

Ergänzung zum Bericht

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

Modellstudie zur vergleichmäßigten
Vorfluteinleitung
im Regelbetrieb -450 mNHN bis -400 mNHN

Auftraggeber: RAG Aktiengesellschaft
Im Welterbe 10
45141 Essen

Bestellung 5428062/A17/DA vom 13.01.2021

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

Tel.-Durchwahl: 0201/172-1812

Fax: 0201/172-1891

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

Essen, den 25.02.2025

DMT GmbH & Co. KG

i. V. Klinger

(Klinger)

i. A. Pollmann

(Pollmann)

Dieses Gutachten besteht aus 66 Seiten.



DIN EN ISO
9001
zertifiziert

DIN EN ISO
14001
zertifiziert

Earth. Insight. **Values.**

INHALTSVERZEICHNIS**Seite**

1	Einleitung	6
2	Einleitungskonzept in die Lippe	6
3	Grubenwasserhebung	10
4	Modellanpassungen	17
5	Prozessanalyse Chlorid.....	26
6	Auswirkungen der angepassten Grubenwasserhebung auf die Grubenwasserqualität	33
7	Ergebniszusammenfassung	44
8	Fazit	51
9	Ausblick zur Systemstabilität	58

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Seite

Abbildung 1:	Entwicklung von Grubenwassermengen (Wasserhaltung auf -940 mNHN) und Lippeabfluss 2008 – 2018.	7
Abbildung 2:	Zukunftsprojektion von Lippeabfluss und Grubenwassermengen (Zufluss = Hebung) bei Aussetzen des Pumpbetriebes bis -380 mNHN.	9
Abbildung 3:	Hydraulische Rahmenbedingungen für die bislang vorliegenden Wasseranstiegsberechnungen.	10
Abbildung 4:	Betriebsbeispiel eines mit bis zu 2 Tauchmotorpumpen betriebenen Wasserhaltungsstandortes (Walsum).	11
Abbildung 5:	Modellberechnung des Pumpbetrieb von instationärem Zufluss bei vorgegebenem Pumpenspiel von ca. 20 m.	11
Abbildung 6:	Lippeabfluss proportionale Förderraten und Wasserstände im Vergleich zu den bisher betrachteten Varianten in der Phase 1.	13
Abbildung 7:	Lippeabfluss proportionale Förderraten und Wasserstände im Vergleich zu den bisher betrachteten Varianten.	14
Abbildung 8:	Übersicht über die aus Lippeabfluss und Grubenwasserhebung resultierenden Mischparameter in der Lippe.	16
Abbildung 9:	Wasserprovinz Haus Aden als Darstellung im Boxmodell mit Abbaupolygonen, Wasserständen 2023, Standorten mit Lotungseinrichtungen und aktuellen Hauptabflussrichtungen.	18
Abbildung 10:	Boxmodell der Wasserprovinz Haus Aden mit vom Modell berücksichtigten Verbindungen und aktualisierten Leitwerten zwischen den Boxen.	20
Abbildung 11:	Wasserstandsentwicklungen in der Wasserprovinz Haus Aden seit 2014 mit Wasseranstiegsprognose bis -380 mNHN.	21
Abbildung 12:	Wasserstandsentwicklungen in der Wasserprovinz Haus Aden seit 2019 (Boxmodell-Berechnungen und Messwerte).	21
Abbildung 13:	Pumpenspiel in Abhängigkeit vom Verdünnungsfaktor Lippe und Leitwerten.	22
Abbildung 14:	Berechnung der Wasserstandsentwicklung für die Wasserhaltung Walsum.	23
Abbildung 15:	Wasserstandsentwicklung in der Gesamtprovinz in der Phase 2 nach erfolgtem Wasseranstieg.	24
Abbildung 16:	Vergleich der Wasserstandsentwicklung am Wasserhebungsstandort Haus Aden und in der westlichen Peripherie (Hansa).	25
Abbildung 17:	Wasseranstieg im trockenen Sommer 2041 mit durchschnittlicher Wasserhebung von 16,3 m³/min.	25
Abbildung 18:	Entwicklung der einleitungskontrollierenden Faktoren Wasserstand und Hebungsrate mit der resultierenden Chloridkonzentratione in der Lippe.	26
Abbildung 19:	Chloridkonzentrationen in der Wasserhebung und den beiden Teilströmen zum Schacht Haus Aden.	27
Abbildung 20:	Schematischer West-Ost-Schnitt durch die Wasserprovinz Haus Aden mit den wichtigsten Strecken und Schächten.	28

Abbildung 21:	Entwicklung der Zuflüsse zum und im Schacht Haus Aden.	28
Abbildung 22:	Detailansicht der Entwicklung der Zuflüsse zum und im Schacht Haus Aden.	29
Abbildung 23:	Zusammenhang zwischen den hydraulischen Rahmenbedingungen und den Chloridkonzentrationen im gehobenen Grubenwasser.	29
Abbildung 24:	Detailanalyse zu Grubenwasser-Vorflut-Wechselwirkungen bei Wasserhebung in Phase 2.	30
Abbildung 25:	Simulation einer hypothetischen Grubenwassereinleitung ohne Pumpenspiel und Anpassung an den Lippeabfluss.	32
Abbildung 26:	Konzentrationsprognosen für Chlorid im Grubenwasser.	33
Abbildung 27:	Konzentrationsprognosen für Bromid im Grubenwasser.	35
Abbildung 28:	Konzentrationsprognosen für Sulfat im Grubenwasser.	36
Abbildung 29:	Konzentrationsprognosen für Barium im Grubenwasser.	36
Abbildung 30:	Konzentrationsprognosen für Eisen (nach Reaktion mit Sulfid) im Grubenwasser.	38
Abbildung 31:	Konzentrationsprognosen für Sulfid im Grubenwasser.	38
Abbildung 32:	Detailanalyse zum Eisen- und Sulfidgehalt in Abhängigkeit von der Steuerung des Grubenwasserstandes.	40
Abbildung 33:	Detailanalyse zum Eisen- und Sulfidgehalt in Abhängigkeit vom östlichen Zustrom.	40
Abbildung 34:	Konzentrationsprognosen für Mangan im Grubenwasser.	42
Abbildung 35:	Konzentrationsprognosen für PCB im Grubenwasser.	43
Abbildung 36:	Entwicklung der PCB-Gehalte in der Wasserhebung und den beiden Teilströmen zum Schacht Haus Aden.	43
Abbildung 37:	Konzentrationsprognose für Chlorid im Grubenwasser mit Hervorhebung der Prognosewerte bei MNQ-Abfluss in der Lippe.	49
Abbildung 38:	Detailausschnitte aus der Konzentrationsprognose für Chlorid in Phase 2 mit Hervorhebung der Prognosewerte bei Abfluss MNQ und >MNQ in der Lippe.	49
Abbildung 39:	Lippeabfluss proportionale Förderraten und Wasserstände im Vergleich zu den bisher betrachteten Varianten.	59
Abbildung 40:	Vergleich der Wasserstände im Übergang zum Regelbetrieb in Abhängigkeit der Pumpszenarien in Phase 1.	59
Abbildung 41:	Vergleich der berechneten Chloridkonzentrationen für die beiden Pumpszenarien während Phase 1.	61
Abbildung 42:	Vergleich der berechneten Chloridfrachten für die beiden Pumpszenarien.	61
Abbildung 43:	Vergleich der berechneten Sulfatkonzentrationen für die beiden Pumpszenarien während Phase 1.	63
Abbildung 44:	Vergleich der berechneten Sulfatfrachten für die beiden Pumpszenarien.	63
Abbildung 45:	Vergleich der berechneten Eisenkonzentrationen für die beiden Pumpszenarien.	65
Abbildung 46:	Vergleich der berechneten Eisenfrachten für die beiden Pumpszenarien.	65

TABELLENVERZEICHNIS**Seite**

Tabelle 1:	Statistische Auswertung der Phase 1 mit Hebung einer Teilmenge der Gesamtbildung an Grubenwasser.	46
Tabelle 2:	Statistische Auswertung der Phase 2 mit Haltung des Grubenwasserspiegels zwischen -400 und -450 mNHN.	47
Tabelle 3:	Mittelwerte der MNQ-Zustände in Phase 1 und 2 sowie prozentuale Veränderung gegenüber den Gesamtdaten.	50
Tabelle 4:	Frachtvergleich für Auswirkungen des Wasseranstiegs auf -425 mNHN ± 25 m.	52
Tabelle 5:	Vergleich der Wasseranstiegsniveaus mit dem Ausgangszustand für die berechneten Stofffrachten.....	54

1 Einleitung

Die modellgestützten Prognosen zum Wasseranstieg in der Wasserprovinz Haus Aden hatten ergeben, dass bei konventionellem Wasseranstieg bis zum max. Anstiegsniveau -380 mNHN insbesondere in der Anfangsphase der Wasserhaltung mehrere Wasserinhaltsstoffe Maximalkonzentrationen erreichen. Diese Konzentrationsmaxima haben verschiedene Ursachen und sind nicht kompatibel mit den Wasserqualitätszielen im Vorfluter Lippe. Im vorliegenden Bericht dazu (Grubenwasserentwicklung in der Wasserprovinz Haus Aden beim Wasseranstieg auf -380 mNHN, DMT CME2-2020-01155 vom 21.12.2023) bzw. in diversen früheren Berichten werden die Standortbedingungen, das Modell, die Modellkalibrierung und die darauf aufbauenden Prognosen ausführlich beschrieben und sollen daher an dieser Stelle nicht wiederholt werden.

Dies ist eine Ergänzung zu den bislang vorliegenden Untersuchungen und greift den in Kapitel 7 des oben genannten Berichtes gegebenen Ausblick mit Variation des Wasseranstiegsverlaufes auf und präzisiert die Vorgehensweise im Hinblick auf den Vorfluter Lippe und die realen Verhältnisse eines Grubenwasserhebungsbetriebs. Ziel der Untersuchungen war die Vermeidung von Unstetigkeiten in der Grubenwassereinleitung, eine Minderung von Konzentrationsspitzen in der Lippe sowie eine allmähliche Annäherung der Salzeinleitungen vom heutigen Zustand (temporär keine Grubenwassereinleitung) an den künftigen Regelbetrieb.

Für diese Anforderungen waren Modellanpassungen an verschiedenen Stellen erforderlich und die Modellbefunde sind nicht ohne Auswirkungen auf die Rahmenbedingungen der Wasserhaltung geblieben. So hat sich zum Beispiel gezeigt, dass ein maximales Grubenwasserniveau in der Wasserprovinz Haus Aden mit -380 mNHN eingehalten wird, wenn am Pumpstandort das Niveau von -400 mNHN nicht überschritten wird. Die Modelleingangsdaten für die Zuflüsse (Mengen und Qualitäten) wurden jedoch nicht verändert, so dass die verschiedenen Modellrechnungen direkt bezüglich der Auswirkungen des Wasserhaltungskonzeptes miteinander vergleichbar sind.

2 Einleitungskonzept in die Lippe

Die Grubenwassermengen sind über das Jahr nicht konstant, sondern variieren jahreszeitlich in Abhängigkeit von der Grundwasserneubildung. Die Grundwasserneubildung erfolgt gedämpft und verzögert gegenüber den Niederschlägen und für die grundwasserneubildungsbasierten Gruben-

wasserzuflüsse gilt dies nochmals verstärkt. Das Grubenwassermodell berücksichtigt solche Prozesse und Schwankungen auch für die Prognosen.

Auch die Lippe hat eine Abflussdynamik, die im Vergleich zum Grubenwasser viel ausgeprägter ist und bedingt durch Oberflächenabflüsse dem Niederschlagsgeschehen direkter folgt. Bei der Gegenüberstellung der beiden Zuflussraten in Abbildung 1 ist erkennbar, dass sich aufgrund der o.g. Untergrundprozesse die Grubenwassermaxima und Lippemaxima nicht überlagern. Eine direkte Nutzung großer Wassermengen in der Lippe zur verdünnten Einleitung größerer Grubenwassermengen ist somit bei konstant gehaltenem Wasserstand nicht möglich. Dennoch besteht grundsätzlich die Möglichkeit die Grubenwassereinleitung an den Lippeabfluss anzupassen, sofern ein ausreichendes Speicherreservoir vorhanden ist.

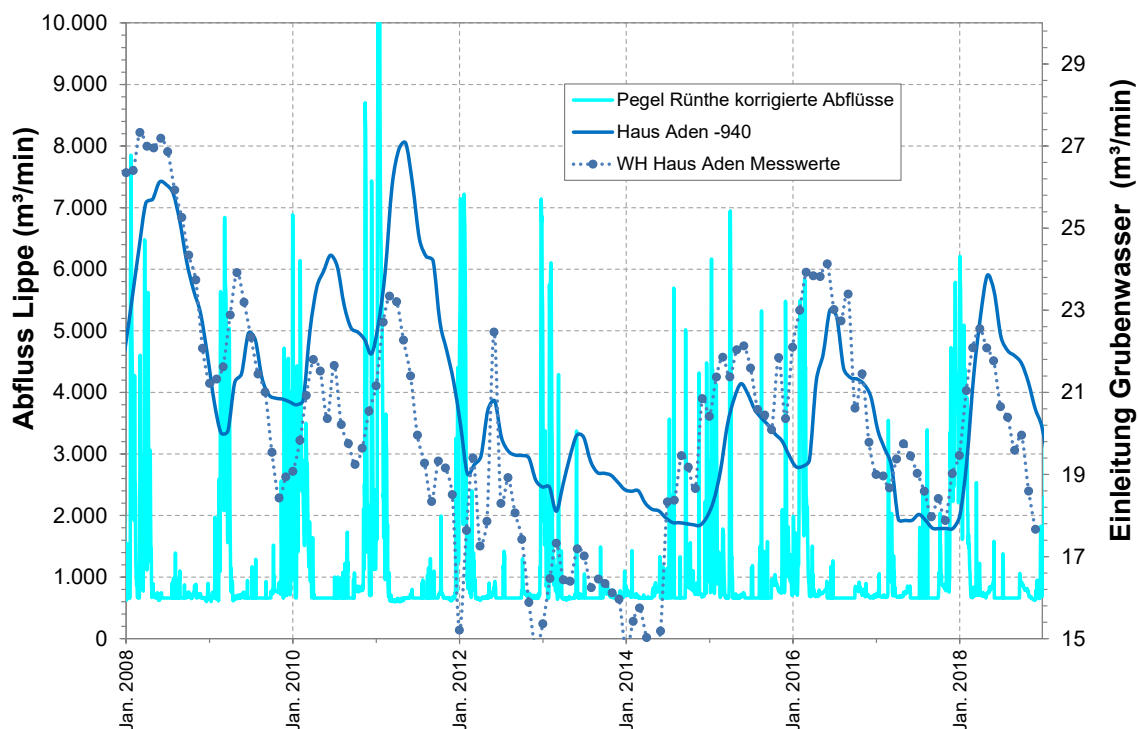


Abbildung 1: Entwicklung von Grubenwassermengen (Wasserhaltung auf -940 mNHN) und Lippeabfluss 2008 – 2018.
(Details und Erläuterungen s. Teilbericht 1 DMT CME2-2020-01155 Kap. 3.4)

Da ein solches Speichervolumen untertägig durch ein ausreichendes Pumpenspiel realisiert werden kann, ist dieses Konzept einer möglichst hohen Verdünnung des Grubenwassers in der Lippe durch vom Lippeabfluss gesteuerte Grubenwassereinleitung umsetzbar. Mit einem solchen optimierten Pumpenmanagement sollen Spitzenkonzentrationen der belastenden Stoffe in der Lippe vermieden werden.

Die Datengrundlage zum Lippeabfluss stammt aus dem Pegel Rünthe im Lippeanstrom der geplanten Grubenwassereinleitung. Die Originaldaten

des Lippeverbandes wiesen vereinzelt Fehlstellen auf, die für einen vollständigen Datensatz interpoliert wurden. Eine größere Datenlücke zwischen Januar und Juni 2006 wurde auf Grundlage von Klimadatenverläufen und den vorliegenden Grundwasserneubildungs-Entwicklungen geschlossen. Ebenso wurden die originalen Pegeldata im Sommer (mit Ausnahme von erkennbar verstärkten Abflussereignissen) auf den Basisabfluss von $10 \text{ m}^3/\text{s}$ korrigiert, da beim Lippeverband bekannt ist, dass die Wasserstände im Sommer durch den Wasserpflanzenbestand leicht angehoben werden und der so errechnete Abfluss dadurch höher erscheint, als er tatsächlich ist. Dieser Basisabfluss von $11 \text{ m}^3/\text{s}$ ($= 660 \text{ m}^3/\text{min}$) wird im Sommer aktiv gestützt durch eine Wassereinleitung aus dem Datteln-Hamm-Kanal und bildet die Kalkulationsgrundlage zur Grubenwassereinleitung in den besonders sensiblen Sommermonaten

Zwar liegen Daten für die Vergangenheit in langjährigen Aufzeichnungen vor, um jedoch Auswertungen für die Auswirkungen künftiger Grubenwassereinleitungen zu treffen, bräuchte es Lippeabflussdaten für die Zukunft, für deren Berechnung geeignete Tools heute noch nicht vorliegen. Es wurde daher eine Vorgehensweise gewählt, die analog zu den Grubenwasserberechnungen auf einer zyklischen Wiederholung bestehender Verhältnisse beruht. Fixpunkt der Betrachtungen ist der Zeitraum 2008 – 2018, während dessen noch Grubenwasser am Standort Haus Aden gehoben wurde und für den auch ausreichend Klimadaten zur Berechnung der Grundwasserneubildung vorlagen. Für diesen Zeitraum erfolgte dann die Kalibrierung des Grubenwassermodells (s. Abbildung 1).

Als hydraulische Grundlage für die zukünftige Entwicklung des Grubenwassers wurden dann die Zuflussdaten des o.g. 11-jährigen Zeitraums beginnend ab 2022 zyklisch wiederholt. Dieser Zeitraum enthält sowohl sehr niederschlagsreiche Jahre als auch eine Abfolge mehrerer Trockenjahre und kann daher auch als Grundlage für unterschiedliche künftige Abflussszenarien dienen.

Um eine Übereinstimmung der klimatischen Grundlagen für Grubenwasser und Lippe für den künftigen Betrachtungszeitraum zu gewährleisten, wurden Lippeabflussdaten 2008 bis 2021 ausgewertet. Auch hier wurden dann die Jahre 2008 – 2018 beginnend 2022 mehrfach wiederholt (Abbildung 2). Die zu hebenden Grubenwassermengen passen so zu den Bedingungen in der Lippe, in die sie eingeleitet werden. Das Abflussmaximum in der Lippe im Januar 2011 z.B. findet sich so auch 2025 und 2036 wieder – begleitet von dem Grubenwassermaximum und nachfolgenden Trockenjahren.

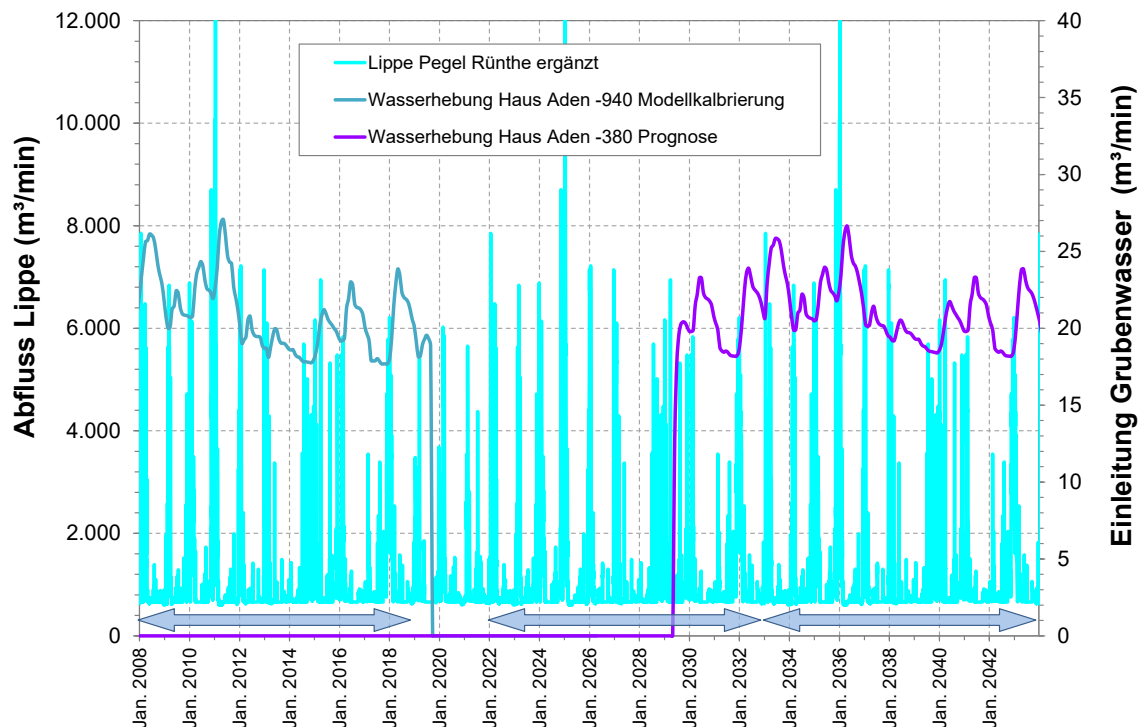


Abbildung 2: Zukunftsprojektion von Lippeabfluss und Grubenwassermengen (Zufluss = Hebung) bei Aussetzen des Pumpbetriebes bis -380 mNHN.

Grundlage für alle Betrachtungen als Modelleingangswerte sind Tagesmengen. Dies ist erforderlich zum einen zur Berechnung der Grundwasserneubildung, wo allenfalls Tagesmittelwerte der klimatischen Parameter konsistente Bedingungen beschreiben. Auch in der Lippe variieren die abfließenden Wassermengen sehr rasch. Tagesmittelwerte bilden auch hier eine geeignete Grundlage. Dementsprechend ist es für die vorliegende Aufgabenstellung auch erforderlich die Ausgabe der Modellberechnungen als Tageswerte abzubilden.

Der ansonsten übliche Abgleich von Grubenwasserkonzentrationen mit mittleren Abflussbedingungen in der Vorflut (z.B. MNQ, MQ) ist für diese modellgestützte Betrachtung nicht geeignet, da auch die Grubenwasserkonzentrationen eine dynamische Entwicklung aufweisen. In besonderem Maße ist das an den meisten Standorten nach Wasseranstieg bei den Pyritoxidationsprodukten Eisen und Sulfat der Fall. Wie die bisherigen Modellberechnungen gezeigt haben, wird dies am Standort Haus Aden auch für Chlorid und andere Grubenwassersalze erwartet. Die Tageswerte für Lippe und gehobenes Grubenwasser lassen sich in geeigneter Weise miteinander verschneiden. Mit diesen Eingangsdaten für Lippe und Grubenwasser kann das Modell nun ein Berechnungskonzept verfolgen, welches die Grubenwassereinleitung in Abhängigkeit der Wasserführung der Lippe steuert.

3 Grubenwasserhebung

Dieses Grubenwassereinleitkonzept bedeutet, dass die zu hebende Grubenwassermenge nunmehr nicht von bergwerksinternen Faktoren kontrolliert wird, sondern von externen Verhältnissen in der Vorflut. Eine solche Vorgehensweise trägt den gestiegenen Anforderungen an die durch Grubenwassereinleitung resultierende Mischwasserqualität im Gewässer Rechnung. Darüber hinaus haben sich mit zunehmendem Rückzug aus den untertägigen Wasserhaltungen auch die Rahmenbedingungen des Pumpbetriebs geändert. Als Ausgleichsbehälter für die Pumpensteuerung standen Wasserhaltungsbecken zur Verfügung wodurch die Wasserstände im Grubengebäude durch den Pumpbetrieb nicht direkt beeinflusst und weitgehend konstant gehalten wurden. Mit gestuft jeweils auf Volllast arbeitenden Tauchmotorpumpen verlagert sich das Speichervolumen in das Grubengebäude.

Der auch in zahlreichen Boxmodell-Untersuchungen angewendete Modus entspricht somit nicht mehr den realen Verhältnissen. Auch die bisherigen Berechnungen für die Wasserhaltung Haus Aden orientieren sich an einem konstanten Wasserstand (Abbildung 3). Das Modell ist so programmiert, dass dann aufgrund der jahreszeitlich variierenden Zuflüsse in die Bergwerke die gehobenen Mengen den zufließenden Mengen entsprechen.

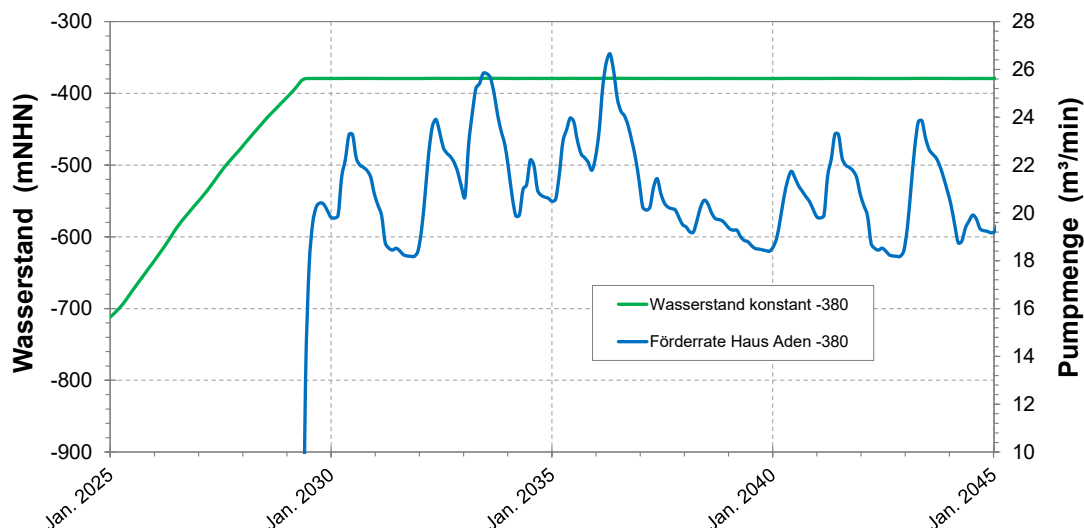


Abbildung 3: Hydraulische Rahmenbedingungen für die bislang vorliegenden Wasseranstiegsberechnungen.

Da mit Tauchmotorpumpen ausgerüstete Schächte direkt an das Grubengebäude angeschlossen sind, wirken sich Veränderungen von Zuflüssen bzw. Hebungsmengen direkt auf die Grubenwasserstände aus. Abbildung 4 zeigt am Beispiel der seit 2016 bestehenden Grubenwasserhaltung Walsum das Wechselspiel zwischen Pumpaktivität und Wasserstand. Die

sprunghaften Änderungen der Entnahmemenge sind typisch für klassische Tauchmotorpumpen-Wasserhaltungen. Die dann mit dem angepassten Modell vorgenommene Überprüfung der Rahmenbedingungen (s. Abbildung 14) belegt auch die grundsätzliche Korrektheit solcher Reichweiten der Wasserstandsschwankungen in der angeschlossenen Provinz sowie der Größenordnung des angesetzten Speichervolumens.

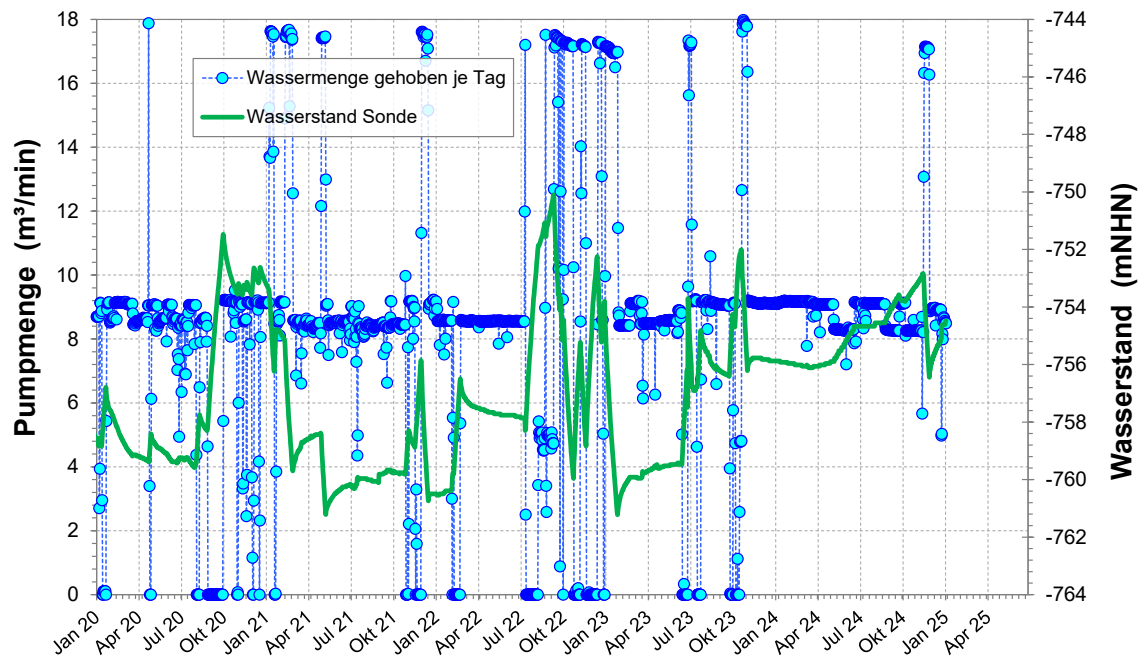


Abbildung 4: Betriebsbeispiel eines mit bis zu 2 Tauchmotorpumpen betriebenen Wasserhaltungsstandortes (Walsum).

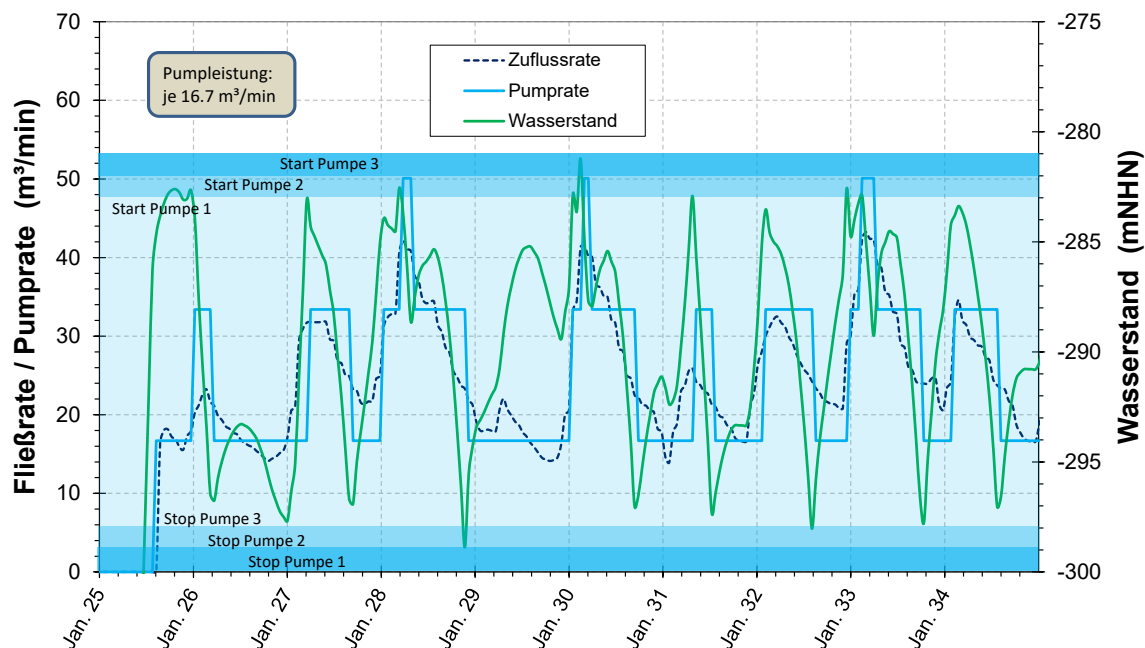


Abbildung 5: Modellberechnung des Pumpbetrieb von instationärem Zufluss bei vorgegebenem Pumpenspiel von ca. 20 m.

Die Wasserspiegelschwankungen sind somit ein Resultat der abgestuften Hebungsmengen entsprechend der Anzahl der jeweils aktiven Pumpen (Förderleistung jeweils ca. 9 m³/min). Eingriffe in den Pumpenbetrieb sind hier relativ häufig erforderlich, da das angestrebte Pumpenspiel nur 10 m beträgt und das Speichervolumen im angeschlossenen Grubengebäude so relativ gering ist.

Grundsätzlich besteht die Möglichkeit eine solche Pumpstrategie auch modelltechnisch für zukünftige Wasserhaltungen umzusetzen. In dem Beispiel in Abbildung 5 wird die zweite Pumpe zugeschaltet, wenn ein definierter Maximalwasserstand mit einer Pumpe nicht mehr gehalten werden kann. Nachteile einer solchen Vorgehensweise sind jedoch zum einen die deutlichen Sprünge in den abgeleiteten Wassermengen und zudem der fehlende Bezug zur Abflusssituation in der Vorflut. Solche Zwangspunkte werden umso größer, je geringer das Pumpenspiel ist.

Für die angestrebte Einleitstrategie in die Lippe ist eine solche Vorgehensweise somit nicht geeignet. Eine Anpassung der gehobenen Wassermenge an den Lippeabfluss erfordert entsprechende Pumpen- und Steuerungstechnik, die grundsätzlich verfügbar ist, aber im Ruhrgebiet bislang noch nicht eingesetzt wurde. Grundlage der weiteren Betrachtungen sind daher keine Pumpen mit festgelegter Leistung, sondern frequenzgeregelte Pumpen, so dass die Gesamtfördermenge unter Nutzung auch von mehreren Pumpen flexibler einstellbar ist.

Der bereits in der Vorbetrachtung berücksichtigte Pumpbeginn nach Erreichen von -600 mNHN wurde übernommen. Dies wird durch die Modellberechnungen nahegelegt, die ansonsten die Ansammlung höher salinaren Wassers am Fußpunkt des Victoriaberges erwarten. Immer wenn dann zu einem späteren Zeitpunkt nach Überstauung der Verbindung Gneisenau – Minister Stein im Schacht Haus Aden gepumpt wird, wird zunächst dieses Wasser gefördert. Die vorher begonnene Pumpaktivität führt somit zu einem kontinuierlichen Abfluss aus tiefen Baufeldern von Victoria 1/2 und ersetzt den vorherigen Abfluss zur Auffüllung der Abbauhohlräume im Osten (vgl. Teilbericht 1).

Damit der Wasserspiegel wie gewünscht weiter, aber eben verzögert, ansteigt, müssen die Fördermengen den mittleren Gesamtzufluss (ca. 21,5 m³/min) unterschreiten. Deren Steuerung erfolgt dabei entsprechend dem in Kapitel 2 beschriebenen Konzept abhängig vom Abfluss in der Lippe über einen für die Modellrechnungen angesetzten Verdünnungsfaktor. Für die Wasseranstiegsphase wurde dieser in Folge verschiedener Berechnungen schließlich auf 66 festgelegt. Ausschlaggebend waren die voraussichtlichen Chloridgehalte im Lippe-Mischwasser, die zumindest in dieser Phase

200 mg/L nicht überschreiten sollen. Damit ergibt sich eine Grubenwassereinleitung beim Basisabfluss Lippe (660 m³/min) von minimal 11 m³/min und eine mittlere Förderung von 13,9 m³/min. Die maximale Förderleistung beläuft sich in diesem als Phase 1 bezeichneten Wasseranstieg auf rd. 34 m³/min, was sich aus dem Betrieb von 2 Pumpen mit einer Pumpleistung von je 1000 m³/h = 16,7 m³/min ergibt.

Der mit diesen Rahmenbedingungen vom Boxmodell berechnete Wasseranstieg verläuft erwartungsgemäß insgesamt etwas schneller als mit der zuvor betrachteten konstanten Förderung von 15 m³/min (Abbildung 6). Saisonal bzw. in Abhängigkeit von den klimatischen Rahmenbedingungen kann auch verdünnungsgesteuert die Grubenwasserhebung an diesen Wert heranreichen. Die erhöhte Wasserführung in der Lippe führt in den meisten Jahren im Winter/Frühjahr dazu, dass die Maximalmenge von rd. 34 m³/min gefördert werden kann. Da dies den Grubenwasserzufluss (vgl. Abbildung 3) immer übersteigt, führt dies periodisch zu Absenkungen des Grubenwasserspiegels. Rein theoretisch könnte im Wasseranstieg auf diese Absenkphasen verzichtet werden (Gründe vgl. Kap. 5) jedoch würde dies zu einer Beschleunigung des Wasseranstiegs führen. Abbildung 6 zeigt anschaulich sowohl das Zusammenwirken von Förderrate und Wasseranstieg als auch die abhängig vom Lippeabfluss schwankenden Fördermengen sowohl im täglichen Wechsel wie auch jahreszeitlich und jahrestypisch.

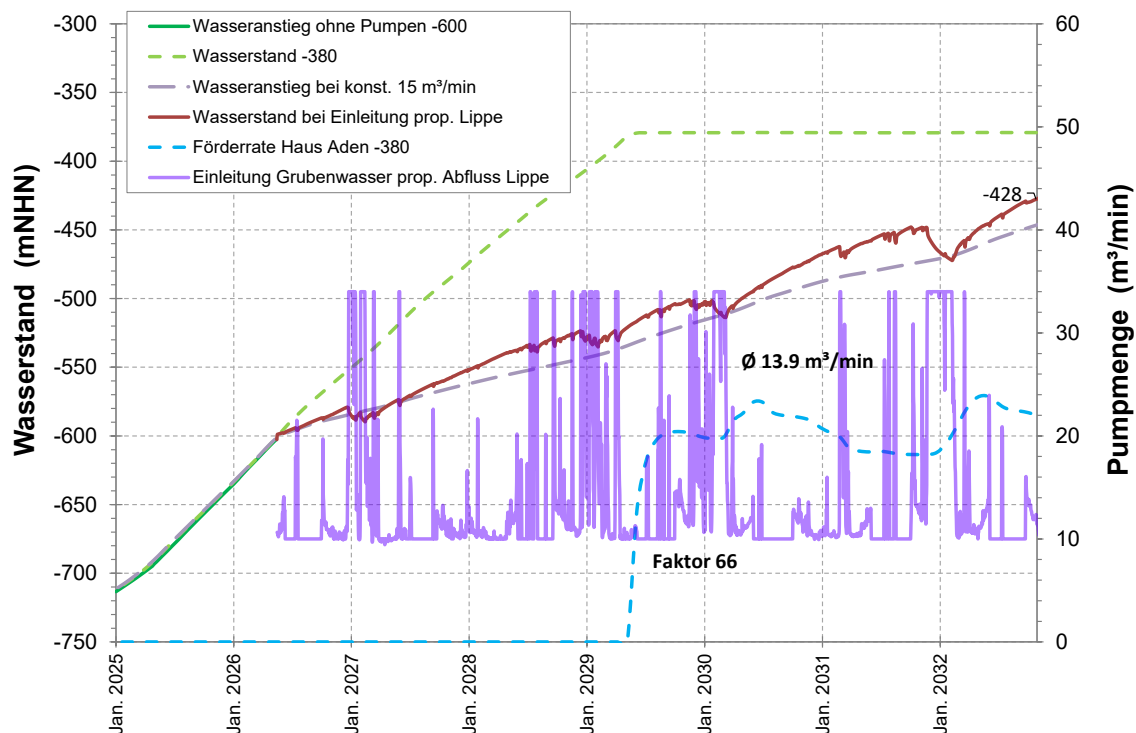


Abbildung 6: Lippeabfluss proportionale Förderraten und Wasserstände im Vergleich zu den bisher betrachteten Varianten in der Phase 1.

Nach dem Erreichen des Zielwasserstandes muss die Wasserhebung im Mittel dem jeweiligen Zufluss entsprechen. Um den mittleren Zufluss von $21,5 \text{ m}^3/\text{min}$ heben zu können, sind zwangsläufig größere Hebungsraten bzw. ein geringerer volumenbezogener Mischungsfaktor des Grubenwassers in der Lippe erforderlich. Da der Grubenwasserstand ein vorgegebenes Maximum nicht übersteigen darf, sind die Freiheitsgrade im Pumpbetrieb gegenüber Phase 1 deutlich geringer.

Um dennoch Spielräume im Grubenwassermanagement zu behalten, wird für diesen Standort ein Pumpenspiel von 50 m angesetzt (Abbildung 7). Über das in diesem Bereich vorhandene Resthohlraumvolumen ergibt sich dann die Überbrückungsdauer von Perioden, in denen aufgrund geringer Wasserführung der Lippe die Minimalmengen gehoben und eingeleitet werden können. Diese Minimalmengen und damit der anzusetzende Verdünnungsfaktor lassen sich iterativ so ermitteln, dass, zunächst ausschließlich kontrolliert von diesem Verdünnungsfaktor, möglichst selten das Maximal- bzw. Minimalniveau erreicht wird. Der angestrebte Verdünnungsfaktor muss somit mit dem Pumpenspiel und auch der maximalen Pumpenleistung abgestimmt sein.

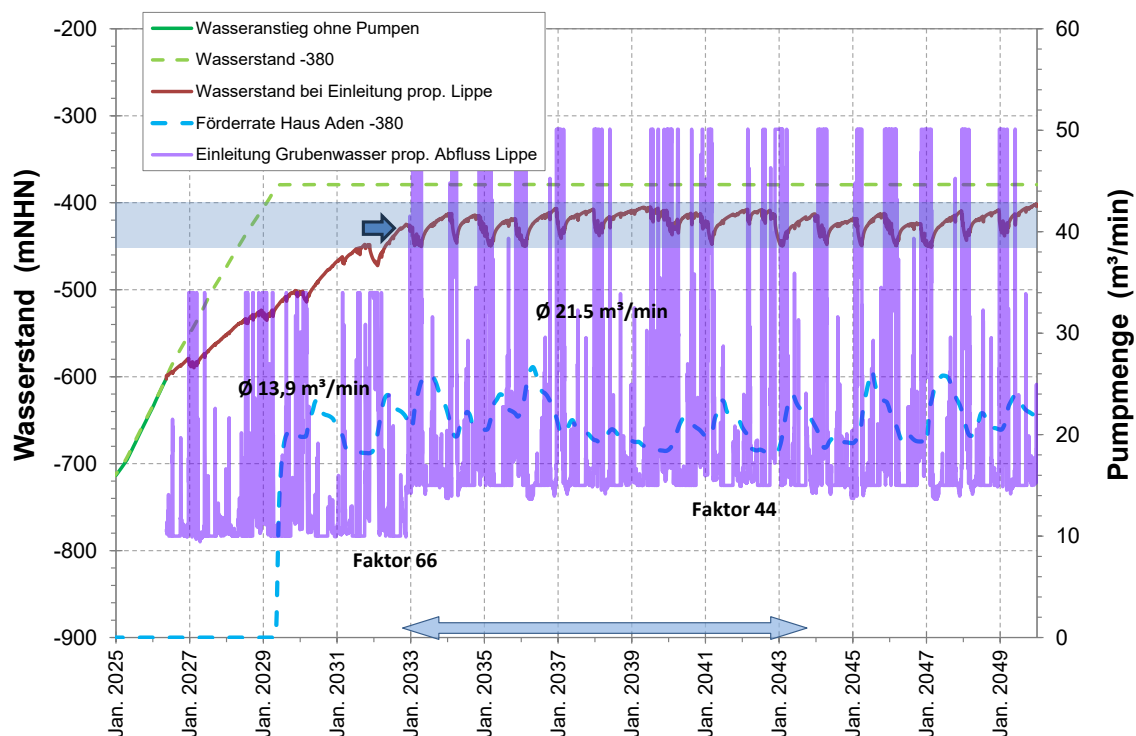


Abbildung 7: Lippaabfluss proportionale Förderraten und Wasserstände im Vergleich zu den bisher betrachteten Varianten.

Für die maximale Pumpenleistung wurden den Modellrechnungen 3 Pumpen mit jeweils $1000 \text{ m}^3/\text{h} = 16,7 \text{ m}^3/\text{min}$ und somit insgesamt rd. $50 \text{ m}^3/\text{min}$ vorgegeben. Als geeigneter Verdünnungsfaktor innerhalb eines

Pumpenspiels von 50 m hat sich im Zuge der verschiedenen Variantenberechnungen (Detailbetrachtungen hierzu s. Kap. 4) der Faktor 44 als passend erwiesen. Das bedeutet, dass beim Basisabfluss in der Lippe ($660 \text{ m}^3/\text{min}$) $15 \text{ m}^3/\text{min}$ Grubenwasser gehoben werden. Diese Menge liegt etwas unterhalb der Vollastleistung einer Pumpe.

Als Einstieg des Modells in den neuen Pumpmodus wurde die Mitte zwischen oberem und unterem Wasserstand im stationären Regelbetrieb gewählt (-425 mNHN = mittleres Pumpniveau). Dies hat grundsätzlich den Vorteil, dass der Abstand von den beiden Grenzniveaus, an denen außerhalb des vorgegebenen Verdünnungsfaktors gepumpt werden muss, möglichst groß ist. Zu vermeiden ist vor allem ein unerwünschtes Erreichen des Maximalniveaus, da dann zum Halten oder Absenken eine größere Grubenwassermenge als auf Basis der Mischung angestrebten Menge eingeleitet werden muss. In der Realität wird diese Umstellung der Wasserhaltung von der Jahreszeit bzw. Wasserführung der Lippe zum Zeitpunkt des Erreichens des -450 mNHN -Niveaus abhängig zu machen sein.

Mit den beschriebenen Einstellungen wird diese Situation für den gegebenen hydraulischen Datensatz vollständig vermieden. Zwar ist zu berücksichtigen, dass die gewählten Beispieljahre der künftigen klimatischen Entwicklung natürlich nicht entsprechen werden, aufgrund der aufeinander abgestimmten Grubenwasser- und Lippeabflüsse sollte eine grundsätzliche Vergleichbarkeit jedoch gegeben sein.

Die sich so für das Lippemischwasser ergebenden Verhältnisse sind nochmal in Abbildung 8 zusammengefasst. Der durch Erreichen des Zielniveaus vorgegebene Wechsel in der Pumpensteuerung ist gut zu erkennen. Die vorgegebenen Verdünnungsfaktoren werden nie unterschritten, da der maximale Wasserstand nie erreicht wird. Regelmäßig wird jedoch der Verdünnungsfaktor erhöht bzw. der Grubenwasseranteil in der Lippe wird geringer. Hierbei handelt es sich um die Phasen (Tage), in denen die verfügbare Pumpleistung das vorhandene Einleitpotenzial in der Lippe unterschreitet. Die Verdünnung des eingeleiteten Grubenwassers erhöht sich dadurch, was zunächst zu einem Absinken der Mischwasserkonzentration führen sollte.

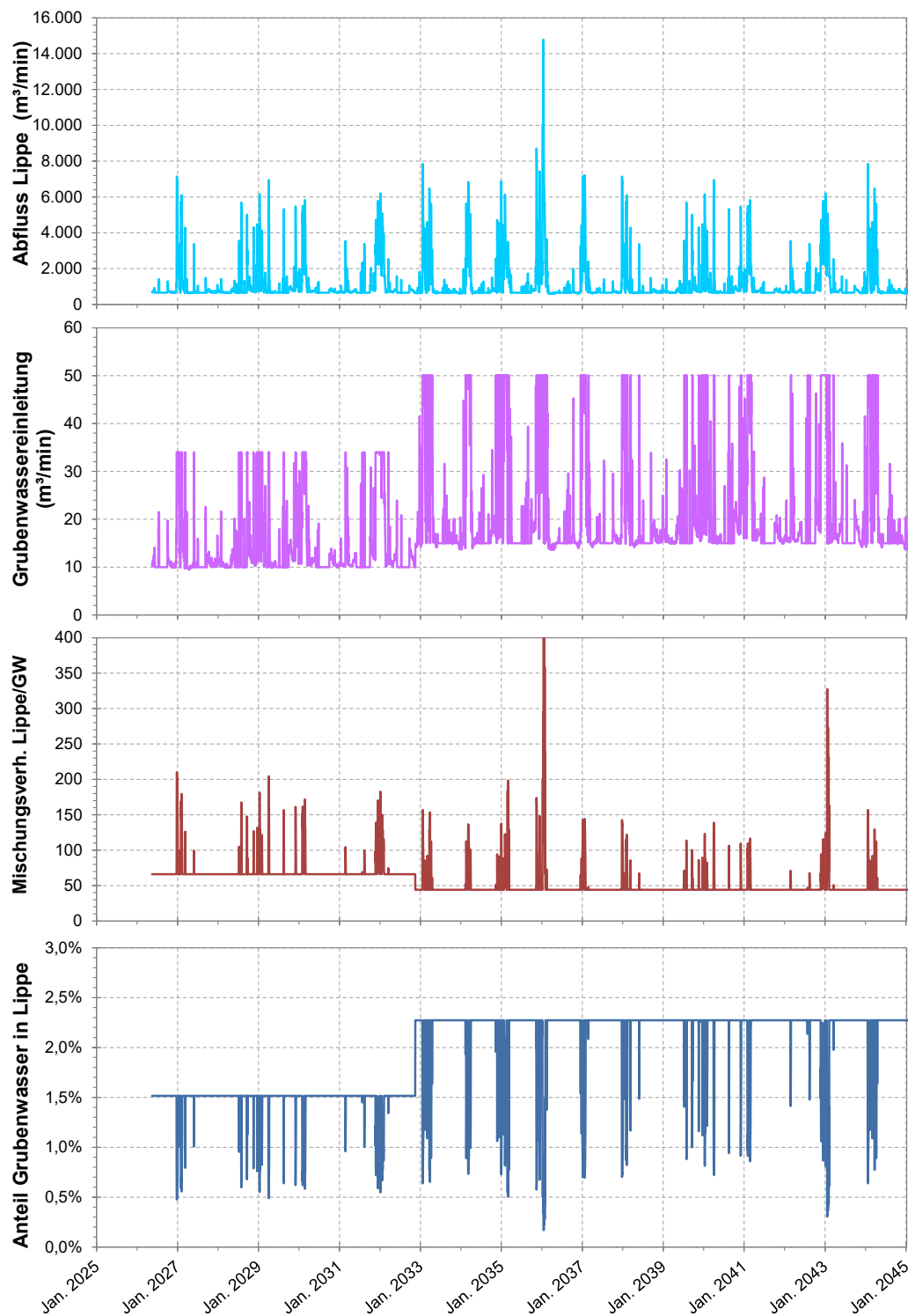


Abbildung 8: Übersicht über die aus Lippeabfluss und Grubenwasserhebung resultierenden Mischparameter in der Lippe.

4 Modellanpassungen

Die beschriebene Pumpensteuerung über eine modellexterne Fließrate im Vorfluter war im Boxmodell bislang nicht berücksichtigt und wurde für diese Anwendung neu programmiert. Dabei werden die Lippeabflusswerte über eine Datei eingelesen. Die aktuelle Vorgabe bei Erreichen des Minimalwasserstandes -450 mNHN im Pumpenspiel ist eine Förderung mit Q Vorflut / Verdünnungsfaktor. Die sich hier im Regelbetrieb mit Faktor 44 ergebenden $15 \text{ m}^3/\text{min}$ sind kleiner als der Minimalzufluss des Grubenwassers (vgl. Abbildung 3) und damit steigt der Wasserstand wieder an. In ähnlicher Weise führt eine vorgegebene Förderung von $25 \text{ m}^3/\text{min}$ bei Erreichen des Maximalwasserstands zum Halten bzw. Absinken des Wasserspiegels.

Probleme bei der Berechnung des reaktiven Stofftransportes erforderten zudem Anpassungen in der Schachtbox Haus Aden, in der die sich oft abrupt ändernden Pumpmengen zu sehr dynamischen Wasserständen führen. Darüber hinaus mischen sich in diesem unsteten hydraulischen Umfeld die beiden Teilströme aus Westen und Osten, was darüber hinaus chemische Reaktionen zur Folge hat. In Summe führte dies zu Schwingungen und Abbruch der Berechnungen. Dies konnte gelöst werden, indem die Box Schacht_Haus-Aden_2 an mehreren Stellen an diese Wasserhaltungssituation angepasst wurde (Boxscheibe vergrößert im Bereich des Pumpenspiels, Vergrößerung des Schachtvolumens in der Scheibe mit der Pumpe, Zuflüsse Victoria und Grimberg verlegt in zwei unterschiedliche Scheiben). Da das Volumen im Schacht (im Modell wie in der Realität) im Vergleich zum Umfeld eher gering ist, hat dies keine sonstigen Auswirkungen auf die Berechnungsergebnisse.

Des Weiteren war zu berücksichtigen, dass das Modell im vorgegebenen Pumpmodus nunmehr wiederholte Wasseranstiege zu durchlaufen hat. Wie den bisherigen Modellbeschreibungen zu entnehmen ist, berechnet das Modell die Mobilisation von Pyritoxidationsprodukten und anderen Stoffen (z.B. PCB) in Abhängigkeit vom jeweils im Wasseranstieg eingestauten Resthohlraumvolumen (RHV). Das bedeutet, dass aus dem RHV im Pumpenspiel nach jedem Absinken und Wiederanstieg eine erneute Stofffreisetzung erfolgen würde. Der mobilisierbare Stoffpool würde sich so vervielfachen. In den bisherigen Modellanwendungen war dies nur von geringer Relevanz, da ein solcher wiederholter Wasseranstieg nur selten z.B. im Rahmen von nachgerechneten einmaligen Wasseranstiegsversuchen auftrat. Für diese neue Anwendung wurde daher eine Programmerweiterung eingefügt, mit der sich das Modell für jede Box den bislang erreichten Maximalwasserstand merkt und weitere Stoffmobilisationen unterhalb dieses Niveaus blockiert.

Bereits im ersten Bericht wurde angemerkt, dass innerhalb der Wasserprovinz trotz überstauter Verbindungen keine einheitlichen Wasserstände gemessen werden. In Kapitel 4.1 wurde auf das in den Wasseranstiegsentwicklungen festgestellte Gefälle von West nach Ost hingewiesen. Aus diesem Abschnitt stammt auch Abbildung 9, die die Situation nochmal veranschaulichen soll. Die großen aus dem Bereich Gneisenau-Kurl in die östlichen Bergwerke strömenden Wassermengen (ca. 20 m³/min) führen demnach zu Wasserstandsdifferenzen von ca. 20 m zwischen Victoria 1/2 und Heinrich. Radbod scheint nochmal gedämpfter an das Anstiegsgeschehen angeschlossen.

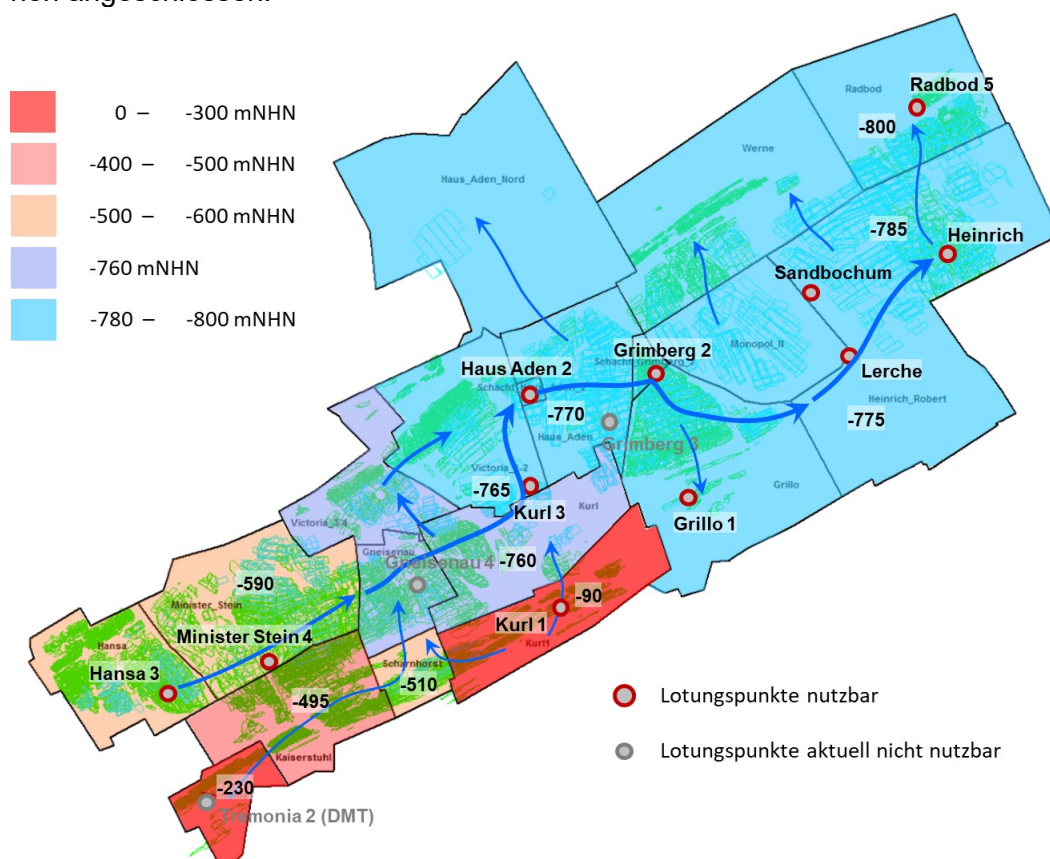


Abbildung 9: Wasserprovinz Haus Aden als Darstellung im Boxmodell mit Abbaupolygonen, Wasserständen 2023, Standorten mit Lotungseinrichtungen und aktuellen Hauptabflussrichtungen.

Eine Nachbildung der räumlich differenzierten Entwicklung über Kalibrierung der jeweiligen Durchleitelemente wurde damals nicht vorgenommen, da sich die Prognose an dem für die künftige Wasserhaltung relevanten Wasseranstieg im Schacht Haus Aden orientierte. Für die Berechnung des Wasseranstiegsverlaufes im Zentrum der Wasserprovinz, d.h. am Wasserhebungsstandort Haus Aden hat dies keine Bedeutung und auch nicht für die bisherigen Betrachtungen mit konstanten Wasserständen nach Erreichen des Zielniveaus. Auch an anderen Standorten wurde dieser Effekt

nicht weiter verfolgt, weil keine entsprechenden Daten für eine solche Modellkalibrierung vorlagen oder auch weil solche Wasserstandsdifferenzen aufgrund geringer fließender Wassermengen zumindest bei Abfluss über ein intaktes Streckensystem nicht erkennbar waren. Im Falle von Fließhindernissen oder Abbauannäherungen als Durchleitelement sind solche Rückstaueffekte hingegen wohlbekannt und werden vom Modell auch bislang berücksichtigt und berechnet.

In der Wasserprovinz Haus Aden treten solche Differenzierungen trotz eines offensichtlich zum Wasserabfluss genutzten intakten Streckensystems allerdings auf. Dies ist wie oben beschrieben auf die über große Distanzen zu verfolgenden großen abfließenden Wassermengen zurückzuführen, die auch die in einem Streckensystem vorhandenen Fließwiderstände erkennbar und berechenbar machen. Die bislang überwiegend für Streckenverbindungen zugewiesenen Leitwerte von 1 bzw. 0,1 sind demnach offensichtlich hier zu hoch.

Abgesehen von einer allgemeinen realitätsnahen Beschreibung des Abflussgeschehens gewinnen solche Strömungsaspekte für die Prognose eines Pumpenspiels und die zu erwartenden Speichereffekte im Rahmen des wiederholten Wasseranstiegs und -absenkens nutzbaren RHV jedoch eine ganz konkrete Bedeutung. Während sich bei den o.g. höheren Leitwerten entsprechend der gleichförmigen Entwicklung im bisherigen Wasseranstieg auch bei jedem Wiederabsenken die Wasserstände von Hansa bis Radbod ähnlich wie im Schacht entwickeln und so ein entsprechend großes Speichervolumen andeuten, muss real von geringeren nutzbaren Volumina und dadurch verkürzten Pumpzyklen ausgegangen werden.

Einen zusätzlichen Aspekt stellen die Verbindungen von Hansa/Minister Stein nach Adolf von Hanseemann in der Wasserprovinz Carolinenglück dar. Gemäß der Analyse der bergbaulichen Strukturen existieren von Adolf von Hanseemann (Wasserstand derzeit -400 mNHN) zwei Durchschläge nach Minister Stein (-368 mNHN) und Hansa (-369 mNHN). Daraus leitete sich die Empfehlung ab, zur Vermeidung eines Wasserübertrittes von Hansa / Minister Stein nach Norden einen Wasserstand von maximal -370 mNHN in diesem Bereich nicht zu überschreiten. In Anbetracht der bisherigen Abflusssituation ist jedoch im künftigen Pumpbetrieb von höheren Wasserständen in der westlichen Peripherie als im Hebungsschacht auszugehen. Minister Stein befindet sich deutlich weiter westlich des Lotungspunktes Kurl hinter den vorgenannten Hauptwasserzutritten, weshalb dort um 20 m höhere Wasserstände gegenüber dem Wasserhebungsschacht Haus Aden nicht ausgeschlossen wurden. Schon im Berichtsteil 1 wurde daher beschrieben, dass es für einen Wasserstand von -380 mNHN in der gesamten

Wasserprovinz Haus Aden wohl erforderlich ist, im Pumpschacht ein tieferes Maximalniveau einzuhalten. Die für die Pumpenberechnung erforderliche Nachkalibrierung der Leitwerte bietet die Möglichkeit, auch eine realitätsnähere Vorstellung zu den Wasserständen im Bereich Hansa / Minister Stein zu erhalten.

Einen Überblick über die im Modell implementierten hydraulischen Verbindungen und die vorgenommenen Anpassungen sind in Abbildung 10 ersichtlich. Der größte Teil der beobachteten Wasserstände lässt sich mit Leitwerten zwischen 0,02 und 0,05 erklären. Zu berücksichtigen ist, dass zum Teil mehrere Verbindungen zwischen zwei Modellboxen existieren, deren Durchflussraten dann zu addieren sind. Für Verbindungen außerhalb der kalibrierten Durchflussachse wurde der typische Leitwert 0,05 übernommen.

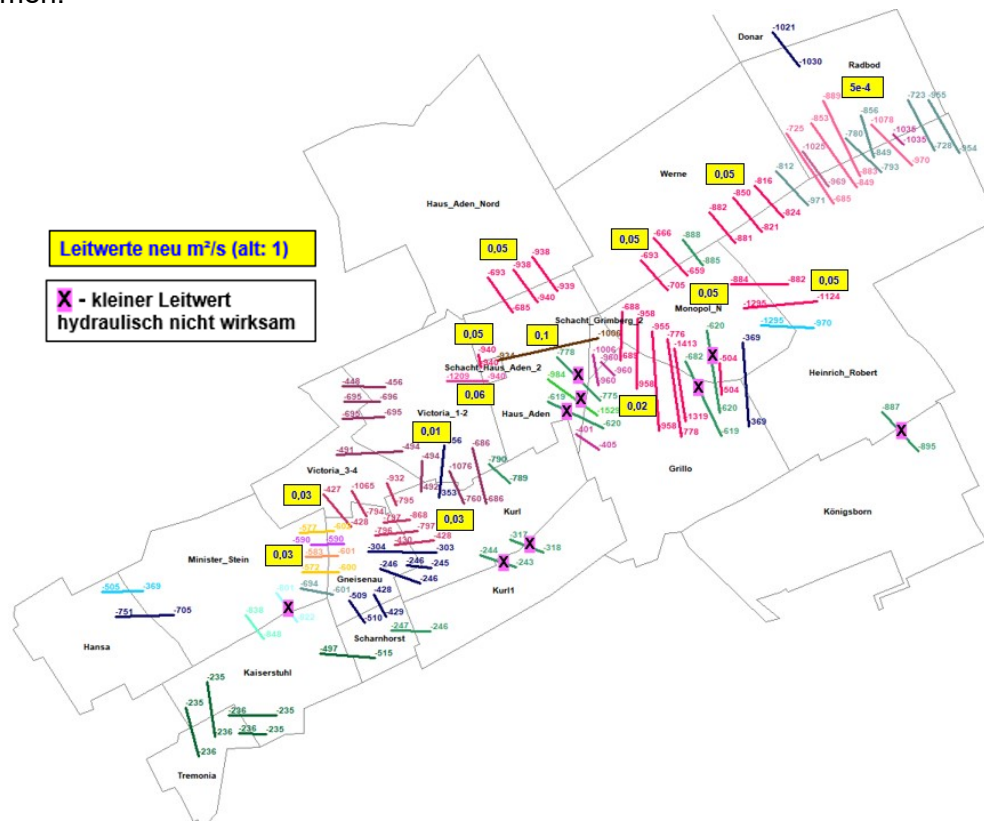


Abbildung 10: Boxmodell der Wasserprovinz Haus Aden mit vom Modell berücksichtigten Verbindungen und aktualisierten Leitwerten zwischen den Boxen.

Im Ergebnis dieser Berechnungen ist festzustellen, dass sich der Anstiegsverlauf oberhalb -600 mNHN und auch das errechnete Erreichen von -380 mNHN kaum von dem vorherigen Modell unterscheiden (Abbildung 11). Dies ist auch plausibel, da das verfügbare RHV insgesamt nicht verändert wurde und sich oberhalb von -600 mNHN durch Veränderungen des

Fließregimes die über die Wasserübertritte fließenden Wassermengen vermindern, wodurch kaum mehr Rückstaueffekte in dieser Phase entstehen.

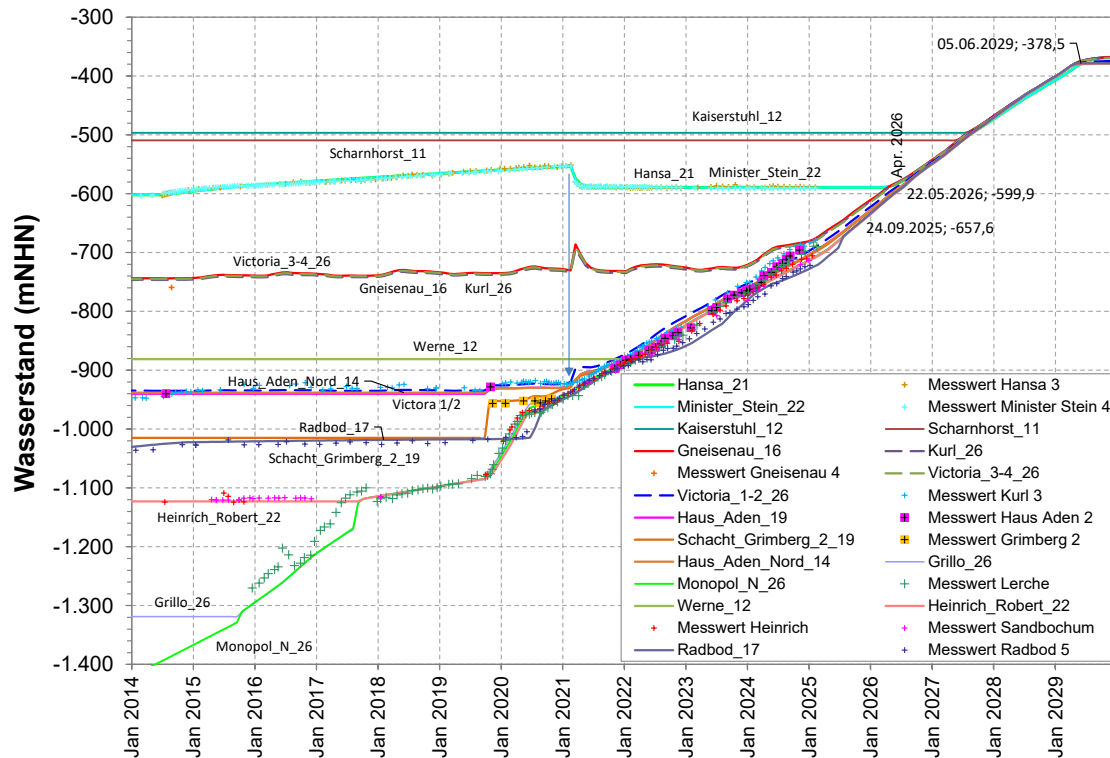


Abbildung 11: Wasserstandsentwicklungen in der Wasserprovinz Haus Aden seit 2014 mit Wasseranstiegsprognose bis -380 mNHN.

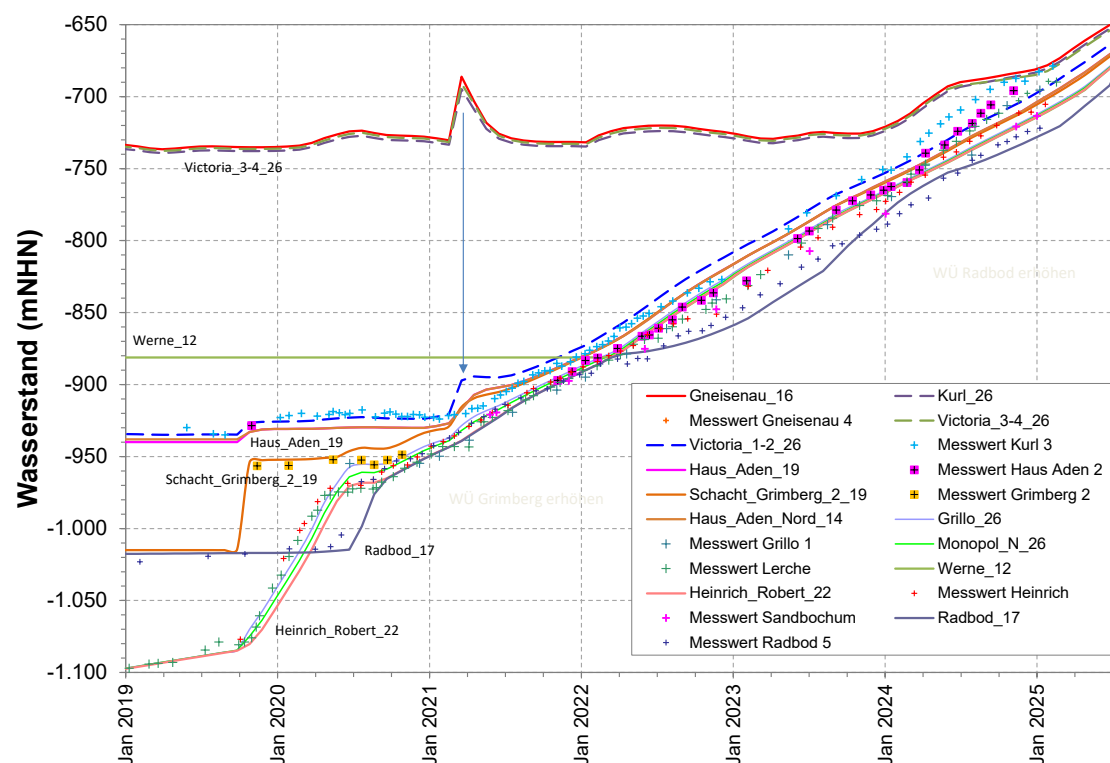


Abbildung 12: Wasserstandsentwicklungen in der Wasserprovinz Haus Aden seit 2019 (Boxmodell-Berechnungen und Messwerte).

Das angepasste Modell beschreibt recht gut die Wasserstandsentwicklungen der letzten Jahre seit Abstellung der Wasserhaltung Haus Aden, auch wenn nicht alle Detailentwicklungen im Einzelnen nachgebildet werden (Abbildung 12). Eine Besonderheit und auffallenden Marker stellt der plötzliche Abfall der Wasserstände Hansa / Minister Stein Anfang 2021 dar, der mit dem Kollaps eines Fließwiderstandes erklärt wird. Die dabei spontan abfließenden Wassermengen lassen sich über das RHV berechnen und sollten nach Modellerwartung zu einem Wasserschwall bis Haus Aden – Gneisenau geführt haben. Offensichtlich klingt diese Welle jedoch schon vor dem Messpunkt Kurl 3 (s. Abbildung 9) ab, daher besteht die Annahme, dass die Dämpfungsprozesse ausgeprägter sind als vom Modell eingeschätzt.

Die Umstellung des Durchleitregimes zeigt sich auch in der Veränderung des Absenk- und Anstiegsverhaltens innerhalb der vom Lippeabfluss vorgegeben Pumpzyklen. Abbildung 13 zeigt, wie die kleineren Leitwerte dazu führen, dass bei hoher Pumpleistung die Wasserstände schneller nach unten gezogen werden als vorher und auch wieder ansteigen (Vergleich der beiden Rechnungen mit Faktor 43). Um diesen Effekt abzumildern wurden die Pumpraten mit einem höheren Verdünnungsfaktor 44 vermindert. Mit den realitätsnäheren geringeren Leitwerten steht für das Pumpenspiel somit erwartungsgemäß weniger RHV als Speichervolumen zur Verfügung.

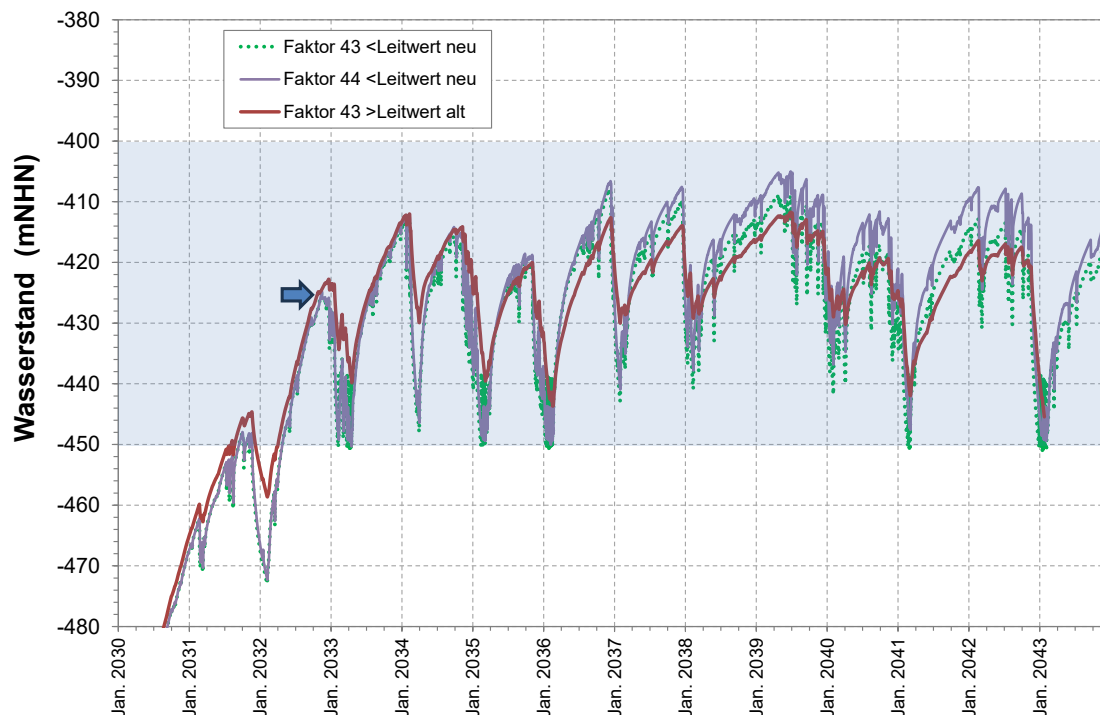


Abbildung 13: Pumpenspiel in Abhängigkeit vom Verdünnungsfaktor Lippe und Leitwerten.

Dass diese Berechnung zur Reaktion der Wasserstände auf unterschiedliche Wasserentnahmen die tatsächlichen Verhältnisse korrekt beschreibt, konnte am Beispiel der Wasserhaltung Walsum (vgl. Abbildung 4), in der solche Tauchmotorpumpen seit 2016 im Einsatz sind, überprüft werden. Mit den in das Modell übernommenen tatsächlichen Pumpraten lassen sich die Wasserstandsentwicklungen in geeigneter Weise nachbilden (Abbildung 14).

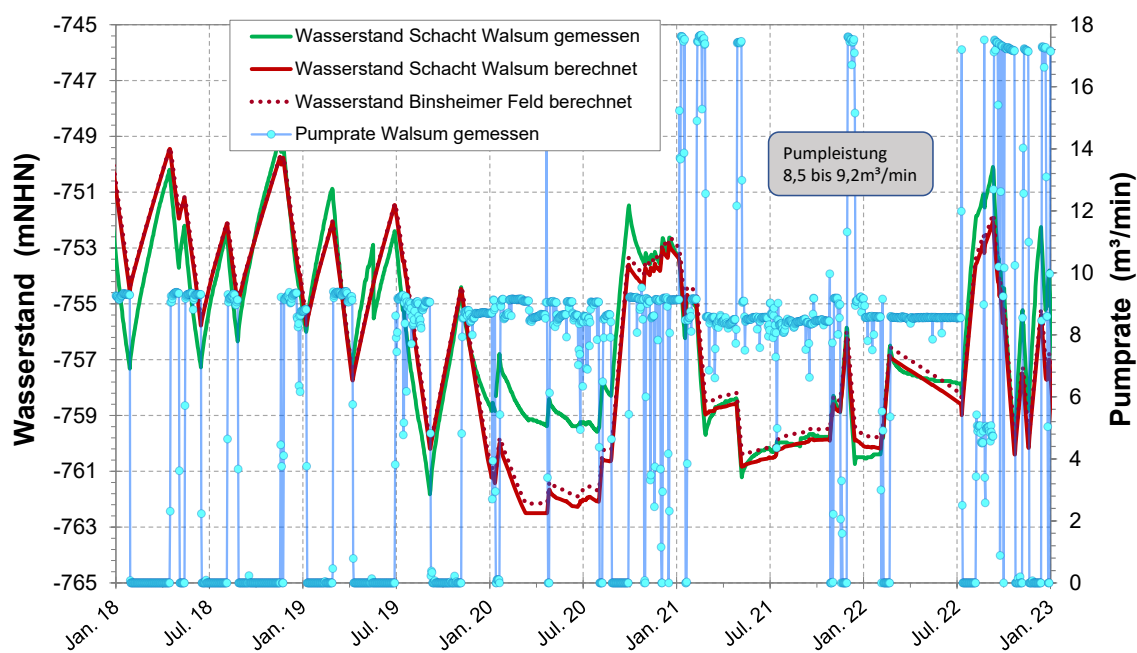


Abbildung 14: Berechnung der Wasserstandsentwicklung für die Wasserhaltung Walsum.

Während die Berechnungen für Haus Aden mit den alten Leitwerten kaum Unterschiede in der Wasserprovinz zwischen Hansa und Radbod zeigten, sind die Auswirkungen auf die Wasserstände mit reduzierten Leitwerten deutlich zu erkennen (Abbildung 15). Erwartungsgemäß liegt das Minimum am Pumpenstandort vor – dies ist der Entlastungspunkt und dorthin muss das Wasser strömen.

Die größten Differenzen treten in Richtung der westlichen Teilprovinz auf. Auch hier ist dies wieder bedingt durch die dort strömenden großen Wassermengen. Die Differenzen zwischen Hebungsschacht und Hansa / Minister Stein sind im Absenkmodus mit sehr großen Fließraten zum Schacht ausgeprägter als im Wasseranstieg, wo sich die Zuflüsse dann weiter verteilen und nicht gebündelt durch einzelne Verbindungen gezwungen werden. Umgekehrt zeigen sich zur östlichen Teilprovinz nur geringe Niveauunterschiede, was durch die nunmehr dort gegenüber der Wasseranstiegsphase (20 m³/min fließen nach Osten) deutlich geringeren Strömungsraten (ca. 2 m³/min fließen nach Westen) bedingt ist.

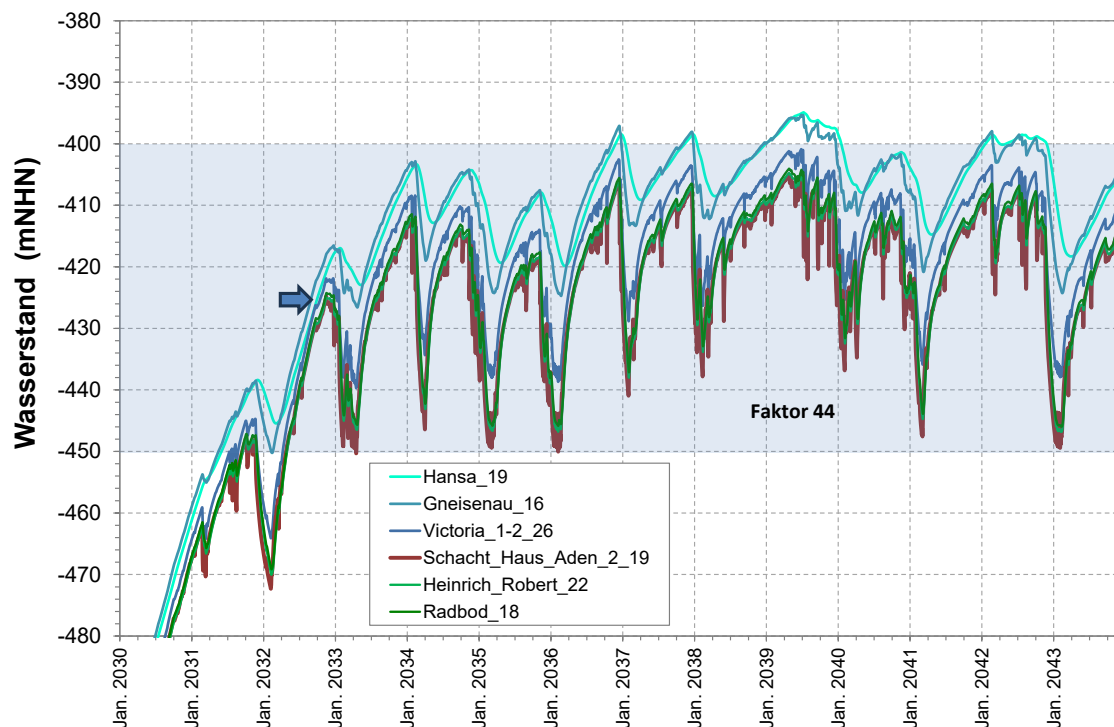


Abbildung 15: Wasserstandsentwicklung in der Gesamtprovinz in der Phase 2 nach erfolgreichem Wasseranstieg.

Mit dieser kalibrierten Hydraulik ergeben sich im Bereich Hansa auch Wasserstände oberhalb -400 mNHN. Besser lassen sich diese Differenzen in Abbildung 16 erkennen. Demnach ist im Wasseranstieg und somit auch, wenn die Wasserstände im Schacht sich an der oberen Grenze des Regelbetriebs bei -400 mNHN bewegen, im Westen ein ca. 10 m höheres Niveau zu erwarten. Beim Absenken kann das Wasser nicht schnell genug nachfließen und folgt deutlich verzögert um bis zu 40 m.

Somit muss beim Regelbetrieb im Schacht von Wasserständen im Bereich Hansa bei maximal -390 bis -380 mNHN ausgegangen werden. Damit ist bei dem für den Regelbetrieb angesetzten oberen Wasserstand -400 mNHN ein ausreichender Sicherheitsabstand zu den Streckenverbindungen nach Adolf von Hanseemann auf -369 mNHN gewährleistet.

Mit diesem Verfahren lassen sich deutlich verbesserte Prognosen zu den hydraulischen Verhältnissen in der Provinz und am Wasserhebungsstandort treffen. Darüber hinaus ermöglicht es Aussagen zum Wasseranstiegsverhalten und das für den Standort erforderliche Pumpenspiel. Dieses erscheint beim derzeitigen Kenntnisstand mit 50 m ausreichend bemessen, um mit seinem Speichervolumen auch längere Perioden geringer Lippewasserführung mit geringer Grubenwasserhebung zu überbrücken. Das Klimabeispiel im Sommer 2041 zeigt, dass es etwa ein Jahr dauert, bis bei Förderung von ca. 15 m³/min der Wasserstand von -450 auf -400 mNHN

angestiegen ist (Abbildung 17). Auch bei größerem Grubenwasserzufluss lassen sich somit die Sommermonate Mai bis Oktober gut überbrücken, sofern zuvor die Wasserstände im Frühjahr ausreichend abgesenkt werden konnten.

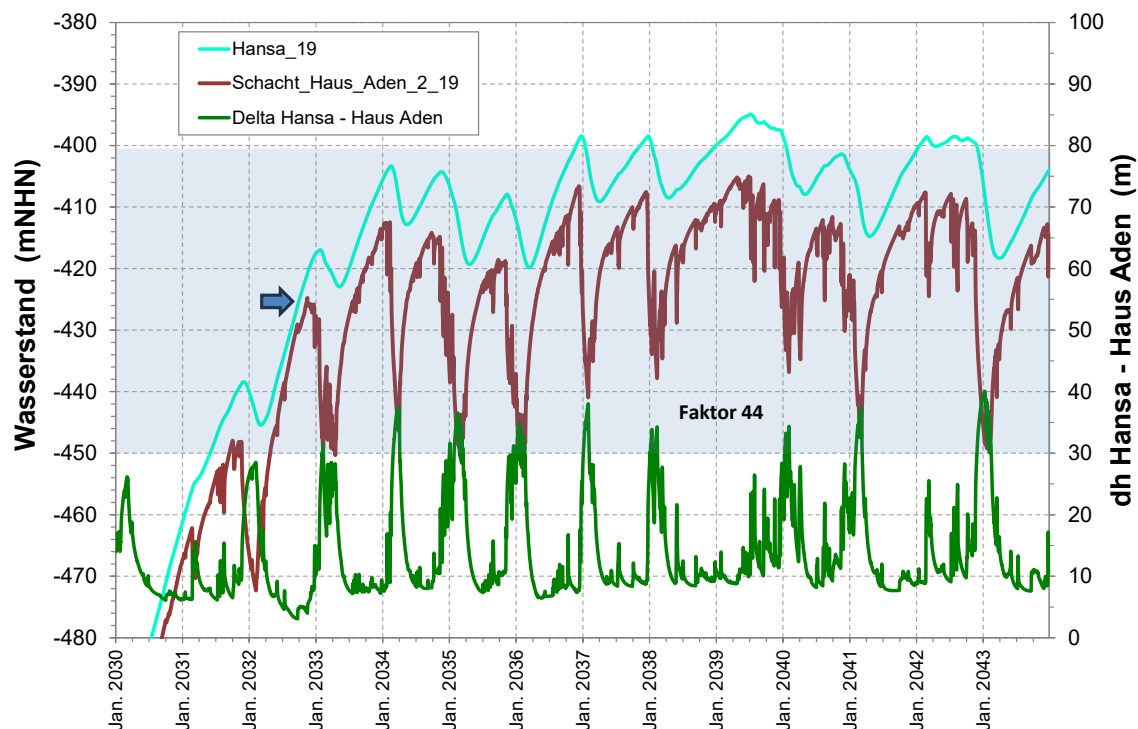


Abbildung 16: Vergleich der Wasserstandsentwicklung am Wasserhebungsstandort Haus Aden und in der westlichen Peripherie (Hansa).

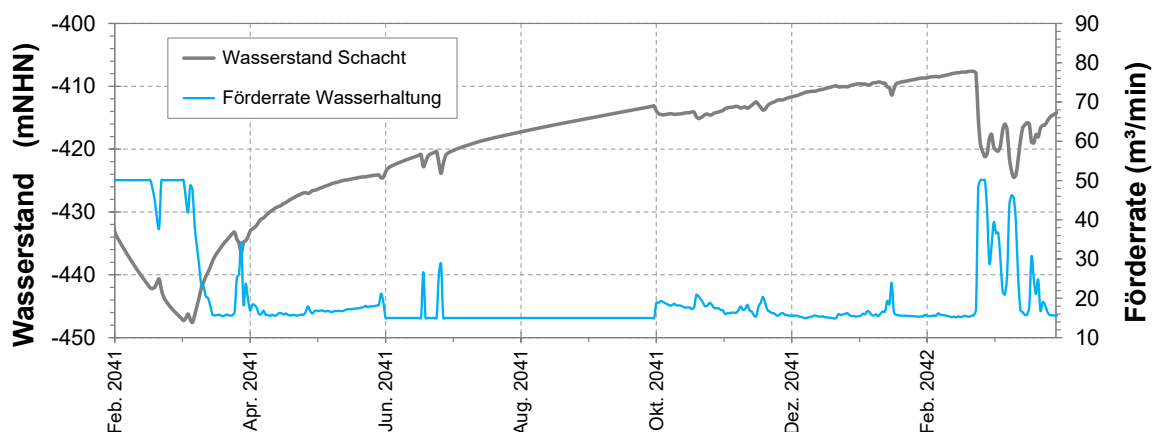


Abbildung 17: Wasseranstieg im trockenen Sommer 2041 mit durchschnittlicher Wasserhebung von 16,3 m³/min.

5 Prozessanalyse Chlorid

Die Modellwechselwirkungen im hydraulisch gekoppelten System Lippe – Grubenwasser und die Auswirkungen der Verdünnungsfaktoren auf die Stoffkonzentrationen in der Lippe lassen sich nur über Kombination identischer Eingangs- und Ergebnisdatensätze überprüfen. Nach den in Kapitel 3 beschriebenen Maßnahmen zur Anpassung der Grubenwasserabgabe an den Abfluss in der Lippe sollte man davon ausgehen, dass die Stoffkonzentrationen im Lippe-Mischwasser in Anbetracht der bisherigen Modellprognosen zur Grubenwasserqualität trotz wechselnder Grubenwassermengen sehr einheitlich erscheinen. Dass dies nicht der Fall ist, zeigt das Beispiel von Chlorid (Abbildung 18).

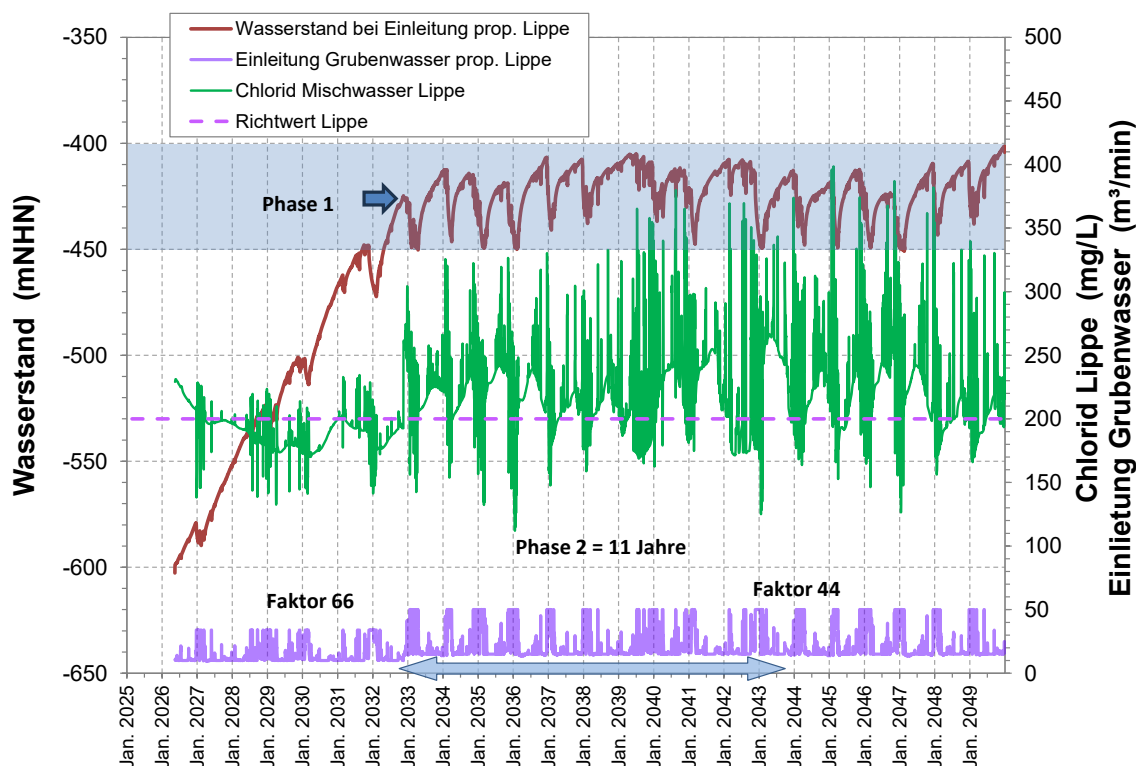


Abbildung 18: Entwicklung der einleitungskontrollierenden Faktoren Wasserstand und Hebungsrates mit der resultierenden Chloridkonzentration in der Lippe.

Grundsätzlich finden sich die in den Phasen 1 und 2 unterschiedlichen gehobenen Grubenwassermengen auch in den resultierenden Lippe-Konzentrationen wieder. Der 6,5 Jahre dauernde Wasseranstieg, während dessen schon Grubenwasser eingeleitet wird, hebt sich erkennbar von der 11-jährigen Bilanzperiode danach (Lippeabflussprojektion und Klimadaten zur Grubenwasserbildung) ab. Allerdings ergeben sich unter den Modellbedingungen trotz der Anpassung der Fließraten Grubenwasser – Lippe Konzentrationsschwankungen, die in Phase 1 noch moderat ausfallen, sich aber in Phase 2 deutlich verstärken.

Die Erklärung hierfür findet sich in der Dynamik von Mengen und Stoffgehalten des gehobenen Grubenwassers (Abbildung 19). Wie schon im vorherigen Bericht erläutert, ist die östliche Teilprovinz von einem deutlich höher salinaren Wasser geprägt als der westliche Teilstrom. Das im Schacht Haus Aden geförderte Wasser ist somit ein Mischwasser aus diesen beiden Teilprovinzen und die Zusammensetzung somit ein Resultat unterschiedlicher Mengenanteile der beiden Teilströme.

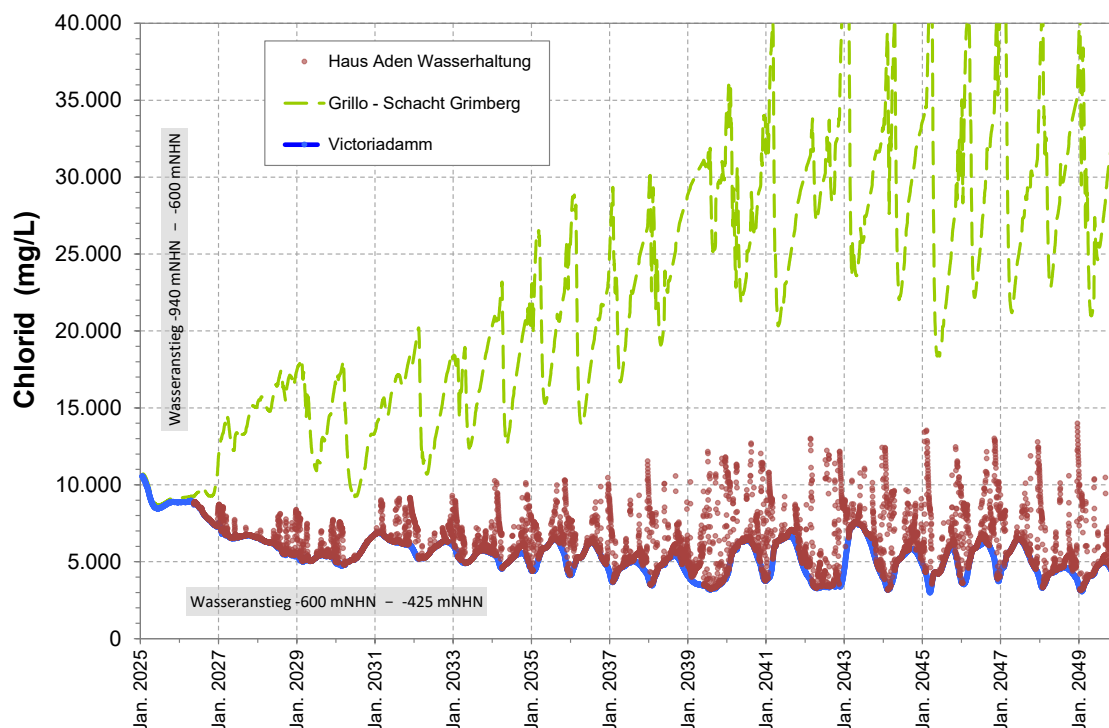


Abbildung 19: Chloridkonzentrationen in der Wasserhebung und den beiden Teilströmen zum Schacht Haus Aden.

Abbildung 20 zeigt nochmal die zentrale Lage des Schachtes Haus Aden in der Wasserprovinz mit dem westlichen und östlichen Teilstrom. Mit Beginn des Pumpbetriebs strömt Wasser von beiden Seiten zum Schacht Haus Aden, wobei die Wassermengen im östlichen Zufluss deutlich geringer sind als aus Westen. Das aus Westen über den Victoriadamm zufließende Wasser wird somit immer die Mischwasserkonzentration dominieren.

Quantitativ über die Zeit aufgelöst ist dies in Abbildung 21 dargestellt. Der Zufluss vom Victoriadamm weist immer positive Werte auf, d.h. es fließt immer Wasser in Richtung Schacht. Dieser Zufluss bildet den größten Teil der gehobenen Wassermenge. Der Zufluss aus Grimberg/Grillo ist deutlich geringer und phasenweise ergeben sich sogar negative Werte, d.h. es wird Wasser (gering salinates Wasser aus der Westprovinz) in das östliche Streckensystem gedrückt. Dies passiert insbesondere, wenn die gehobene Wassermenge nach einer Phase hoher Förderraten rasch reduziert wird

(Abbildung 22). Wahrscheinlich ist dies eine Folge davon, dass der geringe östliche Zufluss die beim Absenken entwässerten Hohlräume dort nicht schnell genug auffüllen kann, so dass trotz (nun deutlich verminderter) fortgesetzter Wasserhebung Westwasser wieder nach Osten fließt.

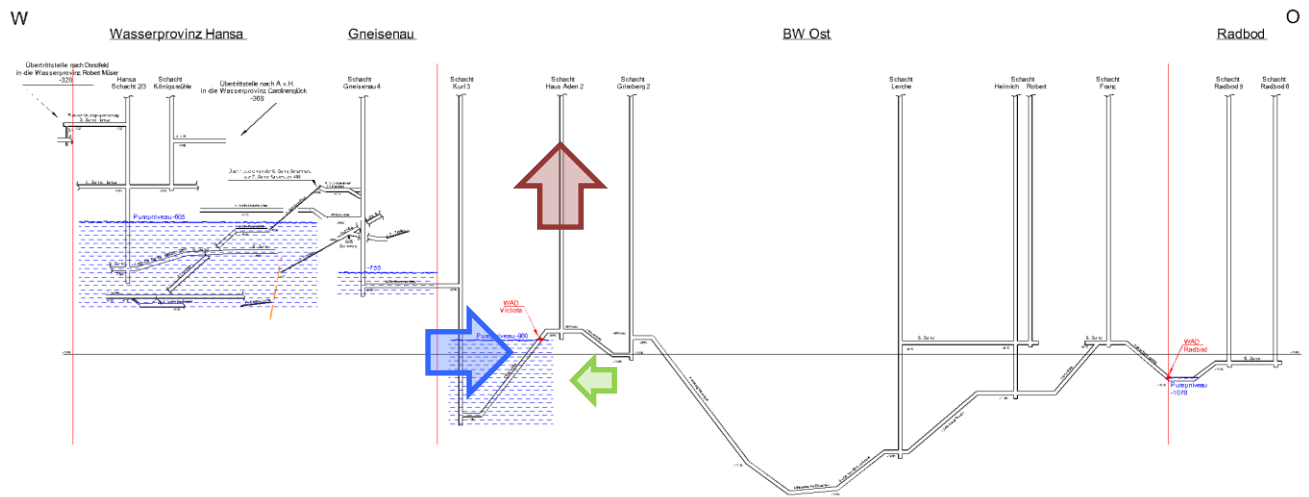


Abbildung 20: Schematischer West-Ost-Schnitt durch die Wasserprovinz Haus Aden mit den wichtigsten Strecken und Schächten.

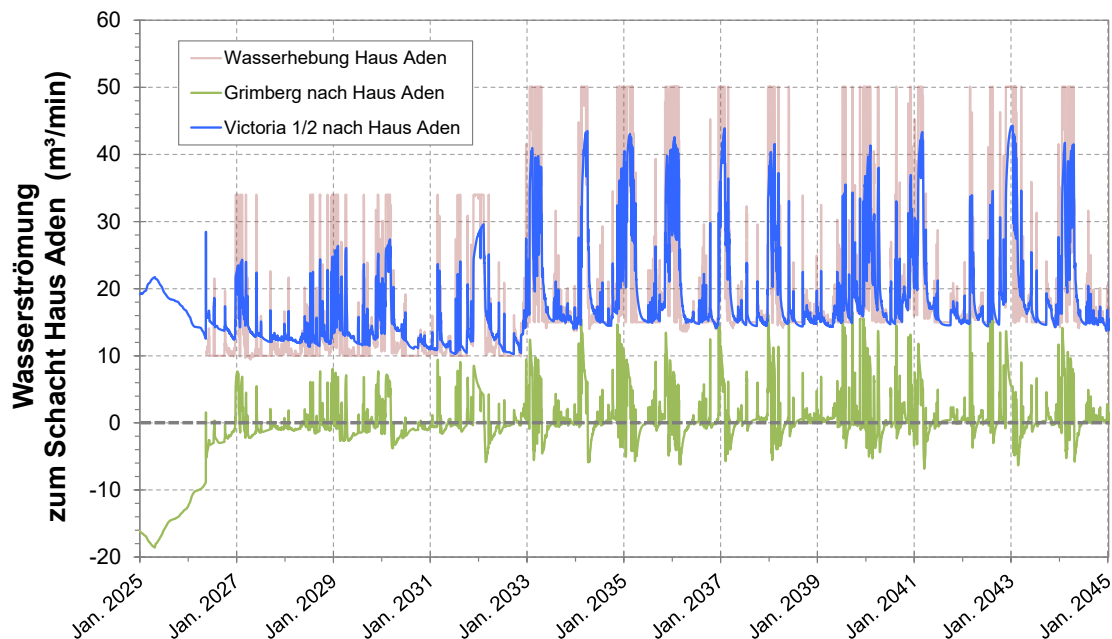


Abbildung 21: Entwicklung der Zuflüsse zum und im Schacht Haus Aden.

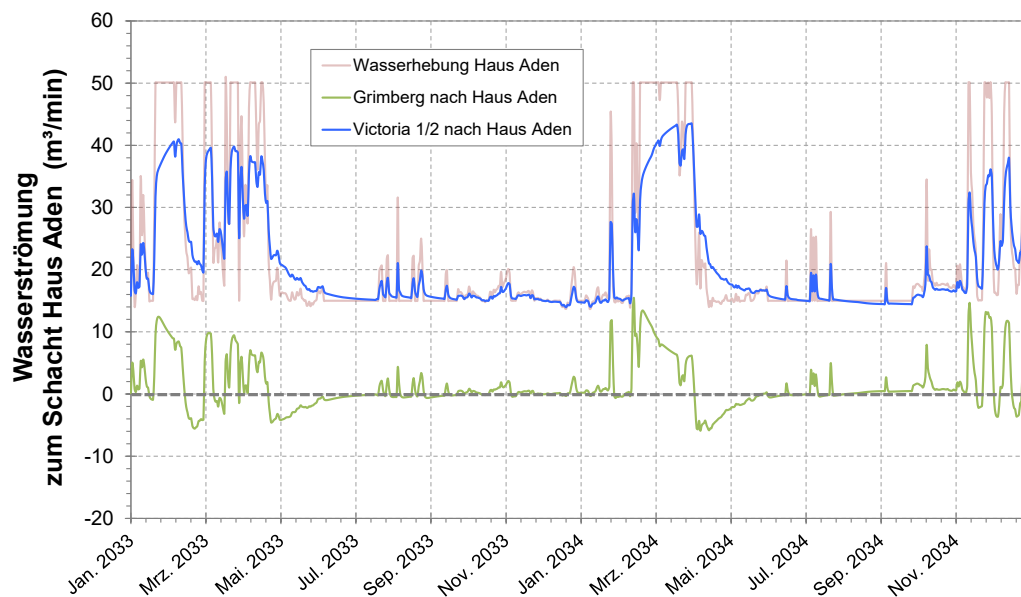


Abbildung 22: Detailansicht der Entwicklung der Zuflüsse zum und im Schacht Haus Aden.

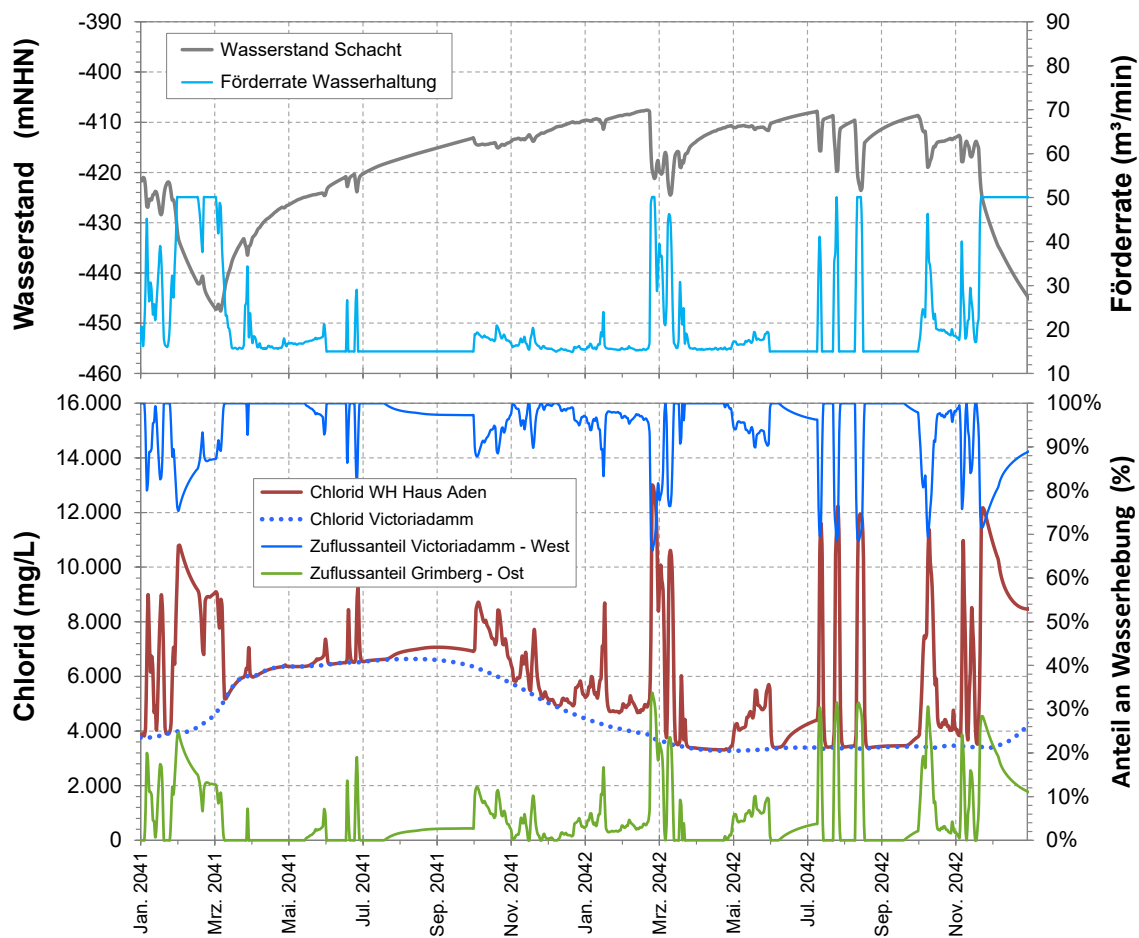


Abbildung 23: Zusammenhang zwischen den hydraulischen Rahmenbedingungen und den Chloridkonzentrationen im gehobenen Grubenwasser.

Die Auswirkungen dieser Hydraulik zeigt Abbildung 23 mit Hilfe der jeweiligen Anteile der beiden Zuflüsse im Mischgrubenwasser auf die dort zu erwartenden Chloridkonzentrationen: Erhöhte Fördermengen führen zu absinkenden Wasserständen, dabei erhöht sich auch der Anteil des Ostwassers und die Chloridkonzentration im gehobenen und in die Lippe eingeleiteten Grubenwasser steigen. Die Chloridgehalte im Westwasser vom Victoriadammbildung dabei die untere Sockelkonzentration. Schwankungen dort sind vor allem jahreszeitlich bedingt (vgl. auch Abbildung 19).

Grundsätzlich ist dieser Effekt eine Folge des Wasserzuflusses aus zwei chemisch sehr unterschiedlichen Teilprovinzen in den Hebungsschacht und auch von anderen Standorten bekannt. Er stellt sich grundsätzlich ein, wenn der Wasserspiegel abgesenkt werden muss. Der Modellprozess ist in sich plausibel und daher so auch später zu erwarten.

Diese grubeninternen Prozesse erklären jedoch noch nicht vollständig die anfangs beschriebenen Schwankungen der resultierenden Chloridgehalte in der Vorflut. Die zeitlich hochaufgelöste Modellanalyse in Abbildung 24 untersucht den Zusammenhang der beiden Volumenströme und Chloridkonzentrationen. Wieder erkennbar sind die ansteigenden Chloridgehalte im Grubenwasser bei aufgrund hoher Lippewasserführung verstärkter Pumpleistung.

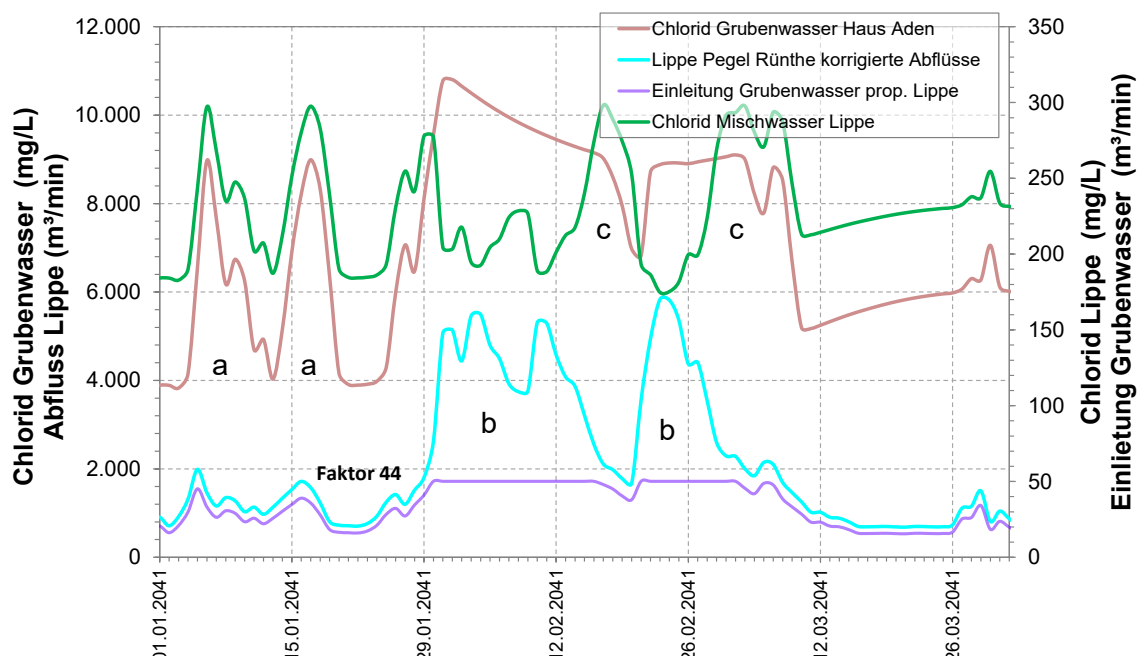


Abbildung 24: Detailanalyse zu Grubenwasser-Vorflut-Wechselwirkungen bei Wasserhebung in Phase 2.

Bezüglich der Auswirkungen auf die die Lippe sind mehrere Szenarien zu unterscheiden:

- a) Die Förderrate wird gemäß Proportionalitätsfaktor zum Lippeabfluss erhöht, ohne dass die maximale Förderrate erreicht wird: Mit den Grubenwasserkonzentrationen steigen auch die Lippekonzentrationen über den Mittelwert an.
- b) Die Förderrate erreicht bei sehr hohem Lippeabfluss im Frühjahr ihr Maximum, so dass eine über den Proportionalitätsfaktor hinausgehendes Verdünnungspotenzial entsteht: Trotz angestiegener Grubenwassergehalte bleibt der Chloridgehalt im Lippe-Mischwasser unterdurchschnittlich.
- c) Sinkt der Lippepegel, bleibt die Grubenwasserförderung bis zum Erreichen des Proportionalitätsfaktors zunächst konstant. Die weiterhin erhöhten Chloridgehalte im Grubenwasser sorgen für dann wieder ansteigende Konzentrationen in der Lippe. Darüber hinaus sinken die Chloridkonzentrationen im Grubenwasser auch bei abnehmenden Pumpraten nur mit einer Verzögerung.

Eine Vermeidungsstrategie bestünde darin, den Wasserstand konstant zu halten, womit allerdings deutlich höhere Chlorideinträge in die Lippe auch in den Sommermonaten verbunden wären, was der eigentlich zu vermeidende Ausgangspunkt der Betrachtungen war. Die hypothetische Berechnung in Abbildung 25 soll beispielhaft einen Eindruck von den Auswirkungen einer solchen Grubenwassereinleitung geben. Grundlage für die Grubenwasserentwicklung ist das Szenario B (s. Kap. 6) mit im Phase 2 konstantem Wasserstand und Einleitung der dem Schacht zufließenden Grubenwassermengen ohne jegliche Berücksichtigung der Wasserführung in der Lippe (Auswertung auf Basis von 14-Tageswerten). Die Vorbelastung in der Lippe wurde mit konstant 100 mg/L angesetzt.

Im Vergleich mit der vom Lippeabfluss gesteuerten Situation in Abbildung 18 ergeben sich trotz der jetzt recht stabilen Chloridgehalte im Grubenwasser ähnliche Schwankungsbreiten für Phase 1 und 2 in der Lippe. Der Hauptunterschied der beiden Szenarien ist, dass die Konzentrationsmaxima über längere Perioden anhalten und vor allem in den Sommermonaten auftreten.

Unter diesen Rahmenbedingungen stellt das Einleitkonzept mit vom Lippeabfluss gesteuerten Hebungs-/Einleitmengen die bessere Alternative dar. Es ist zudem zu berücksichtigen, dass das Modell mit den abrupten Tagesprüngen eher ungünstig rechnet. Das hier vorgestellte und beispielhaft mit dem Modell berechnete Konzept wird im Fachbeitrag WRRL (Unterlage 2) aufgenommen und weitergeführt.

Die tatsächlichen Grubenwasser-Stoffgehalte und -Reaktionen auf den Pumpbetrieb lassen sich im Anstiegsprozess zwischen -600 mNHN und -425 mNHN durch Monitoring und Kontrollberechnungen verifizieren. Dieser Zeitraum bietet ausreichend Möglichkeiten eine konkrete Pumpstrategie für den Regelbetrieb in Phase 2 zu entwickeln, wobei dann mit höheren Chloridkonzentrationen in der Lippe zu rechnen ist und auch die Salzgehalte im östlichen Teilstrom mittelfristig zunehmen dürften.

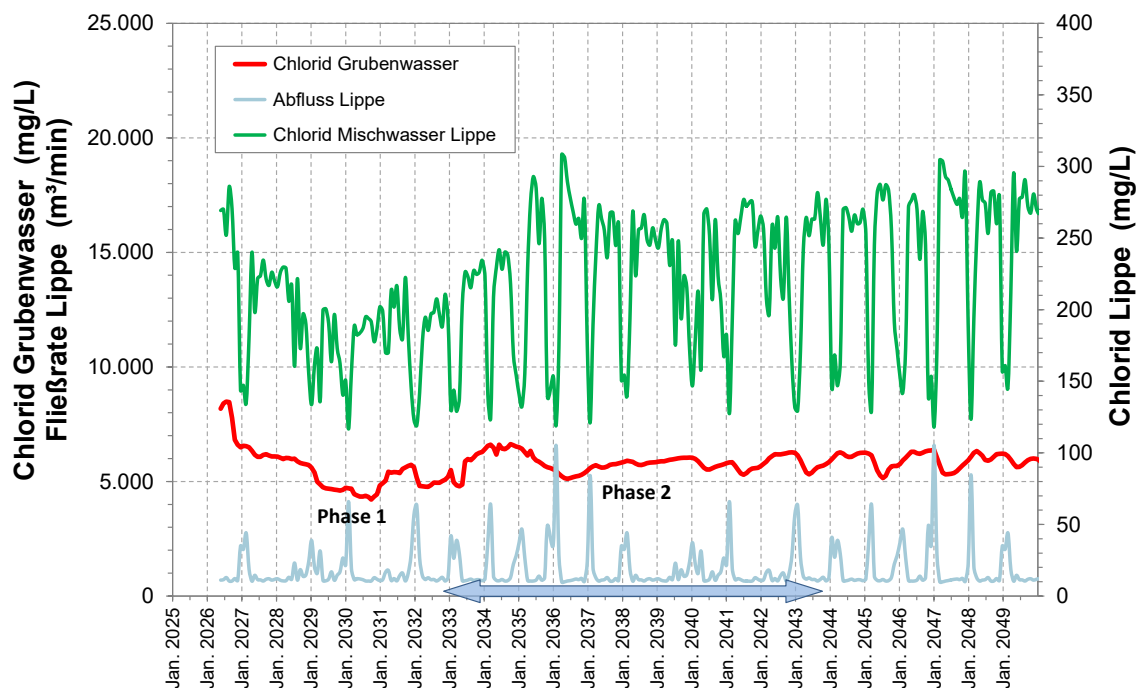


Abbildung 25: Simulation einer hypothetischen Grubenwassereinleitung ohne Pumpenspiel und Anpassung an den Lippeabfluss.

Die Prozessanalyse zeigt auch die Bedeutung von realitätsnahen Pumpszenarien zur Beurteilung der Grubenwassersituation auf, wobei eine solche ausgeprägte Schnittstellenlage wie im Falle des Schachtes Haus Aden sicherlich nicht den Normalfall darstellt. Es wird zudem deutlich, dass für solche komplexen hydraulische Systeme nur aufeinander abgestimmte Datensätze miteinander kombiniert und verrechnet werden dürfen, um eine korrekte Vorstellung von der resultierenden Situation in der Vorflut zu erhalten.

6 Auswirkungen der angepassten Grubenwasserhebung auf die Grubenwasserqualität

Für die Prozessanalyse eignete sich Chlorid besonders, weil dieser Stoff eine ganze Gruppe leichtlöslicher Salzbestandteile repräsentiert und zudem eine Umweltrelevanz in der Vorflut aufweist. Mit dem im vorigen Kapitel erzielten Verständnis der hydraulischen Zusammenhänge erschließen sich jetzt auch für die übrigen Grubenwasserinhaltsstoffe die vom Modell für das angepasste Wasserhaltungskonzept berechneten Prognosen.

Diese werden analog zu der folgenden nochmals Chlorid betreffenden Abbildung 26 dargestellt. Mit Bezug auf die jeweiligen Wasseranstiegsentwicklungen werden die Stoffkonzentrationen für drei Szenarien gezeigt:

- Wasseranstieg bis -380 mNHN und anschließende Wasserhaltung bei konstantem Wasserstand. Dies entspricht der Basisvariante im Berichtsteil 1.
- Wasseranstieg bis -600 mNHN und anschließend durch Abpumpen von konstant 15 m³/min verzögertem Wasseranstieg. Nach Erreichen von -380 mNHN wird der Wasserstand wie im Szenario A konstant gehalten.
- Wasseranstieg bis -600 mNHN und anschließende Grubenwasserentnahme proportional zum Lippeabfluss mit Verdünnungsfaktor 66 (min 10 m³/min, max. 34 m³/min). Nach Erreichen von -425 mNHN Halten des Wasserstandes zwischen -400 und -450 mNHN durch Grubenwasserentnahme proportional zum Lippeabfluss mit Verdünnungsfaktor 44 (min. 15 m³/min, max. 50 m³/min).

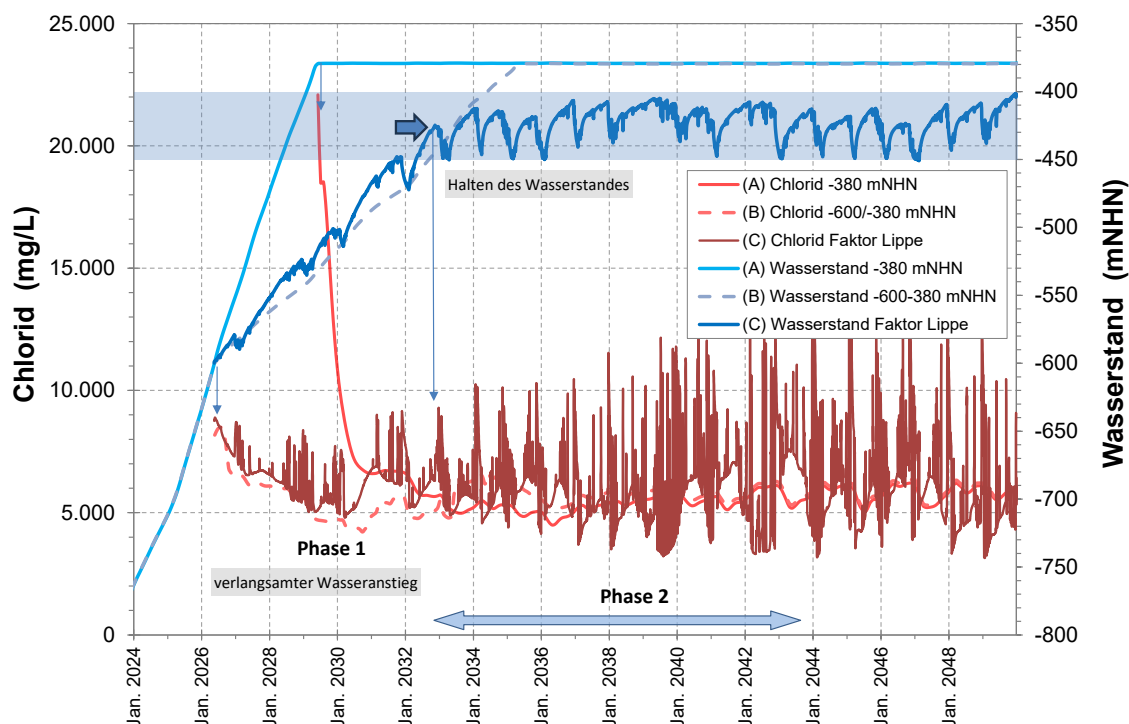


Abbildung 26: Konzentrationsprognosen für Chlorid im Grubenwasser.

Gut erkennbar erfüllen beide Szenarien B und C die aus A abgeleitete Vorgabe, den initial verstärkten Austrag von Salzen zu verhindern. Ebenso zeigen diese beiden Varianten ähnliche Konzentrationsniveaus über den gesamten Betrachtungszeitraum. Dieser endet für diese Darstellungen 2050, da zum einen die längerfristigen Veränderungen bereits im Berichtsteil 1 beschrieben sind (und im eher untergeordneten Maße erfolgen) und zum anderen an diesem hochkomplexen Standort eine weitere Betrachtung aktuell keinen Sinn macht, da die wirksamen Prozesse zunächst im weiteren Anstiegsprozess (mit Wasserhaltung) verifiziert werden müssen. Die quantitativen Auswertungen erfolgten daher für den Wasseranstiegsprozess von -600 mNHN bis -425 mNHN (= Phase 1) und für den darauf folgenden ersten 11-jährigen Modellklimazyklus mit Halten des Wasserstandes zwischen -400 und -450 mNHN (= Phase 2).

Ebenfalls in diesen Grafiken erkennbar ist, dass der Übergang im Pumpregime nach Erreichen des Zielniveaus fließend und ohne erkennbare Veränderungen der Grubenwasserzusammensetzung erfolgt. Die Mischung der beiden Teilströme hat sich von Anfang an etabliert und verändert sich kaum. Nur die gehobenen Gesamtmengen erhöhen sich. Gleichfalls ist festzustellen, dass sich die Amplituden der Chloridkonzentrationen mit der Zeit erhöhen – eine Folge der Erhöhung der Chloridgehalte im östlichen Teilstrom (vgl. Abbildung 19). Dieser wiederum lässt sich mit dem Auffüllprozess seit Abschalten der Wasserhaltung Haus Aden im Jahr 2019 verstehen, während dessen große Mengen gering salinaren Wasser aus der westlichen Teilprovinz nach Osten abgeflossen sind. Daraus leitet sich ab, dass das so verdünnte östliche Grubenwasser zunächst sukzessive ausgetauscht werden muss, bis sich die endgültigen salinaren Gleichgewichtszustände etabliert haben.

Ganz ähnlich stellen sich die Entwicklungen für die anderen typischen Inhaltsstoffe dar, die den salinaren Charakter der Grubenwässer im Ruhrgebiet bestimmen. Aus dieser Stoffgruppe (Natrium, Kalium, Magnesium sowie die in geringeren Konzentrationen enthaltenen Ammonium, Bor, Kalium, Bromid, etc.) zeigt Abbildung 27 noch Bromid, das ebenfalls einen sensiblen Einleitparameter darstellt. Die generellen Konzentrationsverläufe entsprechen denen von Chlorid, auch hier zeigt sich über die Zeit eine sukzessive Zunahme. Bezüglich der übrigen Stoffe sei auf Berichtsteil 1 bzw. die Tabellen in Kapitel 7 verwiesen, die u.a. über Mittelwerte auch einen Vergleich der aktuellen lippefaktorisierten Berechnung mit den Szenarien A und B ermöglichen.

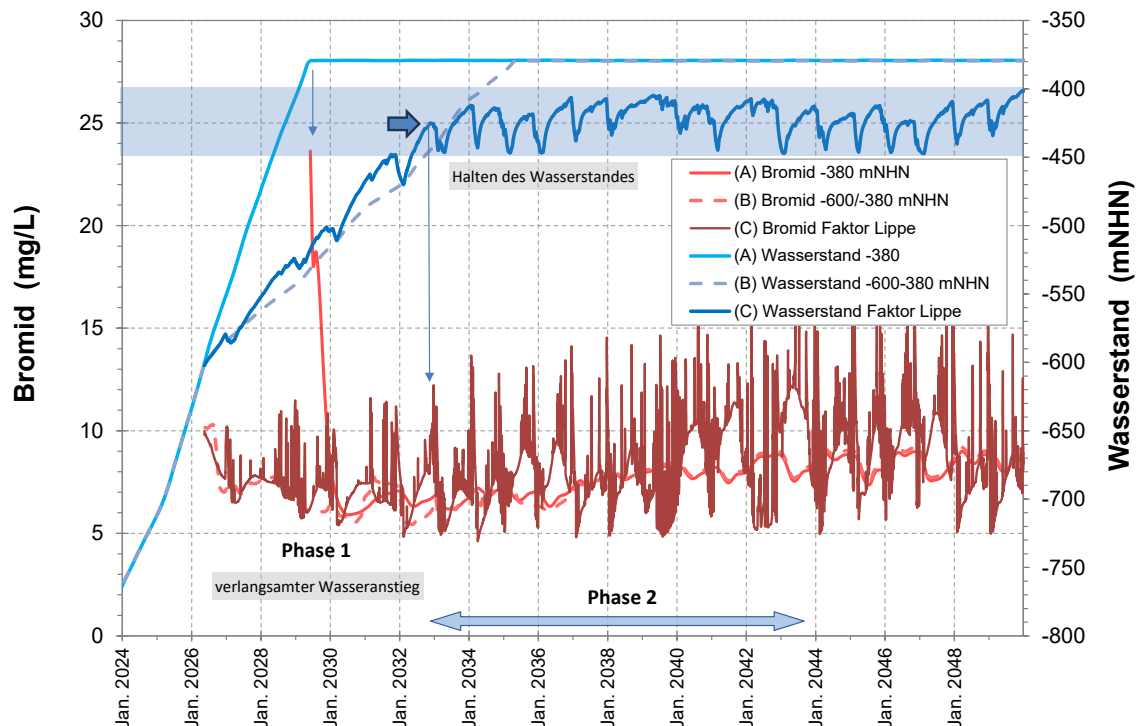


Abbildung 27: Konzentrationsprognosen für Bromid im Grubenwasser.

Als "Nebeneffekt" der vorgezogenen Wasserhaltung werden neben den vorgenannten Salzen auch Pyritoxidationsprodukte in ihrem initialen Konzentrationsmaximum abgeschwächt. Sulfat ist ein zum Prozessverständnis gut geeigneter Parameter, da Sulfat im Gegensatz zu Eisen keinen relevanten Reaktions- und Fällungsprozessen unterworfen ist. Die geringen Verluste durch Sulfatreduktion spielen bei dem vorhandenen Stoffpool eine eher untergeordnete Rolle.

Das Modell erwartet zu Pumpbeginn auf -600 mNHN um ca. 1.000 mg/L niedrigere Sulfatkonzentrationen als beim durchgehenden Anstieg bis auf -380 mNHN (Abbildung 28). Dies erfolgt unabhängig von der räumlichen Hohlraumanbindung des Schachtes, sondern ist eine Folge der bis dahin geringeren Freisetzung aufgrund des geringeren eingestauten Hohlraumes. Erkennbar ist, dass in den ersten Jahren auch hier die Konzentrationen einer typischen Auswaschkurve folgen. Der dann berechnete Wiederaanstieg ist auf eine Sulfat"welle" aus der westlichen Teilprovinz zurückzuführen.

Nach 2032 folgt die Sulfatentwicklung recht genau dem Trend von Szenario A. Das vorgezogene Pumpen entzieht somit dem Grubenwasser verteilt über mehrere Jahre die Stoffmenge, die sonst in einem deutlich kürzeren Zeitraum ausgespült worden wäre. Die Sulfatpeaks werden wie bei Chlorid durch den östlichen Teilstrom verursacht, wo die Auswaschung aufgrund der geringen strömenden Wassermengen deutlich langsamer erfolgt, als in

der wasserreichen Westprovinz. Dies ist analog auch für die sonstigen Pyritoxidationsprodukte (Eisen, Mangan, Zink etc.) zu erwarten

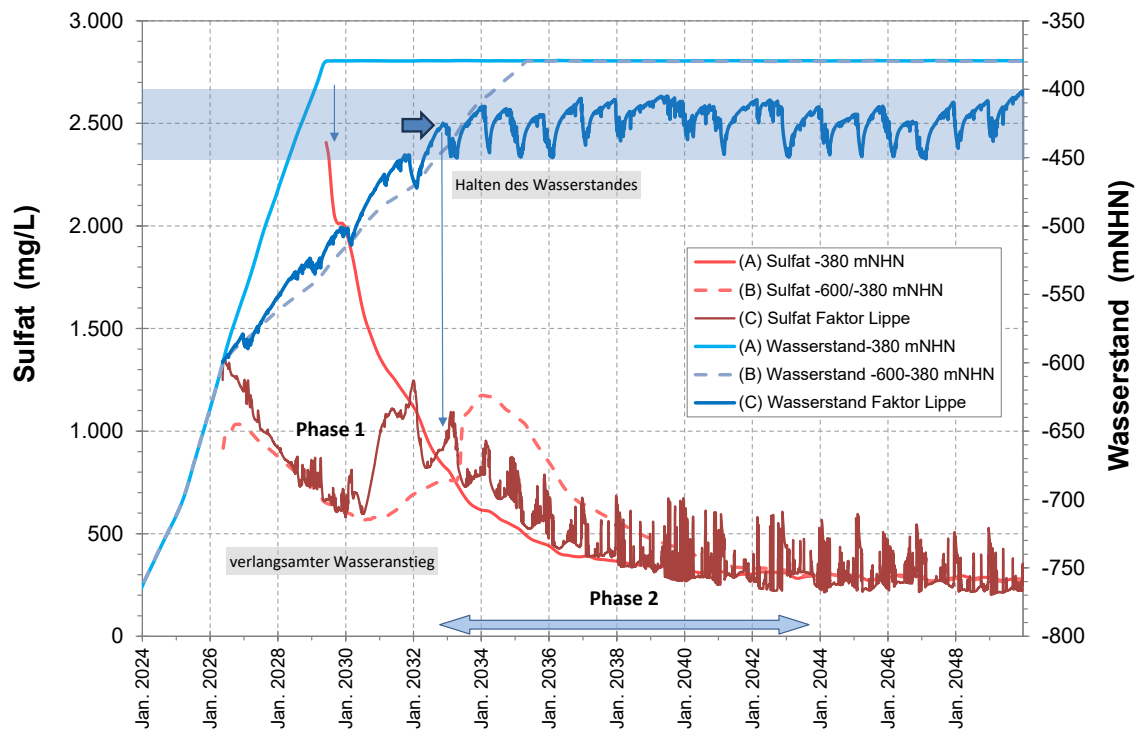


Abbildung 28: Konzentrationsprognosen für Sulfat im Grubenwasser.

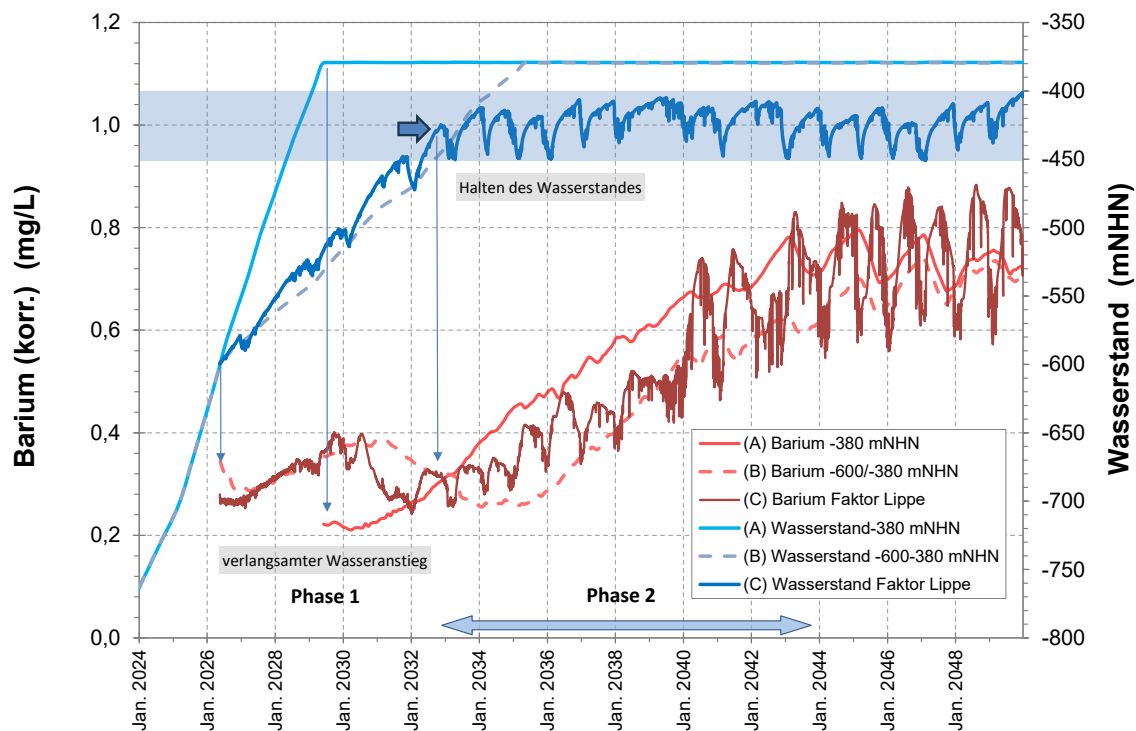


Abbildung 29: Konzentrationsprognosen für Barium im Grubenwasser.

Ein weiterer Vorteil dieser Wasserannahmestrategie besteht darin, dass auch hier das nach wie vor bestehende initiale Konzentrationsmaximum im Grubenwasser durch die geringeren Einleitmengen während Phase 1 in der Vorflut stärker verdünnt und nochmals abgeschwächt wird.

Barium ist der wichtigste Reaktionspartner für Sulfat mit Bildung des sehr schlecht löslichen Bariumsulfats und zeigt daher eine genau gegenläufige Entwicklung zu Sulfat (Abbildung 29). Ein Initialpeak existiert auch in Szenario A nicht, obgleich Barium eine Komponente der salinaren Zuflüsse ist. Die starken Sulfatfreisetzungen im Wasseranstieg unterdrücken diesen Effekt, so dass durch diese gleichgewichtskontrollierte Fällungsreaktion keine großen Unterschiede zwischen den Szenarien auftreten.

Auch der größte Teil der Bariumeinträge in der Gesamtprovinz stammt aus dem Osten. In diesem Teilstrom liegen jedoch wie beschrieben auch höhere Sulfatkonzentrationen vor, was zu geringeren Bariumkonzentrationen führt. Die berechneten Konzentrationsschwankungen von Barium hängen jedoch nicht mit den Pumpaktivitäten zusammen, sondern sind eine Folge der klimatisch /jahreszeitlich Schwankungen der Zuflussmengen, die zu vermehrt sulfathaltigen und bariumfreien Zuflüssen im Winterhalbjahr führen.

Wie bereits im Teilbericht 1 beschrieben berücksichtigt das Modell die Effekte der Salzmatrix nicht in ausreichendem Maße. Da das Modell somit thermodynamisch zu geringe Bariumrestgehalte berechnet, wurde für die Prognose ein Korrekturfaktor 10 angewendet, der sich aus der Modellkalibrierung ableitet. Die Darstellung zeigt daher die so korrigierten Werte, die auf Bariumkonzentration um 1 mg/L am Ende von Phase 2 hinweisen.

Der langfristig in jedem Fall zu erwartende Umschlag zu einem bariumdominierten Wasser im östlichen Teilstrom zögert sich somit hinaus, weil der Wasseraustausch zu gering und die Sulfatgehalte zu hoch sind. Bei anderen Strömungsverhältnissen oder einem geringen Sulfatpool (für die östlichen Bergwerke gab es bislang keine Kalibrieroption, so dass die Werte aus der westlichen Teilprovinz übernommen wurden), kann dieser Prozess jedoch auch deutlich früher einsetzen. Auch hier sind daher die Bariumgehalte im Monitoring sorgfältig zu überwachen.

Auch Eisen und Sulfid bilden eine sehr schlecht lösliche Verbindung (FeS) und dass diese Fällungsreaktion verursachende Sulfid stammt ausschließlich aus dem westlichen Teilstrom. Dies wird hergeleitet aus dem bisherigen Monitoring in der Wasserhebung Haus Aden, aber auch an anderen Standorten, das impliziert, dass Sulfid im höher salinaren Milieu wie in der östlichen Teilprovinz nicht gebildet wird (vgl. Teilbericht 1).

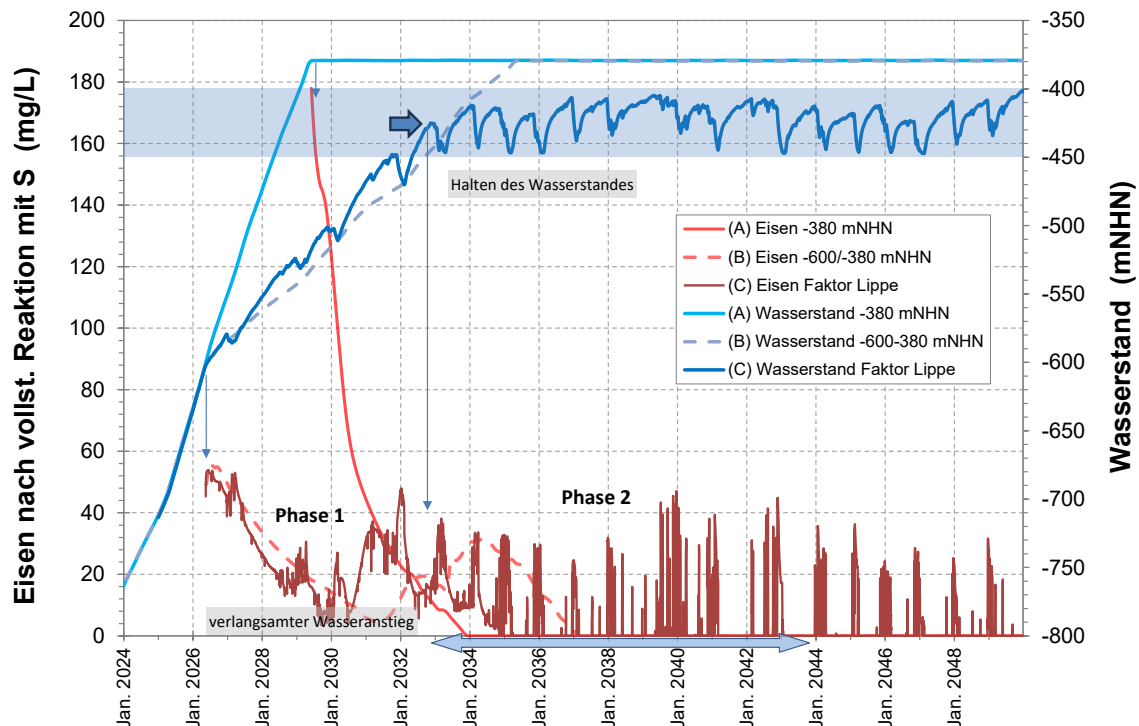


Abbildung 30: Konzentrationsprognosen für Eisen (nach Reaktion mit Sulfid) im Grubenwasser.

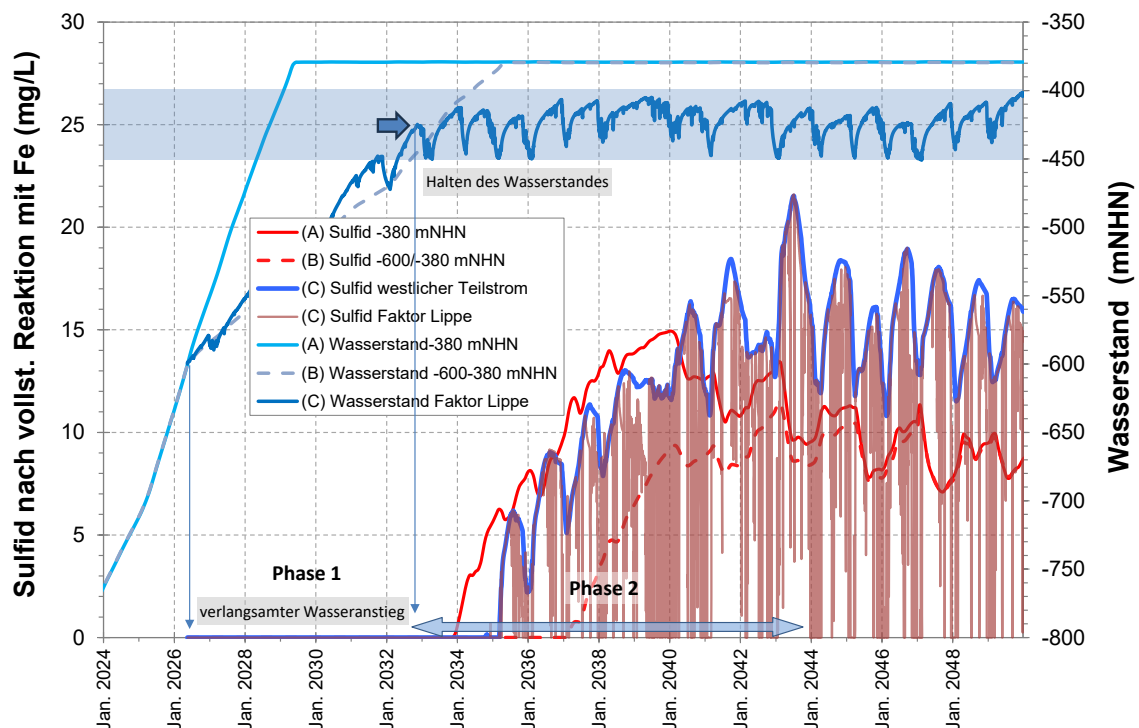


Abbildung 31: Konzentrationsprognosen für Sulfid im Grubenwasser.

Die komplexen Verhältnisse zur Herkunft der Eisenanteile in den verschiedenen Wasserhaltungsphasen und Teilstromen sowie der Sulfatreduktion und Eisensulfidbildung sind ebenfalls dort ausführlich beschrieben (insbesondere Kap. 5.2.2), ändern sich grundsätzlich nicht und werden daher an

dieser Stelle nicht wiederholt. Als Einstieg in die Thematik soll daher die Darstellung der Eisenkonzentrationen in Abbildung 30 dienen, für die verbliebene Eisen- bzw. Sulfidüberschüsse (aufgrund kinetischer Effekte keine vollständige Modellreaktion) im zu Tage gehobenen Grubenwasser bereits verrechnet wurden.

Ebenso wie bei Sulfat erwartet das Modell durch die vorgezogene Wasserhebung eine deutliche Reduzierung des initialen Konzentrationspeaks mit der typischen Auswaschkurve. Während aber in den Szenarien A und B mit stationären Wasserständen die Eisengehalte schließlich so gering werden, dass Sulfid dominiert, ziehen sich in der aktuellen Berechnung periodisch Eisengehalte von 20-40 mg/L über die Gesamtdauer des hier betrachteten Zeitraumes. Wie auch bei Sulfat und Chlorid treten diese Konzentrationspeaks in Phasen erhöhter Wasserhebungsmengen und absinkender Grubenwasserspiegel auf.

Für Sulfid hingegen sind die erwarteten Entwicklungen in allen drei Szenarien ähnlich (Abbildung 31). Immer wenn die Eisenhalte im Westen weitgehend ausgewaschen sind, erscheint Sulfid mit ähnlich berechneten Konzentrationsniveaus von 10 – 15 mg/L auch in der Wasserhaltung. Nach der eisendominierten Phase 1 bildet Phase 2 diese Übergangsphase ab. Der jahreszeitlich schwankende Sulfidgehalt aus dem Victoria-Bereich wird in der lippeabflussgesteuerten Version allerdings stark überprägt – hier aber durch die Wasserhaltungsmaßnahmen.

Deutlicher wird dieser Zusammenhang bei Fokussierung auf das Szenario C und höherer zeitlicher Auflösung in Abbildung 32. Gezeigt sind hier zunächst die Eisen- und Sulfidgehalte im vom Modell berechneten (Kinetik! s.o.) Mischwasser im Schacht Haus Aden während Phase 2. Die Sulfidkonzentrationen stammen aus dem westlichen Teilstrom und bewegen sich recht stabil um 10 mg/L. Dieses Wasser ist eisenfrei, so dass Eiseneinträge in den Schacht aus dem östlichen Teilstrom stammen müssen.

Für diese sind drei Zustände festzustellen: (a) gering und schwankend (Oktober – Dezember 2037), (b) 30 – 50 mg/L in einzelnen Peaks und (c) phasenweise gar nicht vorhanden (ab Januar 2038). Auch hier hilft der Blick auf die Wasserstandsentwicklung (Abbildung 32) und den Zufluss aus dem östlichen Teilstrom (Abbildung 33) – beides eine Konsequenz der jeweilig gehobenen Wassermengen. Die Eisenpeaks entstehen wie zuvor beschrieben bei verstärkter Wasserentnahme, wodurch Wasser aus Osten verstärkt zum Schacht strömt. Im gleichmäßigen Wasseranstieg, ohne vorherige stärkere Absenkungen des Wasserspiegels, strömt eine geringe Menge Ostwasser in den Schacht und bringt Eisen in diese Mischungszone. Die Modellreaktion ist nicht vollständig, in Summe dominiert aber Sulfid.

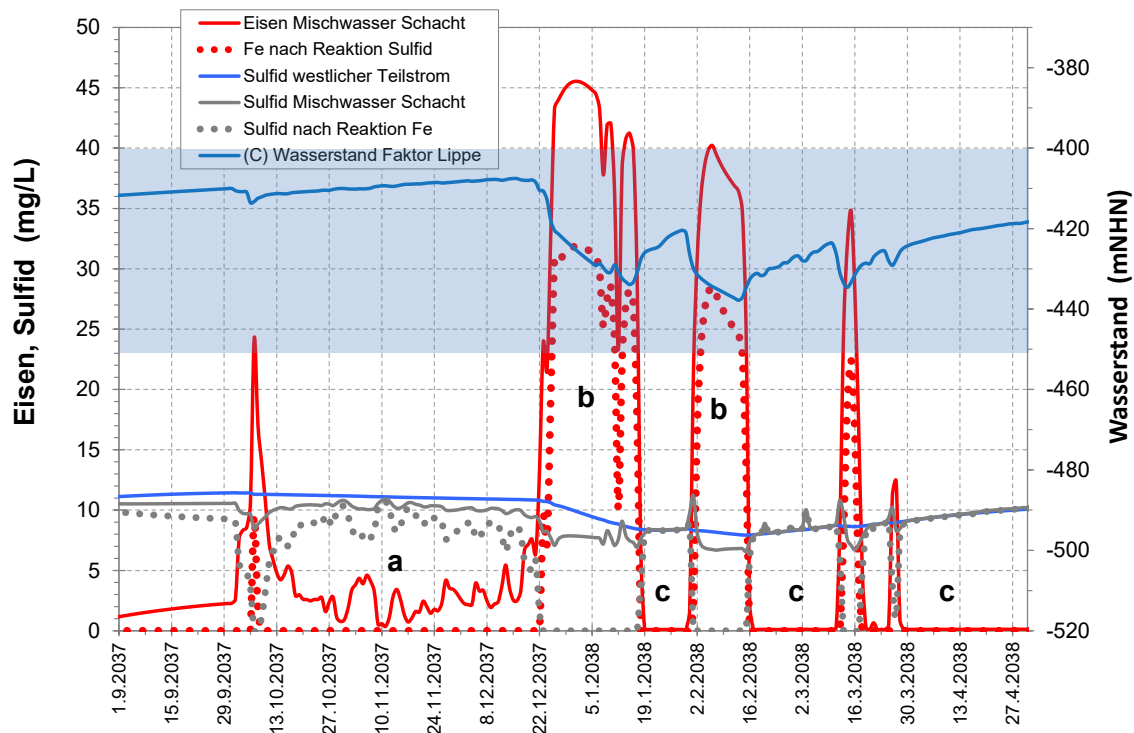


Abbildung 32: Detailanalyse zum Eisen- und Sulfidgehalt in Abhängigkeit von der Steuerung des Grubenwasserstandes.

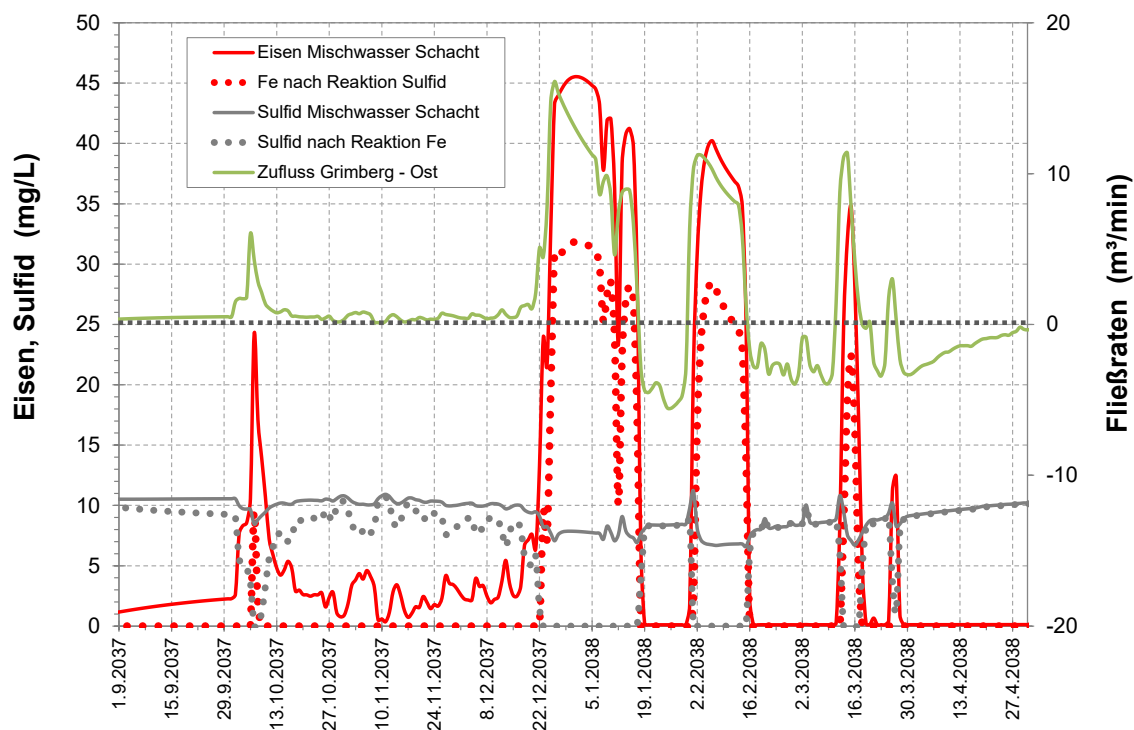


Abbildung 33: Detailanalyse zum Eisen- und Sulfidgehalt in Abhängigkeit vom östlichen Zufluss.

Nach einer Phase der Wasserabsenkung strömt Wasser nicht nur zur Pumpe, sondern auch in die östlichen Strecken (s.o.), drückt also das Ost-

Wasser zurück was dazu führt, dass kein Eisen in der Wasserhaltung zu beobachten ist.

Diese Detailbetrachtungen sollen veranschaulichen, wie die hydrodynamischen Prozesse die Wasserqualität im gehobenen Grubenwasser an diesem Standort in Phase 2 beeinflussen. Auch wenn die Entwicklungen im Detail später sicher etwas anders ablaufen werden, kann die zentrale Aussage dieser Untersuchungen so zusammengefasst werden, dass es die Eisen- und die nachfolgende Sulfidphase, die sich in den stationären Szenarien gezeigt haben, aller Voraussicht nach über lange Zeit nicht geben wird.

Für die geplante Grubenwassereinleitung in die Lippe bedeutet dies, dass langfristig mit einem stetigen Wechsel der Wasserqualität gerechnet werden muss:

- Bei hoher Wasserentnahme treten zunächst höhere dann sukzessive abnehmende Eisengehalte auf
- Auch dann ist nicht auszuschließen, dass noch Restsulfid im Wasser vorhanden ist.
- Bei geringer Förderung und Wasseranstieg ist mit Sulfid im Grubenwasser zu rechnen. Innerhalb von Phase 2 nehmen die Gehalte bis auf 15-20 mg/L zu.
- Eisensulfidpartikel werden wahrscheinlich während des überwiegenden Zeitraums des Pumpbetriebs im Grubenwasser vorhanden sein.

Diese Situation ist ungewöhnlich und eine Folge der Lage des Hebungs-schachtes an der Grenze von zwei hydrochemisch sehr unterschiedlichen Teilprovinzen und bei allen weiteren Planungen zu berücksichtigen.

Es gibt kaum ein Element (Ausnahme Barium s.o.), dass von der Wasserhaltungsdynamik nicht beeinflusst wäre. Auch Mangan zeigt daher diese sowohl jahreszeitlich als auch von den Entnahmen bestimmte Dynamik (Abbildung 34). Mangan ist ein Metall, das im Gegensatz zu den übrigen Spurenmetallen wie Zink, Nickel, Kupfer etc. mit Sulfid keine schwerlöslichen Reaktionsprodukte bildet und daher davon unbeeinflusst die initiale Mobilisation sowie die Auswirkungen der Grubenwasserzutritte beschreibt. Auch hier zeigt sich die positive Wirkung der vorgezogenen Wasserhebung durch Vermeidung hoher Startkonzentrationen.

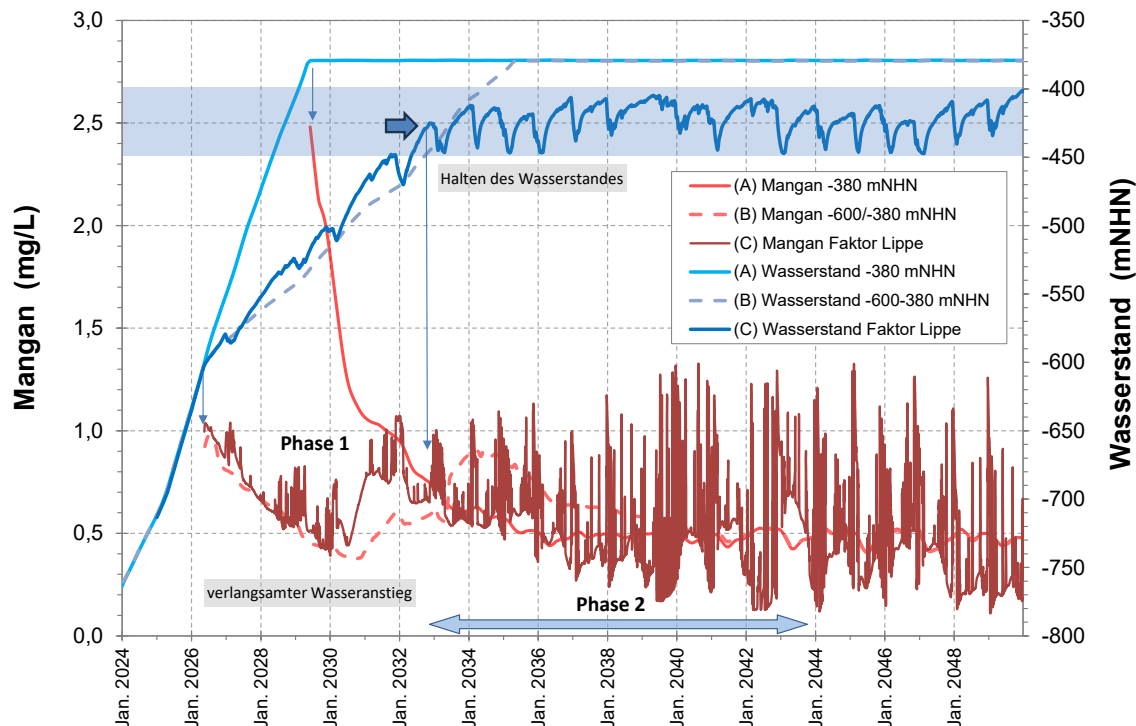


Abbildung 34: Konzentrationsprognosen für Mangan im Grubenwasser.

Eine ganz andere Stoffgruppe mit von den bislang vorgestellten gelösten Grubenwasserinhaltsstoffen unterschiedlichen Eigenschaften repräsentieren die PCB, deren Mobilisations- und Transportverhalten als überwiegend partikulär gebunden betrachtet wird (vgl. Teilbericht 1). Auch PCB werden im Wasseranstieg mobilisiert, ohne dass in der Wasserhaltung bislang ein ausgeprägtes initiales Konzentrationsmaximum aufgefallen wäre.

Wie nun in Abbildung 35 deutlich wird, führt in diesem Fall der vorgezogene Pumpbeginn zu zunächst höheren PCB-Konzentrationen. Dies ist auch nachvollziehbar, da zu diesem Zeitpunkt ein Teil der Abbaufächen aus dem PCB-Einsatzzeitraum noch nicht überstaut ist und somit nach dem im Modell abgebildeten Prozessverständnis noch als Quelle zur PCB-Freisetzung zur Verfügung steht. Die drei Modellszenarien unterscheiden sich ansonsten nur sehr geringfügig und auch der Pumpmodus hat nur einen sehr geringen Einfluss auf die Konzentrationen in der Wasserhaltung. Die vom Modell berechneten Konzentrationsschwankungen verlaufen ganz offensichtlich unabhängig von den Pumpzyklen.

Diese Dynamik wird von den wechselnden Zuflussmengen in die Bergwerke bestimmt. Diese betreffen insbesondere die westliche Teilprovinz, die auch insgesamt den PCB-Austrag dominiert (Abbildung 36). In doppelter Hinsicht eine Folge der größeren Wassermengen, denn der geringe Ostzufluss mit etwas geringerer PCB-Führung hat so nur wenig Einfluss auf das Mischwasser. Darüber hinaus werden partikulär gebundene PCB in größeren

(schneller fließenden) Wassermengen besser mobilisiert und schlechter sedimentiert.

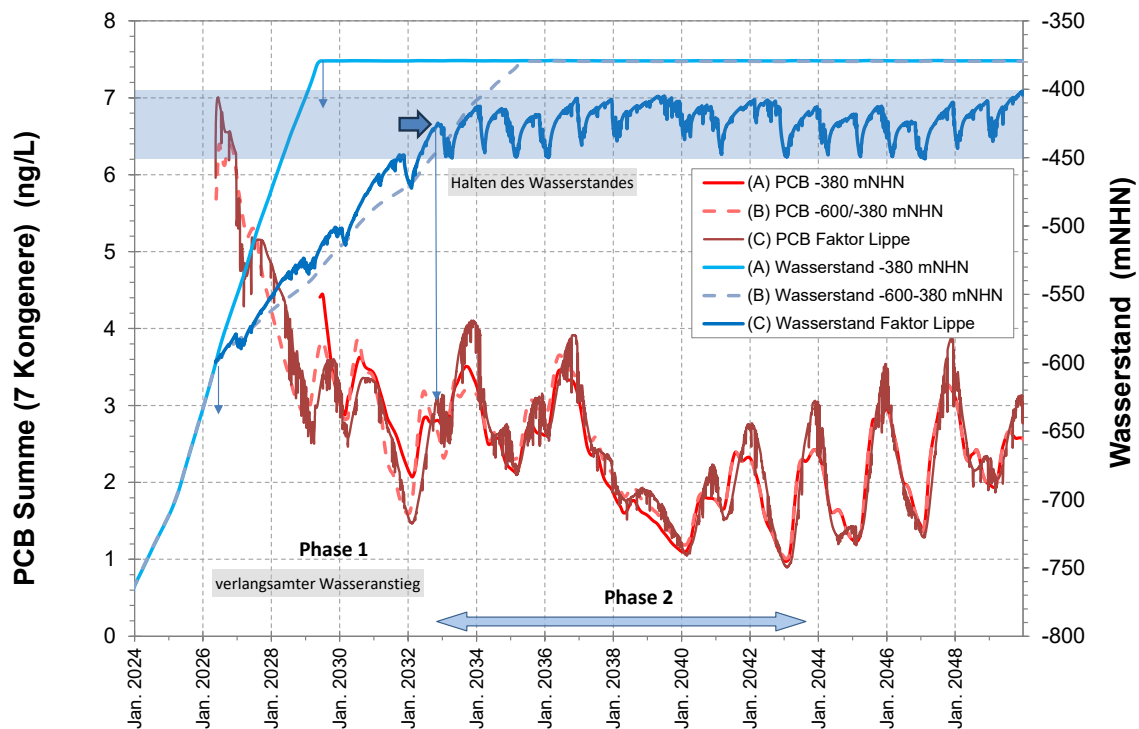


Abbildung 35: Konzentrationsprognosen für PCB im Grubenwasser.

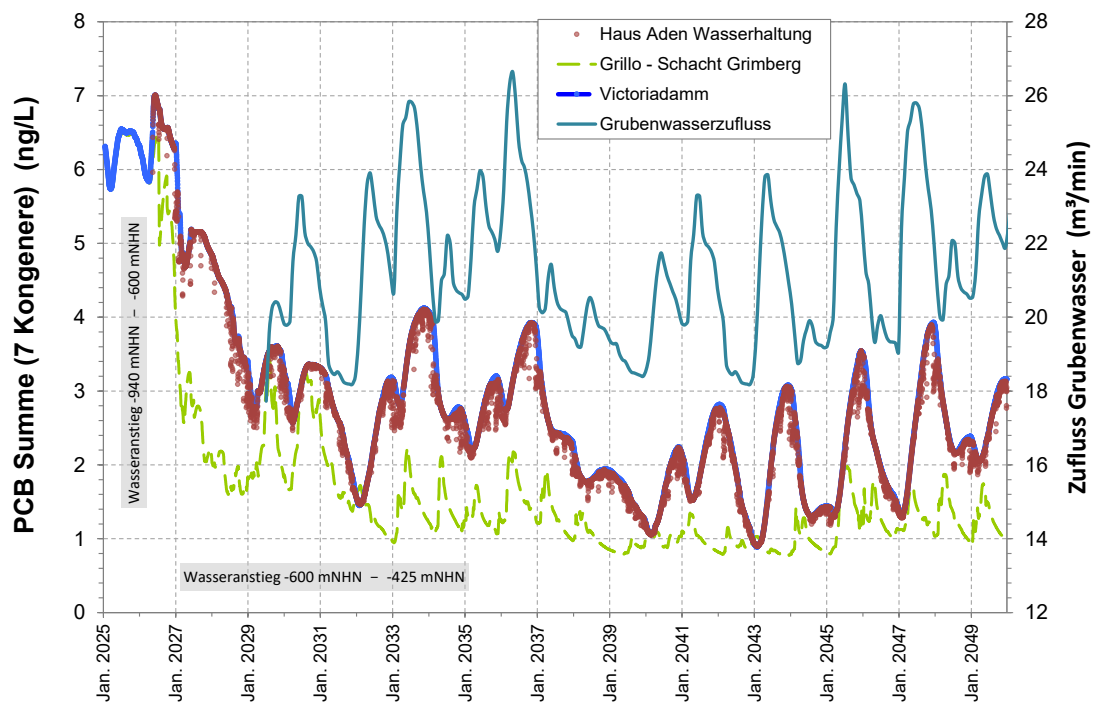


Abbildung 36: Entwicklung der PCB-Gehalte in der Wasserhebung und den beiden Teilströmen zum Schacht Haus Aden.

Die PCB-Konzentrationspeaks sind daher eine Folge der jahreszeitlich schwankenden Zuflüsse in die westliche Teilprovinz. Die stärkere Mobilisation / schlechtere Sedimentation dominiert somit über mögliche Verdünnungseffekte.

7 Ergebniszusammenfassung

Die grafischen Darstellungen in den vorangegangenen Kapiteln berücksichtigen nur eine Auswahl repräsentativer bzw. wichtiger Stoffe und Parameter. Daher sollen hier die Berechnungsergebnisse für alle untersuchten Parameter in Tabellen zusammengestellt werden, um eine Übersicht über die Gesamtergebnisse zu geben und einen Vergleich mit früheren Berechnungen zu ermöglichen. Zwei Zeitabschnitte werden hierzu betrachtet:

Phase 1

Insbesondere am Anfang der Wasserhebung werden die Stoffgehalte sehr stark von der Besonderheit der Hebung nur einer Teilmenge der Gesamtbildung an Grubenwasser geprägt. Dieser Zeitraum stellt daher die natürliche Phase 1 der Stoffentwicklung dar. Dies gilt umso mehr, als unter diesen Bedingungen das sonst erwartete Konzentrationsmaximum der im Wasseranstieg mobilisierten Stoffe und die darauffolgende Auswaschungsphase weniger ausgeprägt und prozessdominierend sind. Die aufgrund der großen Wasserzuflüsse deutlich dynamischere Auswaschung in der westlichen Teilprovinz ist zudem für die meisten Stoffe innerhalb der 6,5 Jahre, die dieser verzögerte Wasseranstieg andauert, weitgehend abgeschlossen.

Phase 2

Im dann folgenden Regelbetrieb werden die für einen Zeitraum abgeleiteten Konzentrationsangaben von dem Modellansatz beeinflusst, die den hydraulischen Prozessen zugrundeliegenden Daten in einem 11-Jahreszyklus zu wiederholen. Ein direkter Vergleich von einzelnen Jahren ist so nicht mehr möglich, da die hydraulischen Grundlagen unterschiedlich sind. Der dem Wasseranstieg folgende erste 11-Jahreszyklus ist ein Übergangszeitraum, innerhalb dessen die meisten Stoffe in der Wasserhaltung annähernd stabile Bedingungen erreicht haben.

Nur in der östlichen Teilprovinz wird erwartet, dass aufgrund der geringen Zuflussmengen sowohl die Auswaschung der im Wasseranstieg mobilisierten Stoffe als auch der Austausch des gering salinaren Wassers, das im Anstieg über viele Jahre dorthin geflossen ist und die Hohlräume zum größten Teil gefüllt hat, noch nicht abgeschlossen ist. Allerdings sind die

Wassermengen relativ gering, so dass diese Veränderungen die Wasserhaltung dann nur wenig verändern werden. Eine Ausnahme stellen Sulfat und Barium dar, da bei weitgehender Ausspülung des mobilisierten Sulfats eine Bariumdominanz in der östlichen Teilprovinz erwartet wird, die dann Auswirkungen auf die Wasserhaltung durch Mischung und Bariumsulfatbildung in der Wasserhaltung hätte. Es wurde mehrfach darauf hingewiesen, dass die Sulfatmobilisation in der östlichen Teilprovinz durch keinen Wasseranstieg kalibriert werden konnte und spezifische Strömungswege dazu führen können, dass dieser Umschlag auch früher als derzeit vom Modell berechnet erfolgt.

Aufgrund solcher Fragestellungen und insgesamt fehlender Erfahrungen bei der Umsetzung eines derartig gesteuerten Wasseranstiegs und der Einleitsteuerung in die Vorflut wurden diese Berechnungen nur bis 2050 durchgeführt und die Tabellenauswertung erfolgt bis zum Ende von Phase 2 im Jahr 2043. Vor weiteren Betrachtungen für Folgezeiträume sollte erst eine Verifizierung der Modellerwartungen erfolgen.

Dies gilt auch für die Berechnung des Pumpregimes und den daraus resultierenden Konzentrationsschwankungen. Es wird durch die Simulationen jedoch deutlich, dass die ansonsten meist üblichen Konzentrationsmittelwerte im Grubenwasser hier keine geeignete Grundlage für Mischungsberechnungen in der Vorflut darstellen (Fachbeitrag WRRL, Unterlage 2). Zur Quantifizierung der Modellergebnisse wurden daher zusätzlich Werte für das 90. und 80. Perzentil berechnet (das 90. Perzentil ist der Wert, unter dem 90 Prozent der Messwerte liegen; 10 Prozent hingegen liegen über dem 90-Wert). Diese Werte besitzen somit eine hohe statistische Wahrscheinlichkeit für im Grubenwasser künftig auftretende obere Konzentrationen.

Die über die beiden oben genannten Zeiträume ermittelten statistischen Parameter zeigen in Tabelle 1 und Tabelle 2 die erwartbar abnehmenden Werte in der Reihenfolge Quantil 90 - Quantil 80 – Mittelwert. Die Unterschiede fallen jedoch je nach Stoff unterschiedlich groß aus. Eine Rolle hierbei spielt, ob es initiale Auswaschungsmaxima gibt oder die Schwankungen durch das Pumpmanagement bedingt sind. Anhaltspunkte für die entsprechenden Zuordnungen geben die Beschreibungen in Kapitel 6.

Tabelle 1: Statistische Auswertung der Phase 1 mit Hebung einer Teilmenge der Gesamtbildung an Grubenwasser.

		Konzentrationen Phase 1 vorgezogenes Pumpen Q_Lippe		
		Quantil 90	Quantil 80	Mittel
von bis		Mai. 2026 Nov. 2032	Mai. 2026 Nov. 2032	Mai. 2026 Nov. 2032
Wassermenge		27,45	15,11	13,92
Temperatur	°C	35,0	35,0	34,7
pH	Min	6,87	6,84	6,79
Natrium	mg/L	4.870	4.447	3.989
Kalium	mg/L	33	30	28
Calcium	mg/L	588	533	478
Magnesium	mg/L	171	156	140
Eisen	mg/L	48,0	38,5	26,5
Eisen nach FeS	mg/L	47,8	38,2	26,3
Mangan	mg/L	0,96	0,86	0,71
Zink	mg/L	0,10	0,08	0,07
Blei	mg/L	0,015	0,014	0,012
Nickel	mg/L	0,016	0,015	0,013
Cadmium	mg/L	0,0016	0,0015	0,0013
Kupfer	mg/L	0,029	0,027	0,023
Chrom	mg/L	0,004	0,004	0,003
Barium	mg/L	0,037	0,035	0,032
Barium korr.	mg/L	0,37	0,35	0,32
Strontium	mg/L	24,4	22,0	20,3
Bor	mg/L	0,98	0,95	0,93
Ammonium	mg/L	2,5	2,3	2,1
Chlorid	mg/L	7.939	7.234	6.449
Sulfat	mg/L	1.226	1.104	918
Sulfid-S	mg/L	0,2	0,1	0,1
Sulfid-S nach FeS	mg/L	0,0	0,0	0,0
Hydrogenkarbonat	mg/L	763	753	727
Bromid	mg/L	9,4	8,2	7,5
Nitrat	mg/L	0,98	0,96	0,92
Nitrit	mg/L	0,037	0,032	0,032
Phosphat	mg/L	0,055	0,053	0,053
Abfilt. Stoffe	mg/L	4,85	4,60	4,22
PCB Summe	ng/L	5,51	4,91	3,67
PCB-28	ng/L	2,64	2,35	1,76
PCB-52	ng/L	1,48	1,31	0,98
PCB101	ng/L	0,47	0,42	0,32
PCB-118	ng/L	0,58	0,52	0,39
PCB-138	ng/L	0,15	0,13	0,10
PCB-153	ng/L	0,12	0,11	0,08
PCB-180	ng/L	0,07	0,06	0,05

Auch die Unterschiede zwischen den betrachteten Zeitphasen sind stoffspezifisch bzw. von der jeweiligen Herkunft bestimmt. So werden für Chlorid (und assoziierte Salzkomponenten) in Phase 2 die deutlich höheren Quantil-90-Werte erwartet; ein Zeichen für die ansteigenden Salzgehalte im östlichen Teilstrom, die dann in die Wasserhaltung gelangen. Die durchweg

geringeren Sulfatgehalte in Phase 2 zeigen die fortschreitende Auswaschung von im Wasseranstieg mobilisierten Stoffen an. Teilweise überlagern sich Prozesse aber auch.

Tabelle 2: Statistische Auswertung der Phase 2 mit Haltung des Grubenwasserspiegels zwischen -400 und -450 mNHN.

		Konzentrationen Phase 2 Regelbetrieb Q_Lippe		
		Quantil 90	Quantil 80	Mittel
von bis		Nov. 2032 Nov. 2043	Nov. 2032 Nov. 2043	Nov. 2032 Nov. 2043
Wassermenge		50,10	25,20	21,53
Temperatur	°C	33,4	32,5	31,6
pH	Min	6,96	6,93	6,87
Natrium	mg/L	4.842	4.220	3.619
Kalium	mg/L	42	38	32
Calcium	mg/L	503	464	408
Magnesium	mg/L	202	178	148
Eisen	mg/L	31,2	16,5	9,0
Eisen nach FeS	mg/L	23,3	10,8	5,6
Mangan	mg/L	0,88	0,71	0,55
Zink	mg/L	0,19	0,17	0,13
Blei	mg/L	0,013	0,010	0,0084
Nickel	mg/L	0,014	0,011	0,0092
Cadmium	mg/L	0,0014	0,0012	0,00098
Kupfer	mg/L	0,023	0,019	0,015
Chrom	mg/L	0,004	0,004	0,003
Barium	mg/L	0,072	0,065	0,050
Barium korr.	mg/L	0,72	0,65	0,50
Strontium	mg/L	35,2	31,2	26,8
Bor	mg/L	1,05	1,02	0,96
Ammonium	mg/L	3,3	2,9	2,3
Chlorid	mg/L	8.280	7.240	6.105
Sulfat	mg/L	780	676	475
Sulfid-S	mg/L	16,2	14,2	9,0
Sulfid-S nach FeS	mg/L	15,6	13,3	7,1
Hydrogenkarbonat	mg/L	774	756	713
Bromid	mg/L	11,4	10,4	8,4
Nitrat	mg/L	0,90	0,86	0,8
Nitrit	mg/L	0,039	0,036	0,034
Phosphat	mg/L	0,060	0,056	0,05
Abfilt. Stoffe	mg/L	3,89	3,40	3,02
PCB Summe	ng/L	3,50	2,96	2,33
PCB-28	ng/L	1,68	1,42	1,12
PCB-52	ng/L	0,94	0,79	0,63
PCB101	ng/L	0,30	0,25	0,20
PCB-118	ng/L	0,37	0,31	0,25
PCB-138	ng/L	0,09	0,08	0,06
PCB-153	ng/L	0,08	0,07	0,05
PCB-180	ng/L	0,04	0,04	0,03

Auch die beschriebene Auswaschung von Eisen findet sich in den Tabellen wieder. Zwar sinkt der Mittelwert von Phase 1 zu 2 deutlich und auch die Quantil-Werte vermindern sich, ohne aber eine weitgehende Auswaschung anzuzeigen. Die Eisen-Werte in Phase 2 widersprechen eigentlich den Sulfidgehalten und sind nur erklärlich durch den beschriebenen Chemismuswechsel im Pumpbetrieb.

Dies sind Hinweise darauf, dass mit diesen statistischen Parametern nur mit sehr großer Vorsicht und immer in Kenntnis der Kapitel 6 beschriebenen Prozesse und Konzentrationsverteilungen operiert werden darf. Während bei früheren Stoffprognosen mit konstanten Wasserständen und insbesondere auch ohne Berücksichtigung instationärer Zuflüsse die stofflichen Veränderungen ausschließlich großräumigen langanhaltenden Prozessen zugeordnet werden konnten, werden statistische Werte bei komplexen Modellierungen wie dieser durch übergeordnete bzw. lokale Effekte überlagert.

Da die diesen Phasen zugeordneten Zeiträume sich über 6,5 bzw. 11 Jahre erstrecken, sind die in den obigen Tabellen aufgeführten Werte auch als Erwartungswerte für spezifische Abflussphasen ungeeignet. Um dennoch für die ökologisch besonders sensiblen MNQ-Phasen der Lippe im Sommer Prognosewerte zu erhalten, wurden die Daten gefiltert auf Datensätze, bei denen eine Grubenwasserhebung $< 10,5 \text{ m}^3/\text{min}$ (Phase 1) bzw. $< 15,5 \text{ m}^3/\text{min}$ (Phase 2) erfolgt. Dies entspricht jeweils einem Lippeabfluss von < 693 bzw. $< 682 \text{ m}^3/\text{min}$ und beschreibt somit den Niedrigwasserzustand ($660 \text{ m}^3/\text{min} = 11 \text{ m}^3/\text{s}$) in geeigneter Weise.

In Analogie zu Abbildung 26 zeigt Abbildung 37 die Chloridprognose für das Grubenwasser, allerdings hier mit grün markierten Werten, die bei den o.g. geringen Wasserhebungsmengen = Lippeabflussmengen berechnet wurden. Dabei fällt auf, dass trotz dieses Filters nicht nur Werte, die dem bei Wasseranstieg dominierenden westlichen Teilstrom zuzuordnen sind, in diese Kategorie fallen, sondern auch höhere, ein Mischwasser charakterisierende Werte. Besser nachvollziehbar wird diese Zuordnung in den beiden Detailanalysen in Abbildung 38. Die Grafik oben zeigt den Verlauf über das sehr abflussarme Jahr 2038; die untere Darstellung fokussiert sich auf wenige Sommermonate 2042.

Erkennbar wird, dass diese höheren Chloridgehalte immer dann auftauchen, wenn der Abfluss in der Lippe nach einem Abflussereignis wieder absinkt (vgl. Kap. 5 Abbildung 24). Die durch das vermehrte Abpumpen von Grubenwasser erzeugte Absenkung des Grubenwasserspiegels wird dann zwar direkt wieder kompensiert, aber offensichtlich gelangen in dieser Phase noch größere Anteile an Ostwasser in die Wasserhaltung. Dies wird durch die Analyse der berechneten Zustrommengen bestätigt.

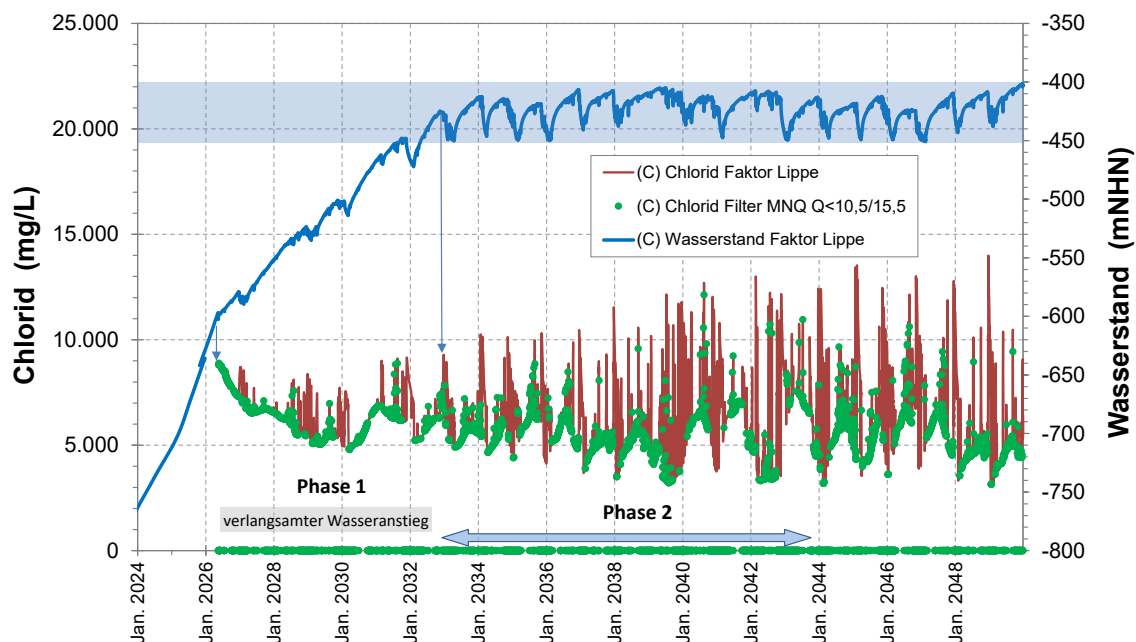


Abbildung 37: Konzentrationsprognose für Chlorid im Grubenwasser mit Hervorhebung der Prognosewerte bei MNQ-Abfluss in der Lippe.

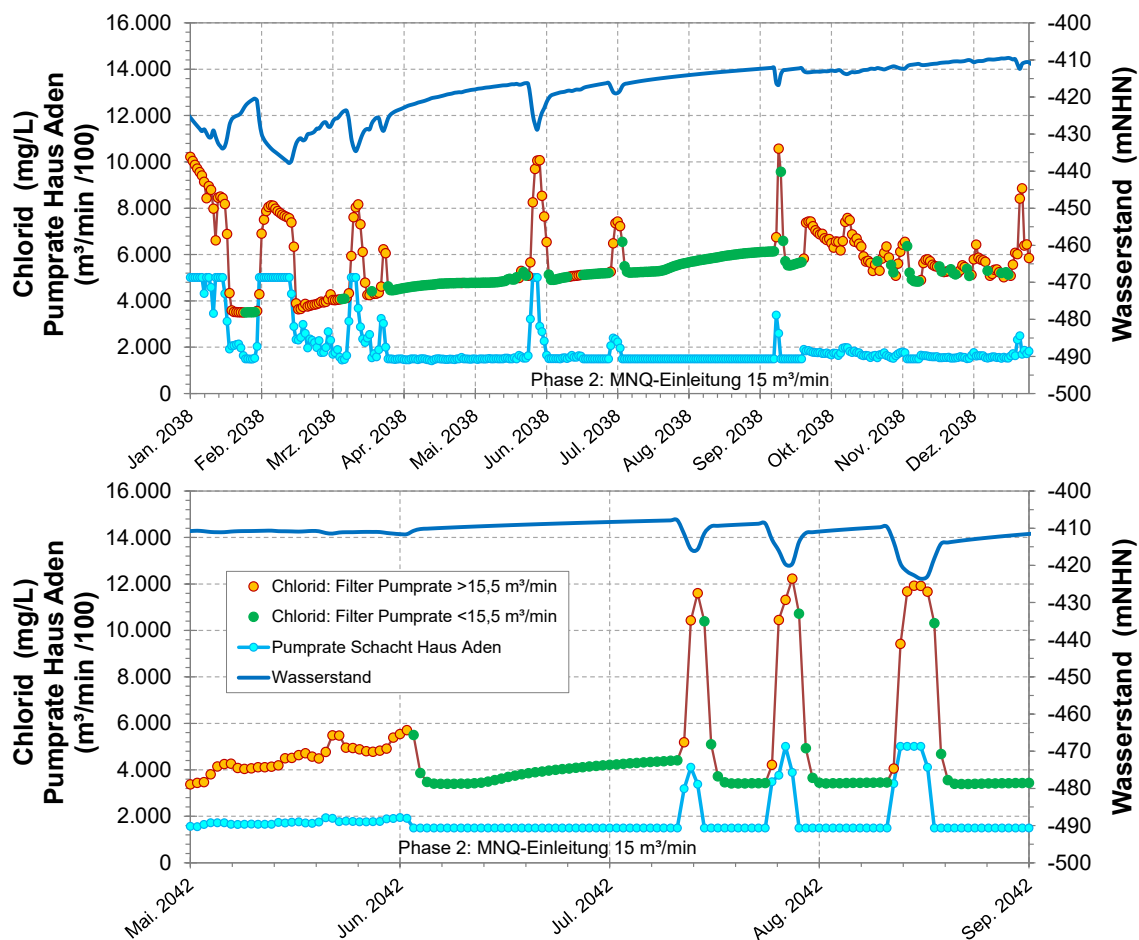


Abbildung 38: Detailausschnitte aus der Konzentrationsprognose für Chlorid in Phase 2 mit Hervorhebung der Prognosewerte bei Abfluss MNQ und >MNQ in der Lippe.

Tabelle 3: Mittelwerte der MNQ-Zustände in Phase 1 und 2 sowie prozentuale Veränderung gegenüber den Gesamtdaten.

		Phase 1 vorgezogenes Pumpen		Phase 2 Normaler Pumpbetrieb	
		Mittelwert MNQ	Δ zu gesamt	Mittelwert MNQ	Δ zu gesamt
von bis		Mai. 2026 Nov. 2032		Nov. 2032 Nov. 2043	
Wassermenge		13,92		21,53	
Temperatur	°C	34,7		31,6	
pH	Min	6,80		6,89	
Natrium	mg/L	3.927	-1,6%	3.292	-9,0%
Kalium	mg/L	27	-2,5%	30	-5,9%
Calcium	mg/L	469	-1,9%	389	-4,6%
Magnesium	mg/L	137	-2,0%	139	-6,1%
Eisen	mg/L	26,7	0,6%	3,1	-65,5%
Eisen nach FeS	mg/L	26,6	1,2%	2,1	-62,6%
Mangan	mg/L	0,69	-2,3%	0,47	-15,1%
Zink	mg/L	0,06	-8,6%	0,11	-11,1%
Blei	mg/L	0,012	-0,6%	0,0074	-11,8%
Nickel	mg/L	0,013	-0,8%	0,0082	-11,1%
Cadmium	mg/L	0,0012	-0,8%	0,00088	-9,9%
Kupfer	mg/L	0,023	-0,6%	0,013	-13,6%
Chrom	mg/L	0,003	-0,3%	0,003	-0,3%
Barium	mg/L	0,032	0,4%	0,051	1,8%
Barium korr.	mg/L	0,32	0,4%	0,51	1,8%
Strontium	mg/L	19,5	-3,8%	24,8	-7,6%
Bor	mg/L	0,93	-0,4%	0,95	-1,0%
Ammonium	mg/L	2,1	-2,2%	2,1	-8,4%
Chlorid	mg/L	6.323	-1,9%	5.553	-9,0%
Sulfat	mg/L	920	0,2%	443	-6,7%
Sulfid-S	mg/L	0,0	-69,7%	9,4	4,1%
Sulfid-S nach FeS	mg/L	0,0		8,8	24,4%
Hydrogenkarbonat	mg/L	730	0,4%	714	0,2%
Bromid	mg/L	7,2	-3,1%	8,0	-4,9%
Nitrat	mg/L	0,92	0,2%	0,8	-1,1%
Nitrit	mg/L	0,031	-3,4%	0,032	-5,1%
Phosphat	mg/L	0,052	-1,1%	0,05	-3,0%
Abfilt. Stoffe	mg/L	4,35	3,0%	3,12	3,0%
PCB Summe	ng/L	3,95	7,7%	2,48	6,2%
PCB-28	ng/L	1,89	7,7%	1,19	6,2%
PCB-52	ng/L	1,06	7,7%	0,66	6,2%
PCB101	ng/L	0,34	7,7%	0,21	6,2%
PCB-118	ng/L	0,42	7,7%	0,26	6,2%
PCB-138	ng/L	0,10	7,7%	0,07	6,2%
PCB-153	ng/L	0,09	7,7%	0,06	6,2%
PCB-180	ng/L	0,05	7,7%	0,03	6,2%

Auch wenn dieser Ablauf noch im Zuge der tatsächlichen Wasserhaltung zu bestätigen ist, ist dieser Modellhinweis durchaus nachvollziehbar. Diese Daten wurden dementsprechend in der MNQ-Datenauswahl belassen. Für diese wurden für Tabelle 3 die Mittelwerte berechnet, die geeignete Kennwerte zur Charakterisierung dieses Einleitzustandes darstellen und die auch

Grundlage für die Mischungsberechnungen in der Lippe darstellen (s. Fachbeitrag WRRL, Unterlage 2). Diese werden dementsprechend durch die zuvor diskutierten Ereignisse im Sinne einer Sicherheitsbetrachtung etwas angehoben.

Der Vergleich der Mittelwerte der MNQ-Datenauswahl in Tabelle 3 mit den Gesamtdaten zeigt, dass diese Datenbeschränkung auf MNQ-Zustände sich überwiegend in Phase 2 bemerkbar macht. Die jeweils rechte Spalte zu den beiden Hebungsphasen versucht dies über die prozentualen Unterschiede zwischen den beiden Auswertungen zu verdeutlichen. Die farbliche Kennzeichnung ($<-5\%$ = grün, $>3\%$ = rot) hebt nochmal die schon in Kapitel 6 beschriebenen Besonderheiten der einzelnen Stoffe hervor. Auffallend sind vor allem die bei MNQ-Hebung höheren Gehalte an Sulfid und PCB, die beide bevorzugt aus dem westlichen Teilstrom stammen.

8 Fazit

Durch Modellsimulation einer realitätsnahen Wasserhebung, die die Anforderungen an eine hydraulische Vergleichmäßigung der Grubenwassereinleitung in den Vorfluter Lippe erfüllt, wurden die Auswirkungen auf die Qualität des gehobenen Grubenwassers untersucht. Hierzu waren verschiedene Anpassungen von Modell und Rechencode erforderlich, die auch zu einer besseren Abschätzung des hydraulischen Gradienten zwischen der Peripherie der Wasserprovinz und dem Wasserhaltungsstandort Haus Aden geführt haben. Daraus leitet sich die Empfehlung ab, dort den oberen Regelwasserstand auf -400 mNHN zu begrenzen, um auch in den Randbereichen ein Anstiegsniveau von -380 mNHN nicht zu überschreiten.

Will man die künftigen Stoffausträge in die Lippe bewerten, ist nicht allein die frühere Wasserhebung am Standort Haus Aden auf der 1000 m-Sohle (-940 mNHN) die geeignete Bezugsbasis, sondern auch die Wasserhebung an den Standorten Heinrich Robert (-1.120 mNHN) und Hansa (zuletzt -600 mNHN) sind einzubeziehen. Dieser Ausgangszustand ist in den grafischen Darstellungen zu den Frachten für einige Parameter im Bericht DMT 2023 (Kapitel 5 Modellprognose Grubenwasserqualität) auch dargestellt. Tabelle 4 vergleicht diese Ausgangssituation für die Wasserprovinz mit verschiedenen Anstiegsszenarien. Grundlage für eine solche Gegenüberstellung sind die Frachten, die sowohl die Wassermengen als auch die Konzentrationen berücksichtigen und den Stoffeintrag in die Vorflut am neutralsten beschreiben. Insbesondere für den Ausgangszustand ist eine Auflistung der Konzentrationen nicht zielführend, da hierfür nicht nur die Wasserhaltung Haus Aden, sondern auch Heinrich Robert und Hansa zu

berücksichtigen wären. Eine theoretische Mischwasserkonzentration lässt sich zwar berechnen, wäre aber irreführend.

Tabelle 4: Frachtvergleich für Auswirkungen des Wasseranstiegs auf -425 mNHN ± 25 m.

		Gesamtprovinz Haus Aden + Heinrich Robert + Hansa			
		Ausgangszustand	Phase 1 -600 bis -425	Phase 2 -425 mNHN	-425 mNHN Ende Berechnung
von		Apr. 2007	Mai. 2026	Nov. 2032	Dez. 2078
bis		Sep. 2011	Nov. 2032	Nov. 2043	Nov. 2089
Wassermenge		25,8	13,92	21,53	21,90
Natrium	g/min	140.354	57.197	84.618	83.992
Kalium	g/min	1.416	397	716	854
Calcium	g/min	15.766	6.865	9.187	9.198
Magnesium	g/min	5.604	2.012	3.374	3.349
Eisen	g/min	84,7	381,5	311,2	123,1
Eisen nach FeS	g/min	n.b.	376,1	204,6	0,0
Mangan	g/min	15,1	10,2	13,6	9,3
Zink	g/min	6,91	1,08	3,02	3,35
Blei	g/min	0,20	0,17	0,20	0,14
Nickel	g/min	0,19	0,18	0,22	0,15
Cadmium	g/min	0,024	0,018	0,023	0,016
Kupfer	g/min	0,27	0,33	0,36	0,22
Chrom	g/min	0,097	0,048	0,075	0,078
Barium	g/min	307,23	0,44	1,03	1,74
Barium korr.	g/min	n.b.	4,4	10,3	17,4
Strontium	g/min	1.287	296	614	759
Bor	g/min	29,6	13,1	21,0	23,0
Ammonium	g/min	135	30	54	80
Chlorid	g/min	252.228	92.825	142.540	147.054
Sulfat	g/min	5.588	12.973	11.122	5.527
Sulfid-S	g/min	75	3,1	179	304
Sulfid-S nach FeS	g/min	n.b.	0,0	118	233
Hydrogenkarbonat	g/min	13.246	10.101	15.442	12.610
Bromid	g/min	378	108	187	220
Nitrat	g/min	28	13	18	19
Nitrit	g/min	1,10	0,46	0,75	0,83
Phosphat	g/min	1,8	0,7	1,2	1,4
Abfilt. Stoffe	g/min	72	58	64	55
PCB Summe	µg/min	78,0	48,5	48,9	46,3
PCB-28	µg/min	37,4	23,3	23,4	22,2
PCB-52	µg/min	20,9	13,0	13,1	12,4
PCB101	µg/min	6,7	4,2	4,2	4,0
PCB-118	µg/min	8,2	5,1	5,2	4,9
PCB-138	µg/min	2,1	1,3	1,3	1,2
PCB-153	µg/min	1,7	1,1	1,1	1,0
PCB-180	µg/min	1,0	0,6	0,6	0,6

Der Zeitraum, in dem alle drei Wasserhaltungen zuletzt aktiv waren, die Wasserhaltung Haus Aden Wasser aus den östlichen Anschlussbereich des Bergwerks Ost gefördert und auch die Auswirkungen des im Jahr 2000

erfolgten Wasseranstiegs der westlichen Teilprovinz abgeklungen waren, ist relativ kurz und auf April 2007 bis September 2011 beschränkt. Aufgeführt ist die Summe der vom Modell berechneten Einzelfrachten in diesem Zeitfenster.

Für die künftige Wasserhaltung wurden im Laufe der Zeit verschiedene Szenarien untersucht. Der Bericht DMT 2023 betrachtet den Abschlussbetriebsplan-Zustand -600 mNHN sowie das maximale Niveau der ABP-Ergänzung -380 mNHN. Die dort nur als Ausblick aufgezeigten Optionen eines oberhalb -600 mNHN durch reduzierte Pumpleistung verzögerten Wasseranstiegs wurden im vorliegenden Bericht ausgearbeitet mit dem Ergebnis eines Annahmenniveaus -425 mNHN ± 25 m für den Wasserrechtsantrag. Tabelle 4 stellt dem Ausgangszustand daher nur diese für den Wasserrechtsantrag relevante Variante gegenüber. Hier wie auch in den vorgenannten Szenarien werden an dem Standort Haus Aden die in der gesamten Wasserprovinz incl. Heinrich Robert und Hansa anfallenden Wässer gehoben.

Allen Wasserhaltungen nach einem Wasseranstieg ist gemeinsam, dass aufgrund von Mobilisationsprozessen, Mischungsvorgängen und Vergleichmäßigung der hydraulischen Situation verschiedene Phasen mit unterschiedlichen mitgeführten Stoffkonzentrationen durchlaufen werden. Die ersten Jahre mit maximalem Stoffaustrag (First Flush) werden zudem überlagert von der Phase mit verringerten Wasserhebungsraten. Daher ergibt sich natürlicherweise eine Zuordnung der Modellergebnisse zu drei Phasen:

Phase 1: verlangsamer Wasseranstieg mit First Flush
(Mai 2026 – Nov. 2032)

Phase 2: darauf folgender Regelbetrieb über einen modellbedingt 11-jährigen hydraulischen Zyklus (Nov. 2032 – Nov. 2043)

Endzustand: Ende des Berechnungszeitraums analog zu den Modellergebnissen zu -380mNHN und -600 mNHN (DMT 2023) mit annähernden Gleichgewichtsbedingungen (Dez. 2078 – Nov. 2089)

Die Gegenüberstellung in Tabelle 4 zeigt für fast alle Stoffe eine Verminderung der künftigen Stoffausträge aus der Wasserprovinz gegenüber dem Ausgangszustand in allen Phasen der künftigen Wasserhaltung. Ein Ausnahme bilden die Pyritoxidationsprodukte Eisen und Sulfat sowie das schwer zu prognostizierende Sulfid. Die Besonderheiten des Pumregimes auf diese Stoffe sind zu beachten. Auch die Salzfrachten (Na, Cl, K, Ca, NH₄ etc.) sind vermindert, allerdings mit über die Zeit zunehmendem Trend, da das Modell nach der Füllung der Ostbergwerke mit Wasser aus der Westprovinz eine langsame Annäherung an den gleichmäßigsten Strömungszustand erwartet. Phase 1 gliedert sich nicht bruchfrei in diese

Entwicklung ein, da die Frachten bedingt durch die begrenzte Wasserhebung nicht die Entwicklung der Konzentrationen widerspiegeln.

Über die zeitlichen Veränderungen hinaus beeinflusst auch das Anstiegsniveau die Stoffausträge. Tabelle 5 stellt nochmal die nach weitgehender Vergleichmäßigung berechneten Frachten für die untersuchten Wasserhaltungsniveaus zusammen.

Tabelle 5: Vergleich der Wasseranstiegsniveaus mit dem Ausgangszustand für die berechneten Stofffrachten.

		Ausgangszustand	Nach Wasseranstieg und Vergleichmäßigung		
			-600	-425	-380
von		Apr. 2007	Dez. 2078	Dez. 2078	Dez. 2078
bis		Sep. 2011	Nov. 2089	Nov. 2089	Nov. 2089
Wassermenge		25,8	23,2	21,90	21,2
Natrium	g/min	140.354	118.428	83.992	77.137
Kalium	g/min	1.416	1.200	854	786
Calcium	g/min	15.766	12.457	9.198	8.376
Magnesium	g/min	5.604	4.496	3.349	3.107
Eisen	g/min	84,7	124,4	123,1	154,5
Eisen nach FeS	g/min	n.b.	0,0	0,0	0,0
Mangan	g/min	15,1	11,1	9,3	9,0
Zink	g/min	6,91	4,84	3,35	3,02
Blei	g/min	0,20	0,14	0,14	0,13
Nickel	g/min	0,19	0,16	0,15	0,15
Cadmium	g/min	0,024	0,016	0,016	0,015
Kupfer	g/min	0,27	0,21	0,22	0,22
Chrom	g/min	0,097	0,087	0,078	0,075
Barium	g/min	307,23	2,44	1,74	1,77
Barium korr.	g/min		24,4	17,4	17,7
Strontium	g/min	1.287	1.068	759	712
Bor	g/min	29,6	26,7	23,0	21,8
Ammonium	g/min	135	117	80	72
Chlorid	g/min	252.228	210.070	147.054	134.738
Sulfat	g/min	5.588	4.733	5.527	4.987
Sulfid-S	g/min	75	171	304	337
Sulfid-S nach FeS	g/min	n.b.	100	233	248
Hydrogenkarbonat	g/min	13.246	12.396	12.610	12.449
Bromid	g/min	378	314	220	201
Nitrat	g/min	28	23	19	17
Nitrit	g/min	1,10	0,96	0,83	0,77
Phosphat	g/min	1,8	1,6	1,4	1,3
Abfilt. Stoffe	g/min	72	56	55	47
PCB Summe	µg/min	78,0	47,2	46,3	44,2
PCB-28	µg/min	37,4	22,6	22,2	21,2
PCB-52	µg/min	20,9	12,7	12,4	11,8
PCB101	µg/min	6,7	4,1	4,0	3,8
PCB-118	µg/min	8,2	5,0	4,9	4,7
PCB-138	µg/min	2,1	1,3	1,2	1,2
PCB-153	µg/min	1,7	1,0	1,0	1,0
PCB-180	µg/min	1,0	0,6	0,6	0,6

Deutlich wird ein abnehmender Trend der Salzkomponenten mit steigendem Wasserspiegel – ein Resultat des verminderten hydraulischen Gradienten für die tiefere Zuflüsse, durch den auch die zufließenden Wassermengen insgesamt abnehmen. Die Mobilisation von Pyritoxidationsprodukten (hier insbesondere Eisen) wird hingegen durch den vermehrten Einstau von Abbauhohlräumen verstärkt. Das Niveau -425 mNHN gliedert sich in diese Abfolge mit geringfügigen höheren Werten als beim Maximalniveau -380 mNHN ein.

Im Fokus der Untersuchungen stand ein Wasserhaltungsmanagement, das die Einleitung größerer Grubenwassermengen insbesondere in Zeiten geringer Lippewasserführung vermeidet, in denen gemäß Fachbeitrag WRRL (Unterlage 2) die Lippe von erhöhter ökologischer Sensibilität gekennzeichnet ist. Für das hierfür erforderliche Speichervolumen, um über einen Zeitraum von mehreren Monaten unterdurchschnittliche, d.h. den Grubenwasserzufluss unterschreitende, Wassermengen zu heben und abzuleiten, muss das Grubenwasser zuvor ausreichend abgesenkt werden. Die hydraulischen Berechnungen haben gezeigt, dass eine untere Grenze von -450 mNHN nach heutigem Kenntnisstand hierfür ausreicht.

Innerhalb dieses Pumpenspiels steigt und fällt der Wasserstand im Regelbetrieb in Abhängigkeit von der Pumprate. Diese kann erhöht werden, wenn die Lippe größere Wassermengen führt, was in den Wintermonaten überwiegend der Fall ist. Modelltechnisch wurde die Vergleichmäßigung der Grubenwassereinleitung in die Lippe über einen festgelegten Verdünnungsfaktor simuliert. Im Zusammenwirken von Speichervolumen (= Pumpenspiel) und Verdünnungsfaktor muss es möglich sein, den Wasserstand im Wechsel der Jahreszeiten und von trockenen und nassen Jahren innerhalb der festgelegten Grenzen zu halten. Voraussetzung für diese Berechnung waren Modelleingangsdaten auch für den Prognosezeitraum, die sowohl für den Lippeabfluss als auch für die Grubenwasserbildung klimatisch-zeitlich aufeinander abgestimmt sind. Für das Halten des Wasserstandes im Regelbetrieb erwies sich der Verdünnungsfaktor 44 als geeignet.

Gleichzeitig hatte sich in den Voruntersuchungen die Notwendigkeit gezeigt, mit der Wasserhebung bereits deutlich vor Erreichen des maximalen Anstiegsniveaus zu beginnen, um initiale Maximalkonzentrationen zu vermeiden. Das für die Berechnungen zugrunde gelegte Startniveau von -600 mNHN für den Beginn der Pumpmaßnahmen leitet sich aus dem wenig höher gelegenen Wasserübertritt in die Teilprovinz Hansa ab, oberhalb dessen Verschiebungen der Wasserströme zu einer Akkumulation salinarer Wässer im westlichen Anstrombereich der Wasserhaltung führen können. Auch für diese Phase mit durch Hebung einer Teilmenge verzögerten

Wasseranstieg wurde ein Verdünnungsfaktor zugrunde gelegt. Mit Faktor 66 wird auf Grundlage der Lippeabflussraten in diesem Zeitraum eine mittlere Grubenwassermenge von 13,9 m³/min gefördert, was bei einem mittleren Gesamtzufluss von 21,5 m³/min einem Anteil von 65 % entspricht.

Diese Vorgehensweise hat mehrere Vorteile. Zum einen wird der vorgenannte initiale Salzwasseraustrag vermieden und auch der ansonsten für Wasserhebungen nach einem Wasseranstieg typische Austrag von dabei gelösten Stoffen (z.B. Pyritoxidationsprodukte) kann signifikant in seinen Startmaxima gekappt werden. Gleichzeitig sind in der Anfangsphase der Grubenwassereinleitung so auch die Mengen des sich in seiner Zusammensetzung dynamisch verändernden Grubenwassers und damit auch die Auswirkungen auf die Vorflut vermindert. Darüber hinaus besteht in diesem Zeitraum, der sich in dem berechneten Beispiel über immerhin 6,5 Jahre erstreckt, die Möglichkeit, im Zuge des Monitorings sowohl von Grubenwasser als auch von Vorflut die Rahmenbedingungen der Wasserhebung zu überprüfen und ggf. anzupassen.

Die Modellsimulationen geben aber auch Hinweise darauf, dass die Standortbedingungen bei ausschließlich vom Lippeabfluss kontrollierter Grubenwasserhebung zu starken Schwankungen in der Zusammensetzung des gehobenen Grubenwassers führen dürften. Dies wird bewirkt durch die Kombination eines sehr andersgearteten hydrochemischen Charakters der beiden Teilströme bei gleichzeitig deutlich unterschiedlichen Zuflussraten.

Zusammengefasst führt eine Wasserentnahme oberhalb der Zuflussraten des Grubenwassers zu der erwünschten Absenkung des Grubenwasserspiegels aber auch zu einem erhöhten Zustrom von Wasser aus der östlichen Teilprovinz, das ganz allgemein durch hohe Stoffkonzentrationen gekennzeichnet ist. In Kombination hoher Mischwasser-Konzentrationen und Fließraten sind auch die in die Lippe eingeleiteten Frachten entsprechend erhöht, was durch die dann ebenfalls erhöhten Lippewassermengen nur teilweise kompensiert werden kann und das Erfordernis bedingt, ein variables Pumpmanagement vorzusehen.

In Phasen des Wasseranstiegs vor allem in den Sommermonaten lassen sich geringe Stofffrachten nicht nur durch geringere Wasserentnahme erzielen, darüber hinaus wird dann der Zustrom zur Wasserhaltung vom gering salinaren Wasser aus der westlichen Teilprovinz dominiert, wodurch geringere Mischwasserkonzentrationen bewirkt werden, was den Vorgaben an die Sommereinleitung (MNQ) in die Lippe entspricht. Sobald allerdings durch Sommerniederschläge der Abfluss in der Lippe ansteigt, kommt es bei der programmierten Kopplung der Grubenwasserhebung zur proportional verstärkten Grubenwassereinleitung, die dann aber durch den

vorgenannten höheren Ostwasseranteil überproportional hohe Stoffgehalte mit sich führt. In Anwendung dieser Modellergebnisse würde dies dann auch in Konzentrationsspitzen in der Lippe resultieren.

Um in den Sommermonaten solche unerwünschten Konzentrationsschwankungen in der Vorflut vermeiden, besteht allerdings in begrenztem Maße die Möglichkeit auf die Ausnutzung von solch kurzzeitig erhöhten Abflüssen in der Lippe zu verzichten, sofern im Frühjahr ein ausreichender Absenkstatus erreicht wurde. Über das Jahr ganz vermeiden kann man solche Konzentrationsschwankungen im Grubenwasser unter den gegebenen Standortbedingungen kaum, da mittel- bis langfristig der Grubenwasserspiegel auch wieder abgesenkt werden muss. Dazu sind erhöhte Wasserentnahmen erforderlich, mit denen die Wasserführung in der Lippe möglichst vollständig zur Verdünnung des Grubenwassers ausgenutzt wird. Die weiterführenden Berechnungen zu den Auswirkungen der Grubenwassereinleitung auf die Lippe finden sich im Fachbeitrag WRRL (Unterlage 2). Dort wird zudem ein Pumpmanagement beschrieben das sicherstellt, dass sich in der Lippe v.a. im Sommer die vorgenannten Konzentrationsspitzen nicht ergeben.

In der Praxis wird daher gegenüber der hier zugrunde gelegten festgelegten Pumpstrategie eine variabelere Vorgehensweise erforderlich sein. Einfließen können hierzu Erfahrungswerte aus den ersten Jahren des Wasserhaltungsbetriebs aber auch Wetterdaten der jeweilig zurückliegenden Monate, da die Grubenwasserentwicklung der Grundwasserneubildung um einige Monate verzögert folgt.

Die Standortgegebenheiten stellen somit besondere Anforderungen an die künftige Wasserhaltung. Die zwei tief gelegenen Wasserzuführungen zum Hebungsschacht stellen nur wenige Freiheitsgrade bei der Gestaltung der Wasserannahme zur Verfügung. Wie frühere Untersuchungen gezeigt haben, hat die Position der Pumpen im Schacht kaum Einfluss auf die gehobene Wasserqualität. Für eine Umsetzung eines möglichst flexiblen Hebungs- und Einleitkonzeptes ist in jedem Fall der Einsatz von mehreren in ihrer Leistung regelbaren Pumpen erforderlich. In die weiteren Planungen sollten zudem die kontinuierlich ermittelten Daten aus dem laufenden Monitoring einfließen.

9 Ausblick zur Systemstabilität

Das bislang beschriebene Pumpenmanagement basiert in Analogie zu dem im Berichtsteil 1 in Kapitel 7 avisierten zweiphasigen Pumpbetrieb auf einer in Phase 1 mit gleichbleibenden Faktoren vom Lippeabfluss abhängigen Pumpensteuerung für einen verzögerten Wasseranstieg. Während der Planungen zur Umsetzung dieses Konzeptes hat sich jedoch gezeigt, dass aller Voraussicht nach zum Zeitpunkt des Erreichens des -600 mNHN-Niveaus durch das ansteigende Grubenwasser die zur Grubenwasseraufbereitung (vor allem bezüglich Eisen) zu errichtende Anlage noch nicht in voller Kapazität (geplant sind rd. 34 m³/min) fertiggestellt sein wird.

Die aktuellen Planungen sehen vor, dass Mitte 2026 nur die erste Linie der Aufbereitung mit einer Kapazität von 8,5 m³/min fertiggestellt ist. Ab Ende des Jahres 2026 wäre dann aufgrund höherer Kapazität der Aufbereitung eine Wasserhebung von bis zu 17 m³/min möglich. Der Übergang auf die Nennkapazität für Phase 1 von rd. 34 m³/min ist demnach ab etwa Mitte des Jahres 2027 geplant.

Um zu prüfen, wie sich derartige Veränderungen auf den Wasseranstieg, den Zeitpunkt des Erreichens des Regelbetriebs und die Stoffgehalte des Grubenwassers insbesondere in Phase 1 auswirken, wurde eine weitere Modellberechnung mit diesem von dem zuvor beschriebenen Basisszenario abweichenden Rahmenbedingungen durchgeführt. Konkret liegen dieser ein Pumpbeginn am 01.06.2026 mit anschließend zunächst konstanter Förderate von 8,5 m³/min, ab dem 01.01.2027 eine lippeabhängige Wasserhebung mit bis zu 17 m³/min und ab 01.07.2027 max. 34 m³/min zugrunde.

Das sich so ergebende Pumpschema ist in Abbildung 39 dargestellt und kann mit dem Basisszenario in Abbildung 7 verglichen werden. Die stufenweise Erhöhung der Einleitmenge führt dazu, dass sich die mittlere Hebungsmenge der Phase 1 von 13,9 auf 13,45 m³/min vermindert. Dies hat zur Folge, dass der Übergang in den Regelbetrieb bei Erreichen von -425 mNHN nunmehr Anfang August 2032 und somit drei Monate früher erfolgen würde als für das Basisszenario berechnet (Abbildung 40).

An dieser Stelle ist nochmals darauf hinzuweisen, dass sich diese Modell-erwartungen auf den mit Datenstand Ende 2023 kalibrierten Wasseranstiegsverlauf und ab 2022 auf die klimatischen Verhältnisse des dem Modell zugrunde gelegten Jahreszyklus beziehen. Die Klimabedingungen seit 2022 und auch in der Zukunft werden sich allerdings von diesen Modellvorgaben unterscheiden und sich auf die zufließenden Grubenwassermengen und damit auch auf den Wasseranstieg auswirken, so dass diese

Modellprognosen nur Anhaltspunkte für den weiteren Anstieg und den Übergang in den Regelbetrieb bilden können.

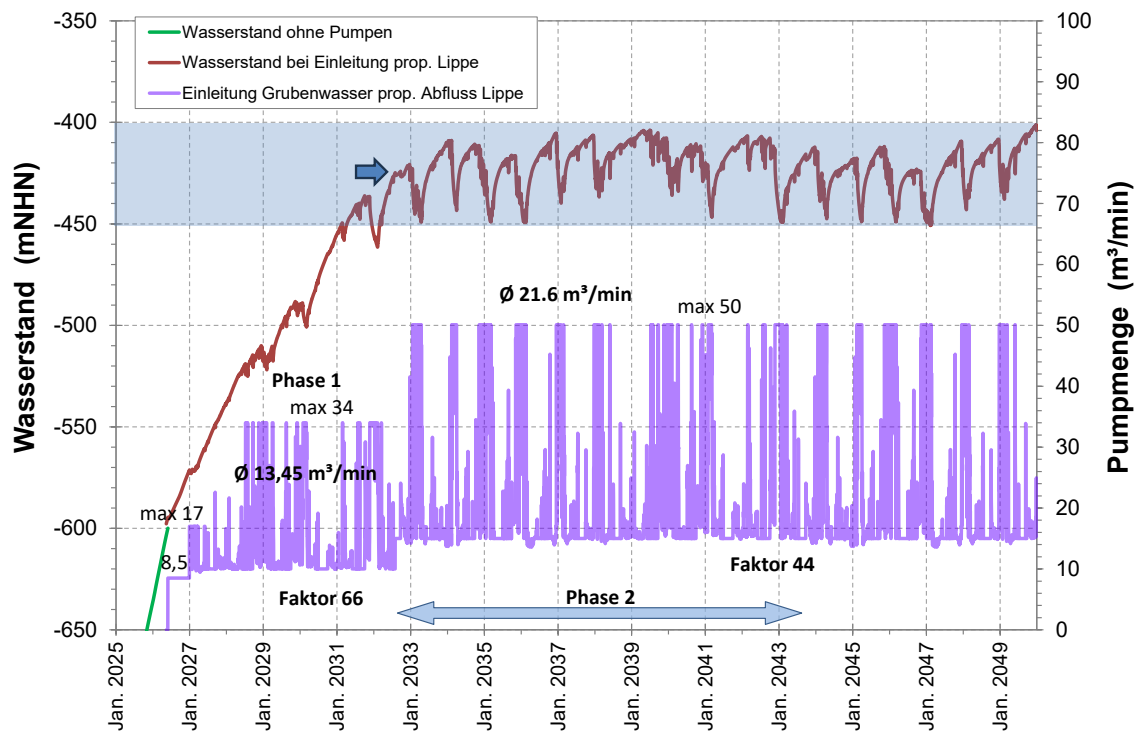


Abbildung 39: Lippeabfluss proportionale Förderraten und Wasserstände im Vergleich zu den bisher betrachteten Varianten.

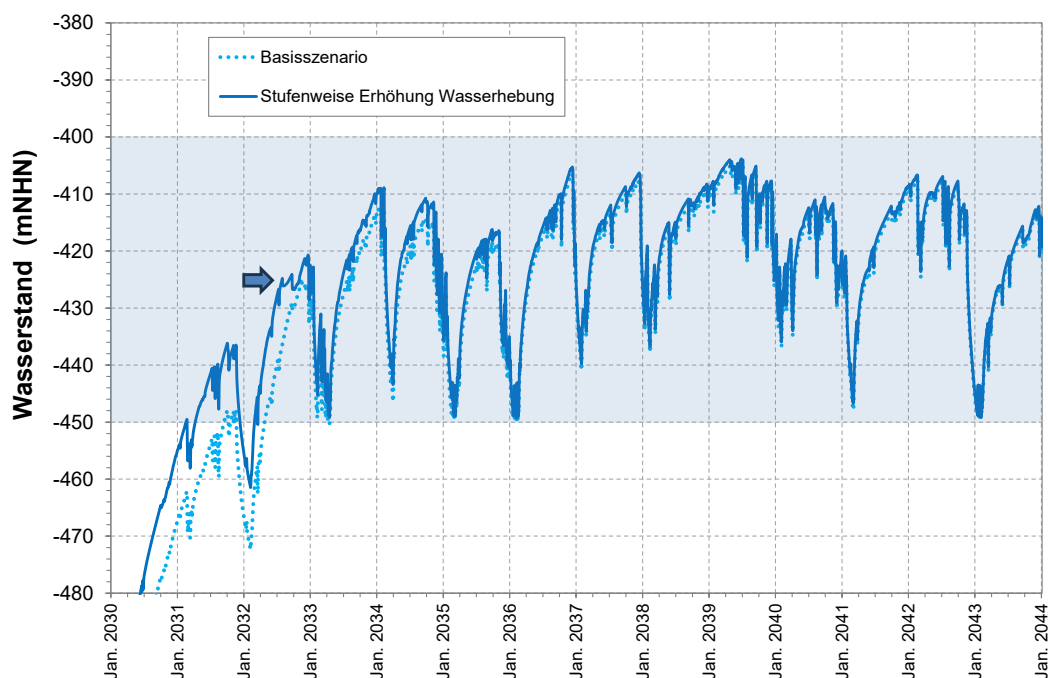


Abbildung 40: Vergleich der Wasserstände im Übergang zum Regelbetrieb in Abhängigkeit der Pumpszenarien in Phase 1.

Während des Regelbetriebs sind anfangs noch Unterschiede in den Ganglinien in den beiden Szenarien festzustellen, was auf den jahreszeitlichen Zeitpunkt des Einstiegs und die dann jeweils vorliegenden Möglichkeiten zur Absenkung des Wasserspiegels zurückgeführt werden kann (Abbildung 40). Da im Folgenden die für beide Berechnungen gleiche Wasserführung der Lippe den dominierenden Steuerungsfaktor darstellt und das Modell gewisse Überkapazitäten in der Pumpleistung vorsieht, gleichen sich die Kurven dann sukzessive innerhalb weniger Jahre an.

Die vorgenannten Einschränkungen bezüglich der vom Modell berechneten Zeitpunkte für den Übergang in den Regelbetrieb gelten entsprechend auch für die Aufnahme des Pumpbetriebs. Während dieser der vorherigen Berechnung anstiegsabhängig bei Erreichen von -600 mNHN vorgegeben war, liegt dem nun eine Zeitvorgabe (01.06.2026 s.o.) zugrunde. Das Modell berechnet für diesen Termin einen Wasserstand von -597 mNHN, was eine sehr geringe Abweichung zum Basisszenario darstellt. Bei beiden Varianten ist zum jeweiligen Pumpenstart der Wasserübertritt Gneisenau – Minister Stein (-589 mNHN) mit -585 bzw. -583 mNHN in der Box Gneisenau bereits um wenige Meter überstaut. Die beiden Modellvarianten unterscheiden sich somit nur geringfügig und derartige geringe Überschreitungen des Wasserübertrittsniveaus wirken sich auch kaum merklich auf die hydraulischen Verhältnisse aus. Auch diesbezüglich sind die o.g. Abweichungen des realen Anstiegsverlaufs vom aktuellen Modellstand zu beachten.

Im Folgenden werden die Modellergebnisse zu den Entwicklungen der Stoffgehalte bei stufenweiser Erhöhung der Hebungsmenge zu Beginn der Phase 1 mit den jeweiligen Befunden zum in den vorigen Kapiteln beschriebenen Basisszenario (dort benannt als (C) Faktor Lippe) verglichen. Als Bezugsgröße sind auch die jeweiligen Wasserstandsentwicklungen dargestellt. Der Zeitraum beschränkt sich auf die Phasen 1 und 2; die Varianten (A) und (B) sind nicht mehr dargestellt, hierfür sei auf die Abbildungen in Kapitel 6 verwiesen.

Die Darstellungen beschränken sich auf die für die Stoffgruppen Primärsalze und Pyritoxidationsprodukte relevanten bzw. repräsentativen Parameter Chlorid, Sulfat und Eisen. Ausgewertet sind neben den Konzentrationen auch die Frachten, um so durch die anfangs verminderten Stoffausträge ggf. resultierende Verlagerungen des Stoffpools in spätere Wasserhebungsphasen erkennen zu können. Die aktuelle Variante mit stufenweiser Erhöhung der Hebungsmenge ist jeweils in braun (Stoff) bzw. dunkelblau (Wasserstand) gezeichnet, der Basisvariante ist ein helleres Blau zugeordnet. Die braune Konzentrationskurve überlagert das blaue Vergleichsszenario.

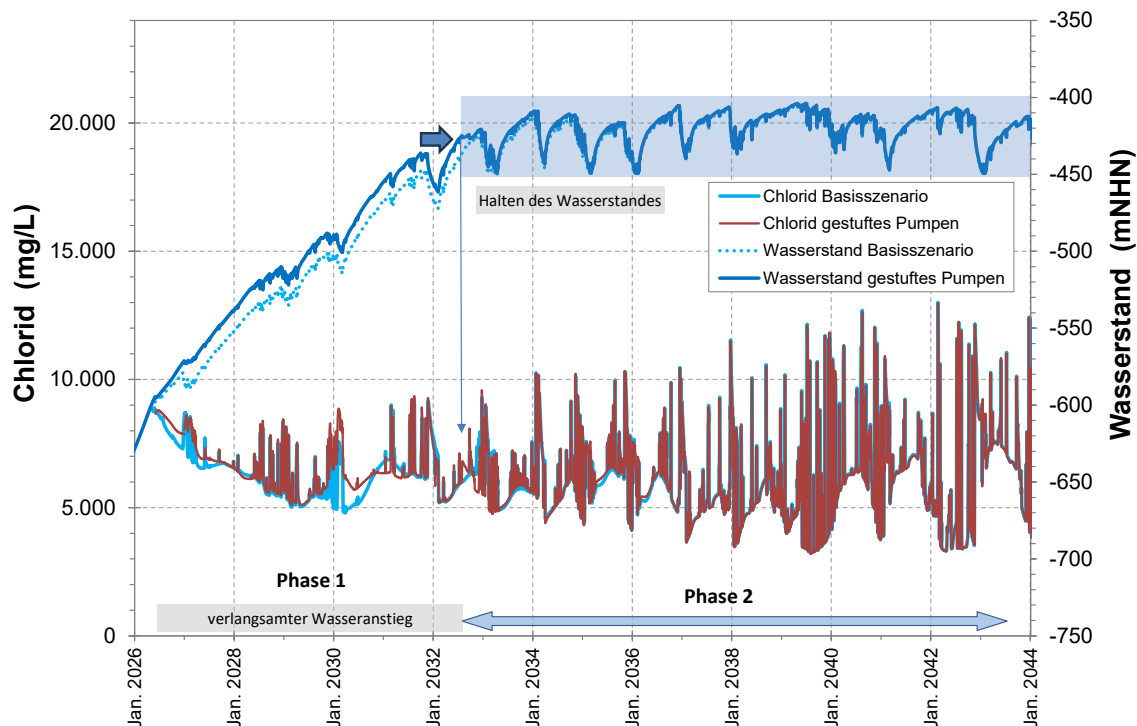


Abbildung 41: Vergleich der berechneten Chloridkonzentrationen für die beiden Pumpszenarien während Phase 1.

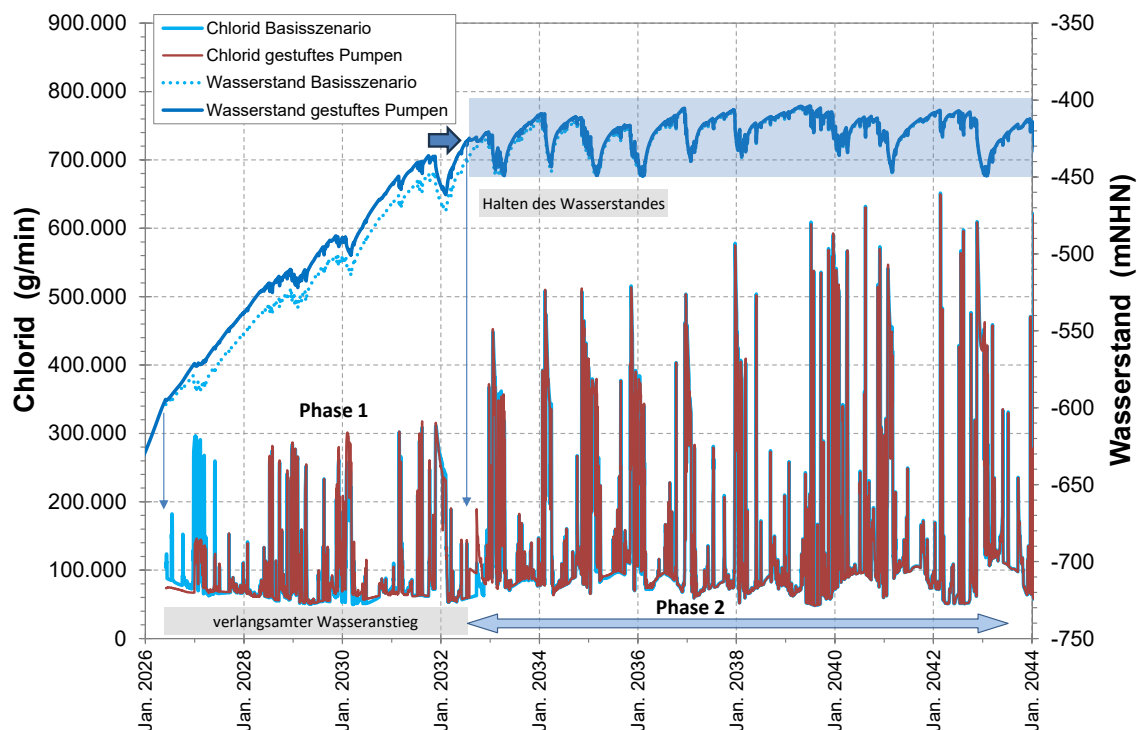


Abbildung 42: Vergleich der berechneten Chloridfrachten für die beiden Pumpszenarien.

Die Unterschiede in den Konzentrationsentwicklungen von Chlorid, das hier andere leicht lösliche Anionen und Kationen im Primärbestand der Grubenwasserzuflüsse repräsentiert, sind in den beiden Pumpszenarien nur gering (Abbildung 41). Phasenweise resultieren aus dem gestuften Aufbau der

Entnahmemengen höhere Konzentrationen, ohne jedoch generell andere Konzentrationsbereiche zu erreichen. Auffälliger sind hingegen die Unterschiede bei den Frachten, die bei ähnlichen Konzentrationen somit überwiegend durch die Pumpmengen geprägt werden (Abbildung 42). Das erste Halbjahr mit konstanter Entnahmerate zeigt nun \pm konstante Frachten ohne Spitzen und auch das erste Frachtmaximum beim Frühjahrshochwasser der Lippe bleibt aus, weil die Förderrate dann noch auf 17 m³/min gedeckelt ist. Während im Basisszenario der Wasserstand hier erstmals wieder abgesenkt wird, reichen 17 m³/min hierzu nicht aus und der Wasserstand steigt langsam weiter an. Im Winter 2027/28 fällt das Lippehochwasser im hier zugrunde gelegten Modellabfluss zudem aus, wodurch keine Absenkung und auch keine Frachtspitze generiert wird.

Die mit den Zuflüssen über die Zeit eingetragene Stoffmenge ist in beiden Berechnungsvarianten dieselbe und muss bis zum Erreichen eines gleichen Wasserstandes aus dem Grubengebäude entnommen sein. Dennoch zeigt sich das bis Mitte 2027 bei gestuftem Pumpen akkumulierte Frachtdefizit im weiteren Pumpverlauf bei Chlorid nur undeutlich und über die restliche Phase 1 verteilt. Im Winter 2029/30 liegt die braune Grundlast etwas über der blauen und ähnliches ist beim Übergang in den Regelbetrieb erkennbar. Relevante Kompensationsausträge der anfänglichen Minderung der Stoffentnahme an Salz werden vom Modell jedoch nicht aufgezeigt. Charakteristisch für die stufenweise Annäherung an den Regelbetrieb ist auch ein sukzessiver Aufbau der Salzeinträge in die Lippe. Mit Erreichen des Regelbetriebs sind solche Ausgleichseffekte wie auch bei den Wasserständen schon erkennbar weitgehend abgeschlossen und die Konzentrationsentwicklungen verlaufen nahezu identisch.

Eine sensiblere Nachverfolgung der zeitlichen Verschiebung in der Wasserentnahme ermöglicht Sulfat, das im Gegensatz zu den weitgehend mit konstanten Raten eingetragenen Salzen einen ausgeprägten Konzentrationsverlauf mit initial erhöhten Stoffeinträgen durch den Wasseranstieg aufweist. Zur besseren Einordnung der Konzentrations- und Frachtentwicklung ist in Abbildung 43 nochmal die Entwicklung der Pumpraten geplottet.

So wird erkennbar, dass die nach anfänglich parallelem Verlauf ab Ende 2029 divergierenden Kurven ebenso wie der Wiederanstieg der Sulfatkonzentrationen in beiden Szenarien Ende 2030 nicht auf dem Entnahmemodus beruhen, sondern wahrscheinlich die Auswaschung von Stoffpools im Einzugsbereich widerspiegeln. Dies ist allerdings auch ein Hinweis darauf, dass es sich hier um eine Modellstudie auf Basis der spezifischen Modellbedingungen handelt. Bereits Abweichungen der realen Jahresniederschläge von den Modellklimajahren oder zeitliche Verschiebungen der

Entnahmemengen können solche Schwankungen zu verschiedenen Zeitpunkten generieren.

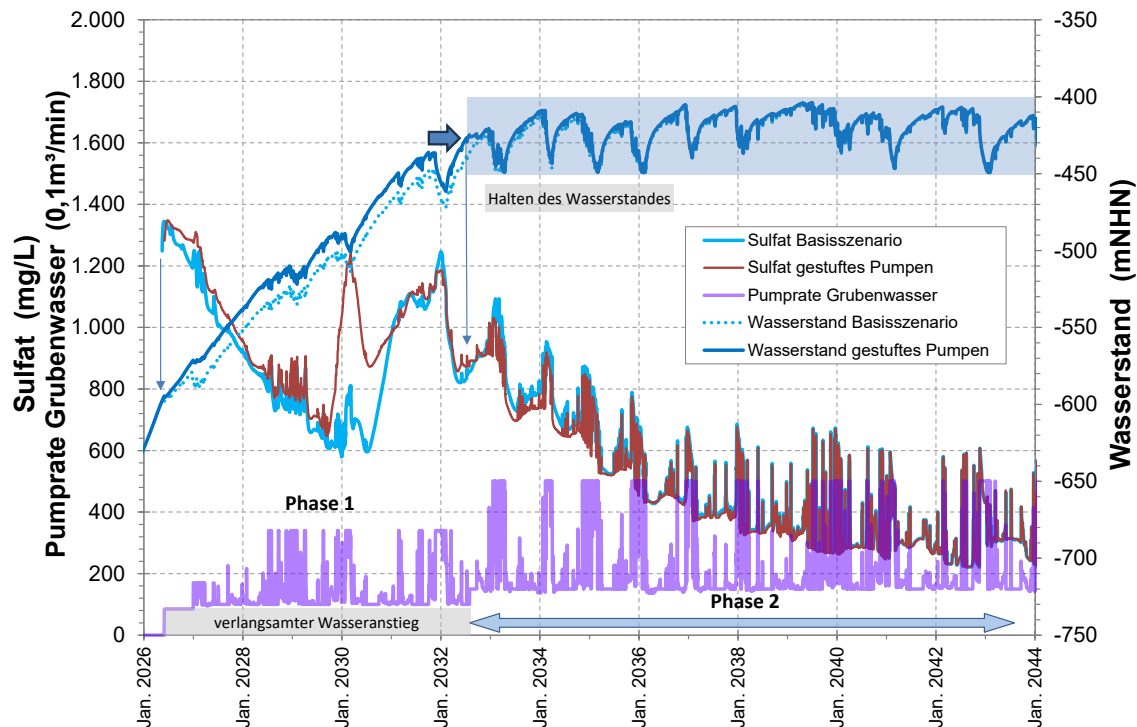


Abbildung 43: Vergleich der berechneten Sulfatkonzentrationen für die beiden Pumpszenarien während Phase 1.

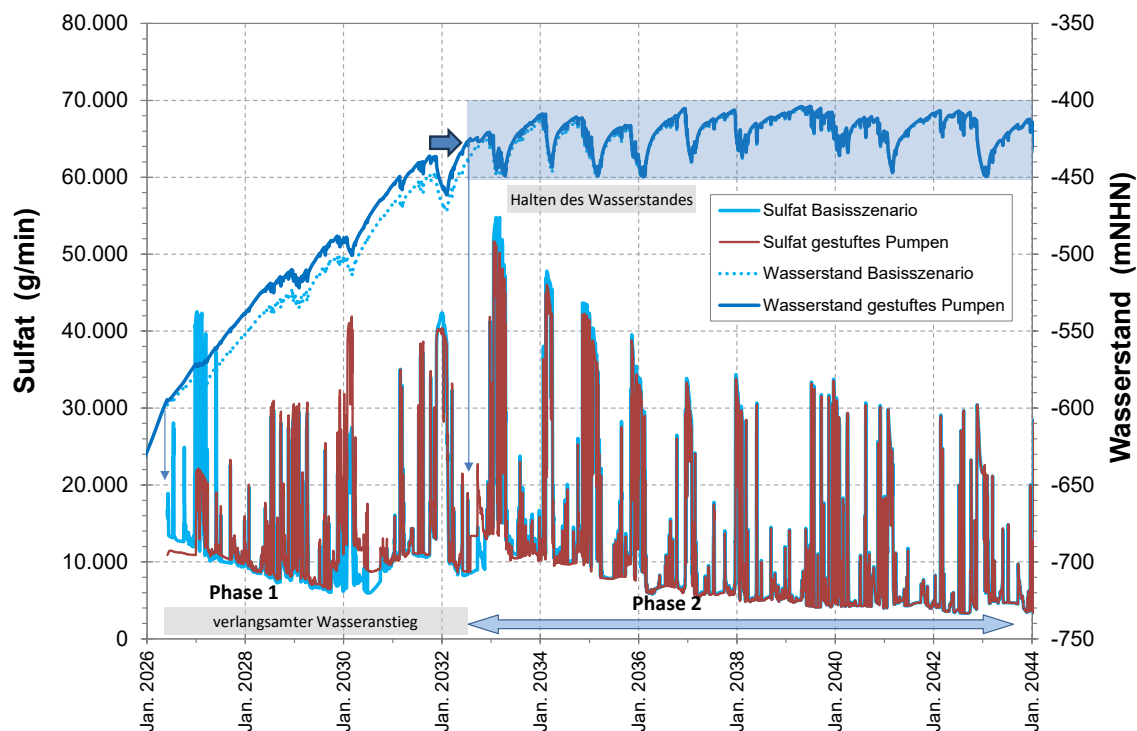


Abbildung 44: Vergleich der berechneten Sulfatfrachten für die beiden Pumpszenarien.

Das Modell bietet durch diese Variationen der Rahmenbedingungen jedoch neben diesem Hinweis auch die Information, dass wohl solche veränderten Istzustände die grundsätzliche Konzentrationsgrößenordnungen des Grubenwassers nicht maßgeblich verändern. Demnach wären stabil Sulfatgehalte bis zu 1.300 mg/L zu erwarten.

Zu dieser Schlussfolgerung führen auch die Frachtentwicklungen, die wie bei Chlorid zunächst bis Mitte 2027, also bis zur Anhebung der maximalen Entnahme auf 34 m³/min, einen deutlichen Minderaustrag von Sulfat gegenüber dem Basisszenario zeigen (Abbildung 44). Zwar wird dieser zunächst im Grubengebäude verbliebene Stoffpool dann im Winter 2029/30 mit höheren Frachten extrahiert, die Frachtmaxima innerhalb von Phase 1 erhöhen sich dadurch jedoch nicht. Die höchsten Sulfatausträge über den Gesamtverlauf werden für den Anfang des Regelbetriebs in Phase 2 erwartet, wenn noch erhöhte Sulfatkonzentrationen im westlichen Zustrom und die maximale Nennentnahme von rd. 50 m³/min bei entsprechender Lippewasserführung zusammentreffen. Wie auch bei Chlorid sind Absenkung des Wasserspiegels bei größerer Entnahmemenge und höhere Konzentrationen auch bei Sulfat miteinander verknüpft, was ähnlich ausgeprägte Frachtfluktuationen zur Folge hat.

Eisen ist derjenige Parameter, für den die Wasseraufbereitung hauptsächlich konzipiert und ausgelegt ist und dessen Entwicklung daher im Zusammenhang mit dem Kapazitätsaufbau der Anlage von besonderem Interesse ist. Eisen stammt wie Sulfat aus dem oxidierten Pyrit und die Konzentrationen folgen daher derselben Auswaschdynamik. Abgesehen von früheren Teilimmobilisierungen durch Oxidation in der Betriebsphase der Bergwerke werden die Eisenkonzentrationen in der Wasserhaltung während und vor allem nach dem Wasseranstieg aber auch durch Fällungsreaktionen mit Sulfid überlagert (s. Teilbericht 1 und Kapitel 6).

Dementsprechend ähnlich stellt sich auch der Vergleich der Konzentrationsverläufe in Phase 1 dar, in der Eisen noch kaum von Sulfid beeinflusst wird. Auch Eisen zeigt die größte Abweichung mit höheren Konzentrationen als Folge der stufenweisen Erhöhung der Hebungsmenge im Winter 2029/30 (Abbildung 45). Auf die möglichen Zusammenhänge und (modellimmanenten) Ursachen dieses Phänomens wurde bereits im Kontext von Sulfat eingegangen. Auch hier ist festzustellen, dass die Schwankungsbreite der Eisengehalte in der Größenordnung der Initialwerte bleibt.

Das Modell erwartet diesen Effekt allerdings etwas ausgeprägter, wodurch auch die berechnete Frachterhöhung deutlicher ausfällt (Abbildung 46). Diese Frachtspitze fällt allerdings in einen Zeitraum, in dem die Aufbereitungsanlage bereits die geplante Ausbaustufe für Phase 1 vollständig

aufweist und unterscheidet sich zudem wenig von einer ähnlichen Absenkephase im Winterhalbjahr zwei Jahre später.

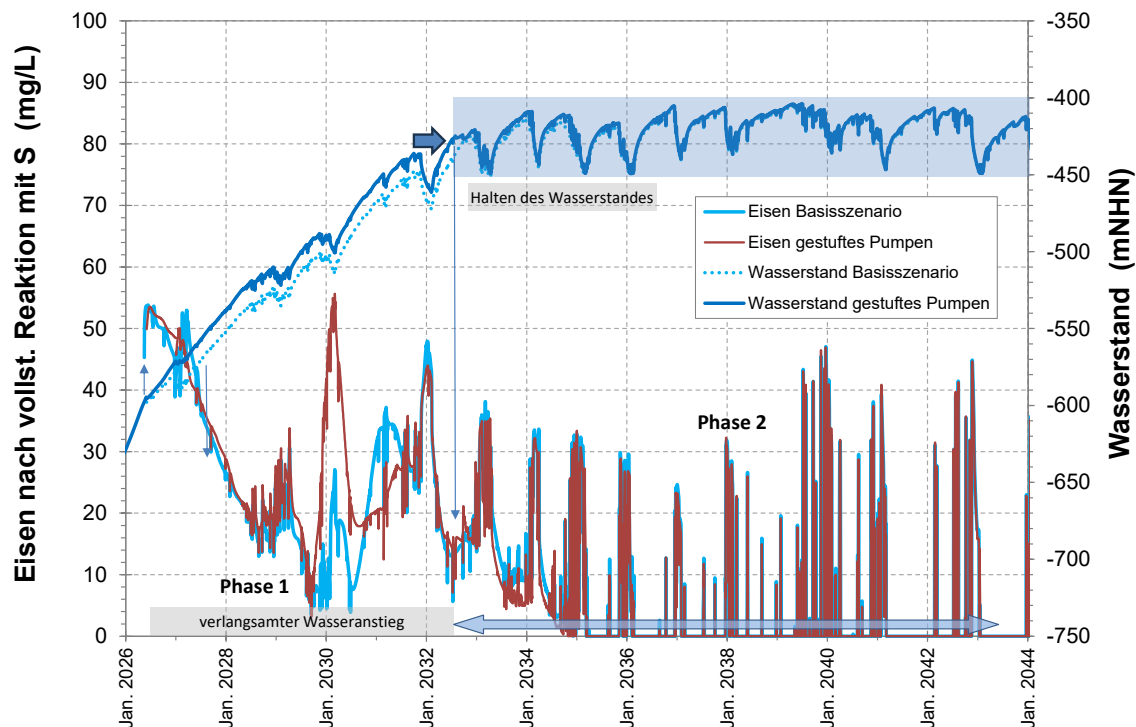


Abbildung 45: Vergleich der berechneten Eisenkonzentrationen für die beiden Pumpszenarien.

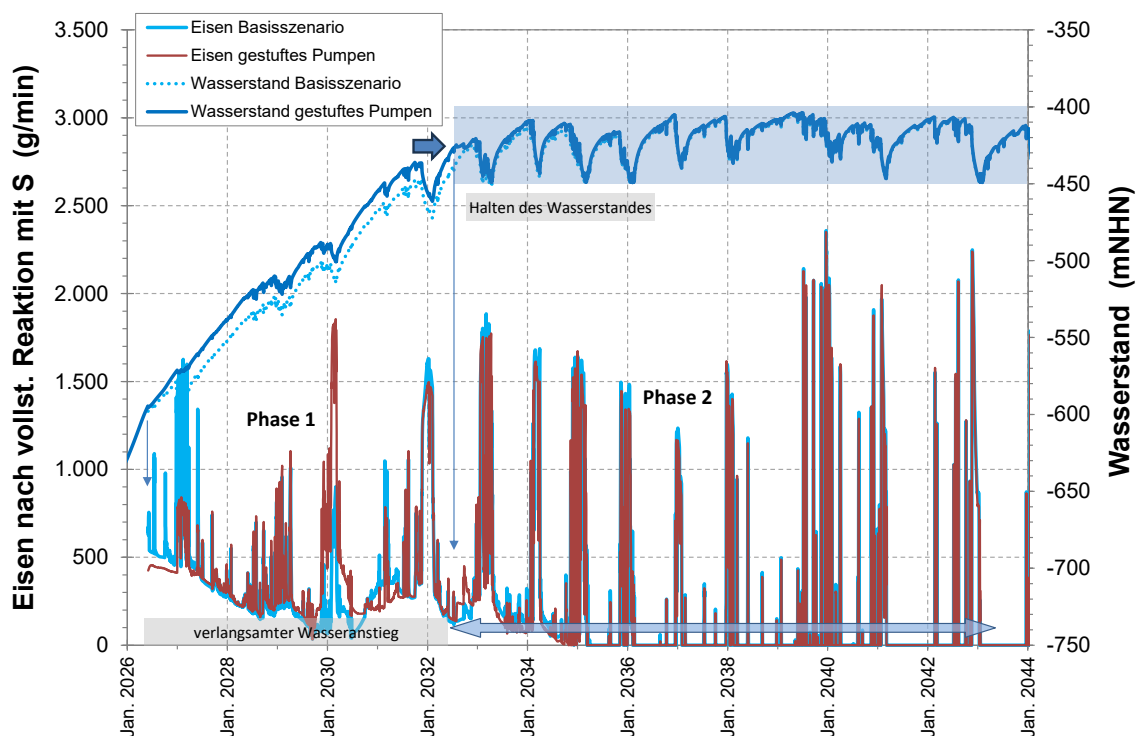


Abbildung 46: Vergleich der berechneten Eisenfrachten für die beiden Pumpszenarien.

Die Modellberechnungen können somit vor allem als Hinweis auf die Sensibilität des Systems am Schnittpunkt zweier komplexer hydraulischer

Systeme verstanden werden. Insgesamt muss von einer Variabilität der Konzentrationsentwicklungen in Abhängigkeit von klimatischer Entwicklung und Wasserentnahme ausgegangen werden. Allen Modellläufen ist jedoch gemeinsam, dass Konzentrationsspitzen vor allem in den Phasen der Absenkung des Wasserspiegels erwartet werden. Abweichungen der Grubenwasserentnahme in der Phase 1 des Wasseranstiegs bleiben ohne größere Auswirkungen auf die Wasserhaltung im Regelbetrieb.

Außer den hier gezeigten Varianten wurden weitere Berechnungen auch bezüglich verzögertem Einstieg in die Wasserhaltung und verlängerter Entnahme der Initialmenge von 8,5 m³/min durchgeführt. Insgesamt zeigt sich dabei eine grundsätzliche Robustheit der Konzentrationsentwicklungen gegenüber Verschiebungen im Zeitablauf und der Pumpmengen.

Gleichwohl zeigen diese Modelltests Grenzen auf. Beginnt die Wasserentnahme deutlich später oder erfolgt zu lange mit geringer Menge baut sich eine verstärktes initiales Konzentrationsmaximum auf, das sich letztendlich der Ausgangssituation der Optimierungsbestrebungen ohne verzögerten Wasseranstieg (Variante A in Kap. 6) annähert. Die dadurch entstehenden Konzentrationsspitzen können dann nur teilweise durch zunächst verminderte Pumpraten und somit reduzierte Stofffrachten im abgeleiteten Grubenwasser kompensiert werden. Darüber hinaus verbleibt der im Wasseranstieg nicht entnommene Stoffpool (sowohl Salze wie auch Pyritoxidationsprodukte) in den wassererfüllten Hohlräumen und wird dann verstärkt zu Beginn des Regelbetriebs abgezogen, wenn die Freiheitsgrade in der Grubenwasserentnahme durch die Ober- und Untergrenze des Pumpenspiels stark eingeschränkt sind.

Insgesamt erweist sich die aus den Vorgaben des stufenweisen Aufbaus der Kapazität der Aufbereitungsanlage ergebende Vorgehensweise jedoch als nicht nachteilig für die zu erwartende Grubenwasserentwicklung. Letztlich trägt dies auch zu einem sanfteren Übergang von der temporär ausgesetzten Grubenwassereinleitung zum künftigen Regelbetrieb der zufließenden Gesamtwassermenge bei.