

**Grubenwasserentwicklung in der
Wasserprovinz Haus Aden
beim Wasseranstieg auf -380 mNHN**

Auftraggeber: RAG Aktiengesellschaft
Im Welterbe 10
45141 Essen

Bestellung 5428062/A17/DA vom 13.01.2021

Sachverständige: Dr. C. Klinger
Dr. N. Pollmann
Dr. L. Karimzadeh

Tel.-Durchwahl: 0201/172-1812
Fax: 0201/172-1891

DMT-Bearbeitungs-Nr.: CME2-2020-01155 8120003809

Essen, den 21.12.2023

DMT GmbH & Co. KG


(Klinger)


(Pollmann)

Dieses Gutachten besteht aus 141 Seiten.



DIN EN ISO
9001
zertifiziert

DIN EN ISO
14001
zertifiziert

Earth. Insight. Values.

INHALTSVERZEICHNIS

Seite

1	Einleitung	9
2	Standortsituation	10
2.1	Abgrenzung des Betrachtungsraums	10
2.2	Geologische Rahmenbedingungen	13
2.3	Hydrogeologische Verhältnisse	13
2.4	Vorliegende Gutachten	15
3	Untersuchungsraum und Modell	17
3.1	Modellstruktur und Abbauverteilung	17
3.2	Strömungsverhältnisse und Verbindungen	22
3.3	Zuflüsse und Wechselwirkungen mit dem Deckgebirgsgrundwasserleiter	24
3.4	Klimatische Beeinflussungen und Deckgebirgsgrundwasserleiter	29
3.4.1	Allgemeine Rahmenbedingungen	31
3.4.2	Bearbeitungskonzept und Wetterdaten	32
3.4.3	Grundwasserneubildung (Verfahren)	37
3.4.4	Grundwasserneubildung (Ergebnisse)	39
3.4.5	Übergang Grundwasser - Grubenwasser	43
3.4.6	Modellumsetzung	48
4	Bisherige Entwicklungen und Modellkalibrierung	54
4.1	Wasseranstieg und aktuelle Situation	54
4.2	Hansa und Heinrich Robert	59
4.2.1	Hydraulik	59
4.2.2	Wasserzusammensetzung und Stoffmobilisation	62
4.3	Haus Aden	69
4.3.1	Instationäre Zuflüsse	69
4.3.2	Gelöste Stoffe	72
4.3.3	PCB (Polychlorierte Biphenyle)	85
5	Prognose Wasserhaltung -380 mNHN	93
5.1	Wasseranstiegsprognose	94
5.2	Modellprognose Grubenwasserqualität	100
5.2.1	Salze	102
5.2.2	Oxidationsprodukte	106
5.2.3	Sonstige Parameter	116
5.2.4	PCB	117
6	Zusammenfassung und Fazit	122
7	Ausblick	133

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Seite

Abbildung 1:	Boxmodell Ruhr mit den Modelleinheiten und den Wasserprovinzen.	10
Abbildung 2:	Wasserprovinz Haus Aden mit den umgebenden Bergwerken und Baufeldern und den identifizierten hydraulischen Verbindungen.	11
Abbildung 3:	Darstellung der Lage des Betrachtungsraumes mit der Tiefenlage der Karbonoberfläche bzw. der Unterkante des Deckgebirges in mNHN.	13
Abbildung 4:	Geologische Übersichtskarte mit Verbreitung der lithologischen Einheiten sowie Lage der Bergwerke und tiefen Pegel im östlichen Ruhrgebiet.	14
Abbildung 5:	Pegelprofil "Ost".	15
Abbildung 6:	Boxmodell der Wasserprovinz Haus Aden mit Verteilung der Abbaupolygone auf die einzelnen Bergwerke.	18
Abbildung 7:	3d-Ansicht des Boxmodells der Wasserprovinz Haus Aden.	20
Abbildung 8:	Teufenverteilung des Resthohlraumvolumens in der nordöstlichen Wasserprovinz.	20
Abbildung 9:	Abbauverteilung in Bezug zur Karbon-Deckgebirgsgrenze mit angestrebtem Grubenwasserstand.	21
Abbildung 10:	Boxmodell der Wasserprovinz Haus Aden mit vom Modell berücksichtigten Verbindungen zwischen den Boxen.	23
Abbildung 11:	Boxmodell der Wasserprovinz Haus Aden mit Zuflussverteilung und den aktuellen Hauptfließrichtungen.	26
Abbildung 12:	Wasserhebungsmengen im Untersuchungsraum seit 1990.	30
Abbildung 13:	Regionale DWD-Wetterstationen im erweiterten Umfeld des Untersuchungsraumes mit dem Grundwasserneubildungsmodell.	32
Abbildung 14:	Entwicklung der Jahresniederschläge seit 1980 für die in Abbildung 13 gezeigten Wetterstationen.	33
Abbildung 15:	Grundwassermodell BW Ost mit wichtigen Bilanzmengen.	34
Abbildung 16:	Modellgebiet für die Grundwasserneubildungsberechnung.	36
Abbildung 17:	Prozesse bei der Grundwasserneubildung.	37
Abbildung 18:	Verfahren und Bilanzkomponenten zur Bestimmung der Grundwasserneubildung nach dem RUBINFLUX-Verfahren in SPRING.	39
Abbildung 19:	Räumliche Verteilung lokaler Parameter zur Berechnung der Grundwasserneubildung.	40
Abbildung 20:	Räumliche Verteilung der berechneten Grundwasserneubildung.	41
Abbildung 21:	Niederschlag und Temperatur (Eingangsdaten) sowie berechnete Grundwasserneubildung für die Gesamtprovinz Heinrich.	42

Abbildung 22:	Grundwassergleichen in mNHN für den Cenoman/Turon-Grundwasserleiter mit Versinkungsstellen in die Bergwerke und dem dafür verfügbaren Einzugsbereich.....	44
Abbildung 23:	Gesamtbereich der Grundwasserneubildungsberechnung mit farblicher Kennzeichnung der jeweils berücksichtigten Teilflächen (vgl. Tabelle 3) für das Einzugsgebiet des Cenoman/Turon-Grundwasserleiters.....	45
Abbildung 24:	Vergleich der berechneten Grundwasserneubildung (Tageswerte und Monatswerte) mit dem gehobenen Grubenwasser.....	47
Abbildung 25:	Schema zur flächenbezogenen Umwandlung der SPRING-Daten für das Boxmodell.	49
Abbildung 26:	Vergleich der Dynamik der in den Deckgebirgsgrundwasserleiter versickernden Grundwasserneubildung und den Zuflüssen aus dem Deckgebirge in die Bergwerke (Grubenwasser andere Skala).	49
Abbildung 27:	Korrelation des Bergwerks-Zuflusses aus dem Cenoman/Turon-Grundwasserleiter und mit der dort versickernden Grundwasserneubildung (2004 - 2018).....	50
Abbildung 28:	Korrelation des Bergwerks-Zuflusses aus der Grundwasserneubildung mit der versickernden Grundwasserneubildung für die Bergwerke Ibbenbüren (Westfeld) und Heinrich.	51
Abbildung 29:	Berechneter Grubenwasserzufluss (grün, durchgezogen) und gemessener Grubenwasserabfluss (rot, Punktmarkierung).	53
Abbildung 30:	Wasserprovinz Haus Aden als Darstellung im Boxmodell mit Abbaupolygonen, Wasserständen 1990 und Wasserhaltungsstandorten.	55
Abbildung 31:	Wasserstandsentwicklungen in der Wasserprovinz Haus Aden (Boxmodell-Berechnungen und Messwerte).	56
Abbildung 32:	Wasserstandsentwicklungen in der Wasserprovinz Haus Aden seit 2019 (Boxmodell-Berechnungen und Messwerte).	57
Abbildung 33:	Wasserprovinz Haus Aden als Darstellung im Boxmodell mit Abbaupolygonen, Wasserständen 2023, Standorten mit Lotungseinrichtungen und aktuellen Hauptabflussrichtungen.	58
Abbildung 34:	Wasserhebungsmengen im Untersuchungsraum seit 1990.	60
Abbildung 35:	Wasseranstieg und Grubenwasserbewegungen im Einzugsbereich der Wasserhaltung Hansa.	61
Abbildung 36:	Chlorid-Messwerte und Modellanpassung in den Wasserhaltungen Heinrich Robert und Hansa mit Wasseranstiegsentwicklung Hansa.	62
Abbildung 37:	Sulfat-Messwerte und Modellanpassung in den Wasserhaltungen Heinrich Robert und Hansa mit Wasseranstiegsentwicklung Hansa.	65

Abbildung 38:	Strontium- und Barium-Messwerte und Modellanpassung in den Wasserhaltungen Heinrich Robert und Hansa.	66
Abbildung 39:	Eisen-Messwerte und Modellanpassung in den Wasserhaltungen Heinrich Robert und Hansa mit Wasseranstiegsentwicklung Hansa.	67
Abbildung 40:	Mangan-Messwerte und Modellanpassung in den Wasserhaltungen Heinrich Robert und Hansa.	68
Abbildung 41:	Cadmium-Messwerte und Modellanpassung in den Wasserhaltungen Heinrich Robert und Hansa.	68
Abbildung 42:	Streckenschema und Wasseranstiegssteuerung Victoria 1/2.	70
Abbildung 43:	Wasserhebungsmengen im Abgleich von Messwerten und Modellberechnung.	71
Abbildung 44:	Modellanalyse zur Instationarität von Stoffkonzentrationen und Wassermengen.	73
Abbildung 45:	Modellabgleich Chlorid Wasserhaltung Haus Aden mit Monitoringdaten.	74
Abbildung 46:	Modellabgleich Sulfat Wasserhaltung Haus Aden mit Monitoringdaten.	76
Abbildung 47:	Modellabgleich Eisen Wasserhaltung Haus Aden mit Monitoringdaten.	77
Abbildung 48:	Modellabgleich Barium Wasserhaltung Haus Aden mit Monitoringdaten.	79
Abbildung 49:	Modellabgleich Barium Wasserhaltung Haus Aden mit Monitoringdaten.	80
Abbildung 50:	Modellabgleich Strontium Wasserhaltung Haus Aden mit Monitoringdaten.	80
Abbildung 51:	Modellabgleich Mangan Wasserhaltung Haus Aden mit Monitoringdaten.	81
Abbildung 52:	Modellabgleich Zink Wasserhaltung Haus Aden mit Monitoringdaten.	83
Abbildung 53:	Modellabgleich Nickel Wasserhaltung Haus Aden mit Monitoringdaten.	83
Abbildung 54:	Modellabgleich Temperatur Wasserhaltung Haus Aden mit Monitoringdaten.	84
Abbildung 55:	Verteilung der Gesamtheit aller Abbauflächen im Untersuchungsraum.	87
Abbildung 56:	Verteilung der 1964-1984 mit PCB-Einsatz betriebenen Bauhöhen im Untersuchungsraum.	87
Abbildung 57:	Vertikalverteilung der unterschiedlichen Resthohlraumtypen in der westlichen und östlichen Teilprovinz.	88
Abbildung 58:	Konzentrationsentwicklung von Abfiltrierbaren Stoffen (Monitoringdaten und Modellberechnungen).	90
Abbildung 59:	Gehalte von an Feststoffpartikel gebundenem PCB (Monitoringdaten und Modellberechnungen).	91

Abbildung 60:	Berechnete partikulär gebundene PCB-Konzentrationen (Monitoringdaten und Modellberechnungen)	92
Abbildung 61:	Wasserhebungsmengen der gesamten Wasserprovinz Haus Aden seit 1990 mit Vergleich des Wasseranstiegs - 600 und -380 mNHN.	95
Abbildung 62:	Wasserstandsentwicklungen in der Wasserprovinz Haus Aden seit 2014 mit Wasseranstiegsprognose bis -380 mNHN.	96
Abbildung 63:	Entwicklung des Fließregimes in der westlichen Wasserprovinz während des Wasseranstiegs auf -380 mNHN.	97
Abbildung 64:	Hohlraumverteilung in den westlichen und östlichen Bergwerken der Wasserprovinz.	98
Abbildung 65:	Wasserprovinz Haus Aden im Boxmodell mit Wasserständen 2026 und Hauptfließrichtungen nach Überstauung der Verbindung Minister Stein - Gneisenau.	99
Abbildung 66:	Wasserprovinz Haus Aden im Boxmodell mit Wasserständen 2029 und Hauptabflussrichtungen zur Wasserhaltung.	99
Abbildung 67:	Konzentrationsentwicklung von Chlorid 2000 - 2090.	102
Abbildung 68:	Konzentrationsentwicklung von Chlorid 2018 - 2038.	103
Abbildung 69:	Frachtentwicklung von Chlorid 2000 - 2090.	104
Abbildung 70:	Frachtentwicklung von Bromid 2000 - 2090.	105
Abbildung 71:	Frachtentwicklung von Nitrat 2000 - 2090.	106
Abbildung 72:	Konzentrationsentwicklung von Sulfat 2000 - 2090.	107
Abbildung 73:	Frachtentwicklung von Sulfat 2000 - 2090.	107
Abbildung 74:	Konzentrationsentwicklung von Barium 2000 - 2090.	109
Abbildung 75:	Konzentrationsentwicklung von Sulfid 2000 - 2090.	110
Abbildung 76:	Konzentrationsentwicklung von Eisen 2000 - 2090.	111
Abbildung 77:	Frachtentwicklung von Eisen 2000 - 2090.	111
Abbildung 78:	Konzentrationsentwicklung von Eisen und Sulfid 2000 – 2090 bei Wasseranstieg bis -380 mNHN.	112
Abbildung 79:	Konzentrationsentwicklung von Eisen und Sulfid 2000 – 2090 bei Wasseranstieg bis -600 mNHN.	113
Abbildung 80:	Konzentrationsentwicklung von Zink 2000 - 2090.	114
Abbildung 81:	Konzentrationsentwicklung von Blei 2000 - 2090.	114
Abbildung 82:	Konzentrationsentwicklung von Mangan 2000 - 2090.	115
Abbildung 83:	Entwicklung der pH-Werte 2000 - 2090.	116
Abbildung 84:	Entwicklung der Temperaturen 2000 - 2090.	117
Abbildung 85:	Konzentrationsentwicklung von Primärpartikeln.	119
Abbildung 86:	Entwicklung der PCB-Gehalte an den Feststoffen.	120
Abbildung 87:	Konzentrationsentwicklung von PCB als Summe 7 Kongenere.	121

Abbildung 88:	Vertikalverteilung der unterschiedlichen Resthohlraumtypen in den Boxen Gneisenau, Kurl und Scharnhorst der westlichen Teilprovinz.	122
Abbildung 89:	Auswirkungen des Wasseranstiegs auf den Stoffausstoß der Grubenwasserhaltung Haus Aden.....	132
Abbildung 90:	Wasseranstiegsverlauf und einzuleitende Grubenwassermengen in Abhängigkeit von der Pumpstrategie.	133
Abbildung 91:	Entwicklung des Fließregimes in der westlichen Wasserprovinz während des Wasseranstiegs auf -380 mNHN.	134
Abbildung 92:	Konzentrationsentwicklung von Chlorid im Vergleich verschiedener Wasserhaltungsoptionen.....	136
Abbildung 93:	Frachtentwicklung von Chlorid im Vergleich verschiedener Wasserhaltungsoptionen.	136
Abbildung 94:	Konzentrationsentwicklung von Eisen im Vergleich verschiedener Wasserhaltungsoptionen.....	138
Abbildung 95:	Frachtentwicklung von Eisen im Vergleich verschiedener Wasserhaltungsoptionen.	138

TABELLENVERZEICHNIS

Seite

Tabelle 1:	Ausgewählte Modellwasserzusammensetzungen aus dem Umfeld Gneisenau und den nördlichen Randboxen.	27
Tabelle 2:	Verteilung von Zuflusstypen auf die Boxen der westlichen Teilprovinz.	28
Tabelle 3:	Bilanz Grundwasserneubildung - Sickerwasser - Grubenwasser für den Zeitraum 2004 - 2018.	45
Tabelle 4:	Mittlere und maximale Konzentrationen in der Wasserhebung Haus Aden nach dem geplanten Wasseranstieg auf -380 mNHN.	126
Tabelle 5:	Mittlere und maximale Konzentrationen in der Wasserhebung Haus Aden nach einem Wasseranstieg auf -600 mNHN.	127
Tabelle 6:	Mittlere und maximale Frachten in der Wasserhebung Haus Aden nach dem geplanten Wasseranstieg auf -380 mNHN.	129
Tabelle 7:	Mittlere und maximale Frachten in der Wasserhebung Haus Aden nach einem Wasseranstieg auf -600 mNHN.	130
Tabelle 8:	Veränderung der mit der Wasserhebung abgeführten Frachten durch den Wasseranstieg (Mittelwerte für den Zeitraum 2079 – 2089). Veränderungen im Wasseranstieg >5 % < -5%.	131
Tabelle 9:	Mittlere und maximale Konzentrationen in der Wasserhebung Haus Aden bei Wasseranstieg auf -380 mNHN mit vorgezogenem Pumpbeginn (-600 mNHN, 15 m ³ /min).	139
Tabelle 10:	Mittlere und maximale Frachten in der Wasserhebung Haus Aden bei Wasseranstieg auf -380 mNHN mit vorgezogenem Pumpbeginn (-600 mNHN, 15 m ³ /min).	140

1 Einleitung

In der durch die künftige Wasserhaltung Haus Aden definierten Wasserprovinz wurde als letzter Pumpstandort die Wasserhebung Haus Aden im September 2019 eingestellt. In den Jahren zuvor waren die Wasserhaltungen auf Heinrich Robert (Bereich des alten BW Ost) 2013 und Hansa 2014 beendet worden. Seitdem sind die Wasserspiegel in den Teilprovinzen weiter angestiegen, so dass im Umfeld der künftigen Wasserhaltung Haus Aden inzwischen ein Wasserstand von -770 mNHN erreicht ist.

Der am 07.12.2017 mit Aktenzeichen 63.o7-1.5-2017-1 zugelassene Abschlussbetriebsplan sieht vor, dass der Pumpbetrieb bei einem Wasserstand von -600 mNHN wieder aufgenommen wird. Rechtzeitig vor Wiederaufnahme des Pumpbetriebes ist eine wasserrechtliche Erlaubnis für das Einleiten in die Lippe zu beantragen. Mehrere Untersuchungen in den letzten Jahren (/11/ /13/ /12/, vgl. Kap. 2.4) haben jedoch gezeigt, dass im Hinblick auf verschiedene umweltrelevante Parameter ein höherer Wasseranstieg Vorteile hat.

Um diese Effekte zu quantifizieren, wurden die seitdem aus diversen Monitoringdaten (Wasserhebung Haus Aden, Lotungen, teufenorientierte Wasserproben aus Schächten) und anderweitigen Gutachten vorliegenden Informationen ausgewertet und in das bestehende Prognosemodell integriert. Das bislang für stationäre Zuflussbedingungen ausgelegte Modell wurde zudem um einen jahreszeitlich variierenden Sickerwasserzufluss erweitert, um die auch künftig schwankenden Grubenwassermengen und -frachten für eine verbesserte Einschätzung des Impacts für die Lippe bereitstellen zu können.

Auf Grundlage einer neuen Modellkalibrierung wurden Wasseranstiegsprognosen für das aktuelle Genehmigungsniveau -600 mNHN und ein höheres Wasseranstiegsniveau von -380 mNHN berechnet, die im Folgenden diskutiert und einander gegenübergestellt werden. Darüber hinaus bildet die Frage der Wechselwirkungen zwischen diesem erweiterten Grubenwasseranstieg und dem Deckgebirgsgrundwasser einen wesentlichen Bestandteil der Untersuchungen.

Aufgrund der bereits vorliegenden umfangreichen Darstellungen zu dieser klar umgrenzten Wasserprovinz wird auf detaillierte Beschreibungen der Standortbedingungen verzichtet und auf die genannten Unterlagen verwiesen. Auch das Prognosewerkzeug Boxmodell wurde mehrfach (z.B. /7/ /16/, vgl. Kap. 2.4) ausführlich beschrieben, weshalb diese allgemeinen Darstellungen hier nicht wiederholt werden.

2 Standortsituation

Die Wasserprovinz Haus Aden befindet sich am Südostrand des Ruhrgebietes (Abbildung 1). Nach Westen schließt sich die ehemalige Wasserprovinz Carolinenglück an, deren Wasserhaltung Ende 2022 eingestellt worden ist. Im südwestlichen Streichen befindet sich die Wasserprovinz Robert Müser; dort wurden die Abbautätigkeiten bereits 1968 beendet und der Schacht Arnold zu einer Zentralen Wasserhaltung umgebaut.

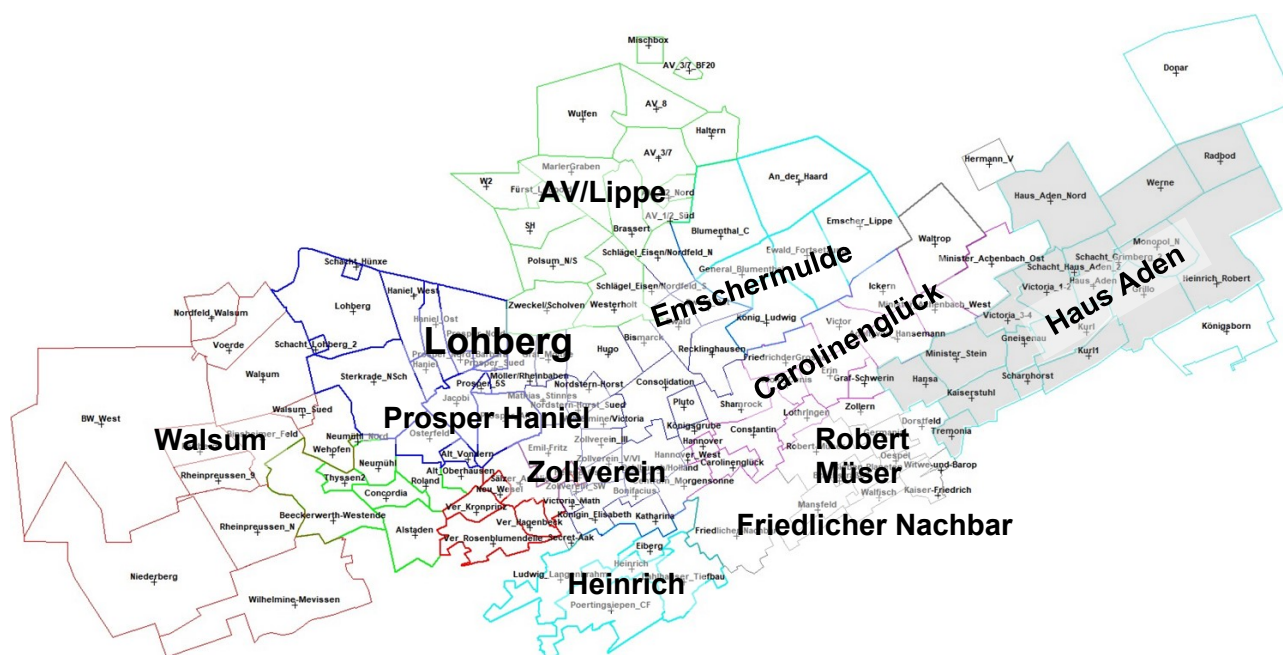


Abbildung 1: Boxmodell Ruhr mit den Modelleinheiten und den Wasserprovinzen.

2.1 Abgrenzung des Betrachtungsraums

Die Funktion einer Wasserprovinz hängt von der hydraulischen Anbindung der Ränder ab, die in diesem Kontext meist bergbaulicher Natur ist. Während des aktiven Bergbaus und dementsprechend tiefen Wasserständen sind auch noch die Wasserstände in den benachbarten Bergwerken zu beachten, die zu diesem Zweck den Erfordernissen entsprechend ebenfalls ausreichend tief gehalten wurden, um unerwünschte Wasserübertritte zu vermeiden.

Mit dem Wasseranstieg – nicht nur in der Wasserprovinz Haus Aden sondern auch in weiten Teilen des übrigen Ruhrreviers – gewinnen die Randbedingungen zusätzliche Bedeutung, da auch höher gelegene Verbindungen überstaut werden können und sich die hydraulischen Potentiale verändern. Für die Wasserprovinz Haus Aden sind daher die Kontakte

zu den o.g. Nachbarprovinzen Carolinenglück und Robert Müser sowie einige Randbergwerke zu berücksichtigen (Abbildung 2).

Das Baufeld Donar im Nordosten wurde zwar ausgewiesen, jedoch hat dort nie Bergbau stattgefunden. Das im Südosten anschließende Bergwerk Königsborn wurde vor Einstellung der Wasserhaltung Ende 1996 durch einen Hochdruckdamm in der Anbindung an die Grubenfelder -980 mNHN im Norden (Heinrich Robert) abgetrennt. Die Funktion dieser Abdämmung ist durch die hohen Wasserstände im Schacht Königsborn 4 bei +40 mNHN belegt.

Die Zeche Hermann befindet sich nördlich von Haus Aden und wurde bereits 1926 wegen starker Wasserzuflüsse geschlossen. Ein bergbaulicher Anschluss nach Haus Aden existiert nicht, so dass sich Wasserstände um -200 mNHN eingestellt haben und die Zeche somit als isoliert betrachtet werden kann. Hydraulische Verbindungen nach Süden könnten nur über das Deckgebirge existieren.

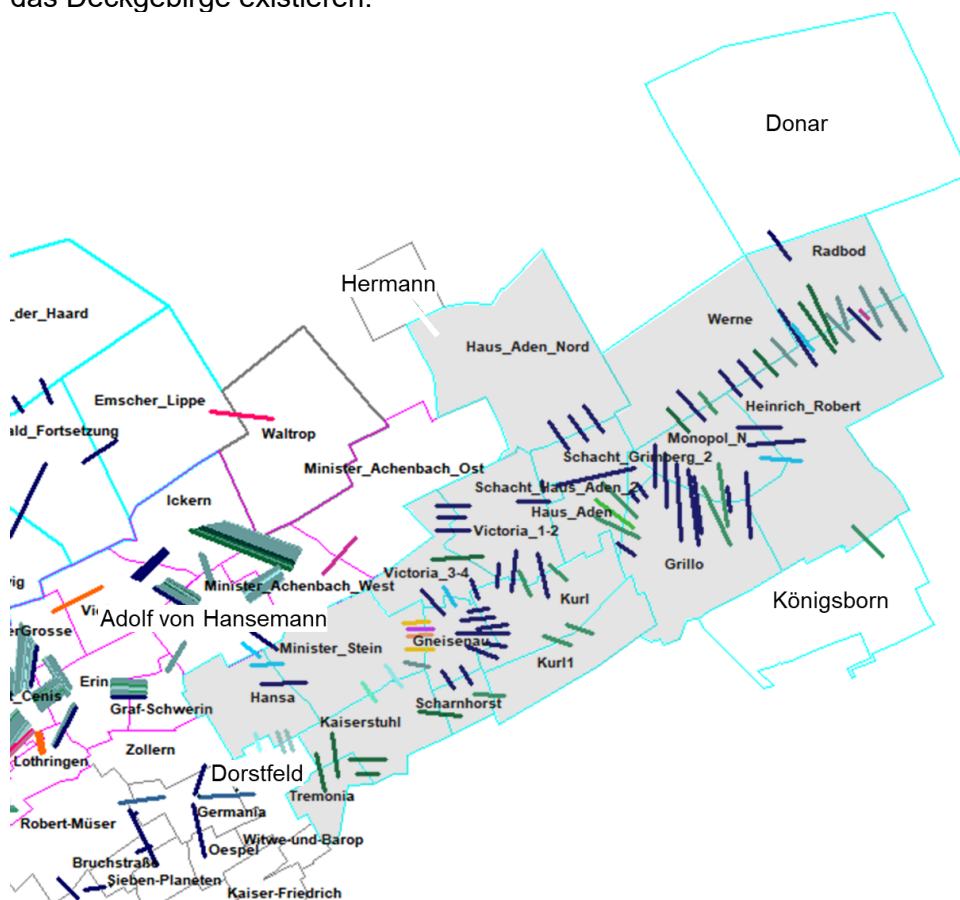


Abbildung 2: Wasserprovinz Haus Aden mit den umgebenden Bergwerken und Baufeldern und den identifizierten hydraulischen Verbindungen.

In den an die Wasserprovinz Haus Aden anschließenden östlichen Bergwerken Minister Achenbach und Adolf von Hanseemann der Wasserprovinz Carolinenglück haben sich die Wasserstände seit 2010 auf ca. -400 mNHN stabilisiert (Lotungen Schacht Minister Achenbach 5). Die Wasserstände sind hier deutlich höher als in den westlichen Anschlussbergwerken, was auf die Höhe der hydraulischen Anbindungen zurückzuführen ist. Für die Box Graf Schwerin werden tiefere Wasserstände um -630 mNHN berechnet. Gemäß der Analyse der bergbaulichen Strukturen existieren von Adolf von Hanseemann (Wasserstand -400 mNHN) zwei Durchschläge nach Minister Stein (-368 mNHN) und Hansa (-369 mNHN). Über beide Verbindungen ist aufgrund des Streckentyps zwar grundsätzlich eine gute Wasserdurchleitung möglich, wobei der heutige Zustand dieser in den 1950er Jahren aufgefahrenen Strecken jedoch nicht belegt ist. Gleichwohl sollte zur Vermeidung eines Wasserübertrittes von Hansa / Minister Stein nach Norden ein Wasserstand von -370 mNHN nicht überschritten werden.

Ansonsten existieren noch Verbindungen von Hansa in das zur Wasserprovinz Robert Müser gehörige Bergwerk Dorstfeld. Hier wurden im Niveau von ca. -503 mNHN zwei Abbauannäherungen ermittelt, denen eine sehr beschränkte Wasserdurchleitfähigkeit zugeordnet wurde. Belegt durch Lotungen im Germania-Schacht (-330 mNHN, frühere Lotungen im Hansa-Bohrloch Dorstfeld zeigten identische Wasserstände im Zeitraum 1982 - 1996) ist der Wasserstand südlich Hansa somit über mehrere Jahrzehnte schon sehr hoch, ohne dass auch während des aktiven Bergbaus belegbarer Wasserabfluss erfolgt wäre. Dementsprechend ist davon auch heute nicht auszugehen (Hansa-Wasserstände -590 mNHN) und noch viel weniger, wenn sich der Wasserstand Hansa auf -380 mNHN angeglichen hat. Darüber hinaus existiert noch im Niveau -321 mNHN ein Wasserlösungsquerschlag der über die vorgenannte Bohrung Dorstfeld nach Hansa angeschlossen ist. Auch hier ist eine limitierte Wasserdurchleitung anzunehmen, jedoch würde auch diese Verbindung mit -380 mNHN Hansa nicht überstaut.

Somit ist die Wasserprovinz Haus Aden für einen Wasserstand von -380 mNHN im Bereich Hansa / Minister Stein als isoliert mit der in Abbildung 2 grau eingefärbten Ausdehnung anzusehen.

2.2 Geologische Rahmenbedingungen

Die Wasserprovinz Haus Aden befindet sich in der südlichen Randzone des östlichen Ruhrgebietes, wo die überlagernden Kreideschichten auskeilen (Abbildung 3 und Abbildung 5), so dass sich die südlicheren Bergwerke im Bereich des ausstreichenden Deckgebirges befinden (Abbildung 4).

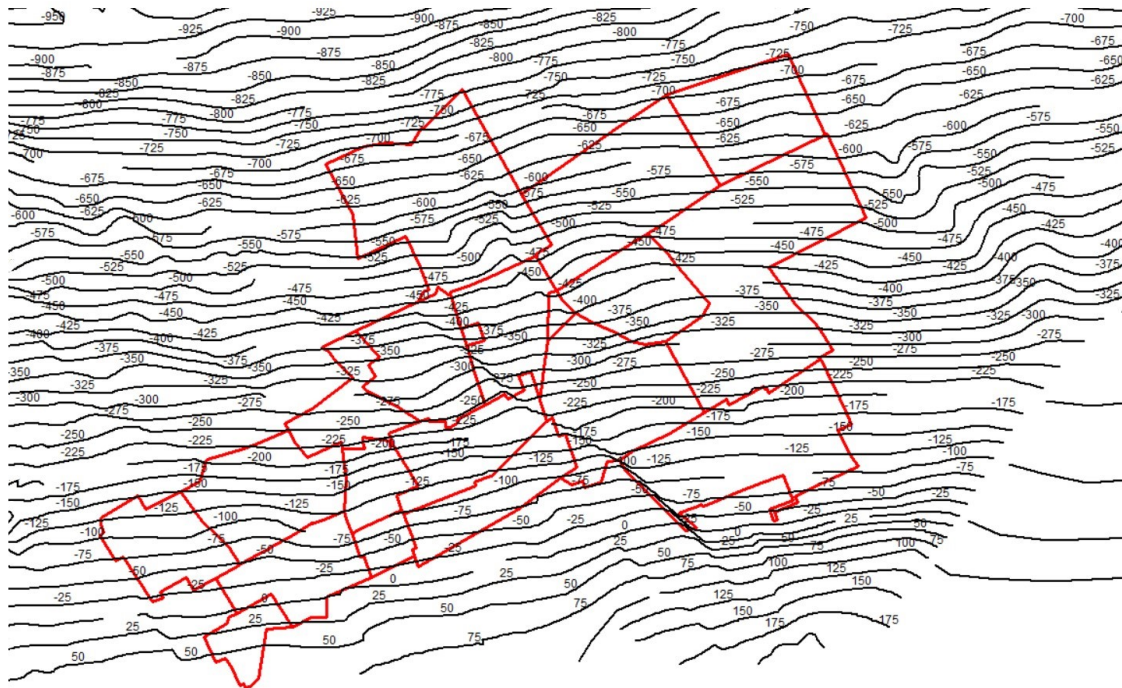


Abbildung 3: Darstellung der Lage des Betrachtungsraumes mit der Tiefenlage der Karbonoberfläche bzw. der Unterkante des Deckgebirges in mNHN.

Bei einem Wasseranstieg bis -380 mNHN erreicht der Grubenwasserspiegel somit nur in den nördlichen Bergwerken das Deckgebirge. Für eine Einschätzung der Auswirkungen solcher Wasserstände auf die künftige Wasserhaltung und den Deckgebirgsgrundwasserleiter ist es wichtig die hydrogeologischen Rahmenbedingungen zu kennen, die an dieser Stelle nur grob skizziert werden können. Hierfür sei auf die umfangreiche Literatur und diesbezügliche Gutachten verwiesen (s. Kap. 2.4, z.B. /4/ /18/).

2.3 Hydrogeologische Verhältnisse

Die hydrologische Situation der Wasserprovinz Haus Aden wird geprägt von den großen lithologischen Einheiten der Region. Die Karbonschichten sind ein Kluftgrundwasserleiter, der im Bereich des aktiven Bergbaus in unterschiedlichem Maße zerrüttet wurde und darüber hinaus zahlreiche Durchleitelemente in Form von Strecken und Schächten aufweist. Darüber liegt mit dem Cenoman-Turon ein karbonatisch geprägter Grundwasserleiter für

den zum Teil von Verkarstungseffekten auszugehen ist. Der Ausstrichbereich dieser Schichten an der Tagesoberfläche bzw. unter geringmächtigen Quartärablagerungen ist in Abbildung 4 erkennbar. Unterhalb dieser Fläche befinden sich vor allem die ehemaligen Bergwerke Tremonia und Kaiserstuhl und mit sehr geringen Flächenanteilen Hansa, Scharnhorst und Kurl.

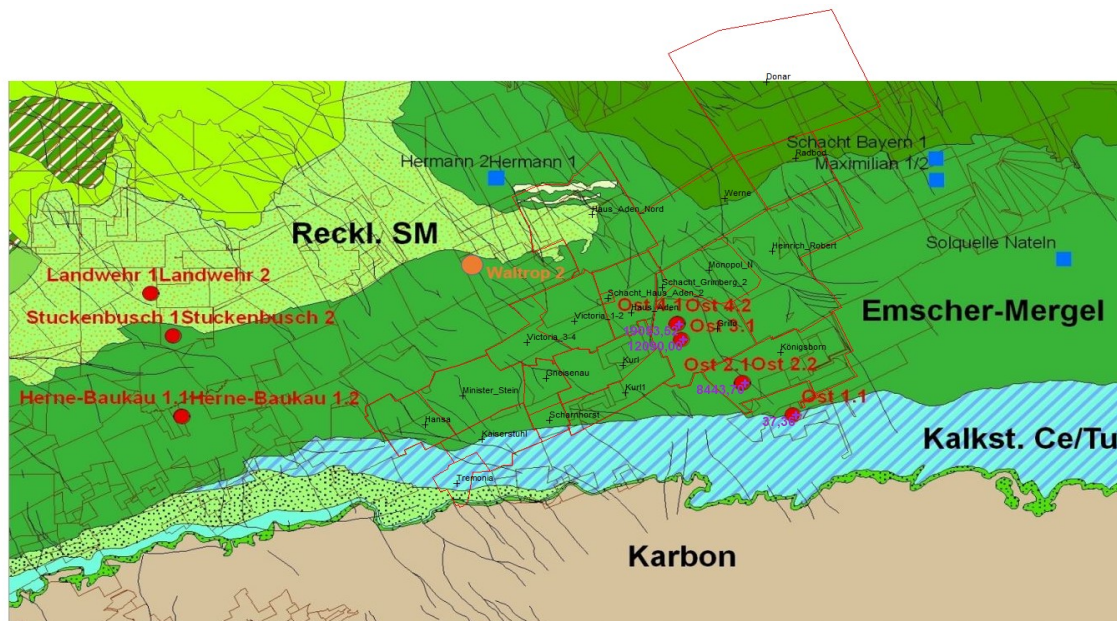


Abbildung 4: Geologische Übersichtskarte mit Verbreitung der lithologischen Einheiten sowie Lage der Bergwerke und tiefen Pegel im östlichen Ruhrgebiet.

Aufgrund dieser ausgeprägten Wasserführung war der Bergbau grundsätzlich bestrebt, die Karbonoberkante nicht zu durchfahren. Im Bereich Gneisenau - Kurl ist dies in den 50er Jahren auf der sogenannten Mergelsohle dennoch erfolgt, was zu dauerhaft sehr hohen Zuflüssen mit geringer Salinität geführt hat (s. Kap. 3.3). Auch nach mehreren Jahrzehnten haben sich diese Mengen nicht wesentlich vermindert. Die aus der westlichen Teilprovinz langjährig in der Wasserhaltung Haus Aden gehobene Gesamtwassermenge von mehr als 20 m³/min zeigt zudem eine ausgeprägte jahreszeitliche Fluktuation ähnlich von Standorten, die im Gegensatz zu Gneisenau keine Deckgebirgsüberdeckung aufweisen (z.B. Ibbenbüren, Heinrich).

Diese Hydraulik legt eine Anbindung an oberflächennahe Grundwasserleiter bzw. die Grundwasserneubildung nahe. Der aktuelle Zufluss lässt sich somit nicht auf eine Entleerung des Grundwasserleiters zurückführen, wie er wohl nach Anfahren dieses Zuflusses stattgefunden hatte, sondern es muss sich um eine kontinuierliche Neubildung handeln. Allerdings liegt der Schacht Gneisenau 4, in dessen Umfeld die o.g. Auffahrungen erfolgten, unter einer an dieser Stelle bereits einige 10er m mächtigen Schicht des

gering wasserdurchlässigen Emschermergels, der sich in einer dem Einfallen der Karbonoberflächen entsprechenden keilförmigen Mächtigkeitszunahme über das Cenoman/Turon legt. Entsprechend Abbildung 3 wären dies im Bereich von Schacht Gneisenau 4 bereits ca. 100 m.

Die Lagerungsverhältnisse und auch die hydraulischen Verhältnisse im Deckgebirge über dem Untersuchungsraum sind erkundet und dokumentiert durch eine Pegelgalerie, die über den Bergwerken Königsborn – Grillo – Haus Aden angelegt wurde. Auch in diesen Pegeln werden jahreszeitlich beeinflusste Grundwasserspiegel gemessen.

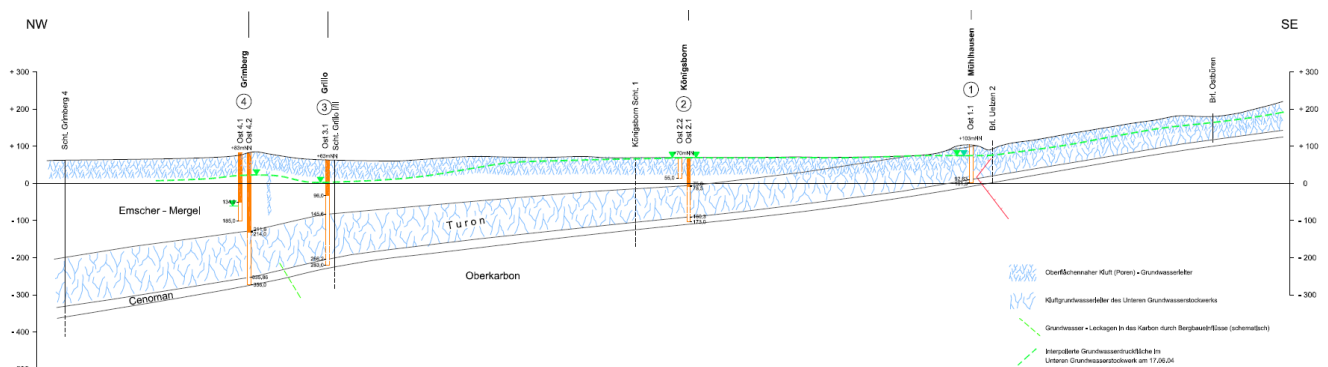


Abbildung 5: Pegelprofil "Ost".

Es muss somit davon ausgegangen werden, dass die o.g. Deckgebirgszuflüsse nach Gneisenau aus einer Grundwasserneubildung weiter südlich im Ausstrichbereich von Cenoman/Turon bzw. dessen Einzugsbereich stammen. Eine detailliertere Betrachtung zu Herkunft und Einzugsgebiet dieser Wasser wird im Zuge der Modellierung der instationären Zuflüsse in Kapitel 3.4 gegeben.

Die potenzielle Beeinflussung des Deckgebirgsgrundwasserleiters durch den Wasseranstieg in den Bergwerken ist geprägt von der Lage der Bergwerke bzw. deren Abbauaktivitäten in Bezug zum Cenoman/Turon-Grundwasserleiter. Diese hydraulischen Rahmenbedingungen, die auch im Modell entsprechend abgebildet werden müssen, sind in den folgenden Abschnitten (insbesondere Kapitel 3.3 und 3.4) beschrieben.

2.4 Vorliegende Gutachten

Zum Thema Grubenwasser in der Wasserprovinz Haus Aden liegen zahlreiche Studien, Gutachten und Forschungsvorhaben vor. Die folgenden Zitate behandeln sowohl speziell Wasserhaltung und Wasserprovinz Haus Aden als auch im Rahmen anderer Standorte Themen, die für die

Wasseranstiegsthematik in der Wasserprovinz von Bedeutung sind (PCB, Monitoring, Schwefelwasserstoffbildung).

- /1/ DMT, Untersuchungen zur Herkunft von Schwefelwasserstoff im Grubenwasser BW Ost – Haus Aden, 14400-2008-273, Essen 12.08.2008.
- /2/ DMT, Langfristiges Monitoring tiefer Grundwassermessstellen – Abschlussbericht, F+E-Vorhaben 0721 0000, EG-HW 3450-2006-161, 20.01.2011.
- /3/ DMT, Herkunft und mögliche Aufbereitungsmaßnahmen von H₂S in Grubenwässern, EG-HW-2009-67, Essen 31.12.2011.
- /4/ Prof. Dr. Coldewey GmbH, Gutachterliche Stellungnahme zu den Auswirkungen des Grubenwassereinstaus im Wasserhaltungsbereich Bergwerk Ost der RAG AG auf Brunnenanlagen im Deckgebirge, 30.09.2013.
- /5/ DMT, Grundlagen der bakteriellen Schwefelwasserstoffbildung und Aufbereitungstechnik in Grubenwässern des Steinkohlenbergbaus, EG-HW-12-006, Essen 31.03.2014.
- /6/ DMT, Prognose zu Einleitwerten am Standort Haus Aden bei Flutung der Wasserprovinz Ost, EG-HW-2015-002, Essen 23.06.2015.
- /7/ DMT, Stoffprognose für das Ansteigenlassen des Grubenwasserspiegels in den Wasserprovinzen Reden und Duhamel auf -320 mNN unter besonderer Beachtung der Komponenten der WRRL und von PCB, EG-HW-2014-039, EG-HW-2015-006, GEE5-2015-00660, Essen 15.04.2016
- /8/ DMT, Prognose für eine Wasserhebung auf dem Standort Haus Aden im Niveau -930 mNN, GEE5-2016-00899, Essen 25.11.2016.
- /9/ DMT, Prognose für eine Wasserhebung Wasserprovinz Ost auf dem Standort Haus Aden im Niveau -600 mNN, GEE5-2016-01244, Essen 07.03.2017.
- /10/ DMT, Einfluss möglicher Zuflussniveaus im Schacht Haus Aden 2 auf Modellausage und gehobene Wasserqualität, GEE5-2016-01244-b, Essen 24.03.2017.
- /11/ DMT, Erläuterungen zur Prognose für eine Wasserhebung Wasserprovinz Ost auf dem Standort Haus Aden im Niveau -600 mNN, GEE5-2016-01244-c, Essen 05.04.2017.
- /12/ G.E.O.S. Ingenieurgesellschaft mbH, Überprüfung der Aussagen zur Entwicklung der Mineralisation der Grubenwässer im Zuge des Grubenwasseranstieges im nordrheinwestfälischen Steinkohlerevier im Bereich des ehemaligen Bergwerks Ost, 30160162, Halsbrücke 28.04.2017.
- /13/ ahu AG Wasser Boden Geomatik, Teil 1 des “Gutachten zur Prüfung möglicher Umweltauswirkungen des Einsatzes von Abfall- und Reststoffen zur Bruch-Hohlraumverfüllung in Steinkohlenbergwerken in Nordrhein-Westfalen” - Endbericht, Aachen April 2017.
- /14/ ahu AG Wasser Boden Geomatik, Detailbericht 6: Risikoanalyse PCB und weitere organische Stoffe, Aachen April 2017.

- /15/ DMT, Zulassung Abschlussbetriebsplan Haus Aden - Nebenbestimmung 10 – Vermeidung von Ausfällungen in der Wasserhaltung, GEE5-2016-01244-d, Essen 18.12.2018.
- /16/ Anlage 14 zur Machbarkeitsstudie Lohberg: „Einfluss eines Wasseranstiegs durch Einstellung der Wasserhaltungen Zollverein, Carolinenglück, Amalie und AV auf die PCB- und sonstige Stoffgehalte im Grubenwasser“, DMT GEE4-2018-02359, 21.11.2019
- /17/ DMT, Konzept zum Monitoring Hydrochemie in der Wasserprovinz Haus Aden, GEE4-2019-01361, Essen 24.03.2020.
- /18/ OTTENJANN, M-B; KONS, S; MEßER, J; WERNER, F; GETTA, M; GÖBEL, P; Rekonstruktion des Druckpotenzials für den unteren Grundwasserleiter im Münsterländer Kreidebecken im Falle eines ungehinderten Grubenwasseranstiegs im Grundgebirge, Grundwasser - Zeitschrift der Fachsektion Hydrogeologie, <https://doi.org/10.1007/s00767-021-00506-x>, published online 21.01.2022.
- /19/ DMT, Status Monitoring Hydrochemie 2020 – 2022 in der Wasserprovinz Haus Aden, GEE4-2019-01361 AD-1, Essen 31.05.2023.
- /20/ DMT, Konzept zum PCB-Monitoring in Schächten des Ruhrreviers, CME2-2021-00597, Essen 27.04.2023.

3 Untersuchungsraum und Modell

Betrachtungsraum und Modell der Wasserprovinz Haus Aden dürfen sich gemäß der Randbedingungen auch für einen Wasserstand bis -380 mNHN auf den in Kapitel 2.1 abgegrenzten Bereich beschränken. Mit dem Aufbau des Modells Ost wurde 2007 begonnen; 2010 bis 2013 erfolgten umfangreiche Überarbeitungen und Erweiterungen vor allem für die östliche Teilprovinz. Auch sulfatreduzierende Prozesse und die Bildung von Schwefelwasserstoff werden seitdem berücksichtigt. Für dieses Gutachten erfolgte eine Erweiterung um klimatisch bedingte, instationäre Deckgebirgszuflüsse.

3.1 Modellstruktur und Abbauverteilung

Ein Modell erfordert Untereinheiten, die an der Struktur der vorhandenen Daten bzw. der Option zur Kalibrierung ausgerichtet sind. Daher orientiert sich die regionale Modellstruktur an den Einzugsbereichen der Wasserhaltungen (s.o.) und die Feinstruktur an Bergwerken bzw. Baufeldern.

Eine wichtige Voraussetzung, um großräumige Verhältnisse strömungstechnisch abbilden zu können, ist in bergbaulich geprägten Gebieten die Tatsache, dass die Gruben-/Grundwasserströmung maßgeblich auf

bergbaulichen Elementen wie Strecken, Schächten, Bohrlöchern und Stollen stattfindet und dass diese Wässer innerhalb der Grubenfelder oder großer homogener Einheiten hydraulisch kurzgeschlossen sind, so dass repräsentative Mittelwerte für die einzelnen Bilanzeinheiten gebildet werden können. Damit ist die Definition relativ großer Bilanzeinheiten (sogenannter Boxen) zur Beschreibung der Strömungsprozesse möglich.

Die Abgrenzung von Boxen orientiert sich an Homogenitätsbereichen innerhalb eines Bergwerkes. Zentrales Modellelement dafür sind die Abbaupläche, die in Abbildung 6 als digitalisierte vorliegende Datensätze dargestellt sind. Sie bilden zudem die Grundlage zur Berechnung des Resthohlraumvolumens und damit des Wasseranstiegs (vgl. Kap. 5.1) sowie der Stoffemissionen während des Wasseranstiegs (z.B. Pyritoxidationsprodukte, PCB s. Kap. 5.2.2 und 5.2.4). Eine Box ist im Idealfall intensiv durchbaut und vertikal durchlässig mit nur wenigen Verbindungen zu umgebenden Abbaubereichen.

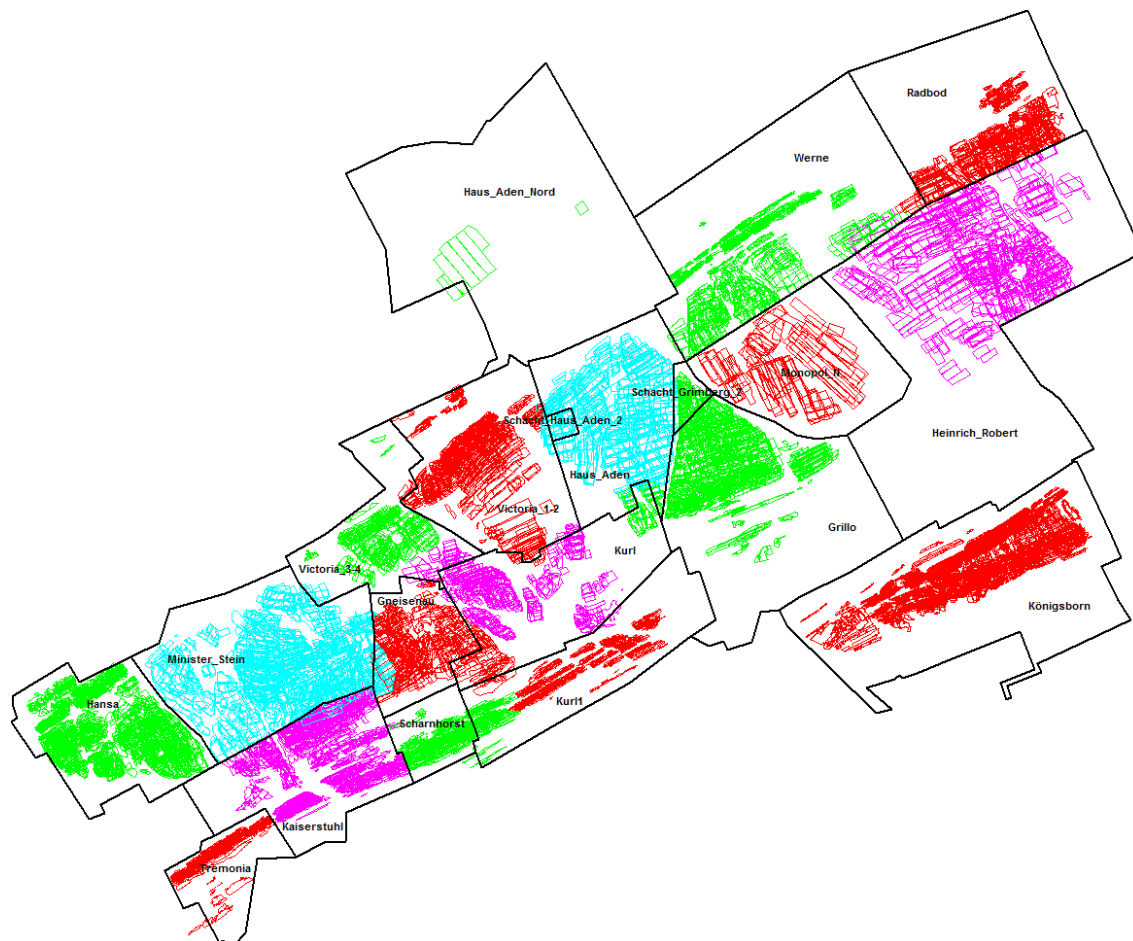


Abbildung 6: Boxmodell der Wasserprovinz Haus Aden mit Verteilung der Abbaupolygone auf die einzelnen Bergwerke.

Die flächige Unterteilung der in Abbildung 6 über das gesamte Abbauprofil kumulierten Abbaubereiche hat im Wesentlichen zwei Ursachen: An der Markscheide musste der Abbau aufgrund wechselnder Besitzverhältnisse beendet werden oder tektonische Strukturen machten eine Durchbauung nicht möglich. Allerdings orientierte sich vielfach die Abgrenzung von Berechtsamen an bekannten Störungen bzw. Sprüngen, weshalb sich die meisten Boxen an den Berechtsamen der Bergwerke orientieren. Von solchen oft wasserführenden Elementen empfahl sich aus Eigeninteressen ein ausreichender Sicherheitsabstand, während an anderer Stelle die Strebe bis auf wenige Meter angenähert wurden. Die Strukturen werden zudem überprägt durch die oft wechselnden Besitzverhältnisse der einzelnen Baufelder, wobei die allgemeine Tendenz zu zunehmend größeren Bergwerksverbänden existierte. Daher entsprechen die Boxen oft den Flächen der in den 60er bis 70er Jahren etablierten Bergwerke.

Eine Abgrenzung von Boxen in einem intensiv vor allem in verschiedenen Niveaus vernetzten Bereich ist zu vermeiden, da ansonsten zu viele Verbindungen definiert werden müssen, was dem Boxcharakter widerspricht. Darüber hinaus wird es schwerfallen den Boxen die spezifischen Eigenschaften zuzuordnen, die das Modell erst aussagefähig machen.

Das Modell der Wasserprovinz Haus Aden umfasst 18 Bergwerksboxen und 2 Schachtboxen. Diese Schachtboxen repräsentieren für die Wasserhaltung wichtige Schachtstandorte und enthalten nur den einem typischen Schachtdurchmesser entsprechenden Hohlraum. Sie sind erforderlich, wenn insbesondere nach dem der Betriebsphase folgenden Wasseranstieg spezifische Wasserzutrittsniveaus in den Wasserhebungsschacht berücksichtigt werden sollen (in der Betriebsphase ist die Box meist als flächig entwässert zu betrachten und der Pumpenkontext nicht relevant). Hierzu wurde das Modell bereits 2017 um die Schachtboxen Haus Aden und Grimberg erweitert.

Vertikal unterteilt das Modell ein Boxsegment in 26 Scheiben, die eine variable Mächtigkeit haben können. In Abhängigkeit von Relief und zu betrachtendem Teufenbereich variieren sowohl die Ober- und Unterkanten der Boxen im Modellgebiet als auch die jeweilige Scheibendicke (Abbildung 7). Die Dicke der meisten Scheiben in einer Box ist einheitlich. Die Mächtigkeit der meisten Modellscheiben beträgt zwischen 22 m und 58 m. Das Deckgebirge wird aufgrund der hier nicht weiter untersuchten Eigenschaften mittels zweier Scheiben berücksichtigt, die zur besseren Übersichtlichkeit des von Abbau betroffenen Bereiches in Abbildung 7 nicht dargestellt ist. Diese zwei Scheiben sind dem Anschluss von Deckgebirgsgrundwassermodellen vorbehalten.

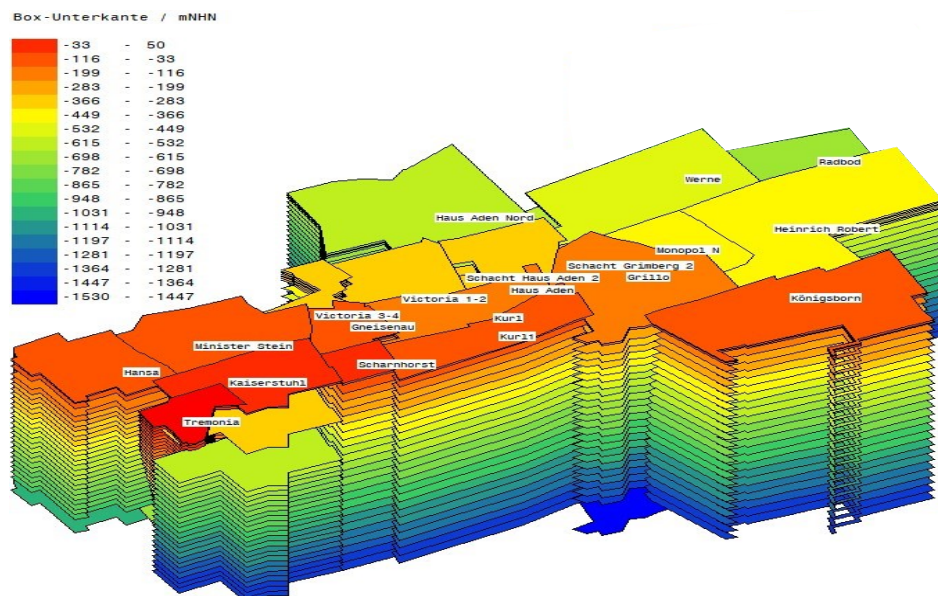


Abbildung 7: 3d-Ansicht des Boxmodells der Wasserprovinz Haus Aden.

Diese Unterteilung und Zuordnung von Eigenschaften zu Boxen ist vor allem zur differenzierten Beschreibung von Strömungs- und Auswaschungsprozessen erforderlich. Chemische Prozesse in dieser Zelle (Mischungen, Fällungsreaktionen, Mobilisation von Oxidationsprodukten) erfassen das in einem Modellsegment vorhandene Wasservolumen und den jeweiligen Durchfluss.

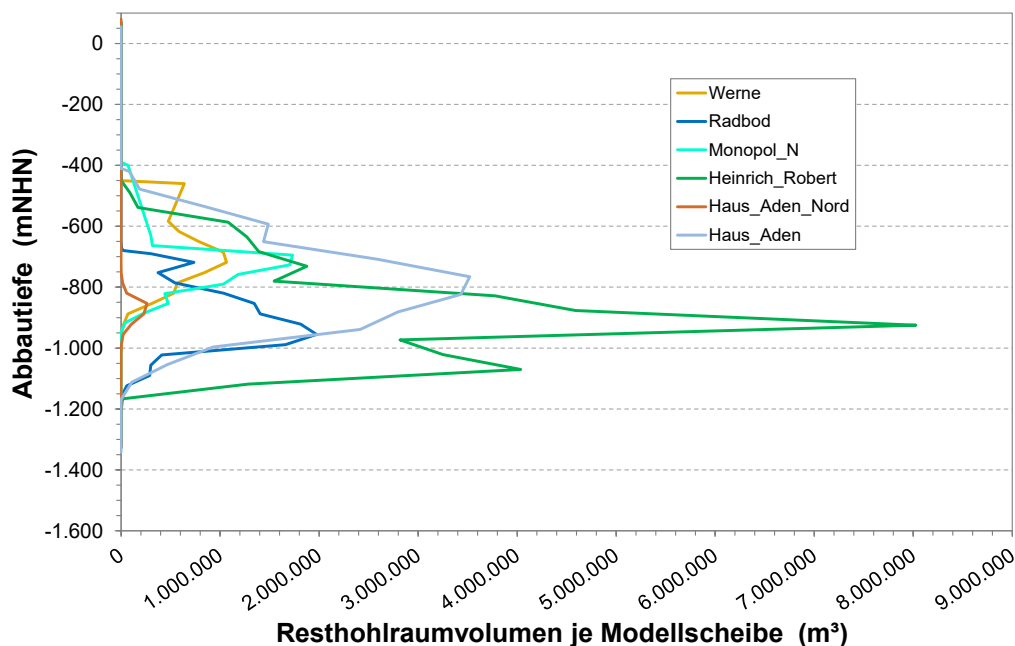


Abbildung 8: Tiefenverteilung des Resthohlraumvolumens in der nordöstlichen Wasserprovinz.

Für die Zuteilung eines Volumens zu den jeweiligen Boxscheiben werden die in Abbildung 6 dargestellten Abbauverteilungen zunächst über die in den Datensätzen hinterlegten Höhenangaben den Scheiben zugeordnet und dann in ein nachbergbauliches Resthohlraumvolumen umgerechnet. Dieses wird nach verschiedenen Verfahren aus dem Abbau der Kohle zzgl. Nebengestein (Berge), den sonstigen untertägigen Auffahrungen und dem entwässerten geologischen Hohlraumvolumen (Porenvolumen und Klüfte) berechnet. Dabei wird berücksichtigt, dass sich der ursprünglich geschaffene bergmännische Hohlraum durch den infolge der Absenkung der hangenden Schichten wieder verschlossenen Volumenanteil und evtl. eingebrachten Versatz verringert. Eine solche Vertikalverteilung des resultierenden Resthohlraumvolumen zeigt Abbildung 8 für die nordöstlichen vor allem von Grubenwasseranstieg bis in das Deckgebirge (Abbildung 9) betroffenen Modellboxen.

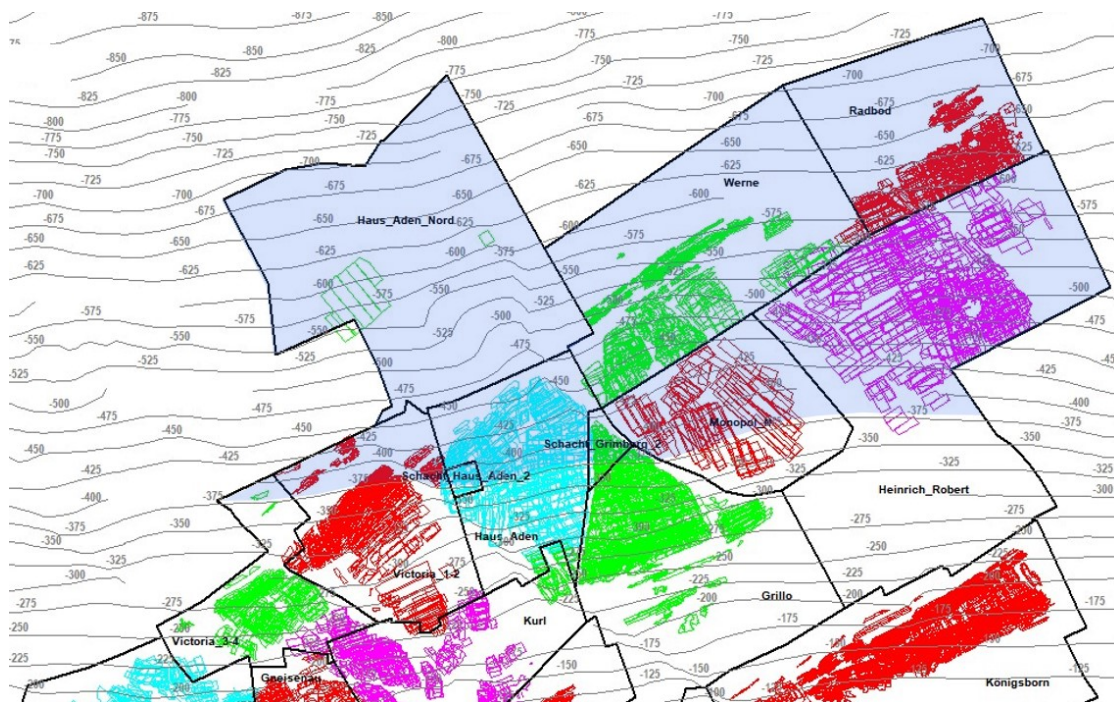


Abbildung 9: Abbauverteilung in Bezug zur Karbon-Deckgebirgsgrenze mit angestrebtem Grubenwasserstand.

Stichprobenartige Überprüfungen der Höhenlage der digitalisierten Abbauflächen mit der Grenzfläche Karbon – Kreide haben gezeigt, dass nach diesen Digitalisierungsdaten einige Abbau bis nahe an die Karbonobergrenze heranreichen. Gleichwohl liegen für diesen Bereich keine entsprechenden Informationen zu Deckgebirgszuflüssen oder gar Wassereinbrüchen vor. Gleichwohl besteht die Möglichkeit, dass Deckgebirgswasser über Störungen in das Grubengebäude gelangt ist. Daher werden die Zuflüsse in Kapitel 3.3 ebenfalls hinsichtlich dieser Fragestellung überprüft.

3.2 Strömungsverhältnisse und Verbindungen

Mit Stilllegung der Wasserhaltungen und Wasseranstieg verschwinden sukzessive die vorgegebenen Gradienten zu den wasserfrei gehaltenen Grubenbauen. Insgesamt erfolgen Wasserbewegungen im vom Wasser erfüllten ehemaligen Bergwerksverbund nicht überall gleichmäßig, sondern in Abhängigkeit von Strömungswiderständen und Potenzialdifferenzen. Bezogen auf die Gesamtfläche bzw. das Gesamtvolumen eines Bergbaugebietes existieren nur wenige Hauptwasserwege, d.h. Strecken mit höheren Fließraten und -geschwindigkeiten (wenige Meter je Minute). Diese sind auf den Verbindungen zwischen den hauptsächlichen Wasserzuflüssen bzw. Sammelbereichen und den Entlastungspunkten zu lokalisieren.

Das bedeutet zum anderen, dass im größten Teil des Streckennetzes - immer in Abhängigkeit von den Zuflussbedingungen – nur eine geringe Wasserbewegung stattfindet. Dieses Grundprinzip wird überprägt von in den Strecken errichteten Dämmen. In den Abbauen selbst sind aufgrund der Randbedingungen (Abdämmung, von besser durchlässigen Strecken umgeben) so gut wie keine Strömungen nach vollständiger Wassersättigung möglich. Während der Auffüllung mit Wasser ist der Strömungs- und Transportgradient in den Abbau hinein gerichtet. Ein Stoffaustrag aus einem ehemaligen Abbau selbst ist somit kaum möglich. Im Fokus der Betrachtung von Stoffmobilisationen (vgl. Kap. 5.2.2) stehen aufgrund dieser hydraulischen Bedingungen somit das Streckennetz und die Übergangsbereiche zu den Abbauen.

Im Normalfall sind die Boxenscheiben innerhalb einer Box vertikal durchlässig, weil davon ausgegangen wird, dass das Gebirge durch Unterbauung aufgelockert ist und sie durch bergmännische Strukturen wie seigeren Grubenbauen oder Bohrlöcher verbunden sind. Ein Wasserzutritt in einer höheren Scheibe "versinkt" somit im Modell nach unten bis er auf eine Pumpe bzw. einen Wasserspiegel trifft. Im wassererfüllten Zustand tritt diese vertikale Durchlässigkeit aufgrund der veränderten hydraulischen Gradienten gegenüber den Wasserbewegungen auf den Strecken in den Hintergrund. Spezifische Verbindungen innerhalb der Boxen werden daher nur in Ausnahmefällen verwendet.

Die hydraulische Verbindung zwischen zwei Boxen wird als Linie dargestellt. Am Ende der Linie stehen als Z-Werte die wichtigen Überlaufhöhen in mNHN. Im zugehörigen Datensatz werden weitere wichtige Informationen abgespeichert, wie der Typ der Verbindung, der Leitwert, allgemeine Textinformation und ggf. auch Datum der Auffahrung bzw. letztmaligen Rekonstruktion, Länge und Durchmesser (bei Rohren oder Bohrlöchern). Für die

Verbindungen sind zudem verschiedenste Strömungsgesetze wie z.B. laminare Strömung in Strecken, turbulente Rohrströmung, Kluftströmung (turbulent oder laminar) und zeitabhängig veränderliche laminare Strömungsgesetze implementiert.

Eine Übersicht über die Verbindungsstruktur in der Wasserprovinz Haus Aden gibt Abbildung 10. Die Verbindungen spiegeln sowohl das Hauptstreckennetz als auch die diversen Sohlen und Abbaubereiche wider. Deren unterschiedliche hydraulischen Eigenschaften werden im Modell berücksichtigt und prägen die hydraulische Gesamtsituation. Zur Erfassung und Bewertung dieser bergbaulichen Elemente wurden Grubenrisse bearbeitet und bergbauliche Informationen zu einzelnen Strukturen genutzt.

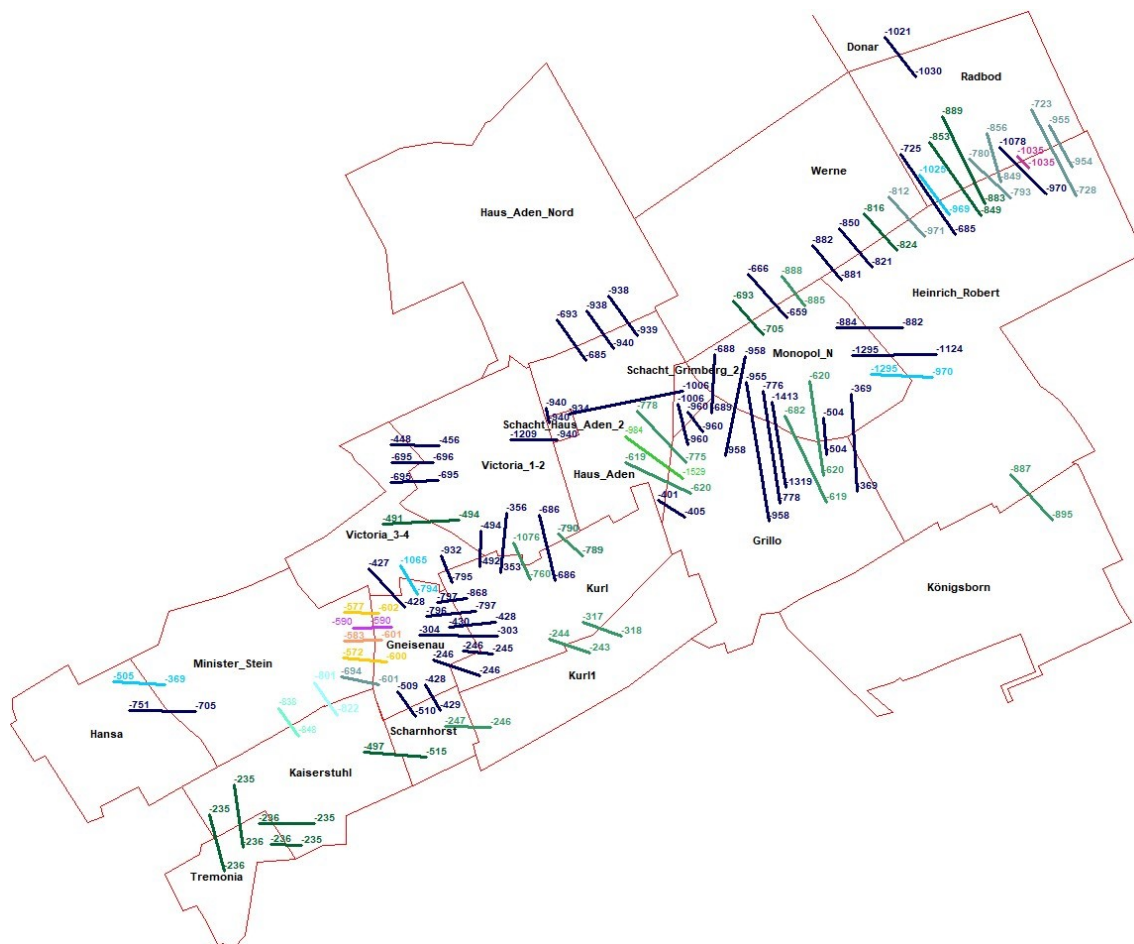


Abbildung 10: Boxmodell der Wasserprovinz Haus Aden mit vom Modell berücksichtigten Verbindungen zwischen den Boxen.

Auch diese Übersicht lässt aber bereits die Unterteilung der Wasserprovinz in einen westlichen und einen östlichen Teil erkennen, in dessen Zentrum sich der Schacht Haus Aden befindet. Der Schacht ist auf der -940 m-Sohle an den Victoriadam nach Westen angeschlossen. Die selbe Sohle setzt

sich nach Osten über den Verbundberg zum Schacht Grimberg fort, wo dann die Anbindung an die gesamte östliche Provinz erfolgt. Daraus wird deutlich, dass die Entwässerung über den zentralen Schacht Haus Aden von der Funktionsfähigkeit dieser zentralen Durchleitelemente abhängt.

Die Komplexität der Bedingungen aber auch deren Berücksichtigung im Modell lässt sich beispielhaft an den Verbindungen der Box Minister_Stein erläutern. Minister Stein ist hydraulisch direkt mit dem Bergwerk Hansa verbunden, was sich in seit fast 30 Jahren parallel verlaufenden Wasserständen widerspiegelt (vgl. Kap. 4.2.1). Das südlich gelegene Bergwerk Kaiserstuhl ist hingegen über zwei Bohrlöcher angebunden, die schon während des aktiven Bergwerkes abnehmende Durchflüsse aufwiesen, weswegen diese abnehmende Funktionalität auch im Modell berücksichtigt wird. Da aufgrund damaliger Messungen davon ausgegangen wird, dass hier inzwischen kein Abfluss mehr erfolgen kann, fließt das Kaiserstuhl-Wasser nunmehr über Scharnhorst nach Westen ab.

Nach Einstellung der Wasserhaltung Hansa wurde erwartet, dass das Wasser von Minister Stein über Verbindungsstrecken im Niveau -583 mNHN nach Osten ablaufen würde. Zwar war bekannt, dass dort Dämme gestellt worden waren, diese wurden jedoch als geöffnet betrachtet. Der Wasseranstieg zeigte dann jedoch durch Überstauen dieser Verbindungen, dass nur eine geringe Teilmenge hier fließen konnte, was im Modell durch entsprechende Durchleitungseigenschaften berücksichtigt wurde. Erst 4 Jahre später zeigte ein abruptes Absinken der Wasserstände, dass sich der Wasserweg wohl durch Versagen der Dämme geöffnet hatte. Im Modell wurde das durch Zeitfunktionen der Verbindungen abgebildet (s. Kap. 4.2.1, Seite 59).

Ähnliche Verhältnisse und Modellumsetzungen treten an verschiedenen Stellen im Modellgebiet auf sollen jedoch an dieser Stelle nicht weiter erläutert werden.

3.3 Zuflüsse und Wechselwirkungen mit dem Deckgebirgsgrundwasserleiter

Die Grubenwasserzuflüsse in die Bergwerke besitzen immer eine Mengen- und Qualitätskomponente, die nicht nur für den Bergmann relevant waren, sondern auch Rückschlüsse auf Herkunft und damit Verhalten während des Wasseranstiegs erlauben. In diesen Bergwerken haben sicher hunderte einzelner Zuflüsse in die verschiedenen Sohlen/Teufen existiert, über die natürlich keine Informationen vorliegen und die auch nicht in ein Modell

Eingang finden können. Für ein Modell ist es daher erforderlich zusammenzufassen, zu vereinfachen und auch zu interpretieren.

Dies ist auch erforderlich, da Umfang und Qualität der Informationen zu den Bergwerkszuflüssen sehr unterschiedlich ausfallen. Während mancherorts detaillierte Wasserstammbäume von Einzelzuflüssen der verschiedenen Sohlen über Nebenwasserhaltungen bis zum gehobenen Grubenwasser vorliegen, ist man andernorts auf sporadische Analysen des gehobenen Grubenwassers angewiesen. Hinzu kommt, dass manche Zuflüsse über die Zeit nicht konstant sind, sondern nach dem Anfahren einer Störung oft sukzessive abnehmen. Das Bergwerk verändert sich über die Zeit, so dass sich mehrere Zuflüsse in abgeworfenen Baufeldern sammeln und dann als Mischwasser verändert durch Fällungsreaktionen oder Stoffmobilisationen wieder zutreten. Die Zumischung von Betriebswässern beeinflusst fast immer die in Neben- und Hauptwasserhaltung gesammelten Grubenwässer sowohl in Menge als auch in der Zusammensetzung, wobei für das Modell nur die geogenen Anteile zu berücksichtigen sind.

Zudem haben sich die Standards für den Parameterumfang der Grubenwasseranalytik verändert. Während früher den Bergmann meist nur Parameter wie Salzgehalt, Eisen, Mangan, Barium und Sulfat (Inkrustationsbildung in den Rohren und Pumpen) von Interesse waren, werden heute Daten auch zu zahlreichen Spurenhaltstoffen benötigt. In alten Datensätzen fehlen zudem oft Mengenangaben zu den jeweiligen Proben, was nicht erkennbar macht, ob es sich um ein Tropfwasser handelt oder einen Zufluss von mehreren m³/min. Erst moderne Bestandsaufnahmen vor der Stilllegung kombinieren umfangreiche Analytik mit Mengenummessungen der erfassten Zuflüsse und Teilströme.

Die beste Datengrundlage für die Einschätzung des Gesamtzuflusses eines Bergwerkes sind daher Wasserhebungsmengen und Analysen nach Stilllegung, da dann keine relevante Beimischung von Betriebswasser mehr erfolgt. Da sich das Zuflussverhalten im Wasseranstieg aber in Abhängigkeit vom Höhenniveau des Zutrittes aus dem Gebirge in das Bergwerk und der Herkunft (Druckpotential) unterscheidet, ist es erforderlich bergwerks(box)intern zu differenzieren und zumindest summarisch verschiedenen Zuflussanteilen räumlich differenzierte Eigenschaften zuzuordnen.

Entsprechend dieser sehr heterogenen Datenbasis fällt auch die Anzahl der je Box im Modell implementierten Zuflüsse sehr unterschiedlich aus. Die Box Hansa berücksichtigt zum Beispiel 13 Einzelzuflüsse, während die Box Tremonia (Stilllegung 1931) nur mit einem Zufluss belegt ist. Die erforderliche Differenzierung hängt auch von der Menge des Zuflusses bzw. der

Höhenverteilung der bergbaulichen Aktivitäten ab. Insgesamt umfasst das Modell 57 Einzelzuflüsse.

Das Modell berücksichtigt 22 kationische bzw. anionische Inhaltsstoffe, die Milieuparameter pH-Wert, Temperatur und Redoxpotenzial sowie 7 PCB-Kongenere gebunden an 3 Feststoffpartikelfractionen. Jeder im Modell implementierte Zufluss erfordert Konzentrationsangaben zu jedem dieser Parameter, da ansonsten mit dem Wert Null gerechnet wird. Soll somit ein Zufluss trotz unvollständiger Analytik berücksichtigt werden, ist es erforderlich die entsprechenden Eingabedaten anderweitig zu generieren. Hierzu könnten Korrelationsbeziehungen zwischen verschiedenen Inhaltsstoffen aus entsprechenden Datenbanken sowie allgemeine geochemische Kenntnisse genutzt werden. Die Überprüfung – und Anpassung – des schließlich erstellten Konzentrations-Mengen-Gerüsts erfolgt schließlich im Zuge der Modellkalibrierung (vgl. Kap. 4) mit geeigneten Wasserhaltungsdaten.

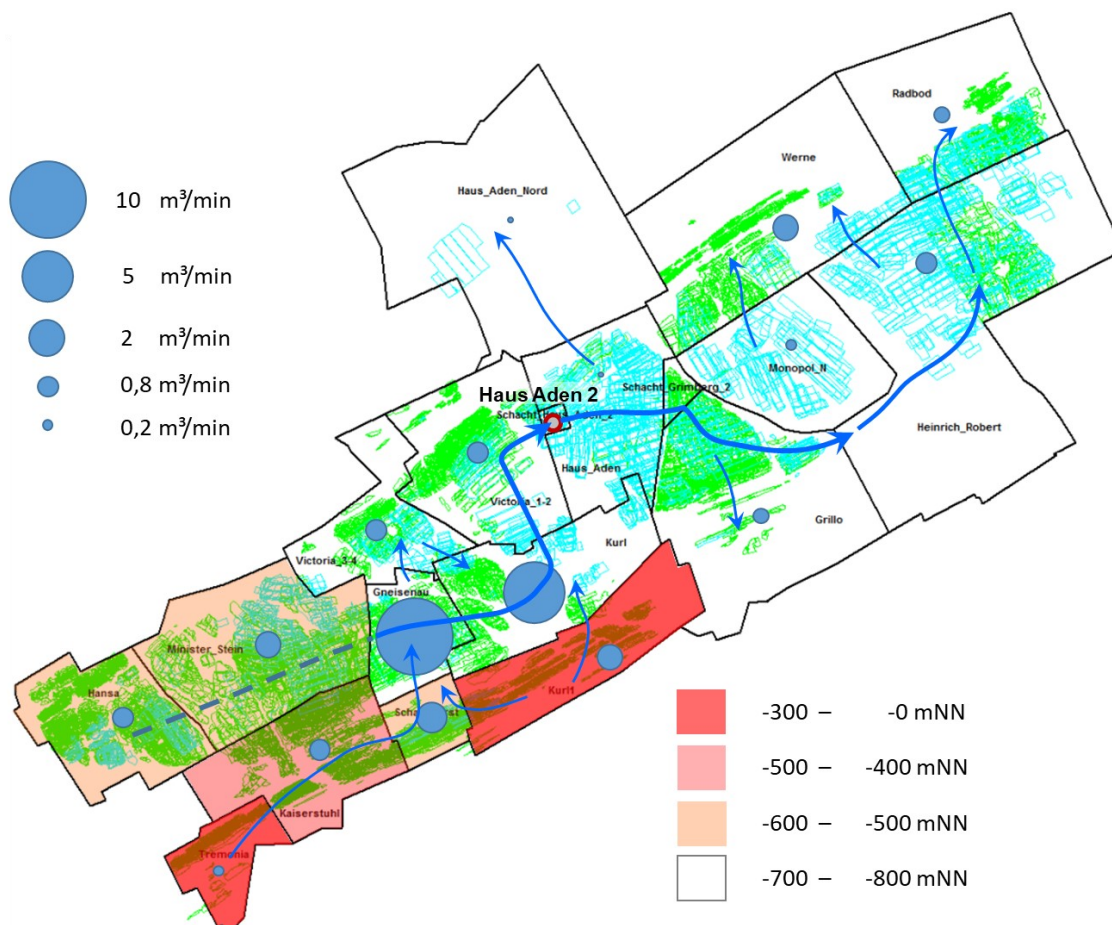


Abbildung 11: Boxmodell der Wasserprovinz Haus Aden mit Zuflussverteilung und den aktuellen Hauptfließrichtungen.

Abbildung 11 gibt eine Übersicht über die schließlich in Summe den einzelnen Boxen im Startzustand vor Wasseranstieg zugeordneten

Zuflussmengen, die sich über die gesamte Provinz auf 26,1 m³/min summieren. Auffallend ist die Konzentration der Zuflüsse auf die Boxen Gneisenau und Kurl, die seit 1937 ein gemeinsames Bergwerk bildeten und der westlichen Teilprovinz zuzuordnen sind. Die Schächte in dieser Region hatten bereits beim Abteufen große Probleme mit Wassereinbrüchen und Auf-fahrungen im Bereich der Karbon-Deckgebirgsgrenze führten zu den dauerhaft großen Wasserzuflüssen, die somit eindeutig dem Deckgebirge zugeordnet werden können.

Tabelle 1: Ausgewählte Modellwasserzusammensetzungen aus dem Umfeld Gneisenau und den nördlichen Randboxen.

Box		Kurl	Gneisenau Kurl	Victoria 3-4	Werne	Werne	Haus A- den Nord	Radbod
Zulauf	m³/min	3,0	14,3	0,6	0,51	0,6	0,04	0,35
pH		7,6	7,49	7,5	6,8	7,0	6,6	6,3
T	°C	18,7	14	17,9	33	33	37	40
Natrium	mg/L	1278	375	3370	21.921	37.425	34.754	52.376
Kalium	mg/L	16	9	30	159	400	549	367
Calcium	mg/L	158	159	258	1690	3700	5088	4670
Magnesium	mg/L	50	32	77	694	1200	1094	1350
Eisen	mg/L	1,3	0,4	0,4	3	2	10	74
Mangan	mg/L	0,1	0,01	0,2	0,58	1,2	1,1	5,5
Zink	mg/L	0,05	0,01	0,02	0,04	3,00	0,64	3,00
Blei	mg/L	0,003	0,002	0,004	0,010	0,030	0,250	0,040
Cadmium	mg/L	0,0004	0,0003	0,0007	0,0040	0,0025	0,0250	0,0005
Chrom	mg/L	0,003	0,003	0,005	0,007	0,005	0,025	0,005
Kupfer	mg/L	0,005	0,005	0,007	0,030	0,009	0,118	0,010
Nickel	mg/L	0,005	0,004	0,004	0,03	0,009	0,03	0,015
Barium	mg/L	1,2	0,05	0,05	230	114	1167	840
Strontium	mg/L	14	13	30	350	246	530	520
Bor	mg/L	1,05	0,70	1,3	4,7	2,4	3,5	4
Ammonium	mg/L	1,0	0,62	2,6	23	43	30	65
Chlorid	mg/L	1.973	570	5.348	39.195	67.500	67250	94200
Sulfat	mg/L	158	150	243	1	10	1	1
Nitrat	mg/L	1,0	0,5	0,2	0,2	1,7	62	0,4
Nitrit	mg/L	0,04	0,03	0,06	0,20	0,10	0,05	0,06
Bromid	mg/L	4,5	1,1	12	51	70	85	95
Phosphat	mg/L	0,05	0,05	0,06	0,10	0,40	0,04	0,70
HCO ₃	mg/L	569	500	659	341	80	113	45

Außer der bergbaulichen Historie geben auch die Zusammensetzungen der Wässer Hinweise auf deren Herkunft. Tabelle 1 zeigt einige Ergebnisse der zuvor beschriebenen Daten-Synthese zur Generierung der Modellzuflüsse nach der Kalibrierung mit Fokus auf den Bereich der regionalen Hauptzuflüsse sowie die nördlichen Randbereiche, deren Karbon-

Deckgebirgsgrenze bei einem Wasserstand von -380 mNHN eingestaut wird (vgl. Abbildung 9 Seite 21).

Während die Zuflüsse im Bereich Gneisenau / Kurl / Victoria geringe Salzgehalte (Chlorid, Na, K, Ca, Mg, Bromid, Ammonium) und relevante Sulfatkonzentrationen aufweisen, sind die Zuflüsse in die nördlichen Randboxen bei geringen Zuflussraten hochsalinar und bariumhaltig. Obgleich die Untersuchungen von Proben aus den in Kapitel 2.3 (Abbildung 5, Seite 15) beschriebenen Tiefen Pegeln gezeigt haben, dass im Cenoman/Turon Deckgebirgsgrundwasserleiter nach Norden zunehmend salinare Wässer auftreten, sprechen die deutlich höheren Salz- und Bariumkonzentrationen für lateral zusitzende Schichtwässer aus dem Karbon.

Umgekehrt ist die Salzkonzentration in den Gneisenau / Kurl - Zuflüssen deutlich geringer als in dem lateral korrespondierenden Pegel 3.1. Dies spricht dafür, dass hier Wasser aus dem südlichen Ausstrichbereich weit nach Norden in das Deckgebirge bzw. in die Bergwerke gezogen wird.

Tabelle 2: Verteilung von Zuflusstypen auf die Boxen der westlichen Teilprovinz.

Box	Zufluss- niveau mNHN	Gesamt- zulauf m³/min	Sickerwasser instationär m³/min	Sickerwasser stationär m³/min	Schichtwasser stationär m³/min
Tremonia	-300	0,16	0,00	0,16	0,00
Hansa	-100 bis -820	0,64	0,00	0,21	0,43
Minister Stein	-187 bis -1078	0,96	0,00	0,14	0,82
Kaiserstuhl	-630 bis -860	0,91	0,08	0,46	0,37
Scharnhorst	-430	1,50	0,34	1,16	0,00
Gneisenau	-115 bis -150	10,80	2,47	8,33	0,00
Kurl	-200 bis -416	6,50	1,49	5,01	0,00
Kurl 1	-250	1,00	0,23	0,77	0,00
Victoria 3-4	-240	0,60	0,14	0,46	0,00
Victoria 1-2	-760 bis -1190	0,69	0,00	0,00	0,69

Auch wenn der Cenoman/Turon-Grundwasserleiter nur lokal angefahren wurde, wurde seinerzeit im Bereich Gneisenau - Kurl - Victoria mehrfach bis nahe der Oberkante Karbon Abbau betrieben, weshalb auch Victoria 3/4 ein entsprechender Zufluss zugeordnet wurde (vgl. Tabelle 1). Wässer mit Chloridgehalten von 5.000 mg/L können zwar aus dem Deckgebirge stammen, jedoch besteht auch die Möglichkeit einer Mischwasserbildung aus Karbonschichtwasser und Deckgebirgszufluss. Tabelle 2 gibt eine Übersicht über die Zuordnung und Verteilung der unterschiedlich zugeordneten Zuflüsse im Modell. Als Sickerwasser sind hier die Zuflüsse bezeichnet,

deren Salinität im Bereich der korrespondierenden Wässer im Deckgebirgsgrundwasserleiter liegt.

Die Herkunftszuordnung ist bei einem Wasseranstieg in den Bereich des Deckgebirges von Bedeutung, weil hiervon sowohl das Abdrückverhalten der zufließenden Mengen als auch Auswirkungen auf die Wasserstände im Deckgebirgsgrundwasserleiter abhängen (vgl. Kap. 2.3). Neuere Untersuchungen zur hydraulischen Anbindung des Deckgebirges legen nahe, dass die Zuflussraten aus dem Cenoman/Turon, und damit auch die Wasserstände im Deckgebirge, so lange vom Grubenwasserstand im Bergwerk bzw. im Karbon unbeeinflusst bleiben, bis dieser die Karbon-Deckgebirgs-grenze überschreitet. In den Bergwerken Gneisenau und Kurl, die von entsprechenden Zuflüssen hauptsächlich betroffen sind, befindet sich diese Grenze mit -100 mNHN bis -250 mNHN deutlich oberhalb des aktuell angestrebten Wasserstandes -380 mNHN (vgl. Abbildung 3). Über dem Bergwerk Victoria 3/4 erreicht der Wasserspiegel nur in den nördlichsten Ausläufern diese Schichtgrenze. Daher sollte einerseits eine Beeinflussung des Deckgebirgsgrundwassers über diese Zuflüsse ausgeschlossen sein und andererseits ist weiterhin von unverändert hohen Zuflussmengen in das Grubengebäude bzw. die künftige Wasserhaltung auszugehen.

Umgekehrt konnten in den nördlichen Bergwerken bzw. Baufeldern (Haus Aden Nord, Werne, Radbod, Heinrich Robert, Haus Aden), über denen die Karbon-Deckgebirgs-grenze die -380 mNHN durchgehend bzw. großflächig unterschreitet und somit künftig eingestaut werden soll, keine Anhaltspunkte für relevante Zuflüsse aus dem Deckgebirge gefunden werden. Die geohydraulische Barriere ist demnach also intakt. Daher wird davon ausgegangen, dass bei Wasserständen bis -380 mNHN keine bzw. keine relevanten Kopplungseffekte mit dem Deckgebirgsgrundwasserleiter auftreten.

3.4 Klimatische Beeinflussungen und Deckgebirgsgrundwasserleiter

Die in den Wasserhaltungen Gneisenau und Haus Aden bis 2019 gehobenen Wassermengen wiesen signifikante Schwankungen auf (Abbildung 12). Gut erkennbar sind auch die im Vergleich zu Hansa und Heinrich Robert großen Wassermengen mit im Mittel 20 m³/min (Gneisenau) bzw. 22 m³/min (Haus Aden). Besonders ausgeprägt und gut jahreszeitlich korreliert ist diese Dynamik in den 90er-Jahren in der Wasserhaltung Gneisenau. Dort wurde die gesamte Wassermenge aus der westlichen Teilprovinz, also dem Großbergwerk Gneisenau - Kurl - Victoria, die dann nach dem Wasseran-

stieg im Jahr 2000 über den Victoriadamn nach Haus Aden strömte, gehoben.

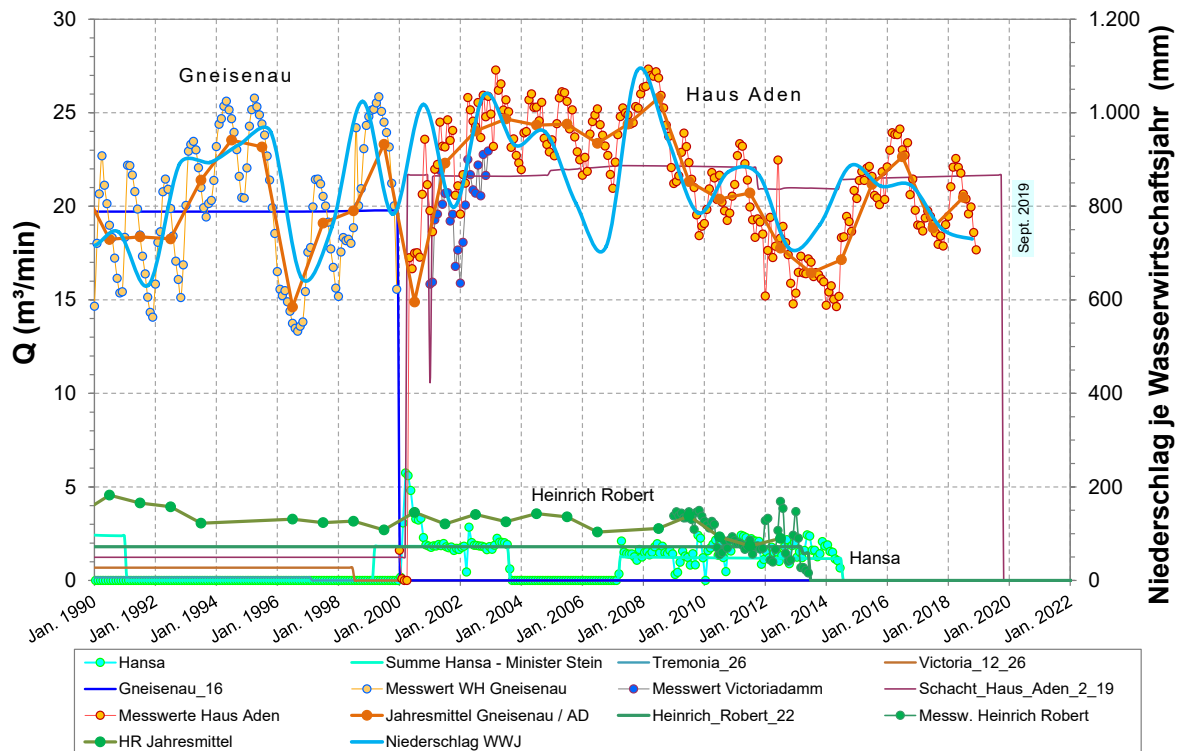


Abbildung 12: Wasserhebungsmengen im Untersuchungsraum seit 1990.

Ein Vergleich der gehobenen Wassermengen mit den Jahresniederschlägen zeigt zudem, dass abgesehen von den regelmäßigen Mengenmaxima im Frühjahr (März bis Mai) und Minima im Herbst (Oktober bis Dezember) die Hebungsmengen auch dem Wechsel von Trockenjahren und niederschlagsreichen Perioden folgen. Daraus ist abzuleiten, dass die klimatischen Verhältnisse einen direkten Einfluss, d.h. mit einer Auflösung im Monatsmaßstab, auf einen relevanten Teil der Grubenwasserzuflüsse im Einzugsbereich der Wasserhaltung Gneisenau besitzen.

Damit kann die Variation dieser Grubenwasserzuflüsse in Abhängigkeit von dem Wasserdargebot an der Oberfläche und der daraus resultierenden Sickerwassergenese in das Bergwerk quantifiziert werden. Umgekehrt besteht dann auch die Möglichkeit die hierfür erforderlichen Einzugsgebiete zu bemessen, was insbesondere unter dem Aspekt interessant ist, dass die fraglichen Bergwerke sich zum größten Teil unter einer Überdeckung von gering wasserdurchlässigem Emschermergel befinden und so kein direkter Sickerwasserweg von der Oberfläche zur Verfügung steht (vgl. Abbildung 3 Seite 13). Ganz offensichtlich fließen diese Wässer also über den Cenoman/Turon-Grundwasserleiter den Bergwerken zu. Das bedeutet, dass

über einen Abgleich verfügbarer Sickerwassermengen, der jahreszeitlichen Variation der Grundwasserneubildung und der Amplitude der Grubenwasserzyklen ein Abgleich sowohl des Konzeptes zur Grubenwassergenese als auch des Grundwassermodells in dem tiefen Grundwasserleiter Cenoman/Turon möglich ist.

Hierzu müssen zunächst die Prozesse der Grundwasserneubildung berücksichtigt und in einem auf den tatsächlichen Klimadaten basierenden Verfahren für den betrachteten Zeitraum seit 1990 und das in Frage kommende Einzugsgebiet berechnet werden.

3.4.1 Allgemeine Rahmenbedingungen

Der Übergang von Niederschlagswasser zu bergbaulichen Hohlräumen zu fließendem Sickerwasser ist komplex und neben einer Minderung um z.B. Verdunstung und anderweitige Abflüsse an der Oberfläche zudem auch einer zeitlichen Komponente unterworfen. Der primäre Wassereintrag, d.h. der Niederschlag, erfolgt zudem nicht regelmäßig, sondern in jedem Jahr individuell in Menge und Verteilung. Neben den klimatischen Faktoren sind zudem auch topographische Standortbedingungen und Bodenbeschaffenheit zu berücksichtigen.

Eine Versickerung von Niederschlagswasser in den tieferen Untergrund kann nur erfolgen, wenn eine entsprechende Durchlässigkeit gegeben ist. Das Steinkohlengebirge und Cenoman/Turon sind als Kluftgrundwasserleiter anzusehen. Wo diese Schichten direkt zu Tage ausstreichen oder nur mit geringmächtigen quartären Ablagerungen bedeckt sind, können die Niederschläge besonders auf den Klüften in das tiefere Gebirge sickern.

Aus den Darstellungen in Kapitel 2.2 und 2.3 wird deutlich, dass dies direkt oberhalb der besonders von den gering salinaren Zuflüssen betroffenen Bergwerken Gneisenau und Kurl nicht der Fall ist. Der Emschermergelkeil besitzt, abzuleiten an dem Einfallen der Deckgebirgsbasis (vgl. Abbildung 3 Seite 13), dort bereits eine Mächtigkeit von einigen 10er Metern.

Es wird daher davon ausgegangen, dass eine für die Bergwerkszuflüsse verfügbare Sickerwasserneubildung nur in Bereichen geringer Emschermergelüberdeckung, dem Ausbiss des Cenoman/Turon und ggf. als Erweiterung nach Süden in dessen oberirdischem Einzugsgebiet erfolgen kann. Für diese Flächen erfolgte eine Grundwasserneubildungsberechnung, um zunächst die potenziell zur Verfügung stehenden Sickerwassermengen abschätzen zu können.

3.4.2 Bearbeitungskonzept und Wetterdaten

Die Berechnung der Grundwasserneubildung erfolgt über ein Modul des Grundwassermodellierungsprogramms SPRING auf der Grundlage von Klimadaten (Niederschlag, Temperatur, Sonnenscheindauer, Windgeschwindigkeit, Dampfdruck) und von standortbezogenen Eigenschaften des Einzugsgebietes (Bodenart, Landnutzung, Hangneigung, Versiegelungsgrad, Feldkapazität etc.). Die Klimadaten zur Kalibrierung der bisherigen Wasserhaltung werden vom Deutschen Wetterdienst bezogen.

Nicht alle Wetterstationen im Bereich des Untersuchungsgebietes stellen jedoch alle o.g. Parameter kontinuierlich zur Verfügung. Eine Verschneidung von in Station A ermittelten Daten (z.B. Dampfdruck) mit ansonsten vollständigen Daten in Station B ist nicht möglich, da sich die lokalen Verhältnisse immer unterscheiden.

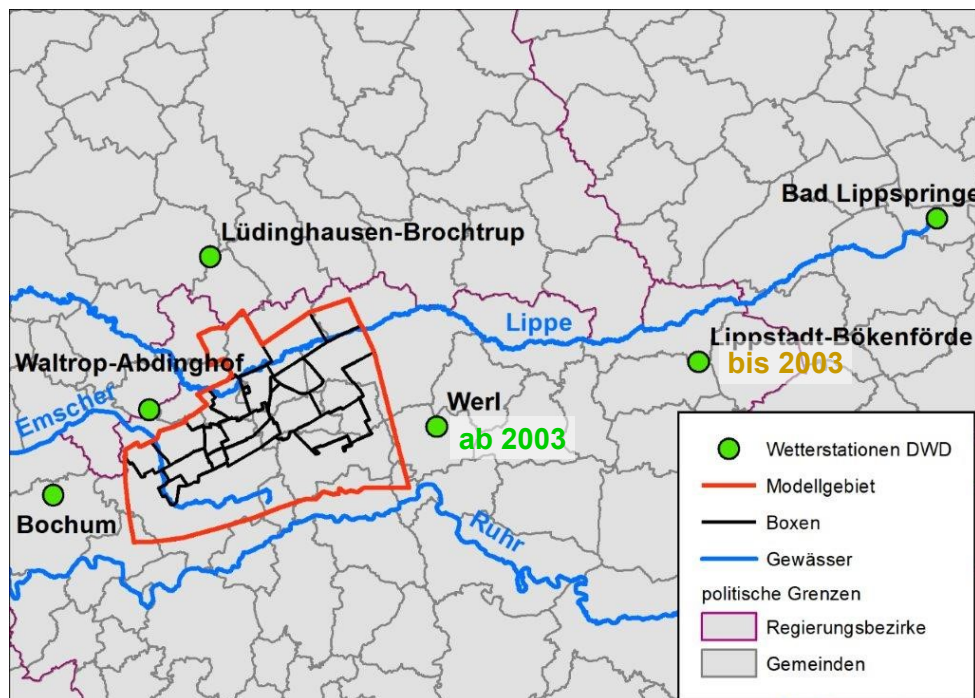


Abbildung 13: Regionale DWD-Wetterstationen im erweiterten Umfeld des Untersuchungsraumes mit dem Grundwasserneubildungsmodell.

Im Nahbereich des Untersuchungsraumes existieren die drei Wetterstationen Werl (seit 2004), Lüdinghausen (seit 2005) und Waltrop (seit 2008), die jedoch nicht in dem gesamten für die Grubenwasserhebung relevanten Betrachtungszeitraum in Betrieb waren. Es war daher erforderlich, auf weiter entfernte Standorte zurückzugreifen. Vollständige Zeitreihen seit 1981 existieren für die DWD-Stationen Lippstadt (3031, allerdings ohne Windgeschwindigkeit) und Bad Lippspringe (3028, Nummern in Abbildung 13). Eine

mögliche Referenz stellt noch die westlich des Untersuchungsraums gelegene Station Bochum (555) dar, die jedoch von 1994 – 2007, also den besonders interessierenden Zeitraum, nicht in Betrieb war.

Die Messstation 3028 Bad Lippspringe ist zu weit entfernt und ein Vergleich der Messreihen für den bei der Grundwasserneubildung prioritären Niederschlag zeigt, entsprechend der Lage vor den östlichen Ausläufern des Teutoburger Waldes, durchweg deutlich höhere Jahresniederschläge als alle übrigen Stationen und kommt dadurch nicht in Frage. Die weitere kontinuierlich messende Station Lippstadt befindet sich auch 60 km westlich von Bergkamen und weist ab 2003 einen deutlichen Rückgang der Niederschlagsmengen auf, den man so in Bochum und Lippspringe nicht feststellt. Die Station ist jedoch die einzige Möglichkeit für einen annähernd geschlossenen Datensatz vor dem Jahr 2003 und zudem nach 2003 vergleichbar mit der Station Werl. In Abwägung möglicher Vor- und Nachteile erfolgte dann eine Kombination der Datensätze Lippstadt bis 2003 mit den Windgeschwindigkeiten von Bad Lippspringe (da diesen nur ein geringer Einfluss auf die Grundwasserneubildung zugesprochen wurde) und Werl ab 2003.

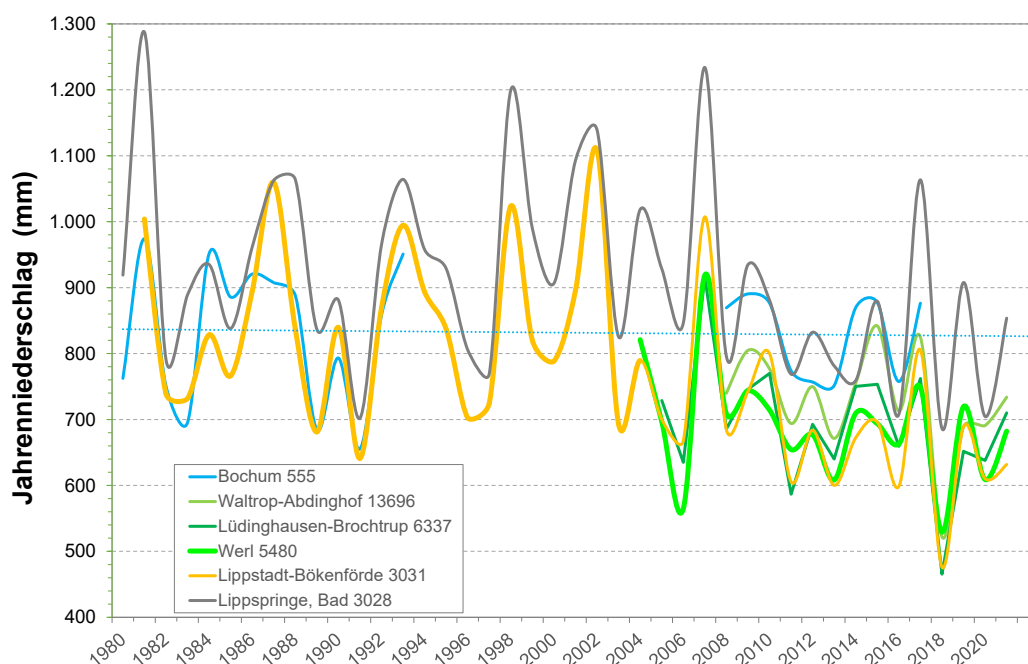


Abbildung 14: Entwicklung der Jahresniederschläge seit 1980 für die in Abbildung 13 gezeigten Wetterstationen.

Diese Verhältnisse werden so ausführlich beschrieben, weil sich in der Folge gezeigt hat, dass die so zusammengestellten Wetterdaten mit der beobachteten Grubenwasserentwicklung nur bedingt korrelieren (vgl. Kap. 3.4.6 und 4.3.1). Zwar wird für den Zeitraum vor 2003 der Jahresgang

der Grundwasserneubildung in geeigneter Weise beschrieben, jedoch zeigen die Grubenwassermengen nicht den in den Niederschlagsdaten der Kombinationslösung wie auch in Lippstadt erkennbaren Rückgang um das Jahr 2003. Vielmehr ist somit davon auszugehen, dass ähnlich wie in Bochum auch in den Stationen Werl, Waltrop und Lüdinghausen, also im zu betrachtenden Grundwasserneubildungsgebiet, mehr oder minder kontinuierliche Verhältnisse vorgelegen haben. Die Ergebnisse der Grundwasserneubildungsberechnungen sind somit mit diesen durch die Datenverfügbarkeit bedingten Einschränkungen zu betrachten und zu interpretieren.

Klimadaten für die zukünftige Entwicklung (Prognosezeitraum) können aus Klimamodellen für verschiedene Szenarien bezogen werden. Da in den Datenbanken nicht alle für die SPRING-Berechnung erforderlichen Eingangsparameter zur Verfügung gestellt werden, ist es erforderlich diese Werte aus anderen Parametern zu berechnen. Derartige Untersuchungen mit Klimaprognosedaten haben jedoch gezeigt, dass diese nicht nahtlos an die tatsächlichen regionalen Messwerte des letzten Jahrzehnts anschließen. Daher wurde, auch um eine Bewertung der Wasseranstiegseffekte losgelöst von möglichen klimatischen Einflüssen zu ermöglichen, auf Klimaprognosedaten verzichtet, sondern die Messwerte eines Elbfjahreszyklus (Januar 2008 bis Dezember 2018) periodisch wiederholt.

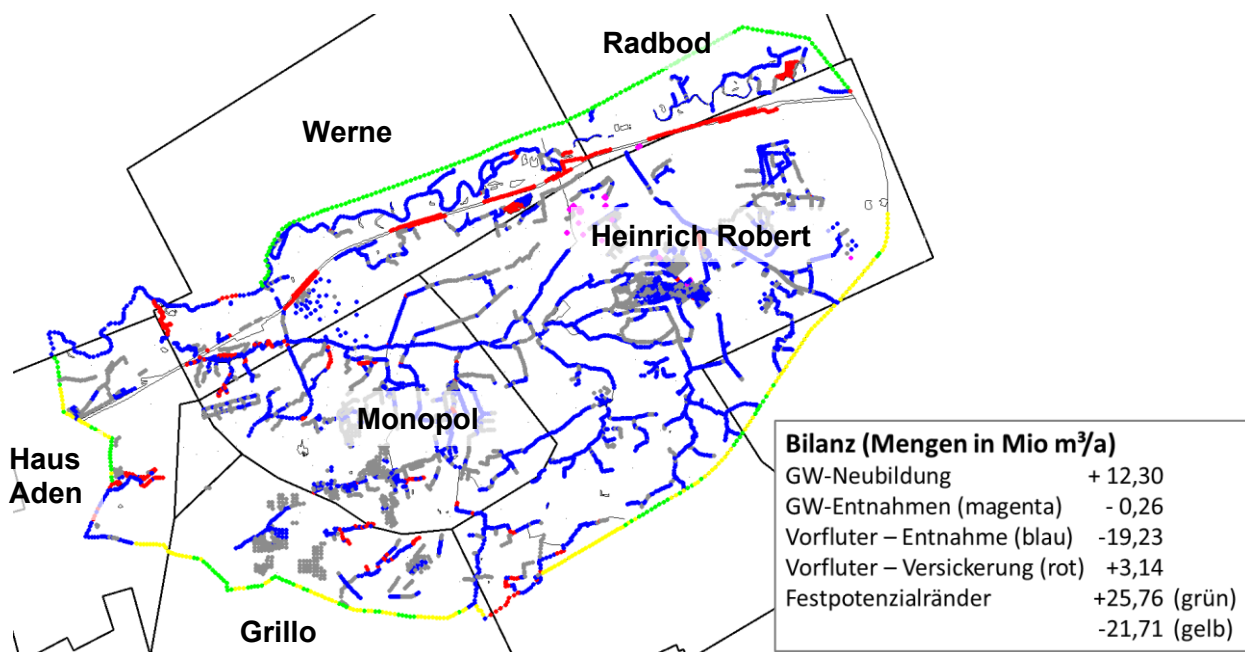


Abbildung 15: Grundwassermodell BW Ost mit wichtigen Bilanzmengen.

Abgesehen von der Grundwasserneubildung sind zur Abschätzung der potenziell in den tieferen Untergrund versickernden Wassermengen auch

Angaben zu grundwasserbürtigen Abfluss erforderlich (vgl. Kap. 3.4.3), die man unter anderem aus einem kalibrierten Grundwasserströmungsmodell für den oberflächennahen Grundwasserleiter entnehmen kann. Ein solches existiert aber nur für Teile des östlichen Grubenfeldes Heinrich Robert (Abbildung 15). Dieses reichte für die Aufgabenstellung einerseits aufgrund der räumlichen Erstreckung nicht aus und rechnet zudem nur stationär mit Jahresmittelwerten, so dass nur einige Bilanzgrößen für diese Aufgabenstellung genutzt werden konnten.

Die eingangs genannten Standortdaten zu den Oberflächeneigenschaften für das zu betrachtende Gesamtgebiet sind als digitale Flächendaten (z.B. GK 50 für Nordrhein-Westfalen) verfügbar, wurden als GIS-Datensatz aufbereitet und dann in das Grundwassermodellierungsprogramm SPRING übernommen. Die Berechnung der Grundwasserneubildung erfolgte nicht über ein Grundwasserströmungsmodell (das z.B. auch die Berechnung von Grundwasserabfluss in die Vorfluter erlauben würde), sondern über das SPRING-Grundwasserneubildungsmodul RUBINFLUX. Man erhält somit nur Daten zur primären Grundwasserneubildung, die dann weiter manuell verarbeitet werden müssen.

Diese berechnete Grundwasserneubildung für das o.g. potenzielle Einzugsgebiet muss dann unter Berücksichtigung der räumlichen Verhältnisse sowie des grundwasserbürtigen Abflusses mit den Wasserhebungsdaten und dem aus dem Boxmodell anhand von Abflussmengen und Qualitäten abgeleiteten Bedarf für den Zufluss von der Oberfläche abgeglichen werden. Gemäß der o.g. Vorgaben umfasst diese Fläche die Fläche der Grubenwasserprovinz (Boxmodell) mit den genannten Erweiterungen im Süden (Ausbiss des Cenoman/Turon und dessen oberirdisches Einzugsgebiet) (Abbildung 16).

Für die weitere Verarbeitung der schließlich berechneten Grundwasserneubildung sind geeignete Teilflächen erforderlich. Die Basis Innerhalb der vom Boxmodell abgedeckten Fläche bilden grundsätzlich die Modellboxen (Nr. 1 bis 21 in Abbildung 16). Das primäre Grundwasserneubildungspotential für den Cenoman/Turon-Grundwasserleiter ist dessen Ausbissfläche (vgl. Abbildung 4, Seite 14), die für eine spätere einzugsgebietsabhängige Auswahl von West nach Ost in mehrere Segmente unterteilt wurde (Nr. 40 - 47). Zwischen Boxmodell und Cenoman/Turon-Ausbiss befinden sich einige Gebiete mit geringer Emschermergel-Überdeckung, die mit 30er-Nummern gekennzeichnet sind. Schließlich wurden nach Süden noch Teilflächen bis zur oberflächlichen Grundwasserscheide zum Ruhreinzugsgebiet abgegrenzt, von denen potenziell Oberflächenwasser in den Cenoman/Turon-Ausbissbereich fließen und dort versickern könnte. Damit ist das maximale Gebiet

eingegrenzt, in dem Grundwasserneubildung zu Sickerwässern in die Bergwerke der Wasserprovinz Haus Aden beitragen könnte.

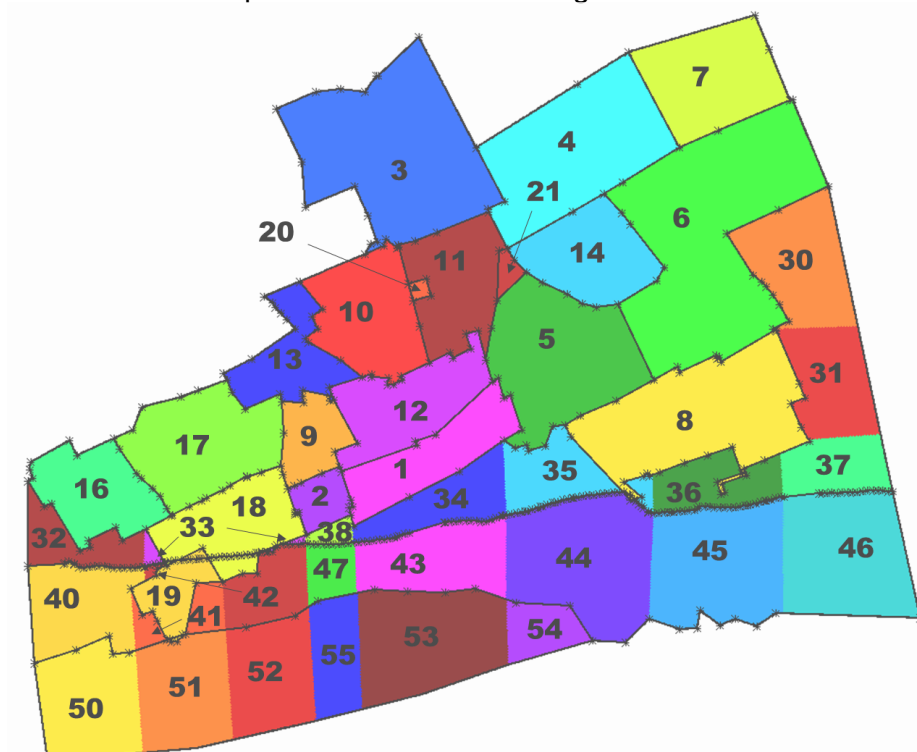


Abbildung 16: Modellgebiet für die Grundwasserneubildungsberechnung.

Darüber hinaus kennt das Modell tiefe Zuflüsse mit höheren Salzgehalten, die hier als konstant und nicht klimatisch beeinflusst betrachtet werden. Da die Grubenwasserhebungsdaten der Wasserhaltungen Hansa und Heinrich Robert entsprechende instationäre Entwicklungen nicht erkennen lassen (vgl. Abbildung 12, Seite 30) was damit korreliert, dass dort nur wenige gering salinare Zuflüsse mit insgesamt geringen Zuflussraten bekannt sind, wurde in diesen Einzugsbereichen keine klimaabhängige Beeinflussung berücksichtigt.

Die zur Tiefenversickerung verbliebenen Grundwasserneubildungsanteile werden dann den Boxen zugeordnet und mittels eines polynomialen Ansatzes an die Dynamik des Grubenwassers angepasst. Grundlage hierfür ist eine Dämpfung der auf das Winterhalbjahr konzentrierten Grundwasserneubildung über Speichertherme und Verteilung des Zuflusses über das ganze Jahr. Für die Prognose wird diese im Zuge der Kalibrierung abgeleitete Umrechnung übernommen. Das Boxmodell verschneidet dann diese instationären Zuflüsse mit den Tiefenzuflüssen und berechnet auf Basis dieser Eingangsdaten Wasseranstieg und Qualität des gehobenen Grubenwassers auf der Basis von instationärer Mischung und chemischen Reaktionen.

3.4.3 Grundwasserneubildung (Verfahren)

Der Wasserzufluss von oben in den Untergrund wird zwar durch Niederschläge geprägt, ist aber nicht der einzige Faktor, der die Zuflüsse in die Bergwerke reguliert. Letztlich ist es Grundwasser, das auf verschiedenen Wegen in die in das Gebirge getriebenen Abbauhohlräume strömt. Diese Zufuhr von Wasser von der Oberfläche in das Grundwasser durch Sickerwasser wird als Grundwasserneubildung bezeichnet. Abgesehen vom Niederschlag wird die Grundwasserneubildung auch von vielen anderen Faktoren wie klimatischen Parametern (z. B. Temperatur, Wind, Sonneneinstrahlung usw.), geologischen Faktoren (z. B. Bodenbeschaffenheit und -struktur usw.) sowie Oberflächeneigenschaften (z. B. Hangneigung, Vegetation und Landnutzung etc.) beeinflusst. Der Niederschlag wird durch diese standortspezifischen und zeitlich veränderlichen Parameter zwischen der Menge, die in die Atmosphäre zurückkehrt, und der Menge, die weiter nach unten versickert und schließlich das Grundwasser auffüllt, aufgeteilt.

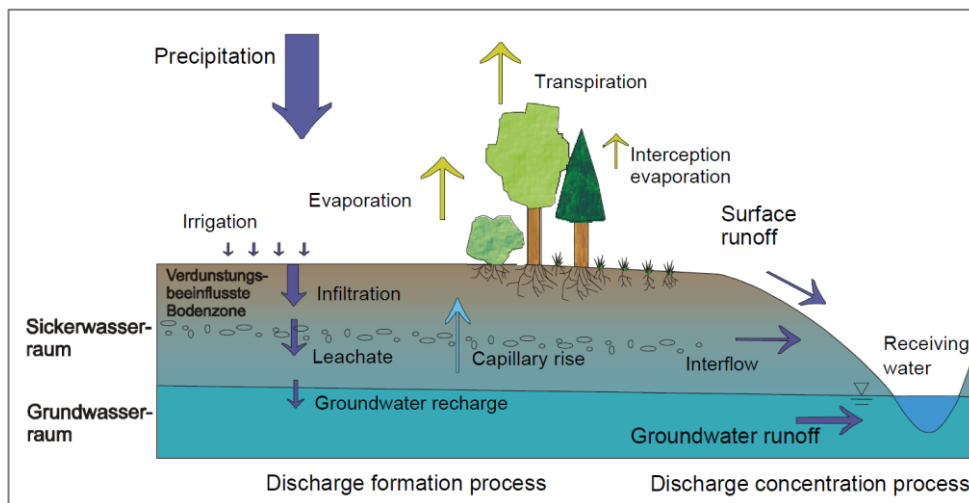


Abbildung 17: Prozesse bei der Grundwasserneubildung.

Ein Teil des Niederschlags wird bereits an der Erdoberfläche abgezogen (Abbildung 17). Transpiration (Pflanzenverdunstung über Blätter), Verdunstung (Boden- und Wasserverdunstung) und Interzeption (Verdunstung von ungenutztem Niederschlag auf Pflanzenoberflächen) werden zusammenfassend als Evapotranspiration bezeichnet. Oberflächenabfluss und Zwischenabfluss bilden den direkten Abfluss, der in die Vorfluter gelangt. Die verbleibende Menge, die weiterhin versickert und das Grundwasser erreicht, wird dann um den Basisabfluss (Grundwasserabfluss), also den Anteil der Abflusskomponente, der aus dem Grundwasser in den Vorfluter fließt, reduziert.

Das Niederschlagswasser versickert somit über die verdunstungsbeeinflusste Bodenzone in die Sickerwasserzone. Das Sickerwasser gelangt dann schwerkraftgetrieben in das Grundwasserreservoir. Umgekehrt führt der kapillare Anstieg zu einem gegenläufigen Anstieg des Grundwassers aus dem Grundwasserreservoir in die Sickerwasserzone. Die kausalen Zusammenhänge sind daher oft komplex, z.B. wenn Temperatur und saisonale Vegetation mit Niederschlag interagieren.

Für die Berechnung der Grundwasserneubildung stehen verschiedene Modellansätze zur Verfügung. Einen sehr guten Kompromiss zwischen Eingangsdatenanforderungen, Vollständigkeit des Berechnungsansatzes hinsichtlich klimatischer Einflüsse und Ergebnisausgabe bietet das Grundwasserströmungsmodell SPRING, das ein Modul zur Berechnung der räumlich differenzierten Grundwasserneubildung enthält. SPRING bietet für die Aufgabenstellung direkt anwendbare Grundwasserneubildungsberechnungen auf Basis des Verfahrens nach Messer für stationäre und des Verfahrens RUBINFLUX für instationäre Grundwasserneubildung, die für die Berücksichtigung sowohl klimatischer Ereignisse als auch klimatischer Trends erforderlich sind.

Das Verfahren RUBINFLUX wurde im Hinblick auf die Instationarität der Grundwasserneubildung in einem niederschlagsreichen Gebiet in NRW (Westdeutschland) entwickelt und ist somit sehr gut an die klimatischen und geographischen Bedingungen Mitteleuropas angepasst. RUBINFLUX beinhaltet eine realistische Bestimmung der Grundwasserneubildung bei Wassergehalten unterhalb der Feldkapazität. RUBINFLUX kombiniert bewährte Berechnungsroutinen mit einer neuartigen Formulierung der Sickerwasserabgabe (Grundwasserneubildung) aus dem wasserungesättigten Bodenspeicher.

Die Berechnung erfolgt räumlich differenziert in einem SPRING-Modell unter Berücksichtigung der tagesgenauen klimatischen Eingangsdaten und der geografischen Gegebenheiten des jeweiligen Gebiets. Dabei ist es unerheblich, ob es sich bei dem SPRING-Modell um ein vollparametriertes und funktionsfähiges Grundwasserströmungsmodell handelt oder um ein Finite-Elemente-Netz, das nur zum Zweck der Neubildungsberechnung erstellt wird. Den Knoten und Elementen des Finite-Elemente-Netzes müssen verschiedene lokale, meist gebietsdifferenzierte Parameter (z. B. Bodenart, Geländeoberkante, Landnutzung) zugeordnet werden. Zur Regionalisierung dieser Daten stehen bei Bedarf verschiedene Interpolationsverfahren zur Verfügung. Andere lokale Parameter gelten für den gesamten Modellraum und sind daher nicht räumlich verteilt anzugeben. Diese Parameter

(z.B. CN-Parameter, Crop-Koeffizient) stehen in tabellarischer Form als Hintergrunddaten zur Verfügung.

Die Bilanzgleichung wird für alle Teilbereiche des Modells (einzelne Elemente des Finite-Elemente-Netzes) als vertikale Strömung durch die ungesättigte Bodenzone ermittelt. Berücksichtigt werden Verdunstung, Direktabfluss, Bodenwasserspeicherung und Versickerung. Abbildung 18 gibt einen Überblick über die Hauptprozesse und Bilanzkomponenten bei der Bildung von Grundwasserneubildung aus Niederschlägen, die über das RUBINFLUX-Verfahren in der instationären Berechnung der Grundwasserneubildung in SPRING berücksichtigt werden. Die Berechnung erfolgt instationär in Tagesschritten. Voraussetzung dafür ist, dass die zeitlich veränderlichen Klimadaten (z. B. Niederschlag, Temperatur, Sonnenscheindauer, Windgeschwindigkeit und aktueller Dampfdruck) in entsprechender zeitlicher Auflösung vorliegen.

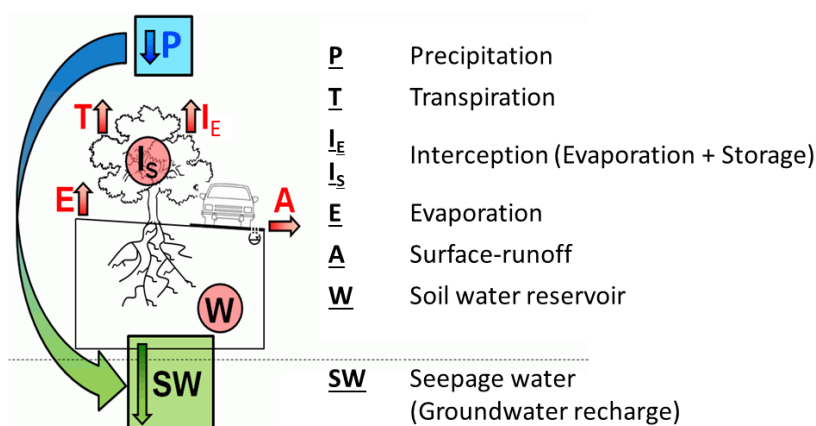


Abbildung 18: Verfahren und Bilanzkomponenten zur Bestimmung der Grundwasserneubildung nach dem RUBINFLUX-Verfahren in SPRING.

Für die historische Beobachtung und Kalibrierung des klimatisch beeinflussten Anteils des Grubenwasserzuflusses in den untersuchten Modellgebieten in Westdeutschland stehen alle Parameter als DWD-Wetterstationsdaten zur Verfügung. Die Berechnung der Grundwasserneubildung erfolgt wie oben beschrieben in Tagesschritten. Dementsprechend ist es notwendig, die zeitlich veränderlichen Parameter (Klimadaten) in gleicher zeitlicher Auflösung an das Modell zu übergeben.

3.4.4 Grundwasserneubildung (Ergebnisse)

Da für den das potenzielle Grundwasserneubildungsgebiet kein fertiges Grundwassermodell zur Verfügung stand, wurde eigens zur Berechnung der Grundwasserneubildung ein einfaches, gitterartiges Finite-Elemente-

Netz für das in Abbildung 16 dargestellte Gebiet generiert. Das Modellgebiet hat eine Ausdehnung von rund 654 km². Das gitterartige Finite-Elemente-Netz besteht aus etwa 260.000 Elementen mit einem Knotenabstand von etwa 50 m.

Diesem Modell wurden räumlich differenziert die für das RUBINFLUX-Verfahren erforderlichen lokalen Parameter zugeordnet. Im Einzelnen sind dies:

- Versiegelungsgrad (%) - abgeleitet aus Landnutzung (ATKIS) und Topographie.
- Grad der Steigung (%) - berechnet in SPRING aus den Geländehöhen
- Geländehöhe (mNHN) - Geobasis NRW, DGM 1m
- Breitengrad (°)
- Landnutzung - ATKIS
- Bodentyp - BK50
- Wassergehalt bei Feldkapazität (Vol-%) - BK50
- Wassergehalt am permanenten Welkepunkt (Vol-%) - BK50

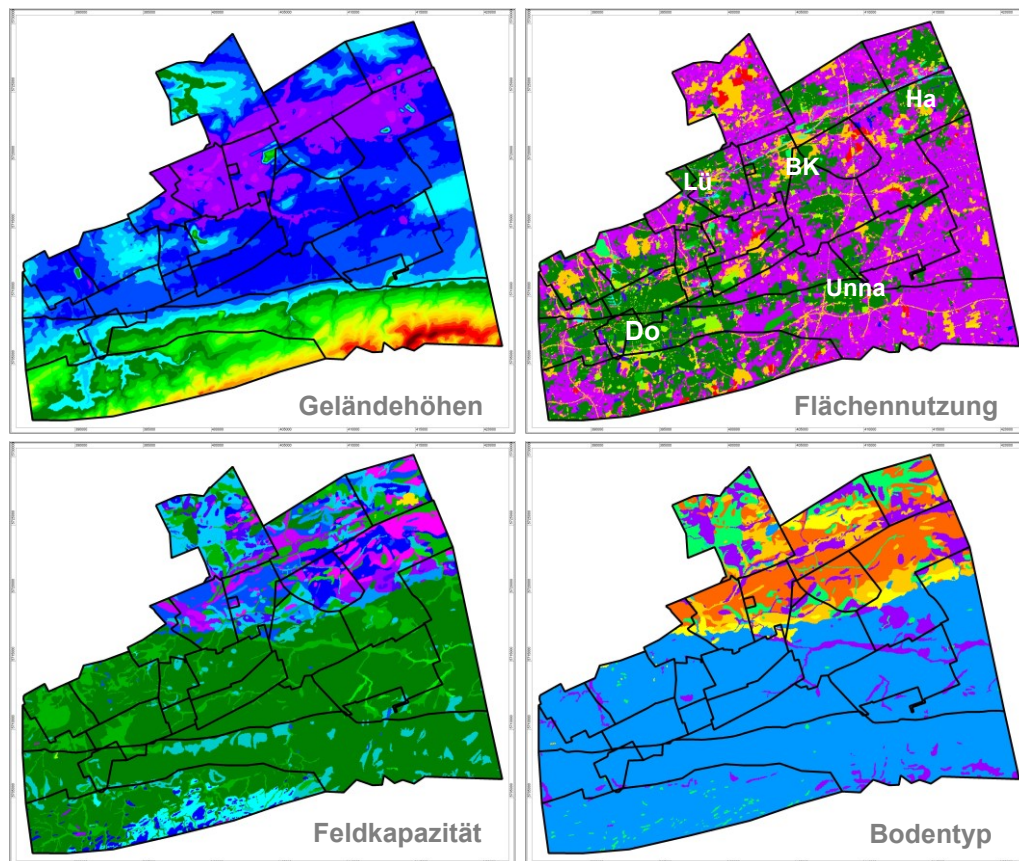


Abbildung 19: Räumliche Verteilung lokaler Parameter zur Berechnung der Grundwasserneubildung.

Abbildung 19 dokumentiert die räumliche Verteilung von vier dieser lokalen Parameter (Geländehöhen, Landnutzung, Feldkapazität und Bodentyp) im Modellgebiet. Während Bodentyp und Feldkapazität eng miteinander verknüpft sind und sich vor allem der nördliche Teil des Untersuchungsgebietes durch sandige Böden von der überwiegend als sandig-lehmig eingestuften Mitte und Süden abhebt, wird die Topographie durch die Grenze des Cenoman/Turon-Ausbisses mit dem Emschermergel geprägt. Durch die härteren Gesteine steigt das Gelände südlich dieser Linie (vgl. Abbildung 4 und Abbildung 23) deutlich bis zur Grundwasserscheide zum Ruhrtal an. Die Flächennutzung wird geprägt vom Stadtgebiet Dortmund im Südwesten und den überwiegend landwirtschaftlichen Flächen im Südosten. Auch die übrigen Stadtgebiete zeichnen sich deutlich ab.

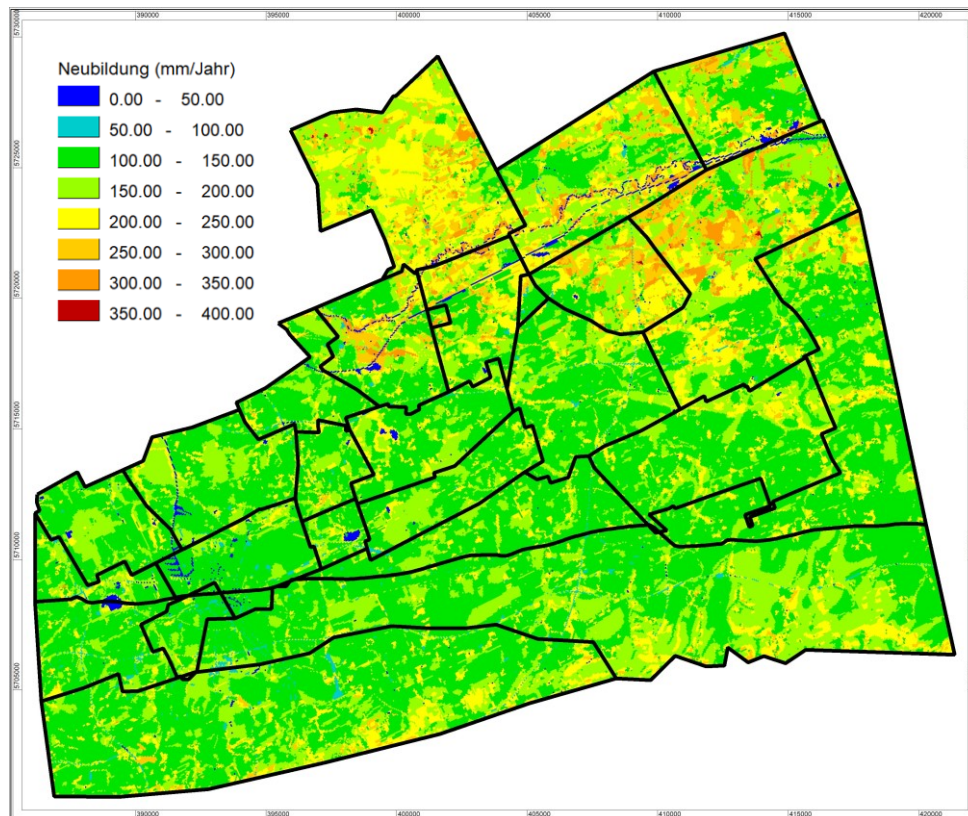


Abbildung 20: Räumliche Verteilung der berechneten Grundwasserneubildung.

Mit dem so aufgebauten Modell und den in Kapitel 3.4.2 beschriebenen Klimadaten wurde die instationäre Grundwasserneubildung mit SPRING für den Zeitraum 1970 bis 2021 berechnet. Abbildung 20 zeigt beispielhaft eine räumliche Verteilung der Grundwasserneubildung als Mittelwert über mehrere Jahre. Die Charakteristika der räumlichen Verteilung der Grundwasserneubildung sowie der absoluten Neubildungsraten sind plausibel und entsprechen unseren Erfahrungen für Westdeutschland. Im gesamten

potenziellen südlichen Einzugsgebiet liegt die Grundwasserneubildung sehr homogen zwischen und 100 und 200 mm/Jahr ($= \text{L/m}^2$). Höhere Grundwasserneubildung errechnet sich vor allem für den nördlichen Teilbereich, was mit den Bodentyp-Verteilungen korreliert.

Die durch das Berechnungsmodell umgesetzten Zusammenhänge lassen sich an einem Zeitraumbeispiel über fünf Jahre anhand der Veränderungen über den Jahresverlauf sehr gut erkennen (Abbildung 21). Während die Niederschlagsverteilung anhand der Tageswerte keine eindeutige Strukturierung erkennen lässt, lassen die Temperaturen die Senke im Winter sehr gut hervortreten, was dann mit damit einhergehenden Faktoren (z.B. verminderter Evapotranspiration) eine deutlich erhöhte Grundwasserneubildung zur Folge hat. In den meisten Jahren erfolgt sogar fast die gesamte Grundwasserneubildung in den Monaten November bis März. Die Grundwasserneubildung im Sommer ist auf wenige Ausnahmen eingeschränkt und erfordert längere Niederschlagsperioden, die dann zu einer gewissen Bodensättigung führen und für die Jahre 2010 und 2014 zu erkennen sind. Auffallend ist zudem die von 2011 bis 2014 stark abnehmende Grundwasserneubildung mit Minimum im Winter 2013/14.

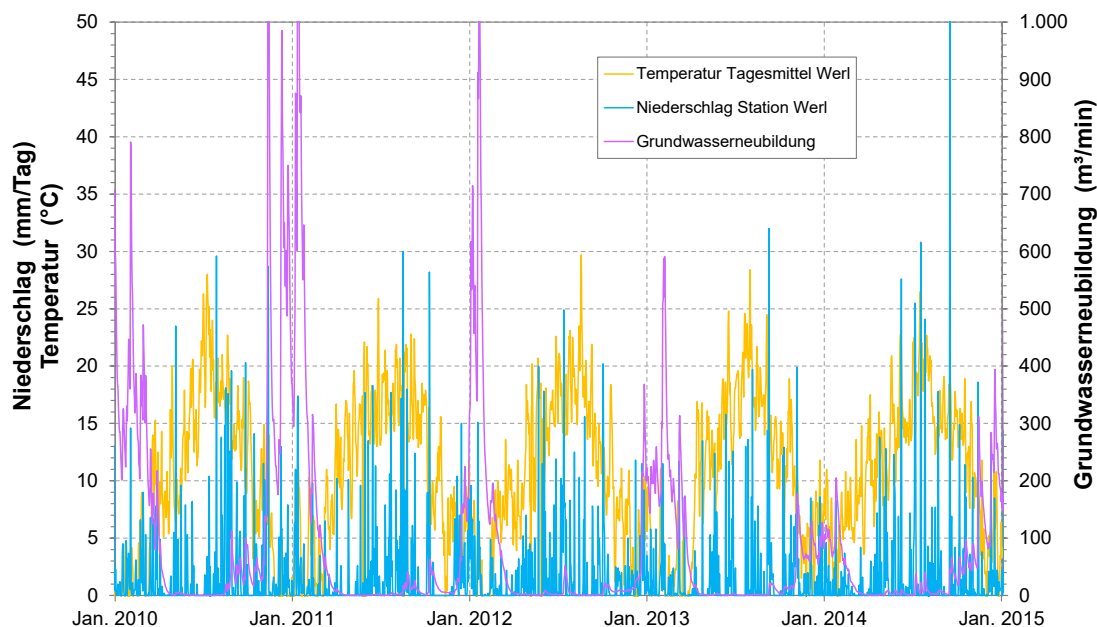


Abbildung 21: Niederschlag und Temperatur (Eingangsdaten) sowie berechnete Grundwasserneubildung für die Gesamtprovinz Heinrich.

Diese Verteilung der Grundwasserneubildung ist zunächst nicht in Übereinstimmung mit dem in der Wasserhaltung ermittelten Jahresgang der Wassermengen und Maxima vor allem in März bis April (vgl. Abbildung 12). Dies lässt den Schluss zu, dass im tieferen Untergrund auf dem Fließweg weitere Prozesse wirksam werden und die Grundwasserneubildung nicht 1:1 dem

Grubenwasser zugeordnet werden kann. Gleichwohl spiegelt sich der abnehmende Trend der jährlichen Grundwasserneubildung auch in den gehobenen Grubenwassermengen wider.

3.4.5 Übergang Grundwasser - Grubenwasser

Den Bergwerken fließt nicht die gesamte Grundwasserneubildung zu, sondern nur ein Teil in modifizierter Form. Zunächst ist zu berücksichtigen, dass das gehobene Grubenwasser auch lateral zusitzendes Schichtwasser enthält, das nicht direkt aus der Grundwasserneubildung über dem Bergwerk gespeist wird. Die Grundwasserneubildung stellt somit nur eine Teilmenge des Grubenwassers dar. Hierzu wurden bereits in Kapitel 3.3 Auswertungen vorgestellt, die einen Zufluss von 20,1 m³/min aus dem Grundwasser erwarten lassen, der sich auf das ehemalige Großbergwerk Gneisenau (mit Kurl, Victoria und Scharnhorst) konzentriert. Dies vermindert somit den Bedarf der Wasserbilanz an Oberflächenwasser.

Andererseits vermindert sich das Dargebot der Grundwasserneubildung um den Abfluss aus dem oberflächennahen Grundwasser in die Vorfluter. Bei einem von einem mächtigen Geringleiter wie dem Emschermergel unterlagerten Grundwasserkörper trifft dies für nahezu die gesamte Grundwasserneubildung zu. In einem nahezu deckgebirgsfreien Untergrund des Cenoman/Turon und Karbon, zudem wenn er noch durch den Bergbau aufgelockert ist, können sich die Verhältnisse umkehren und der größte Teil der Grundwasserneubildung versickert in tiefere Schichten.

Bei Vorhandensein eines ausbalanzierten Grundwasserströmungsmodells lässt sich diese Menge dem Modell entnehmen. Da dies hier nicht vorhanden ist, sind indirekte Verfahren erforderlich. Entscheidend für eine solche Abschätzung ist das Wassernetz an der Oberfläche und dessen Wasserversorgung. Innerhalb der des potenziellen südlichen Einzugsgebietes unterscheiden sich diese Faktoren stark und variieren daher auch von Box zu Box. Im weiter südlich gelegenen Randgebiet befindet sich die Ruhr, wodurch das Modellgebiet mit genügend Abstand deutlich abgegrenzt wird, da davon auszugehen ist, dass der Niederschlag und die Grundwasserneubildung in diesen südlichen Ausläufern der Ruhr und damit eben nicht dem Bergwerkseinzugsgebiet zufließen.

Nun ist bekannt, dass sich die Gebiete der für den Deckgebirgsgrundwassereiter relevanten Grundwasserneubildung von den Bergwerken mit den entsprechenden Zuflüssen unterscheiden. Es sind daher nicht wie bei dominierender vertikaler Versickerung die flächenbezogenen Mengen über den Bergwerken zugrunde zu legen.

Daher wurde in Kombination von Abschätzungen zu den Sickerwassermengen in den Deckgebirgsgrundwassereiter vermindern den grundwasserbürtigen Abfluss in die Oberflächengewässer sowie des möglichen Einzugsgebietes auf der Grundlage von Grundwassergleichenplänen für den Cenoman/Turon Grundwasserleiter eine Zuordnung von für das Grubenwasser verfügbaren Grundwasserneubildungszellen vorgenommen.

Der Grundwassergleichenplan für den Cenoman/Turon-Grundwasserleiter in Abbildung 22 zeigt auch die im gekoppelten Modell implementierten Versinkungsstellen in die Bergwerke Gneisenau, Kurl, Victoria und Scharnhorst, die den Zuflüssen entsprechen, die aufgrund Chemismus und bergbaulichen Gegebenheiten als aus dem Deckgebirge zufließend identifiziert wurden (vgl. Kap. 3.3) und sich gemäß stationären Modelleingangsdaten auf 20,6 m³/min summieren.

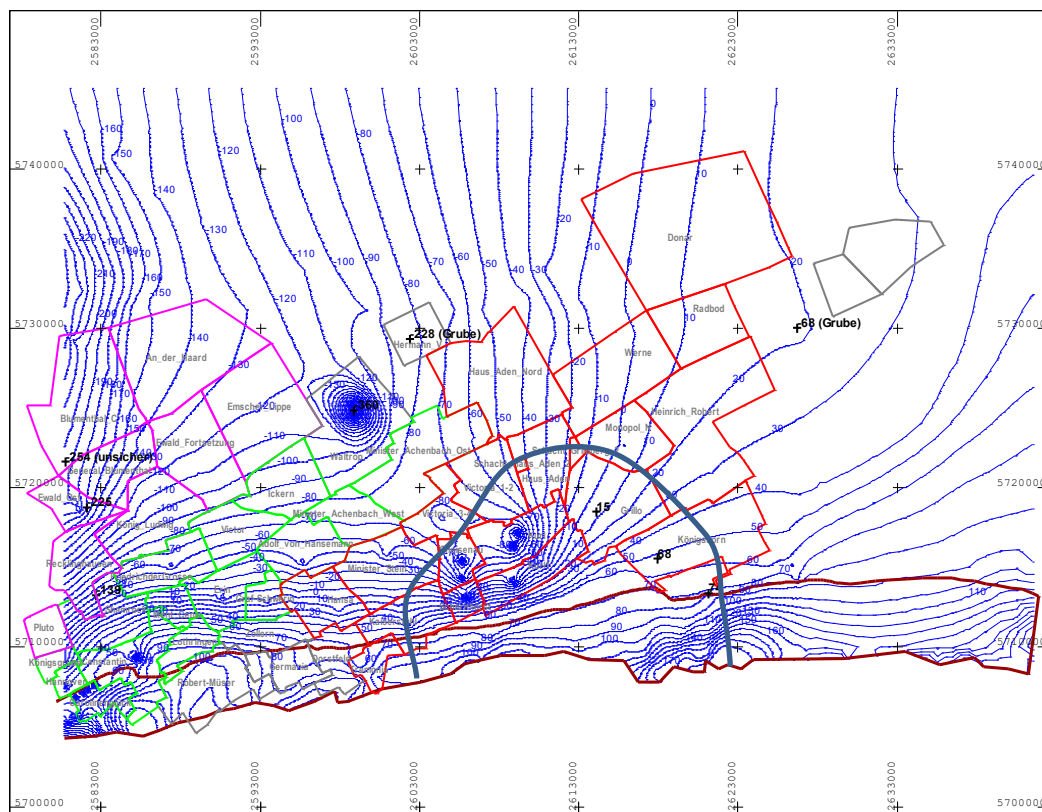


Abbildung 22: Grundwassergleichen in mNHN für den Cenoman/Turon-Grundwasserleiter mit Versinkungsstellen in die Bergwerke und dem dafür verfügbaren Einzugsbereich.

In dem Zeitraum nach Beginn einer stabilen Wasserhaltung Haus Aden mit Zufluss über den Victoriadam 2004-2018 betrug die mittlere gehobene Grubenwassermenge (Zentrale Wasserprovinz ohne Hansa und Wasseranstiegsbereich Heinrich Robert) 21,3 m³/min. Als permanente laterale Schichtzuflüsse wurden insgesamt 1,2 m³/min definiert, was eine versickernde Grundwasserneubildung in diesem Zeitraum von 20,1 m³/min ergibt.

Dementsprechend müsste dieselbe Menge auch in diesem Einzugsgebiet zur Verfügung gestellt werden. Bereits in Kapitel 3.4.2 wurden die unterschiedlichen Potenziale von Cenoman/Turon-Ausbiss, geringmächtigem Emschermergel und potenziellem Oberflächenwasserzufluss in den Cenoman/Turon-Ausbissbereich beschrieben. Dementsprechend differenziert wurden diese Zonen mit dem in Abbildung 22 dargestellten Einzugsgebiet verschnitten (Abbildung 23) und die verfügbaren Sickerwassermengen bilanziert (Tabelle 3).

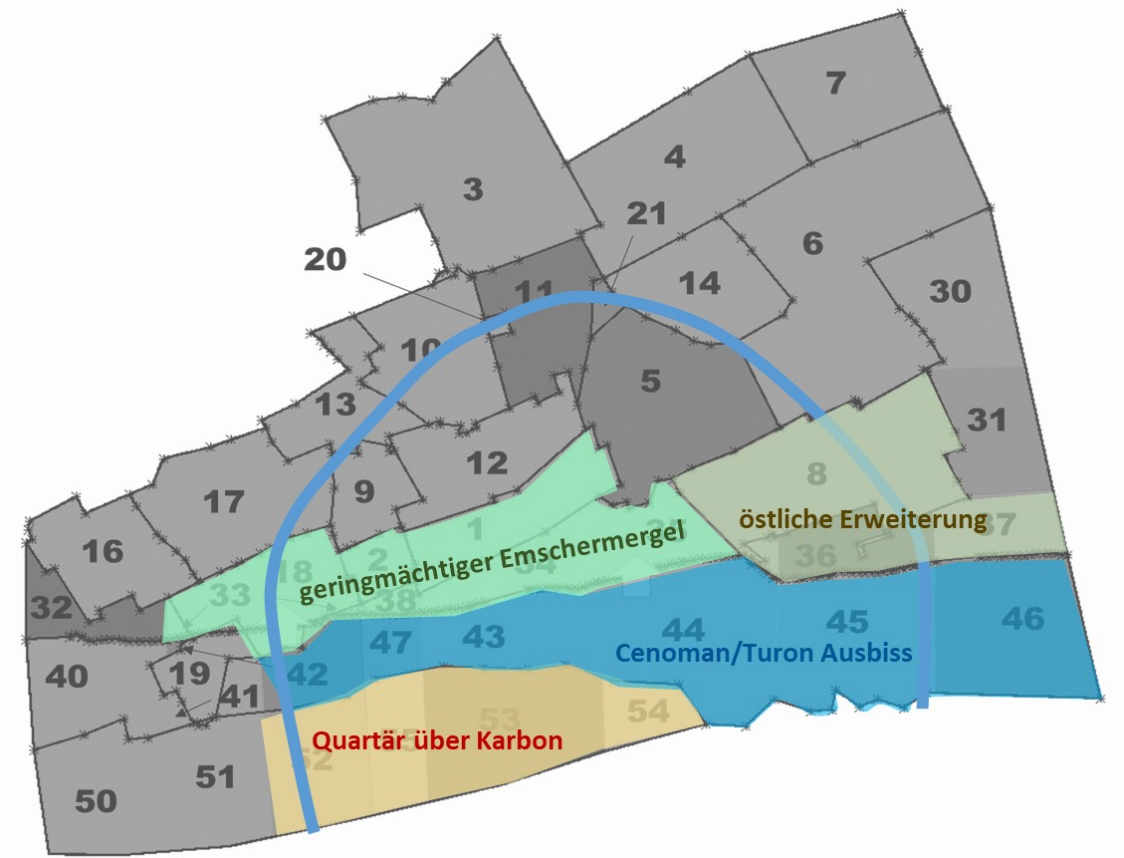


Abbildung 23: Gesamtbereich der Grundwasserneubildungsberechnung mit farblicher Kennzeichnung der jeweils berücksichtigten Teilflächen (vgl. Tabelle 3) für das Einzugsgebiet des Cenoman/Turon-Grundwasserleiters.

Tabelle 3: Bilanz Grundwasserneubildung - Sickerwasser - Grubenwasser für den Zeitraum 2004 - 2018.

Teilfläche	Cenoman/ Turon-Aus- biss	geringmächtiger Emscher- mergel	Quartär über Kar- bon	östl. Erweiterung geringmächtiger Emschermergel	Summe
Verfügbare Grundwas- serneubildung (m³/min)	12,90	6,55	7,33	5,94	32,71
Minderung grundwasser- bürtiger Abfluss	-20%	-25%	-90%	-30%	-39%
Sickerwasseranteil	80%	75%	10%	70%	61%
Sickerwassermenge (m³/min)	10,32	4,91	0,73	4,16	20,12

Gemäß dieser Bilanzierung kann das abgegrenzte Einzugsgebiet die erforderliche Wassermenge zur Verfügung stellen, wobei das Versickerungspotenzial der Teilflächen weitgehend ausgereizt werden muss. Eine Versickerung von 80 % der Grundwasserneubildung ist vergleichsweise hoch und würde etwa den Verhältnissen am Standort Ibbenbüren entsprechen. Nur wenig geringere Grundwasserabflüsse müssen für den geringmächtigen Emschermergel angesetzt werden, was möglicherweise durch eine bergbauliche Zerrüttung des Gebirges über oberflächennahen Bergbau erklärt werden kann. Der Sickerwasseranteil in der südlichen Oberflächenabfluss-Erweiterung von 10 % erscheint hingegen realistisch niedrig.

Mit diesem Konzept lassen sich somit die Kenntnisse und Auswertungen zum Grundwasser und zum Grubenwasser zusammenführen. Das dem Bergwerk aus dem Grundwasser zusickernde Wasser stellt die Schnittstelle und das verbindende Element zwischen den beiden Wasserkörpern dar.

Zu beachten ist hierbei, dass nur die Wassermengen in den beiden Teilbereichen des Cenoman/ Turon-Ausbiss sowie Quartär über Karbon Bereichs dem Grubengebäude als instationäre Menge zufließen. Aufgrund der größeren Überdeckung der anderen beiden Bereiche (geringmächtiger Emschermergel sowie östliche Erweiterung) fließen die hier berechneten Mengen von insgesamt 9,1 m³/min als konstanter Zufluss zu. Dieser speist sich aus dem zur Verfügung stehenden Grundwasserkörper, der zwar selbst der Grundwasserneubildung unterliegt, jedoch diesen Effekt nur äußerst stark gedämpft weitergibt.

Grundwasser- Neubildung	–	Grundwasser- Abfluss in Vorflut	=	Zufluss zu Bergwerk von Oberfläche 20,1 m³/min	=	Grubenwasser- Hebung	–	Konstante Tiefenzuflüsse (Schichtwasser)
32,7 m³/min		12,6 m³/min				21,3 m³/min		1,2 m³/min

Die in Abbildung 21 anhand der Tagesmengen gezeigten extremen jahreszeitlichen Unterschiede der Grundwasserneubildung finden sich auch bei Berücksichtigung der Monatsmengen in der Grubenwasserhebung nicht wieder (Abbildung 24). Während im Sommer nahezu keine Grundwasserneubildung existiert, sinkt der Grubenwasserzulauf kaum unter 15 m³/min. Nun weisen die Auswertungen zu den Zuflüssen (vgl. 3.3) aber darauf hin, dass dies nicht dem klimatisch unabhängigen Basiszufluss von Schichtwasser entspricht, sondern dieser Anteil mit ca. 1,2 m³/min deutlich geringer ist. Ganz offensichtlich führt der Versickerungsprozess in den Cenoman/Turon-Grundwasserleiter, aber auch der Abstrom darin nach Norden zu den

Versinkungsstellen in die Bergwerke über immerhin ca. 10 km, dazu, dass Wasser in Poren/Klüften des ungesättigten Gebirges zwischen Grundwasserleiter und Grubenwasserspiegel gespeichert und dann verzögert abfließt und abgegeben wird und sich so auch kurzfristige Spitzen in der Grundwasserneubildung nicht bis in das Grubenwasser durchpausen. In diesem Spezialfall einer lateralen Verdriftung der Sickerwässer zeigt sich die Speicherwirkung des Cenoman/Turon-Grundwasserleiters deutlich und erfordert in der Modellanpassung einen eher konstant zufließenden Anteil auch aus der Grundwasserneubildung. Diese Teilmenge kann durch die Grundwasserneubildung im Bereich des geringmächtigen Emschermergels sowie der östlichen Erweiterung abgedeckt werden.

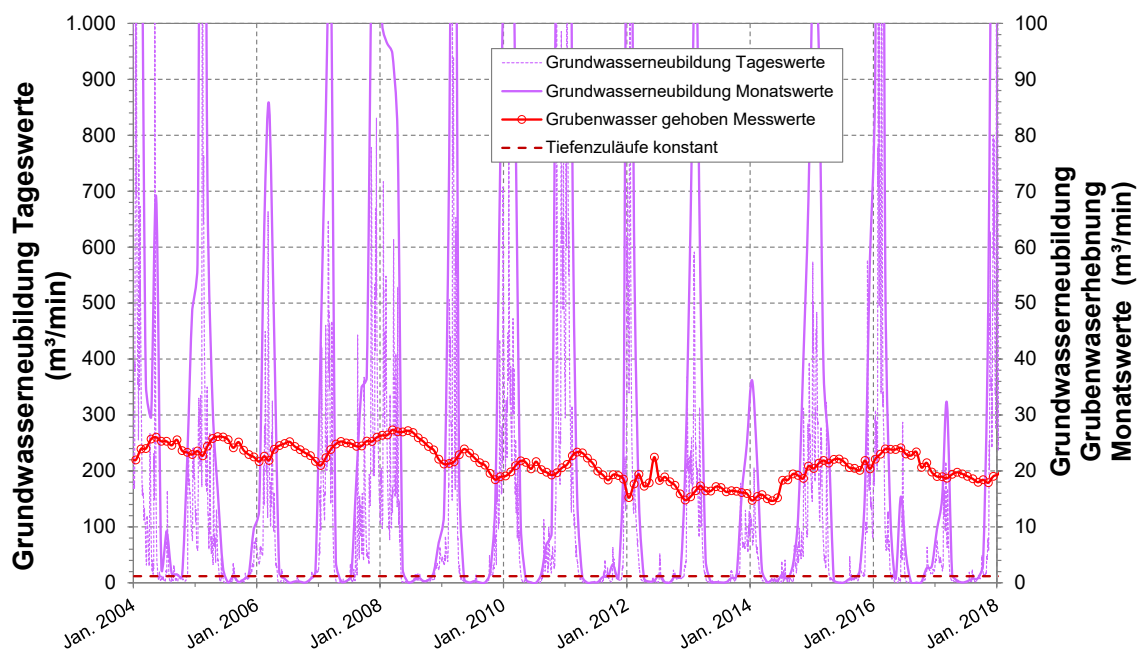


Abbildung 24: Vergleich der berechneten Grundwasserneubildung (Tageswerte und Monatswerte) mit dem gehobenen Grubenwasser.

Diese Speicherwirkung belegen auch an den Standorten Ibbenbüren und Heinrich durchgeführte Vergleiche der Grundwasserneubildung mit Tages- und Monatswerten der Wasserhebungen. Einzelne Grundwasserneubildungsereignisse finden sich auch in den Tageswerten der Wasserhebung nicht in gleicher Form wieder. Andererseits ist festzustellen, dass die Tagesförderungen sehr präzise den Monatsgang widerspiegeln. Diese Zusammenhänge machen es legitim, an der Schnittstelle Grundwasserneubildung von den mit SRING berechneten Tageswerten auf die im Boxmodell und den Grubenwasserberechnungen üblichen und auch praktikablen Monatswerte zu wechseln. Wie Abbildung 24 gezeigt hat, geben die Monatswerte die Dynamik der Grundwasserneubildung in gleicher Weise wieder wie die Tageswerte.

Für den Zufluss des grundwasserbürtigen Sickerwassers in das Bergwerk kann somit die um den Grundwasser-Abfluss in die Vorflut reduzierte Grundwasserneubildung auf Basis von Monatswerten zugrunde gelegt werden. Dieser Zufluss von im langjährigen Mittel $20,1 \text{ m}^3/\text{min}$ muss somit in diesen Anteil des Grubenwassers und dessen jahreszeitlicher Entwicklung in geeigneter Weise überführt werden

3.4.6 Modellumsetzung

Das Grundwasserneubildungsmodell und das Boxmodell basieren auf völlig unterschiedlichen Konzepten und Berechnungsverfahren. Während das rein hydraulisch rechnende Oberflächenmodell die auch der Prozessdynamik Rechnung tragende große zeitliche und räumliche Auflösung ermöglicht, erfordert das auf den reaktiven Stofftransport ausgelegte Boxmodell eine geringere Anzahl an Modellzellen. Dies korreliert mit den Anforderungen dieses träger reagierenden Wasserkörpers. Es wurde zudem gezeigt, dass an dieser Schnittstelle standortspezifische Auswertungen und Anpassungen erforderlich sind.

Daher wurde ein gekoppeltes Modell mit simultaner Berechnung von Grundwasserneubildung und Grubenwasseranstieg nicht angestrebt, da dies auch ein Strömungsmodell für den Deckgebirgsgrundwasserleiter sowie das ungesättigte Gebirge zwischen Grundwasserleiter und Grubenwasserspiegel erfordern würde, für das die entsprechenden Detailinformationen nicht vorliegen bzw. nur sehr aufwändig zu erheben und umzusetzen wären. Stattdessen werden in mehreren Arbeitsschritten die Ausgabedaten des Oberflächenmodells (tägliche Grundwasserneubildung) transformiert und in geeignete Eingangsdaten für das Boxmodell (monatliche Zuflussraten) umgewandelt.

Dazu werden zunächst die Ausgabedaten des fein diskretisierten SPRING-Modells in bergwerksbasierte Box-Einheiten übertragen. Das SPRING-Modell erhält eine ID für jedes Element, das sich innerhalb einer Box der Boxmodell-Geometrie bzw. der in Abbildung 16 dargestellten Bilanzeinheiten befindet, indem die Elemente ausgewählt werden, die zu mehr als 50 % innerhalb der Box liegen. Anschließend wird die flächengewichtete GW-Neubildung jedes SPRING-Elements ermittelt und die Summe aller Elementflächen und -werte zusammengefasst. Auf diese Weise erhält man einen Gesamtwert/Mittelwert für die Grundwasserneubildung jeder Box. In Anpassung an die Mengenfluktuation in der Grubenwasserhebung, die Monitoringdichte sowie die Datenausgabe des Boxmodells für die durchgeführten Langzeitberechnungen werden an dieser Stelle für die weiteren

Berechnungen die Tageswerte für die Grundwasserneubildung in Monatswerte umgerechnet.

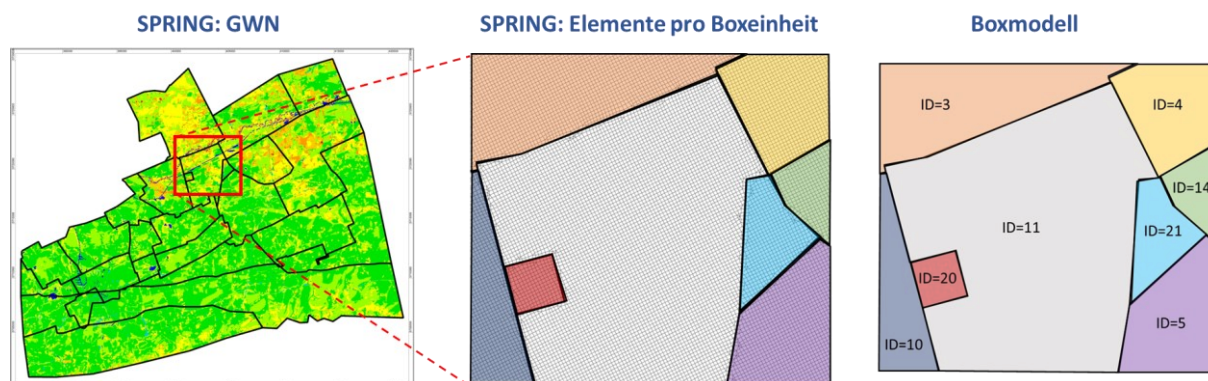


Abbildung 25: Schema zur flächenbezogenen Umwandlung der SPRING-Daten für das Boxmodell.

Die Gegenüberstellung der Fließraten des Sickerwassers aus den Bereichen des Cenoman-Turon und Quartär über Karbon Überdeckung zeigt, dass die Grubenwassermenge gegenüber der Grundwasserneubildung etwa zwei bis drei Monate verzögert ist, d.h. ein Maximum der GW-Neubildung führt zu einem Maximum der Grubenwasserhebung zwei bis drei Monate später (Abbildung 26). Zusätzlich wird erneut deutlich, dass auch (fast) ohne Grundwasserneubildung im Sommer eine nur langsame Abnahme des Grubenwasserzuflusses stattfindet. Daraus ist zu folgern, dass das Sickerwasser zu großen Anteilen gespeichert und anschließend vergleichmäßig in das Grubengebäude abgeleitet wird.

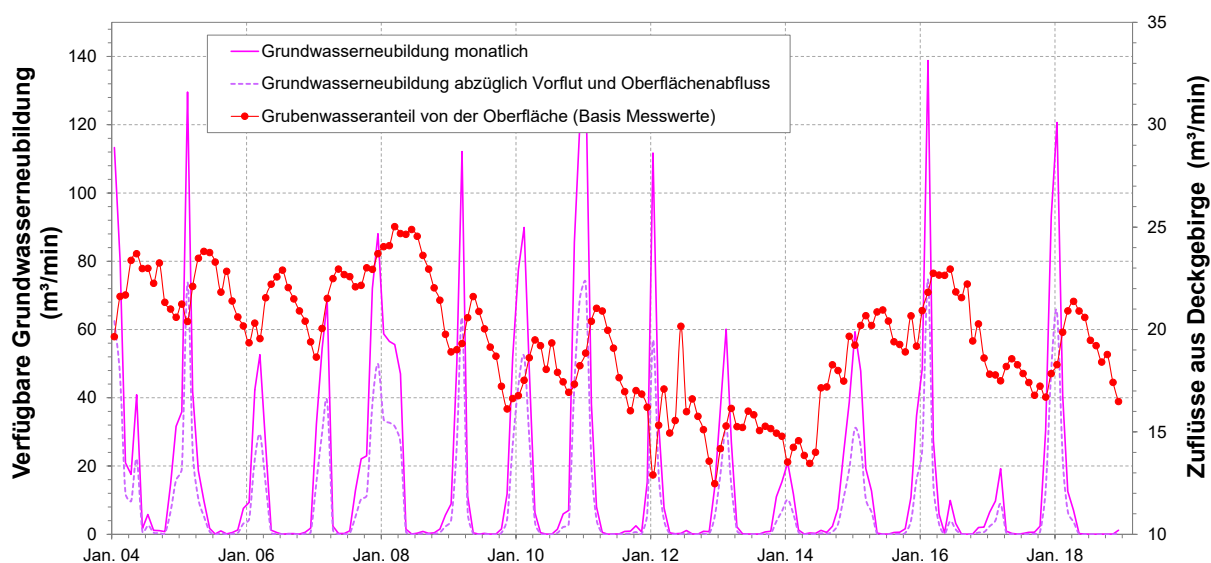


Abbildung 26: Vergleich der Dynamik der in den Deckgebirgsgrundwasserleiter versickernden Grundwasserneubildung und den Zuflüssen aus dem Deckgebirge in die Bergwerke (Grubenwasser andere Skala).

Obwohl das Grubenwasser somit schon zeitnahe Reaktionen auf Wetterereignisse zeigt, entwickelt sich der allgemeine Trend gegenüber Niederschlag und Grundwasserneubildung deutlich verzögert. Maxima und noch mehr Minima sind gegenüber diesem Input verschoben und spiegeln zusammenfassend die Verhältnisse der letzten Monate wieder.

Darüber hinaus zeigt die mehrjährige Gesamtbetrachtung, dass die aus der Grundwasserneubildung errechnete verfügbare Wassermenge und der zeitlich zugeordnete Abfluss des Bergwerkes weiteren Einflüssen unterliegen. Dazu ist es im Rahmen einer Jahresbilanz erforderlich, die durch die Grundwasserneubildung zur Verfügung gestellte Gesamtmenge mit dem zugeordneten Grubenwasserabfluss zu vergleichen. Dazu eignen sich grundsätzlich hydrologische Jahre (von November bis Oktober) besser als die jeweiligen Kalenderjahre. Da die Grundwasserneubildung meist sogar schon im Oktober einsetzt, wurden für eine kohärente Auswertung die Zeiträume Oktober bis September ausgewertet.

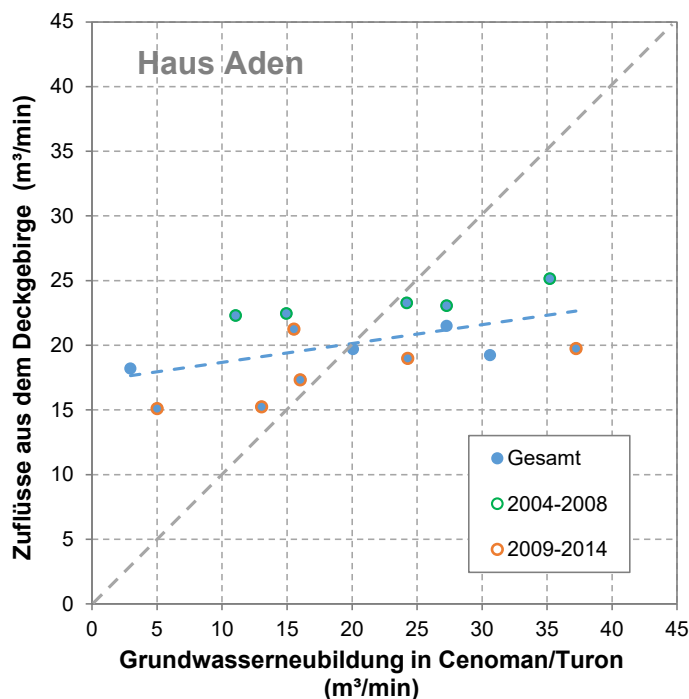


Abbildung 27: Korrelation des Bergwerks-Zuflusses aus dem Cenoman/Turon-Grundwasserleiter und mit der dort versickernden Grundwasserneubildung (2004 - 2018).

Abbildung 27 betrachtet den versickernden Anteil aus dem Grundwasser (vgl. Bereich in Abbildung 23) für den Zeitraum von 2004 bis 2018, also dem Zeitraum, in dem bei ganzjähriger Grubenwasserhebung ein vollständiger Wetterdatensatz der Station Werl vorliegt. Die Korrelation entspricht hier jedoch keinem direkten linearen Zusammenhang. Offensichtlich fließt in

Trockenjahre (also Jahren mit geringer Grundwasserneubildung) mehr Wasser aus dem Bergwerk ab, als zuvor durch die Grundwasserneubildung bereitgestellt wurde. Umgekehrt fließt in niederschlagsreichen Jahren weniger Wasser über das Bergwerk ab, als an der Oberfläche zur Verfügung gestellt wurde. Es fällt auf, dass die Daten für den Zeitraum 2009 bis 2014 größtenteils unterhalb des Durchschnitts liegen und die Daten für den Zeitraum 2004 bis 2008 darüber. Dieses Verhältnis wird bei der folgenden Betrachtung noch relevant und sei hier schon erwähnt.

Der Schnittpunkt zwischen dem Trend der Abflussmengen und der idealen linearen Abhängigkeit liegt für die betrachteten Jahre bei einem Mittelwert von ca. $20 \text{ m}^3/\text{min}$ und liegt damit genau im Bereich der für die Kalibrierung benannten $20,1 \text{ m}^3/\text{min}$. Dieser Mittelwert bezieht den gesamten Bereich der in Abbildung 23 dargestellten Teilflächen mit ein. Wie bereits beschrieben, geht dabei nur der Bereich der Cenoman/Turon und Quartär über Karbon Überdeckung in die Berechnung instationärer Zuflüsse ein. Für diesen Teilbereich ergibt sich ein Mittelwert für den genannten Zeitraum von ca. $16 \text{ m}^3/\text{min}$. Dieser Mittelwert kann dann auch als Schwellenwert definiert werden, ab dem die Wasserspeicherwirkung des Deckgebirges einsetzt. Trockene Jahre (unterhalb des Schwellenwerts) führen zu einer Entwässerung der Speicher, während nasse Jahre (oberhalb des Schwellenwerts) zu einer Wiederauffüllung führen. In Einzelfällen führen Abfolgen von mehreren nassen oder trockenen Jahren bzw. trocken-nass-Wechsel zu Sondereffekten. Dies bleibt in diesem Fall auf Grund der generell starken Dämpfung jedoch unberücksichtigt.

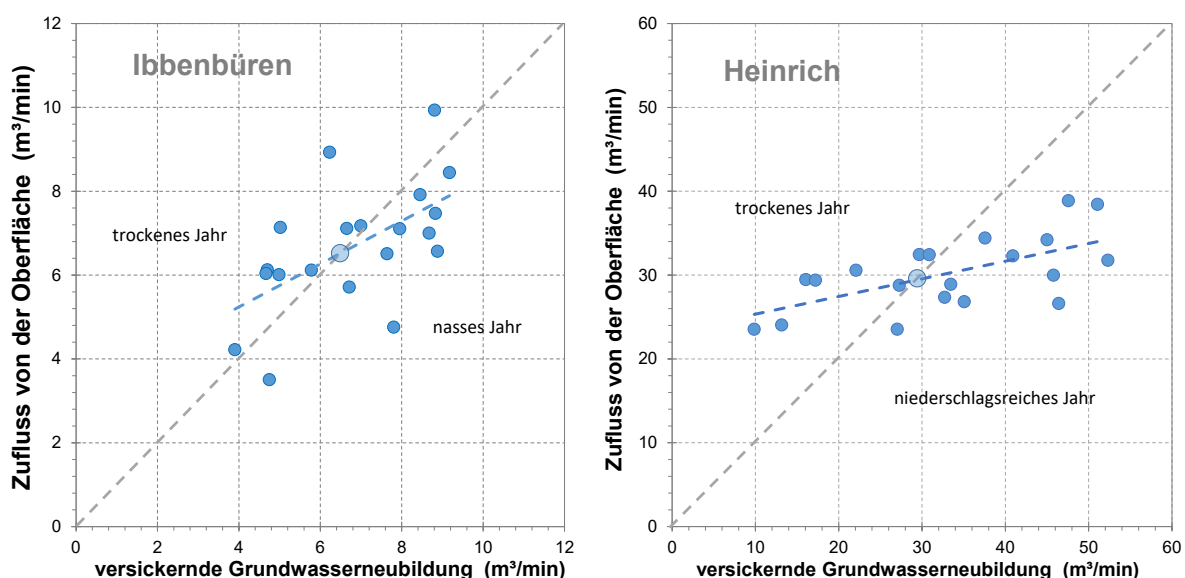


Abbildung 28: Korrelation des Bergwerks-Zuflusses aus der Grundwasserneubildung mit der versickernden Grundwasserneubildung für die Bergwerke Ibbenbüren (Westfeld) und Heinrich.

Entsprechende Berechnungen und Auswertungen wurden auch für die Standorte Ibbenbüren (Westfeld) und Heinrich gemacht, in denen sich der Bezug der Speicherwirkung zur geologischen Situation widerspiegelt (Abbildung 28). Während sich für Heinrich ähnlich starke Dämpfungen wie für Haus Aden ergeben, ist die Korrelation in Ibbenbüren deutlich steiler und deutet auch geringere Speichereffekte hin. Dies kann durch die geringere Gebirgsmächtigkeit über dem Grubenwasserspiegel (ca. 40 m) in Ibbenbüren gegenüber Heinrich (ca. 500 m) erklärt werden. Die besonderen Bedingungen im Deckgebirgszufluss Haus Aden führen somit zu ähnlichen Effekten wie der längere Vertikalsickerweg auf Heinrich.

Mit diesem Speicherkonzept kann die verzögerte Wasserfreisetzung sowohl im Jahresgang als auch über die Jahre rechnerisch beschrieben werden. Hierfür wurde ein Berechnungsverfahren als Teil des Boxmodells entwickelt, das einen polynomischen Ansatz unter Verwendung der folgenden Gleichung verfolgt:

$$\text{Grubenwasser}_{\text{instat}}(t) = q_0 + \sum_{n=1}^{12} (f_n \cdot \text{GW} - \text{Neubildung}_{\text{instat},n}(t))$$

Dabei wird der instationäre Grubenwasserzufluss für jeden Zeitschritt durch Addition eines Basisabflusses (q_0) zur Summe der letzten 12 Monate abgeleitet. Hier ergibt sich die Summe als Multiplikation eines bestimmten Faktors mit den aus der SPRING-Grundwasserneubildungsberechnung gewonnenen GW-Neubildungsdaten. Die Kalibrierung der Faktoren ist kritisch, da jeder der 12 Monate vor dem abgeleiteten Datum den Faktor f_n ergibt, wobei $n = 1, \dots, 12$. Das Ergebnis wird für jeden Zeitschritt berechnet. Je nach Mittelwert der verfügbaren GW-Neubildung des Grubenwassers über das letzte Jahr werden die Faktoren für ein nasses oder trockenes Vorjahr angenommen. Die Wahl eines nassen oder trockenen Jahres basiert auf dem beschriebenen Schwellenwert, der durch die Kalibrierung ermittelt wird. Bei der Untersuchung der Auswirkungen für die letzten Jahre (soweit Messdaten vorhanden sind) wird deutlich, dass die 12 Monate vor dem eigentlichen Datum einen Einfluss auf die aktuelle Situation haben. Die Einstellungen, also die Faktoren f_n und der Schwellenwert aus der Kalibrierung, werden gespeichert und für die Prognose übernommen. Eine Betrachtung der zurückliegenden 24 Monate, also 2 Jahre, ist möglich und zeigt zwar durchaus einen Unterschied, der Mehraufwand wird aber durch den geringen Mehrwert bei der Modellanpassung nicht gerechtfertigt.

Abbildung 29 zeigt beispielhaft die so erreichte Anpassung des Modells an die Messwerte des realen Grubenwasserabflusses. Hierbei kann der Zeitraum in drei Bereiche unterteilt werden, die jeweils andere Bergwerksspezifische Kriterien aufweisen. So wurden in dem Zeitraum von 2000 bis 2012

1,13 m³/min der gehobenen Wassermengen abgezogen, da diese aus dem östlichen Bereich des Bergwerks zufließen und in der Grundwasserneubildungsbetrachtung aus beschriebenen Gründen ausgenommen werden. Im Zeitraum von 2009 bis 2014 liegt der berechnete Grubenwasserzufluss deutlich oberhalb der gemessenen Werte. Dieser Zeitraum ist in Abbildung 28 ebenfalls hervorgehoben und weist dort Messwerte auf, die unterhalb des Durchschnitts liegen. Zusätzlich ist in Abbildung 29 ein deutliches Absinken der Messwerte im Jahr 2009 zu sehen, welches in gleichem Maße im Jahr 2014 die Messwerte wieder abrupt nach oben hebt. Aus der Erfahrung heraus und aufgrund dieser Korrelation wird davon ausgegangen, dass es in diesem Zeitraum möglicherweise zu einer Fehlmessung kam, die in 2014 dann korrigiert wurde. Da dies nicht weiter zu ergründen ist, wird der Zeitraum nach 2014 als Referenzzeitraum ohne zusätzliche Einflüsse gewertet und dient als Basis für die Kalibrierung. Insbesondere in diesem Zeitraum werden sowohl Zeitpunkte und Menge der Abflussspitzen als auch die Beschreibung des Abklingens sowie der Speichereffekte des Abflusses für den Sommer hinreichend präzise durch den modellberechneten Grubenwasserabfluss wiedergegeben und damit unterschiedliche klimatische Bedingungen der einzelnen Jahre berücksichtigt.

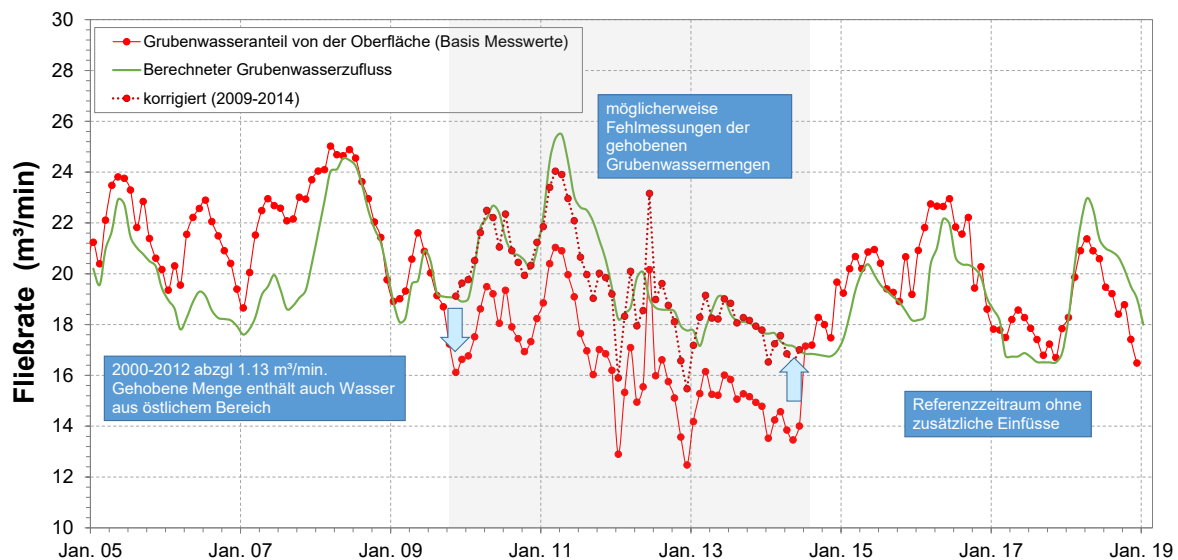


Abbildung 29: Berechneter Grubenwasserzufluss (grün, durchgezogen) und gemessener Grubenwasserabfluss (rot, Punktmarkierung).

Die Berücksichtigung instationärer Prozesse für die Zuflüsse in Bergwerke hat mehrere Vorteile für die Überprüfung und Präzisierung der Modelle. Die Betrachtungen zeigen erneut, dass ein pauschaler Ansatz nicht ausreicht, sondern sowohl die Berechnung der Grundwasserneubildung als auch deren Transformation in den Grubenwasserzufluss standortspezifisch erfolgen muss.

4 Bisherige Entwicklungen und Modellkalibrierung

Einige Aspekte der Modellkalibrierung wurden bereits in den vorherigen Kapiteln angesprochen bzw. erläutert. Insbesondere die Berücksichtigung instationärer Prozesse machte es auch vom Arbeitsablauf her erforderlich, Kalibrierung und Modellaufbau parallel zu betreiben und iterativ nicht nur die beste Anpassung, sondern auch die bestmögliche Herangehensweise zu ermitteln. Unter diesen Rahmenbedingungen ist auch die Kalibrierung von Hydraulik und Zusammensetzung der Wässer nicht mehr unabhängig voneinander möglich.

Das Prozessverständnis und die Modellkalibrierung basieren auf in der Vergangenheit erhobene Daten. Die diesbezüglichen Grundlagen zu den zuzitenden Wässern wurden bereits in Kapitel 3.3 diskutiert. Mit der sukzessiven Schließung und Flutung der Bergwerke haben sich auch die Möglichkeiten zur Datenerhebung verändert. Seitdem stehen nicht mehr die schwer interpretierbaren lokalen Einzeldaten im Vordergrund, sondern flächenübergreifendes Monitoring von Wasseranstiegsentwicklungen und Mengen sowie Wasserzusammensetzung aus Zentralwasserhaltungen, die zudem nicht durch anthropogene Eingriffe überlagert werden. Diese Daten ermöglichen und erfordern meist auch Korrekturen und Anpassungen der vorherigen Modelleingangsdaten.

Die letzte Modellprognose im Jahr 2017 erfolgte vergleichsweise kurz nachdem die Wasserhaltungen Heinrich Robert 2013 und Hansa 2014 eingestellt worden waren. Erst seitdem liegen Lotungsdaten zum Wasseranstieg in der östlichen Teilprovinz (inzwischen über 500 m), Informationen zum Wasserübertritt von Hansa / Minister Stein nach Westen und weiteren 3 Jahren Wasserhebung Haus Aden vor. Zudem wurden seit Beendigung der Wasserhaltung dort in den Schächten Haus Aden, Grimberg und Heinrich Robert teufenorientierte Schöpfproben entnommen, die Anhaltspunkte zu dem dort strömenden Grubenwasser erlauben.

4.1 Wasseranstieg und aktuelle Situation

Die Boxmodell-Rechnungen starten im Jahr 1990, als im zentralen und östlichen Teil der Wasserprovinz noch aktiver Bergbau betrieben wurde. Die in Abbildung 30 dargestellten Wasserstände zeigen somit noch überwiegend die Wasserstände während des aktiven Bergbaus.

Im Westen war 1980 das Bergwerk Hansa stillgelegt worden und wurde nach mehreren Wasserlösauffahrungen sukzessive Bestandteil von Minister Stein, wo 1987 ebenfalls die Kohleförderung endete. Ende 1990,

also schon während der Boxmodelllaufzeit, wurden beide Wasserhaltungen eingestellt. Kaiserstuhl leitete bereits seit 1966 als Stilllegungsbereich Wasser nach Minister Stein.

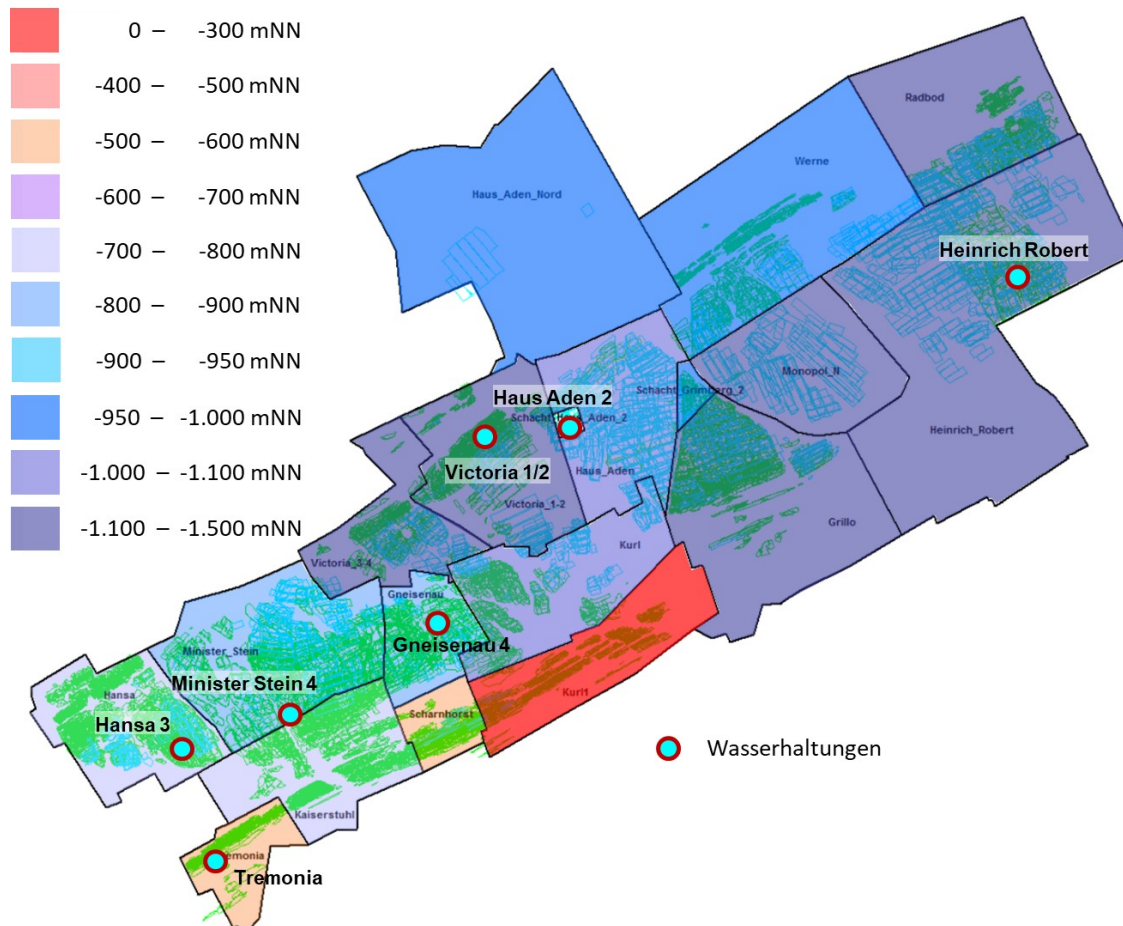


Abbildung 30: Wasserprovinz Haus Aden als Darstellung im Boxmodell mit Abbaupolygonen, Wasserständen 1990 und Wasserhaltungsstandorten.

Im Zentrum der Wasserprovinz war das Bergwerk Gneisenau nach sukzessiver Eingliederung der umliegenden Bergwerke (1931 Scharnhorst, 1938 Kurl, 1963 Victoria 3/4 und 1/2) in den 70er Jahren das förderstärkste Bergwerk im Ruhrrevier. 1984 begannen mit Auffahrung eines Förderbergs von der 11. Sohle Victoria 1/2 zur -940 m-Sohle Haus Aden die Anschlussarbeiten an Haus Aden. Haus Aden übernahm 1993 auch das Bergwerk Monopol (mit Grimberg, Grillo und Teilen von Werne). Ende der 90er Jahre wurde schließlich der Bergbau westlich der Schachanlage Haus Aden (Victoria 1/2, Gneisenau, Kurl) beendet und der Wasseranstieg eingeleitet, so dass ab Mai 2000 an dem sogenannten Victoriadam im ehemaligen Förderberg die Wasserannahme und -Hebung auf Haus Aden startete.

In den 90er Jahren war dann Haus Aden / Monopol das Bergwerk mit der größten Förderung im Ruhrrevier. 1998 erfolgte der Verbund mit Heinrich Robert zum Bergwerk Ost. Werne war bereits seit 1975 als Stillstandsbereich Teil von Heinrich Robert. 1990 erfolgte der Anschluss von Radbod an Heinrich Robert. Beginnend 2006 wurde der Wasseranstieg in den tiefsten Baufeldern Grillo und Monopol eingeleitet. Das Bergwerk Ost mit dem verbliebenen Förderstandort Heinrich Robert stellte Ende 2010 die Kohlenförderung und Mitte 2013 dann auch die Wasserhebung ein.

In der Folge war in der Wasserprovinz nur noch die Wasserhaltung Haus Aden aktiv, bis auch dort am 26.09.2019 die Wasserhebung beendet und der Gesamtwasseranstieg eingeleitet wurde. Diese Übersicht soll die enge Verknüpfung fast aller Bergwerke veranschaulichen, die in ihrer wechselhaften Geschichte fast alle zeitweise in verschiedenen Konstellationen Bergwerksverbünde gebildet haben. Diese Historie ist auch die Grundlage für den künftigen Betrieb einer Zentralwasserhaltung am Standort Haus Aden.

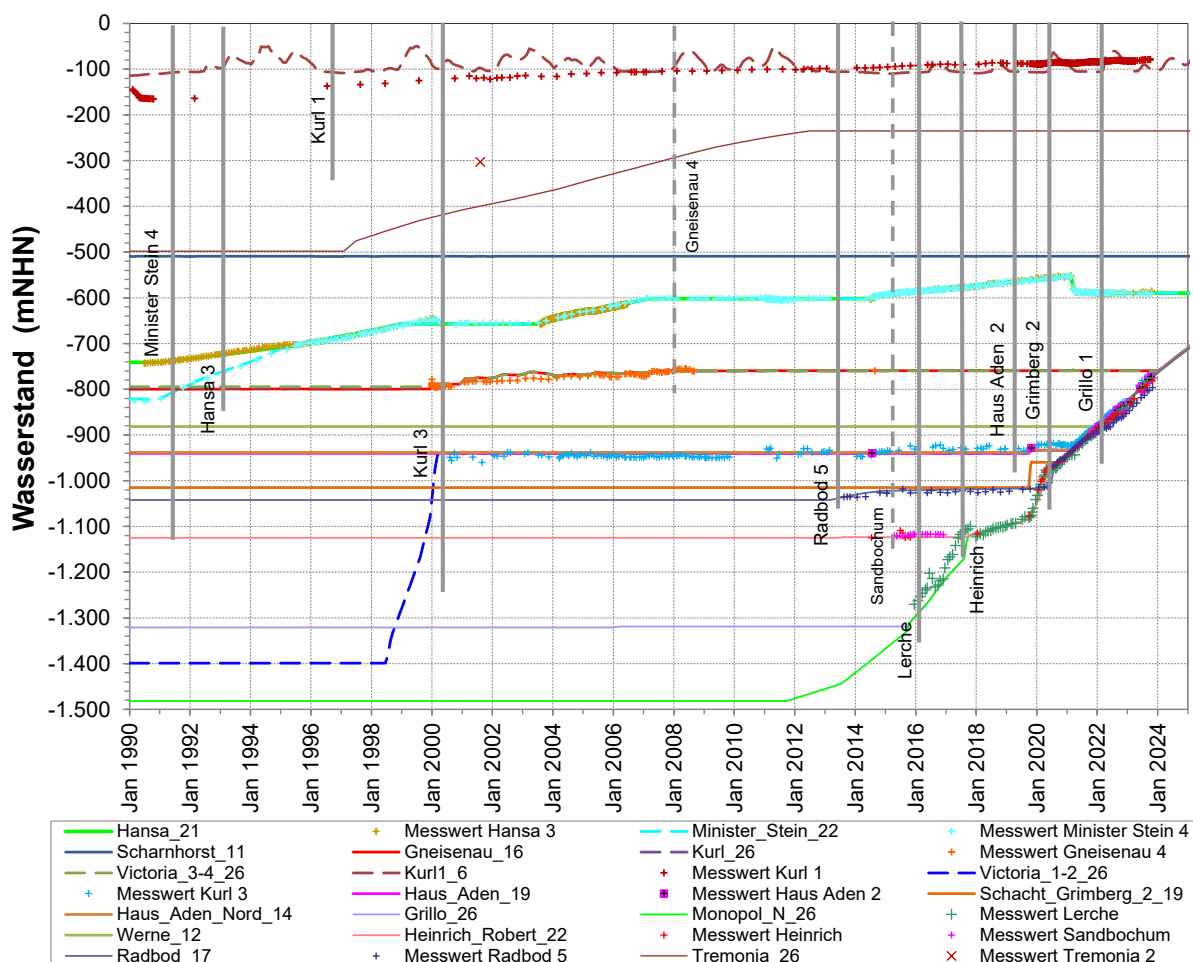


Abbildung 31: Wasserstandsentwicklungen in der Wasserprovinz Haus Aden (Boxmodell-Berechnungen und Messwerte).

Aus den beschriebenen Rückzugsprozessen und Einstellungen der Wasserhaltungen werden auch die in Abbildung 31 dargestellten Wasseranstiegsentwicklungen verständlich. Die für die Lotungsmessungen genutzten Schächte sind sowohl hier als auch in der Karte in Abbildung 33 dargestellt.

Der durch die Modellrechnungen abgedeckte Zeitraum erfasst fast alle Wasseranstiege in der Region. Eingeleitet wird dieser Prozess mit Hansa / Minister Stein 1991. Die nächsten Stilllegungsphasen erfolgten 1998/1999 im Bereich Gneisenau / Victoria und zwischen 2011 und 2014 in der östlichen Teilprovinz. 2019 wurde auch die volumenstärkste Wasserhaltung Haus Aden beendet, was dann wesentliche Auswirkungen auf die aktuelle Situation hatte.

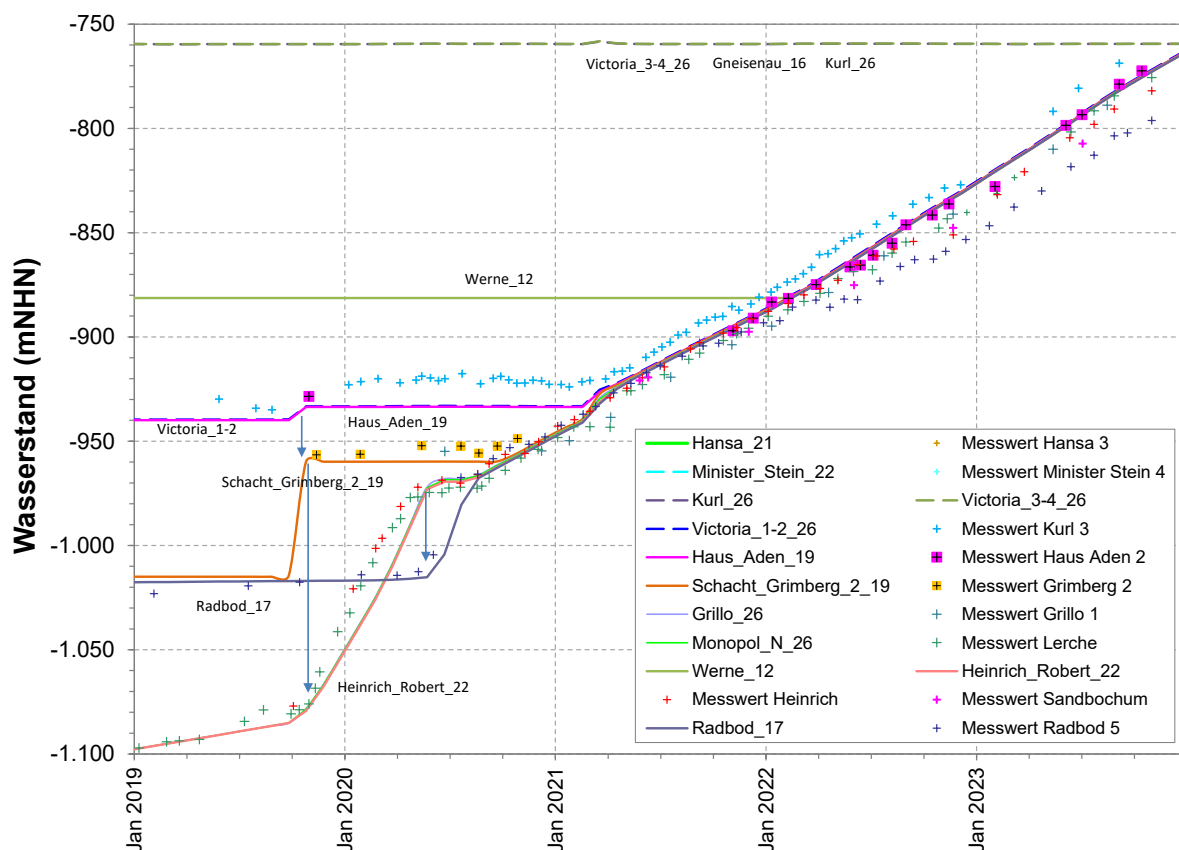


Abbildung 32: Wasserstandsentwicklungen in der Wasserprovinz Haus Aden seit 2019 (Boxmodell-Berechnungen und Messwerte).

Die dargestellte Modellanpassung an die Messwerte erfolgte kontinuierlich durch verschiedene Korrekturen der Modelleingangswerte sowohl lokal von hydraulischen Verbindungen als auch boxübergreifend des Resthohlraumvolumens. Da durch die langjährigen Messungen der gehobenen Wassermengen an den Standorten Hansa und Haus Aden im Stadium der nachbergbaulichen Bedingungen die Wassermengen sehr gut bekannt

Wie u.a. in Kapitel 3.3 beschrieben, stammt der größte Teil der Zuflussmengen aus den Bereichen Gneisenau / Kurl. Dieses Wasser hatte nur wenige Meter vom Victoriadam (-960 mNHN) bis zur -940 m-Sohle Haus Aden anzusteigen, bis der Wasserübertritt nach Grimberg und dann nach Monopol / Grillo erfolgte. Die große Zuflussmenge führte zu einer signifikanten Beschleunigung des Wasseranstiegs in der östlichen Teilprovinz (Grillo – Heinrich Robert) und schließlich auch Radbod (Abbildung 32). 2021 erfolgte der Zusammenschluss der Wasserstände der zentralen und der östlichen Bergwerke und 2022 wurde auch Werne Bestandteil dieses Anstiegsbereiches.

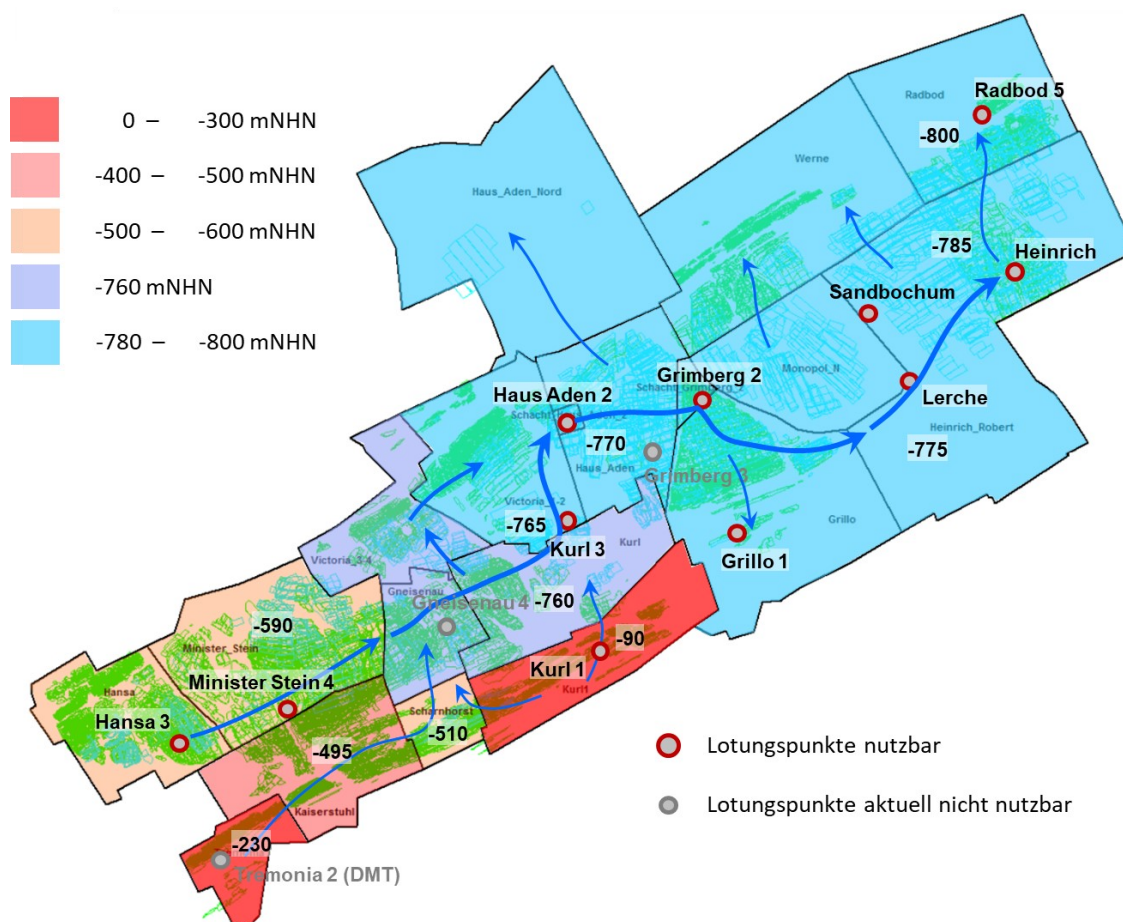


Abbildung 33: Wasserprovinz Haus Aden als Darstellung im Boxmodell mit Abbaupolygonen, Wasserständen 2023, Standorten mit Lotungseinrichtungen und aktuellen Hauptabflussrichtungen.

Abbildung 33 zeigt die aktuelle Situation in einer Kartendarstellung. Das im Bereich Gneisenau / Kurl gesammelte Wasser fließt über die tiefen Baufelder der Victoria und den Victoriadamm durch die Schachtanlagen Haus Aden und Grimberg und drückt dann in die östlichen Bergwerke. Dadurch wird erkennbar, dass die bergbaulichen Hohlräume im Osten derzeit vor allem durch das gering salinare Grubenwasser aus der westlichen Teilprovinz aufgefüllt werden. Dieser Zustand wird auch beibehalten, wenn in den nächsten Monaten (Ende 2023/Anfang 2024) auch der farblich etwas abgehobene Bereich Gneisenau / Kurl überstaut wird.

Die Entwicklung der Wasserstände nach Ausbildung eines einheitlichen Wasseranstiegsbereiches von Victoria 1/2 bis Radbod (Abbildung 32 nach 2021) zeigt eine Spreizung der Wasserstandsentwicklung mit von Kurl 3 (Victoria 1/2) über Haus Aden, Leche, Heinrich bis Radbod abnehmenden Wasserständen, deren aktuelle Verteilung auch in Abbildung 33 dargestellt ist. Die großen nach Osten strömenden Wassermengen führen demnach trotz nachweislichem Abfluss zu Wasserstandsdifferenzen von ca. 20 m zwischen Victoria 1/2 und Heinrich. Radbod scheint nochmal gedämpfter an das Anstiegsgeschehen angeschlossen. Die Modellkalibrierung orientiert sich an dem für die künftige Wasserhaltung relevanten Wasseranstieg im Schacht Haus Aden. Eine Nachbildung der räumlich differenzierten Entwicklung über Einkalibrierung der jeweiligen Durchleitelemente wurde nicht vorgenommen.

4.2 Hansa und Heinrich Robert

Neben der Wasserhaltung Haus Aden, die seit Anfang 2000 den größten Teil des in der Provinz anfallenden Grubenwassers repräsentiert, waren die Wasserhaltungen Hansa und Heinrich Robert in dem Zeitraum aktiv, in dem (seit 2008) ein parameterintensives Monitoring der Wasserzusammensetzung erfolgt ist. Da die vorliegenden Analysedaten in annähernd den selben Zeitraum fallen, bietet es sich an, den Modellabgleich für die einzelnen Komponenten parallel durchzuführen.

4.2.1 Hydraulik

Die den beiden Wasserhaltungen zufließenden Mengen waren im Vergleich zu Haus Aden mit 1 bis 3 m³/min um eine Größenordnung geringer. Während die in Abbildung 34 dargestellten Hansa-Mengen jedoch eine Wasserhaltung nach partiellem Wasseranstieg repräsentieren, bilden die Daten für Heinrich Robert den Übergang vom aktiven Bergwerk (bis 2010) zur Stilllegung ab. Wie auch die Mengenabnahme seitdem suggeriert, enthalten die

zuvor gehobenen Wassermengen von mehr als 3 m³/min auch Betriebswasseranteile; die Größenordnung von ca. 1,5 m³/min konnte durch Bergwerksunterlagen bestätigt werden. Die geogenen Zuflüsse, die in einem vor Stilllegung des Bergwerkes erstellten detaillierten Wasserstamm- baum erfasst und analysiert worden sind, summieren sich auf 1,8 m³/min.

Die beste Übereinstimmung mit den geogen zusitzenden Wassermengen aber auch deren Mischwasserzusammensetzung sollten somit die Daten aus den letzten drei Betriebsjahren ab 2010 liefern, als die Betriebswasser- mengen aufgrund fehlender Abbaubetriebe stark zurückgefahren wurden. Bei der Bewertung der Daten ist zudem zu berücksichtigen, dass während des Rückzugs aus dem Grubengebäude verschiedentlich Teilströme in be- reits abgeworfene Grubenteil geleitet wurden, was die Bewertung der He- bungsdaten zusätzlich erschwert.

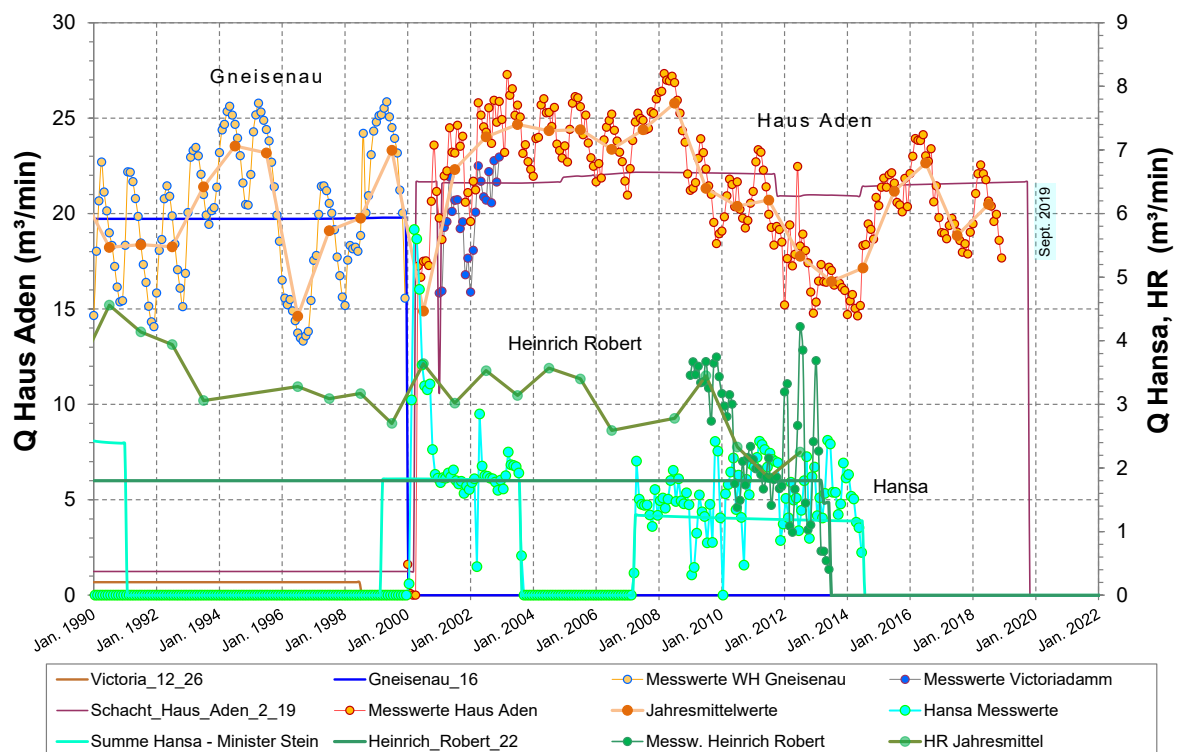


Abbildung 34: Wasserhebungsmengen im Untersuchungsraum seit 1990.

Die beiden Wasserhaltungen Hansa und Minister Stein waren Ende 1990 eingestellt worden, woraufhin beide Wasserspiegel anstiegen und zunächst für ca. 3 Jahre bei -655 mNHN gehalten wurden (Wasserlösungsstrecke -705 mNHN). Dabei stieg der Wasserspiegel zunächst ca. 10 m höher an und wurde dann mit erhöhten Hebungsmengen auf das Zielniveau abgesenkt. Das Modell vereinfacht an dieser Stelle etwas und setzt mit einer kontinuierlichen Förderung von 1,9 m³/min etwas früher ein.

2003 wurde der nächste Wasseranstieg auf jetzt -600 mNHN eingeleitet, und die Förderung dann von 2007 bis 2014 auf diesem Niveau gehalten, wobei sich die Hebungsmengen im Zuge des Wasseranstiegs etwas vermindert haben. Beide Wasseranstiege wurden zur Nachkalibrierung des Resthohlraumvolumens Hansa / Minister Stein genutzt.

Nach endgültiger Einstellung der Wasserhaltung sollte das Grubenwasser eigentlich auf -590 mNHN nach Osten nach Gneisenau abfließen, jedoch stieg der Wasserstand über dieses Niveau hinaus an, so dass nur von geringen Abflussmengen ausgegangen werden konnte. Im März 2021 kam es dann zu einem schlagartigen Absinken der Wasserstände auf das erwartete Abflussniveau, was nur über einen Kollaps eines Hindernisses erklärt werden kann. Möglicherweise hat sich ein zuvor nicht geöffneter Damm geöffnet. Damit verbunden muss ein Wasserschwall (Modellberechnung 43 m³/min Minister Stein – Gneisenau, vgl. Abbildung 35) in die östlichen Anschlussgebiete verbunden gewesen, sein, der zwar durch kein Monitoring erfasst wurde, sich im Modell aber bis nach Radbod verfolgen lässt. Dieses Ereignis stellt somit einen Zeitmarker in vielen der folgenden Abbildungen dar.

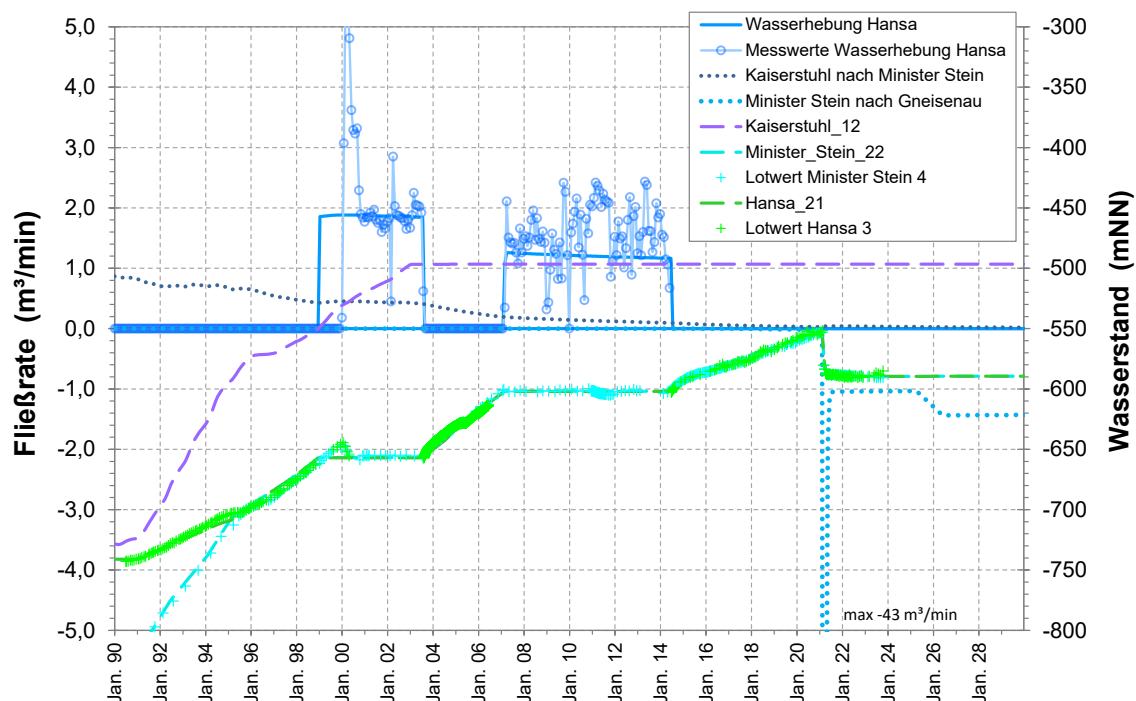


Abbildung 35: Wasseranstieg und Grubenwasserbewegungen im Einzugsbereich der Wasserhaltung Hansa.

4.2.2 Wasserzusammensetzung und Stoffmobilisation

Die grundlegenden Charakteristika der Grubenwässer Hansa und Heinrich Robert lassen sich gut an den beiden Hauptkomponenten Chlorid und Sulfat darstellen. Dies sind neben Eisen und Barium auch die Komponenten, für die in der Wasserhaltung Hansa auch Messreihen für den Zeitraum 2001 – 2007 vorliegen, bevor 2008 auf allen Wasserhaltungen ein die Vorgaben der WRRL berücksichtigendes Monitoringprogramm gestartet wurde.

Wie schon im Kontext der Deckgebirgsüberdeckung und Zuflusssituation in Kapitel 3 erläutert, weisen die wenigen Grubenwasserzuflüsse zur Wasserhaltung Heinrich Robert (ca. 1,8 m³/min) eine hohe Salinität auf. Mit ca. 60.000 mg/L Chlorid sind die Gehalte etwa doppelt so hoch wie in der Wasserhaltung Hansa (Abbildung 36). Gut erkennbar ist der signifikante Anstieg der Chloridgehalte nach 2010, als die Abbauaktivitäten endeten und sich die Beimischung von Betriebswasser deutlich reduzierte (vgl. Abbildung 34), die zuvor zu einer Verdünnung der geogenen Chloridgehalte geführt hatte. Die für die geogenen Zuflüsse relevante Modellkalibrierung orientiert sich daher an den Messwerten des Zeitraums 2010 – 2013. Die kurz vor Einstellung der Wasserhaltung abknickende Modellkurve resultiert aus einer Umleitung der bis dahin auf einem tiefen Niveau angenommenen Rad-bod-Wässer.

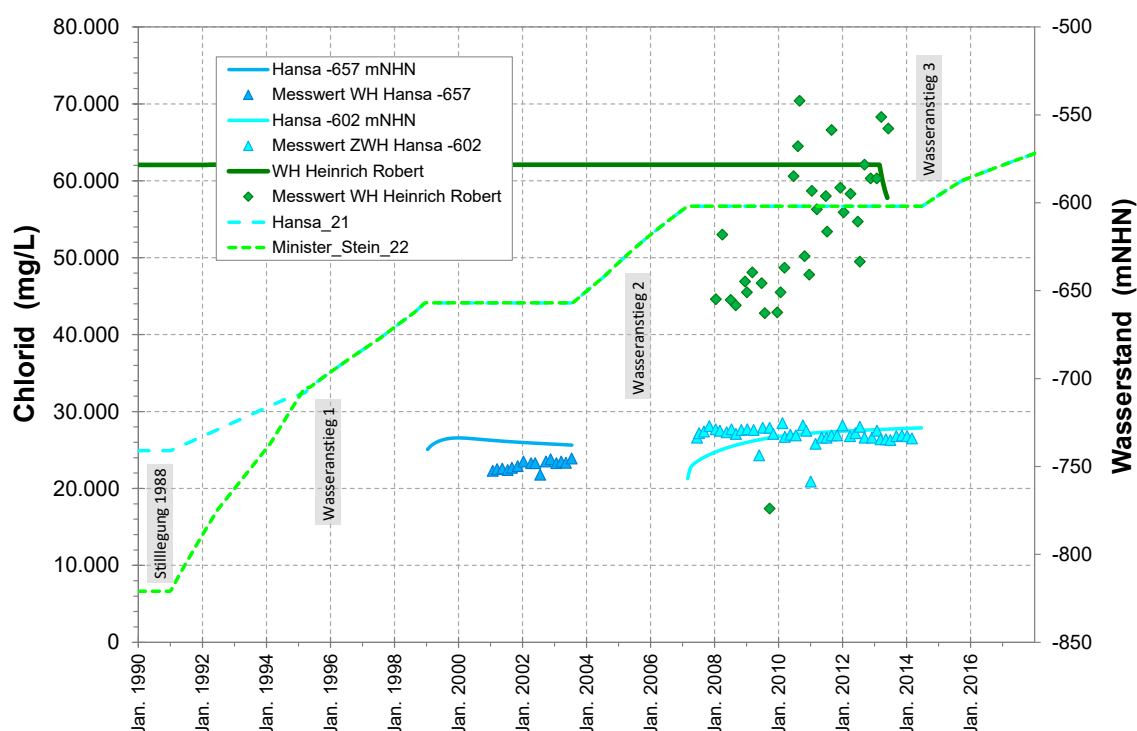


Abbildung 36: Chlorid-Messwerte und Modellanpassung in den Wasserhaltungen Heinrich Robert und Hansa mit Wasseranstiegsentwicklung Hansa.

Zwischen den beiden Datenreihen für die Wasserhaltung Hansa liegt ein Wasseranstieg um 55 m. Die Daten weisen dabei nach dem Wasseranstieg etwas höhere Salzgehalte auf als zuvor. Dies steht im Gegensatz zu der grundsätzlichen (Modell)Annahme, dass im Wasseranstieg die Zuflussraten der tieferen und damit höher salinaren Zuflüsse durch abnehmende hydraulische Gradienten abnehmen (abgedrückt werden), wodurch auch die Salzgehalte sukzessive geringer werden sollten. An dieser Stelle wirken sich jedoch die Rahmenbedingungen der Wasserlösungsbohrung in das südlich gelegene Baufeld Kaiserstuhl aus, von wo (durch Messungen vor den Rückzug belegt) Grubenwasser mit abnehmender Menge (schleichender Verschluss der Bohrlöcher) nach Minister Stein bzw. dann zur Wasserhaltung Hansa strömte (vgl. Abbildung 35) und wohl 2014 nahezu vollständig nach Westen in Richtung Scharnhorst umgelenkt wurde. Da das Kaiserstuhl-Wasser mit ca. 9.000 mg Chlorid/L deutlich geringere Konzentrationen aufweist, führt dies im Zeitraum 2003 – 2007 zu dem beobachteten Konzentrationsanstieg. Ähnliche Wechselwirkungen finden sich auch bei anderen Elementen.

Bei der Kalibrierung wurde versucht, sämtliche Prozesse in dieser Wasseranstiegsphase zu berücksichtigen (Verminderung der Zuflussmengen, Abnahme der Hansa – Minister Stein zufließenden Salzfrachten, abnehmende Zuflüsse Kaiserstuhl). Nicht immer ist es bei diesen komplexen Rahmenbedingungen gelungen für alle Parameter vollständige Übereinstimmungen zwischen Modell und Messwerten herzustellen. Zum Teil waren Kompromisse bei der Kalibrierung unvermeidlich, die jedoch für die zukünftige Wasserhaltung Haus Aden unproblematisch sind. Für die übrigen chemisch eng mit Chlorid im Grubenwasser auftretenden Stoffe wie die Hauptkationen Natrium, Kalium, Calcium und Magnesium sowie die in geringeren Konzentrationen enthaltenen Ammonium, Bor, Kalium, Bromid, etc. unterscheiden sich die für Chlorid gezeigten Verhältnisse nur im Detail, weshalb auf weitere Darstellungen verzichtet wird.

Anders verhalten sich die Stoffe, die beim Wasseranstieg zusätzlich zu den primär im Grubenwasser gelösten Stoffen mobilisiert werden. Die bergmännischen Tätigkeiten mit Entwässerung des Gebirges und anschließender langjähriger Bewetterung führen zu einem Eintrag von Sauerstoff in das zuvor von der Atmosphäre abgeschnittene Karbongestein und zu einer Oxidation sulfidischer Minerale. Das wichtigste, mit Gehalten von bis zu einigen Prozent in der Karbonabfolge, ist Pyrit (FeS_2). Bei dessen Oxidation wird neben den Hauptbestandteilen Eisen und dem zu Sulfat oxidierten Schwefel auch Schwefelsäure freigesetzt. Pyrit enthält als Spurenbestandteile

weitere Metalle wie Zink, Kobalt, Kupfer und Nickel sowie in geringeren Mengen Blei und Cadmium.

Diese Stoffe werden während des Wasseranstiegs gelöst und in Abhängigkeit von den räumlichen Verhältnissen in der Grube mit einer zeitlichen Verzögerung, die im Boxmodell über eine Diffusionskonstante beschrieben wird, in das ansteigende Grubenwasser transferiert und nach Wiederaufnahme des Pumpbetriebs und die dadurch induzierten Wasserbewegungen sukzessive ausgewaschen. Aufgrund des limitierten Pools dieser Stoffe ist dieser Effekt zeitlich begrenzt. Die Konzentrationen erreichen direkt nach Beginn der Wasserannahme ein Maximum und nähern sich dann asymptotisch der Zulaufkonzentration im Gleichgewicht des neuen Wasserstandes an. Der dafür erforderliche Zeitraum hängt von der Größe und Verteilung von Hohlräumen und Zuflüssen ab. Sulfat zeigt diese Prozesse am eindeutigsten an, da es im Gegensatz zu Eisen (der zweiten Hauptkomponente des Pyrits) kaum mehr sekundären Fällungsprozessen unterworfen ist.

Stoffe wie Eisen und Sulfat, aber auch Spurenmetalle sind natürlicherweise auch in den zufließenden Wässern vorhanden und erscheinen im Grubenwasser nicht nur aufgrund oxidativer Umwandlung von mineralischen Gesteinsbestandteilen. Dies führt dazu, dass sich diese beiden Quellen in unterschiedlichem Umfang überlagern. Teilweise dominiert die sekundäre Mobilisation gegenüber der Basiskonzentration. Das führt dann dazu, dass diese Stoffe im Grubenwasser nach dem Wasseranstieg auffällig werden, obgleich sie zuvor im gehobenen Grubenwasser nur wenig in Erscheinung getreten sind.

Zu beachten sind auch Sekundärprozesse die überwiegend auf der Reaktion der bei der Pyritoxidation produzierten Säure mit Gesteinsmineralen beruhen. Meist handelt es sich dabei um Karbonate, wodurch sekundär vor allem Calcium und Magnesium freigesetzt werden. Auch der fast immer in diesem Zusammenhang beobachtete Konzentrationsanstieg von Mangan dürfte aufgrund eher geringer sulfidischer Bindungsneigung aus diesen sekundär durch Säurepufferung gelösten Karbonaten (häufiger Bestandteil in Calcit CaCO_3 , Siderit FeCO_3 , und Ankerit $\text{CaFe}(\text{CO}_3)_2$) stammen.

An verschiedenen Standorten wurden nach dem Wasseranstieg auch erhöhte Konzentrationen von Natrium und Chlorid beobachtet. Dieser Effekt lässt sich aus der Lösung von bei der Verdunstung von Grubenwasser gebildeten Salzrückständen erklären. Die beschriebenen Prozesse, also die Lösung von zuvor in mobile Form überführten und dann im Nahbereich der Abbauhohlräume gespeicherten Stoffen, lassen sich nur nach einem Wasseranstieg beobachten und quantifizieren. Auch wenn diese Prozesse

insgesamt übertragbar sind und standortübergreifend beobachtet wurden, existieren in der Ausprägung und Intensität dennoch regionale Unterschiede.

Wie zuvor beschrieben, ist Sulfat die wichtigste Kenngröße zur Charakterisierung der Pyritoxidation und der damit verbundenen Stoffmobilisation. Dies hängt sowohl mit dem Auftreten von zwei Schwefelmolekülen im Pyrit als auch mit der guten Mobilität von Sulfat zusammen, wohingegen die Eisenkomponente durch Oxidation von Eisen(II) zu Eisen(III) und Bildung dann nicht mehr löslicher Eisenhydroxide ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) noch am Ort der Pyritoxidation partiell fixiert wird.

Entsprechend deutlich zeigt Sulfat in den Monitoringdaten Hansa diesen Mobilisations- und Auswaschungseffekt (Abbildung 37). Die Konzentrationen nach Beginn der Wasserhebung von ca. 1.000 mg/L liegen deutlich oberhalb der geogen erwarteten Mischwasserkonzentration von 150 mg/L. Die Konzentrationsentwicklungen zeigen aber auch, dass nach insgesamt 12 Jahren Wasserhaltung noch kein Gleichgewichtszustand erreicht ist. Anders als nach dem Wasseranstieg Gneisenau-Victoria-Kurl (vgl. Kap. 4.3.2) wo die Auswaschung durch sehr große Wassermengen (ca. 20 m³/m) forciert wird, reichen die im Mittel 1,5 m³/min im System Hansa / Minister Stein nicht aus, um das mobile Sulfatreservoir zeitnah auszuspülen.

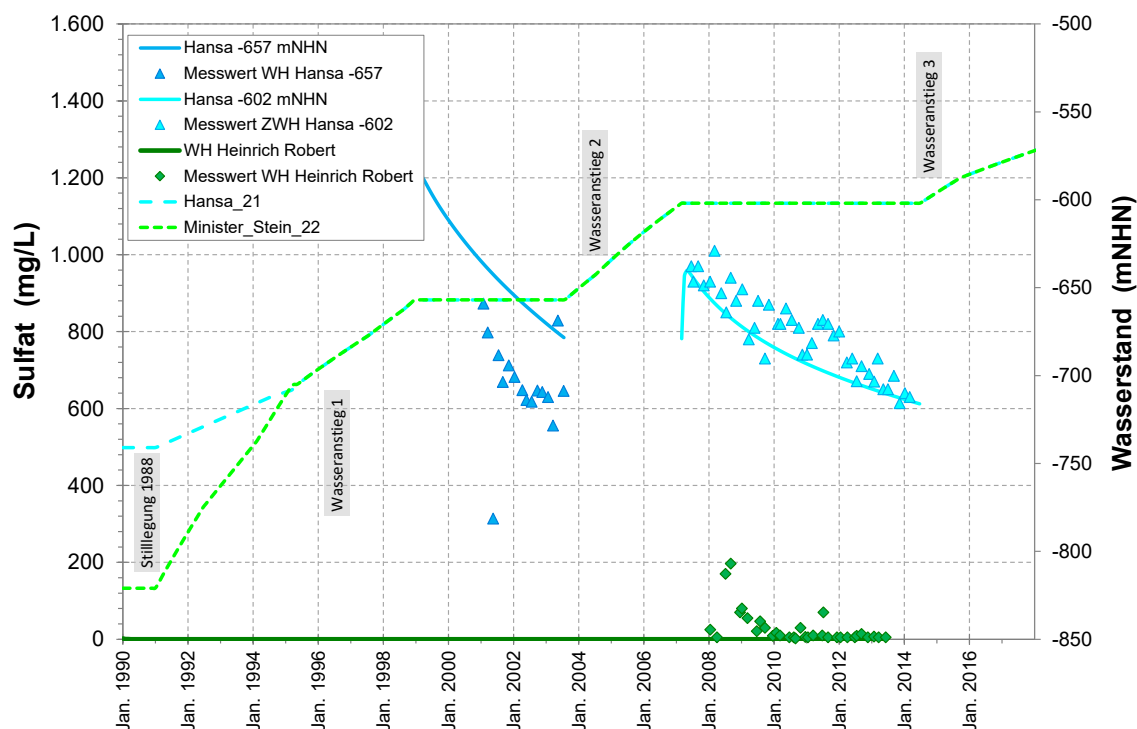


Abbildung 37: Sulfat-Messwerte und Modellanpassung in den Wasserhaltungen Heinrich Robert und Hansa mit Wasseranstiegsentwicklung Hansa.

In der Wasserhaltung Heinrich Robert wurde hingegen Sulfat nur während des aktiven Bergwerks beobachtet. Nach Stilllegung ist das Wasser fast immer sulfatfrei gewesen. Die Sulfatgehalte müssen immer zusammen mit Barium betrachtet werden, da diese beiden Stoffe zur Ausfällung als sehr schlecht lösliches Bariumsulfat BaSO_4 neigen. Einträge von Sulfat z.B. über Betriebswässer mindern somit die geogenen Bariumkonzentrationen. Dementsprechend gering sind bis 2010 auch die Bariumgehalte im gehobenen Grubenwasser (Abbildung 38). Dass aber solche bariumhaltigen Zuflüsse auch in dieser Phase existiert haben, zeigen die Strontiumgehalte von mehr als 200 mg/L. Strontiumsulfat ist besser löslich als Bariumsulfat, weshalb die Strontiumkonzentrationen durch Sulfat nur gering als anteilige Mitfällung in Bariumsulfat beeinflusst werden. Dementsprechend steigen auch die Strontiumgehalte nach 2010 an. Die Bariumgehalte bleiben jedoch auch nach 2010 unter den Strontiumwerten, was (in unbeeinflussten geogenen Zuflüssen ist Barium immer höher konzentriert als Strontium) auch im geogenen System auf die Mischung von sulfat- mit bariumhaltigen Wässern hindeutet. Die Modellierung bildet diese Verhältnisse in geeigneter Weise ab.

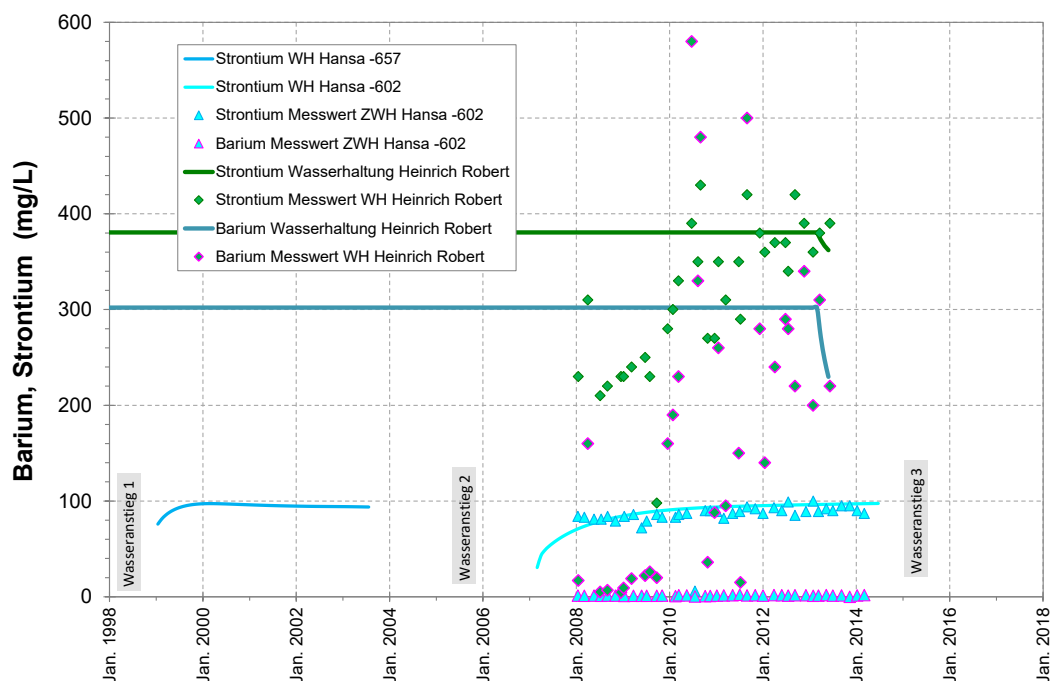


Abbildung 38: Strontium- und Barium-Messwerte und Modellanpassung in den Wasserhaltungen Heinrich Robert und Hansa.

In der Wasserhaltung Hansa dominiert hingegen, wie zuvor beschrieben nicht nur durch die Mobilisation während des Wasseranstiegs sondern auch in der geogenen Mischung, Sulfat. Dementsprechend ist auch nahezu kein Barium im gehobenen Grubenwasser enthalten. Gemäß der

Bestandsaufnahme der Zuflüsse fließen aber auch dem Einzugsbereich dieser Wasserhaltung einige bariumhaltige Wässer zu. Dementsprechend plausibel ist auch das Auftreten von Barium begleitenden Strontium, was durch die Eingangsdaten zu den Zuflüssen und deren Verhalten im Wasseranstieg auch vom Modell adäquat abgebildet wird.

Auf die kationischen Bestandteilen des Pyrits, die zusammen mit Sulfat im Wasseranstieg mobilisiert werden, wurde bereits eingegangen. In der Wasserhaltung Hansa fällt die Erhöhung der Eisenkonzentrationen jedoch im Vergleich zu anderen Standorten und auch zu den am Victoriadamm beobachteten Effekten (s. Kap. 4.3.2) moderat aus (Abbildung 39). Konzentrationen nach Pumpbeginn von etwas mehr als 30 mg/L stehen einem Basiszufluss von 3,5 mg/L entgegen. Der geogene Basisgehalt des Heinrich Robert-Zuflusses pendelt hingegen bereits um dem salinaren Milieu angemessene 20 mg/L.

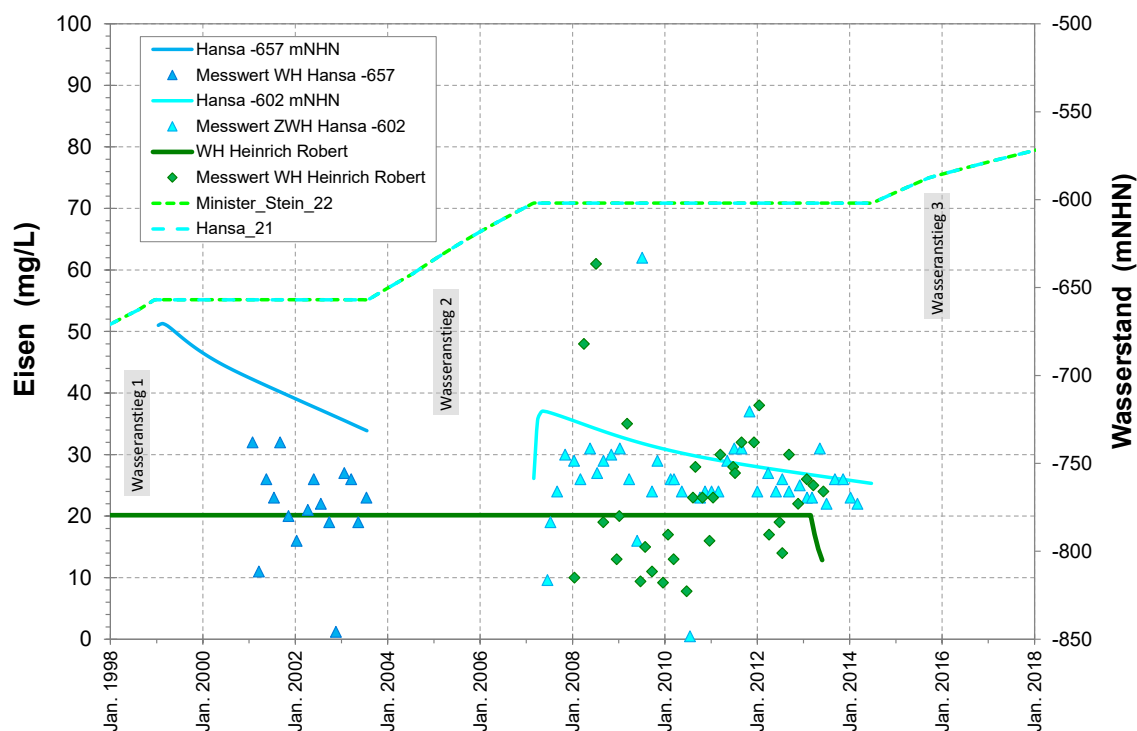


Abbildung 39: Eisen-Messwerte und Modellanpassung in den Wasserhaltungen Heinrich Robert und Hansa mit Wasseranstiegsentwicklung Hansa.

Etwa eine Größenordnung geringer sind die Konzentrationsniveaus der Metalle Mangan (Abbildung 40) und auch Zink. Insbesondere für Mangan sind dennoch deutlich Mobilisations- und Austauscheffekt erkennbar. Mit den zunehmend geringeren Stoffgehalten der Spurenmetalle Nickel, Kupfer, Blei (um 0,02 mg/L) und Cadmium (0,005 mg/L, Abbildung 41) werden diese Effekte undeutlicher, bleiben aber gleichwohl tendenziell erhalten.

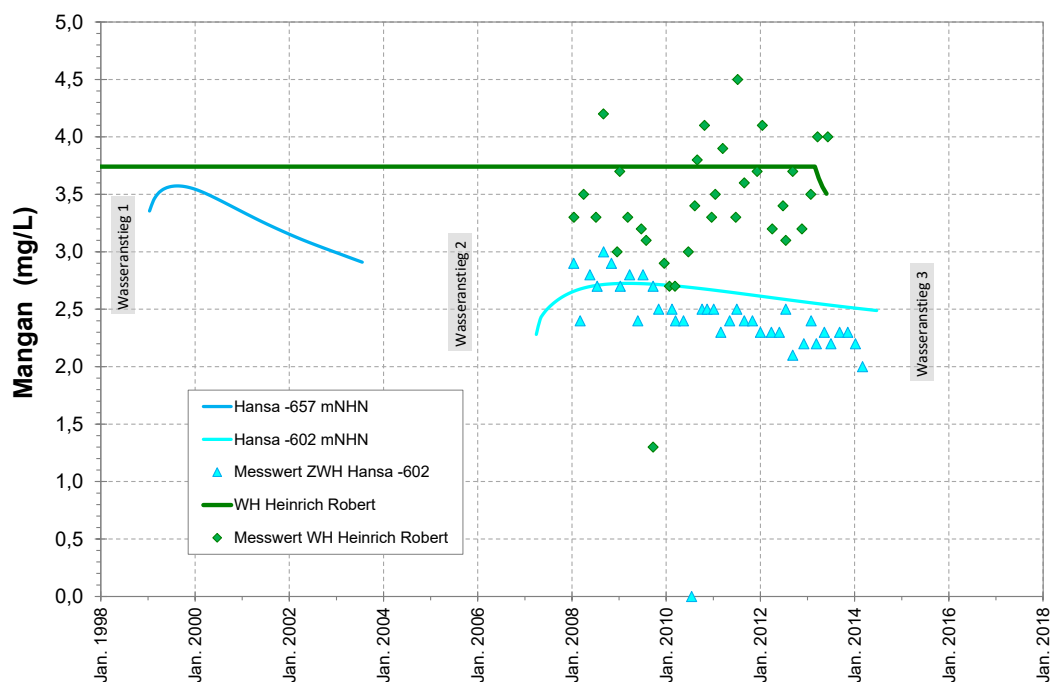


Abbildung 40: Mangan-Messwerte und Modellanpassung in den Wasserhaltungen Heinrich Robert und Hansa.

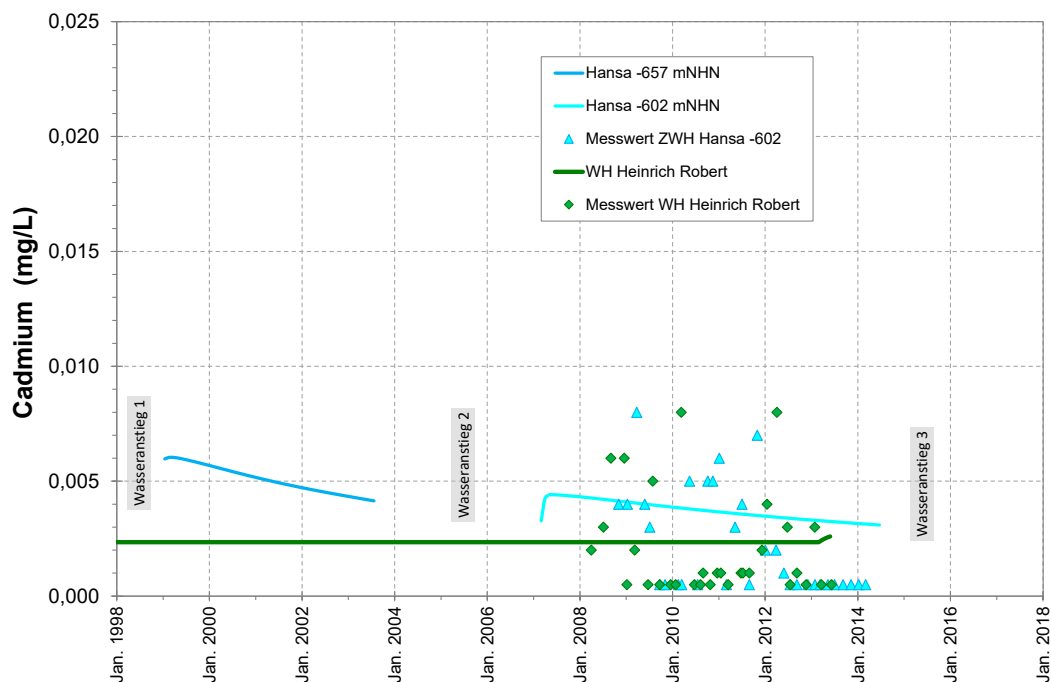


Abbildung 41: Cadmium-Messwerte und Modellanpassung in den Wasserhaltungen Heinrich Robert und Hansa.

Diese Auswertungen für den gegenüber der Wasserhaltung Haus Aden kleinen Teilstrom Hansa sind insofern von Bedeutung, als ansonsten außer dem Wasseranstieg bis zur Wasserannahme am Victoriadamm keine Messreihen nach einem Wasseranstieg in der Provinz Haus Aden vorliegen.

Hinzu kommt, dass für diesen aufgrund Fließraten und Einstauvolumen regionalen Referenzwasseranstieg nur Zeitreihen für Sulfat, Eisen und Chlorid vorliegen.

4.3 Haus Aden

Die Wasserhaltung Haus Aden stellt wie eben schon angedeutet aus mehreren Gründen die Hauptreferenz für die künftige Wasserhaltung dar:

- Von 2000 bis 2019 wurde dort mit im Mittel 22 m³/min der bei weitem größte Teil der auch künftig zu betrachtenden Wassermengen gehoben,
- Anhand dieser jahreszeitlich fluktuierenden Wassermengen erfolgte die Konzeptentwicklung und Kalibrierung zur Grundwasserneubildung von Zuflüssen aus dem Deckgebirgsgrundwasserleiter,
- Das Monitoring umfasst den größten Wasseranstieg von -1400 auf -960 mNHN in der Wasserprovinz.

Aufgrund der Herkunft des größten Teils der Zuflüsse aus dem Deckgebirge muss davon ausgegangen werden, dass die früher beobachtete Dynamik auch künftig erhalten bleibt, was die Kalibrierung besonders relevant erscheinen lässt. Auch wenn, wie im Kapitel 4.2 gezeigt, die Salzkonzentrationen in der westlichen (Hansa) und östlichen (Heinrich Robert) Peripherie deutlich höher sind, führen die großen Fließraten zur ehemaligen Wasserhaltung Haus Aden dennoch dazu, dass dort auch die größten Stofffrachten im Modell abzugleichen sind.

4.3.1 Instationäre Zuflüsse

Das vom Modell dem Deckgebirge zugeordnete Wasser fließt derzeit ausschließlich dem Einzugsgebiet der Wasserhaltung Haus Aden zu. Die vor allem im Bereich Gneisenau / Kurl verorteten Hauptzuflüsse in der Region lassen sich zuverlässig dieser Herkunft zuordnen und sind prägend für das instationäre Abflussgeschehen (vgl. Kap. 3.3 und 3.4).

Abbildung 43 zeigt die Ergebnisse dieser Berechnungen im Vergleich zu den Messwerten der in der Wasserhaltung Haus Aden und den vormaligen Bergwerken gehobenen Wassermengen. Wie zuvor beschrieben entfiel deren größter Anteil auf die Wasserhaltung Gneisenau. Nach erfolgtem Wasseranstieg im Jahr 2000 wurde dieser Teilstrom am Victoriadam (-960 mNHN) angenommen und durch ein separates Monitoring über mehrere Jahre dokumentiert.

Zum Verständnis dieser Wasserannahme sind einige Besonderheiten zu berücksichtigen. Während dieses Mitte 1998 in Victoria 1/2 eingeleiteten Wasseranstiegs (Einstellung Wasserhaltung Gneisenau Ende 1999) wurde die Wasserhebung Haus Aden, die neben dem Haus Aden-Wasser auch die Zuflüsse aus den zu Haus Aden gehörigen Bergwerken Grimberg und Monopol/Grillo umfasste, zeitweilig eingestellt und das Wasser zwischen Juli 1998 und Mitte Dezember 1999, also bis kurz vor Erreichen des Victoriadamm-Niveaus (13.03.2000), über den Victoriadamm in die Grubenbaue Victoria 1/2 eingeleitet (Abbildung 42). Dieses Wasser weist die für die tiefen Grubenbaue östlich Haus Aden typischen hohen Salzgehalte auf. Diese Maßnahme wird im Modell auch durch entsprechende aktive Überleitungen berücksichtigt.

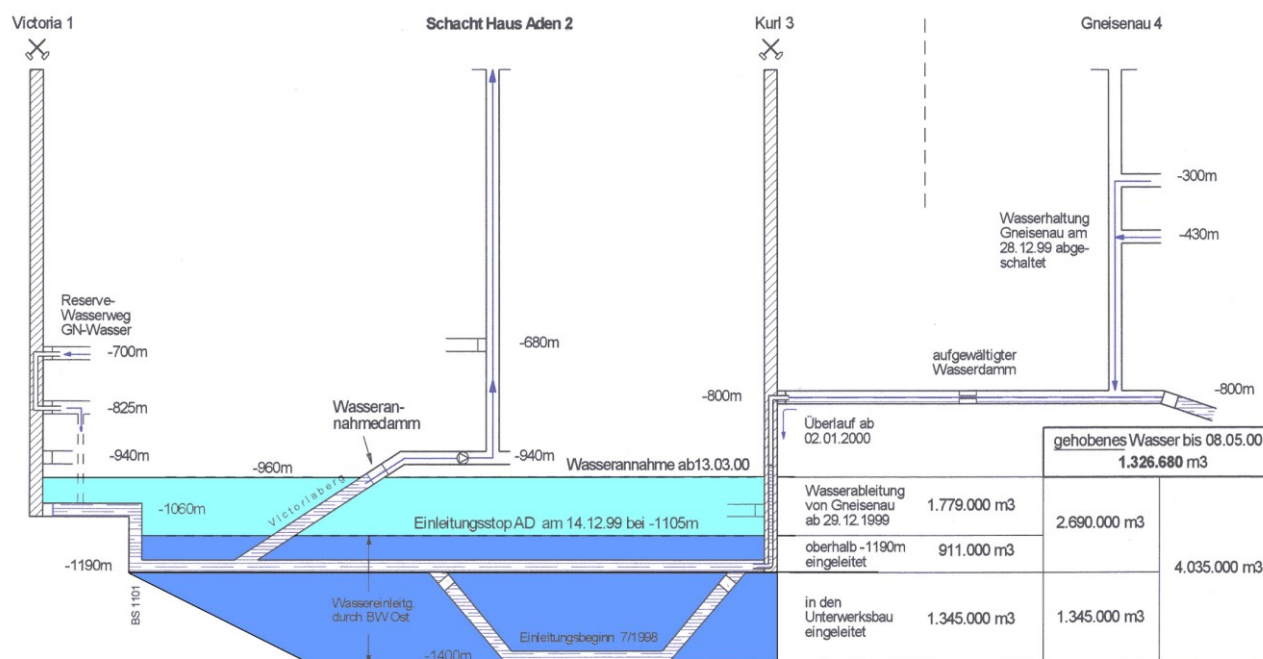


Abbildung 42: Streckenschema und Wasseranstiegssteuerung Victoria 1/2.

Die für den Victoriadamm dokumentierten Mengen schreiben somit die frühere Wasserhebung Gneisenau fort und haben sich - in Abbildung 43 gut erkennbar – auch kaum verändert. Der Wasseranstieg hatte somit keinen Einfluss auf die überwiegend aus dem Deckgebirge stammenden Zuflüsse.

Die Hebung der o.g. Grubenwässer Grimberg - Monopol/Grillo über die Wasserhaltung Haus Aden wurde noch bis Herbst 2011 fortgesetzt. Bis dahin existierte somit auch noch eine gewisse Beeinflussung durch aktiven Bergbau. Erst dann wurde dieses Wasser Bestandteil des Wasseranstiegs Monopol, der den Rückzug aus dem Bergwerk Ost einleitete (vgl. Kap. 4.1). Auch wenn es sich hierbei um nur ca. 1 m³/min handelte, zeigen sich die

Auswirkungen dieser Wasserhaltungsmaßnahmen dennoch deutlich in den Wasseranalysen und haben entsprechende Bedeutung für die Modellkalibrierung der Wasserzusammensetzung (vgl. Kap. 4.3.2).

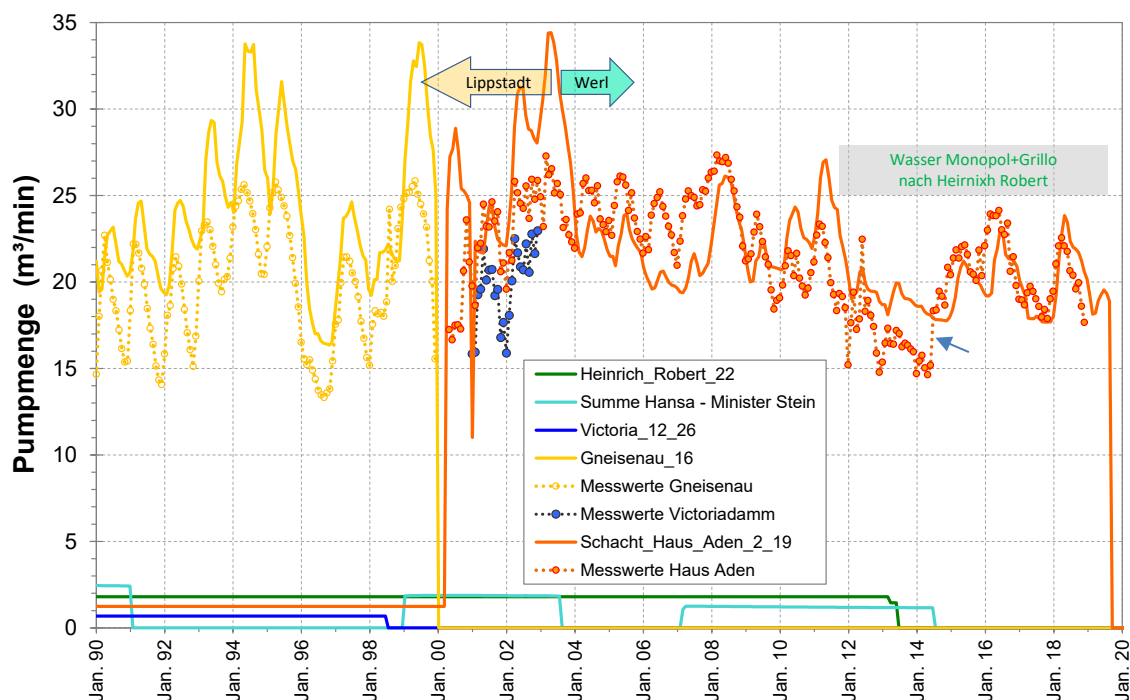


Abbildung 43: Wasserhebungsmengen im Abgleich von Messwerten und Modellberechnung.

Wie bereits als Auslöser für die instationären klimaabhängigen hydraulischen Berechnungen einleitend in Kapitel 3.4 gezeigt und beschrieben, zeigen diehebungsmengen als Reaktion auf die Zuflüsse einen deutlichen Jahresgang. Mittels der Modellmethodik kann die Amplitude dieser Fluktuationen überwiegend sehr gut nachgebildet werden. Wie schon in Kapitel 3.4.2 im Kontext der verfügbaren Wetterdaten angedeutet, bildet das Jahr 2003 einen Bruch in den Berechnungsergebnissen, da dann die Datenquelle zu den Klimadaten gewechselt werden musste (Lippstadt – Werl).

Für die Modellanpassung maßgeblich wurde der Zeitraum nach 2003 angesehen, der für die Kalibrierung der Wasserqualitäten besonders wichtig ist. Entsprechend der höheren Niederschlagsmengen der Wetterstation Lippstadt werden dann auch höhere Grundwasserneubildung und damit auch höhere – offensichtlich zu hohe – Deckgebirgszuflüsse und damit Grubenwasserhebungen Gneisenau und Haus Aden berechnet. Da keine besseren Datensätze verfügbar sind und die Modellwassermengen zwischen Ende 2000 und Anfang 2002, dem Zeitraum, der für die Kalibrierung der Stoffauswaschung wichtig ist, gut mit den Messdaten übereinstimmen, wurde mit diesem Defizit weitergearbeitet.

Das klimadatenbasierte Modell weicht an einigen Stellen von Messwerten ab. So zeigt sich die verminderte Grundwasserverfügbarkeit in den Jahren 2006 – 2007 so nicht in der Grubenwasserhebung. Umgekehrt rechnet das Modell nach dem Wegfall von 1 m³/min Monopol/Grillo-Wasser höher als die Messwerte, wobei an dieser Stelle der ungewöhnliche Sprung Juni/Juli 2014 vermuten lässt, dass hier eine Korrektur der Wassermengenbestimmung erfolgt ist und die Werte der letzten Jahre die tatsächlichen Mengen unterschätzen. Zudem ist in dieser Situation eines zumindest in Anteilen noch aktiven Bergwerkes immer von bergmännischen Eingriffen in das Wasserregime auszugehen, welche die Zuflussverhältnisse überprägen.

Fixpunkt für die Mengenkali­brierung waren die Jahre 2014 – 2018 mit sehr exakten Absolutmengen und jahreszeitlichen Amplituden. In den Jahren zuvor alternieren Messwerte und Modellkurve bei insgesamt geeigneter Mengenberechnung und Modelldynamik. Dieser Abgleich belegt zum einen die Eignung des gewählten Modellansatzes als auch des grundsätzlichen Konzeptes, dass der Großteil des Grubenwassers der Wasserprovinz Haus Aden über den Deckgebirgsgrundwasserleiter aus Zonen klimatisch beeinflusster Grundwasserneubildung stammt.

4.3.2 Gelöste Stoffe

Die Auswirkungen dieser variierenden Wassermengen zeigen sich auch in den Stoffkonzentrationen im gehobenen Grubenwasser. Abbildung 44 vergleicht für Chlorid Messwerte und berechnete Konzentrationen im Kontext der vom Modell berechneten Wasserhebung für die letzten 15 Jahre des Pumpbetriebs. Als Arbeitshypothese gilt, dass in Phasen hoher Grundwasser- bzw. Sickerwasserneubildung der Anteil gering salinarer Zuflüsse an der Gesamtwassermenge zunimmt, und hierdurch eine stärkere Verdünnung der salinaren konstant zufließenden Wassermengen erfolgt. Diese verminderten Chloridkonzentrationen sind in den zuflussreichen Phasen z.B. 2016 und 2018 auch sehr gut erkennbar - sowohl in den Messwerten als auch im Modell. In 2017, einem Jahr geringer Zuflüsse, steigen die Konzentrationen hingegen an. In der Phase relativ konstanter Zuläufe 2012 – 2014 verändern sich auch die Chloridkonzentrationen wenig – sowohl im Modell als auch in den Messwerten.

Die Messwerte schwanken in höherem Maße als die Modellkurven. Möglichweise ist dies ein Effekt von derzeit noch als Tiefenzulauf betrachtetem Mischwasser, das aber einen instationären Anteil besitzt. In jedem Fall ist aber zu beachten, dass es sich auch bei dem gehobenen Grubenwasser um eine Mischung mehrerer Teilströme handelt. Am Victoriadam wurde

alternierend mit unterschiedlicher Förderleistung zur -940 m-Sohle gepumpt und insbesondere die Zuleitung von Wasser aus Monopol/Grillo erfolgte unregelmäßig. Die in zweimonatigem Abstand entnommenen Proben müssen so zwangsläufig Momentanzustände widerspiegeln, während das Modell die Teilströme mit kontinuierlicher Vergleichmäßigung berücksichtigt.

Deutlich erkennbar in beiden Datensätzen ist die Beendigung der Hebung des Monopol/Grillo-Wassers im Herbst 2011. Dieses Wasser ist höher salzhaltig und führt zur erkennbaren Minderung von Chlorid im verbleibenden Hauptwasserstrom.

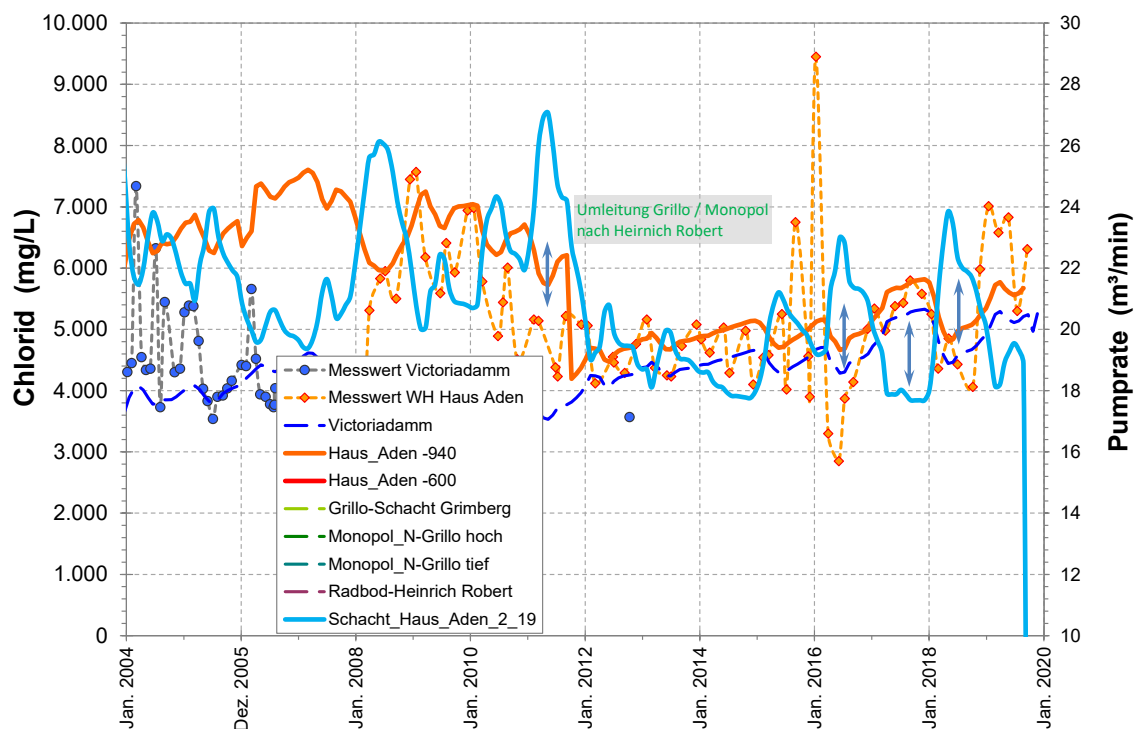


Abbildung 44: Modellanalyse zur Instationarität von Stoffkonzentrationen und Wassermengen.

Den Gesamtzeitraum der Kalibrierung seit Annahme des Wassers von Gneisenau – Kurl – Victoria am Victoriadamm bis zur Einstellung der Wasserhaltung 2019 zeigt Abbildung 45. Wie auch die folgenden Abbildungen für andere Stoffe und Parameter sind auch der Zeitraum des Wasseranstiegs bis -600 mNHN sowie die ersten Jahre dieser Wasserhaltung berücksichtigt. Da der Focus in den Konzentrationsdarstellungen für die Wasseranstiegsprognose auf einer künftigen Wasserhaltung auf -380 mNHN liegt, kann so der Effekt des höheren Wasseranstiegsniveaus auch visuell beurteilt werden.

Während des Monitoringzeitraumes der Wasserhaltung Haus Aden ist kein oder kein relevanter Zufluss aus Hansa / Minister Stein erfolgt. Die

postulierte Dammöffnung Anfang 2020 ist deutlich durch einen Konzentrations-Peak erkennbar, der durch den plötzlich erhöhten Abfluss des höher salinaren Wassers beim Absinken des Wasserspiegels und Leerlaufen der Hohlräume entstanden sein muss.

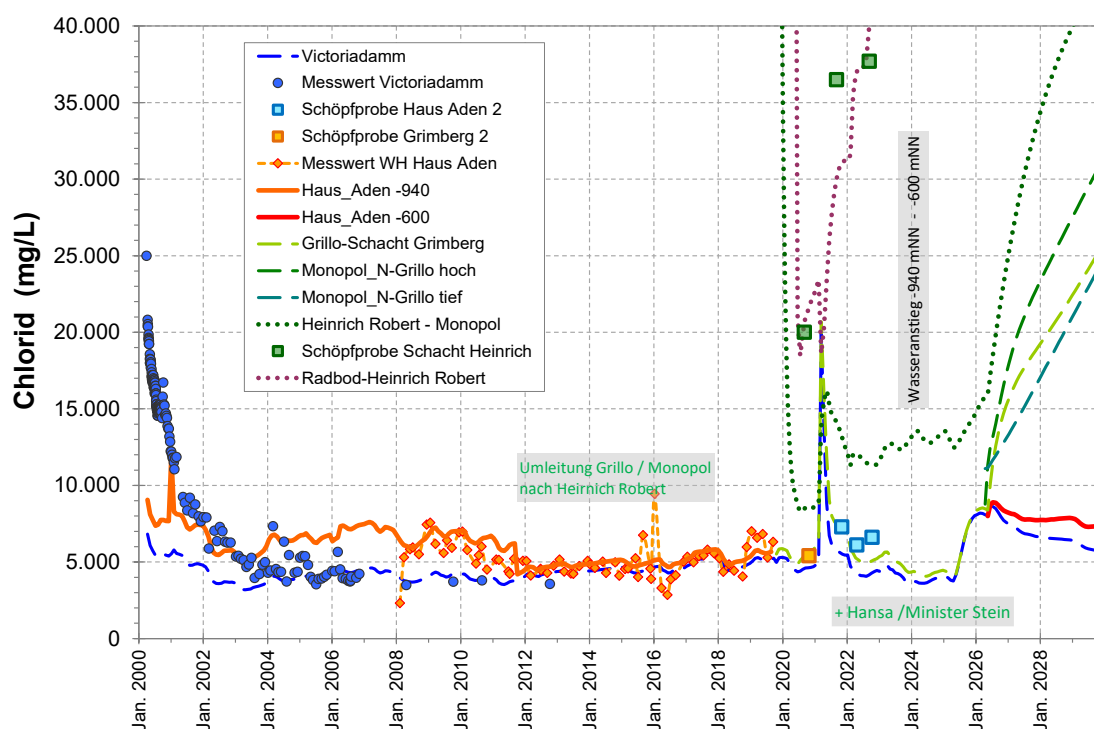


Abbildung 45: Modellabgleich Chlorid Wasserhaltung Haus Aden mit Monitoringdaten.

Zusätzlich zu den Betriebsdaten bis 2019 wurden während des seitdem laufenden Wasseranstiegs 2020 – 2022 zwei Schöpfproben im Schacht Grimberg und jeweils drei Proben aus den Schächten Haus Aden 2 und Heinrich entnommen (Details vgl. Bericht Monitoring Haus Aden 2020 – 2022 Kap. 2.4). Die Befunde in Schöpfproben sind zwar immer von den spezifischen Rahmenbedingungen der Entnahme abhängig (die erste Grimberg-Probe fällt wohl in die Phase des Wasseranstiegs im Schacht und taucht daher mit ungewöhnlich hohen Konzentrationen in den meisten Darstellungen nicht auf), liefern aber dennoch zusätzliche Erkenntnisse in dieser Phase ohne Wasserhebung. Für die Modellkalibrierung besonders interessant sind die Ergebnisse aus den Schächten Grimberg und Haus Aden, weil diese in der Strömungsachse des nach Osten fließenden Wassers vom Victoriadamm stehen. Die Werte sind daher mit der Wasserhebung der letzten Jahre (Grimberg) bzw. dem Victoriadamm-Zustrom (Haus Aden) vergleichbar, was in der Farbgebung der Symbole berücksichtigt wurde. Die Schöpfproben im Schacht Haus Aden sind dadurch beeinträchtigt, dass durch ein

Hindernis im Schacht oberhalb des Sohlanschlags die Proben etwas oberhalb der Streckenfirste entnommen werden müssen.

Der Gesamtdatensatz für Wasserhebung und Schöpfproben zeigt sehr gute Übereinstimmungen mit dem Modell. Die bisher nicht erklärbaren Schwankungen der Monitoringkonzentrationen Haus Aden seit 2012 fügen sich gut in die durch die im Modell berücksichtigten Trocken- und Feuchtphasen ein. Der Einfluss des Monopol/Grillo-Wassers bis Ende 2011 wird durch den Vergleich mit den Victoriadam-Daten nachempfunden, auch wenn anscheinend die Umleitung dieses Teilstromes sukzessive und nicht schlagartig erfolgte.

Eine Besonderheit, die das Modell nicht abbildet, sind die nach Beginn der Wasserannahme am Victoriadam dort stark erhöhten Chloridgehalte, die dann innerhalb von 4 Jahren auf eine – auch vom Modell so erwartete – Basiskonzentration absinken. Diese Dynamik folgt somit dem typischen Ausspülverhalten von Pyritoxidationsprodukten, wie sie z.B. bei Sulfat (Abbildung 46) und Eisen (Abbildung 47) bekannt und hier sehr umfassend dokumentiert wurde. Grundsätzlich ist zwar vorstellbar, dass in den Strecken durch Verdunstung akkumulierte Chloridsalze bei Wasseranstieg gelöst werden, und teilweise wurden solche Effekte auch an anderen Standorten beobachtet, jedoch bei weitem nicht in der Intensität wie hier. Zudem fällt auf, dass bei Chlorid (4 Jahre) früher als bei Sulfat (ca. 10 Jahre) die Basiskonzentration erreicht wird und die Ausspülung abgeschlossen ist.

Die Ursache dürfte daher wahrscheinlich weniger in einer Stoffmobilisation als in der Rückspülung des zuvor 1998-1999 eingeleiteten Restgrubenwassers der Wasserhaltung Haus Aden liegen (vgl. Kap. 4.3.1, Abbildung 42 Seite 70). Das Modell berücksichtigt diese Einleit-Maßnahme zwar, findet dieses Wasser aber bei Strömungsumkehr in dieser Form nicht wieder. Für die Modellrechnung wurde daher eine übliche Mobilisation von NaCl im Wasseranstieg berücksichtigt, die die gemessene Konzentrationsentwicklung an diesem Standort nur zu geringem Anteil nachempfendet. Mit diesem Modellansatz bleiben die Kurven leicht unter den in den Schöpfproben Haus Aden ermittelten Konzentrationen. Sondereffekte wie diese Fremdwassereinleitung treten im weiteren Wasseranstieg nicht auf und beeinflussen auch die künftige Wasserhaltung somit nicht.

Für die übrigen mit Chlorid eng korrelierten Grubenwasserinhaltsstoffe Kalium, Calcium und Magnesium sowie die in geringeren Konzentrationen enthaltenen Ammonium, Bor, Kalium, Bromid, etc. wurden keine Mobilisation im Wasseranstieg implementiert, da hierzu keine Belege vorliegen. Erhöhte Konzentrationen im Victoriadam-Wasser werden dem o.g. Rücklauffeffekt

der Monopol/Grillo-Einleitung zugeordnet. Die Modellanpassung wird, aufgrund im allgemeinen ähnlicher Verläufe, nicht gezeigt; für einige dieser Komponenten finden sich die Monitoringdaten jedoch auch in den Grafiken zur Modellprognose in Kapitel 5.2.

Neben Chlorid wurde die Wasserqualität im Victoriadamm-Wasser im Zeitraum 2000 – 2006, also während der intensivsten Phase der Anreicherung mit während des Wasseranstiegs mobilisierten Stoffen, auch für Sulfat (Abbildung 46) und Eisen (Abbildung 47) engmaschig analysiert. Bis 2012 wurden dort noch einige Einzel-Beprobungen durchgeführt. Für beide Stoffe belegen die Daten um ein Vielfaches höhere Konzentrationen als im Gleichgewichtszustand unter stabilen Abflussbedingungen (zur Mobilisation von Pyritoxidationsprodukten vgl. Kap. 4.2.2).

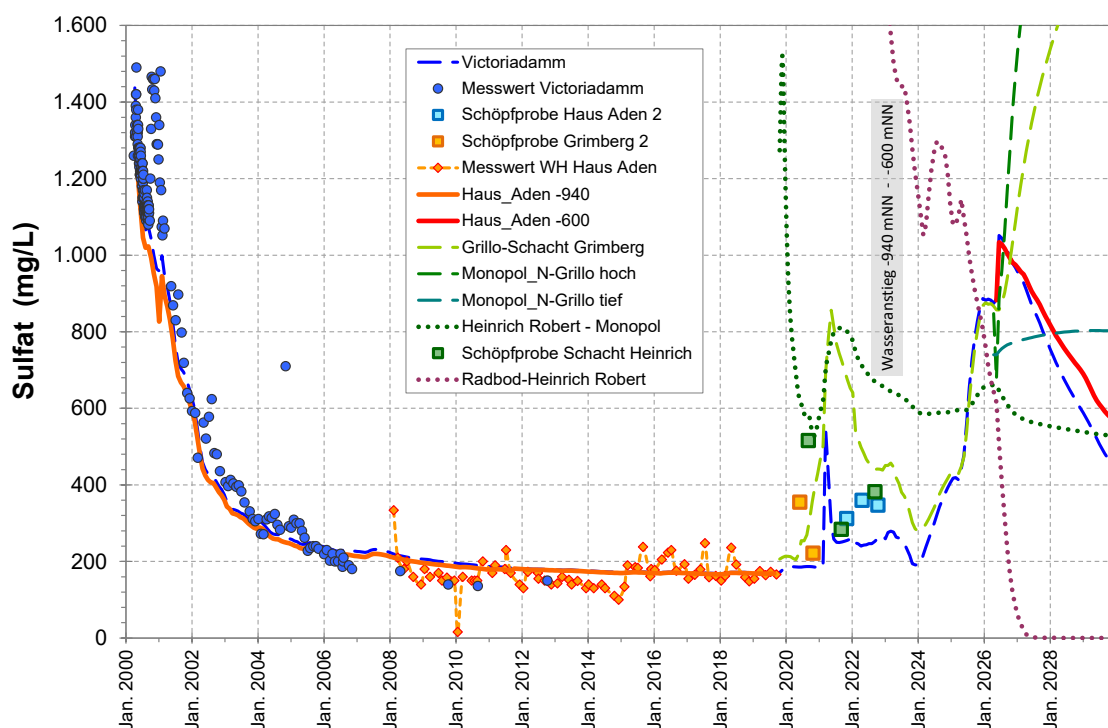


Abbildung 46: Modellabgleich Sulfat Wasserhaltung Haus Aden mit Monitoringdaten.

Das Modell berechnet diesen Stoffübergang aus einem zu definierenden Pool und mit einer ebenfalls frei wählbaren Rate. Daraus ergibt sich für die jeweiligen Standortbedingungen (im Wesentlichen Resthohlraumvolumen und Fließrate) die Höhe der Maximalkonzentration und die Geschwindigkeit des Stoffaustrags. Ziel der Kalibrierung ist eine möglichst gute Anpassung der Konzentrationsentwicklung im Hinblick auf diese beiden Parameter, da sich hieraus auch die künftige Dynamik nach erfolgtem Wasseranstieg ergibt. Die o.g. Parameter aus der Kalibrierung Hansa (vgl. Kap. 4.2.2) wurden auf die westlichen Boxen Hansa, Minister Stein, Kaiserstuhl und

Tremonia angewendet, diejenigen aus der Haus Aden-Kalibrierung, für die sich fast immer ein größerer Stoffpool ergibt, auf die gesamte Restprovinz.

Die gefundene Kalibrierung bildet die gemessene Entwicklung in geeigneter Weise ab und auch der Basiszufluss von ca. 170 mg/L Sulfat entspricht der Realität. Der Abfall der Modellkurve unter die Messwerte 2002 – 2003 kann auf die in diesem Zeitraum im Modell zu hoch eingeschätzten instationären Fließraten zurückzuführen sein. Im Gegensatz zu Chlorid und den anderen Salzen wirkt sich das Monopol/Grillo-Wasser kaum auf die Sulfatgehalte aus.

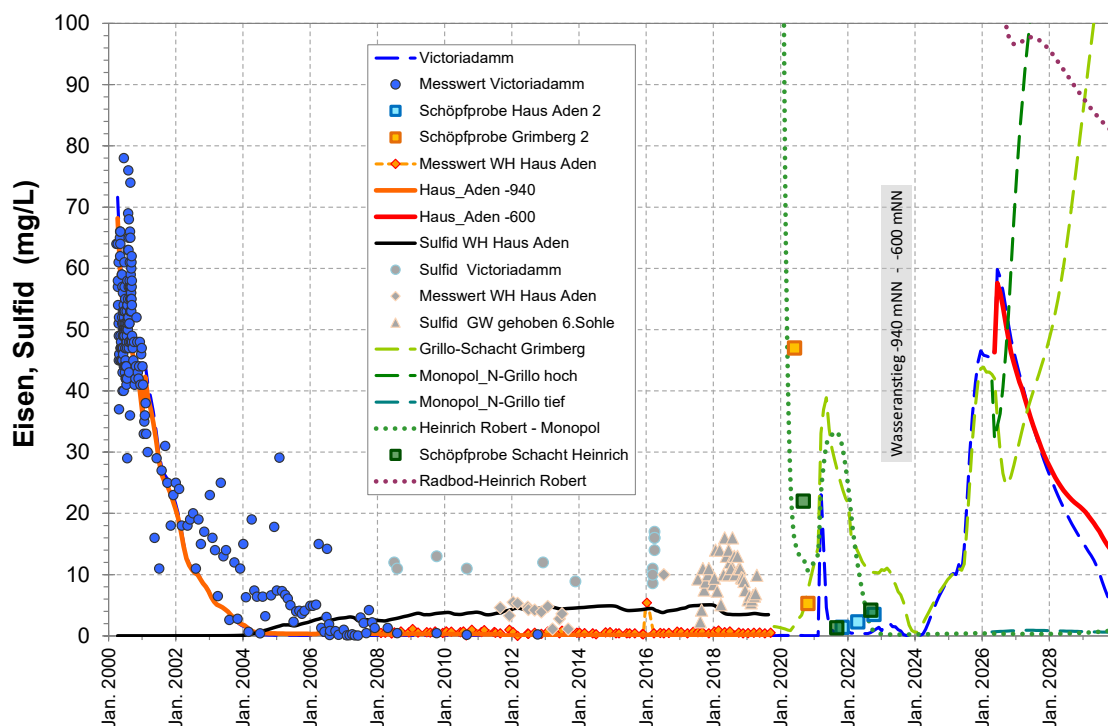


Abbildung 47: Modellabgleich Eisen Wasserhaltung Haus Aden mit Monitoringdaten.

Auch für Eisen (Abbildung 47) reproduziert das Modell die im Jahr 2000 gemessene Maximalkonzentration sehr gut. In der Folge macht sich jedoch eine Besonderheit im Einzugsbereich des Victoriadamms bemerkbar. In dem Grubenwasser wurde seit 2006 Schwefelwasserstoff festgestellt, der 2008 schon Konzentrationen um 10 mg/L erreicht hatte. Schwefelwasserstoff ist nicht untypisch für Grubenwasser und wird durch sulfatreduzierende Bakterien gebildet – ein Prozess, der in mehreren Studien intensiv untersucht wurde. Offensichtlich hängt das Bakterienwachstum und damit deren Stoffwechselaktivität von mehreren Milieufaktoren wie Temperatur (Optimum 40°C), Salzgehalt (Chlorid <10.000 mg/L) und pH-Wert (Optimum pH 8) ab. Demnach ermöglichen insbesondere die geringen Salinitäten im Einzugsbereich des Victoriadamms die Schwefelwasserstoffbildung (von

Schwefelwasserstoff wurde auch schon in der Wasserhaltung Gneisenau berichtet), während die höheren Salzgehalte im Westen (Hansa) und Osten (Heinrich Robert und Umfeld) dies unterbinden.

Das Modell berechnet die Schwefelwasserstoffbildung auf Basis allgemeiner Eingangsdaten. Bakterien werden im Modell wie eine organische Transporteinheit behandelt. Bei Vorhandensein einer Kohlenstoffquelle sowie Sulfat nimmt die Bakterienzahl zu (Growth). Die Verfügbarkeit der Nährmedien bestimmt somit Bakterienwachstum und daher den Stoffumsatz. Gleichzeitig sterben Bakterien ab (Decay). Die Einzeltriebkkräfte Sulfat und Kohlenstoffquelle auf die Wachstumsrate werden nach einer Monod-Kinetik gedämpft, streben also auch bei idealen Milieubedingungen einem Maximum zu. In Unkenntnis der Kohlenstoffquelle wird eine zeitlich unbegrenzt verfügbare anonyme Kohlenstoffquelle (C) angenommen. Diese migriert nicht mit dem Strömungsfeld, sondern steht als Feststoff für die Reaktion zur Verfügung. Abschätzungen zeigen, dass auch für die in den Grubenwässern festgestellten Bakterienzahlen sehr geringe Mengen an organischer Substanz erforderlich sind, so dass deren Abbau analytisch gar nicht erfassbar sein dürfte. Das System reagiert auf die Rahmenbedingungen sehr sensibel und ist in seinen Stoffumsätzen nicht immer exakt den Messwerten anzupassen. Gleichwohl wird auf Basis der o.g. Steuerungsfaktoren die Schwefelwasserstoffbildung im Modellgebiet sehr exakt wiedergegeben. Das Modell berechnet im gesamten Modellgebiet nur für die Wasserhaltung Haus Aden eine relevante Schwefelwasserstoffbildung.

Eisen und Sulfid reagieren miteinander zur Bildung von sehr schwerlöslichem Eisensulfid. Eine Koexistenz dieser beiden Stoffe ist nicht möglich, beobachtet wird immer nur der nach Reaktion verbleibende, also dominierende Reaktionspartner. Da Sulfatreduktion auch während des Wasseranstiegs aktiv ist, führt diese Reaktion, auch bevor Sulfid in der Wasserhaltung erscheint, zu einer Minderung der Eisengehalte. Dieser Prozess ist in Vergrößerung von Abbildung 47 sehr gut in der Modellberechnung in Abbildung 48 erkennbar.

Möglicherweise induziert durch die Nichtberücksichtigung der initialen Chlorkonzentrationen in den Jahren 2000 – 2002 taucht Schwefelwasserstoff im Modell früher auf als gemessen, was dann mit einem vorzeitigen Absinken der Eisenkonzentrationen gegenüber den Messwerten einhergeht. Auch das Konzentrationsniveau bleibt mit ca. 5 mg/L hinter den gemessenen Konzentrationen zurück. Unter Berücksichtigung der Sensibilität bei der Abbildung der bakteriellen Schwefelwasserstoffbildung ist dieses Ergebnis auch quantitativ als sehr gut zu bewerten und bildete die Grundlage für die Wasseranstiegsprognose.

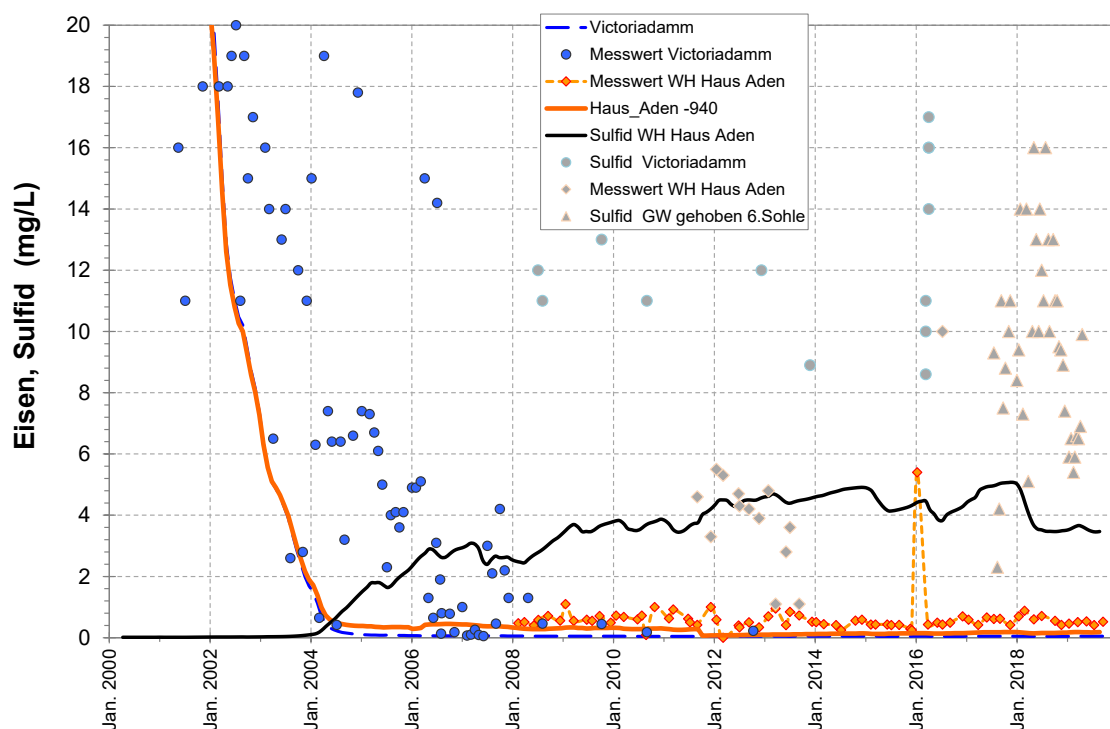


Abbildung 48: Modellabgleich Barium Wasserhaltung Haus Aden mit Monitoringdaten.

Das Modell berechnet aufgrund des Löslichkeitsproduktes von FeS nahezu kein gelöstes Resteisen im Grubenwasser. Die Monitoringdaten weisen hingegen meist 0,5 bis 1 mg/L aus. Dabei ist zu berücksichtigen, dass es sich bei den Werten um Gesamteisen handelt. Spezielle Filtrationsuntersuchungen am Standort haben jedoch gezeigt, dass Eisen als FeS-Partikel in dieser Größenordnung im Grubenwasser enthalten ist, was diese Abweichung erklärt.

Auch Sulfat bewegt sich in einem Reaktionssystem, allerdings mit Barium, welches bereits in Kapitel 4.2.2 beschrieben wurde. Die Wasserhaltung Haus Aden ist sulfatdominiert, so dass der Bariumeintrag der geringen bariumhaltigen Zuflüsse weitgehend ausgefällt wird. Strontiumkonzentrationen um 30 mg/L (Abbildung 50) sind ein eindeutiger und über Modellkongruenz mit den Monitoringdaten der Wasserhaltung und den Schöpfproben gut abgebildeter Hinweis auf diese Zuflüsse.

Auch für Barium liegen die Messwerte allerdings über der Modellkurve. Konzentrationen von 1 bis 3 mg/L sind durchaus typisch für Grubenwässer und es dürfte sich hier nicht um partikulär gebundenes Barium handeln, sondern ist darauf zurückzuführen, dass das Modell die Effekte der Salzmatrix nicht in ausreichendem Maße berücksichtigt. Eine entsprechende Bewertung/Korrektur der Modellwerte ist daher auch im Rahmen der

Modellprognosen erforderlich. Allerdings wurden in den Schöpfproben im Schacht Haus Aden deutlich geringere Bariumgehalte als früher gemessen.

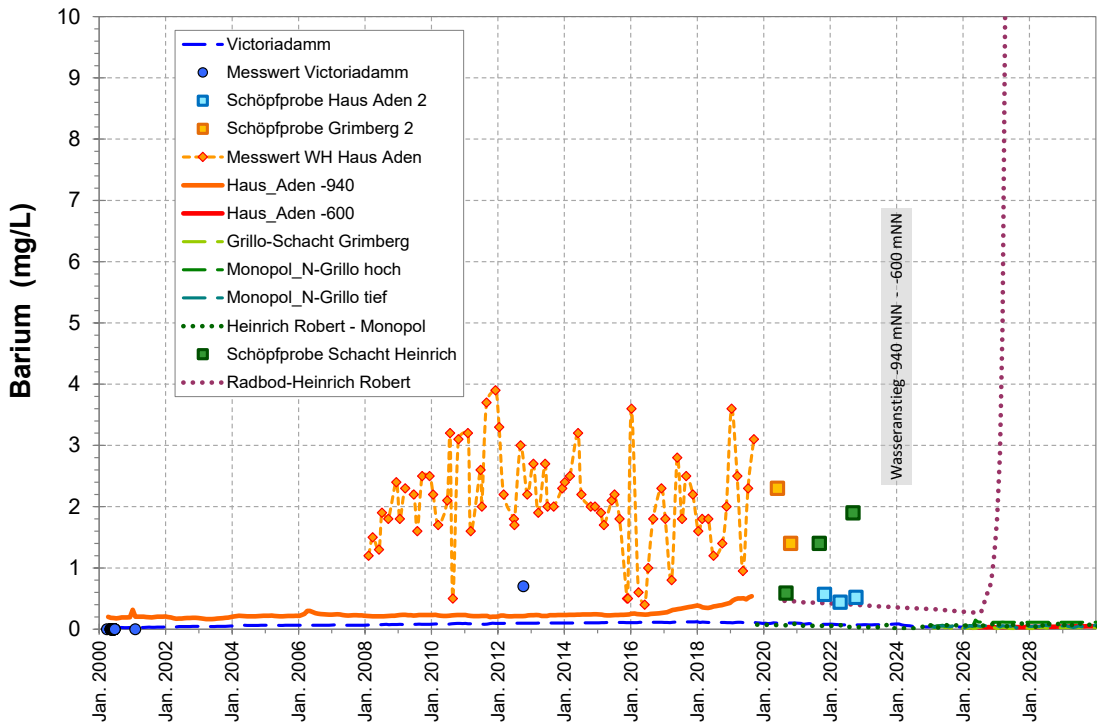


Abbildung 49: Modellabgleich Barium Wasserhaltung Haus Aden mit Monitoringdaten.

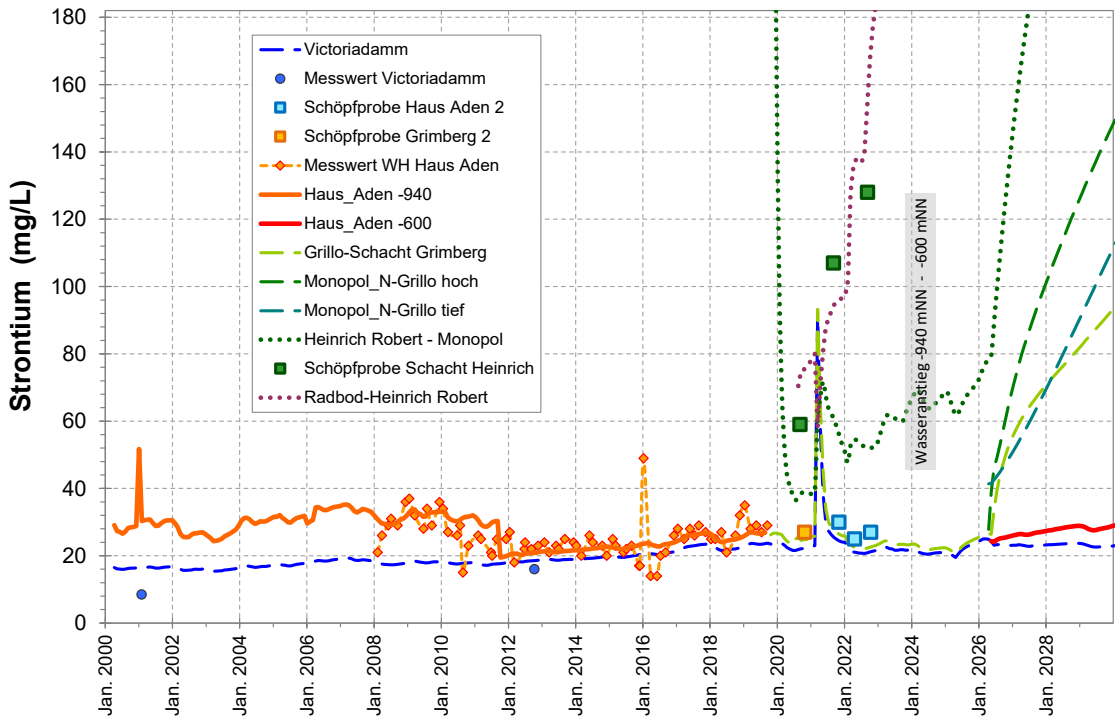


Abbildung 50: Modellabgleich Strontium Wasserhaltung Haus Aden mit Monitoringdaten.

In diesem Zusammenhang zu beachten sind die geringen Bariumgehalte in den Schöpfproben aus Schacht Heinrich, also von dort, wo in der Wasserhaltung vor Schließung des Bergwerkes ca. 400 mg/L (vgl. Abbildung 38 Seite 66) gemessen worden sind. Dies steht jedoch in Einklang mit dem Übertritt sehr großer Mengen sulfathaltigen Wassers in die östlichen Bergwerke und zudem dem Umstand, dass auch dort derzeit eine Sulfatmobilisation aus Pyritoxidationsprodukten erfolgt (ca. 400 mg/L Sulfat in den Schöpfproben vgl. Abbildung 46).

Während Mangan und Zink mit Konzentrationen von z.T. mehr als 1 mg/L noch nicht als Spurenelemente anzusprechen sind, trifft dies für die übrigen genannten Stoffe mit meist weniger als 0,01 mg/L jedoch zu. Mangan (Abbildung 51) und noch mehr Zink (Abbildung 52) gelangten bevorzugt mit den Tiefenzuflüssen aus Monopol/Grillo in die Wasserhaltung Haus Aden. Der Konzentrationssprung mit Beendigung dieser Zuleitung Ende 2011 ist in Messwerten und Modellkurve deutlich erkennbar.

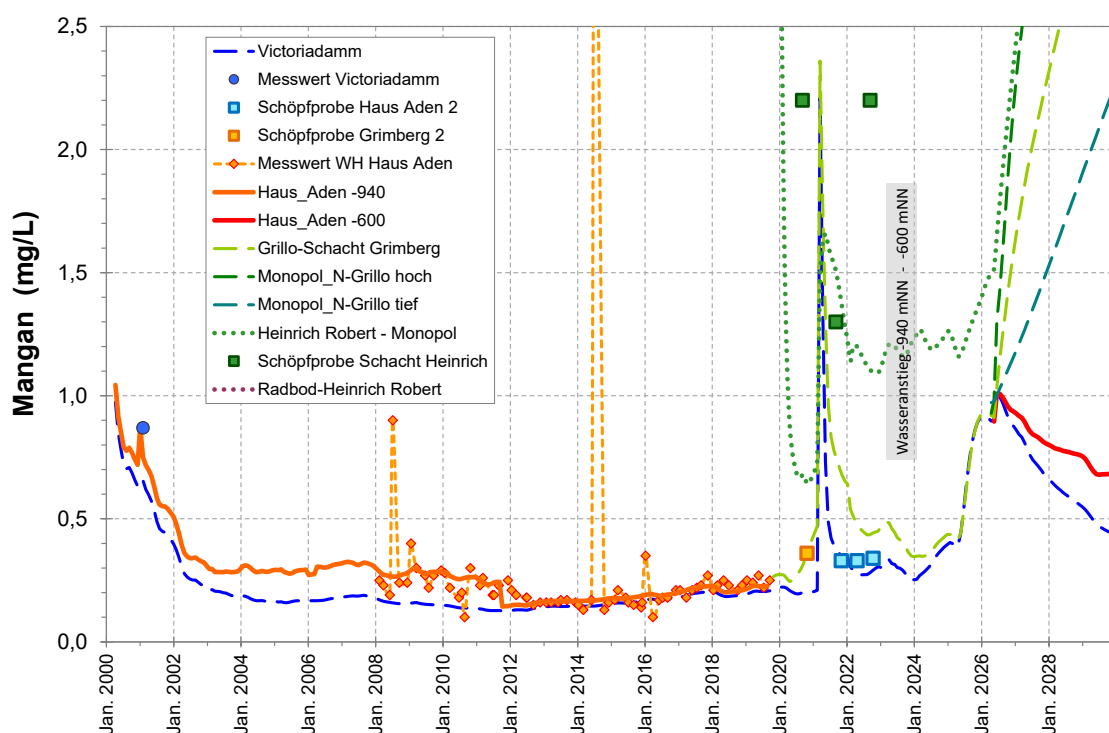


Abbildung 51: Modellabgleich Mangan Wasserhaltung Haus Aden mit Monitoringdaten.

Auch die Metalle Mangan, Zink, Nickel, Kupfer, Blei und Cadmium werden beim Wasseranstieg mobilisiert. Mangan wird wohl im Rahmen der Säurepufferung sekundär aus Karbonaten freigesetzt (vgl. Kap. 4.2.2), wurde aber vor 2008 nur sporadisch analysiert, so dass von der Wasserannahme am Victoriadamm nur ein Messwert vorliegt. Dieser zeigt aber deutlich höhere Konzentrationen als nach Vergleichsmäßigung ab 2008 an und dient

als Beleg für den Prozess und dessen Quantifizierung. Die vom Modell infolgedessen erwarteten höheren Konzentrationen im Wasserübertritt am Schacht Haus Aden während des aktuellen Wasseranstiegs werden durch die Schöpfproben bestätigt.

Die übrigen genannten Metalle sind Bestandteil von Pyrit. Hinzu kommt, dass sie, im Gegensatz zu Mangan, aber ebenso wie Eisen mit Sulfid schwerlösliche Sulfide bilden. Rein thermodynamisch betrachtet sind daher Konzentrationen, insbesondere wie sie für Zink in der Wasserhaltung bei gleichzeitigem Auftreten von Sulfid gemessen wurden, nicht möglich. Ebenso wie bei Eisen ist somit zu vermuten, dass auch hier partikuläre Zinkanteile mit analysiert worden sind.

Entsprechende Untersuchungen hierzu wurden seinerzeit nicht durchgeführt. In der Wasserhaltung Camphausen (Saar), in der ebenfalls relevante Sulfidgehalte (ca. 18 mg/L) auftreten, ergab sich jedoch die Möglichkeit, die über einen Filter abgetrennten Feststoffe chemisch auf ihre Bestandteile zu untersuchen. Wie auch in Haus Aden ist der Feststoff auf dem Filter schwarz und besteht überwiegend aus FeS (Fe 42 %). Auffällig ist jedoch auch der große Zinkgehalt von 8 %. Dieser Befund bestätigt die Annahme, dass Zink (und auch andere Spurenmetalle) in solchen Systemen als ZnS ausgefällt, als Feinpartikel transportiert und dann in einer unfiltrierten Wasserprobe mit analysiert wird.

Die Modellkalibrierung für Zink (Abbildung 52) orientiert sich dennoch an den seinerzeit gemessenen Konzentrationen und stellt einen Kompromiss zwischen Monitoring der Wasserhebung und Schöpfproben dar. Für eine relevante Mobilisierung im Wasseranstieg geben insbesondere die Daten aus der Wasserhaltung keine Anhaltspunkte. Dies gilt auch für Nickel (Abbildung 53), dessen Bestimmungsgrenze nur im Zeitraum 2008 – 2012 manchmal überschritten wurde. Dieser Befund ist insofern stimmig im Hinblick auf die sehr geringe Löslichkeit mit Sulfid. Die Grundgehalte des Mischwassers orientieren sich an der halben Bestimmungsgrenze, als die die Messwerte <0,01 mg/L dargestellt sind. Auch die Messwerte aus den Schöpfproben (Bestimmungsgrenze hier 0,001 mg/L) plotten in diesen Konzentrationsbereich.

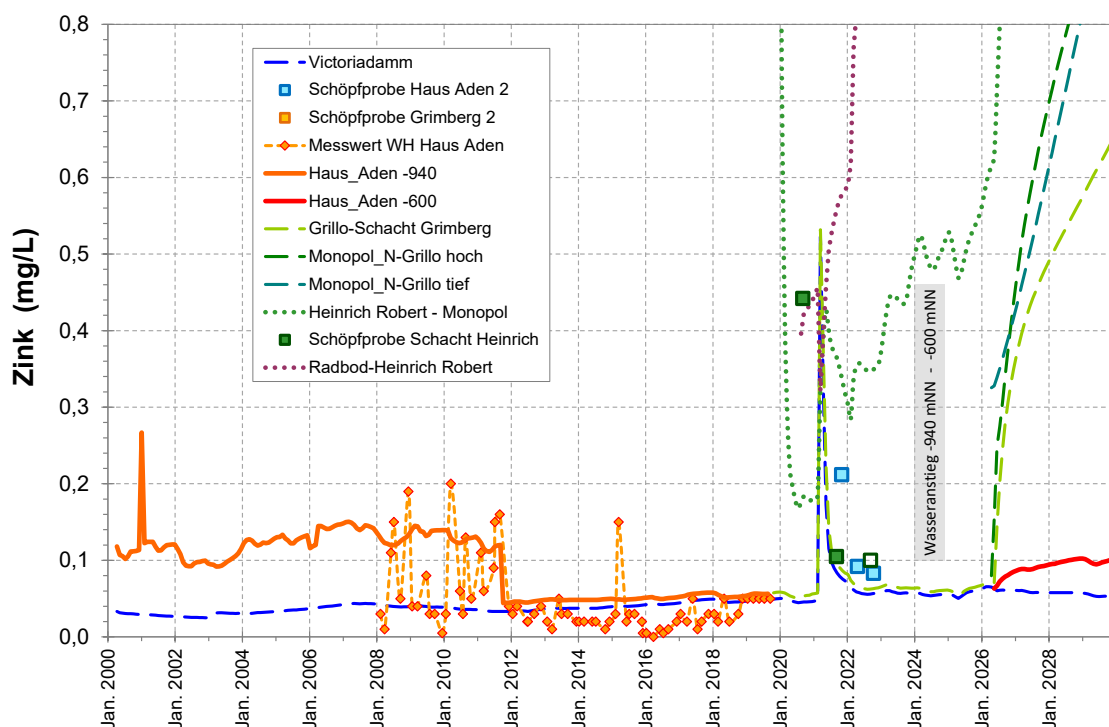


Abbildung 52: Modellabgleich Zink Wasserhaltung Haus Aden mit Monitoringdaten.

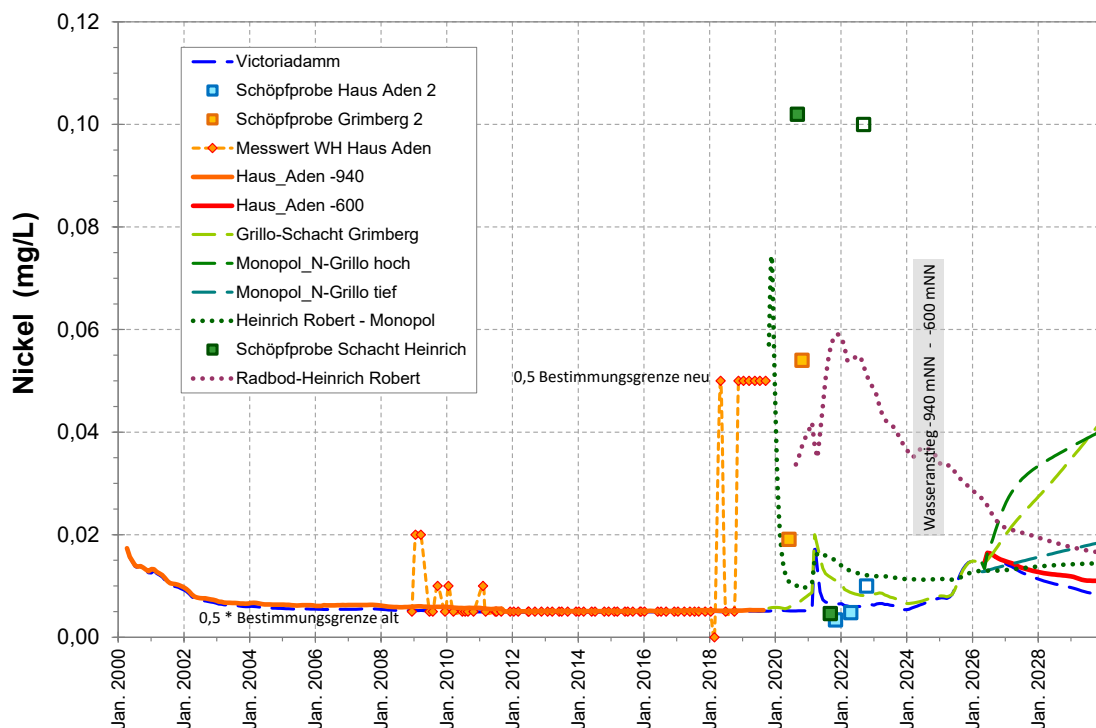


Abbildung 53: Modellabgleich Nickel Wasserhaltung Haus Aden mit Monitoringdaten.

Auch die Modellkalibrierung für die übrigen Spurenmetalle Kupfer, Blei, Chrom und Cadmium führte zu Mischwasserkonzentrationen im Bereich der halben Bestimmungsgrenze in der Wasserhaltung. Eine genauere

Eingrenzung ist auf Basis der Monitoringdaten nicht möglich, zumal vom Labor die Bestimmungsgrenze 2017 noch einmal deutlich angehoben wurde. Einige Schöpfproben liefern Anhaltspunkte dafür, dass die Gehalte noch niedriger sein könnten. Der Zusammenhang mit der Bildung schwerlöslicher Sulfide ist auch hier zu beachten. Ebenso ist zu berücksichtigen, dass im Wasseranstieg durch die Eisenmobilisation Sulfid ausfällt und so in den Hintergrund gedrückt wird. Unter diesen Bedingungen ist es somit möglich und plausibel, wenn auch diese Metalle zusammen mit Eisen zu Beginn der Wasserhaltung in erhöhten Konzentrationen auftreten.

Die Entwicklung der in der Wasserhaltung Haus Aden gemessenen Grubenwassertemperatur war vor 10 Jahren Anlass, das Boxmodell um eine spezielle Temperaturberechnung zu erweitern, bei der unter Berücksichtigung des geothermischen Gradienten eine Temperaturübergang zwischen Gebirge und Wasser berücksichtigt wird. Auf diese Weise lassen sich die langjährig abnehmenden Temperaturen in der Wasserhaltung erklären und abbilden (Abbildung 54).

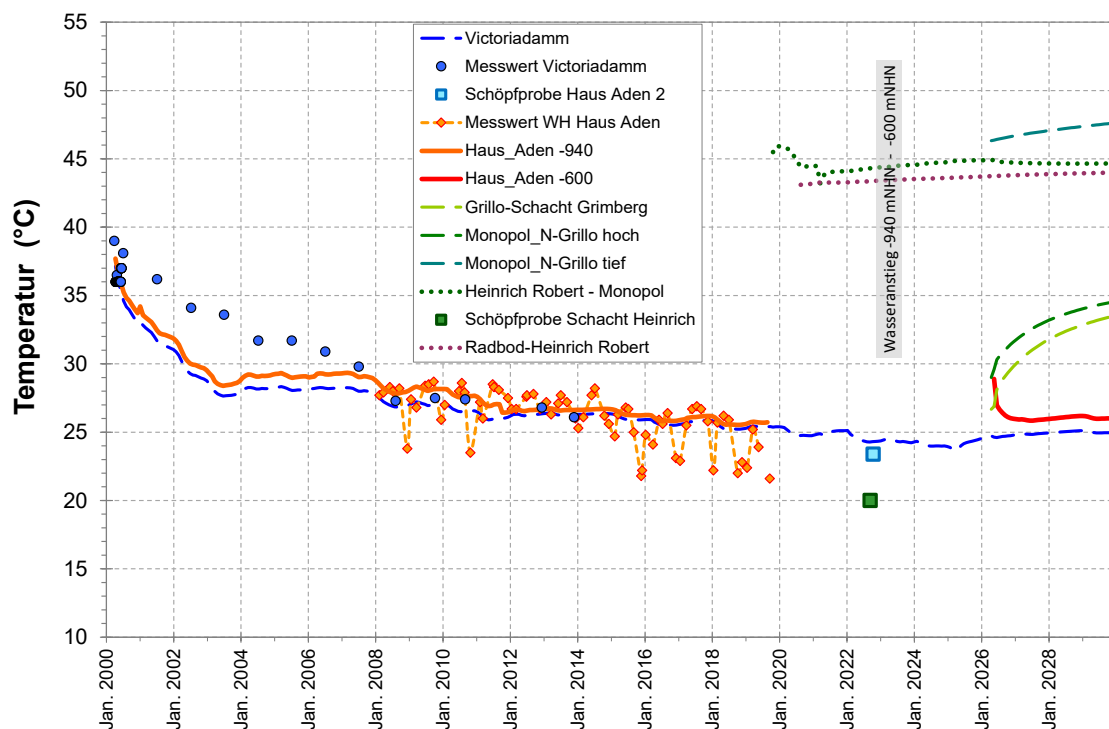


Abbildung 54: Modellabgleich Temperatur Wasserhaltung Haus Aden mit Monitoringdaten.

Ausgangspunkt sind die dauerhaft vergleichsweise niedrig temperierten Zuflüsse aus dem Deckgebirge, die den größten Anteil in der Wasserhaltung einnehmen. Nachdem sie sich während des Wasseranstiegs in den tiefen Grubenteilen westlich des Victoriadamms erwärmen konnten, gelangte dieses warme Standwasser zunächst mit 35 bis 40°C zum Victoriadamm. In

der Folge führte der Nachschub an kühlem Wasser zu einer sukzessiven Auskühlung des Gebirges und einer kontinuierlichen Abnahme der Temperatur des gehobenen Grubenwassers bis zuletzt auf 25°C. Das Modell rechnet anfangs, wohl aufgrund von Volumeneffekten, eine etwas zu rasche Abkühlung, beschreibt den weiteren Temperaturverlauf jedoch sehr korrekt. Diese Prozesse werden auch bei der Wasseranstiegsberechnung im Gesamtmodell berücksichtigt.

4.3.3 PCB (Polychlorierte Biphenyle)

Abgesehen von den Produkten der Pyritoxidation, die zwar durch den bergbaulichen Sauerstoffeintrag gebildet werden aber letztlich natürlichen Ursprungs sind, verändert der Wasseranstieg die Rahmenbedingungen auch für die Mobilisation und den Transport von Stoffen, die im Zuge des bergbaulichen Betriebs untertage eingesetzt wurden. Diesbezüglich besonders zu beachten sind die bis 1984 eingesetzten schwerentflammbaren PCB-haltigen (bzw. bis 1989 PCDM (Polychlorierte Diphenylmethane) -haltigen) Hydraulikflüssigkeiten. Durch Leckagen, Defekte etc. kam es zu Flüssigkeitsverlusten, so dass davon auszugehen ist, dass ein Teil der PCB-haltigen Hydraulikflüssigkeiten damals untertage verblieben ist. Messungen zeigen, dass diese Stoffe auch heute noch im Grubenwasser gefunden werden.

Die Wasserprovinz Ost mit der Schachtanlage Haus Aden bildete 2017 den Schwerpunkt entsprechender vom Land NRW initiiert Untersuchungen /13/. Hierin wurden von der ahu AG Wasser Boden Geomatik, Aachen (im Folgenden kurz ahu) grundsätzliche Zusammenhänge und Prozesse (bergbauliche Entwicklung, Abbaumethoden, Materialeinsatz, Mobilisationsprozess) entwickelt und bewertet und in einer Gefährdungsanalyse der Wasseranstieg in der Wasserprovinz Haus Aden beurteilt (hier vor allem /14/).

Bereits 2016 hatte DMT erste modellgestützte Untersuchungen und Bewertungen zu PCB-Mobilisation und Transport für den geplanten Wasserstieg der Saarbergwerke entwickelt (/7/). Hierzu wurde ein Konzept zur quantitativen Beschreibung der Prozesse partikulärer PCB-Mobilisation und -Transport entwickelt, das inzwischen auch für alle Wasserprovinzen des Ruhrgebiets angewendet wird (z.B. /16/). Eine ausführliche Beschreibung der Methodik und Berechnungsverfahren findet sich in den beiden vorgenannten Gutachten, weshalb an dieser Stelle nur die wichtigsten Zusammenhänge erläutert werden und ansonsten auf diese Quellen (s. auch Kap. 2.4) sowie weitere Literatur zu diesem Thema verwiesen sei.

DMT und ahu stimmen in der Einschätzung der PCB-Mobilisation und -Transport zugrundeliegenden Prozesse grundsätzlich überein. Die Übertragung dieser Zusammenhänge in das Boxmodell wurde am Anwendungsbeispiel einer DMT-Risikoanalyse des Wasseranstiegs in der Wasserprovinz AV/Lippe vom Gutachter ahu bezüglich Vergleichbarkeit geprüft und bestätigt. Das Modell verarbeitet daher auch die ahu-Kriterien und Wirkungszusammenhänge adäquat, die jedoch erst über das Boxmodell quantifizierbar werden.

Die primären Verdachtsbereiche für den untertägigen Verbleib von schwerentflammenden Hydraulikflüssigkeiten stellen die in deren Einsatzzeitraum aufgefahrenen Strecken und Abbaue dar. Es erscheint daher zulässig, die Abbauflächen bzw. deren räumliche Verteilung als Indikator für den vorzugsweise in Betracht kommenden untertägigen Stoffverbleib und dann auch für die Herkunftsbereiche zur Mobilisation zu verwenden, um unabhängig von Analysen eine allgemeine und flächendeckende Einstufung und Differenzierung innerhalb der Bergwerke vornehmen zu können. Entsprechende Auswertungen und Darstellungen für die Wasserprovinz Haus Aden finden sich im ahu-Gutachten. Das Boxmodell berechnet die Mobilisationsprozesse auf Grundlage derselben Eingangsdaten.

Die potenziellen PCB-Herkunftsschwerpunkte sind somit eine Teilmenge der in Abbildung 55 dargestellten Gesamtabbauflächen (grün vor 1950, blau nach 1950). Zur Differenzierung potenzieller PCB-Quellen kann das Alter der jeweiligen Auffahrungen und Abbaue herangezogen werden. Die in die Zeitscheibe 1964 bis 1984 also in den PCB-Einsatzzeitraum fallenden Bauhöhen sind in Abbildung 56 dargestellt. Insgesamt ist erkennbar, dass PCB-Einsatz in den meisten Untereinheiten (Boxen) des Untersuchungsgebietes erfolgt ist. Er fehlt jedoch in den südlichen Altbergbaubereichen Kurl, Kaiserstuhl und Tremonia (nur grün markierte Abbauflächen). Gleichfalls fallen die meist tiefen jüngeren Bauhöhen aus der PCB-Kategorie, wie sie z.B. im Baufeld Haus_Aden_Nord (ausschließlich) und den östlichen Bergwerken, die bis in die 2000er Jahre betrieben wurden, existieren. Der junge PCB-freie Abbau ist als Differenz der Flächen in Abbildung 56 mit den blauen Flächen in Abbildung 55 näherungsweise erkennbar.

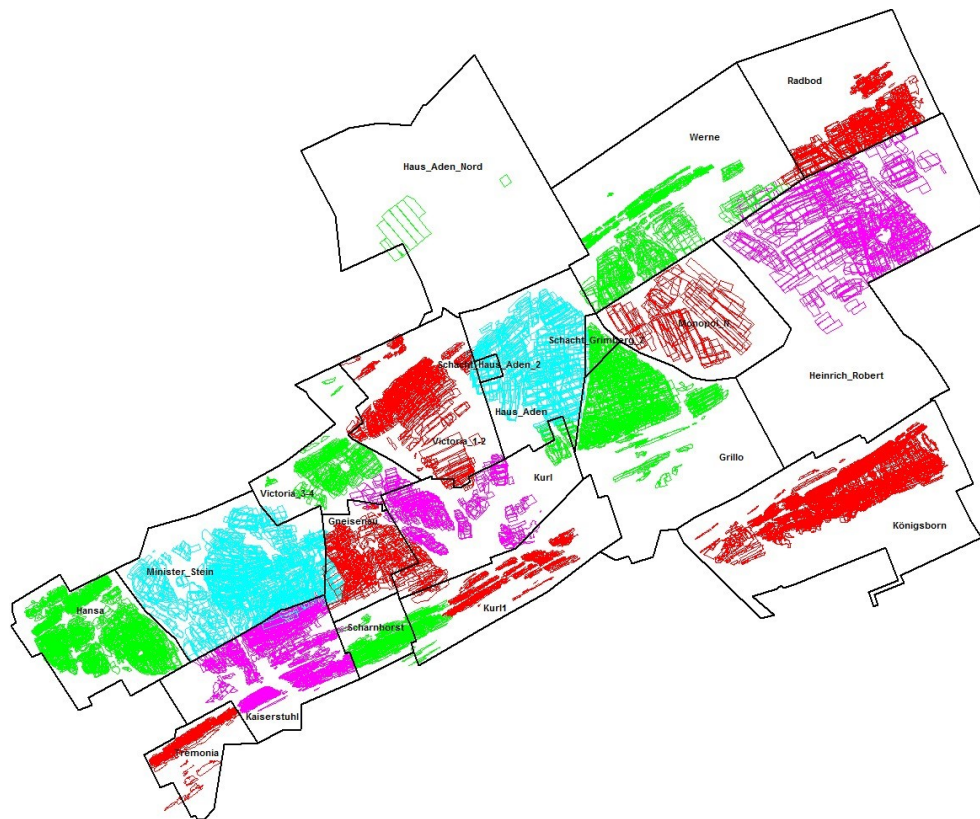


Abbildung 55: Verteilung der Gesamtheit aller Abbaufächen im Untersuchungsraum.

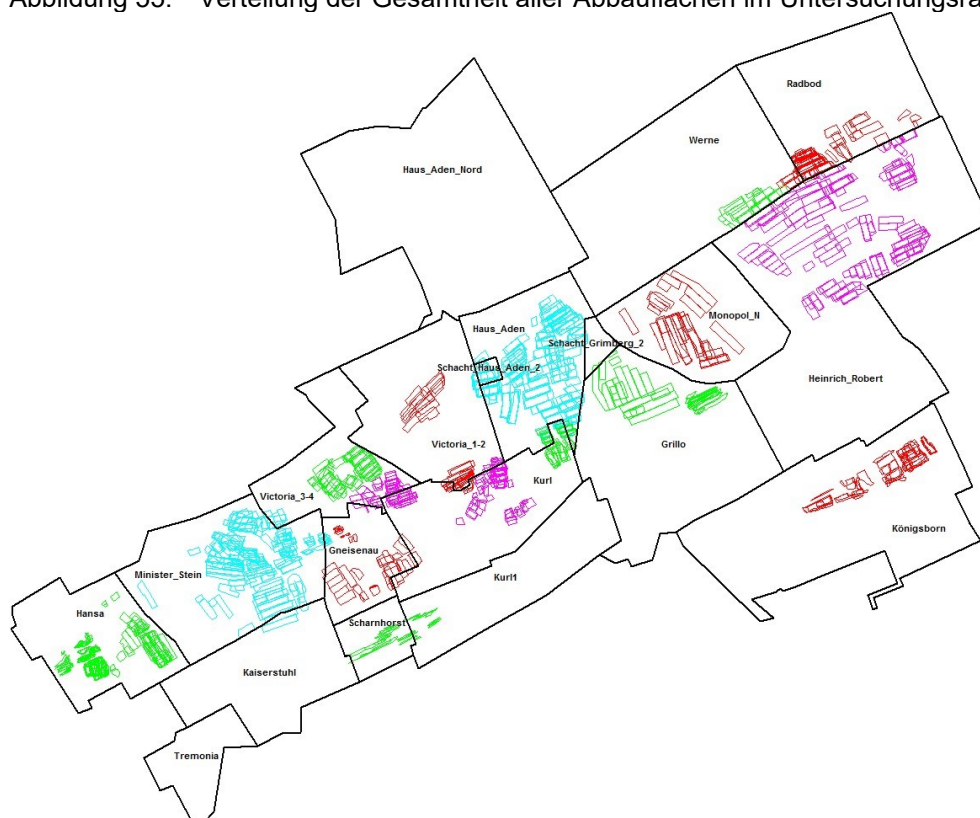


Abbildung 56: Verteilung der 1964-1984 mit PCB-Einsatz betriebenen Bauhöhen im Untersuchungsraum.

Eine Verteilung des aus den jeweiligen Zeiträumen bzw. Phasen unterschiedlichen Betriebsmitteleinsatzes stammenden Resthohlraumvolumens zeigt Abbildung 57 jeweils für die östliche und westliche Teilprovinz. Deutlich erkennbar wird der höhere Abbauschwerpunkt in im Westen um -200 mNHN, während in den östlichen Bergwerken vor allem zwischen -600 und -1.000 mNHN abgebaut wurde. Bei dem angestrebten Wasserstand -380 mNHN ist im Osten der gesamte Abbau aus dem PCB-Einsatzzeitraum überstaut, während er im Westen bis -200 mNHN und somit bis oberhalb des Wasserspiegels reicht.

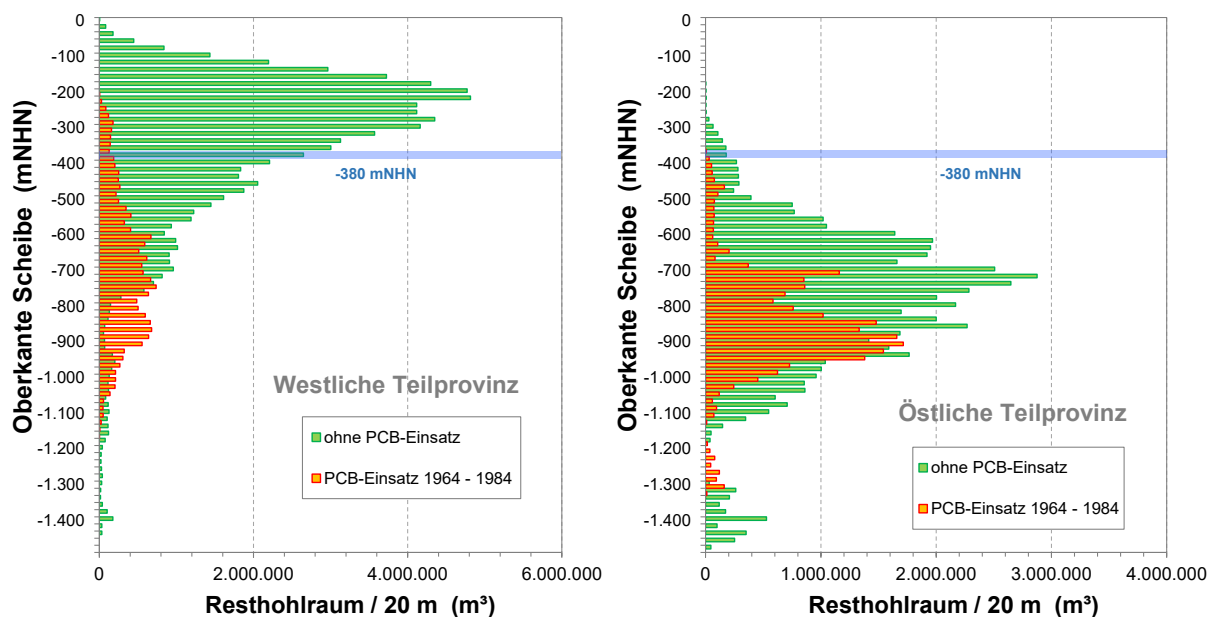


Abbildung 57: Vertikalverteilung der unterschiedlichen Resthohlraumtypen in der westlichen und östlichen Teilprovinz.

Dieser Vertikalverteilung des PCB-Abbaus kommt für den Wasseranstieg bzw. die Phase danach insofern eine wichtige Bedeutung zu, als dieser aufgrund überwiegender partikulärer Bindung und Verfrachtung von PCB Erosion von belastetem Bergematerial der Streckensohlen den wichtigsten Faktor für Mobilisation und nachfolgendem Transport darstellt. Mobilisation findet demnach im von Wasserzuflüssen betroffenen Bereichen vor Wasseranstieg, verstärkt während des Wasseranstiegs und nicht mehr in wassererfüllten Strecken statt. Infolgedessen sind hohe Wasserstände mit vollständig überstauten PCB-Abbaubereichen als langfristig positiv für verminderte PCB-Austräge zu bewerten. In Abbaubereichen oberhalb des Wasserspiegels kann weiterhin Erosion durch in diesen Niveaus oder höher (Deckgebirge) zufließendes Wasser entstehen.

Aufgrund der starken Neigung von PCB zur Bindung an Partikeloberflächen unterliegen Mobilisation und Transport grundsätzlich anderen

Rahmenbedingungen als gelöste Stoffe. Aus diesen Eigenschaften der PCB sowie den bergbaulichen Gegebenheiten bezüglich PCB-Verteilung und Verlagerungsprozessen ist abzuleiten, dass den im Grubenwasser enthaltenen Feststoffpartikeln eine wichtige Funktion zukommt. Daher ist es für Prozessverständnis und Modellprognose von hoher Bedeutung, diesen Parameter zu erfassen, auszuwerten und auch für das Modell zu beschreiben und zu kalibrieren.

Da PCB maßgeblich an Feststoffpartikel gebunden ausgetragen werden, wird der Austrag an Partikelfreisetzung und -transport direkt angekoppelt. Dazu dient der übliche Verteilungskoeffizient in $\mu\text{g/kg}$ je Kongener. Im Stofftransportmodell erfolgt der Transport von PCB als volumenbezogene Konzentration in ng/L . Um die Abhängigkeit zur Feststoffpartikelmasse zu erhalten, sind alle Sedimentations- und Freisetzungsraten der PCB an die Raten der Partikel gekoppelt. In der Standard-Analytik werden von den theoretisch möglichen 209 Kongeneren 7 (früher 6) Einzelverbindungen als repräsentative Indikatorverbindungen bestimmt, die auch so vom Modell als separate Stoffe betrachtet werden. Auf Grundlage in der Region durchgeführter Untersuchungen ist jedem PCB-Freisetzungsbereich eine definierte Kongenerverteilung zugeordnet. Das Modell transportiert zunächst die einzelnen PCB-Kongeneren, anhand derer sich dann wieder ein Summenwert ermitteln lässt. In diesem Bericht wird in den Auswertungen diese Summe aus den 7 analysierten PCB-Standardkongeneren betrachtet. Dies ist insbesondere für grafische Darstellungen von Vorteil, da ansonsten jeweils 7 Teilmengen zu betrachten wären.

Die transportierten Partikel unterliegen im Wesentlichen zwei Prozessen, die deren Gehalte reduzieren. Zum einen können Mitreißeffekte bei der Ausfällung anderer Stoffe (z.B. Bariumsulfat) erfolgen, zum anderen wirkt in Abhängig von der Korngröße und der Fließgeschwindigkeit des Grubenwassers in den Strecken eine Eigensedimentation. Um diese Prozesse zu quantifizieren und für eine Modellbetrachtung zugänglich zu machen, wurden drei, dieses Kornspektrum repräsentierende, Korngrößen im Ton-, Schluff- und Feinsandbereich definiert. Quantitative Anteile für diese drei Fraktionen wurden den Korngrößenanalysen von 4 Proben vom Standort Haus Aden/Grimberg aus den ahu-Untersuchungen entnommen (/14/ Kap. 9.2.6 Korngrößenanalyse, S. 66).

Es wird somit angenommen, dass bei Erosion ein Korngemisch entsprechend der oben aufgeführten Zusammensetzung mobilisiert wird. Die einzelnen Fraktionen sind in unterschiedlichem Maße in Abhängigkeit von der Strömungsgeschwindigkeit der Sedimentation unterworfen, wodurch sich

neben dem Gesamtgehalt auch die Kornzusammensetzung der Feststoffe im Wasser im Laufe der Zeit zugunsten der Feinfraktion ändert.

Eine Modellierung bzw. Modellkalibrierung für partikulär gebundene PCB ist ohne besondere Berücksichtigung der Feststoffgehalte im Grubenwasser nicht möglich. Diese werden standardmäßig im Grubenwasser als Abfiltrierbare Stoffe im Labor bestimmt. Die übliche Probenahmemethodik hat in Hinblick auf die Erfassung des Zustandes, in dem das Wasser durch die ehemaligen Bergwerke fließt, den Nachteil, dass sich die Proben bis zur Bestimmung im Labor bedingt durch Sauerstoffzutritt verändern. Gelöstes Eisen fällt als Eisenhydroxid FeOH_3 aus, Schwefelwasserstoff H_2S oxidiert zu elementarem Schwefel. Dies führt zu teilweise deutlich erhöhten Messwerten an Abfiltrierbaren Stoffen.

Die Kalibrierung des PCB-Modells erfolgte ausschließlich anhand von in der Wasserhaltung Haus Aden gewonnenen Daten, da nur hier die Wasserhaltung in einem Zeitraum aktiv war, als entsprechend detaillierte Untersuchungen durchgeführt wurden. Die hier ermittelten Messwerte zu Abfiltrierbaren Stoffen sind durch die Oxidation des primär vorhandenen FeS (vgl. Kap. 4.3.2) zu FeOH_3 und die Bildung von Schwefel aus H_2S , verstärkt durch die Behandlung mit Wasserstoffperoxid, verändert (Abbildung 58).

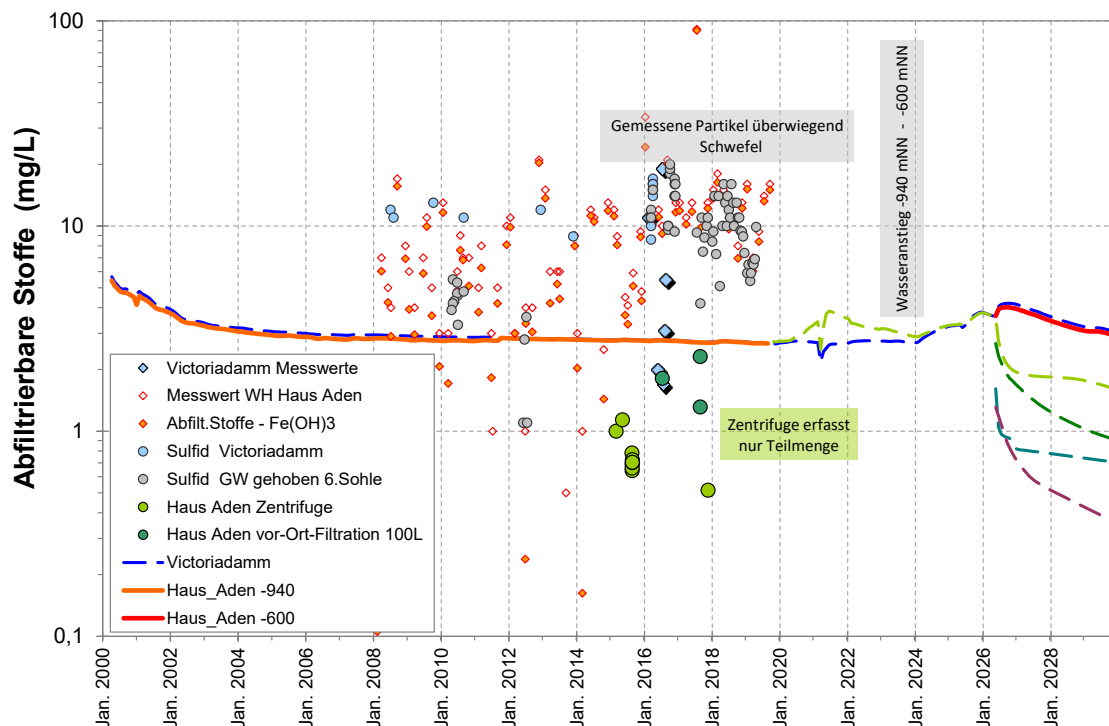


Abbildung 58: Konzentrationsentwicklung von Abfiltrierbaren Stoffen (Monitoringdaten und Modellberechnungen).

Um die im Grubenwasser vorhandenen Primär-Feststoffkonzentrationen zu erhalten, wurden daher insgesamt drei vor-Ort-Filtrationen $< 0,45 \mu\text{m}$ von 100 L-Grubenwasser, bei denen kein Sauerstoff hinzutreten konnte, durchgeführt. Statt 10 bis 20 mg/L wurden so Feststoffgehalte zwischen 1,3 und 2,3 mg/L ermittelt. Diese Gehalte entsprechen sehr genau dem, was auch in dem schwefelwasserstoffhaltigen Grubenwasser Camphausen gefunden wurde. Die mittels vor Ort betriebener Durchlaufzentrifuge vom LUA ermittelten Gehalte liefern hingegen keine quantitativ verwertbare Aussage, da sich im Laufe der Zeit gezeigt hat, dass so nur eine Teilmenge der Feststoffpartikel abgetrennt wird - die realen Gehalte sind somit höher. Das Modell wurde schließlich mit einem Partikelgehalt von ca. 2,7 mg/L an der Obergrenze der gemessenen 100 Liter-Werte kalibriert, um auch die erwartete Feinpartikelfraktion $< 0,45 \mu\text{m}$ zu berücksichtigen.

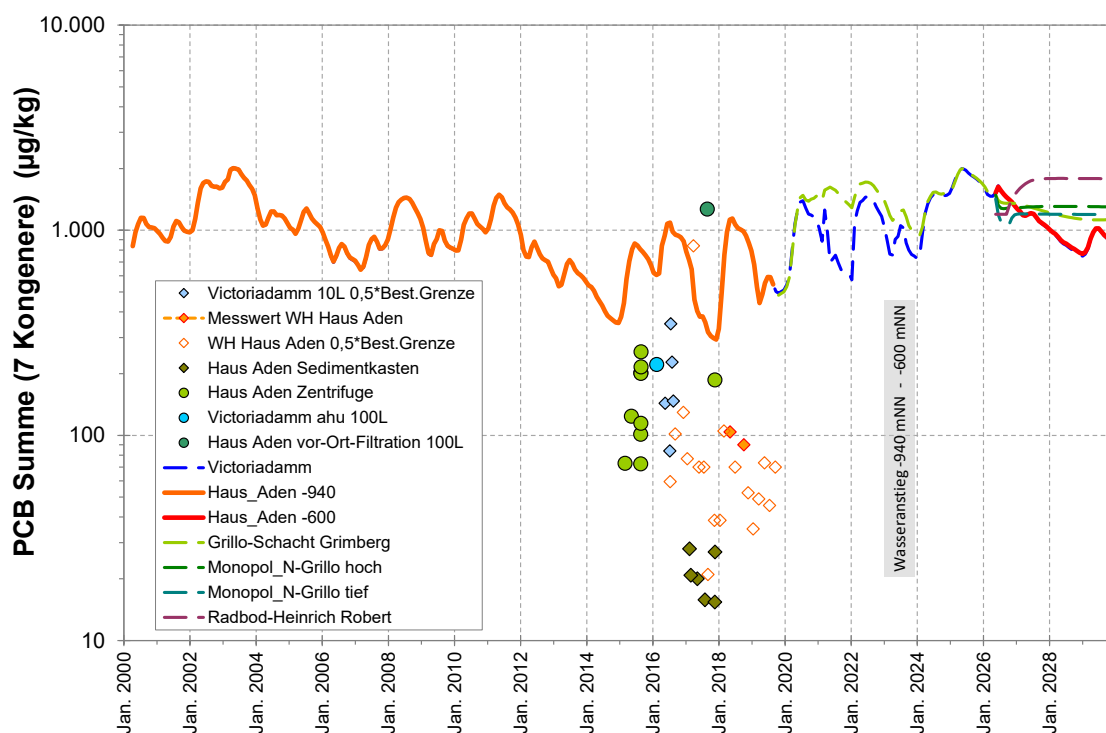


Abbildung 59: Gehalte von an Feststoffpartikel gebundenem PCB (Monitoringdaten und Modellberechnungen).

Ähnlich wie die Gehalte an Feststoffen differieren auch die in der Feststofffraktion ermittelten PCB-Gehalte in Abhängigkeit vom Abtrennverfahren beträchtlich (Abbildung 59). Die mit Abstand höchsten Werte ($1.270 \mu\text{g/kg}$) stammen aus der Filterprobe, die aber auch die zu betrachtenden Primärpartikel in der unverfälschtesten Form ermittelt. Bei den anderen Proben, auch aus der Zentrifuge, sind Oxidationseffekte nicht auszuschließen, was dann durch Neubildung von PCB-freien Feststoffen zu einer Verdünnung des primären Feststoffgehaltes führt. Die o.g. hohen

PCB-Gehalte erscheinen realistisch und werden regelmäßig durch ähnliche Gehalte in der Wasserhaltung Walsum bestätigt. Teilweise (Camphausen, Zollverein Süd) können die gefundenen Feststoffgehalte mit mehreren tausend µg/L auch deutlich höher ausfallen.

Die Modellkalibrierung erreicht mit ihren Maximalwerten die von der 100 L-Filterprobe aus 2018 vorgegebene Größenordnung. Auffällig ist die offensichtlich von den jeweiligen jahreszeitlichen Fließmengen abhängige Feststoffkonzentration. Da die Feststoffmengen einen solchen Einfluss nicht zeigen, müssen Feststoffmobilisationen aus unterschiedlichen Reservoirs für diesen Effekt verantwortlich sein. Hohe PCB-Gehalte am Feststoff fallen mit hohen Fließraten zusammen (vgl. Abbildung 43 Seite 71). Offensichtlich verursachen die vermehrten Sickerwassermengen durch dort schwerpunktmäßig vorhandene noch nicht überstaute PCB-belastete Abbaubereiche höhere Anteile an PCB-belasteten Partikeln. Partikel aus PCB-freiem Abbau, deren Mischung das Modell berechnet, treten in den Hintergrund. Demnach handelt es sich um einen sehr standortabhängigen und nicht zu verallgemeinernden Effekt. Auch wenn der gemessene Maximalwert durch diesen Kurvenverlauf nicht exakt eingeordnet wird, wurde die Modellkalibrierung aufgrund der allgemeinen Messwertschwankungen dennoch so beibehalten.

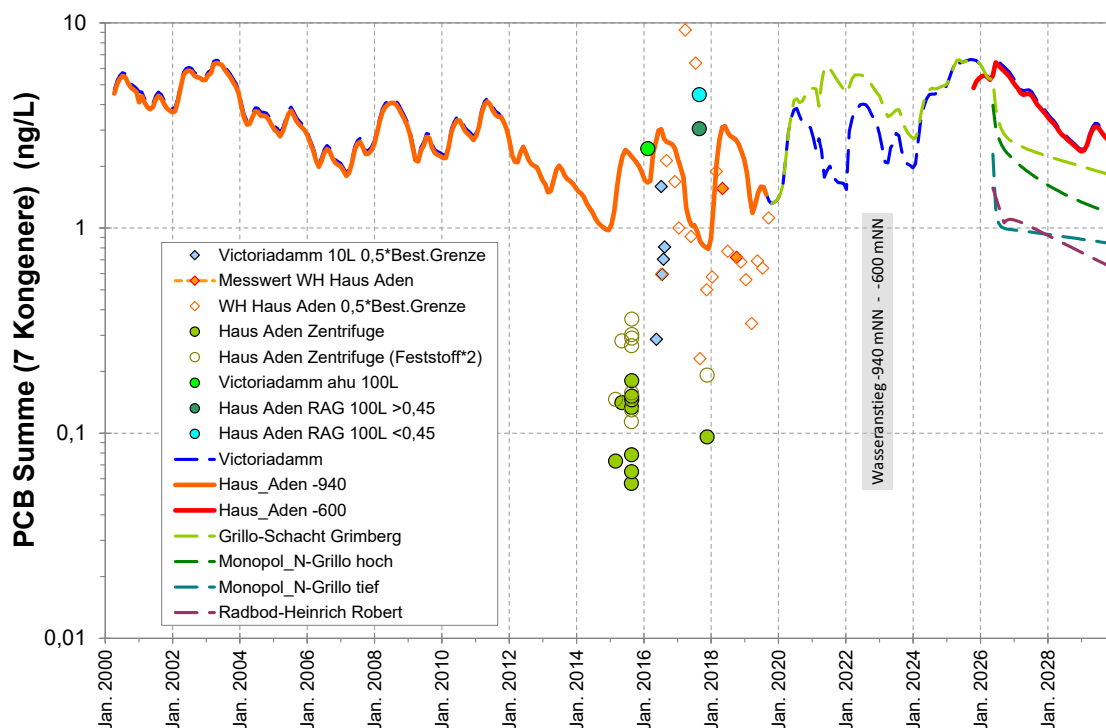


Abbildung 60: Berechnete partikulär gebundene PCB-Konzentrationen (Monitoringdaten und Modellberechnungen).

Aus dem Gehalt an Abfiltrierbaren Stoffen (in mg/L) und deren PCB-Gehalt (in µg/kg) lassen sich PCB-Konzentrationen im Wasser berechnen. So entspricht ein PCB-Feststoffgehalt von 1.000 µg/kg bei einer Partikelmenge von 2 mg/L einer Wasserkonzentration von 2,0 ng/L. Auf diese Weise wird der in dem Feststoff beobachtete Verdünnungseffekt durch sekundäre Fällungsprodukte eliminiert und die zuvor abweichenden Messdaten (zu hohe Feststoffmengen, zu geringe PCB-Gehalte am Feststoff) rücken zusammen.

Dieses Zusammenwirken wird auch durch die entsprechenden Auswertungen für die verschiedenen Probenarten aus der Haus Aden-Wasserhaltung bestätigt (Abbildung 60). Nur die Zentrifugenproben bleiben deutlich hinter den Erwartungswerten der anderen Verfahren zurück. Die Modellkalibrierung sortiert sich in die Variationsbreite der Messwerte ein. Die in den letzten Jahren häufiger durchgeführten Filtrationsproben haben gezeigt, dass aufgrund der geringen Probenmengen und analytischer Grenzbereiche regelmäßige Untersuchungen vorteilhaft sind. Die heute zur Überprüfung der Feststoffanalytik eingesetzte Gesamtextraktion von Wasserproben mit Bestimmungsgrenzen im Bereich von 1 ng/L war seinerzeit noch nicht verfügbar. Die mit den damaligen Messdaten berechneten partikulären Gesamtkonzentrationen von einigen ng/L für die Wasserhaltung Haus Aden stimmen jedoch sehr gut mit solchen Konzentrationen an anderen Standorten überein.

5 Prognose Wasserhaltung -380 mNHN

Die aktuelle Planung, das Grubenwasser bis auf -380 mNHN ansteigen zu lassen, geht über den derzeit genehmigten Wasseranstieg auf bis zu -600 mNHN hinaus. Für diesen Anstieg waren 2017 Modellprognosen erstellt und in mehreren Berichten dargestellt bzw. erläutert worden. Auch wenn an dieser Stelle ein um 220 m höherer Wasseranstieg im Fokus steht, stellt die -600 mNHN-Variante dennoch den Bezugspunkt dar, mit dem die aktuellen Planungen zu vergleichen sind. Da sich mit der Modellüberarbeitung und den neuen Monitoringbefunden auch hierfür die Rahmenbedingungen verändert haben, wurden diese Prognosen ebenfalls aktualisiert.

Die strukturellen Modellanpassungen betreffen insbesondere die Wechselwirkungen mit dem Cenoman/Turon-Deckgebirgsgrundwasserleiter, dessen Einfluss durch die umfangreichen hier generierten Zuflüsse in die Bergwerke dieser Wasserprovinz im Ruhrgebiet wohl am höchsten einzuschätzen ist. Die bereits früher integrierten Schachtboxen Haus Aden und

Grimberg erlauben eine präzise und realitätsnahe Lenkung der Wasserströmungen im Zentrum des Modells. Denn das Fließregime der gesamten Wasserprovinz konzentriert sich in den beiden Schachtbereichen, die jeweils Knotenpunkte für die zufließenden Wassermengen darstellen und durch eine einzelne Strecke verbunden sind. Über den Victoriadam wird das Wasser aus der West-Provinz (Haus Aden bis Hansa) angenommen. Grimberg ist über Grillo und Monopol an den Einzugsbereich des ehemaligen Bergwerks Heinrich Robert angeschlossen. Diese Struktur ist geeignet, auch die Situation bei höheren Wasserständen adäquat zu beschreiben.

5.1 Wasseranstiegsprognose

Aufgrund der beschriebenen Zusammenhänge ist eine Wasseranstiegsprognose auch immer eine Wassermengenprognose, da die mit ansteigendem Wasserspiegel im Bergwerk veränderlichen Zuflussmengen auch die Anstiegsgeschwindigkeit beeinflussen. Diesbezüglich nimmt die Wasserprovinz Haus Aden aufgrund ihrer umfangreichen Zuflüsse aus dem Deckgebirge eine Sonderstellung ein, eben weil diese Deckgebirgszuflüsse ihren Druckentlastungspunkt sehr hoch an der Oberkante des Karbon haben und dadurch erst in ihrem Zuflussverhalten beeinflusst werden, wenn dieser Punkt überstaut wird. Aufgrund der Verteilung dieser Zuflussspunkte und der Schnittlinie des -380 mNHN-Wasserspiegels mit der Deckgebirgsbasis wird aber davon ausgegangen, dass dies kaum der Fall sein wird. Der Wasseranstieg wirkt sich somit vor allem auf die tieferen lateralen Zuflüsse von höher salzhaltigem Schichtwasser aus, die nur einen vergleichsweise geringen Anteil in der Wasserprovinz aufweisen.

Mit diesen Vorgaben errechnet sich eine Wiederaufnahme der Wasserhaltung auf -380 mNHN Mitte 2029 (Abbildung 61). Im Niveau -600 mNHN müsste bereits 3 Jahre früher gepumpt werden (Details s.u.). Die künftig gehobenen Wassermengen leiten sich ab aus den Mengen die 2000 – 2011 auf Haus Aden, bis 2014 auf Hansa und bis 2013 auf Heinrich Robert gehoben wurden – jeweils vermindert um die Mengen, die durch den höheren Wasserspiegel und dadurch verminderte Gradienten nicht mehr zufließen. Teilweise fanden aber auch in diesen Zeiträumen lokal Wasseranstiege statt, die dem Hebungsregime Wasser entzogen und speicherten.

Zudem erschweren die aufgrund der Grundwasserneubildung instationären Mengen den Vergleich und die Quantifizierung der Effekte des Wasseranstiegs nach 2020. Gleichwohl basieren die Berechnungen zu den künftigen Grundwasserneubildungen und Mengen nicht auf Klimaprognosen, sondern die hierfür verwendeten Basisdaten bestehen in einer mehrfachen

Fortschreibung der Verhältnisse der 11 Jahre von Januar 2008 bis Dezember 2018. Dieser Zeitraum basiert auf vollständigen Daten nur einer Wetterstation (Werl) und umfasst zudem niederschlagsreiche, trockene und durchschnittliche Jahre, so dass auch für die Zukunft die über ca. eine Dekade am Standort real beobachtete Bandbreite an Zuflussverhältnissen berücksichtigt wird.

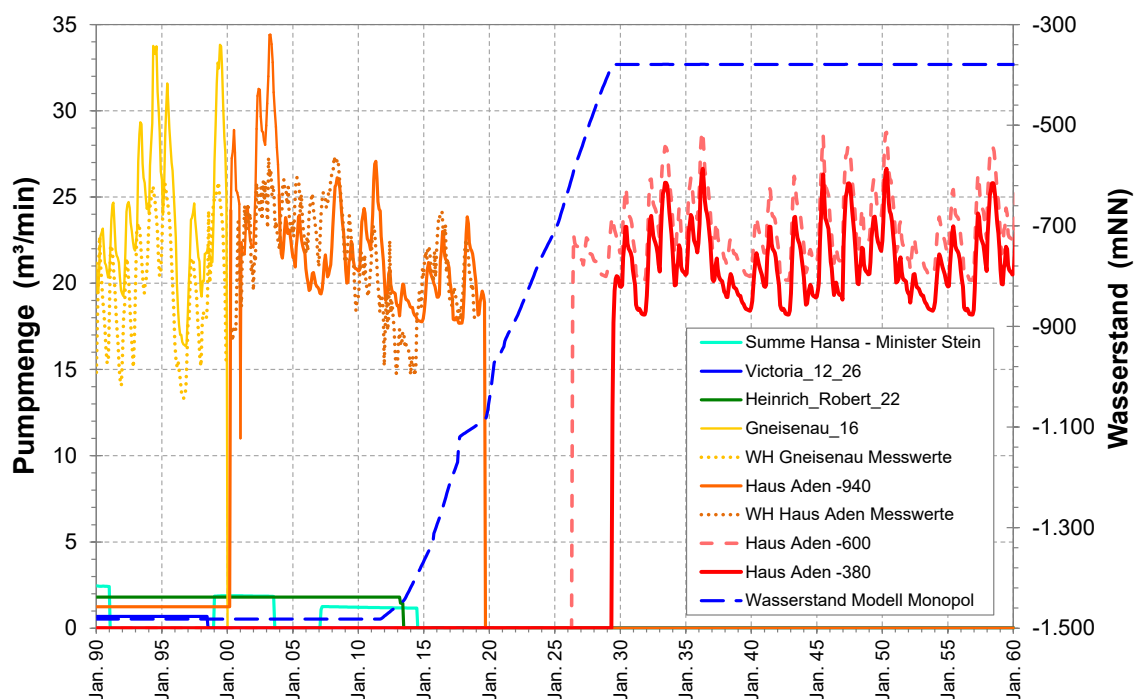


Abbildung 61: Wasserhebungsmengen der gesamten Wasserprovinz Haus Aden seit 1990 mit Vergleich des Wasseranstiegs -600 und -380 mNHN.

Einfacher zu quantifizieren sind die Auswirkungen des gegenüber -600 mNHN nun um 220 m höheren Wasserspiegels. Wie schon optisch in Abbildung 61 erkennbar, vermindert sich hierdurch die zu hebende Wassermenge. Der Mittelwert über einen ebenfalls 11-jährigen Zeitraum vermindert sich von 23,25 m³/min (-600 mNHN) auf 21,25 m³/min (-380 mNHN) und somit um 2,0 m³/min.

Im Vergleich zum klimatischen Bezugszeitraum 2008-2018 ergeben sich 20,6 m³/min für die Wasserhaltung Haus Aden, zu ergänzen um die Wasserannahme Monopol / Grillo mit 1,1 m³/min sowie die Wasserhebungen Heinrich Robert mit 1,8 m³/min und zuletzt Hansa mit 1,2 m³/min, womit sich in der Summe ca. 24,7 m³/min ergeben. Die Zuflussminderung im Wasseranstieg berechnet sich nicht linear, sondern hängt von den Niveaus ab, mit denen die einzelnen Zuflüsse im Modell definiert sind. Die Zuflüsse aus dem Deckgebirge bleiben über den gesamten Zeitraum konstant.

Detaillierter als in Abbildung 61 ist das Wasseranstiegsgeschehen in Abbildung 62 aufgeschlüsselt. Die weitere Entwicklung errechnet sich auf Grundlage der bisherigen Modellkalibrierung, für die wie in Kapitel 4.1 beschrieben, Anpassungen (Erhöhungen) des auffüllbaren Hohlraumvolumens vorgenommen wurden. Für diese Prognose ist zu berücksichtigen, dass diese Kalibrierfaktoren für die Hohlräume oberhalb des aktuellen Wasserstandes sukzessive vermindert und bis -400 mNHN auf 1 zurückgeführt wurden. Dies basiert auf der Annahme, dass sich das Alter der Abbaue zu geringeren Teufen erhöht (potenziell längere Setzungszeiträume, andere Abbaufverfahren) und für diesen Teufenbereich der Wasserprovinz Haus Aden noch keine Erfahrungswerte zum Wasseranstiegsverhalten vorliegen. Sollten auch in diesen höheren Niveaus ähnliche Hohlraumverhältnisse wie unterhalb -800 mNHN vorliegen, würde sich der Wasseranstieg verzögern, ohne dass die im Folgenden beschriebenen Prozesse davon beeinflusst würden

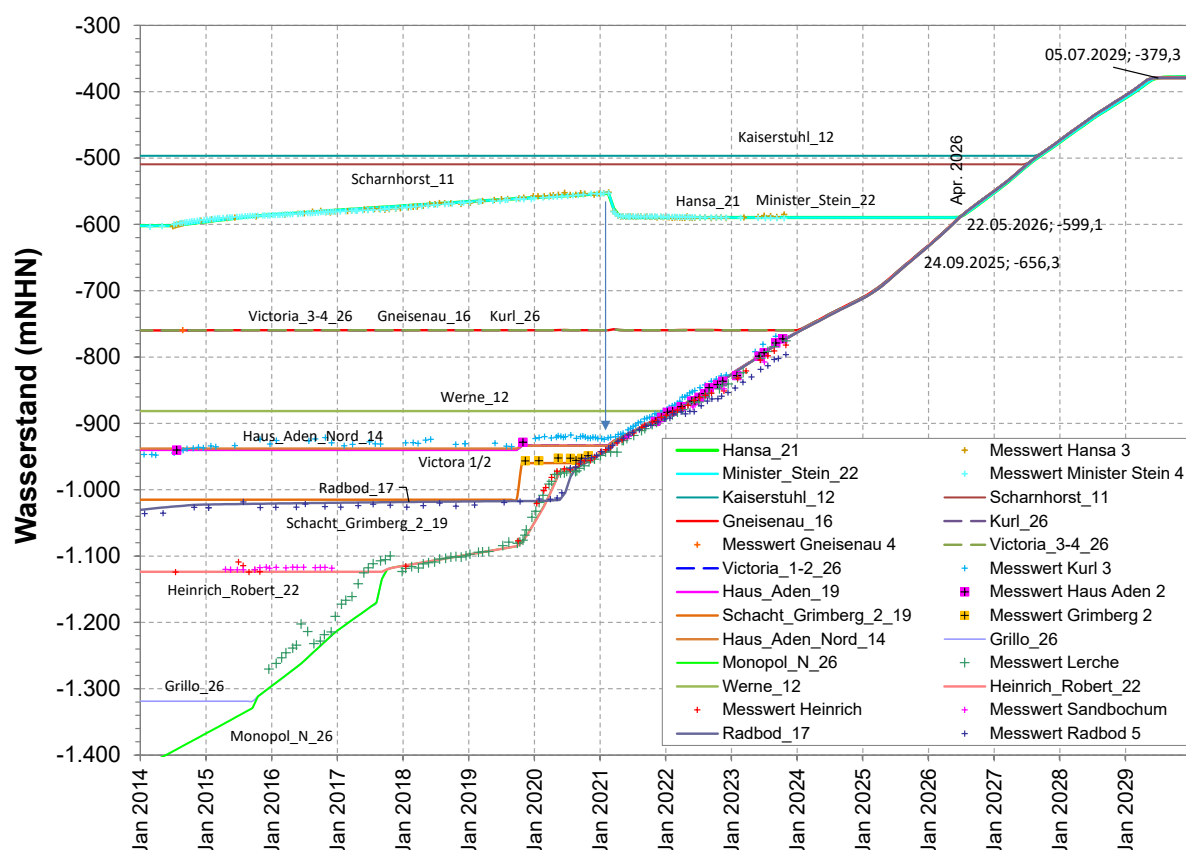


Abbildung 62: Wasserstandsentwicklungen in der Wasserprovinz Haus Aden seit 2014 mit Wasseranstiegsprognose bis -380 mNHN.

Wie schon in Kapitel 4.1 beschrieben ist davon auszugehen (aktuelle Lösungsinformationen Fehlen seit Wegfall der Messmöglichkeit in Gneisenau 4), dass Ende 2024 auch das Zentrale Grubenfeld Gneisenau – Kurl

– Victoria 3/4 vom Wasseranstieg erfasst wird. Bis dahin, und auch bis auf weiteres danach, strömt weiterhin wie schon in Abbildung 33 dargestellt, der Großteil des Grubenwassers aus diesem Bereich durch die Schachtanlagen Haus Aden und Gneisenau in die östlichen Bergwerke.

An dieser Situation ändert sich erst etwas, wenn nach Überstauung der -600 mNHN-Marke im Mai 2026 auch der Wasserübertritt von Minister Stein nach Gneisenau erreicht wird. Ab diesem Zeitpunkt verringert sich der Abstrom nach Osten drastisch und reduziert sich bis kurz vor Wiederaufnahme der Wasserhaltung auf -380 mNHN fast vollständig (Abbildung 63).

Gleichzeitig dreht sich die Strömungsrichtung im Wasserübertritt Minister Stein – Gneisenau um. Wo zuvor, nach dem schon beschriebenen Wasserschwall bei konstantem Wasserstand der Zufluss zu Hansa – Minister Stein (ca. 1,1 m³/min) nach Gneisenau geflossen ist, strömt nun der Großteil der Grubenwasser aus Gneisenau – Kurl nach Minister Stein (Abbildung 65).

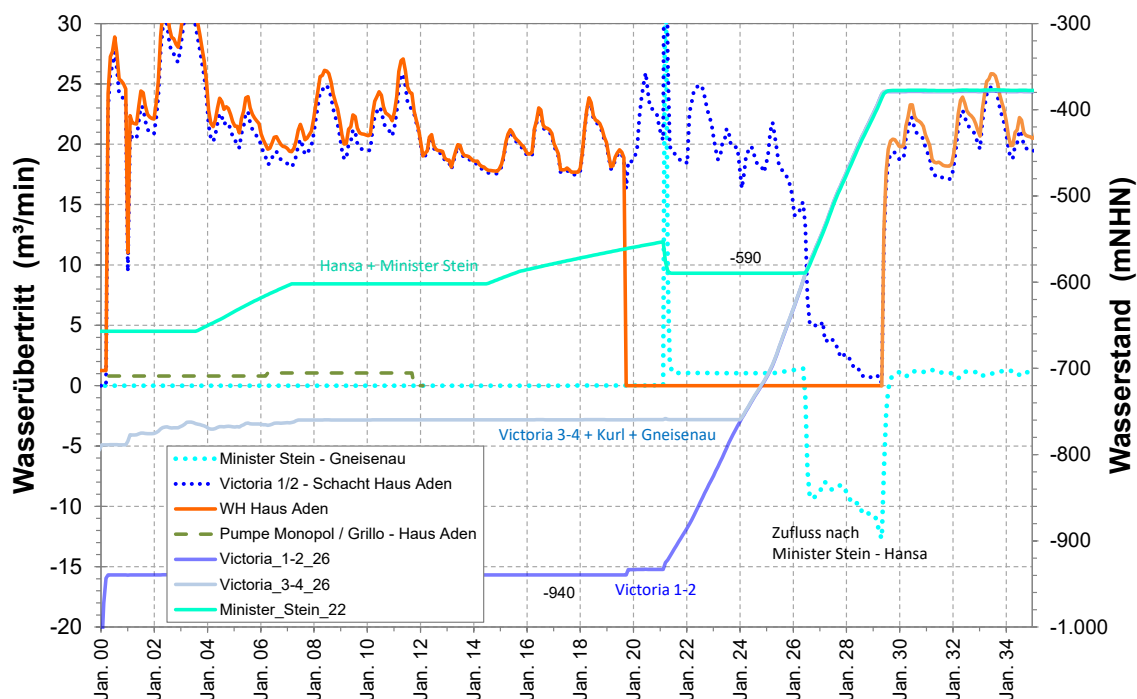


Abbildung 63: Entwicklung des Fließregimes in der westlichen Wasserprovinz während des Wasseranstiegs auf -380 mNHN.

Die Ursache hierfür liegt in dem intensiven Abbau vor allem in Minister Stein zwischen -500 und -200 mNHN (Abbildung 64). Im Vergleich dazu hat in den östlichen Bergwerken der Abbau vorwiegend in größeren Teufen stattgefunden. Aber auch in Hansa ist oberhalb der Verbindung auf -590 mNHN der auffällbare Hohlraum noch größer als im Osten. Bei Wasserstand

-500 mNHN können zudem noch Hohlräume in Kaiserstuhl und Scharnhorst gefüllt werden, was den Abstrom nach Osten weiter vermindert.

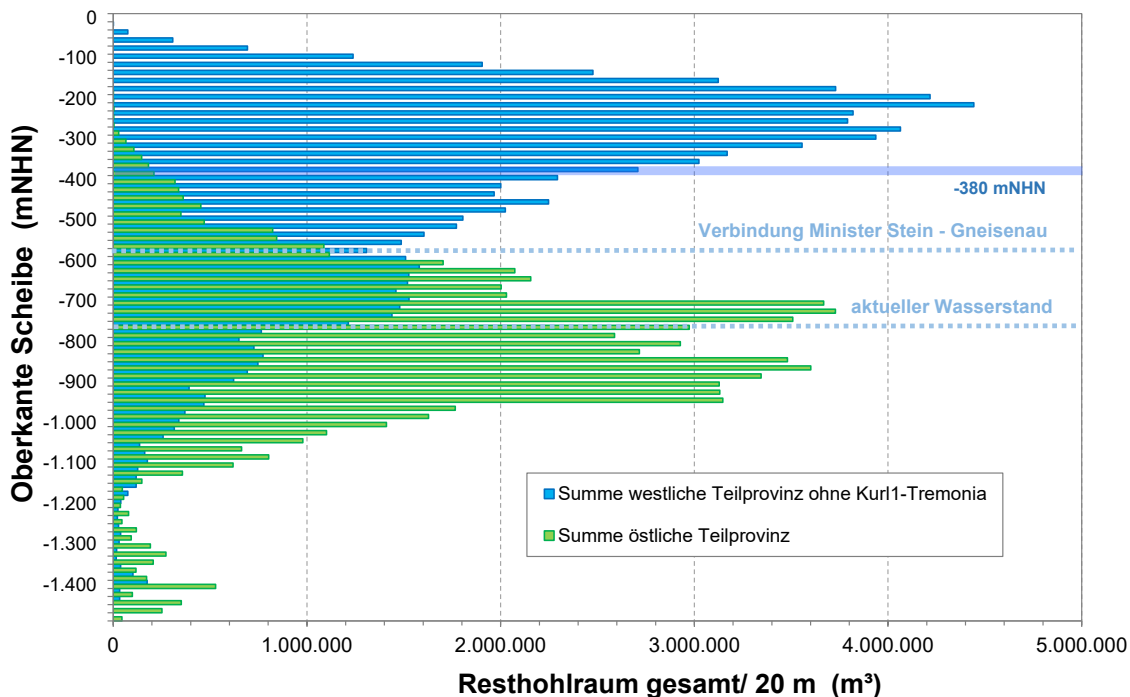


Abbildung 64: Hohlraumverteilung in den westlichen und östlichen Bergwerken der Wasserprovinz.

Meistens sind solche internen Änderungen in der Wasserverteilung im Wasseranstieg nicht wesentlich. In diesem Fall ergeben sich hierdurch aber aufgrund der ungewöhnlich geringen Salzgehalte des umverteilten Wassers aus dem Deckgebirge signifikante Auswirkungen auf die Qualität des anfangs gehobenen Grubenwassers (s. Kap. 5.2.1).

Nach Beginn der Wasserhaltung -380 mNHN vergleichmäßig sich die Abflusssituation im Westen wieder und entspricht der Situation von 2026: das gesamte Wasser strebt wieder dem Schacht Haus Aden (vgl. Abbildung 63 zu, wo es nun nicht mehr nach Osten abströmt, sondern im Schacht gehoben wird. Östlich Haus Aden drehen sich die Strömungsrichtungen um und sind nun ebenfalls auf den Hebungsschacht ausgerichtet (Abbildung 66).

In Analogie zur heutigen Situation mit den der Hauptwasserbewegung folgenden Wasserständen (vgl. Kap. 4.1) sind auch künftig in den westlichen und östlichen Rändern der Wasserprovinz höhere Wasserstände als in der zentral gelegenen Wasserhaltung zu erwarten. Bei einem Pumpniveau -380 mNHN auf Haus Aden sind demnach um 20 m höhere Wasserstände bis mehr als -360 mNHN im Bereich Minister Stein – Hansa und Radbod möglich (vgl. Kap. 2.1).

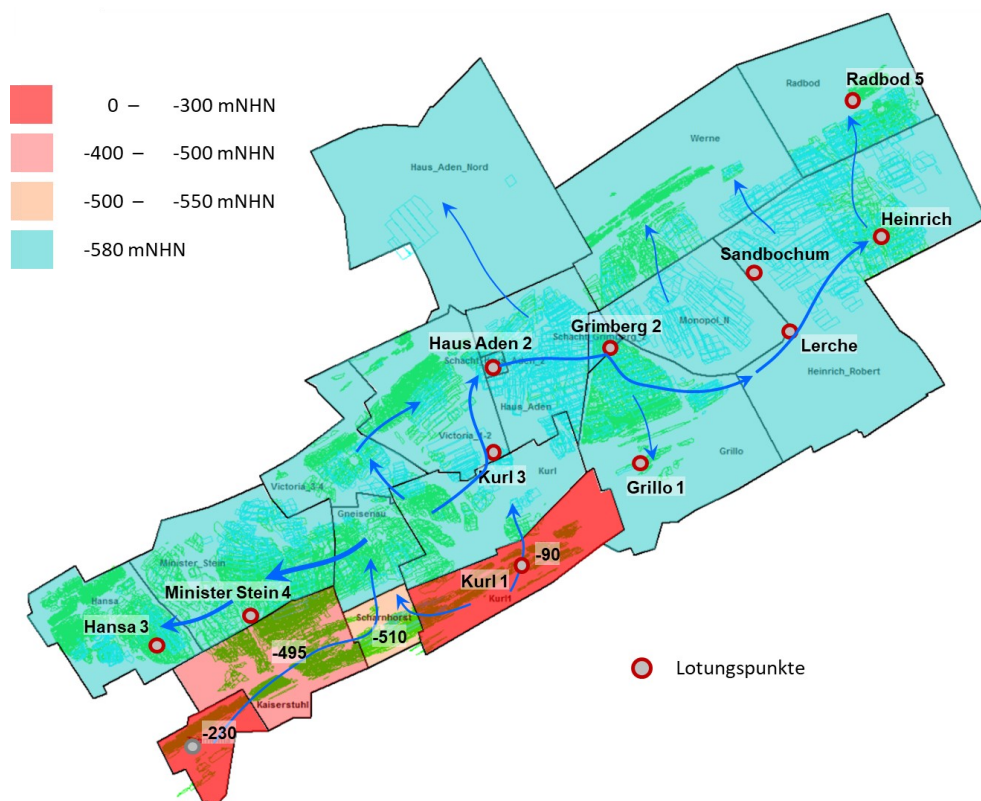


Abbildung 65: Wasserprovinz Haus Aden im Boxmodell mit Wasserständen 2026 und Hauptflußrichtungen nach Überstauung der Verbindung Minister Stein - Gneisenau.

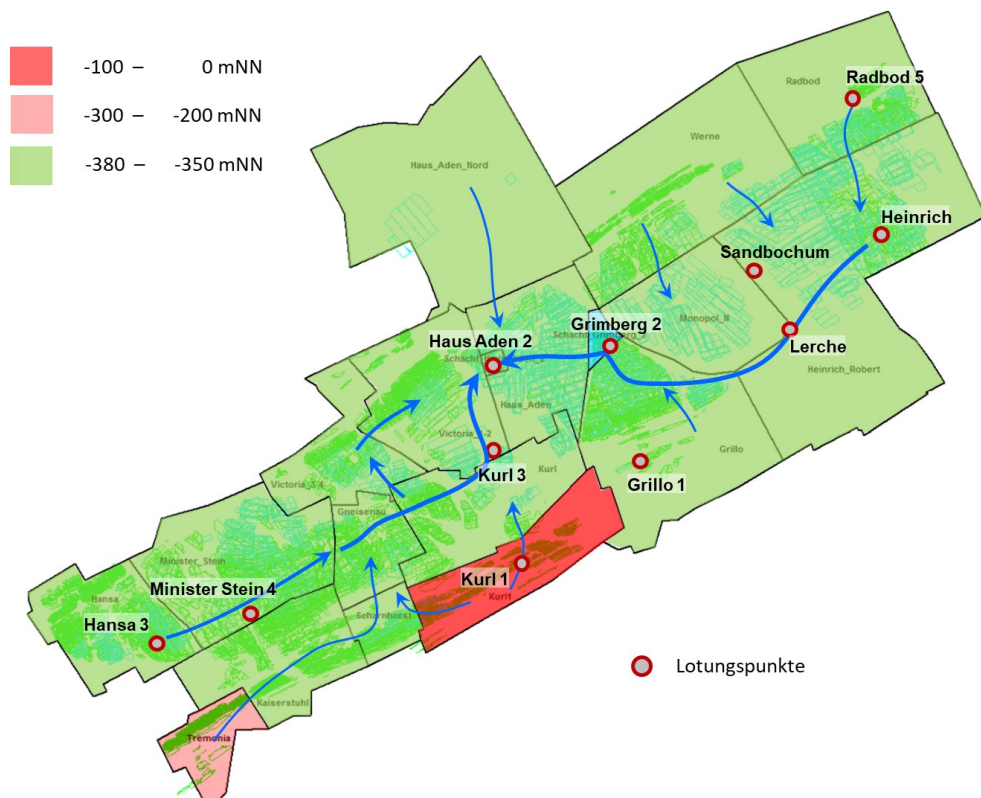


Abbildung 66: Wasserprovinz Haus Aden im Boxmodell mit Wasserständen 2029 und Hauptabflussrichtungen zur Wasserhaltung.

5.2 Modellprognose Grubenwasserqualität

Mit dem im Boxmodell integrierten reaktiven Stofftransportmodell wird die Entwicklung der makrochemischen Komponenten und Spurenmetalle für den Wasseranstieg bzw. die diesem folgende Wasserannahme berechnet. Da für diese Qualitätsprognose insgesamt instationär gerechnet wird, folgen auch die Stoffkonzentrationen den Vorgaben, die sich durch die veränderlichen Zuflussmengen ergeben. Chemisch wird die Grubenwasserzusammensetzung von mehreren Faktoren beeinflusst:

1. Den Inhaltsstoffen der dem Grubensystem zufließenden Wässer,
2. Den Stoffen, die bei und nach Wasseranstieg in Folge von Pyritoxidation, Salzakkumulation und Materialeinbringung während der Abbauphase mobilisiert werden,
3. Fällungsreaktionen, die bei Mischung unterschiedlicher Wässer stattfinden,
4. Mikrobielle Prozesse wie Sulfatreduktion.

Durch Bestandsaufnahme der Wasserzutritte ist Punkt 1 gut bekannt (s. Kap. 3) und kalibriert (s. Kap. 4). Zu Punkt 2 wurden die Erfahrungen aus Wasseranstiegen innerhalb und außerhalb des Untersuchungsgebietes ausgewertet. Die Fällungsprozesse (Pkt. 3) sind thermodynamisch eindeutig und werden durch das Modell auch bis zum thermodynamischen Gleichgewicht berechnet. In den Schächten (Schachtboxen) sind die Verweilzeiten vom Wasserzutritt bis zur Pumpe bis zur vollständigen Reaktion meist zu gering, so dass keine vollständige Reaktion erfolgt. Auch in der Realität ist dies, bedingt durch unvollständige Durchmischung der im Schacht aufsteigenden Teilströme, durchaus so möglich. Im Falle von entsprechenden Ungleichgewichten führt dies dazu, dass Komponenten, die eigentlich miteinander reagieren müssten, nebeneinander im gehobenen Grubenwasser auftauchen. Solche Zusammenhänge werden aufgezeigt und bewertet. Mikrobielle Umwandlungsprodukte in Form von Schwefelwasserstoff (Pkt. 4) wurden langjährig in der Wasserhaltung Haus Aden beobachtet, erforderten vor der Einleitung in die Lippe eine entsprechende Aufbereitung und werden daher auch für die künftige Entwicklung berücksichtigt.

Die nach dem Wasseranstieg in der Wasserhaltung Haus Aden enthaltenen Stoffe sind zudem ein Resultat der Höhe des Wasseranstiegs, der sich auf Zuflussverhältnisse und Mobilisationsintensität auswirkt, der Strömungsverhältnisse während des Wasseranstiegs und auch der Lage der Wasserhaltung innerhalb der Wasserprovinz. Um die Modellbefunde interpretieren und auch bewerten zu können bedarf es daher nicht nur der Modellausgabe für

das gehobene Grubenwasser, sondern auch der Entwicklungen im westlichen und östlichen Zufluss zum Schacht sowie z.T. innerhalb der Teilprovinzen.

In den folgenden jeweils mit der Wasserannahme am Victoriadam im Januar 2000 einsetzenden Grafiken zu den Konzentrationsentwicklungen werden daher jeweils mehrere Aspekte dargestellt:

- Monitoringdaten zu den in der Wasserhaltung Haus Aden bis zur Abschaltung am 26.09.2019 geförderten Wasserzusammensetzungen sowie die am Victoriadam bis 2012 ermittelten Konzentrationen mit den jeweiligen Modellanpassungen entsprechend den Grafiken zur Kalibrierung.
- Konzentrationsentwicklungen in der Wasseranstiegsphase bis zur Wiederaufnahme der Wasserhaltung im Juni 2029 in den wesentlichen Übertrittspunkten des von Westen nach Osten strömenden Grubenwassers aus Gneisenau – Kurl – Victoria sowie den Wasserübertritt Minister Stein – Gneisenau. Für diese Phase werden auch die Monitoringbefunde aus dem Schacht Haus Aden nochmals dargestellt.
- Erwartete Konzentrationsentwicklung für die Wasserhebung Haus Aden im Niveau -380 mNHN (durchgezogene rote Linie) und -600 mNHN (gestrichelte schwächer rote Linie). Entsprechend des kürzeren Wasseranstiegs setzen diese Kurven für das Niveau -660 mNHN bereits im Mai 2026 ein.
- Zusätzlich sind (gestrichelte Linien) in grünen Farben die nun aus Osten in Richtung Haus Aden abströmenden Grubenwasserkonzentrationen für einige Wasserübertritte dargestellt. Die Stoffgehalte im westlichen Wasserzustrom durch den Victoriadam werden als blaue Kurve auch für den Prognosezeitraum fortgeführt. Dies gilt auch für den Abfluss aus Hansa / Minister Stein.

Im Modell werden alle Parameter betrachtet, die in den Tabellen in Kapitel 6 aufgeführt sind. Grafische Darstellungen für alle 35 Komponenten würden jedoch den Rahmen dieses Berichtes sprengen. Gezeigt und diskutiert werden daher wie schon in den Kalibrierungsabschnitten Stoffe, die repräsentativ für eine Stoffgruppe sind oder ungewöhnliche Entwicklungen aufweisen.

Der höhere Wasserstand -380 mNHN wirkt sich nicht nur auf die Stoffkonzentrationen, sondern auch auf die Wassermengen aus (vgl. Kap. 5.1). Zur Bewertung des Nettoeffektes für die Einleitung in die Lippe ist es daher erforderlich, die Stofffrachten zu bewerten. Daher wird für wichtige

Wasserinhaltsstoffe auch diese Bilanzgröße im Vergleich der beiden Wasseranstiegsniveaus in Bezug zu der Situation vor Abschalten der drei Wasserhaltungen dargestellt.

5.2.1 Salze

Chlorid ist der wichtigste Vertreter aus der Gruppe der sehr gut löslichen Salze (Natrium, Kalium, Magnesium sowie die in geringeren Konzentrationen enthaltenen Ammonium, Bor, Kalium, Bromid, etc.) im Grubenwasser, die kaum chemischen Fällungsreaktionen unterworfen sind und sich demnach wie ein Tracer verhalten. Viele Effekte der Strömungsverhältnisse und auch der Verminderung der Salzeinträge durch den Wasseranstieg lassen sich daher an diesem Parameter repräsentativ aufzeigen.

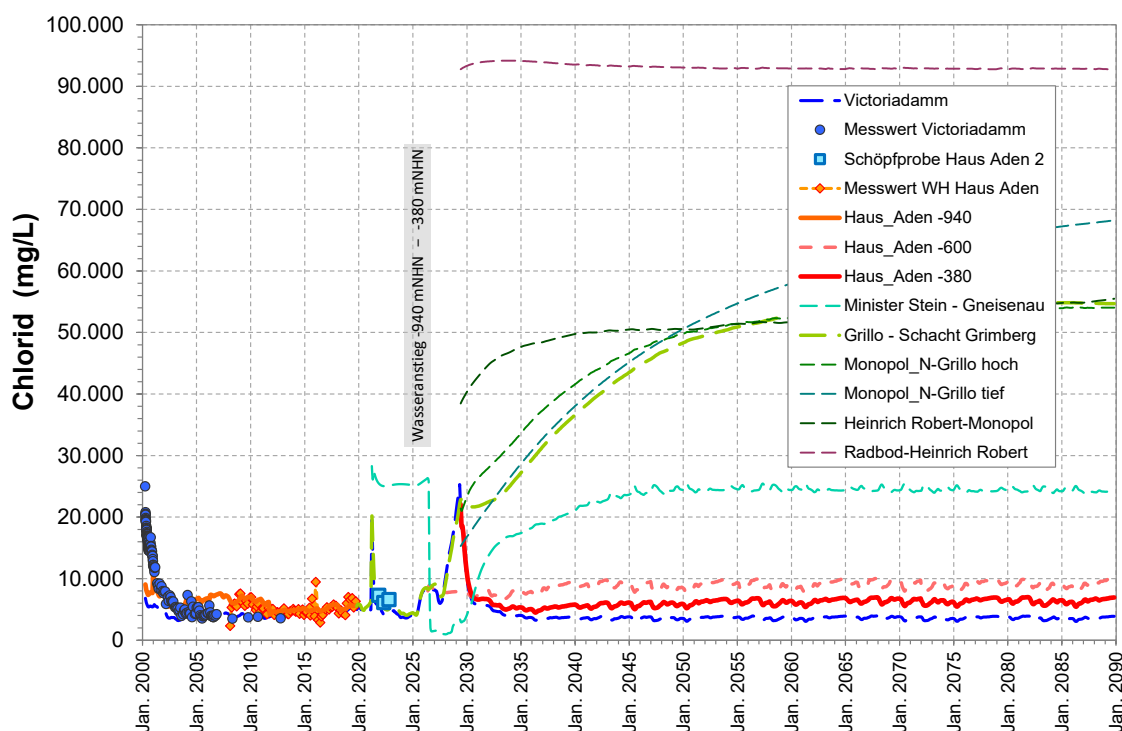


Abbildung 67: Konzentrationsentwicklung von Chlorid 2000 - 2090.

Mittel und langfristig sind in einer Wasserhaltung Haus Aden im -380 mNHN-Niveau ähnliche Salzkonzentrationen wie zuvor auf -940 mNHN zu erwarten (Abbildung 67). Der langfristige Mittelwert über den 11-jährigen Wetterdatenzklus errechnet sich mit 5.908 mg/L (-940 mNHN) bzw. 6.374 mg/L (-380 mNHN). Zwar addieren sich nun die Zuflüsse aus dem westlichen (Hansa – Minister Stein) und östlichen Randbereichen (Heinrich Robert, Monopol) dazu, was jedoch durch insgesamt verminderte Salzeinträge aufgrund des Abdrückens der tiefen Zuflüsse überwiegend

kompensiert wird. Da zudem die Fließraten aus diesen salinar geprägten Bergwerken mit jeweils 1,1 m³/min relativ gering sind, wirken sich auch die in diesen beiden Teilströmen hohen Chlorid-Konzentrationen (25.000 mg/L; 53.000 mg/L) nur gering auf das gehobene Mischwasser aus, das von ca. 20 m³/min Deckgebirgszuflüssen im Bereich Gneisenau – Kurl geprägt wird.

Mit deutlich höheren Gehalten von 9.082 mg/L ist hingegen bei einer tieferen Wasserhaltung auf -600 mNHN zu rechnen. Gegenüber diesem sich weitgehend konstant entwickelnden Szenario errechnet das Modell allerdings für -380 mNHN zu Beginn der Wasserannahme deutlich erhöhte Chloridkonzentrationen (mehr als 20.000 mg/L). Dies ähnelt zwar den Beobachtungen nach Wasserannahme am Victoriadamm, muss aber andere Ursachen haben, da hier keine Einleitung von Fremdwasser nach Victoria erfolgt ist. Auch die im Modell implementierte Mobilisation von NaCl ist dafür nicht verantwortlich, da die -600 mNHN-Variante diesen Effekt nicht zeigt.

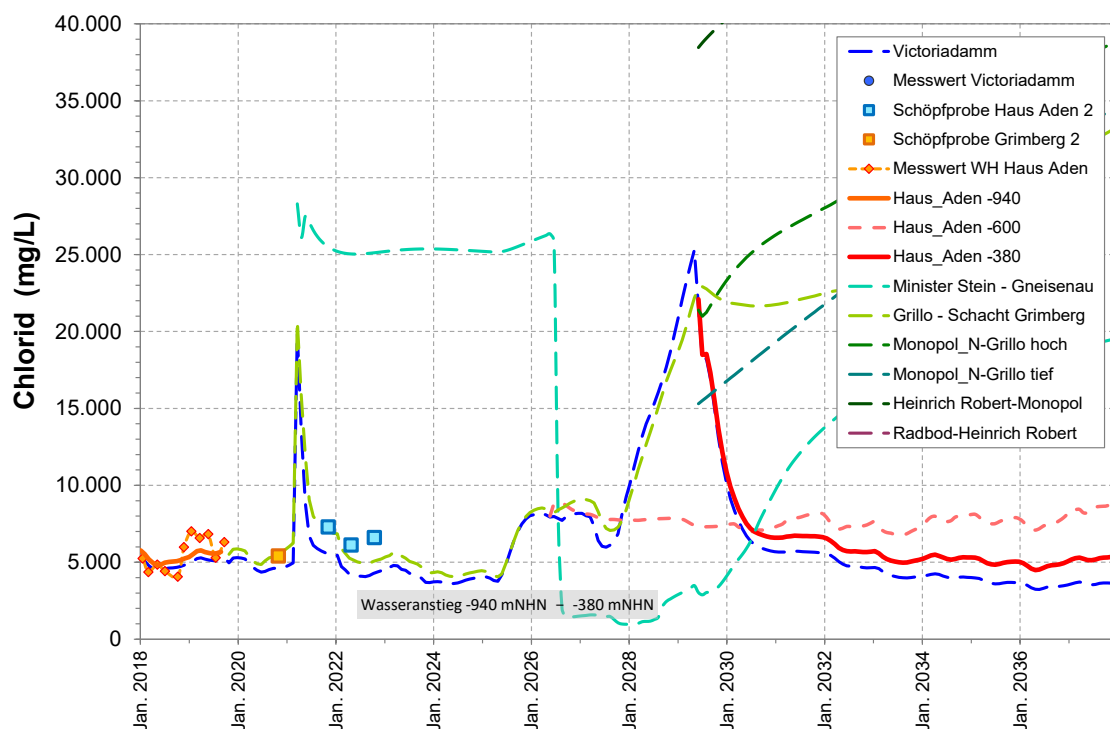


Abbildung 68: Konzentrationsentwicklung von Chlorid 2018 - 2038.

Modelltechnisch erklärt wird dies vielmehr durch die Strömungseffekte nach Überstauung der Verbindungen nach Minister Stein und Kaiserstuhl (vgl. Kap. 5.1). Der gering salzhaltige Wasserüberschuss aus Gneisenau – Kurl strömt nun nicht mehr über Victoria – Haus Aden nach Osten, sondern nach Minister Stein – Hansa, auch erkennbar an den dort signifikant abfallenden Salzkonzentrationen (besser erkennbar in der Detaildarstellung Abbildung 68). Gleichzeitig steigen die Konzentration in den tiefen Scheiben der Box

Victoria an - dargestellt durch den nun abnehmenden Abfluss (vgl. Abbildung 63 Seite 97) aus dem tiefen Abbaubereich des Bergwerkes Victoria 1/2 (-1.209 mNHN) über den Victoriaberg nach Haus Aden (-960 mNHN).

Eine nun einsetzende Wasserhaltung muss zunächst das dort aus den tieferen Zuflüssen angesammelte Grubenwasser abpumpen, bis sich dann wieder Normalbedingungen einstellen. Auch wenn die in Abbildung 64 (Seite 98) gezeigten Höhenverteilungen der Abbauschwerpunkte vergleichsweise eindeutig sind, ist nicht auszuschließen, dass das Modell diesen Effekt überschätzt. Das Modell rechnet mit einem Austausch im größten Teil des verfügbaren Hohlraumvolumens, während ein Kurzschluss über eine zentrale Strömungsachse diese Auswaschung möglicherweise verkürzt. Allerdings belegt die Chloridentwicklung 2000 – 2005 am Victoriadam, dass das Modell hier den Chloridaustrag unterschätzt.

Weiterhin ist in Abbildung 67 zu erkennen, dass nach der durch Beginn der Wasserhaltung induzierten Strömungsumkehr in der östlichen Teilprovinz einige Zeit erforderlich ist, bis sich dort stabile Verhältnisse eingestellt haben. Über ca. 10 Jahre wurde das gering salzhaltige Victoriadam-Wasser in diese Baufelder und Strecken gespült mit einem Volumenstrom, der den Eigenzufluss um ein Mehrfaches übersteigt. Dementsprechend muss dieses Wasser erst wieder ausgespült werden, bis auch hier Gleichgewichtsbedingungen erreicht sind.

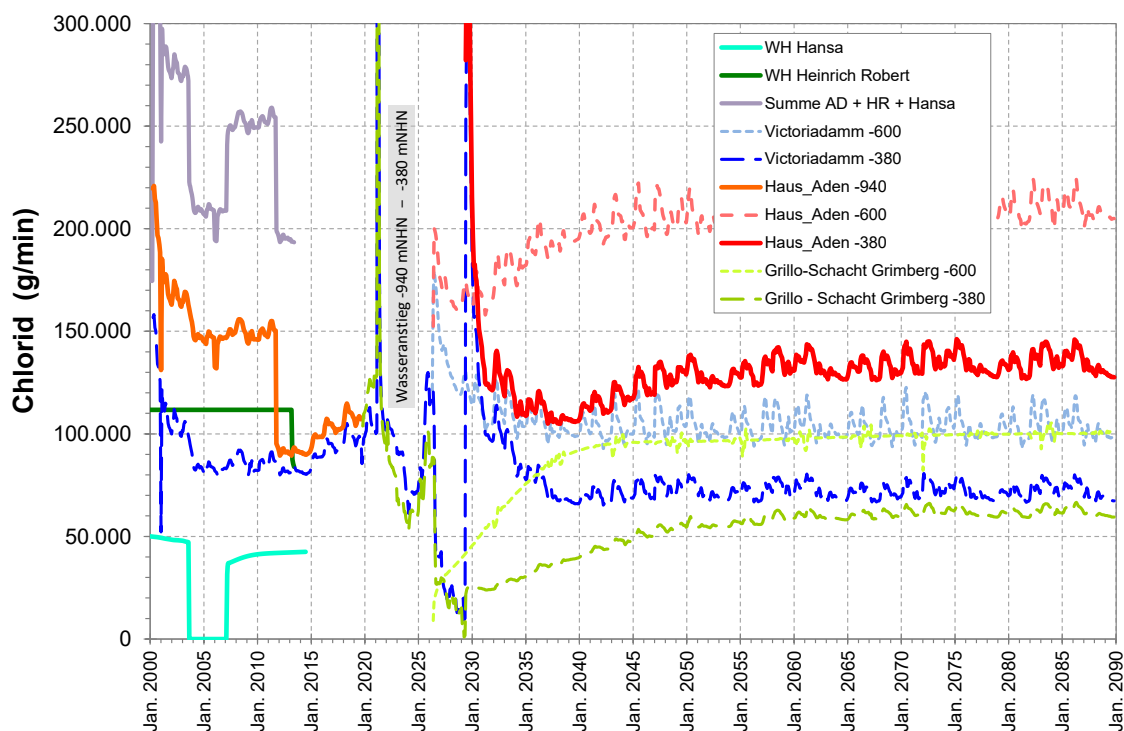


Abbildung 69: Frachtentwicklung von Chlorid 2000 - 2090.

Die Wasserhebung wird somit sehr stark überprägt durch den Schwerpunkt der Zuflüsse in der westlichen Teilprovinz, der ungleichen Verteilung von Zuflusstypen und der Lage der Wasserhaltung an der zentralen Schnittstelle. Den Nettoeffekt dieser Entwicklungen für die Wasserableitung in die Lippe fasst die Frachtberechnung in Abbildung 69 zusammen:

- Gegenüber der Situation vor 2019 (Stoffaustrag der 3 Wasserhaltungen ca. 250.000 g/min) führt der dann eingeleitete Gesamtwateranstieg zu einer signifikanten und nachhaltigen Verminderung der Salzausträge.
- Gegenüber einer Wasserhaltung auf -600 mNHN (210.000 g/min) sind bei den höheren Wasserständen -380 mNHN (135.000 g/min) nochmals deutliche Reduzierungen der Salzausträge zu erwarten.
- Trotz sehr unterschiedlicher Konzentrationen in den beiden Teilströmen Victoriadamm und Grimberg zur Wasserhaltung sind die jeweiligen Frachtbeiträge bei beiden Anstiegsvarianten annähernd gleich.
- Initial sind gegenüber dem Normalbetrieb ca. 3-fach höhere Frachten nicht auszuschließen.

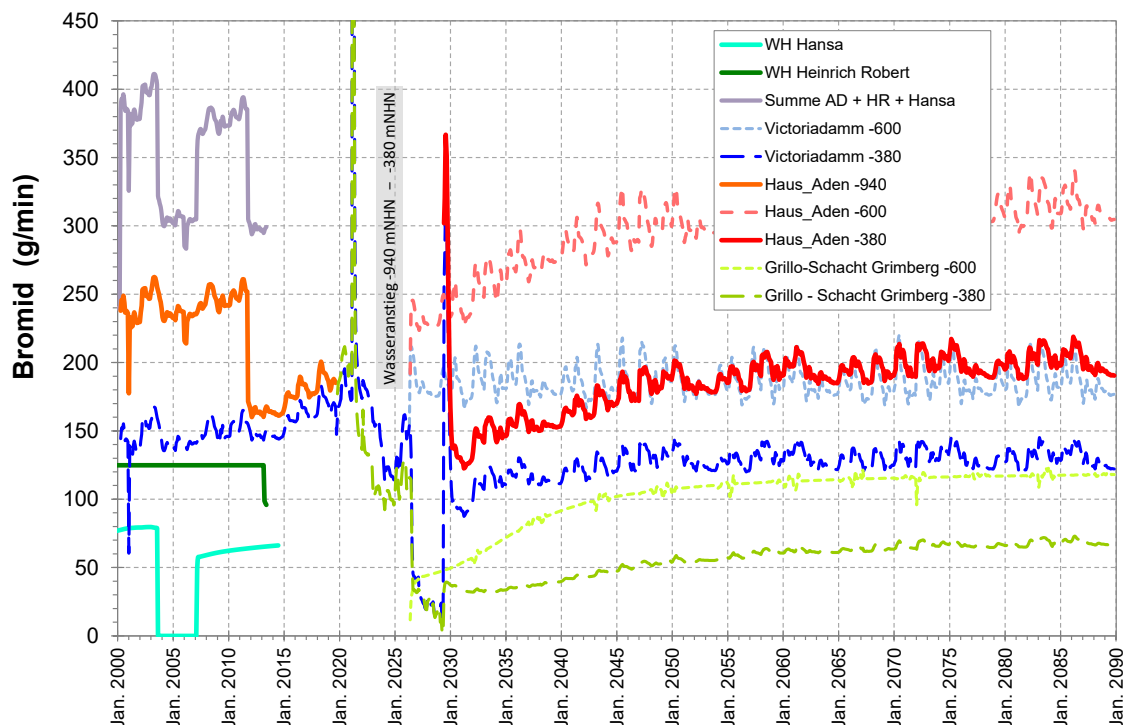


Abbildung 70: Frachtentwicklung von Bromid 2000 - 2090.

Wie eingangs beschrieben ähneln sich die Konzentrationsentwicklungen sämtlicher Stoffe aus dieser Gruppe, zu der auch trotz möglicher Reaktionen auch Calcium (Gipsfällung) und Strontium (Mitfällung mit Bariumsulfat)

zu zählen sind. Grafiken werden daher hier nicht gezeigt; bezüglich der Konzentrations- und Frachtniveaus sei auf die Tabellen in Kapitel 6 verwiesen. Gewisse Unterschiede ergeben sich für die Frachten in Abhängigkeit von der Verteilung der Stoffeinträge auf den beiden Teilprovinzen. Ein Beispiel hierfür ist Bromid, wo ein etwas größerer Anteil aus dem westlichen Einzugsgebiet stammt (Abbildung 70). Auch für diesen nicht beim Wasseranstieg als mobilisiert betrachteten Stoff sind die Auswirkungen der Strömungsverhältnisse vor dem Pumpenstart deutlich erkennbar.

Beispielhaft für die gering konzentrierten Stoffe (Nitrat, Nitrit, Phosphat), die nur geringe Konzentrationsunterschiede über die gesamte Wasserprovinz aufweisen, zeigt Abbildung 71 die Frachtberechnungen von Nitrat. Aufgrund der großen Fließraten stammt der Großteil der Fracht vom Victoriadamm und die Auswirkungen des Wasseranstiegs werden vom Modell als vergleichsweise gering eingeschätzt.

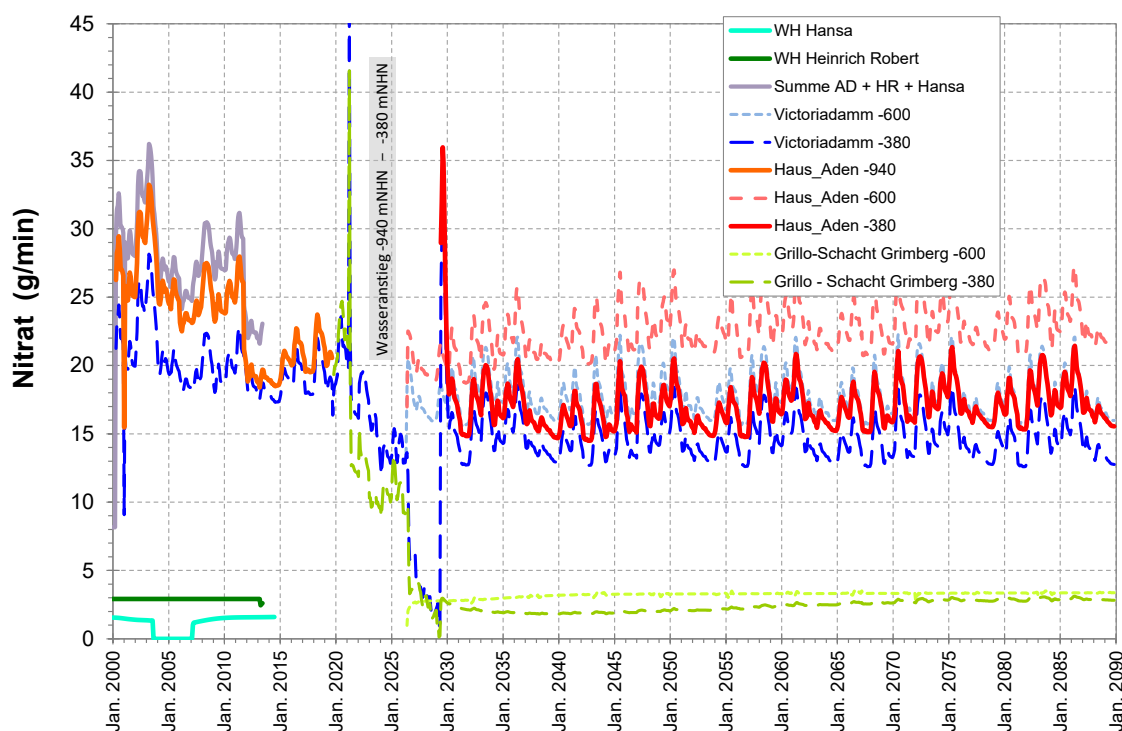


Abbildung 71: Frachtentwicklung von Nitrat 2000 - 2090.

5.2.2 Oxidationsprodukte

Die chemischen und räumlich-historischen Aspekte der Pyritoxidation und der daraus folgenden Stofffreisetzungen wurden bereits in Kapitel 4.2.2 erläutert. Dementsprechend bildet Sulfat denjenigen Bestandteil, der die Stoffumsetzungen und Prozesse am besten ungestört wiedergibt.

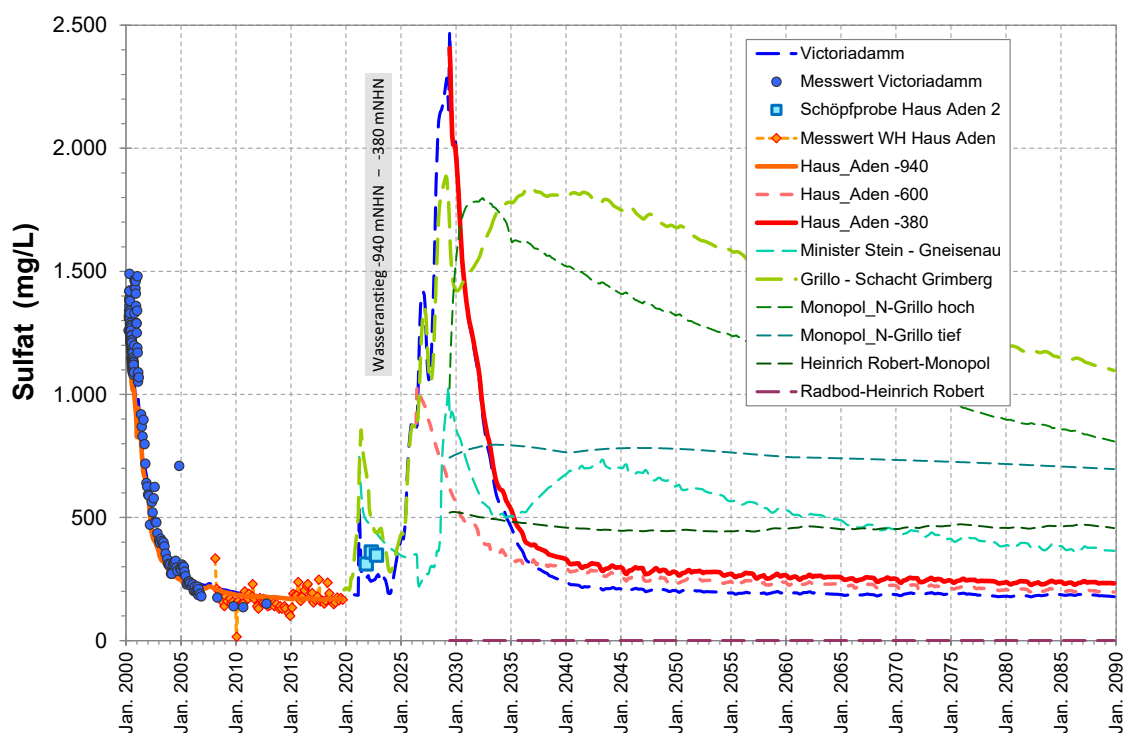


Abbildung 72: Konzentrationsentwicklung von Sulfat 2000 - 2090.

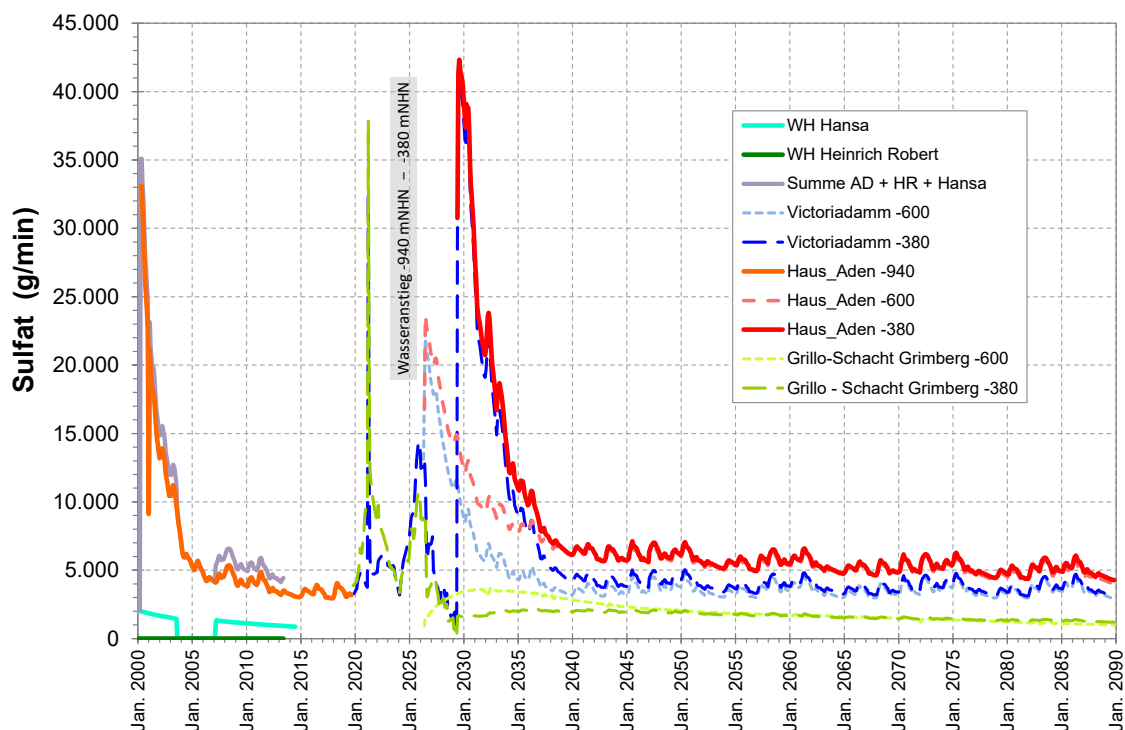


Abbildung 73: Frachtentwicklung von Sulfat 2000 - 2090.

Die Sulfatmobilisation nach dem Wasseranstieg Gneisenau – Kurl – Victoria ist sehr gut dokumentiert und Basis für die Annahme, dass sich diese Entwicklung auch nach dem aktuellen Wasseranstieg in ähnlicher Form

wiederholt. Zur Quantifizierung der Sulfatfreisetzung wurden die für Hansa / Minister Stein ermittelten Parameter auch für Kaiserstuhl übernommen; die Kalibrierung vom Victoriadamn wurde auch auf die gesamte östliche Teilprovinz übertragen, für die keine entsprechenden Erfahrungswerte vorliegen.

Der Vergleich der Wasseranstiegsvarianten veranschaulicht in Abbildung 72 die damit verbundenen Prozesse: je mehr der Wasserspiegel angehoben wird, desto höher fällt die Sulfatmobilisation aus. In der Realität steht dahinter das Konzept, dass die Stofffreisetzung proportional zu der benetzten, durch Bewetterung oxidierten Gesteinsoberfläche ist, was im Modell über eine Abhängigkeit zum vom Wasseranstieg betroffenen Resthohlraumvolumen beschrieben wird. Hiermit ergeben sich für eine künftige Wasserhaltung -600 mNHN geringere Maximalkonzentrationen als 2000 am Victoriadamn und für -380 mNHN nochmal deutlich höhere.

Das Abklingverhalten wird bestimmt vom Zufluss am Victoriadamn, wo aufgrund der großen Fließraten Wasseraustausch und Sulfatauswaschung sehr beschleunigt werden. Deutlich langsamer erwartet dies das Modell für die östlichen Bergwerke mit den sehr geringen Fließraten. Dies führt dazu, dass trotz der Bariumdominanz der Zuflüsse dort (vgl. Kalibrierung Heinrich Robert Kapitel 4.2.2, Abbildung 38 Seite 66) auch nach mehreren Jahrzehnten noch kein Barium in die Wasserhaltung Haus Aden gelangen sollte (ausschlaggebend hierfür ist die Kurve für den Wasserübertritt Grillo – Schacht Grimberg). Dies ist wahrscheinlich neben der Sulfatmobilisation auch eine Folge der über 10 Jahre über den Victoriadamn eingespülten Sulfatwässer. Lediglich in dem randlich gelegenen Radbod sollte sich sehr schnell wieder Barium durchgesetzt haben.

Mittel- und langfristig errechnet das Modell für -600 mNHN etwas geringere Sulfatkonzentrationen. Auch dies ist konsistent mit dem Modellkonzept und resultiert nicht in veränderten Sulfateinträgen (die größtenteils aus dem Deckgebirge stammen), sondern in bei -380 mNHN verminderten tiefen bariumhaltigen Zuflüssen, die dann nicht mehr zur Barium-Sulfat-Reaktion zur Verfügung stehen. Diese Beiträge der beiden Teilprovinzen zu dem Gesamtaustrag sind anhand der Frachten in Abbildung 73 erkennbar.

Die enge Verknüpfung von Barium mit Sulfat wurde schon mehrfach angesprochen. Die beschriebene Sulfatdominanz führt dazu, dass auch langfristig Barium kein Thema für Wasserhaltung und Pumpen sein sollte (Abbildung 74). Gleichwohl ist davon auszugehen, dass Bariumgehalte auch künftig in der Wasserhaltung gemessen werden, jedoch sollten diese Gehalte niedriger ausfallen als zuletzt in der Wasserhaltung, da der

Bariumgesamteintrag durch den Wasseranstieg vermindert wird und sich die im Gleichgewicht stehenden Sulfatkonzentrationen erhöhen. Da das Modell thermodynamisch zu geringe Bariumrestgehalte berechnet, wurde für die Prognose ein Korrekturfaktor 10 angewendet, der sich aus der früheren Wasserhaltungssituation ableitet. Damit ergeben sich mittelfristig Bariumkonzentrationen um 1 mg/L. Allerdings sollte die Konzentrationsentwicklung im östlichen Teilstrom hinsichtlich eines evtl. früheren Anstiegs der Bariumgehalte, das Auswirkungen auf den Pumpbetrieb hätte, regelmäßig überprüft werden, was durch ein Monitoring im Schacht Grimberg und im Schacht Heinrich erfolgen soll.

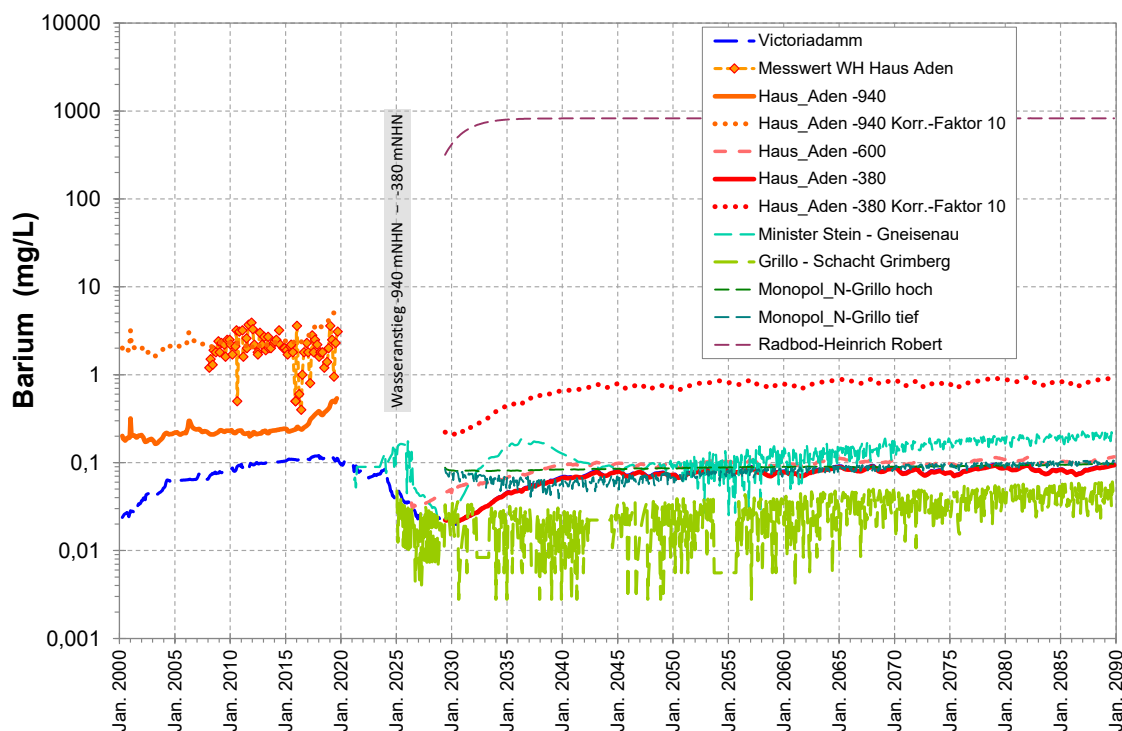


Abbildung 74: Konzentrationsentwicklung von Barium 2000 - 2090.

Das Auftreten von Sulfid wird auf die Aktivität von sulfatreduzierenden Bakterien zurückgeführt. Auf Grundlage der weiterhin bestehenden Dominanz des westlichen Zuflusses in der Wasserhaltung Haus Aden wird davon ausgegangen, dass sich die Ereignisse nach dem Wasseranstieg am Victoriadamm in ähnlicher Weise wiederholen werden. Das bedeutet, dass wenige Jahre nach Aufnahme des Pumpbetriebs wieder Sulfid bzw. Schwefelwasserstoff im Grubenwasser auftauchen werden (Abbildung 75). Es ist zu erwarten, dass dieser Eintrag ausschließlich aus dem westlichen Teilstrom erfolgen wird, da die Milieubedingungen im Osten die Sulfatreduktion behindern (vor allem zu hohe Salzgehalte), auch wenn während des

Wasseranstieges langfristig sulfatreduzierende Bakterien dort eingespült worden sind.

Die Schwierigkeit, die Intensität der Sulfatreduktion zu quantifizieren, wurde bereits diskutiert (vgl. Kap. 4.3.2). Aus den Modellberechnungen sind dennoch einige Zusammenhänge abzuleiten. So ergeben sich bei höherem Wasseranstieg auch höhere Sulfidgehalte, die verstärkt in Abhängigkeit zu den Abflussmengen stehen. Dies dürfte vor allem ein Resultat der Zeitabhängigkeit des Prozesses sein. Bei höheren Wasserständen ist das Wasservolumen größer und damit die Verweilzeit, in der die bakterielle Aktivität wirken kann. Dies gilt auch für die Abflussraten: bei geringen Zuflussmengen steigen die Konzentrationen an, bei höheren Zuflüssen sinken sie.

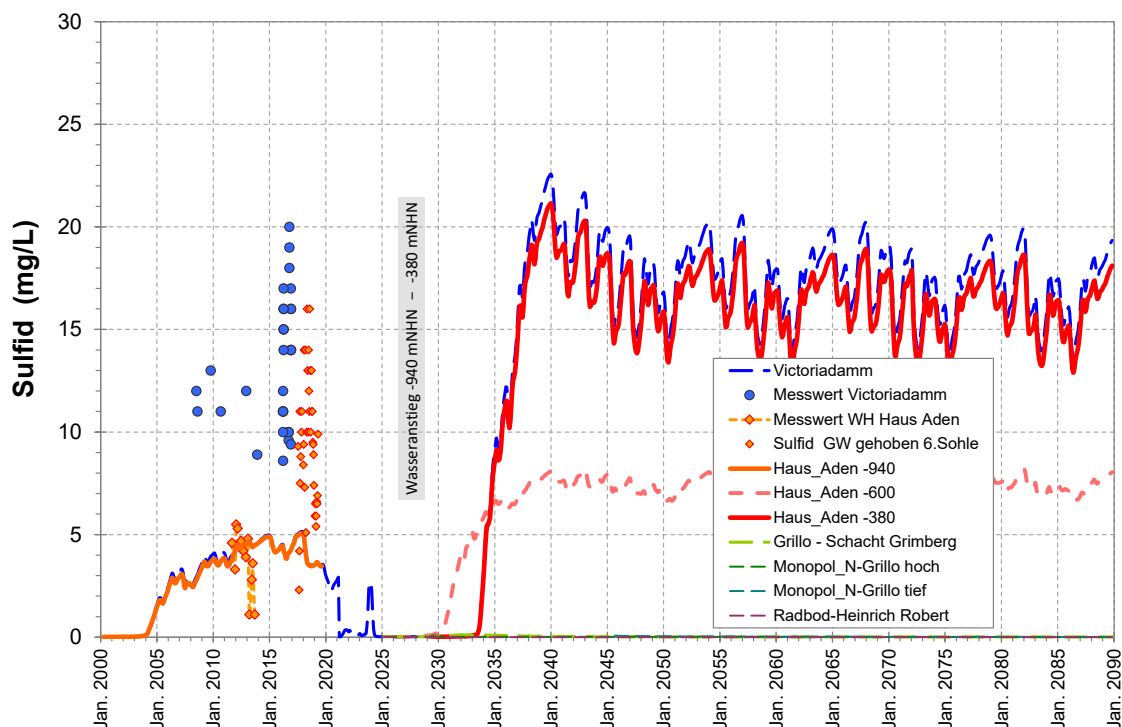


Abbildung 75: Konzentrationsentwicklung von Sulfid 2000 - 2090.

Das erwartete Konzentrationsniveau bewegt sich in der Größenordnung, die bereits in der Vergangenheit in der Wasserhaltung gefunden wurde. Es ist davon auszugehen, dass die Sulfatreduktion in der westlichen Teilprovinz durchgehend erfolgt, aber das gebildete Sulfid im Wasseranstieg durch die Reaktion mit mobilisiertem Eisen dem Wasser entzogen wird. Dies zeigt sich auch in den Eisenkonzentrationen deren Absinken nach initialem Mobilisationseffekt (Unterschiede -940 / -600 / -380 mNHN ähnlich Sulfat) deutlich schneller erfolgt als bei Sulfat (Abbildung 76): Sulfid zehrt durch FeS-Ausfällung an dem Eisenreservoir und dominiert schließlich im westlichen Zustrom vom Victoriadamm. In der Anfangsphase der Wasserhaltung

folgt der Eisenaustrag weitgehend der Wasserhaltung dem Stoffeintrag vom Victoriadamm, während der Eintrag aus Osten nur eine untergeordnete Rolle spielt.

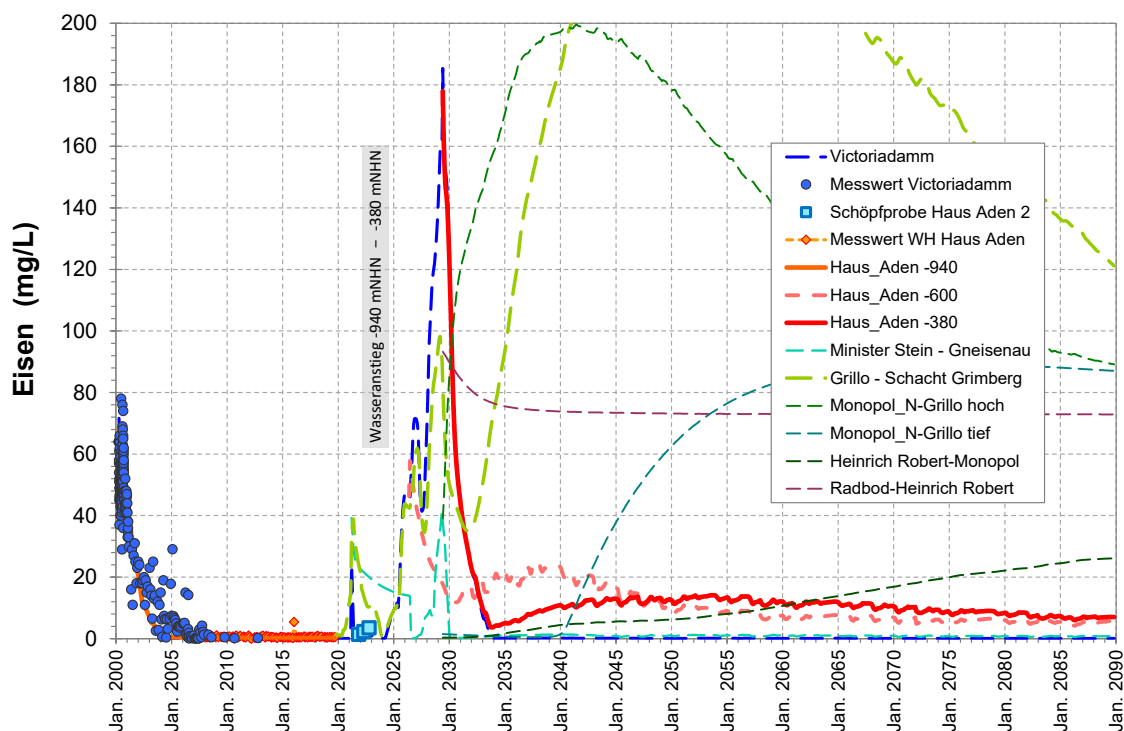


Abbildung 76: Konzentrationsentwicklung von Eisen 2000 - 2090.

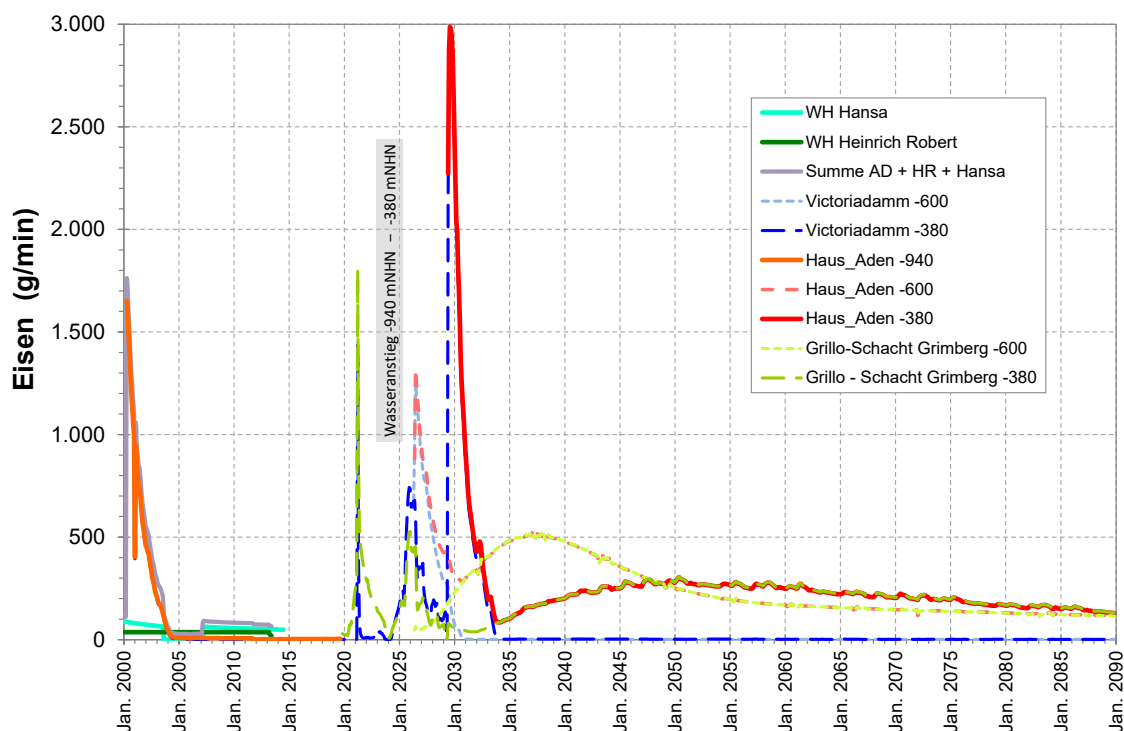


Abbildung 77: Frachtentwicklung von Eisen 2000 - 2090.

Das Modell erwartet erst nach einigen Jahren eine Zunahme der Eisenkonzentrationen von Grillo zum Schacht Grimberg und dann zum Wasserhebungsschacht. Die berechneten Konzentrationen sind recht hoch und ergeben sich aus dem geringen Wasserdurchfluss. In den Modellrechnungen zeigen sich diese Einträge dann durch einen erneuten und in der Dynamik der Grimberg-Kurve folgenden Anstieg der Eisengehalte in der Wasserhaltung. In der Frachtbilanz Abbildung 77 zeigt sich deutlich, dass diese gehobenen Eisenmengen dem Eintrag aus Osten entsprechen.

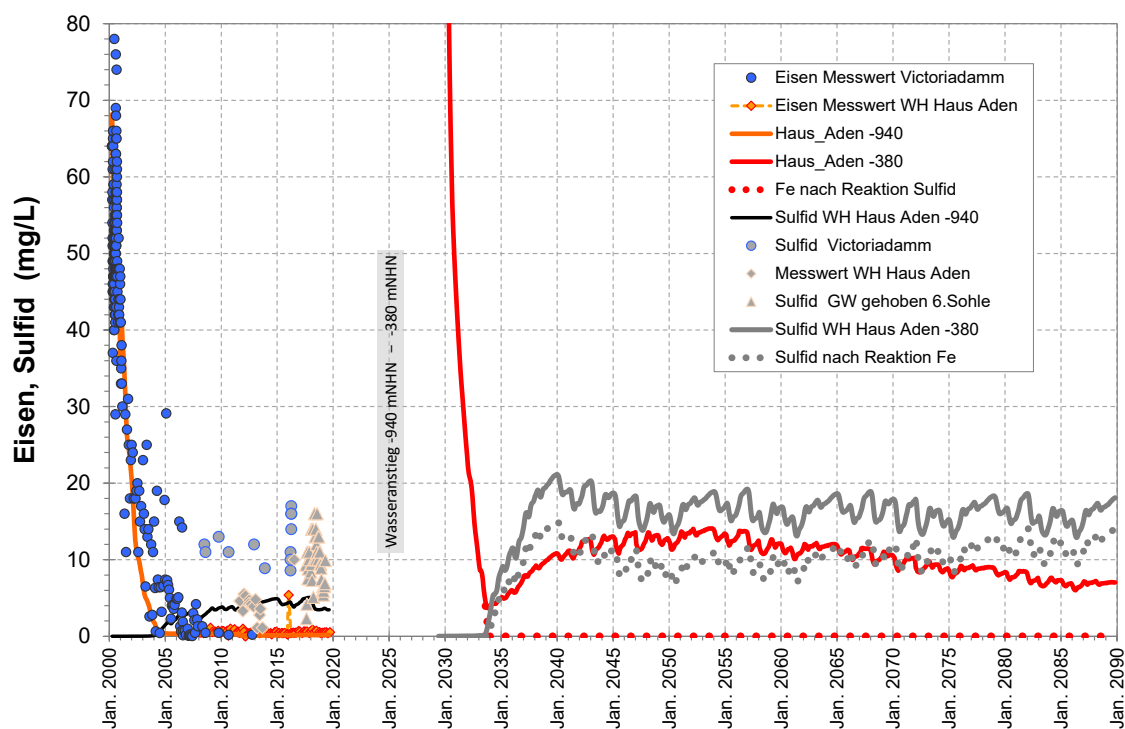


Abbildung 78: Konzentrationsentwicklung von Eisen und Sulfid 2000 – 2090 bei Wasseranstieg bis -380 mNHN.

Diese Situation steht im Widerspruch zu der zuvor beschriebenen Eisen-Sulfid-Fällungsreaktion. Prinzipiell ist jedoch zu erwarten, dass dies auch im gehobenen Grubenwasser erfolgen wird. Das Modell berücksichtigt jedoch eine kinetische Komponente die dazu führt, dass die Verweilzeit im Schacht nicht ausreicht, eine vollständige Reaktion herbeizuführen und Eisen und Sulfid nebeneinander im gehobenen Grubenwasser erscheinen (Abbildung 78). Grundsätzlich ist dies auch real nicht auszuschließen, wenn die beiden in ihrer Dichte sehr unterschiedlichen Teilströme im Schacht sich nicht oder nicht vollständig mischen. Eine Reaktion würde dann erst in Pumpe und Steigleitung erfolgen. FeS bildet allerdings eher weiche Beläge, jedoch ist dieser Effekt für den künftigen Pumpbetrieb zu beachten.

Um dennoch einen Zustand nach vollständiger Reaktion zu erhalten, wurden die Eisen- und Sulfidkonzentrationen unter Berücksichtigung der stöchiometrischen Verhältnisse miteinander verrechnet. Aufgrund der Sulfid-Dominanz bei -380 mNHN ergibt sich so das Bild das auch nach 2007 am Victoriadamm beobachtet wurde: Eisen ist nicht mehr gelöst vorhanden (allenfalls als FeS-Partikel) und die Sulfid-Gehalte variieren um 10 mg/L.

Die Sensibilität dieses Gleichgewichtes kann anhand des Vergleichs mit der -600 mNHN-Variante verdeutlicht werden (Abbildung 79). Hier führt ein früherer und höherer Eisenpeak aus Osten (vgl. Frachten Abbildung 77) bei gleichzeitig geringeren Sulfidkonzentrationen zu einem längeren Eisenaus-trag und schließlich geringeren Restsulfidkonzentrationen. Aufgrund der beschriebenen Unsicherheiten sind solche Verhältnisse auch bei einem Wasseranstieg bis -380 mNHN nicht auszuschließen und bei den weiteren Planungen zu berücksichtigen.

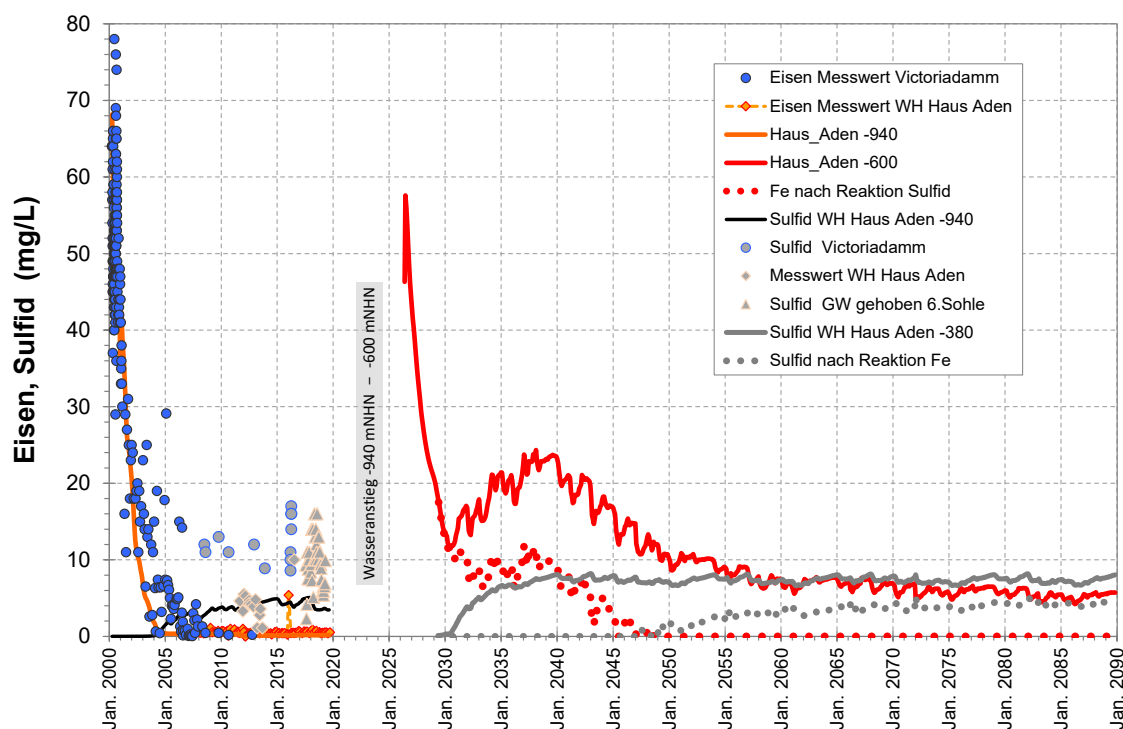


Abbildung 79: Konzentrationsentwicklung von Eisen und Sulfid 2000 – 2090 bei Wasseranstieg bis -600 mNHN.

Diese Reaktionen mit Sulfid betreffen auch die meisten anderen Metalle. Zink, Nickel, Kupfer, Blei und Cadmium bilden ebenfalls sehr gering lösliche Sulfidverbindungen (vgl. Kap. 4.3.2). Diese Fällungsreaktion wird im Modell aber nicht berücksichtigt. Während dies für die meist unterhalb der Bestimmungsgrenze kalibrierten Spurenmetalle wie Blei (Abbildung 81) von untergeordneter Bedeutung ist, sind die künftig für Zink in der Wasserhaltung

berechneten Konzentrationen (Abbildung 80) im Sulfid-Gleichgewicht gelöst nicht möglich.

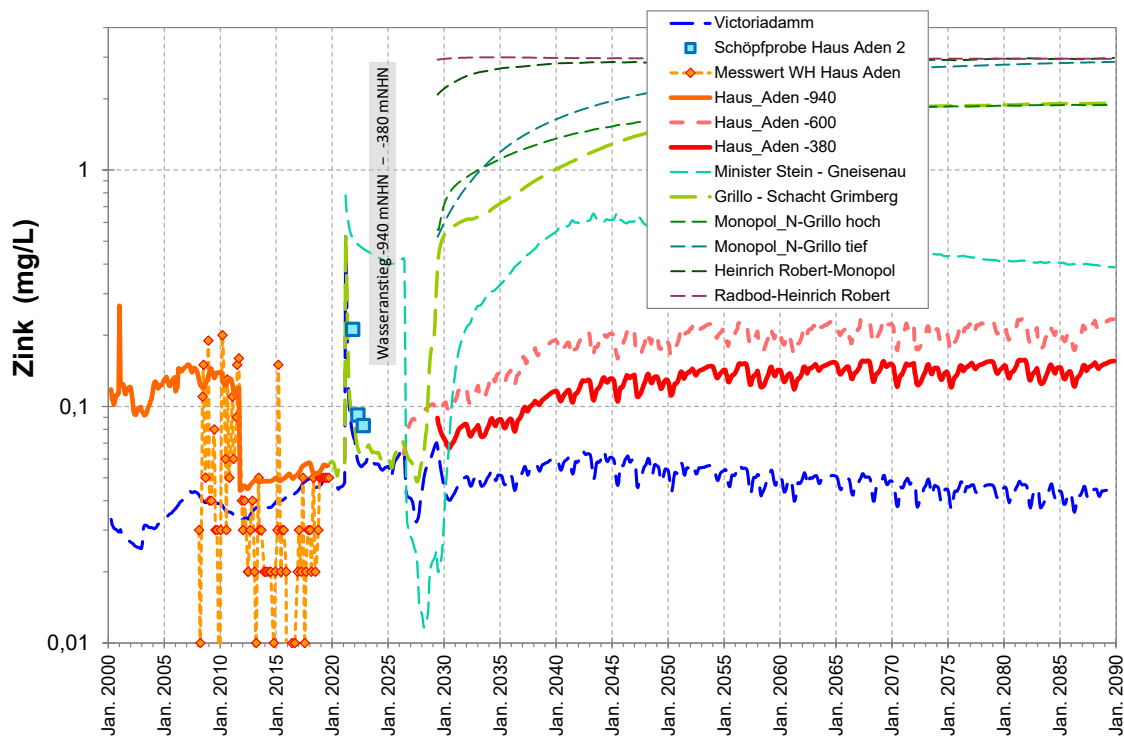


Abbildung 80: Konzentrationsentwicklung von Zink 2000 - 2090.

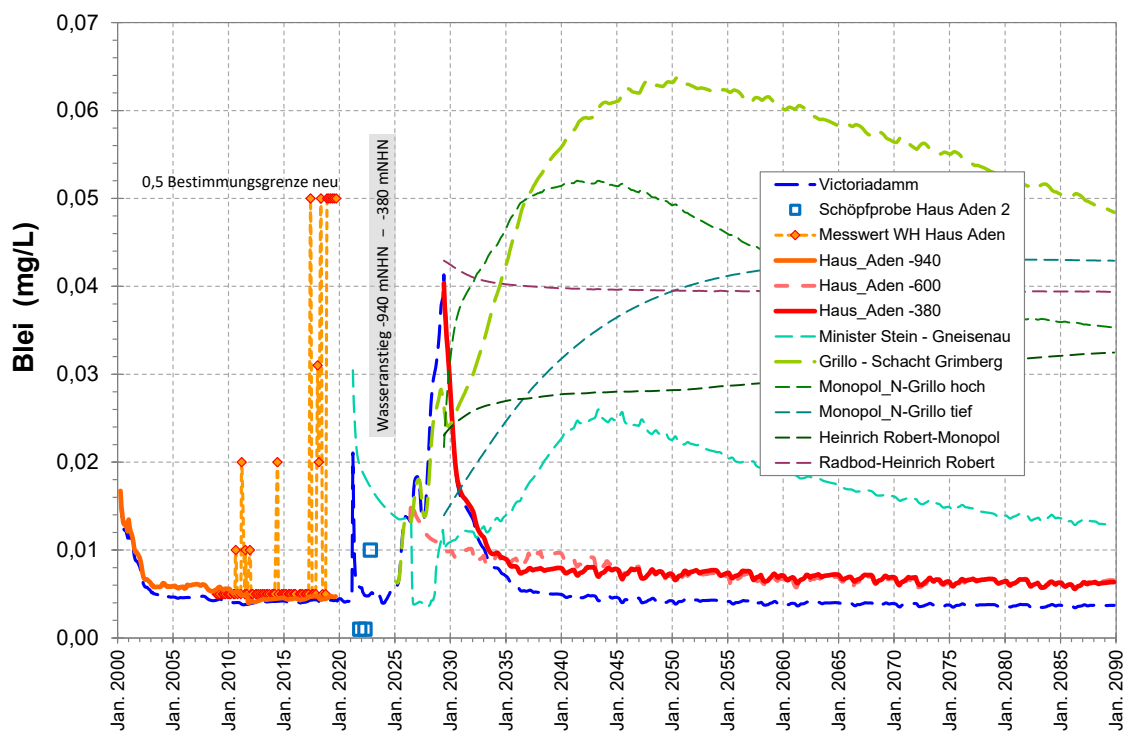


Abbildung 81: Konzentrationsentwicklung von Blei 2000 - 2090.

Auch hier gelten somit die für Eisen beschriebenen Zusammenhänge und Einschränkungen. Die für die künftige Wasserhebung berechneten Konzentrationen errechnen sich in der gleichen Größenordnung, wie sie bis 2011 in der Wasserhaltung gemessen wurden: damals handelte es sich ebenfalls um ein Mischwasser (Victoriadamm Sulfid, Monopol / Grillo erhöhte Zinkkonzentrationen), so dass auch künftig ähnliche Messwerte plausibel erscheinen. Der wahrscheinlich überwiegend partikuläre Charakter dieser Stoffgehalte ist allerdings zu beachten.

Dieser Sulfidkontext für diese Metalle ist nur eingeschränkt wirksam in der initialen Phase der Wasserhaltung mit dominierenden Eisengehalten. Insofern sind auch erhöhte Metallkonzentrationen, wie für Blei gezeigt und auch für Nickel, Kupfer und, bei geringeren Konzentrationen, auch Cadmium ebenfalls berechnet, möglich. Für Chrom wurden solche Effekte nie beobachtet. Aufgrund fehlender Datenevidenz ist der Mobilisationseffekt für Zink im Modell vergleichsweise gering angesetzt.

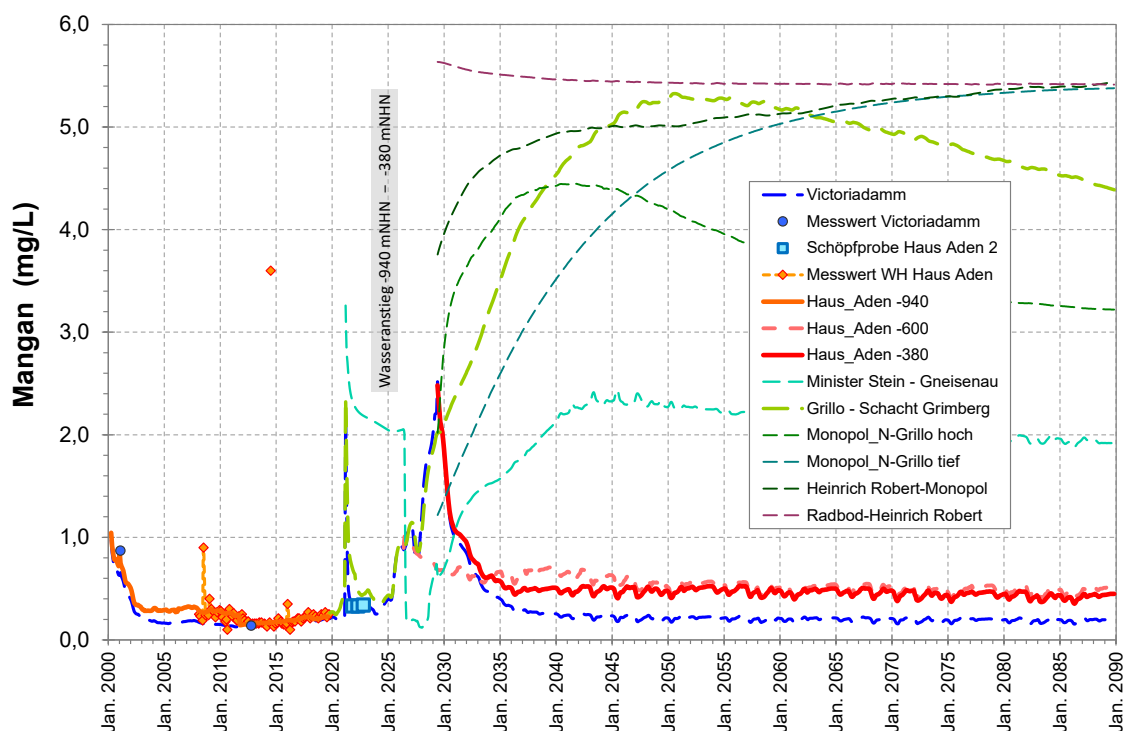


Abbildung 82: Konzentrationsentwicklung von Mangan 2000 - 2090.

Mangan ist das einzige dieser Metalle, das keine Verbindungen mit Sulfid bildet. Dies ist wohl eine der Ursachen dafür, dass die gemessenen Konzentrationen in Wasserhaltung und Victoriadamm mit dem Konzentrationsmaximum aus dem Jahr 2000 sehr genau nachgebildet werden konnten. Auch für die künftige Wasserhebung gibt es daher keinen Anlass, die

Modellprognosen mit ca. 2,5 mg/L Maximum und künftig ca. 0,5 mg/L um zusätzliche Einflüsse zu korrigieren.

5.2.3 Sonstige Parameter

Auch der pH-Wert kann über die Säurebildung bei der Pyritoxidation durch den Wasseranstieg beeinflusst werden. Allerdings ist insbesondere der Hauptwasserstrom aus dem Zentralbereich Gneisenau – Kurl – Victoria sehr reich an Hydrogenkarbonat (ca. 600 mg/L) und dadurch entsprechend gut gepuffert. Dieser Säureeintrag, der auch vom Modell berücksichtigt wird, führte dennoch auch am Victoriadamm, belegt durch eine untertägige Messung, zu einer leichten pH-Wert Minderung, die so auch künftig zu erwarten ist ohne dass ein saures Milieu erreicht würde, das die Metallmobilitäten beeinflussen würde (Abbildung 83).

Analog zu der hohen erwarteten Eisenanreicherung im östlichen Zustrom errechnet das Modell auch dort einen erkennbaren Säureeintrag. Die bislang vorliegenden pH-Werte aus den Schöpfproben wurden im Labor gemessen und erlauben daher bislang keine eindeutige Bestätigung eines solchen Trends.

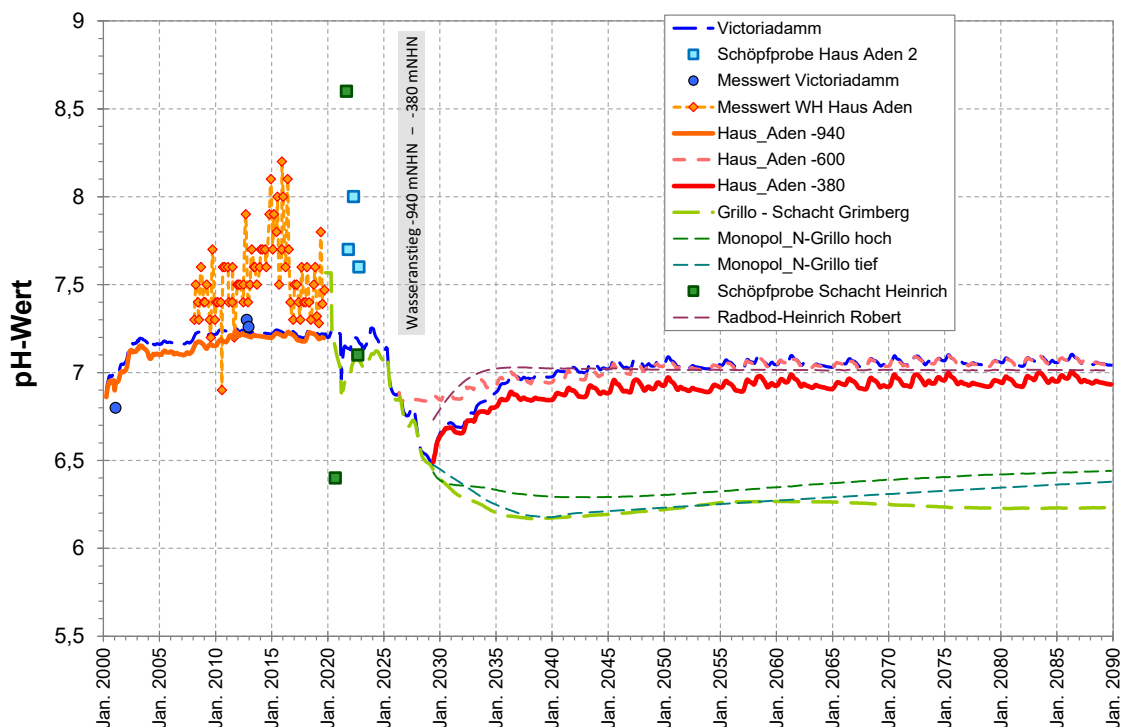


Abbildung 83: Entwicklung der pH-Werte 2000 - 2090.

Die Grubenwassertemperaturen werden in hohem Maße durch das Zuflussniveau, Fließwege, Verweilzeit und den Wärmetransfer in Abhängigkeit vom

geothermischen Gradienten bestimmt. Während des Wasseranstiegs westlich des Victoriadamms hatte sich das relativ kühle Wasser aus dem Deckgebirge bis auf nahezu 40°C erwärmt, bis dann im Strömungssystem sukzessive eine Auskühlung von Gebirge und Wasser erfolgte (Abbildung 84). Eine solche Stagnationsphase wird es beim Wasseranstieg bis -380 mNHN nicht geben, da lange der größte Teil der Wassermenge nach Osten abströmt. Auch nach 2026 wird eine Teilmenge aus den tiefen Victoria-Baufeldern ausgetauscht. In Mischung des Victoriadamms-Wassers mit dem deutlich wärmeren Zustrom aus Osten wird so mit bis zu 28°C im gehobenen Mischwassers gerechnet und dann mit einer langsamen Abkühlung jedoch weiterhin über 25°C. Für die Einleitung in die Vorflut kann daher von Bedingungen etwa auf dem Niveau der früheren Wasserhaltung gerechnet werden.

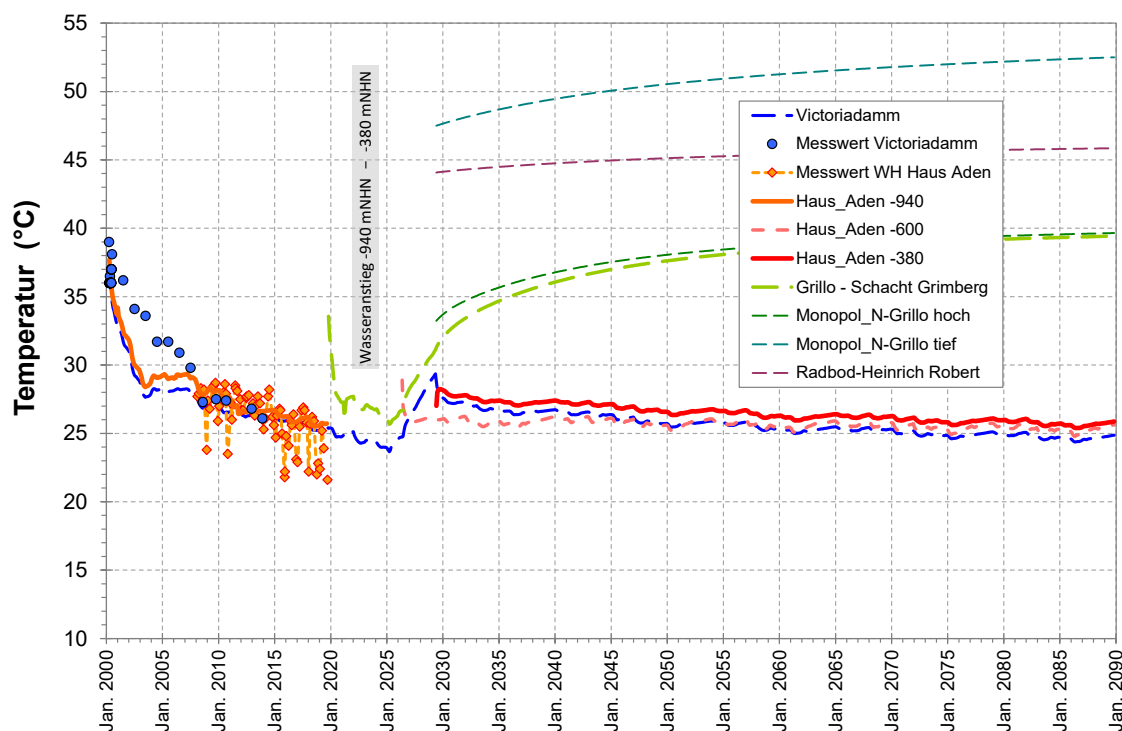


Abbildung 84: Entwicklung der Temperaturen 2000 - 2090.

5.2.4 PCB

PCB werden überwiegend an Partikel gebunden transportiert, womit sich die mobilisations- und transportrelevanten Prozesse grundlegend von den echt gelösten Stoffen unterscheiden. Die in Kapitel 4.3.3 beschriebenen Zusammenhänge sollen an dieser Stelle noch einmal kurz zusammengefasst werden.

Der Grundansatz des Modells betrachtet vereinfacht eine nicht reversible Bindung an die Feststoffpartikel. Dadurch genügt es, den Transport dieser Feststoffpartikel incl. der daran gebundenen Stoffe zu beschreiben. Das Modellkonzept berücksichtigt drei Partikelfraktionen mit zugewiesenen PCB-Gehalten, die Partikel unterschiedlicher Transporteigenschaften ohne konkrete Zuweisung von spezifischen Partikelgrößen repräsentieren. Einer mobilen Fraktion ist nahezu keine Sedimentation zugeordnet und sie bildet daher Feinstpartikel ab.

Darüber hinaus müssen die Prozesse der Partikelmobilisierung und die räumlichen Bedingungen eines Kohlebergwerks als Funktion der Wasserstandsentwicklung betrachtet werden. Die korrekte Modellimplementierung muss die Beziehung zwischen "PCB - Feststoffgehalt - geochemischer Niederschlag - Sedimentation" im Rahmen eines Multimigrantensystems berücksichtigen. Grundsätzlich werden zwei Mechanismen zur PCB-Mobilisation berücksichtigt:

- Im ungesättigten Gebirge mobilisieren dort zusitzende Wasserzuflüsse durch ihr Fließen über die Sohle Partikel.
- Beim Wasseranstieg werden durch neue Fließwege über bislang trockene Sohlen verstärkt Partikel ausgewaschen.

Die Sedimentation von Partikeln vermindert dabei nicht deren Gehalte an PCB, sehr wohl aber die zu berechnende PCB-Konzentration im Wasser und die zur Bewertung des Stoffaustrags vor allem relevante Fracht. Aus dem PCB-Gehalt an den Partikeln und der Partikelmenge im Wasser lassen sich dann PCB-Gehalte bezogen auf die Wasserphase berechnen.

Die Schwebstoffgehalte in Wasserströmen sind somit von hoher Bedeutung für die Berechnung von PCB-Konzentrationen/Frachten. Im Wasseranstieg überlagern sich die Effekte von kontinuierlicher Partikelmobilisation im ungesättigten Gebirge, Erosion durch den Wasseranstieg und Sedimentation in den bereits überstauten Grubenbereichen. Dies führt in der Summe meist zu gegenüber der Ausgangssituation zunächst erhöhten Partikelkonzentrationen und wird vom Modell auch so für den Victoriadam und auch bei -380 mNHN berechnet.

Als Kalibriergrundlage standen nur wenige innerhalb eines Jahres durchgeführte Messungen zu primären, d.h. untertägig im Grubenwasser enthaltenen Schwebstoffen, zur Verfügung, die keine zeitliche Entwicklung repräsentieren. Die Kalibrierung (vgl. Kap. 4.3.3) fokussierte sich so vor allem auf die resultierenden Konzentrationsdaten, die für die Gesamtbewertung auch ausschlaggebend sind.

Hierfür wurden die Gehalte an Primärpartikeln etwas höher angesetzt, als die Messwerte zunächst implizieren. Relevant ist hier vor allem die zeitliche Entwicklung. Das Modell berechnet die Maxima 2000 und 2029 in etwa gleich, wobei der Wasseranstieg mittelfristig schon zu einer Minderung gegenüber dem Zustand vor dem Wasseranstieg führen sollte (Abbildung 85). Der Feststoffeintrag stammt demnach fast ausschließlich aus der westlichen Teilprovinz, in der große Fließraten und der Abfluss des in hohen Anteilen aus dem Deckgebirge zufließenden Wassers durch nach wie vor nicht wassererfüllte Grubenbaue zu geringen Sedimentationsraten führen. Dies hat auch zur Folge, dass sich die Schwebstoffgehalte nicht langfristig vermindern. Auch die Unterschiede zwischen den beiden Wasserhaltungsniveaus sind gering.

Im östlichen Bereich, dem identische Rahmenbedingungen hinsichtlich der Partikeleigenschaften zugeordnet wurden, verbleiben deutlich geringere Feststoffmengen in Schwebelage, was sich aufgrund der geringen Wassermengen jedoch nur wenig in der Wasserhaltung auswirkt. Messwerte von 1,5 bis 3 mg/L bilden den üblichen Rahmen der Wasserhaltungen, in denen entsprechende Bestimmungen in den letzten Jahren erfolgt sind.

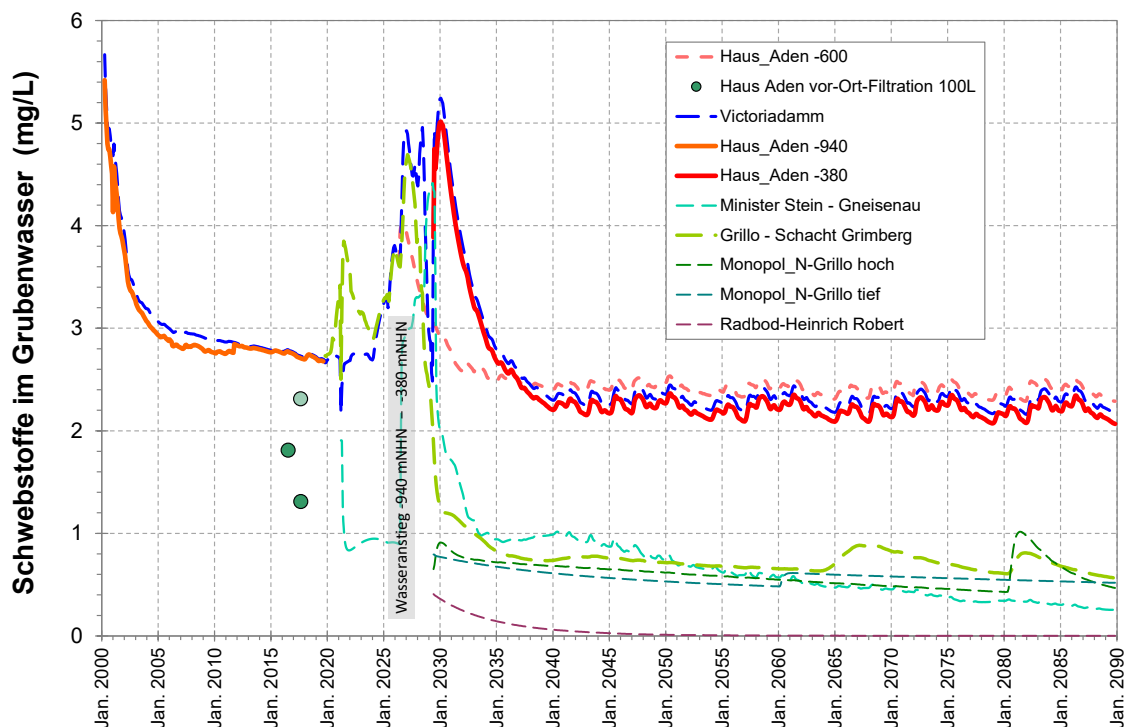


Abbildung 85: Konzentrationsentwicklung von Primärpartikeln.

Die PCB-Gehalte an diesen Feststoffpartikeln sind beeinflusst durch die bergbaulichen Rahmenbedingungen und die spezifischen Einträge der verschiedenen Partikeltypen:

- PCB-haltige Partikel, die in ihrem Mobilisations- und Transportverhalten im Modell in drei Kornfraktionen betrachtet werden.
- PCB-freie Partikel, die ebenfalls mit drei Kornfraktionen im Modell berücksichtigt werden.
- Das Verhältnis zwischen den beiden Partikeltypen resultiert aus dem Flächenverhältnis der jeweiligen Bauhöhen in den verschiedenen hydraulisch angeschlossenen Niveaus.

Für die grafischen Auswertungen von PCB wird die Summe der 7 PCB-Kongeneren für die Summe der 3 Kornfraktionen dargestellt, um die Ergebnisse übersichtlich zu gestalten.

In der Wasserhaltung Haus Aden enthalten diese Partikel PCB-Gehalte um 1000 µg/kg. Die PCB-Gehalte variieren weiterhin stark in Abhängigkeit von den Fließraten. Eine Abnahme der PCB-Gehalte durch den Wasseranstieg ist nicht feststellbar, da der dominierende westliche Teilstrom sich kaum verändert. In der östlichen Provinz hingegen ist, bei höheren Startwerten, eine abnehmende Tendenz feststellbar.

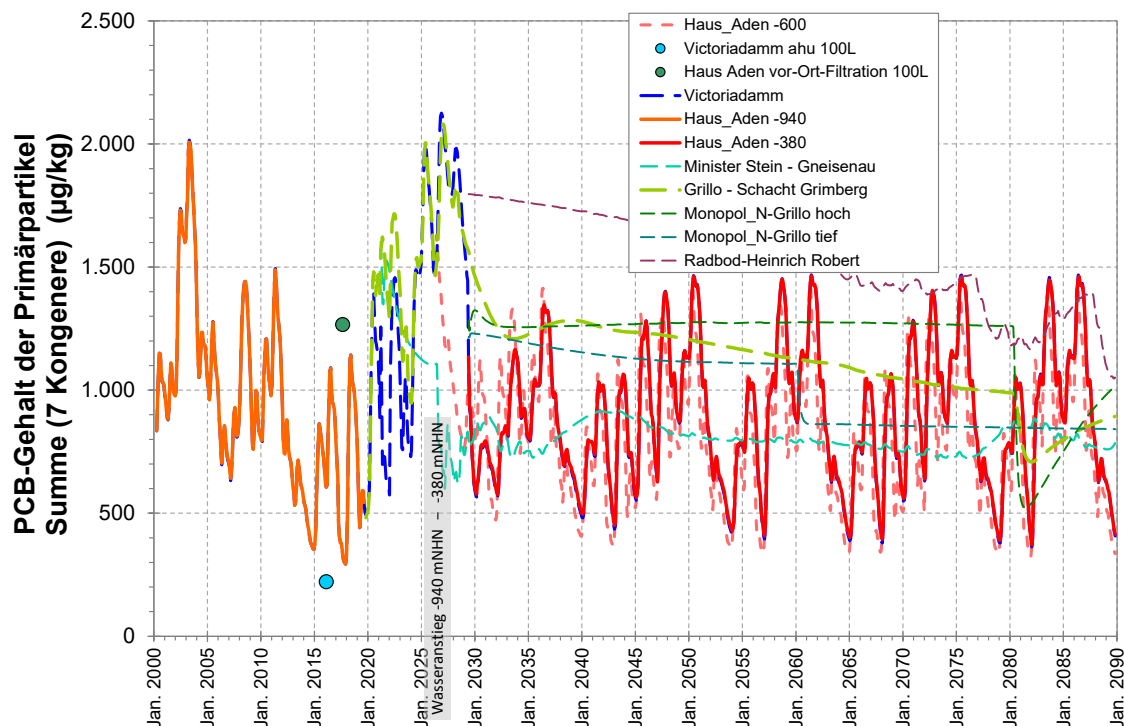


Abbildung 86: Entwicklung der PCB-Gehalte an den Feststoffen.

Die in Kombination von PCB-Gehalten an den Partikeln und den Partikelgehalten selbst berechneten PCB-Konzentrationen sind die wichtigste Grundlage für die Bewertung der Grubenwassereigenschaften als auch für die Modellergebnisse und Kalibrierung. Wie schon die geringen Änderungen in den Partikelmengen und dem daran anhaftenden PCB-Gehalt andeuten, erwartet das Modell auch hierfür keine nachhaltige Minderung im Wasseranstieg, so dass dauerhaft mit 1 bis 3 ng/L in Summe der 7 PCB-Kongenere zu rechnen sein wird. Ganz offensichtlich spielt der Wasseranstieg in der westlichen Provinz gegenüber der Dynamik der Fließraten und deren Gesamtmenge nur eine untergeordnete Rolle.

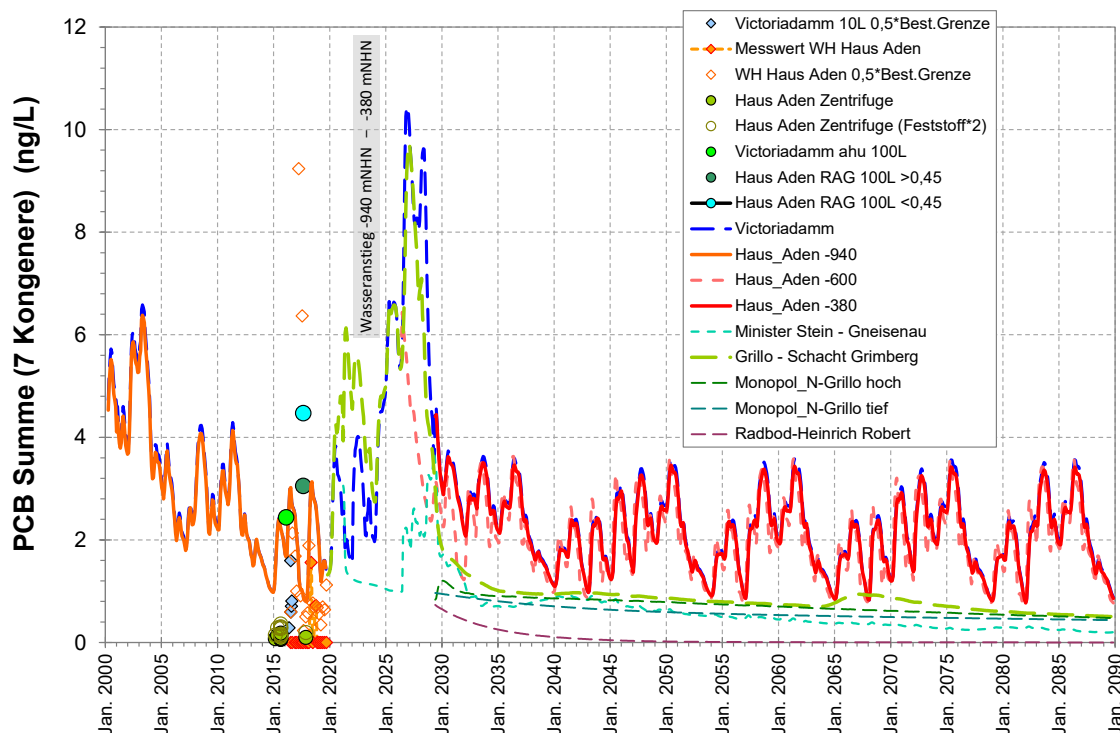


Abbildung 87: Konzentrationsentwicklung von PCB als Summe 7 Kongenere.

Die Instationarität der PCB-Gehalte ist zudem ein eindeutiges Indiz für den Einfluss der Zuflüsse aus dem Deckgebirge auf die PCB-Mobilisation. Dies ist nur möglich, wenn Abbau aus dem PCB-Einsatzzeitraum sich auch in diesen Boxen oberhalb des künftigen Grubenwasserniveaus -380 mNHN befindet. Abbildung 88 analysiert dies für die vor allem von Deckgebirgszuflüssen betroffenen Boxen Gneisenau, Kurl und Scharnhorst und belegt das Vorhandensein solcher auch langfristig aktiven PCB-Quellen in der westlichen Teilprovinz. In den östlichen Bergwerken ist nach diesem Wasseranstieg hingegen der gesamte PCB-Abbau unterhalb des Wasserspiegels (vgl. Abbildung 57 Seite 88) und damit vor Erosion geschützt. Der

beobachtete PCB-Austrag ist somit ein Resultat der Ausspülung von zuvor mobilisierten Feinpartikeln.

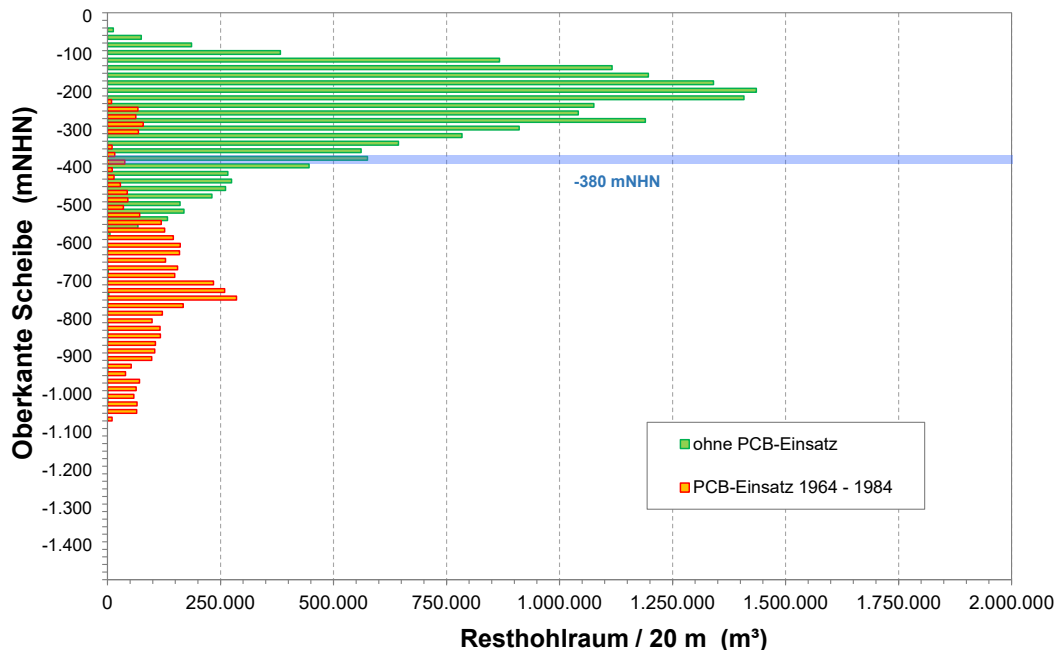


Abbildung 88: Vertikalverteilung der unterschiedlichen Resthohlraumtypen in den Boxen Gneisenau, Kurl und Scharnhorst der westlichen Teilprovinz.

6 Zusammenfassung und Fazit

In der Wasserprovinz Haus Aden war die letzte Wasserhaltung 2019 eingestellt worden und seitdem steigen die Wasserspiegel dort an. Inzwischen ist der größte Teil der Bergwerke in der Wasserprovinz bis auf wenige Ausnahmen im Westen in diesen Wasseranstieg einbezogen, der aktuell ca. -770 mNHN erreicht hat. Gemäß den Empfehlungen früherer Untersuchungen zum Einfluss der Wasserstände auf die langfristigen Stoffemissionen mit dem gehobenen Grubenwasser ist nun vorgesehen, den Wasserstand über die derzeit genehmigten -600 mNHN hinaus bis auf -380 mNHN ansteigen zu lassen.

Die Wasserprovinz Haus Aden befindet sich in der östlichen Peripherie des Ruhrgebiets und weist daher Kontakte zu benachbartem Bergbau überwiegend an den westlichen und nordwestlichen Rändern auf. Die tiefsten Verbindungen dort existieren von Adolf von Hanseemann (Wasserstand -400 mNHN) nach Minister Stein (-368 mNHN) und Hansa (-369 mNHN). Für eine Vermeidung eines Wasserübertrittes von Hansa / Minister Stein nach Norden darf somit ein Wasserstand von -370 mNHN nicht überschritten werden.

Die in den letzten Jahren im Wasseranstieg gemessenen Wasserstände weisen eine deutliche Spreizung mit einem Gefälle von West nach Ost auf (vgl. Kap. 4.1, Abbildung 32). Dieses Gefälle folgt anscheinend dem dominierenden Abflussregime der im Bereich Gneisenau – Kurl aus dem Deckgebirge zufließenden Hauptwassermenge in die östlichen Bergwerke. Zwischen den Lotungspunkten Kurl und Heinrich beträgt die Differenz meistens mehr als 20 m, zwischen Kurl und Haus Aden etwa 5 bis 10 m (vgl. Abbildung 33 Seite 58). Daraus ist abzuleiten, dass der Volumenstrom von ca. 20 m³/min trotz offensichtlich guter Wasserdurchleitung der verbindenden Strecken zu solchen Wasserstandsdifferenzen innerhalb der Wasserprovinz führt.

Diese Abflussverhältnisse von Kurl nach Haus Aden bleiben auch nach Wiederaufnahme der Wasserhaltung bestehen. Minister Stein befindet sich deutlich weiter westlich des Lotungspunktes Kurl hinter den vorgenannten Hauptwasserzutritten. Von Rückstauwirkungen bis in die Bergwerke Hansa – Minister Stein mit künftigen Wasserständen oberhalb Kurl ist daher auszugehen (vgl. Kap. 5.1). Damit sind gegenüber dem Wasserhebungsschacht Haus Aden um 20 m höhere Wasserstände nicht auszuschließen. Der Wasserstand in der Wasserhaltung ist daher diesen Gegebenheiten anzupassen bzw. der Wasserstand Hansa / Minister Stein bei Annäherung an die -380 mNHN über die dort vorhandenen Lotungsschächte engmaschig zu kontrollieren.

Die Wasserprovinz Haus Aden befindet sich im Bereich der nach Süden ausdünnenden Überdeckung des Karbons mit kreidezeitlichen Ablagerungen. Die in den vergangenen Jahrzehnten gehobenen Wassermengen bestätigen, dass der Einzugsbereich der Grubenwasserzuflüsse Einflüssen von der Tagesoberfläche ausgesetzt sein muss, was sich in deutlichen jahreszeitlichen Schwankungen der Zuflussmengen auswirkt. Da die künftige Einleitung des Grubenwassers in die Lippe immer in Zusammenhang mit dem – ebenfalls überwiegend jahreszeitlich schwankenden – Wasserabfluss in der Lippe zu betrachten ist, wird diese Dynamik auch für die Grubenwasserprognose berücksichtigt. Hierfür kommt ein Modellansatz zur Anwendung, der die Grubenwasserzuflüsse von der Tagesoberfläche aus Klimadaten über eine Berechnung der Grundwasserneubildung ableitet.

Die verwendete Methodik ist komplex und erfordert umfangreiche Eingangsdaten aber durch Einbindung des im Ruhrgebiet häufig verwendeten Grundwassermodellierungs-Tools SPRING und für NRW digital verfügbare Flächendaten gut handhabbar. Die Grundwasser und Grubenwasser verknüpfenden Berechnungsverfahren müssen zwar standortbezogen angepasst werden, folgen aber allgemein anwendbaren Zusammenhängen. Die

instationäre Verknüpfung von Grubenwasser und Grundwasserneubildung bildet eine zusätzliche Möglichkeit zur Präzisierung der Modelleingangsdaten und so zu einer Verbesserung der Prognosen, insbesondere, wenn sich die Wasserstände dem Deckgebirge annähern.

Eine Analyse der früheren Zuflüsse in die Bergwerke zusammen mit der Bergbauhistorie sowie den Monitoringdaten für den Cenoman/Turon-Grundwasserleiter spricht für einen Zufluss von ca. 20 m³/min aus diesem Deckgebirgsgrundwasserleiter überwiegend in die zentralen Bergwerke Gneisenau – Kurl - Victoria. Diese Zuflussmenge kann, unter Berücksichtigung der für den tiefen Grundwasserleiter durchgeführten hydraulischen Berechnungen, über die Grundwasserneubildung in den möglichen Einzugsbereichen abgedeckt werden.

Bei -380 mNHN erreicht der Grubenwasserstand in den nördlichen Bergwerken der Provinz die Oberkante des Karbons, also die Unterkante des Cenoman/Turon-Grundwasserleiters. Grundsätzlich besteht damit die Möglichkeit einer wechselseitigen Beeinflussung von Wasseranstieg im Bergwerk – Zuflüssen aus dem Deckgebirge in das Bergwerk – Grundwasserständen im Deckgebirgsgrundwasserleiter. Aus der Lage der Baufelder, der fraglichen Zuflüsse und dem jeweiligen Niveau der Deckgebirgsbasis lässt sich jedoch ableiten, dass bis -380 mNHN nur sehr geringe derartige Beeinflussungen möglich sind.

Für diese Rahmenbedingungen und eine aktualisierte Kalibrierung des Wasseranstiegs bis -770 mNHN (heutiger Wasserstand Haus Aden) mit Projektion von Korrekturfaktoren des Resthohlraumvolumens bis -400 mNHN ergibt sich der Wasserstand -600 mNHN für Mai 2026 und -380 mNHN für Juni 2029. Grundsätzlich wird ein weitgehend linearer Wasseranstieg von ca. 65 m/Jahr erwartet. Hydraulisch relevant ist aber (etwas oberhalb des zuvor angestrebten -600 mNHN-Hebungsniveaus) die Überstauung der Verbindungen Gneisenau – Minister Stein. Bedingt durch regionale Unterschiede in der Verfügbarkeit von Zuflüssen und auffüllbarem Resthohlraum führt dies dazu, dass die Hauptmenge des Grubenwassers nicht mehr in die östlichen Bergwerke, sondern nach Westen nach Minister Stein – Hansa strömt.

Unter diesen Rahmenbedingungen erwartet das Modell für die -380 mNHN-Wasserhaltung Haus Aden zunächst die Förderung relativ hoch salinarer Wasser, die sich in dieser Phase in dem tiefen westlichen Zustrombereich gesammelt haben. Nicht nur die Abflussverhältnisse, sondern auch die Wasserhebung Haus Aden wird somit sehr stark geprägt durch den Schwerpunkt der Zuflüsse in der westlichen Teilprovinz, der ungleichen Verteilung

von Zuflusstypen und Abbauteufen sowie der Lage der Wasserhaltung an der zentralen Schnittstelle zwischen westlicher und östlicher Teilprovinz. Eine Überprüfung dieser Modellerwartung kann durch regelmäßiges Monitoring (Schöpfproben) in den Schächten Haus Aden und Grimberg über die Wasserqualität an dieser zentralen Schnittstelle erfolgen (/17/ /19/ /20/).

Die grafischen Darstellungen zu den Wasseranstiegen bis -380 mNHN und im Vergleich -600 mNHN für die vom Modell erwarteten Entwicklungen (vgl. Kap. 5.2) berücksichtigen nur eine Auswahl repräsentativer bzw. wichtiger Stoffe und Parameter. Wesentliche Konzentrations-Ergebnisse für alle Parameter sind für die beiden Anstiegsvarianten in Tabelle 4 und Tabelle 5 aufgeführt. Ausgewählt wurden hierfür jeweils Maximum- und Mittelwerte für drei Phasen der Wasserhaltung:

- **Auswaschung nach Pumpbeginn (Pumpbeginn bis Ende 2035)**
Mit Aufnahme der Wasserhaltung werden die im Wasseranstieg mobilisierten Stoffe ausgewaschen. Maximale Konzentrationen werden meist in diesen ersten Jahren der Wasserhaltung erreicht. In der Wasserprovinz Haus Aden wird dieser allgemeine Effekt auch für nicht mobilisierte Stoffe durch einen Sondereffekt im ehemaligen Bergwerk Victoria 1/2 verstärkt. Der Stoffaustrag und die Dynamik der Konzentrationen in der Wasserhaltung wird vor allem durch den westlichen Zufluss bestimmt, da der Abfluss aus den östlichen Bergwerken gering ist und diese durch viel Fremdwasser aus Westen gefüllt worden sind.
- **Übergangsphase (2036 – 2046)**
Nach Abklingen dieser Stoffausträge erreichen die meisten Stoffe ihr Konzentrationsminimum. Dies hat vor allem damit zu tun, dass das Modell die maximalen Stoffausträge aus der östlichen Teilprovinz erst später erwartet. Dies betrifft sowohl Oxidationsprodukte aber vor allem die Salze, da das gering salinare Wasser aus dem Westen, das die Bergwerke überwiegend gefüllt hat, erst auch wieder ausgetauscht werden muss. Der Zeitraum von 11 Jahren wurde gewählt, um vor allem für die Mittelwerte den Zyklus an Klimadaten abzubilden, der Grundlage zur Berechnung der variablen Zuflüsse war.
- **Ende Berechnung (2079 - 2089)**
50 bis 60 Jahre nach Wiederaufnahme der Wasserhaltung haben sich annähernd Gleichgewichtsbedingungen eingestellt. Die Modellprognosen entsprechen somit dem langfristig zu erwartenden Zustand.

Tabelle 4: Mittlere und maximale Konzentrationen in der Wasserhebung Haus Aden nach dem geplanten Wasseranstieg auf -380 mNHN.

		Auswaschung nach Pumpbeginn		Übergangsphase		Ende Berechnung	
		Max	Mittel	Max	Mittel	Max	Mittel
von		Jun. 2029	Jun. 2029	Jan. 2036	Jan. 2036	Dez. 2078	Dez. 2078
bis		Dez. 2035	Dez. 2035	Dez. 2046	Dez. 2046	Nov. 2089	Nov. 2089
Wassermenge		25,8	21,4	26,7	20,8	26,7	21,2
Temperatur	°C	28,2	27,6	27,4	27,1	26,1	25,7
pH	Min	6,49	6,72	6,84	6,88	6,92	6,96
Natrium	mg/L	13.605	4.277	3.597	3.242	3.991	3.651
Kalium	mg/L	72	28	34	31	40	37
Calcium	mg/L	991	503	374	351	425	396
Magnesium	mg/L	404	156	151	136	161	147
Eisen	mg/L	178	34,7	14	10,7	9,0	7,3
Eisen nach FeS	mg/L	178	33,0	0	0,0	0,0	0,0
Mangan	mg/L	2,48	0,94	0,53	0,49	0,48	0,43
Zink	mg/L	0,09	0,08	0,14	0,11	0,16	0,14
Blei	mg/L	0,040	0,015	0,0081	0,0077	0,0067	0,0062
Nickel	mg/L	0,039	0,016	0,0090	0,0085	0,0075	0,0071
Cadmium	mg/L	0,0040	0,0016	0,00094	0,00089	0,00078	0,00072
Kupfer	mg/L	0,079	0,028	0,014	0,013	0,011	0,010
Chrom	mg/L	0,005	0,003	0,003	0,003	0,004	0,004
Barium	mg/L	0,048	0,032	0,079	0,067	0,094	0,084
Barium korrr.	mg/L	0,48	0,32	0,79	0,67	0,94	0,84
Strontium	mg/L	31,0	22,2	29,6	26,6	36,0	33,6
Bor	mg/L	1,36	0,95	1,00	0,97	1,05	1,03
Ammonium	mg/L	7,3	2,3	3,1	2,6	3,7	3,4
Chlorid	mg/L	22.090	6.936	6.219	5.553	7.001	6.378
Sulfat	mg/L	2.408	1.038	433	324	243	235
Sulfid-S	mg/L	11,5	2,5	21,2	17,5	18,7	16,0
Sulfid-S nach FeS	mg/L	8,1	1,5	14,9	11,4	14,1	11,8
Hydrogenkarbonat	mg/L	836	698	644	628	590	586
Bromid	mg/L	23,6	7,5	9,0	8,0	10,38	9,50
Nitrat	mg/L	2,27	0,87	0,8	0,8	0,84	0,82
Nitrit	mg/L	0,035	0,034	0,036	0,035	0,037	0,036
Phosphat	mg/L	0,055	0,054	0,06	0,06	0,064	0,063
Abfilt. Stoffe	mg/L	5,01	3,55	2,60	2,29	2,34	2,20
PCB Summe	ng/L	4,44	2,92	3,46	1,97	3,42	2,02
PCB-28	ng/L	2,13	1,40	1,66	0,95	1,64	0,97
PCB-52	ng/L	1,19	0,78	0,93	0,53	0,92	0,54
PCB101	ng/L	0,38	0,25	0,30	0,17	0,29	0,17
PCB-118	ng/L	0,47	0,31	0,36	0,21	0,36	0,21
PCB-138	ng/L	0,12	0,08	0,09	0,05	0,09	0,05
PCB-153	ng/L	0,10	0,06	0,08	0,04	0,08	0,04
PCB-180	ng/L	0,06	0,04	0,04	0,02	0,04	0,03

Tabelle 5: Mittlere und maximale Konzentrationen in der Wasserhebung Haus Aden nach einem Wasseranstieg auf -600 mNHN.

		Auswaschung nach Pumpbeginn		Übergangsphase		Ende Berechnung	
		Max	Mittel	Max	Mittel	Max	Mittel
von	bis	Mai. 2026 Dez. 2035	Mai. 2026 Dez. 2035	Jan. 2036 Dez. 2046	Jan. 2036 Dez. 2046	Dez. 2078 Nov. 2089	Dez. 2078 Nov. 2089
Wassermenge		27,9	22,9	28,8	22,8	28,8	23,2
Temperatur	°C	28,9	26,0	26,2	25,9	25,7	25,3
pH	Min	6,83	6,89	6,94	6,98	7,03	7,06
Natrium	mg/L	5.385	4.495	5.585	5.061	5.673	5.123
Kalium	mg/L	42	38	52	47	57	52
Calcium	mg/L	563	468	528	477	589	539
Magnesium	mg/L	200	178	213	195	214	194
Eisen	mg/L	58	21,7	24	19,2	6,5	5,4
Eisen nach FeS	mg/L	58	16,9	12	6,2	0,0	0,0
Mangan	mg/L	1,01	0,71	0,72	0,63	0,54	0,48
Zink	mg/L	0,14	0,11	0,21	0,18	0,24	0,21
Blei	mg/L	0,015	0,010	0,0099	0,0087	0,0068	0,0063
Nickel	mg/L	0,016	0,011	0,0106	0,0094	0,0071	0,0067
Cadmium	mg/L	0,0016	0,0011	0,00108	0,00096	0,00075	0,00070
Kupfer	mg/L	0,030	0,019	0,017	0,015	0,010	0,009
Chrom	mg/L	0,004	0,004	0,004	0,004	0,004	0,004
Barium	mg/L	0,073	0,052	0,101	0,090	0,117	0,105
Barium korr.	mg/L	0,73	0,52	1,01	0,90	1,17	1,05
Strontium	mg/L	34,4	29,6	44,6	40,1	50,5	46,2
Bor	mg/L	1,07	1,04	1,15	1,11	1,19	1,15
Ammonium	mg/L	3,8	3,3	4,9	4,4	5,6	5,1
Chlorid	mg/L	8.901	7.655	9.781	8.822	10.095	9.089
Sulfat	mg/L	1.033	553	329	284	212	204
Sulfid-S	mg/L	6,7	2,7	8,2	7,4	8,2	7,4
Sulfid-S nach FeS	mg/L	0,0	0,0	0,2	0,0	5,1	4,3
Hydrogenkarbonat	mg/L	631	604	588	570	542	533
Bromid	mg/L	11,7	10,8	13,9	12,6	14,96	13,57
Nitrat	mg/L	1,00	0,91	1,0	1,0	1,04	1,00
Nitrit	mg/L	0,038	0,036	0,041	0,039	0,043	0,041
Phosphat	mg/L	0,061	0,058	0,07	0,07	0,073	0,070
Abfilt. Stoffe	mg/L	4,02	2,94	2,57	2,45	2,52	2,40
PCB Summe	ng/L	6,41	2,92	3,62	1,88	3,58	1,97
PCB-28	ng/L	3,07	1,40	1,74	0,90	1,71	0,94
PCB-52	ng/L	1,72	0,78	0,97	0,50	0,96	0,53
PCB101	ng/L	0,55	0,25	0,31	0,16	0,31	0,17
PCB-118	ng/L	0,68	0,31	0,38	0,20	0,38	0,21
PCB-138	ng/L	0,17	0,08	0,10	0,05	0,09	0,05
PCB-153	ng/L	0,14	0,06	0,08	0,04	0,08	0,04
PCB-180	ng/L	0,08	0,04	0,05	0,02	0,05	0,02

Während die Maximalwerte in der Anfangsphase überwiegend den Mobilisationseffekt im Wasseranstieg charakterisieren, sind sie im weiteren Verlauf auf den Einfluss der klimatisch veränderlichen Zuläufe zurückzuführen,

die durch vergleichsweise geringe Stoffkonzentrationen gekennzeichnet sind. Hohe Konzentrationen im Mischwasser entstehen so meist in Phasen geringer Zuflüsse aus dem Deckgebirge, wenn die höher salinaren und mit konstanten Zuflussmengen betrachteten Tiefenzuflüsse einen höheren Anteil aufweisen. Eine Ausnahme bilden hier Sulfat und Hydrogenkarbonat, deren Einträge überwiegend aus dem Deckgebirge stammen.

An dem für die Salzkomponten typischen Chlorid lassen sich einige Zusammenhänge erklären. Der initiale Konzentrationspeak tritt bei -600 mNHN-Wasserhaltung nicht auf, da es nicht zur Überstauung der Gneisenau -Minister Stein-Verbindung kommt. Anschließend nehmen die Konzentrationen (zunehmender Eintrag aus der östlichen Teilprovinz) sukzessive zu. Die Auswaschung von Oxidationsprodukten ist 2035 nur im westlichen Teilstrom abgeschlossen, im Osten wird dieser Prozess deutlich länger dauern. Auch deshalb wird davon ausgegangen, dass sich die dort den Wasserchemismus dominierenden Bariumeinträge über lange Zeiträume nicht bis zur Wasserhaltung durchpausen. Die langsame Dynamik im Osten ist auch an den PCB zu erkennen, deren Verhalten über die Feststoffpartikel ebenfalls an Wasseranstieg und Ausspülung gekoppelt ist.

Bezüglich der Einleitung in die Lippe sind grundsätzlich die Eisen- und Sulfid-Gehalte zu beachten. Für Sulfid wurde bereits vor Einstellung der Wasserhaltung 2019 eine Wasseraufbereitung betrieben. Eisen und Sulfid reagieren miteinander zu FeS , bis nur die im stöchiometrischen Überschuss enthaltene Komponente im Wasser verbleibt. Diese Reaktion berechnet das Modell aufgrund der geringen Verweilzeiten und Mischungen im Schacht nicht und weist Eisen (östlicher Teilstrom) und Sulfid (westlicher Teilstrom) nebeneinander im gehobenen Mischwasser aus. Für eine bessere Bilanzierung werden Eisen und Sulfid daher im chemischen Gleichgewicht in den Tabellen angegeben (nach FeS). Bei -380 mNHN früher und bei -600 mNHN später dürfte Sulfid in der Wasserhebung dominieren. Aufgrund der Unsicherheiten insbesondere bei der Quantifizierung der Sulfatreduktion sind Verschiebungen des Eisen-Sulfid-Verhältnisses jedoch nicht auszuschließen und bei den weiteren Planungen und im Monitoring zu berücksichtigen.

Durch den Wasseranstieg werden sich auch die zu hebenden Wassermengen verändern, da sich dabei die hydraulischen Gradienten in die Bergwerke bzw. zur Wasserhaltung sukzessive vermindern. Betroffen sind davon nur die Zuflüsse, deren Zutrittsniveau in die Auflockerungszone des Bergwerkes unter den Wasserspiegel gerät. Die berechnete Minderung um $2 \text{ m}^3/\text{min}$ ist vergleichsweise gering, was auf die Dominanz der vom Wasseranstieg nicht beeinflussten Zuflüsse aus dem Deckgebirge zurückzuführen ist. Gleichwohl wirkt sich dieser Einfluss überproportional auf die

meisten Stofffrachten aus, da diese Bilanzgröße Veränderungen von Konzentration und Wassermenge kombiniert (Tabelle 6 und Tabelle 7). Da sich die Wassermengen über die Zeit nicht ändern, entsprechen die Veränderungen über die Zeit den jeweiligen Veränderungen der Konzentrationen.

Tabelle 6: Mittlere und maximale Frachten in der Wasserhebung Haus Aden nach dem geplanten Wasseranstieg auf -380 mNHN.

		Auswaschung nach Pumpbeginn		Übergangsphase		Ende Berechnung	
		Max	Mittel	Max	Mittel	Max	Mittel
	von bis	Jun. 2029	Jun. 2029	Jan. 2036	Jan. 2036	Dez. 2078	Dez. 2078
		Dez. 2035	Dez. 2035	Dez. 2046	Dez. 2046	Nov. 2089	Nov. 2089
Wassermenge		25,8	21,4	26,7	20,8	26,7	21,2
Natrium	g/min	225.704	89.074	77.713	67.029	84.024	77.137
Kalium	g/min	1.170	582	765	633	871	786
Calcium	g/min	16.139	10.598	8.639	7.272	9.340	8.376
Magnesium	g/min	6.629	3.273	3.202	2.815	3.376	3.107
Eisen	g/min	2.988	696,4	284	219,8	173,1	154,5
Eisen nach FeS	g/min	2.988	659,5	0,0	0,0	0,0	0,0
Mangan	g/min	43,7	19,6	11,9	10,1	9,6	9,0
Zink	g/min	1,98	1,71	2,83	2,34	3,24	3,02
Blei	g/min	0,70	0,31	0,20	0,16	0,15	0,13
Nickel	g/min	0,70	0,33	0,23	0,18	0,18	0,15
Cadmium	g/min	0,070	0,033	0,023	0,018	0,017	0,015
Kupfer	g/min	1,39	0,59	0,36	0,28	0,25	0,22
Chrom	g/min	0,088	0,074	0,090	0,072	0,092	0,075
Barium	g/min	1,09	0,69	1,95	1,38	2,10	1,77
Barium korr.	g/min	10,9	6,9	19,5	13,8	21,0	17,7
Strontium	g/min	549	473	666	551	798	712
Bor	g/min	24,4	20,3	25,4	20,2	26,6	21,8
Ammonium	g/min	117	48	66	54	79	72
Chlorid	g/min	362.769	144.532	132.551	114.770	146.002	134.738
Sulfat	g/min	42.325	21.645	10.808	6.739	6.070	4.987
Sulfid-S	g/min	257	54,7	428	360	394	337
Sulfid-S nach FeS	g/min	180	33,5	294	234	300	248
Hydrogenkarbonat	g/min	17.289	14.883	16.937	13.042	15.650	12.449
Bromid	g/min	367	158	193	166	219	201
Nitrat	g/min	36	18	20	16	21	17
Nitrit	g/min	0,87	0,73	0,92	0,72	0,96	0,77
Phosphat	g/min	1,4	1,2	1,5	1,2	1,6	1,3
Abfilt. Stoffe	g/min	113	75	69	48	63	47
PCB Summe	µg/min	88,8	62,4	89,4	41,9	88,5	44,2
PCB-28	µg/min	42,6	29,9	42,8	20,1	42,4	21,2
PCB-52	µg/min	23,8	16,7	23,9	11,2	23,7	11,8
PCB101	µg/min	7,6	5,4	7,7	3,6	7,6	3,8
PCB-118	µg/min	9,4	6,6	9,4	4,4	9,3	4,7
PCB-138	µg/min	2,4	1,7	2,4	1,1	2,3	1,2
PCB-153	µg/min	2,0	1,4	2,0	0,9	2,0	1,0
PCB-180	µg/min	1,1	0,8	1,1	0,5	1,1	0,6

Tabelle 7: Mittlere und maximale Frachten in der Wasserhebung Haus Aden nach einem Wasseranstieg auf -600 mNHN.

		Auswaschung nach Pumpbeginn		Übergangs-phase		Ende Berechnung	
		Max	Mittel	Max	Mittel	Max	Mittel
	von	Mai. 2026	Mai. 2026	Jan. 2036	Jan. 2036	Dez. 2078	Dez. 2078
	bis	Dez. 2035	Dez. 2035	Dez. 2046	Dez. 2046	Nov. 2089	Nov. 2089
Wassermenge		27,9	22,9	28,8	22,8	28,8	23,2
Natrium	g/min	121.423	102.788	127.343	114.632	127.476	118.428
Kalium	g/min	1.034	868	1.246	1.070	1.306	1.200
Calcium	g/min	12.435	10.666	12.627	10.823	13.548	12.457
Magnesium	g/min	4.477	4.060	4.891	4.414	4.859	4.496
Eisen	g/min	1.314	490,0	521	432,8	132,6	124,4
Eisen nach FeS	g/min	1.313	377,1	260	138,7	0,0	0,0
Mangan	g/min	23,0	16,1	15,8	14,3	11,7	11,1
Zink	g/min	3,40	2,50	4,55	4,05	5,09	4,84
Blei	g/min	0,35	0,23	0,23	0,20	0,16	0,14
Nickel	g/min	0,38	0,26	0,26	0,21	0,18	0,16
Cadmium	g/min	0,037	0,025	0,026	0,022	0,018	0,016
Kupfer	g/min	0,68	0,43	0,41	0,34	0,25	0,21
Chrom	g/min	0,100	0,083	0,104	0,084	0,105	0,087
Barium	g/min	1,81	1,21	2,77	2,05	2,95	2,44
Barium korr.	g/min	18,1	12,1	27,7	20,5	29,5	24,4
Strontium	g/min	844	681	1.058	909	1.153	1.068
Bor	g/min	28,8	23,9	31,1	25,3	31,8	26,7
Ammonium	g/min	93	76	116	100	125	117
Chlorid	g/min	199.999	175.085	222.104	199.764	224.760	210.070
Sulfat	g/min	23.572	12.455	8.620	6.465	5.747	4.733
Sulfid-S	g/min	170	64,8	202	169	197	171
Sulfid-S nach FeS	g/min	0	0	6	0	125	100
Hydrogenkarbonat	g/min	16.639	13.838	16.882	12.977	15.637	12.396
Bromid	g/min	283	247	328	286	341	314
Nitrat	g/min	25	21	27	22	27	23
Nitrit	g/min	1,00	0,82	1,09	0,89	1,14	0,96
Phosphat	g/min	1,6	1,3	1,8	1,5	1,9	1,6
Abfilt. Stoffe	g/min	90	67	74	56	72	56
PCB Summe	µg/min	146,3	67,2	104,4	44,1	103,2	47,2
PCB-28	µg/min	70,1	32,2	50,0	21,1	49,4	22,6
PCB-52	µg/min	39,2	18,0	28,0	11,8	27,6	12,7
PCB101	µg/min	12,6	5,8	9,0	3,8	8,9	4,1
PCB-118	µg/min	15,4	7,1	11,0	4,6	10,9	5,0
PCB-138	µg/min	3,9	1,8	2,8	1,2	2,7	1,3
PCB-153	µg/min	3,2	1,5	2,3	1,0	2,3	1,0
PCB-180	µg/min	1,8	0,8	1,3	0,6	1,3	0,6

Um die langfristigen Effekte eines höheren Wasseranstiegs übersichtlicher darzustellen, vergleicht Tabelle 8 mittlere Konzentrationen und Frachten für den 11-jährigen Klimazyklus zum Ende des Berechnungszeitraumes 2079 – 2089. Dabei ist zu beachten, dass hierbei Wiederholungen der Klimadaten 2008 – 2018 zugrunde liegen. Die Verwendung von Klimamodellen wäre

theoretisch und modelltechnisch ebenfalls möglich, jedoch liefern diese derzeit für die Region keine widerspruchsfreien Ergebnisse.

Tabelle 8: Veränderung der mit der Wasserhebung abgeführten Frachten durch den Wasseranstieg (Mittelwerte für den Zeitraum 2079 – 2089). Veränderungen im Wasseranstieg >5 % < -5%.

	Konzentrationen mg/L				Frachten g/min			
	-600 mNHN	-380 mNHN	Delta		-600 mNHN	-380 mNHN	Delta %	
Wassermenge	23,2	21,2	-2,0	-9%	23,2	21,2	-2,0	-9%
Temperatur	25,3	25,7	0,4	2%				
pH	7,06	6,96	-0,11	-2%				
Natrium	5.123	3.651	-1.472	-29%	118.428	77.137	-41.290	-35%
Kalium	52	37	-15	-28%	1.200	786	-414	-34%
Calcium	539	396	-143	-26%	12.457	8.376	-4.081	-33%
Magnesium	194	147	-47	-24%	4.496	3.107	-1.389	-31%
Eisen	5,4	7,3	1,9	-	124,4	154,5	30,1	-
Eisen nach FeS	0,0	0,0	0,0	0%	0,0	0,0	0,0	0%
Mangan	0,48	0,43	-0,06	-11%	11,1	9,0	-2,1	-19%
Zink	0,21	0,14	-0,07	-32%	4,84	3,02	-1,82	-38%
Blei	0,0063	0,0062	-0,0001	-1%	0,14	0,13	-0,01	-9%
Nickel	0,0067	0,0071	0,0003	5%	0,16	0,15	-0,01	-4%
Cadmium	0,00070	0,00072	0,00002	3%	0,016	0,015	-0,001	-6%
Kupfer	0,009	0,010	0,001	10%	0,21	0,22	0,00	1%
Chrom	0,004	0,004	0,000	-6%	0,087	0,075	-0,012	-14%
Barium	0,105	0,084	-0,021	-20%	2,44	1,77	-0,67	-27%
Barium korr.	1,05	0,84	-0,21	-20%	24,4	17,7	-6,7	-27%
Strontium	46,2	33,6	-12,5	-27%	1.068	712	-356	-33%
Bor	1,15	1,03	-0,12	-11%	26,7	21,8	-4,9	-18%
Ammonium	5,1	3,4	-1,6	-33%	117	72	-45	-38%
Chlorid	9.089	6.378	-2.710	-30%	210.070	134.738	-75.332	-36%
Sulfat	204	235	31	15%	4.733	4.987	253	5%
Sulfid-S	7,4	16,0	8,6	117%	171	337	166	97%
Sulfid-S nach FeS	4,3	11,8	7,5	175%	100	248	149	149%
Hydrogenkarbonat	533	586	53	10%	12.396	12.449	53	0%
Bromid	13,57	9,50	-4,07	-30%	314	201	-113	-36%
Nitrat	1,00	0,82	-0,17	-17%	23	17	-6	-24%
Nitrit	0,041	0,036	-0,005	-12%	0,96	0,77	-0,19	-19%
Phosphat	0,070	0,063	-0,008	-11%	1,6	1,3	-0,3	-19%
Abfilt. Stoffe	2,40	2,20	-0,20	-8%	56	47	-9	-16%
	ng/L				µg/min			
PCB Summe	1,97	2,02	0,056	3%	47,2	44,2	-3,08	-7%
PCB-28	0,94	0,97	0,027	3%	22,6	21,2	-1,48	-7%
PCB-52	0,53	0,54	0,015	3%	12,7	11,8	-0,82	-7%
PCB101	0,17	0,17	0,005	3%	4,1	3,8	-0,27	-7%
PCB-118	0,21	0,21	0,006	3%	5,0	4,7	-0,32	-7%
PCB-138	0,05	0,05	0,001	3%	1,3	1,2	-0,08	-7%
PCB-153	0,04	0,04	0,001	3%	1,0	1,0	-0,07	-7%
PCB-180	0,02	0,03	0,001	3%	0,6	0,6	-0,04	-7%

Deutlich erkennbar und in Abbildung 89 nochmals grafisch dargestellt ist, dass für die meisten Stoffe der um 220 m höhere Wasseranstieg positive Auswirkungen hat: der Stoffaustrag vermindert sich um ca. 30 %. Die verminderten Wassermengen verstärken den Effekt der verminderten Konzentrationen. Erhöht sind lediglich die schon genannten Anionen Sulfat und Hydrogenkarbonat, die überwiegend aus dem Deckgebirge stammen und unverändert zufließen. Die Sulfidbildung wird durch geringere Salzgehalte und längere Verweilzeiten in dem nun größeren wassererfüllten Gruben-hohlraum begünstigt.

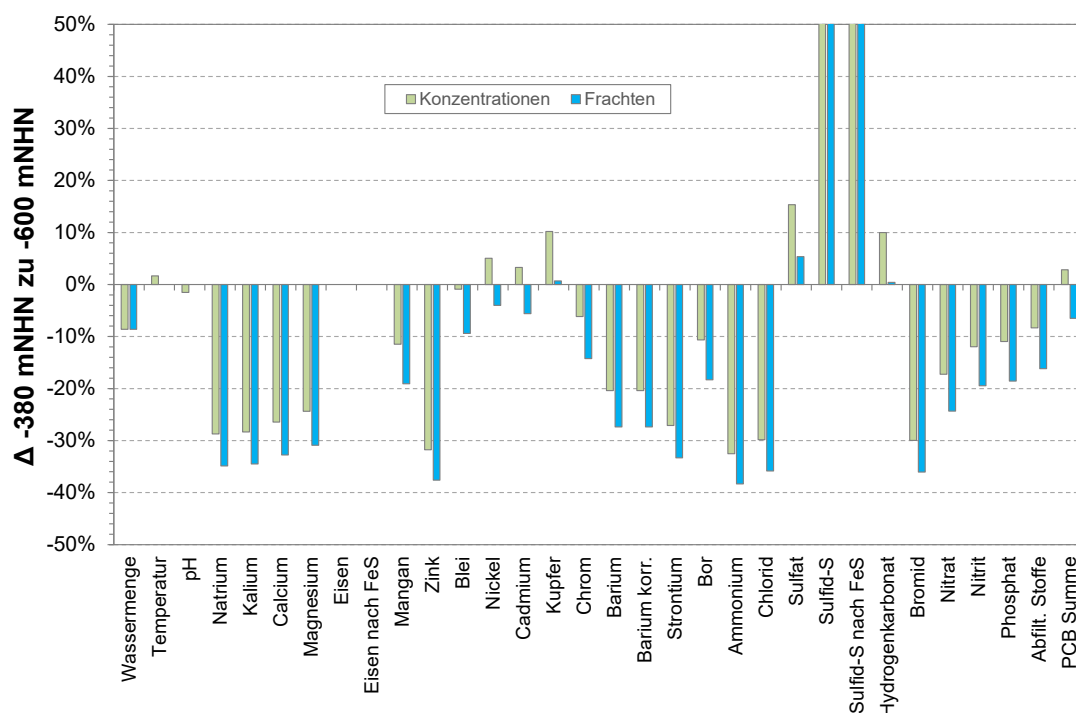


Abbildung 89: Auswirkungen des Wasseranstiegs auf den Stoffausstoß der Grubenwasserhaltung Haus Aden.

Ein hier nicht dargestellter Sondereffekt des Wasseranstiegs bis -380 mNHN bleibt der Peak in den Salzausträgen zu Beginn der Wasseraufnahme. Obgleich nicht auszuschließen ist, dass das Modell diesen Effekt überschätzt, sollte die Entwicklung durch Monitoring von Wasserqualitäten so weit wie möglich beobachtet werden. Die Schächte Haus Aden, Grimberg und Heinrich sind daher Bestandteil des Monitoringprogramms mit regelmäßigen Schöpfproben. Da es sich bei dem Wasserkörper im Baufeld Victoria 1/2, der die initialen Maxima hervorruft, um ein begrenztes Reservoir handelt, besteht zudem die Möglichkeit durch ein angepasstes Pumpmanagement eine Vergleichmäßigung des Stoffaustrags herbeizuführen.

7 Ausblick

Ein solches Konzept basiert darauf, dass die Wasserhebung bereits vor Erreichen des Zielniveaus mit zunächst verminderten Pumpraten aufgenommen wird. Während dieser begrenzten Entnahme werden die in die Vorflut eingeleiteten Frachten vermindert und der Wasseranstieg verlangsamt sich. Eine solche Vorgehensweise beeinflusst nicht nur die im tiefen Victoria-Baufeld gesammelten Salzwässer, sondern auch dämpft auch die anfänglichen Konzentrationsspitzen der beim Wasseranstieg mobilisierten Oxidationsprodukte.

Die so induzierten Prozesse und Stoffabgaben werden im Folgenden an einem Beispiel verdeutlicht, in dem die Wasserhaltung bei -600 mNHN mit konstant 15 m³/min einsetzt. In der späteren Umsetzung kann dies modifiziert werden, indem die gehobenen (und eingeleiteten) Wassermengen sowohl im Wasseranstieg als auch dauerhaft im Niveau -380 mNHN an die jahreszeitlich wechselnden Abflussraten der Lippe angepasst werden. Auch kann der Beginn der Maßnahme in Abhängigkeit von den Monitoringbefunden des durch die Schachtanlage Haus Aden strömenden Wassers erfolgen.

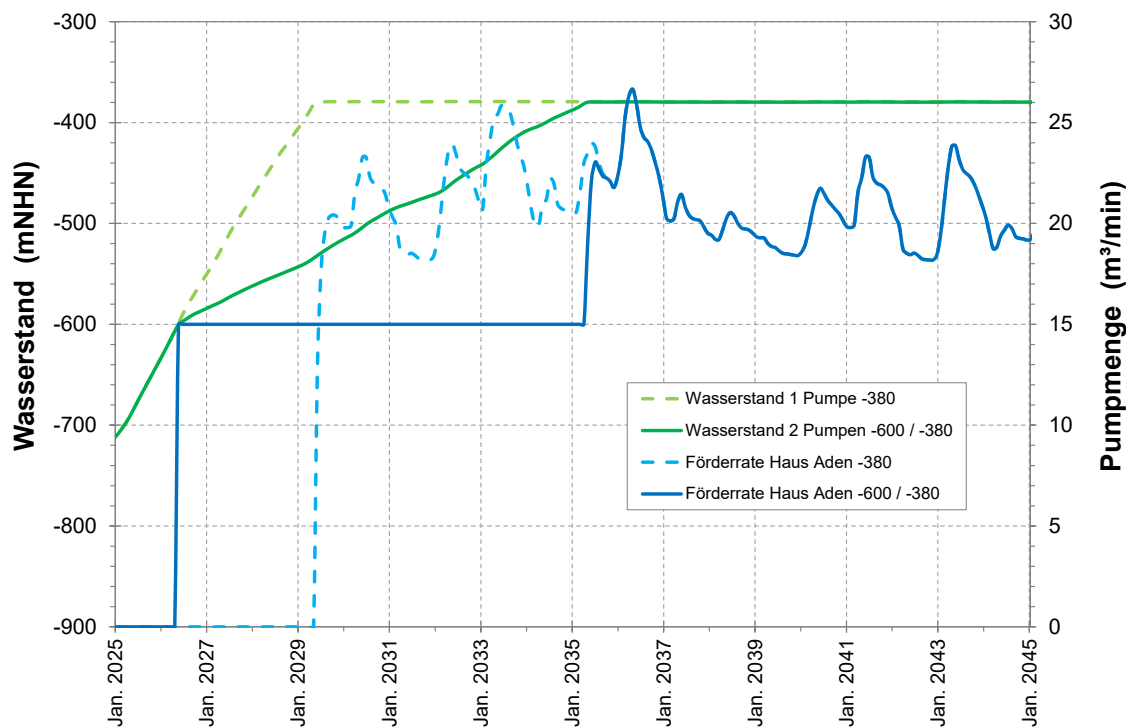


Abbildung 90: Wasseranstiegsverlauf und einzuleitende Grubenwassermengen in Abhängigkeit von der Pumpstrategie.

Bei einer solchen Vorgehensweise muss mit der Wasserhebung gegenüber der Standard-Variante ca. 3 Jahre früher begonnen werden und ca. 6 Jahre

später werden -380 mNHN erreicht und die Gesamtmenge von im Mittel ca. 21 m³/min muss eingeleitet werden. Die Startphase dauert somit ca. 9 Jahre, in denen bei verminderten Mengen die anfangs höheren Stoffkonzentrationen dem Grubenwasserkörper entzogen werden können.

Um ein solches Konzept zu realisieren, müssen zunächst die Prozesse im Einzugsgebiet der Wasserhaltung verstanden werden. Im Kapitel 5.1 wurde bereits dargelegt, dass die Akkumulation von Wässern im tiefen Baufeld Victoria 1/2 einsetzt, sobald der Verbindung Gneisenau – Minister Stein im Niveau -590 mNHN überstaut ist und die dort befindlichen Hohlräume aufgefüllt werden können (Abbildung 63 Seite 97). Hierdurch verlagert sich der Abfluss der gering salinaren Gneisenau-Wässer nach Westen und der sukzessive verminderte Abfluss über Haus Aden nach Osten wird salzhaltiger. Bereits etwas früher im Niveau -695 mNHN beeinflusst auch die Überstauung der Verbindung zwischen Victoria 3/4 und Victoria 1/2 Abflussgeschehen und Konzentrationen.

Die bei -600 mNHN einsetzende Wasserentnahme führt auch nach Überstauung der Minister Stein-Verbindung zu einem konstanten Abfluss nach Westen, jedoch nun zur Pumpe und nicht in die östlichen Bergwerke (vgl. Abbildung 91 mit Abbildung 63). Dieser Wasserentnahme entsprechend vermindert sich der Zufluss nach Hansa / Gneisenau und der Wasseranstieg verlangsamt sich.

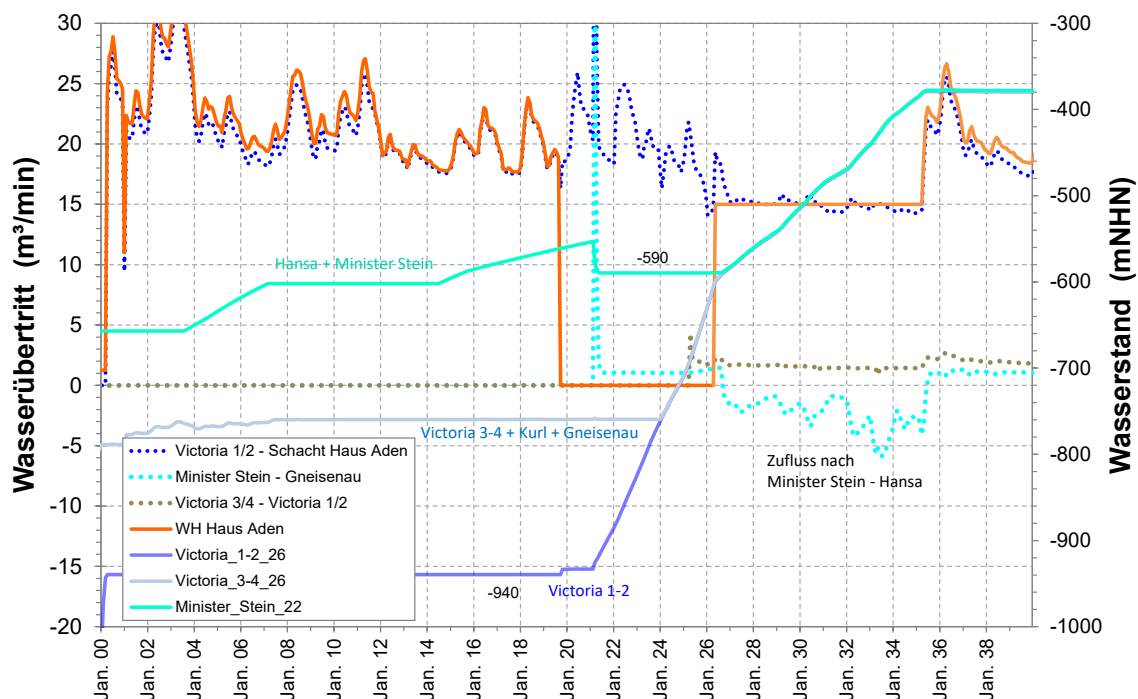


Abbildung 91: Entwicklung des Fließregimes in der westlichen Wasserprovinz während des Wasseranstiegs auf -380 mNHN.

Die Auswirkungen einer solchen Vorgehensweise auf die Entwicklung der Wasserinhaltsstoffe soll anhand von Chlorid als Vertreter der Salzmatrix in den Grubenwasserzuflüssen und Eisen als wichtiger Komponente der im Wasseranstieg mobilisierten Pyritoxidationsprodukte dargestellt werden. Verglichen werden die ursprüngliche angedachte Begrenzung des Wasserstandes bei -600 mNHN (Variante A), der natürliche Anstieg bis -380 mNHN (B) und die Option eines ab -600 mNHN verlangsamten Wasseranstiegs bis -380 mNHN (C).

Entsprechend der bis -600 mNHN unveränderten Abläufe entsprechen sich die initialen Chlorid-Konzentrationen der beiden Varianten A und C (Abbildung 92). In der Folge vermindern sich die Konzentrationen jedoch, was auf zwei Effekte zurückgeführt werden kann:

- Bei einer Entnahme von 15 m³/min (C) wird überwiegend Wasser aus Westen gehoben, weil die östlichen Zuflüsse die dortigen Hohlräume auffüllen und überwiegend dort verbleiben. Bei Förderung der Gesamtmenge (A) gelangt hingegen auch der Zufluss aus Osten in die Wasserhaltung
- Mit einer Wasserhaltung auf -600 mNHN (A) bleiben die tieferen salinaren Zuflüsse größer als beim Anstieg bis -380 mNHN, während dessen sie durch verminderte hydraulische Gradienten reduziert werden (B und C).

Der Übergangscharakter der Variante C wird somit durch den Konzentrationsverlauf anschaulich nachgezeichnet. Nach Erreichen der -380 mNHN nähern sich B und C innerhalb weniger Jahre an, die anfänglichen Unterschiede sind auf den verschobenen Zufluss von Osten zurückzuführen. Das für Variante C erwartete initiale Konzentrationsmaximum kann somit weitgehend vermieden werden, da zum Zeitpunkt der Gesamtwasserhebung bereits das von Deckgebirgszuflüssen dominierte Wasser über den Victoriadamm zur Wasserhaltung strömt (Abbildung 91).

Dass die in den ersten 9 Jahren an die Lippe abgegebenen Stoffmengen trotz während der späten Anstiegsphase zum Teil höherer Konzentrationen in Variante C geringer sind als in Variante B ist auf die geringeren Wassermengen zurückzuführen (Abbildung 93). Dass die Fracht nach Beginn der Gesamtförderung ein Maximum aufweist, kann als Hinweis dafür dienen, dass möglicherweise eine zwischenzeitliche Anhebung der Förderraten in Perioden geringerer Konzentrationen eine weitere Vergleichmäßigung der Frachtabgabe bewirken kann. Die für 2035/2035 errechneten Frachten bewegen sich allerdings auf einem Niveau, das auch langfristig nach

Vergleichmäßigung des Zustroms aus Osten zu erwarten sein wird (vgl. Abbildung 69 Seite 104).

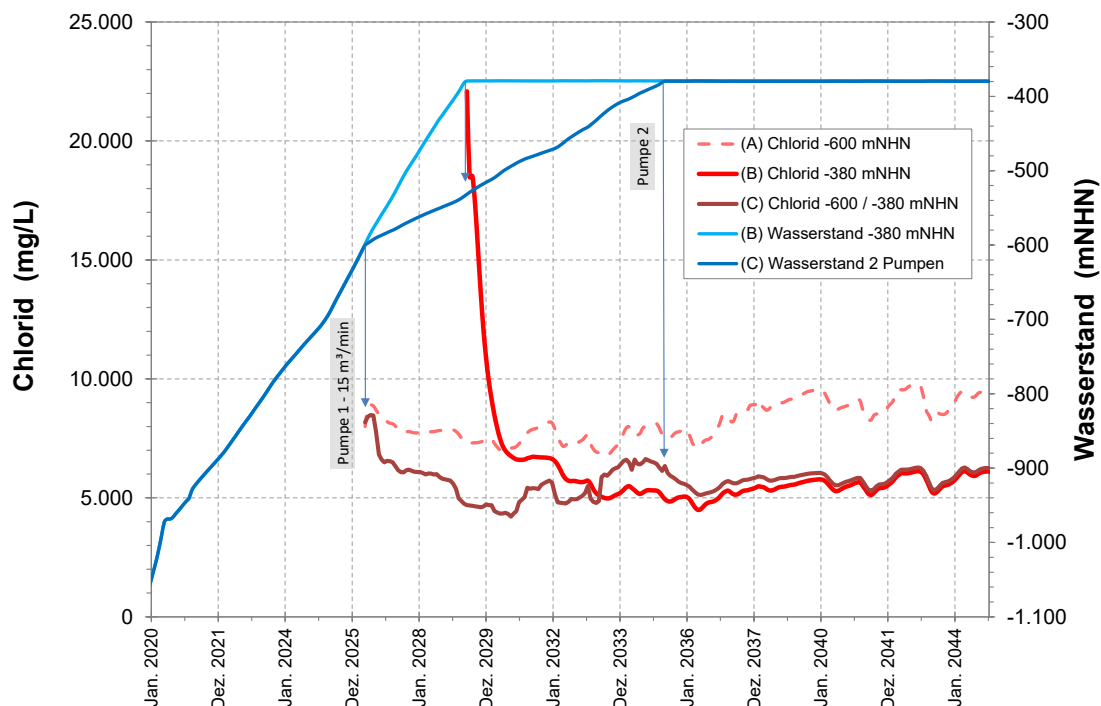


Abbildung 92: Konzentrationsentwicklung von Chlorid im Vergleich verschiedener Wasserhaltungsoptionen.

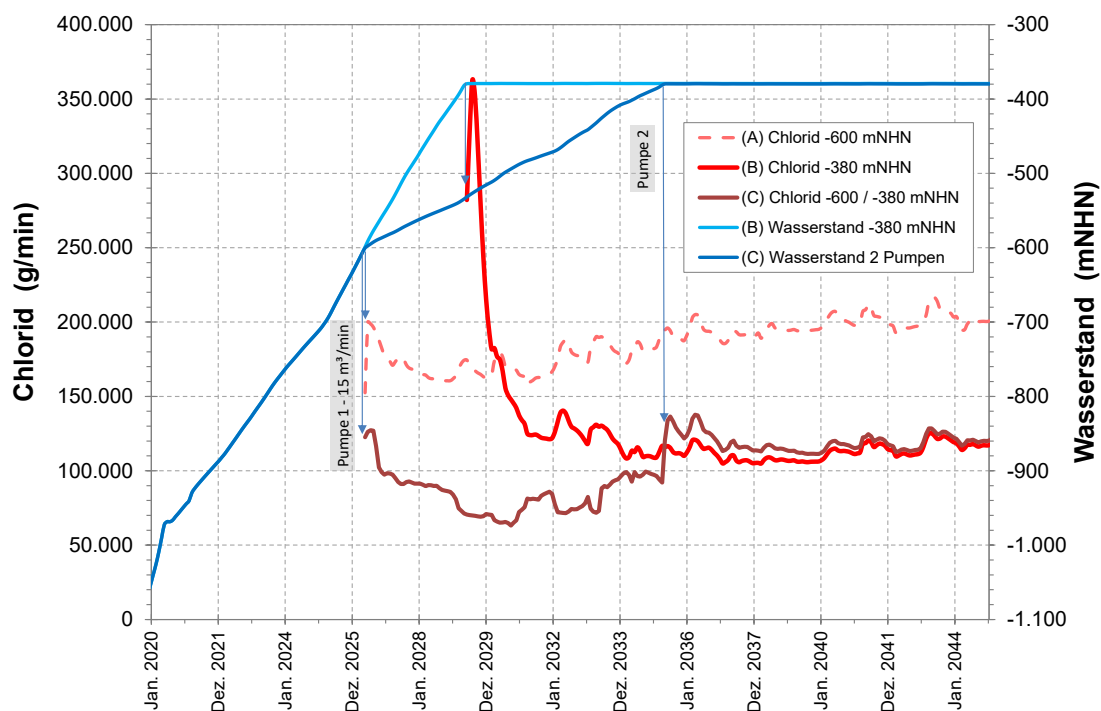


Abbildung 93: Frachtentwicklung von Chlorid im Vergleich verschiedener Wasserhaltungsoptionen.

Erhöhte Eisengehalte im gehobenen Grubenwasser sind hingegen vor allem eine Begleiterscheinung der ersten Wasserhaltungsjahre, bis das Grubenwasser hinreichend ausgetauscht wurde. Dies gilt unabhängig von der Höhe des Wasseranstiegs und einem etwaigen Pumpszenario. Abbildung 94 zeigt die nach Reaktion mit Sulfid gelösten verbleibenden Eisenkonzentrationen (vgl. Kap. 5.2.2 u.a. Abbildung 78 Seite 112). Das bedeutet, dass nach berechnetem Eisenaustrag Sulfid im Grubenwasser dominieren wird und in einer Übergangsphase vermehrt mit FeS-Partikeln zu rechnen sein wird.

Dies wird durch die veränderte Pumpstrategie C nur modifiziert – die mobilisierte und abzuführende Eisenmenge bleibt bei identischem Wasseranstiegsniveau -380 mNHN immer die selbe. Lediglich die zeitliche Verteilung und die maximalen Konzentrationen werden modifiziert. Der vorgezogene Pumpbeginn in Variante C verteilt die gelösten Eisenmengen über einen längeren Zeitraum, so dass wieder die initialen -600 mNHN-Konzentrationen aus Variante A nicht überschritten werden.

Gleichwohl können die Eisenfrachten durch Beschränkung der Wasserhebung auf 15 m³/min nochmals gesenkt werden (Abbildung 95). Das Modell erwartet zudem auch nach Förderung der Gesamtwassermenge keine deutliche Frachterhöhung, da zu diesem Zeitpunkt im Zusammenwirken mit der Sulfidreaktion die Eisenkonzentrationen rapide abnehmen.

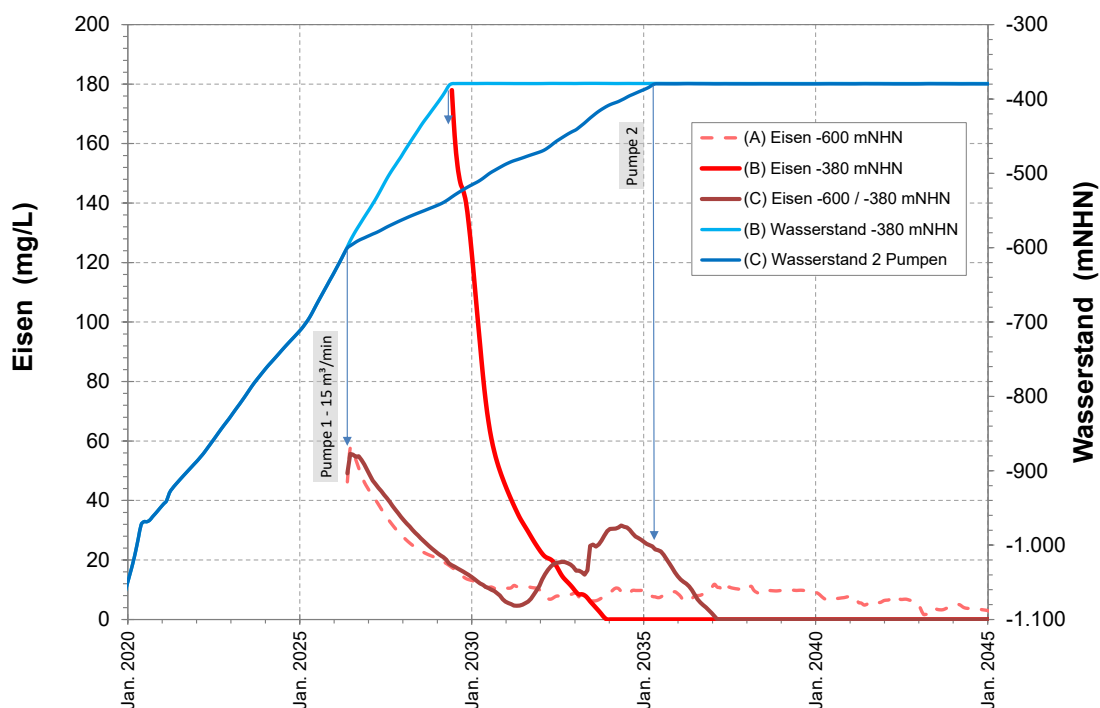


Abbildung 94: Konzentrationsentwicklung von Eisen im Vergleich verschiedener Wasserhaltungsoptionen.

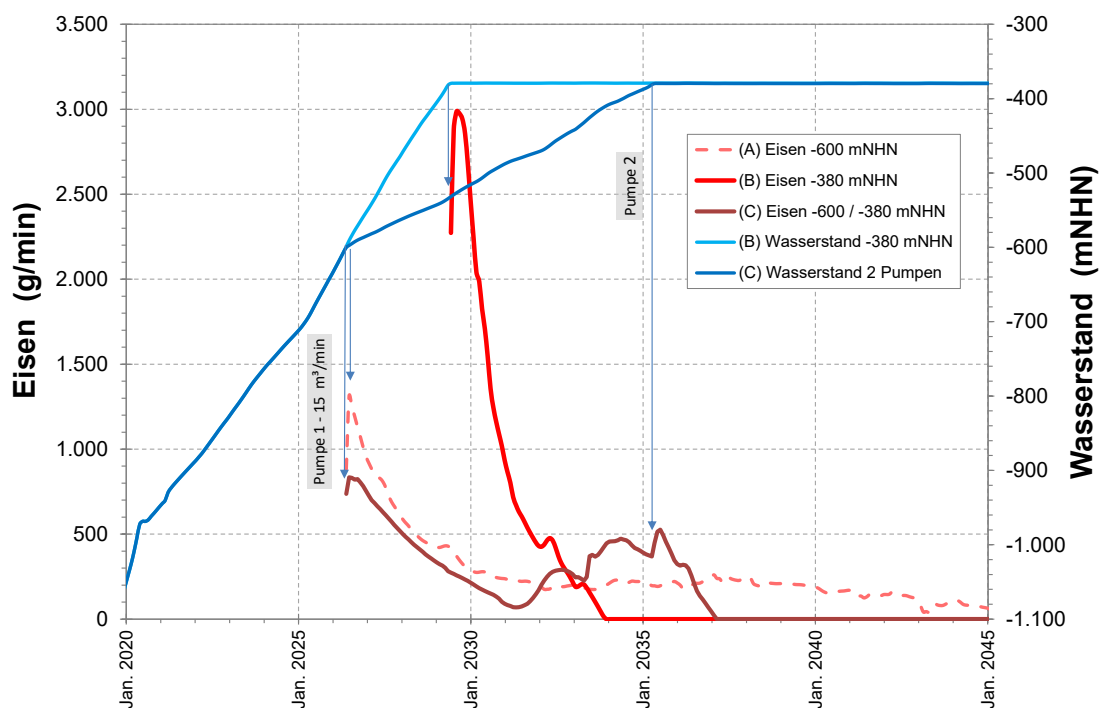


Abbildung 95: Frachtentwicklung von Eisen im Vergleich verschiedener Wasserhaltungsoptionen.

Diese Beispiele veranschaulichen, dass eine solche vorgezogene Wasserhebung im Zusammenwirken mit einem höheren Endwasserniveau zu einer

Verminderung von initialen und langfristigen Stoffausträgen führt. Tabelle 9 und Tabelle 10 zeigen nochmal die Modellergebnisse für alle Parameter.

Tabelle 9: Mittlere und maximale Konzentrationen in der Wasserhebung Haus Aden bei Wasseranstieg auf -380 mNHN mit vorgezogenem Pumpbeginn (-600 mNHN, 15 m³/min).

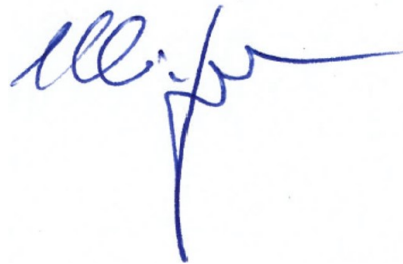
		vorgezogenes Pumpen mit 15 m³/min		Übergangsphase 1		Übergangsphase 2	
		Max	Mittel	Max	Mittel	Max	Mittel
von bis		Mai. 2026 Apr. 2035	Mai. 2026 Apr. 2035	Mai. 2035 Dez. 2039	Mai. 2035 Dez. 2039	Jan. 2040 Dez. 2044	Jan. 2040 Dez. 2044
Wassermenge		15,0	15,0	26,7	21,0	23,9	20,5
Temperatur	°C	28,9	26,4	27,4	27,1	27,4	27,2
pH	Min	6,69	6,85	6,70	6,78	6,82	6,88
Natrium	mg/L	5.150	3.505	3.897	3.423	3.640	3.407
Kalium	mg/L	35	25	32	28	35	32
Calcium	mg/L	551	436	523	426	396	369
Magnesium	mg/L	192	125	144	134	152	140
Eisen	mg/L	56	24,4	24	8,1	11,3	9,5
Eisen nach FeS	mg/L	56	24,1	24	4,8	0,0	0,0
Mangan	mg/L	0,97	0,64	0,84	0,64	0,56	0,50
Zink	mg/L	0,09	0,05	0,11	0,10	0,13	0,12
Blei	mg/L	0,015	0,011	0,0131	0,0098	0,0083	0,0075
Nickel	mg/L	0,016	0,012	0,0145	0,0109	0,0093	0,0085
Cadmium	mg/L	0,0016	0,0012	0,00139	0,00108	0,00093	0,00086
Kupfer	mg/L	0,029	0,022	0,026	0,018	0,015	0,013
Chrom	mg/L	0,004	0,003	0,003	0,003	0,004	0,003
Barium	mg/L	0,039	0,032	0,055	0,039	0,069	0,060
Barium korrr.	mg/L	0,39	0,32	0,55	0,39	0,69	0,60
Strontium	mg/L	24,2	18,7	28,6	25,1	30,7	28,7
Bor	mg/L	1,03	0,93	0,97	0,94	1,00	0,98
Ammonium	mg/L	3,2	2,1	2,7	2,3	3,0	2,7
Chlorid	mg/L	8.484	5.677	6.338	5.708	6.276	5.847
Sulfat	mg/L	1.174	829	1.025	629	420	332
Sulfid-S	mg/L	1,0	0,2	13,5	4,9	17,2	14,7
Sulfid-S nach FeS	mg/L	0,0	0,0	9,0	3,0	11,5	9,3
Hydrogenkarbonat	mg/L	708	648	675	656	642	621
Bromid	mg/L	10,3	6,8	8,4	7,3	9,09	8,38
Nitrat	mg/L	0,98	0,91	0,9	0,8	0,82	0,80
Nitrit	mg/L	0,036	0,032	0,036	0,036	0,036	0,036
Phosphat	mg/L	0,055	0,053	0,06	0,06	0,060	0,058
Abfilt. Stoffe	mg/L	4,28	3,64	3,84	3,03	2,47	2,33
PCB Summe	ng/L	6,39	3,42	3,65	2,41	2,42	1,78
PCB-28	ng/L	3,06	1,64	1,75	1,15	1,16	0,85
PCB-52	ng/L	1,71	0,92	0,98	0,64	0,65	0,48
PCB101	ng/L	0,55	0,29	0,31	0,21	0,21	0,15
PCB-118	ng/L	0,67	0,36	0,38	0,25	0,26	0,19
PCB-138	ng/L	0,17	0,09	0,10	0,06	0,06	0,05
PCB-153	ng/L	0,14	0,08	0,08	0,05	0,05	0,04
PCB-180	ng/L	0,08	0,04	0,05	0,03	0,03	0,02

Angegeben sind maximale und mittlere Konzentrationen für die Phase 15 m³/min Wasserhebung und die zwei folgenden 5-Jahres-Perioden mit dem natürlichen Zulauf entsprechender Wasserhebung. Die langfristig zu erwartenden Konzentrationen verändern sich nicht und sind Tabelle 4 und Tabelle 6 zu entnehmen.

Tabelle 10: Mittlere und maximale Frachten in der Wasserhebung Haus Aden bei Wasseranstieg auf -380 mNHN mit vorgezogenem Pumpbeginn (-600 mNHN, 15 m³/min).

		vorgezogenes Pumpen mit 15 m³/min		Übergangsphase 1		Übergangsphase 2	
		Max	Mittel	Max	Mittel	Max	Mittel
von bis		Mai. 2026 Apr. 2035	Mai. 2026 Apr. 2035	Mai. 2035 Dez. 2039	Mai. 2035 Dez. 2039	Jan. 2040 Dez. 2044	Jan. 2040 Dez. 2044
Wassermenge		15,0	15,0	26,7	21,0	23,9	20,5
Natrium	g/min	77.256	52.574	84.474	71.620	75.161	69.551
Kalium	g/min	524	376	647	589	732	660
Calcium	g/min	8.267	6.536	11.414	8.972	8.112	7.541
Magnesium	g/min	2.883	1.870	3.199	2.795	3.066	2.857
Eisen	g/min	835	365,9	532	174,8	221,6	194,0
Eisen nach FeS	g/min	835	361,3	527	110,0	0,0	0,0
Mangan	g/min	14,6	9,6	18,2	13,6	10,9	10,2
Zink	g/min	1,34	0,70	2,24	2,05	2,64	2,40
Blei	g/min	0,22	0,16	0,29	0,21	0,17	0,15
Nickel	g/min	0,24	0,18	0,32	0,23	0,19	0,17
Cadmium	g/min	0,024	0,018	0,031	0,023	0,019	0,018
Kupfer	g/min	0,43	0,32	0,57	0,39	0,30	0,27
Chrom	g/min	0,055	0,052	0,089	0,072	0,082	0,071
Barium	g/min	0,58	0,48	1,00	0,80	1,44	1,22
Barium korr.	g/min	5,8	4,8	10,0	8,0	14,4	12,2
Strontium	g/min	363	281	571	522	641	586
Bor	g/min	15,4	14,0	24,5	19,8	23,1	20,1
Ammonium	g/min	48	31	50	47	62	56
Chlorid	g/min	127.254	85.150	137.672	119.265	128.509	119.310
Sulfat	g/min	17.610	12.431	22.439	13.428	8.398	6.792
Sulfid-S	g/min	15	2,6	248	95	368	300
Sulfid-S nach FeS	g/min	0	0,0	167	57	247	189
Hydrogenkarbonat	g/min	10.615	9.716	17.671	13.785	14.691	12.719
Bromid	g/min	154	103	163	152	186	171
Nitrat	g/min	15	14	21	17	19	16
Nitrit	g/min	0,54	0,49	0,94	0,75	0,84	0,73
Phosphat	g/min	0,8	0,8	1,5	1,2	1,4	1,2
Abfilt. Stoffe	g/min	64	55	92	64	57	48
PCB Summe	µg/min	95,8	51,3	94,6	51,9	53,5	36,9
PCB-28	µg/min	45,9	24,6	45,3	24,9	25,6	17,7
PCB-52	µg/min	25,7	13,7	25,3	13,9	14,3	9,9
PCB101	µg/min	8,3	4,4	8,1	4,5	4,6	3,2
PCB-118	µg/min	10,1	5,4	10,0	5,5	5,6	3,9
PCB-138	µg/min	2,5	1,4	2,5	1,4	1,4	1,0
PCB-153	µg/min	2,1	1,1	2,1	1,2	1,2	0,8
PCB-180	µg/min	1,2	0,6	1,2	0,7	0,7	0,5

Die komplexen Wirkzusammenhänge verdeutlichen aber auch die Notwendigkeit diesen Prozess durch ein intensives Monitoring zu begleiten und in Abhängigkeit von den tatsächlichen Entwicklungen zu modifizieren. Dazu gehört auch das Bestreben, die Entnahmemengen so zu dimensionieren, dass die Stoffeinträge in die Lippe in Abhängigkeit von der Wasserführung zu möglichst vergleichmäßigten Mischwasserkonzentrationen führen.

A handwritten signature in blue ink, consisting of stylized cursive letters and a long horizontal stroke extending to the right.