Garzweiler (mit der südlichen Krefelder Scholle) auch die Rur-Scholle, die Erft-Scholle und die linksrheinische Kölner Scholle abdeckt. Damit ist sichergestellt, dass die Schollenüberströme als wesentliche Bilanzglieder des Untersuchungsraums im Simulationszeitraum dynamisch berücksichtigt werden. Das Modellgebiet wird im Kapitel 3 hinsichtlich der geohydrologischen und der hydrologischen Verhältnisse beschrieben. Weiterhin wird ausgeführt, welche Grundwasserentnahmen und Tagebauaktivitäten für den Grundwasserhaushalt mengenmäßig relevant sind und in der Modellbetrachtung Eingang finden. Ein besonderer Fokus wurde dabei auf Änderungen gelegt, die sich gegenüber Vorgängermodellen im Untersuchungsraum ergeben haben. Erwähnt seien hier besonders die geänderten Tagebauführungen, reduzierte Abbaufelder und Seegeometrien und -bathymetrien und darauf basierend Grundwasserentnahmen während des Tagebaubetriebes und der Seebefüllung.

Der für die Simulationen verwendete Programmcode GWDREI weist einige Spezifika auf, die die bergbaulichen Besonderheiten bei der Berechnung der nichtstationären gesättigten Strömung ermöglichen. Im Kapitel 4 wird erläutert, wie die Berechnung im Allgemeinen erfolgt und wie die bergbauspezifischen Funktionen Anwendung finden. Bilanzverfahren und Wanderpunktverfahren, welche im Zuge der Stofftransportsimulation verwendet werden, werden beschrieben.

Zur Erarbeitung belastbarer Simulationsergebnisse wurde der eigentlichen Prognosesimulation eine umfangreiche Kalibrierungsphase vorangestellt, in der die Simulationsergebnisse an Beobachtungen des Grundwasserstands und Bilanzgrößen gespiegelt werden. Dabei zeigt sich, wie im Kapitel 5.3 dargestellt, dass für die Kalibrierungsphase eine gute Anpassung der simulierten an die beobachteten Grundwasserstände erreicht wurde. Ebenso wurden plausible Strömungsbilder und Bilanzgrößen errechnet. Damit wurde die Belastbarkeit des Grundwassermodells für die Prognosesimulationen für den Untersuchungsraum nachgewiesen.

Die Parametrisierung und die Ergebnisse der Prognosesimulation werden im Kapitel 5.4 erläutert. Daraus ergeben sich die bergbaulich bedingten Auswirkungen auf die Grundwasserleiter durch Differenzen der Grundwasserstände für die Jahre 2030, 2036, 2050, 2063 und 2200 im Vergleich zu 2021. Ein weiteres wesentliches Ergebnis der

Prognosesimulation sind noch ausstehende bergbaulich bedingte Hebungsmengen und die Bilanzgrößen der Seefüllung in Abhängigkeit von Seespiegel und Zeit.

Zur Beurteilung der Auswirkungen über das Tagebauende hinaus wurde ein Zustand betrachtet, der sich nach Grundwasserrückgang einstellt und die Einflüsse der Tagebauseen, der Kippen, der bergbaubedingten Verlagerung von Wasserversorgungs-entnahmen, der bergbaubedingten Bodenbewegungen und der Niedrighaltungsmaßnahmen in der Erftniederung berücksichtigt. Es ergibt sich ein Fließbild, welches in weiten Bereichen mit den Verhältnissen vor Beginn der großräumigen bergbaulichen Aktivitäten übereinstimmt.

Zur Beurteilung der Auswirkung von Infiltrationswasser auf Ökologie und Wasserversorgung wurde unter Verwendung des Bilanzverfahrens für die oben genannten Betrachtungszeitpunkte die Verteilung des Infiltrationswassers leiter-spezifisch ermittelt und beschrieben. Die gleiche Methodik wurde zur Abschätzung der Rheinwasseranteile angewendet. Im Rahmen dieser Simulation wurden neben den Anlagen zur Stützung des Wasserstands in Feuchtgebieten auch die Seewassereinleitung als Quelle des Rheinwassereintrags in das Grundwasser parametrisiert.

Der Kippenwasserabstrom, charakterisiert durch den Austrag des Leitparameters Sulfat, wird mittels des Wanderpunktverfahrens simuliert. In Kapitel 6 werden das Vorgehen bei der Parametrisierung, die Berechnung selbst und die Ergebnisse beschrieben.

Für die Bewertung des bergbaulichen Einflusses auf die Grundwasserströmung im Endzustand wurde eine Modellvariante erstellt, die den Einfluss von Tagebaubetrieb und Bergbaufolgelandschaft ausblendet. Diese Variante ist im Kapitel 7 beschrieben. Dort werden das Vorgehen bei der Umsetzung und die Bewertung anhand von Differenzendarstellungen sowie Gewässeraustauschmengen erläutert.

Im Zuge des Braunkohlplans Garzweiler II wurde vielfach Bezug auf das Strömungsbild von 1983 genommen. Um die aktuellen Simulationsergebnisse an den älteren Aussagen spiegeln zu können, wurde eine weitere Modellvariante erstellt, die eben diesen Vergleich unter Annahme konstanter Entnahmen Dritter nach 1983 erlaubt, um diesen nichtbergbaubedingten Einflussfaktor auszublenden.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass mit dem hier beschriebenen Grundwassermodell für das Rheinische Braunkohlrevier die für den sicheren Betrieb der Tagebaue zu erwartende Wasserhebung unter dem Gesichtspunkt einer schonenden Beanspruchung des Wasserhaushaltes ermittelt wurde. Das vorliegende Modell beschreibt die komplexen hydrogeologischen Verhältnisse im Modellgebiet und somit auch den Untersuchungsraum Garzweiler mit einer entsprechend hohen Genauigkeit, so dass es für die Betrachtung potentieller Auswirkungen der erforderlichen Entwässerung aber auch des

Grundwasserwiederanstiegs sowie des Ablaufs der Seefüllungen ein verlässliches Instrument darstellt.

Die stoffliche Auswirkung auf das Grundwasser wird durch Simulationen von Infiltrationswasser- und Rheinwasseranteilen ermöglicht sowie durch die Prognose des Kippenwasseraustrags anhand der Konzentrationsverteilung des weitgehend konservativen Leitparameters Sulfat.

Ergänzend wurden Simulationsergebnisse bereitgestellt, um die bergbaulichen Einflüsse auf die Grundwasserströmung im Vergleich zu einem bergbaufreien Referenzszenario bewerten zu können.

Die Berechnungen mit dem Grundwassermodell zeigen gute Übereinstimmungen in der Kalibrierungsphase und weisen einen hohen Qualitätsstandard auf. Dies wird auch von externen Behörden bestätigt. Die Prognosen des Grundwassermodells sind geeignet, die Auswirkungen des Vorhabens auf das wasserwirtschaftliche Gesamtsystem darzustellen und auf den Ergebnissen die Auswirkungen auf die Umwelt zu bewerten.

10 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1	Geohydrologische Regionalprofile	13
Abbildung 2	Zuordnung der geologischen Grundwasserleiter & -stauer zu den Modellschichten ..	14
Abbildung 3	Zeitlicher Verlauf der Grundwasserneubildung	19
Abbildung 4	Grundwasserentnahmen Dritter und für die Tagebauentwässerung im Modellgebiet	24
Abbildung 5	Übersicht über die Betriebsflächen des Tagebaus Garzweiler und den zukünftigen Tagebausee.	26
Abbildung 6	Übersicht über die Betriebsflächen des Tagebaus Hambach und den zukünftigen Tagebausee	27
Abbildung 7	Übersicht über die Betriebsflächen des Tagebaus Inden und den zukünftigen Tagebausee	28
Abbildung 8	Überstrommengen aus der Venloer Scholle im Kalibrierungszeitraum	54
Abbildung 9	Gewässerknoten (blau) im Untersuchungsraum Garzweiler	57
Abbildung 10:	Gewässeraustauschmenge im Untersuchungsraum Garzweiler	58
Abbildung 11	Gesamtentnahme auf der Venloer Scholle im Kalibrierungszeitraum	59
Abbildung 12	Tagebausümpfung im Untersuchungsraum Garzweiler im Kalibrierungszeitraum	60
Abbildung 13	Fremdentnehmermengen im Untersuchungsraum Garzweiler im Kalibrierungszeitraum	61
Abbildung 14	Ausbreitung des Infiltrationswassers im WWJ 2021 basierend auf punktuellen Analysen und der Modellierung des LANUV wie im Rahmen des Monitorings Garzweilers erarbeitet (Quelle: MUNLV (2021), S. 22)	64
Abbildung 15	Prognostizierte Sümpfungsmengen für den Tagebau Garzweiler	84
Abbildung 16	Verlagerung des Mengengerüsts aus dem Wasserwerk Fürth vom Tagebaurand in den Nordraum	86
Abbildung 17	Summarische Gewässeraustauschmengen (Grundwasser zu Oberflächengewässern) im Untersuchungsraum für den Prognosezeitraum. Negative Austauschmengen beschreiben eine bilanziell vorherrschende Vorflutfunktion.	88
Abbildung 18	Versickerungsmengen im Untersuchungsraum Garzweiler für den Prognosezeitraum aus Versickerungsanlagen und Direkteinleitungen	91
Abbildung 19	Bilanzgrößen in Abhängigkeit des Seewasserstandes des Tagebausees Garzweiler	93

11 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1	Stand der Geologie in allen geologischen Räumen	14
Tabelle 2	Zeitabhängigkeit der Daten im Kalibrierungszeitraum des Grundwassermodells	43
Tabelle 3	Abweichung Abfluss „bergbauunbeeinflusst“ zu „mit Bergbau“	89
Tabelle 4	Grundlagen der Parametrisierung des Sulfatinventars: Die rechte Spalte zeigt die im Modell verwendeten spezifischen Sulfatinventare	102

12 Anlagenverzeichnis

- [Anlage 01](#) Übersichtsplan Untersuchungsraum.pdf
- [Anlage 02](#) Grundwassergleichen1970 ostw.pdf
- [Anlage 03](#) Mittelwert Grundwasserneubildung.pdf
- [Anlage 04](#) kf-Werte 1-Modellgrundwasserleiter.pdf
- [Anlage 05](#) kf-Werte 8-Modellgrundwasserleiter.pdf
- [Anlage 06](#) kf-Werte 10-Modellgrundwasserleiter.pdf
- [Anlage 07](#) kf-Werte 11-Modellgrundwasserleiter.pdf
- [Anlage 08](#) Grundwassergleichen2021 ML1-ostw.pdf
- [Anlage 09](#) Grundwassergleichen2021 ML8-GWL6D.pdf
- [Anlage 10](#) Grundwassergleichen2021 ML10-GWL6B.pdf
- [Anlage 11](#) Grundwassergleichen2021 ML11-GWL04-5.pdf
- [Anlage 12](#) Ganglinienbericht.pdf
- [Anlage 13](#) Streudiagramme Residuen.pdf
- [Anlage 14a](#) Randüberströme Kalibrierung.pdf
- [Anlage 14b](#) Randüberströme Prognose.pdf
- [Anlage 15](#) Infiltrationswasserausbreitung2021 ostw.pdf
- [Anlage 16](#) Infiltrationswasserausbreitung2030 ostw.pdf
- [Anlage 17](#) Infiltrationswasserausbreitung2036 ostw.pdf
- [Anlage 18](#) Infiltrationswasserausbreitung2050 ostw.pdf
- [Anlage 19](#) Infiltrationswasserausbreitung2063 ostw.pdf
- [Anlage 20](#) Infiltrationswasserausbreitung2200 ostw.pdf
- [Anlage 21](#) Rheinwasserausbreitung2036 ostw.pdf
- [Anlage 22](#) Rheinwasserausbreitung2050 ostw.pdf
- [Anlage 23](#) Rheinwasserausbreitung2063 ostw.pdf
- [Anlage 24](#) Rheinwasserausbreitung2200 ostw.pdf
- [Anlage 25](#) Sulfatkonzentration2063 ostw.pdf
- [Anlage 26](#) Sulfatkonzentration2063 GWL6D.pdf
- [Anlage 27](#) Sulfatkonzentration2063 GWL6B.pdf
- [Anlage 28](#) Sulfatkonzentration2063 GWL04-5.pdf
- [Anlage 29](#) Sulfatkonzentration2100 ostw.pdf
- [Anlage 30](#) Sulfatkonzentration2100 GWL6D.pdf

-
- [Anlage 31](#) Sulfatkonzentration2100 GWL6B.pdf
- [Anlage 32](#) Sulfatkonzentration2100 GWL04-5.pdf
- [Anlage 33](#) Sulfatkonzentration2150 ostw.pdf
- [Anlage 34](#) Sulfatkonzentration2150 GWL6D.pdf
- [Anlage 35](#) Sulfatkonzentration2150 GWL6B.pdf
- [Anlage 36](#) Sulfatkonzentration2150 GWL04-5.pdf
- [Anlage 37](#) Sulfatkonzentration2200 ostw.pdf
- [Anlage 38](#) Sulfatkonzentration2200 GWL6D.pdf
- [Anlage 39](#) Sulfatkonzentration2200 GWL6B.pdf
- [Anlage 40](#) Sulfatkonzentration2200 GWL04-5.pdf
- [Anlage 41](#) Sulfatkonzentration2300 ostw.pdf
- [Anlage 42](#) Sulfatkonzentration2300 GWL6D.pdf
- [Anlage 43](#) Sulfatkonzentration2300 GWL6B.pdf
- [Anlage 44](#) Sulfatkonzentration2300 GWL04-5.pdf
- [Anlage 45](#) Sulfatkonzentration2400 ostw.pdf
- [Anlage 46](#) Sulfatkonzentration2400 GWL6D.pdf
- [Anlage 47](#) Sulfatkonzentration2400 GWL6B.pdf
- [Anlage 48](#) Sulfatkonzentration2400 GWL04-5.pdf
- [Anlage 49](#) Differenz zum unbeeinfl Zustand 2021 ostw.pdf
- [Anlage 50](#) Differenz zum unbeeinfl Zustand 2030 ostw.pdf
- [Anlage 51](#) Differenz zum unbeeinfl Zustand 2036 ostw.pdf
- [Anlage 52](#) Differenz zum unbeeinfl Zustand 2050 ostw.pdf
- [Anlage 53](#) Differenz zum unbeeinfl Zustand 2063 ostw.pdf
- [Anlage 54](#) Differenz zum unbeeinfl Zustand 2200 ostw.pdf
- [Anlage 55](#) Prognose Grundwassergleichen2400 ML1-ostw.pdf
- [Anlage 56a](#) Diagramme Gewässeraustauschmengen Kalibration.pdf
- [Anlage 56b](#) Diagramme Gewässeraustauschmengen mit und ohne Bergbau.pdf
- [Anlage 57](#) Differenz von 1983 zu 2200 ostw.pdf

13 Literaturverzeichnis

Erftverband, Bezirksregierung Düsseldorf, Bezirksregierung Köln, Forschungszentrum Jülich GmbH, Geologischer Dienst NRW; LANUV NRW, RWE Power AG (2012): Flächendifferenzierte Ermittlung der Grundwasserneubildung im Rheinischen Braunkohlenrevier, Abschlussbericht der AG Grundwasserneubildung.

Holzbecher, E. (1996): Modellierung dynamischer Prozesse in der Hydrologie. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.

Kinzelbach, W. (1988). The Random Walk Method in Pollutant Transport Simulation. In: Custodio, E., Gurgui, A., Ferreira, J.P.L. (eds) Groundwater Flow and Quality Modelling. NATO ASI Series, vol 224. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-009-2889-3_15

Kinzelbach, W. (1992): Numerische Methoden zur Modellierung des Transports von Schadstoffen im Grundwasser. Schriftenreihe gwf Wasser – Abwasser, Band 21. Oldenbourg Verlag München Wien

Kunkel, R., Wendland, F. (2002): The GROWA98 Model for Water Balance Analysis in Large River Basins – the River Elbe Case Study. J. Hydrol., 259, 152–162.

Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV) (2022): Ermittlung von Gebieten mit potenziellen Geländeversäunungen im Rheinischen Braunkohlenrevier in der Nachbergbauphase - Projekt Flurabstandsprognose – (Entwurf des Abschlussberichts). Recklinghausen.

Landesbetrieb Information und Technik Nordrhein-Westfalen (2016): Öffentliche Wasserversorgung und Abwasserentsorgung in NRW – Teil 1: Wasserversorgung, Artikel-Nr.: Q109 201651

Landesbetrieb Information und Technik Nordrhein-Westfalen (2019): NRW (ge)zählt: Vorausberechnung der Bevölkerung in den kreisfreien Städten und Kreisen Nordrhein-Westfalens 2018 bis 2040/60, Artikel-Nr.: Z249 201954

Luckner, L. und Schestakow, W. (1975): Migrationsprozesse im Boden- und Grundwasserbereich. VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie. Leipzig.

Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MUNLV) (Hrsg.) (2017): Monitoring Garzweiler II – Jahresbericht 2016. Bearbeitung durch Entscheidungsgruppe Monitoring Garzweiler II und ahu AG. Düsseldorf / Köln.

Rüde, T.R., Demmel, T., Fahrenbach, F. (2024): Gutachterliche Prognose über die zukünftig zu erwartende Grundwassergüte im Abstrombereich der Kippe Garzweiler - Gutachten im Auftrag der RWE Power AG, Essen. RWTH Aachen

RWE Power AG (2000): Bericht über die Auswirkungen der Grundwasserabsenkung durch die Entwässerungsmaßnahmen des Braunkohlebergbaus, Bericht 1: Revierbericht, Stand 2015, Wasserwirtschaftliche Planung und Genehmigungen.

RWE Power AG (2013): Grundwassermodell für das Rheinische Braunkohlenrevier, Bericht 5.5, Fortschreibung der Grundwassermodelle, Stand 2012, Wasserwirtschaftliche Planung und Genehmigungen.

RWE Power AG (2016): Bericht über die Auswirkungen der Grundwasserabsenkung durch die Entwässerungsmaßnahmen des Braunkohlebergbaus, Bericht 1: Revierbericht, Stand 2015, Wasserwirtschaftliche Planung und Genehmigungen.

RWE Power AG (2019): Antrag auf Erteilung der wasserrechtlichen Erlaubnis zur Fortsetzung der Entnahme und Ableitung von Grundwasser für die Entwässerung des Tagebaus Hambach im Zeitraum 2020 – 2030, Anlage G: Grundwassermodell, Stand 10/2015.

RWE Power AG (2023): Bericht 2023 – Grundwassermodell für das Rheinische Revier, Stand 2022

Schrey, H. P. (1993): Simulation des Bodenwasserhaushaltes auf der Grundlage der digitalen Bodenkarte 1:50.000 in NRW. In: Grundwasserneubildung aus Niederschlag, LfU-

Schriften, Reihe Grundwasserüberwachungsprogramm, Landesanstalt für Umweltschutz (LfU) Baden-Württemberg, Abt. IV – Wasser, Karlsruhe.

Schroeder, M., Wyrwich, D. (1990): Eine in Nordrhein-Westfalen angewendete Methode zur flächendifferenzierten Ermittlung der Grundwasserneubildung.- DGM, 34 (1/2): 12-16.