

**DMT GmbH & Co. KG**

Geo Engineering & Exploration  
Hydrogeologie & Wassermanagement  
Am TÜV 1  
45307 Essen



## **Einfluss eines Wasseranstiegs durch Einstellung der Wasserhaltungen Zollverein, Carolinenglück, Amalie und AV auf die PCB- und sonstige Stoffgehalte im Grubenwasser**

Auftraggeber: RAG Aktiengesellschaft  
Im Welterbe 10  
45141 Essen

Bestellung:

Sachverständiger: Dr. C. Klinger  
Dr. M. Eckart  
Dipl. Geol. P. Rüterkamp  
T. Steinmetz

Tel.-Durchwahl: 0201/172-1812

Fax: 0201/172-1891

DMT-Bearbeitungs-Nr.: GEE4-2018-02359

Essen, den 21.11.2019

DMT GmbH & Co. KG

*i.v. Klinger* *i.v. Eckart*  
(Klinger) (Eckart)

Dieser Bericht besteht aus 163 Seiten.



DIN EN ISO  
**9001**  
zertifiziert

DIN EN ISO  
**14001**  
zertifiziert

**Earth. Insight. Values.**

## **INHALTSVERZEICHNIS**

## **Seite**

1	Einleitung .....	9
2	Bearbeitungsgegenstand und Ausgangssituation.....	11
3	Beschreibung des Untersuchungsraumes .....	13
3.1	Teilprovinzen und Wasserhaltungen .....	14
3.2	Vorliegende Gutachten.....	16
3.3	Bergbauliche und geologische Rahmenbedingungen.....	18
3.4	Grubenwasserkonzept nach Beendigung der Steinkohlenförderung....	24
4	PCB im Bergbau .....	28
4.1	Einsatz und untertägiger Verbleib von PCB .....	29
4.2	Potenzielle PCB-Verteilung .....	31
4.3	Vertikale Verteilung der Abbauaktivitäten .....	34
4.4	Flächenverhältnisse.....	38
4.5	Untertägige Befundsituation .....	43
4.6	Freisetzung und Transport von PCB .....	50
4.6.1	PCB-Verhalten.....	50
4.6.2	Fließprozesse im Bergwerk .....	51
4.6.3	Erosion / Sedimentation.....	53
5	Modellaufbau.....	56
5.1	Boxmodell als Prognosewerkzeug .....	57
5.2	Abbauflächen und Boxen .....	59
5.3	Resthohlraumvolumen.....	62
5.4	Hydraulisch wirksame Verbindungen .....	65
5.5	Wasserzuflüsse .....	70
5.6	Grubenwasserzusammensetzung .....	73
5.7	PCB-Modell.....	80
5.8	Partikel.....	85
5.9	Kalibrierung.....	91
5.9.1	Hydraulik.....	92
5.9.2	Gelöste Stoffe.....	96
5.9.3	PCB.....	104
6	Prognose Wasserhaltung Lohberg .....	110
6.1	Wasseranstiegsprognose .....	111
6.2	Modellprognose Grubenwasserqualität .....	118
6.2.1	Salze .....	118
6.2.2	Oxidationsprodukte.....	121
6.2.3	Sonstige Parameter .....	126
6.2.4	Bariumsulfat in den Wasserhebungen.....	127



6.3	Modellprognose PCB-Austrag .....	132
6.3.1	Schwebstoffgehalte .....	134
6.3.2	PCB.....	136
6.4	Frachten.....	140
6.5	Bilanzierung Prosper-Haniel.....	148
7	Zusammenfassung.....	154
8	Fazit .....	162

## ABBILDUNGSVERZEICHNIS

## Seite

Abbildung 1:	Übersicht über den Untersuchungsraum mit der Unterteilung in Modellboxen.....	9
Abbildung 2:	Untersuchungsraum mit Abgrenzung der heutigen Wasserprovinzen, und Hauptströmungsrichtungen zu den Wasserhaltungen.....	14
Abbildung 3:	Schematische Darstellung der Deckgebirgsverteilung im Ruhrgebiet im Nord-Süd-Schnitt (aus HAHNE & SCHMIDT 1982)..	18
Abbildung 4:	Chronologie der zu Rosenblumendelle/Wiesche gehörenden Bergwerke (nach HUSKE, 1998).....	20
Abbildung 5:	Teufenbereich der Abbautätigkeit in den Einzelelementen (sortiert nach Wasserprovinzen) des Untersuchungsraumes.....	22
Abbildung 6:	Abbauintensität bezogen auf die Fläche der heutigen Wasserprovinzen.....	23
Abbildung 7:	Verteilung der Abbauflächen im Untersuchungsraum.....	23
Abbildung 8:	Untersuchungsraum mit flächenbezogenen Wasserzuflussraten in die Modelleinheiten (Boxen).....	24
Abbildung 9:	Verteilung der Gesamtheit aller Abbauflächen im Untersuchungsraum.....	33
Abbildung 10:	Verteilung der 1964-1984 mit PCB-Einsatz betriebenen Bauhöhen im Untersuchungsraum.....	33
Abbildung 11:	Vertikale Verteilung der den Zeitscheiben (PCB-frei, mit PCB) zugeordneten Resthohlraumvolumina in den sechs Teilprovinzen.....	35
Abbildung 12:	Vertikale Verteilung der den Zeitscheiben zugeordneten Resthohlraumvolumina in der gesamten Wasserprovinz Lohberg.....	37
Abbildung 13:	Flächen von Abbaubereichen in der gesamten Wasserprovinz Lohberg aus der PCB-Zeit (rot) und außerhalb der PCB-Zeit (grün) bei unterschiedlichen Grubenwasserständen (eingestaute Abbauflächen jeweils ausgefüllt).....	39
Abbildung 14:	Flächen von Abbaubereichen im gesamten Ruhrgebiet (aus ahu-Teil 2).....	39
Abbildung 15 a:	Flächen von Abbaubereichen in Teilbereichen der Wasserprovinz Lohberg.....	41
Abbildung 15 b:	Flächen von Abbaubereichen in Teilbereichen der Wasserprovinz Lohberg.....	42
Abbildung 16:	Untersuchungsraum mit untertägig bezüglich PCB-Verteilung untersuchten Bereichen.....	45
Abbildung 17:	Derzeit offenes Streckensystem Auguste Victoria auf der 4., 5. und 6. Sohle mit Summe-PCB-Gehalten in Feststoffproben.....	46
Abbildung 18:	Offenes Streckensystem (Kennzeichnung Auffahrungszeitraum) im Bergwerk Prosper-Haniel mit Probenpunkten und Belastungscharakterisierung PCB.....	47

Abbildung 19:	Streckenbild mit dem noch offenen Grubengebäude der Wasserhaltung Amalie. ....	48
Abbildung 20:	Grubengebäude Zollverein 14. Sohle mit Probenahmepunkten und Analyseergebnissen. ....	48
Abbildung 21:	In Wasserzuflüssen bezüglich PCB-Gehalten erfasste Altbergbau-Bereiche. ....	49
Abbildung 22:	Hjulstrøm-Diagramm mit Ergänzungen zu den bergbauspezifischen Rahmenbedingungen. ....	54
Abbildung 23:	Bereits vorhandene Modelle mit Berücksichtigung von PCB im Untersuchungsbereich. ....	56
Abbildung 24:	3d-Ansicht des Boxmodells der Wasserprovinz Lohberg. ....	60
Abbildung 25:	Nach Boxen farblich zugeordnete Abbauflächen im Bereich der zentralen Emschermulde (Einzugsgebiete der Wasserhaltungen Zollverein-Süd und ZV-Stinnesdamm). ....	61
Abbildung 26:	Wichtungsfaktoren (in % des Rohfördervolumens) zur Resthohlraumberechnung. ....	63
Abbildung 27:	Teufenverteilung des förderabhängigen Resthohlraumvolumens in den 6 Teilwasserprovinzen. ....	64
Abbildung 28:	Verhältnis der Wasserzuflussmengen (vor Wasseranstieg) zu Resthohlraumvolumen (über gesamten Teufenbereich). ....	64
Abbildung 29:	Hydraulische Verbindungen im Untersuchungsraum Lohberg (z.B. dunkelblau: Streckenverbindung Leitwert 1, hellblau: Bohrloch, blaugrün: Abbauannäherung, hellgrün: Flözverbindung, rosa: schlechte Flözverbindung und Strecke mit schlechtem Leitwert). ....	67
Abbildung 30:	Hydraulische Verbindungen mit wichtigen Wasserübertrittsstellen. ....	69
Abbildung 31:	Untersuchungsraum mit Verteilung der geogenen Wasserzuflüsse (Maximalmengen vor Wasseranstieg).....	71
Abbildung 32:	Untersuchungsraum mit Verteilung der geogenen Wasserzuflüsse (Mengen nach Wasseranstieg Wasserhaltung Lohberg -630 mNN). ....	72
Abbildung 33:	Verteilung der Chloridgehalte in den Grubenwässern des Untersuchungsraumes.....	75
Abbildung 34:	Verteilung der Bariumgehalte in den Grubenwässern des Untersuchungsraumes.....	76
Abbildung 35:	Verteilung der Sulfatgehalte in den Grubenwässern des Untersuchungsraumes.....	76
Abbildung 36:	PCB-Gehalte am Feststoff der an den Standorten der Zentralen Wasserhaltungen untersuchten Proben. ....	83
Abbildung 37:	Anteile der PCB-Kongenere an der analytisch bestimmten PCB-Summe in Feststoffproben. ....	84
Abbildung 38:	Vergleich der Kongener-Anteile an der analytisch bestimmten PCB-Summe an verschiedenen Standorten.....	85
Abbildung 39:	Ableitung von Ratenkonstanten für die Sinkgeschwindigkeit. ....	88

Abbildung 40:	Umsetzung von Elementgehalten im Filtrerrückstand der 100 L-Probe aus der Wasserannahme Zollverein-Stinnesdamm (Foto) in eine stoffliche Zusammensetzung. ....	90
Abbildung 41:	Untersuchungsraum mit den heutigen Wasserständen und Lotungspunkten. ....	93
Abbildung 42:	Bisherige Wasseranstiegsentwicklungen für ausgewählte Messpunkte im Einzugsbereich der Wasserhaltung Lohberg. ....	94
Abbildung 43:	Wassermengenentwicklungen in den vier südlichen Wasserhaltungen der Wasserprovinz Lohberg. ....	95
Abbildung 44:	Konzentrationsentwicklung von Chlorid (Monitoringdaten und Modellberechnungen). ....	97
Abbildung 45:	Verteilung der Barium- und Sulfatfrachten in den Grubenwässern des Untersuchungsraumes. ....	99
Abbildung 46:	Konzentrationsentwicklung von Barium (Monitoringdaten und Modellberechnungen). ....	100
Abbildung 47:	Konzentrationsentwicklung von Sulfat (Monitoringdaten und Modellberechnungen). ....	100
Abbildung 48:	Konzentrationsentwicklung von Eisen (Monitoringdaten und Modellberechnungen). ....	101
Abbildung 49:	Entwicklung des pH-Wertes (Monitoringdaten und Modellberechnungen). ....	102
Abbildung 50:	Konzentrationsentwicklung von Hydrogenkarbonat (Monitoringdaten und Modellberechnungen). ....	102
Abbildung 51:	Konzentrationsentwicklung von Zink (Monitoringdaten und Modellberechnungen). ....	103
Abbildung 52:	Konzentrationsentwicklung von Abfiltrierbaren Stoffen (Monitoringdaten und Modellberechnungen). ....	105
Abbildung 53:	Korrelation von Abfiltrierbaren Stoffen mit den in Eisenhydroxid umgerechneten Eisenkonzentrationen. ....	105
Abbildung 54:	Korrektur der Messwerte für Abfiltrierbare Stoffe in den Zollverein-Wasserhaltungen. ....	106
Abbildung 55:	Gehalte von an Feststoffpartikel gebundenem PCB (Monitoringdaten und Modellberechnungen). ....	107
Abbildung 56:	Berechnete PCB-Konzentrationen (Monitoringdaten und Modellberechnungen). ....	109
Abbildung 57:	Wasseranstiegsprognose. ....	112
Abbildung 58:	Wasseranstiegsprognose mit Detaildarstellung der sensiblen Wasseranstiegsniveaus. ....	112
Abbildung 59:	Untersuchungsraum mit den künftigen Wasserständen. ....	114
Abbildung 60:	Wasseranstiegserwartungen Prosper-Haniel und Zollverein zum Zeitpunkt des untertägigen Wasserübertrittes. ....	115
Abbildung 61:	Wasseranstiegserwartungen Prosper-Haniel und Zollverein zum Zeitpunkt der übertägigen Wasserüberleitung. ....	115
Abbildung 62:	Prognose der Wassermengen. ....	117
Abbildung 63:	Konzentrationsentwicklung von Chlorid. ....	119

Abbildung 64:	Konzentrationsentwicklung von Ammonium.....	120
Abbildung 65:	Konzentrationsentwicklung von Sulfat.....	122
Abbildung 66:	Entwicklung der pH-Werte.....	123
Abbildung 67:	Konzentrationsentwicklung von Eisen.....	124
Abbildung 68:	Konzentrationsentwicklung von Zink.....	125
Abbildung 69:	Konzentrationsentwicklung von Cadmium.....	126
Abbildung 70:	Temperaturentwicklung.....	127
Abbildung 71:	Konzentrationsentwicklung von Barium/Bariumsulfat für die Wasserhaltung Lohberg.....	129
Abbildung 72:	Konzentrationsentwicklung von Barium/Bariumsulfat für die Wasserhaltung Zollverein.....	130
Abbildung 73:	Hauptwasserzuflüsse (Summe je Box) zur Wasserhebung Zollverein (Wasserstand -600 mNN) und Abstrom in Richtung Lohberg.....	131
Abbildung 74:	Konzentrationsentwicklung von Barium im Haupt-Zu- und Abstrom Nordstern-Horst_Süd und Zollverein.....	132
Abbildung 75:	Konzentrationsentwicklung von Primärpartikeln.....	135
Abbildung 76:	PCB-Gehalte an den Feststoffen.....	136
Abbildung 77:	Kongenerverteilung im auf Lohberg gehobenen Grubenwasser.....	138
Abbildung 78:	Konzentrationsentwicklung von PCB.....	139
Abbildung 79:	Untersuchungsraum mit in der Modellberechnung zwischen 1988 und 2021 betriebenen Wasserhaltungen.....	141
Abbildung 80:	Wassermengen mit Gesamtwasserhebung seit 1988.....	141
Abbildung 81:	Chlorid-Frachten im Zuge von Bergwerksschließungen und geplantem Wasseranstieg.....	142
Abbildung 82:	Ammonium-Frachten im Zuge von Bergwerksschließungen und geplantem Wasseranstieg.....	143
Abbildung 83:	Sulfat-Frachten im Zuge von Bergwerksschließungen und geplantem Wasseranstieg.....	144
Abbildung 84:	Barium-Frachten im Zuge von Bergwerksschließungen und geplantem Wasseranstieg.....	144
Abbildung 85:	Zink-Frachten im Zuge von Bergwerksschließungen und geplantem Wasseranstieg.....	146
Abbildung 86:	PCB-Frachten im Zuge von Bergwerksschließungen und geplantem Wasseranstieg.....	147
Abbildung 87:	Wassermengen im Bereich des Bergwerks Prosper-Haniel.....	149
Abbildung 88:	Konzentrationsentwicklung von Chlorid im Bereich des Bergwerks Prosper-Haniel.....	150
Abbildung 89:	Chlorid-Frachten im Bereich des Bergwerks Prosper-Haniel....	150
Abbildung 90:	Sulfat-Frachten im Bereich des Bergwerks Prosper-Haniel.....	151
Abbildung 91:	Entwicklung der vom Bergwerk Prosper-Haniel emittierten Frachten verschiedener Komponenten.....	152

Abbildung 92:	Konzentrationsentwicklung von PCB im Bereich des Bergwerks Prosper-Haniel. ....	153
Abbildung 93:	Konzentrationsentwicklung von mit dem Grubenwasser transportierten Feststoffen im Bereich des Bergwerks Prosper-Haniel. ....	153
Abbildung 94:	Bilanzierungszeiträume für die Wasserhebung Lohberg am Beispiel Chlorid. ....	156
Abbildung 95:	Relative Konzentrationsentwicklungen wichtiger Grubenwasserinhaltsstoffe in der Wasserhaltung Lohberg bezogen auf die jeweiligen Konzentrationsmaxima.....	158
Abbildung 96:	Relative Frachtentwicklungen wichtiger Grubenwasserinhaltsstoffe in der Wasserhaltung Lohberg bezogen auf die jeweiligen Frachtmaxima.....	158

## **TABELLENVERZEICHNIS**

## **Seite**

Tabelle 1:	Extrapolation untertägig eingesetzter PCB -haltiger Betriebsstoffe im Bearbeitungsraum „Emschermulde“ über Anteile an der Kohlenförderung. ....	30
Tabelle 2:	Leitkomponenten zur analytischen Bestimmung von PCB.....	51
Tabelle 3:	Hydraulische Verbindungstypen Boxmodell. ....	66
Tabelle 4:	Modelleingangsanalysen für eine Auswahl von Zuflüssen in die Wasserprovinz Lohberg. ....	74
Tabelle 5:	Stoffmobilisationspools im Modellgebiet Lohberg relativ zum Maximalwert (Faktor = 1 grau hinterlegt).....	104
Tabelle 6:	Konzentrationen und Frachten in der Wasserhebung Lohberg für zwei Phasen nach Beginn der Wasserannahme und im Gleichgewichtszustand. ....	157

# 1 Einleitung

Die Wasserhaltungen im Zentralen Ruhrgebiet werden derzeit betrieben, um die Wasserzuflüsse in die Emschermulde sowie das mittlere Ruhrgebiet vom Übertritt in das zuletzt noch betriebene Bergwerk Prosper-Haniel zurückzuhalten. Mit Beendigung des aktiven Steinkohlenbergbaus dort Ende 2018 besteht die Möglichkeit, nach dem Abschluss der Rückzugstätigkeiten auf Prosper-Haniel und Beendigung der Wasserhebung dort sowie am Standort Auguste Victoria (Mai 2019) auch die Wasserhaltungen Zollverein, Carolinenglück und Amalie einzustellen und den Grubenwasserspiegel großräumig ansteigen zu lassen.

Die Planungen sehen vor, eine Zentrale Wasserhaltung am Standort Lohberg zu installieren, mittels derer dann nicht nur das Grubenwasser aus dem Nahbereich Prosper-Haniel/Lohberg-Osterfeld und aus den o.g. südlichen Teilprovinzen Zollverein, Carolinenglück und Amalie gehoben werden soll, sondern auch aus der bisherigen Wasserprovinz Lippe-AV. Abbildung 1 zeigt den Einzugsbereich einer derartigen Wasserhaltung mit den farblich abgegrenzten ehemaligen Teilprovinzen bzw. Bergwerken.

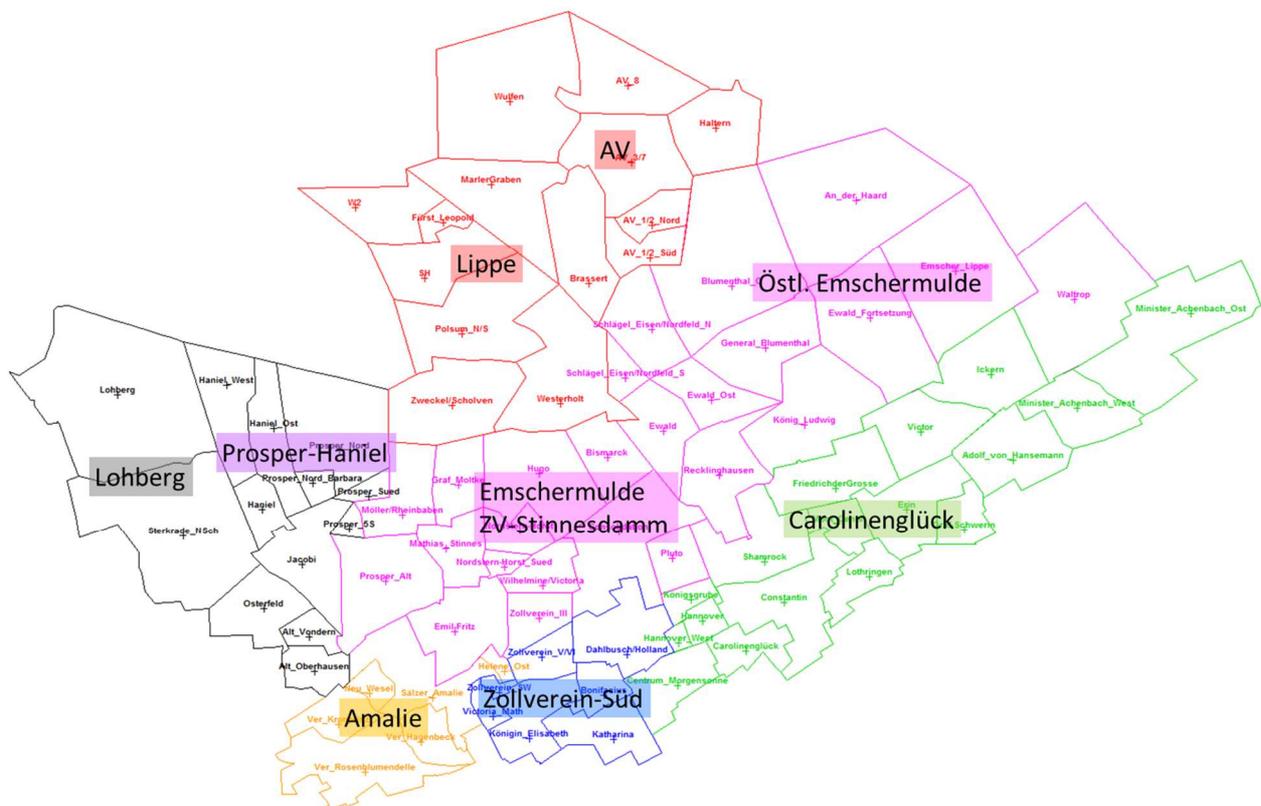


Abbildung 1: Übersicht über den Untersuchungsraum mit der Unterteilung in Modellboxen.

Die südwestlich der Boxen Lohberg und Osterfeld gelegene Wasserhaltung/Wasserprovinz Concordia, besitzt zwar ebenfalls Verbindungen zu

den vorgenannten Bergwerken. Jedoch handelt sich bei diesen (Roland – Osterfeld) um mäßig durchlässige Abbauannäherungen im Niveau -558 mNN bis -535 mNN, die somit bei den Wasserhaltungsniveaus Walsum (aktuell -760 bis -750 mNN) und Lohberg (künftig -630 mNN) für einen Wasserübertritt in die Wasserhaltung Lohberg zu hoch gelegen sind. Nach heutigem Kenntnistand muss daher davon ausgegangen werden, dass die heute auf Concordia gehobenen Wässer nach Einstellung dieser Wasserhaltung in Richtung Walsum abfließen und somit nicht Teil der künftigen Wasserprovinz Lohberg sein werden. Das Wasser wird über die Bereiche Wehofen und Neumühl nach Walsum übertreten. Der Übertritt zwischen Neumühl und Wehofen befindet sich im Niveau -706 mNN bis -623 mNN. Die Funktion des Wasserübertrittes aus dem Bereich Wehofen zur Wasserhaltung Walsum wird seit ca. 2015 durch entsprechende Lotungsmessungen bestätigt.

Die Stilllegung eines Bergbaureviers dieser Größe stellt eine beträchtliche ingenieurtechnische Herausforderung dar. Dies bezieht sich sowohl auf die technische Vorbereitung der Grubenbaue, als auch auf die Prognose der anzunehmenden und schließlich in einen Vorfluter einzuleitenden Grubenwässer nach dem Wasseranstieg.

Eine wichtige Voraussetzung, um derart großräumige Verhältnisse strömungstechnisch abbilden zu können, ist in bergbaulich geprägten Gebieten die Tatsache, dass die Gruben-/Grundwasserströmung maßgeblich auf bergbaulichen Elementen wie Strecken, Schächten, Bohrlöchern und Stollen stattfindet. Hierdurch sind diese Grubenfelder oder auch größere homogene Einheiten hydraulisch kurzgeschlossen, weshalb für die einzelnen Bilanzeinheiten repräsentative Mittelwerte der die Eigenschaften beschreibenden Parameter gebildet werden können. Damit ist die Definition relativ großer Bilanzeinheiten (Boxen), für die der verbleibende Resthohlraum ein wesentliches Merkmal ist, zur Beschreibung der Strömungsprozesse möglich.

Im Ruhrrevier, aber auch im Saarland, in Lothringen, bei der Wismut GmbH und zahlreichen weiteren internationalen Steinkohlenlagerstätten stellt das von der DMT GmbH & Co. KG (DMT) weiterentwickelte Boxmodell das flächendeckend eingesetzte Modellwerkzeug zur Prognose und Planung von Grubenwasserniveaus sowie deren Mengen und Qualitäten dar. Das Pilotprojekt zum Aufbau des Boxmodells im Ruhrgebiet wurde mit Mitteln des Landes NRW (Technologieprogramm Bergbau) unterstützt (Boxmodell Emshermulde, 2002-2005). In diesem Projekt erfolgte die Anpassung der Modellkonzepte der ostdeutschen Uranindustrie, insbesondere dem Flutungskonzept der Ronneburger Uranlagerstätte, an die Deutsche Steinkohle.

Durch die in den letzten Jahren durchgeführten Digitalisierungsarbeiten zur Abbauverteilung im zentralen Ruhrrevier liegen für den gesamten Untersuchungsbereich die erforderlichen Grundlagen vor, um über das Resthohlraumvolumen als wesentlichen Eingangsdatensatz ein solches Modell aufzubauen und zu betreiben. Dieser bereits in Abbildung 1 gezeigte Modelllaufbau stellt zudem die Basis für die Bestandsaufnahme der Grubenwasserzuflüsse, ihrer Herkunft und ihrer Zusammensetzung dar. Mit diesem Boxmodell erfolgte die Bearbeitung der Aufgabenstellung, die aus den geplanten Einstellungen der Wasserhaltungen resultierenden Effekte auf Menge und Qualität des gehobenen Grubenwassers in der Region zu quantifizieren.

## **2 Bearbeitungsgegenstand und Ausgangssituation**

Da für den Standort Lohberg ein Annahmenniveau von -630 mNN geplant ist (s. Kap. 3.4), bedeutet eine Einstellung der vorgenannten Wasserhaltungen einen beträchtlichen Wasseranstieg in großen Teilen des Ruhrgebietes. Mit dem Wasseranstieg sind Wasserbewegungen zwischen den verschiedenen Bergwerken bzw. Baufeldern (Modellboxen) verbunden. Dieser Wasseranstieg bildet den Rahmen für alle damit verbundenen Prozesse wie Stoffmobilisation und Stoffaustrag und wird somit zunächst kalibriert und prognostiziert.

Das den Grubenbauen zufließende Wasser enthält zahlreiche Stoffe in zum Teil hohen Konzentrationen, die sich vermischen und auch miteinander reagieren. Darüber hinaus werden im Wasseranstieg Produkte der Pyritoxidation gelöst. Ebenso verändert der Wasseranstieg die Rahmenbedingungen für die Mobilisation und den Transport von Stoffen, die im Zuge des bergbaulichen Betriebs untertage eingesetzt wurden.

Diesbezüglich besonders zu beachten sind die bis 1984 eingesetzten schwerentflammenden PCB-haltigen (bzw. bis 1989 PCDM-haltigen) Hydraulikflüssigkeiten. Durch Leckagen, Defekte etc. kam es zu Flüssigkeitsverlusten, so dass davon auszugehen ist, dass ein Teil der PCB-haltigen Hydraulikflüssigkeiten damals untertage verblieben ist. Messungen zeigen, dass diese Stoffe auch heute noch im Grubenwasser gefunden werden.

Erste modellgestützte Untersuchungen und Bewertungen zu dieser Thematik erfolgten durch DMT für den geplanten Wasserstieg der Saarbergwerke in 2016 /18/. Hierzu wurde ein Konzept zur quantitativen Beschreibung der Prozesse partikulärer PCB-Mobilisation und -Transport entwickelt, das 2017 auch für die Wasserprovinz AV/Lippe, die ein Teilbereich des hier untersuchten Raumes ist, angewendet wurde /6/.

Ebenfalls 2017 wurden zu dieser Thematik Untersuchungen für die Wasserprovinz Ost mit der Schachanlage Haus Aden durchgeführt (Teil 1 des "Gutachten zur Prüfung möglicher Umweltauswirkungen des Einsatzes von Abfall- und Reststoffen zur Bruch-Hohlraumverfüllung in Steinkohlenbergwerken in Nordrhein-Westfalen" - Endbericht, Abgabe April 2017). Hierin wurden von der ahu AG Wasser Boden Geomatik, Aachen (im Folgenden kurz ahu) grundsätzliche Zusammenhänge und Prozesse entwickelt und bewertet und in einer Gefährdungsanalyse der Wasseranstieg in der Wasserprovinz Haus Aden beurteilt (hier vor allem Detailbericht 6: Risikoanalyse PCB und weitere organische Stoffe). Im zweiten Teil dieses Gutachtens (April 2018) wurden diese Betrachtungen auf weite Teile des Ruhrgebietes und auch auf den hier beschriebenen Untersuchungsraum ausgedehnt. Die zuvor für die Wasserhaltung Haus Aden entwickelten Zusammenhänge (bergbauliche Entwicklung, Abbaumethoden, Materialeinsatz, Mobilisationsprozess) wurden dafür ergänzt und neue untertägige Materialanalysen sowie verfeinerte Wasserbeprobungen übernommen. Detailliertere Untersuchungen im Einzugsgebiet der Wasserhaltung Lohberg erfolgten für die Standorte Prosper-Haniel (Bodenuntersuchungen), Auguste Victoria (Flächenverhältnisse, Bodenuntersuchungen) sowie die Einzugsgebiete der Zollverein-Wasserhaltungen (Bodenuntersuchungen, 100 L-Proben). Ansonsten wurde eine pauschale Betrachtung von Flächenverhältnissen für das gesamte Ruhrgebiet vorgenommen, wobei insgesamt vergleichbare Verhältnisse und eine Übertragbarkeit der an Einzelstandorten gewonnenen Erkenntnisse angesetzt wurden. Eine gesonderte Betrachtung des Einzugsgebietes der Wasserhaltung Lohberg erfolgte nicht.

Beide Gutachter stimmen in der Einschätzung der PCB-Mobilisation und -Transport zugrundeliegenden Prozesse grundsätzlich überein. Die Übertragung dieser Zusammenhänge in das Boxmodell wurde am Anwendungsbeispiel einer DMT-Risikoanalyse des Wasseranstiegs in der Wasserprovinz AV/Lippe vom Gutachter ahu bezüglich Vergleichbarkeit geprüft und bestätigt. Das Modell verarbeitet daher auch die ahu-Kriterien adäquat und wurde inzwischen auch für die Wasserprovinzen Ost, Prosper-Haniel/Lohberg und Ibbenbüren angewendet.

In den o.g. Gutachten werden die Eigenschaften von PCB sowie Einsatz und Umgang mit den PCB-haltigen Betriebsmitteln dargestellt. Grundsätzliche Wirkzusammenhänge vor, während und nach dem Wasseranstieg sind dort ausführlich beschrieben. Diese allgemeinen Ergebnisse sollen hier nicht nochmals dargestellt werden und es sei auf diese Gutachten (s. auch Kap. 3.2) sowie weitere Literatur zu diesem Thema verwiesen.

Ogleich somit bezüglich PCB-Mobilisation und -Transport unter den im Ruhrgebiet existierenden bergbaulichen Bedingungen grundsätzlich die

gleichen Prozesse wirksam und auch die gleichen Bewertungsmethoden anwendbar sind, unterscheiden sich jedoch die untertägige Verteilung von PCB und die potenziell unter Tage verbliebenen Stoffmengen sowie die Strömungs- und Sedimentationsbedingungen standortspezifisch und abhängig vom geplanten Wasseranstiegsniveau. Diese Verhältnisse sowie die daraus zu ziehenden Schlussfolgerungen für Wasseranstieg und Wasserableitung können nur über modellgestützte Berechnungen bewertet werden und sind Schwerpunkt der hier vorgelegten Untersuchungen für die Wasserprovinz Lohberg.

Es ist dabei zu prüfen, wie sich die Auswirkungen des Wasseranstiegs auf die Mobilisation von PCB in diesem Bereich darstellen und ob auch hier „ein höherer Grubenwasserstand grundsätzlich geeignet ist, den partikelgebundenen und auch den gelösten PCB-Austrag zu reduzieren“ (ahu-Gutachten Teil 1). Hierzu werden im ahu-Gutachten die folgenden Kriterien betrachtet:

1. Verminderung des Mobilisationspotenzials
2. Verminderung der gehobenen Wassermengen
3. Verhältnis von Abbaubereichen aus der PCB-Einsatzzeit / außerhalb der PCB-Einsatzzeit

Während das ahu-Gutachten auf einer rein qualitativen Bewertung beruht, werden über das Boxmodell diese Wirkungszusammenhänge quantifizierbar. Da über die Stofffrachten Wassermengen und Mobilisation/Konzentration miteinander verknüpft sind, stellt diese Berechnungsmöglichkeit des bezüglich der künftigen Grubenwassereinleitung wichtigen Stoffaustrages eine wesentliche Voraussetzung für entsprechende Prognosen dar.

Darüber hinaus werden im ahu-Gutachten allgemeine Empfehlungen zu den im untertägigen Rückzug durchzuführenden Maßnahmen gegeben. Bei dem Rückzug aus den Bergwerken Auguste Victoria /7/ und Prosper-Haniel /11/ /12/ sowie von den Wasserhaltungsstandorten /16/ /17/ und somit sämtlichen noch zugänglichen untertägigen Grubenbauen wurden daher die Standortbedingungen bewertet und Maßnahmen zur Sanierung (Entfernung von Stoffbelastungen) oder Sicherung getroffen, um Erosion und Stoffmobilisation zu vermeiden. Dieses Gutachten nutzt die aus den Befunden in den Strecken gewonnenen Erkenntnisse, bewertet jedoch den gesamten abgedämmten Abbau und Resthohlraum bezüglich des Wasseranstiegs.

### **3 Beschreibung des Untersuchungsraumes**

Der Untersuchungsraum umfasst etwa die Hälfte des Ruhrgebietes und weist eine dementsprechend umfassende Historie auf. Von daher ist es im



Aktuell wird Grubenwasser im Untersuchungsraum noch an den Standorten Prosper-Haniel, Zollverein (2 Annahmedämme: Süd und Stinnesdamm mit getrennter Förderung), Carolinenglück und Amalie gehoben (Abbildung 2). Erst im Frühjahr 2019 wurde die Wasserhaltung Auguste Victoria (AV) eingestellt. Diese Abgrenzungen sind zum einen historisch bedingt, ergeben sich aber auch durch das Niveau von hydraulisch verbindenden Strukturen (s. Kap. 5.4) und den daraus resultierenden Einzugsbereichen der Wasserhaltungen.

Diese im Untersuchungsraum betriebenen 5 Standorte mit ihren 6 Wasserhaltungen nehmen zwar die Grubenwässer auf konstantem Niveau an und halten dieses dementsprechend auch in den direkt angeschlossenen Grubenbauen kurz, dennoch ist die Grubenwassersituation in Teilbereichen bereits derzeit durchaus dynamisch, was ebenfalls in Abbildung 2 durch die Farbgebung dargestellt wird:

- Prosper-Haniel: Seit 2006 steigt der Grubenwasserspiegel im Bereich Lohberg-Sterkrade nach Beendigung des Bergbaus dort kontinuierlich an. 2018 wurde auch die Wasserhaltung in den nördlichen, zuletzt aktiven Baufeldern des Bergwerkes Prosper-Haniel eingestellt. Das Bergwerk plant Ende 2019 den Rückzug bis zur 6. Sohle mit entsprechendem Einstau der Unterwerksbaue. Anschließend soll noch 2019 die endgültige Einstellung der Wasserhaltung an diesem Standort erfolgen.
- Zollverein Stinnesdamm: Hier wird im Niveau -963 mNN seit 2008 Wasser aus den ehemaligen Bergwerken in der Emschermulde angenommen, allerdings ist der Wasseranstieg in der nordöstlichen Teilprovinz noch nicht abgeschlossen.
- Zollverein Süd: Das Annahmeniveau beträgt -948 mNN und diese Verhältnisse sind seit mehr als 30 Jahren stabil.
- Amalie: Der Bergbau hier wurde in den 60er Jahren endgültig eingestellt und Grubenwasser wird an zwei Dämmen im Niveau -920 mNN angenommen. In Teilbereichen existieren deutlich höhere Wasserstände.
- Carolinenglück: Ende 2015 wurde die Wasserhaltung von -915 mNN auf -714 mNN angehoben. Gleichwohl existieren innerhalb der Wasserprovinz zum Teil auch deutlich höhere Wasserstände.
- Auguste Victoria: Die Wasserhaltung wurde im Frühjahr 2019 eingestellt und die Wasserstände befinden sich dementsprechend derzeit im zentralen Bergwerksbereich im Anstieg. Im umgebenden Altbergbau liegen stabile höhere Wasserstände vor. Dies gilt auch für die Teilprovinz Lippe, aus der nach Erreichen der Verbindungsstrecke vom Schacht Wulfen Wasser in das Baufeld 50 strömt.

## 3.2 Vorliegende Gutachten

Der Untersuchungsraum umfasst einen sehr großen Teil des Ruhrgebietsbergbaus mit entsprechend vielen Stilllegungen und Wasseranstiegen. Dementsprechend umfangreiche Dokumentationen und Gutachten liegen zu diesem Gebiet vor. Daher werden im Folgenden nur die DMT-Gutachten aufgeführt, die in ganz ähnlicher Form wie hier für das Gesamteinzugsgebiet Wasserzuflüsse, Wasseranstieg und künftige stoffliche Entwicklung beschreiben. Die dort beschriebenen Verhältnisse bilden die Grundlage auch für die hier durchgeführten Untersuchungen und sollen nicht wiederholt werden.

### Auguste Victoria

- /1/ Bewertung der Grubenwasser-Situation auf dem Bergwerk Auguste Victoria im Rahmen des Rückzugskonzeptes hinsichtlich PCB und Radioaktivität, GEE5-2015-00830, 10.12.2015
- /2/ Auswirkungen des Wasserhebungsniveaus auf die Wasserqualität am Standort Auguste Victoria (Schächte AV 3/7), GEE5-2015-00830, 09.11.2016
- /3/ Bewertung der Grubenwasser-Situation in der Wasserprovinz AV - Lippe hinsichtlich PCB, GEE5-2016-01200-a, 07.12.2016
- /4/ Prognose für eine Wasserhebung Wasserprovinz AV/Lippe auf dem Standort Fürst Leopold im Niveau -600 mNN, GEE5-2016-01200, 23.05.2017
- /5/ Prognose für eine Wasserhebung Wasserprovinz AV/Lippe auf dem Standort Auguste Victoria im Niveau -600 mNN, GEE5-2016-01200-c, 23.06.2017
- /6/ Einfluss eines Wasseranstiegs in der Wasserprovinz AV/Lippe auf die PCB-Gehalte im Grubenwasser, GEE5-2016-01200-d, 14.09.2017
- /7/ Umsetzung von Maßnahmen zur Vermeidung von PCB-Mobilisation im Zuge des Wasseranstiegs am Standort der Wasserhaltung Auguste Victoria, GEE5-2015-00661-k, 18.12.2017
- /8/ Zusammenfassende Bewertung eines Wasseranstiegs in der Wasserprovinz AV/Lippe auf die Stoffausträge und insbesondere PCB im Grubenwasser, GEE5-2016-01200-e, 09.05.2018

### Prosper-Haniel

- /9/ Einfluss eines Wasseranstiegs bis auf -923,5 mNN (6. Sohle) im Bereich des BW Prosper-Haniel auf die PCB/PCDM-Gehalte im Grubenwasser, GEE5-2016-01277-a, 17.08.2018
- /10/ Einfluss eines Wasseranstiegs bis auf -630 mNN (Wasserhaltung Lohberg) im Bereich des BW Prosper-Haniel auf die PCB-Gehalte im Grubenwasser, GEE5-2016-01277-b
- /11/ Umsetzung von Maßnahmen zur Vermeidung von PCB-Mobilisation während eines Wasseranstiegs beim Abdämmen von Grubenbauen im Baufeld Haniel West, GEE5-2015-00661-j, 17.10.2017

/12/ Umsetzung von Maßnahmen zur Vermeidung von PCB/PCDM-Mobilisation während Rückzug und Wasseranstieg im Bergwerk Prosper-Haniel, GEE5-2015-00661-n, 30.07.2018

/13/ Anbindung der Verbindungsstrecke C455 an die westliche Richtstrecke Rheinbaben, GEE5-2017-0673g, 06.12.2018

#### Zollverein

/14/ Modellbasierte Sensitivitätsanalyse von Einflussfaktoren auf Flutungsprozesse und Grubenwasserqualitäten, Kurztitel: Flutungs-Einflussfaktoren, Bericht zu den Arbeitspaketen 3 bis 5, F&E-Bericht, 3450-2004-036, 24.01.2012

/15/ Untersuchungen des Grubenwasseranstieges auf Zollverein bis zum Niveau -600 mNHN mit besonderer Berücksichtigung der möglichen Barium-Sulfat-Ausfällung, GEE4-2019-00073, 03.04.2019

/16/ Umsetzung von Maßnahmen zur Vermeidung von PCB-Mobilisation im Zuge des Wasseranstiegs am Standort der Wasserhaltungen Zollverein und Amalie sowie Bewertung der ehem. Deponie Zollverein, GEE5-2016-01186-h, 25.07.2018

#### Fürst Leopold

/17/ PCB im Restgrubengebäude Fürst Leopold 3. Sohle, GEE5-2015-00661-FL, 21.11.2016

#### Allgemein

/18/ Stoffprognose für das Ansteigenlassen des Grubenwasserspiegels in den Wasserprovinzen Reden und Duhamel auf -320 mNN unter besonderer Beachtung der Komponenten der WRRL und von PCB, EG-HW-2014-039, EG-HW-2015-006, GEE5-2015-00660, 15.04.2016

In den letzten Jahren wurden für zwei Teilprovinzen aktuelle Modelle erstellt incl. Kalibrierung und PCB-Prognose (Prosper-Haniel incl. Lohberg/Osterfeld und Auguste Victoria/Lippe, vgl. Abbildung 2). Das Modell für die Wasserprovinz Carolinenglück wurde bis zum Umbau der Wasserhaltung in 2015 für die dort erstellten Wasserlösungsbohrungen mehrfach aktualisiert. Die Modelle für die beiden am Standort Zollverein über zwei getrennte Wasserhaltungen kontrollierten Wasserprovinzen sowie Amalie stammten aus dem Jahre 2012 und wurden vollständig bezüglich der Zuflussverhältnisse (Mengen und Qualitäten) aktualisiert und überarbeitet.

Alle vier letztgenannten Wasserprovinzen erfuhren zudem eine Ergänzung bezüglich der PCB-relevanten Daten (Flächen und Resthohlraum), um eine gesamtheitliche modellgestützte Betrachtung der konventionellen gelösten Wasserinhaltsstoffe als auch der partikulär gebundenen PCB analog zu den vorliegenden Gutachten (im Wesentlichen /6/, /8/, /9/) durchführen zu können. Dieses um Partikeltransport und die daran gebundenen PCB erweiterte Modell wurde bereits im Gutachten /18/ angewendet und beschrieben.

### 3.3 Bergbauliche und geologische Rahmenbedingungen

Der Untersuchungsraum reicht vom zentralen Ruhrgebiet bis an die Em-scher. Dementsprechend dokumentieren die dort gelegenen Bergwerke sehr unterschiedliche bergbauliche und geologische Verhältnisse vom Beginn des Tiefbaus unter dem Mergel und der Nordwanderung des Bergbaus von Anfang des 19. Jahrhunderts bis zum Ende des Ruhrgebiet-Bergbaus im Bergwerk Prosper-Haniel im Jahre 2018. Diese Standortbedingungen sind vielfältig zum Verständnis der Vernetzung und internen Struktur der Bergwerke, der hydraulischen Situation sowie der Verwendung von Betriebsstoffen von Bedeutung.

Die Größe des Untersuchungsgebietes und die vielen Verschmelzungen kleinerer Bergwerke zu immer größeren Betrieben machen es unmöglich, die Bergbauhistorie im Rahmen dieses Gutachtens detailliert zu beschreiben. Dies gilt auch für die vielen Schächte sowie die durch den Bergbau geschaffenen Auffahrungen. An dieser Stelle sollen daher nur einige Eckdaten gegeben werden, um den Modellaufbau (vgl. Kap. 5, Seite 56) aber auch die Modellergebnisse (vgl. Kap. 6, Seite 110) besser nachvollziehen zu können. Zur besseren Orientierung und Zuordnung der beschriebenen Standorte innerhalb des Modellgebietes (Abbildung 1) sind die jeweiligen Boxnamen durch Unterstreichen hervorgehoben.

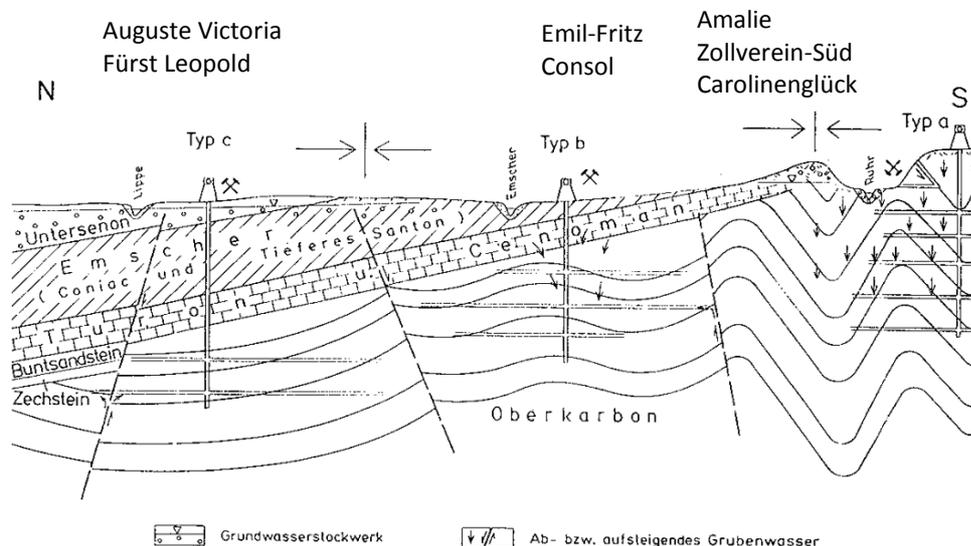


Abbildung 3: Schematische Darstellung der Deckgebirgsverteilung im Ruhrgebiet im Nord-Süd-Schnitt (aus HAHNE & SCHMIDT 1982).

Die Entwicklung des Bergbaus ist eng mit dem Abtauchen des kohleführenden Karbon nach Norden unter das Kreidedeckgebirge und vor allem den Em-schermergel verknüpft (Abbildung 3). Die Überwindung dieser Mergelgrenze und die Entwicklung des Tiefbaus im Ruhrgebiet verliefen parallel

zu Entwicklung und Einsatz der Dampfmaschine (Wasserhaltung, Bewetterung, Steinkohlenförderung). An eine der ersten Dampfmaschinen im Ruhrgebiet wurde 1809 auf der Zeche Ver. Sälzer & Neuack (Box Sälzer Amalie) die erste Kohlen-Fördermaschine angeschlossen (nach HUSKE zu dieser Zeit die wahrscheinlich erste voll in Betrieb genommene Tiefbauzeche im Ruhrbergbau, sie war auch eine der ersten Zechen, welche bereits um 1810/20 unter dem Mergel Kohlen abbauten). Diese Zeche am Südrand des mittleren Ruhrgebietes (s. Abbildung 1) markiert somit am Anfang des 19. Jahrhunderts den Beginn des Bergbaus im Untersuchungsraum.

Das erste senkrechte Durchteufen des Mergels wird 1832 Franz Haniel mit dem Schacht Franz auf der gleichnamigen Zeche in Essen-Schönebeck (Box Ver. Kronprinz, Einzugsgebiet ZHW Amalie) zugesprochen, was nach HUSKE gleichzeitig die Grundlage für die Ausdehnung des Tiefbaus nach Norden war. Die zunehmende Deckgebirgsmächtigkeit, um 1850 erreichte der Bergbau die Emscherzone, stellte die Bergleute vor große Herausforderungen, einen Schacht sicher abzuteufen (Beherrschung der Wasserzuflüsse, Standfestigkeit/Schwimmsandeinbrüche). 1855 wurden auf der Zeche Hibernia in Gelsenkirchen (etwa Boxen Consolidation und Dahlbusch/Holland) erstmals gusseiserne Tübbings beim Abteufen von Schacht 1 eingesetzt (Förderbeginn 1858). Ab 1883 wurde im Ruhrgebiet das Gefrierschachtverfahren erprobt, nach anfänglichen Misserfolgen aber zunächst nicht weiter genutzt. Erst 1902 wurde dieses Verfahren auf Auguste Victoria in Marl-Hüls (Boxen AV 1/2 Süd, AV 1/2 Nord) wieder eingesetzt (Schacht 1 nach HUSKE erster Gefrierschacht im Ruhrgebiet, Förderbeginn 1905).

Zu dieser Zeit, 1902, wurden auch die ersten elektrischen Fördermaschinen in Betrieb genommen. Nichtsdestotrotz wurden aber auch weiterhin Dampffördermaschinen eingesetzt, auf dem Bergwerk Fürst Leopold in Dorsten (Box Fürst Leopold) z.B. bis etwa 2008.

Darüber hinaus muss vergegenwärtigt werden, wie kleinteilig und miteinander verflochten, z.T. auch kurzlebig der Bergbau im 19., aber auch noch in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts im südlichen und mittleren Ruhrrevier gewesen war, was zu zahlreichen Verbindungen zwischen zuvor unabhängigen und hydraulisch voneinander getrennten Bergwerken geführt hat. Abbildung 4 mag dafür für den südwestlichen Bearbeitungsbereich (Boxen Ver. Rosenblumendelle, Ver. Kronprinz) einen Eindruck verschaffen, wobei aus Platzgründen noch nicht einmal alle in dem Bereich tätigen Zechen aufgeführt sind.

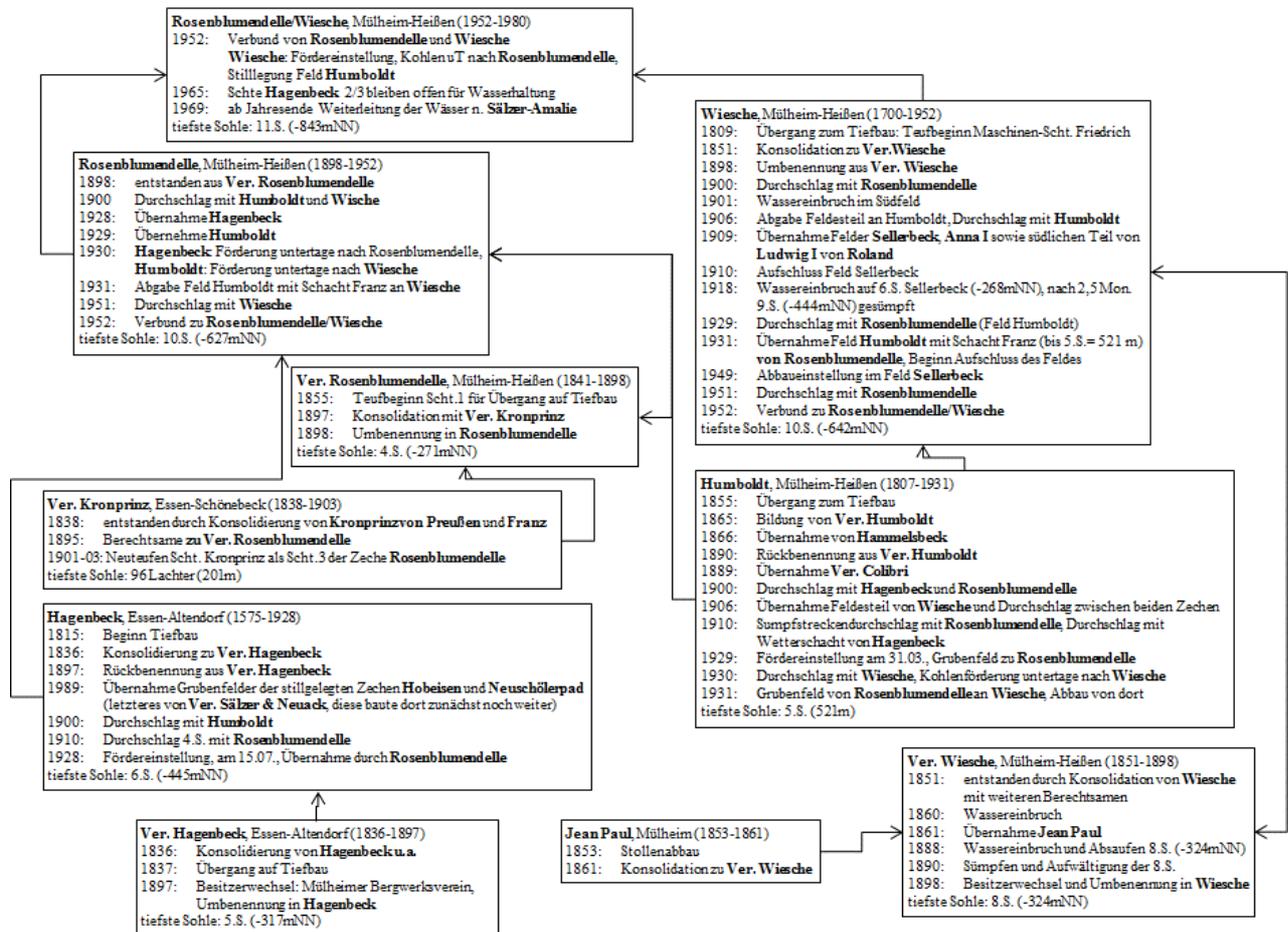


Abbildung 4: Chronologie der zu Rosenblumendelle/Wiesche gehörenden Bergwerke (nach HUSKE, 1998).

Mit fortschreitender Technik und Erschöpfung/Unwirtschaftlichkeit der Lagerstätte im Süden drangen die Bergwerke immer weiter nach Norden vor (Nordwanderung). Die Kohlenvorräte lagen zwar in größeren Teufen, da die intensive Faltung/steile Lagerung aber nach Norden ausläuft (vgl. Abbildung 3); mit moderner Abbautechnik waren sie jedoch leichter (und wirtschaftlicher) zu fördern. Zudem schützte das nach Norden zunehmend mächtiger werdende Deckgebirge vor niederschlagsbürtigen bzw. oberflächennahen Grubenwasserzuflüssen. Schon HAHNE & SCHMIDT (1982) wiesen von Süd nach Nord drei Zonen mit unterschiedlicher Grubenwasserführung aus:

- Typ a: Deckgebirgsfreier Südsaum, niederschlagsbedingte und -abhängige Zuflüsse in den einzelnen Bergwerken bis zu etwa 40 m<sup>3</sup>/min,
- Typ b: Mittleres Ruhrrevier bis etwa Emschermulde, zunehmende Deckgebirgsmächtigkeit bis zu etwa 400 m, Zuflüsse ca. 0,5-10 m<sup>3</sup>/min,
- Typ c: Nördliches Ruhrrevier, Deckgebirgsmächtigkeit über 400 m, Zuflüsse überwiegend aus dem Bereich tektonischer Störungen, wechselnd rd. 1 m<sup>3</sup>/min.

Der Begriff „Nordwanderung des Bergbaus“ assoziiert einen jungen, vielleicht erst wenige Jahrzehnte alten Bergbau im nördlichen Ruhrrevier. Der

geschichtliche Zeitstrahl ist jedoch vor dem Hintergrund zu sehen, dass die Zechen im Süden Anfang des 19. Jahrhundert gegründet wurden, die im „Norden“ dann etwa 100 Jahre später. So wurde ja bereits erwähnt, dass auf Auguste Victoria (eine der nördlichsten Zechen im Untersuchungsgebiet, s. Abbildung 1) der Schacht 1 ab 1902 geteuft wurde (Förderbeginn 1905). Auf dem Bergwerk Fürst Leopold (gleichnamige und angrenzende Boxen) wurde der Schacht 1 (ebenfalls im Gefrierverfahren) ab 1910 abgeteuft und die Kohlenförderung 1912 aufgenommen. Dieses Zeitfenster gilt auch für die nordöstlichen im Bearbeitungsgebiet liegenden Zechen. Auf Waltrop z.B. wurden die Schächte 1/2 ab 1903 abgeteuft und mit der Kohlenförderung wurde 1905 begonnen. Fast zeitgleich verlief die Errichtung der Zeche Emscher-Lippe.

Die Struktur der Abbaubereiche und damit auch deren Wasserdurchlässigkeit und das verbleibende Resthohlraumvolumen hängen in hohem Maße von der eingesetzten Abbautechnik ab. Der Bohrhämmer blieb aufgrund der damals abgebauten Lagerungsverhältnisse im mittleren Ruhrgebiet und günstiger Arbeitskräfte bis weit in das 20. Jahrhundert das dominierende Abbauwerkzeug. 1937 begannen die Entwicklungsarbeiten am Kohlenhobel, der 1939 erstmalig auf den Zechen Hannover und Hannibal (Boxen Hannover / Hannover West und Umfeld) zum Einsatz kommt. Eine Walzenschrämmaschine wird erstmalig 1939 auf dem Bergwerk Rheinpreussen eingesetzt (gleichnamige Box nicht im Bearbeitungsgebiet, westlich Box Osterfeld). Um 1956 kommt der Walzenschrämlader verstärkt zum Einsatz (der Anteil der mechanisch gewonnenen Kohle an der Gesamtförderung liegt bei 32 %) und ab 1960 ist die Vormachtstellung des Abbauhammers endgültig beendet, da der überwiegende Kohlenabbau mittels Kohlenhobel und Schrämwalze vonstattengeht, womit sich auch Durchbauung des Gebirges und die Hydraulik der Abbaubereiche verändern.

Das Bergwerk Wulfen war das letzte in Deutschland neu errichtete Bergwerk. 1958 wurde mit den Abteufarbeiten am Schacht 1 begonnen, Förderbeginn war 1964. Der letzte im Bearbeitungsgebiet neu abgeteuft Schacht ist Schacht 9 Auguste Victoria (Box AV\_8), Teufbeginn 1987.

Diese bergbauliche Entwicklung spiegelt sich auch in der Verteilung des anhand der Abbautätigkeiten abgeleiteten Resthohlraumvolumens (Genauerer s. Kap. 5.3, Seite 62) bzw. der durch Abbau betroffenen Teufen in den Teilbereichen (heutige Wasserprovinzen) des Untersuchungsraumes wider. Deutlich erkennbar beginnt der Abbau in der südöstlichen Abbauzone Amalie – ZV-Süd – Carolinenglück höher als in dem nördlichsten Bergwerk Auguste Victoria und auch innerhalb der Bergwerke mit Nord-Süderstreckung ist das Abtauchen der Flöze nach Norden in der durchbauten Teufe erkennbar (Abbildung 5).

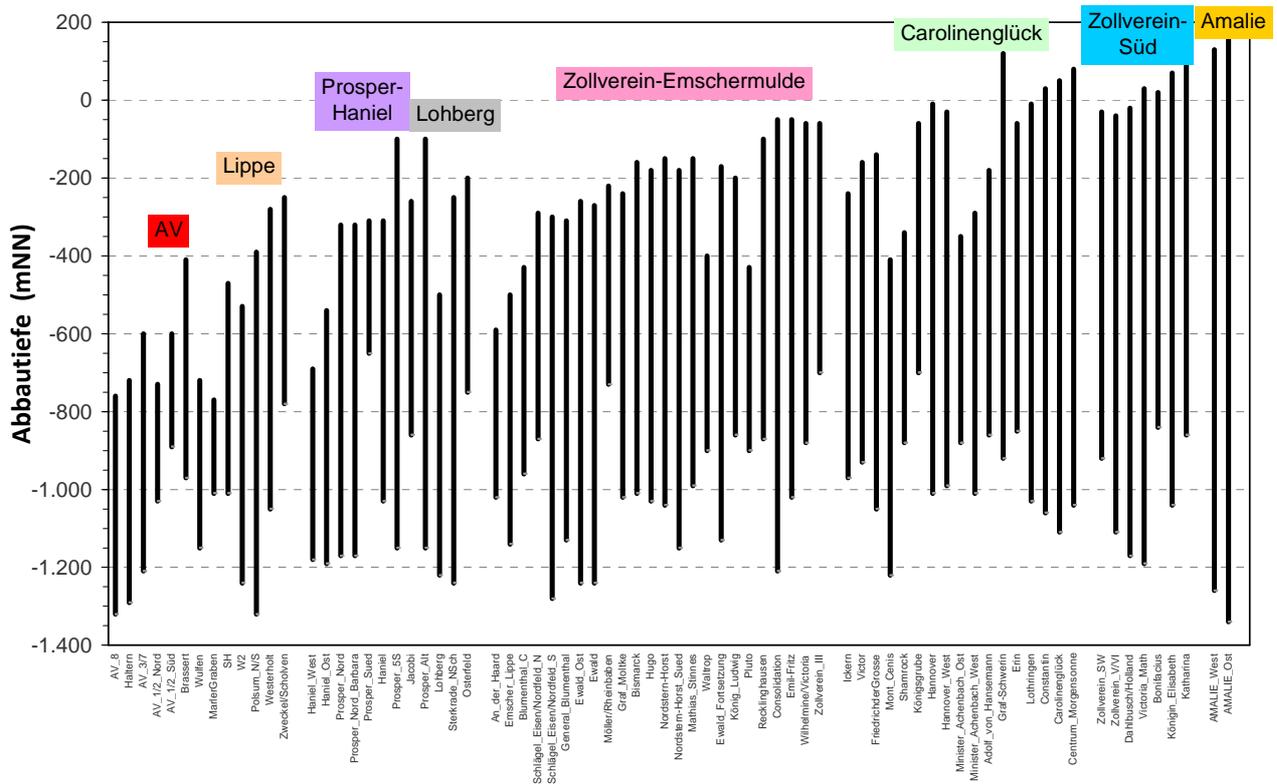


Abbildung 5: Teufenbereich der Abbautätigkeit in den Einzelementen (sortiert nach Wasserprovinzen) des Untersuchungsraumes.

Von den sechs Teilbereichen des Untersuchungsraumes wurde in der Emschermulde (Einzugsgebiet der Wasserhaltung Zollverein-Stinnesdamm) mit Abstand die meiste Kohle gefördert (berechnetes Resthohlraumvolumen 327 Mio.m<sup>3</sup>, vgl. Kap. 5.3), was aber auf die große Fläche dieser heutigen Wasserprovinz zurückzuführen ist. Bezogen auf die Fläche liegen die höchsten Abbauintensitäten (ausgedrückt als Resthohlraumvolumen in m<sup>3</sup>/km<sup>2</sup>) im südöstlichen frühen Bergbau im Bereich Zollverein-Süd und Amalie vor (Abbildung 6). Die Grafik zeigt dann jeweils auf die Hälfte verminderte Abbauintensitäten im Bereich Emschermulde – Carolinenglück und AV/Lippe – Prosper/Lohberg. Das bedeutet, dass im alten Abbau im Süden, der zu großen Teilen flächendeckend mit dem Bohrhammer erfolgt ist, eine sehr intensive Durchbauung und Permeabilität des Gebirges angenommen werden kann, während im jüngeren Bergbau selektiver Abbau in eher getrennten Baufeldern überwiegt.

Diese Einschätzung belegt auch die Darstellung der Abbauflächen im gesamten Untersuchungsgebiet (Abbildung 7). Während im Süden großräumige Abbaubereiche vorliegen, in denen die einzelnen eher kleinen Bauhöhen ineinander übergehen, sind im Norden isolierte Baufelder mit den einzelnen Strebbetrieben erkennbar. Die Darstellung weicht im Bereich der Wasserhaltung Amalie von diesem Schema ab, da hier keine digitalisierten

Abbaufächen vorliegen, sondern das Resthohlraumvolumen mittels Kohlevorratsberechnungs-Modell (vgl. Kap. 5.3, Seite 62) ermittelt wurde.

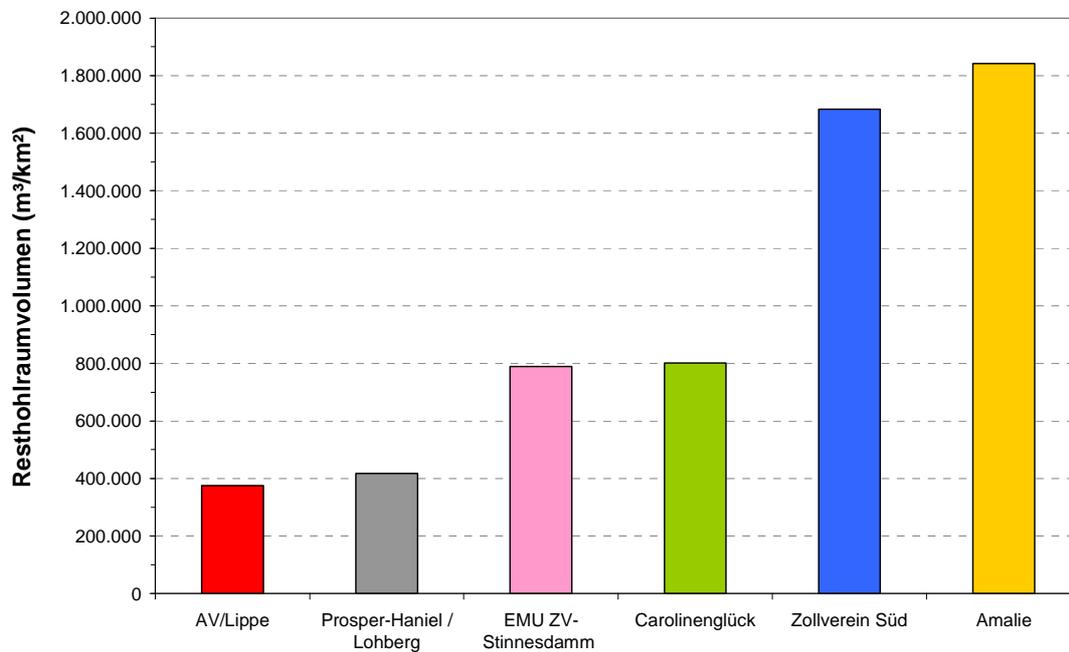


Abbildung 6: Abbauintensität bezogen auf die Fläche der heutigen Wasserprovinzen.

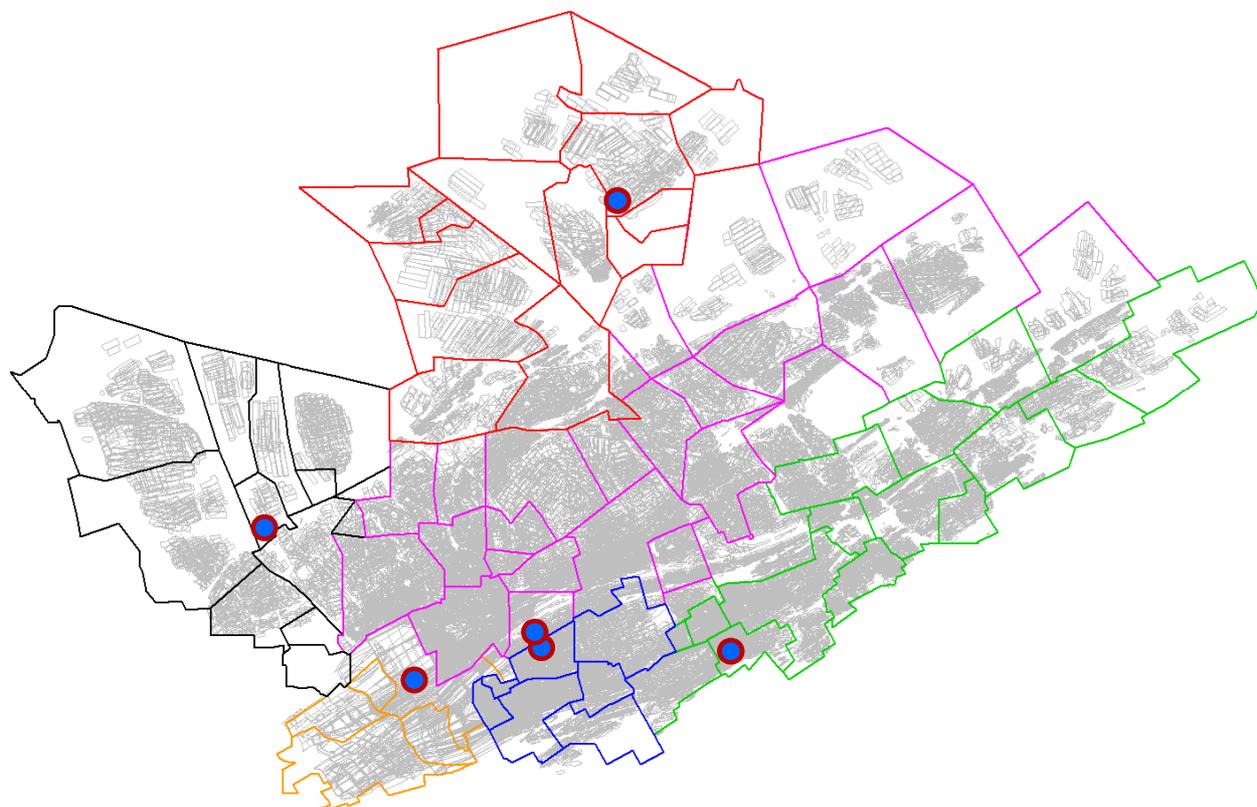


Abbildung 7: Verteilung der Abbaufächen im Untersuchungsraum.

Im Zusammenwirken von Teufe, Abbauintensität und geologischen Rahmenbedingungen fließt Wasser in die bergbaulich geschaffenen Hohlräume. Der Emschermergel im Norden schützt die Bergwerke vor hohen Wasserzuflüssen, wie sie sich im Süden bei geringer oder fehlender Deckgebirgsüberdeckung ausbilden (Abbildung 8). Im tiefen Bergbau werden die Grubenwassermengen lokal durch verstärkte Zuflüsse, wie sie an Störungen oder bei Annäherungen an das Deckgebirge auftreten, beeinflusst.

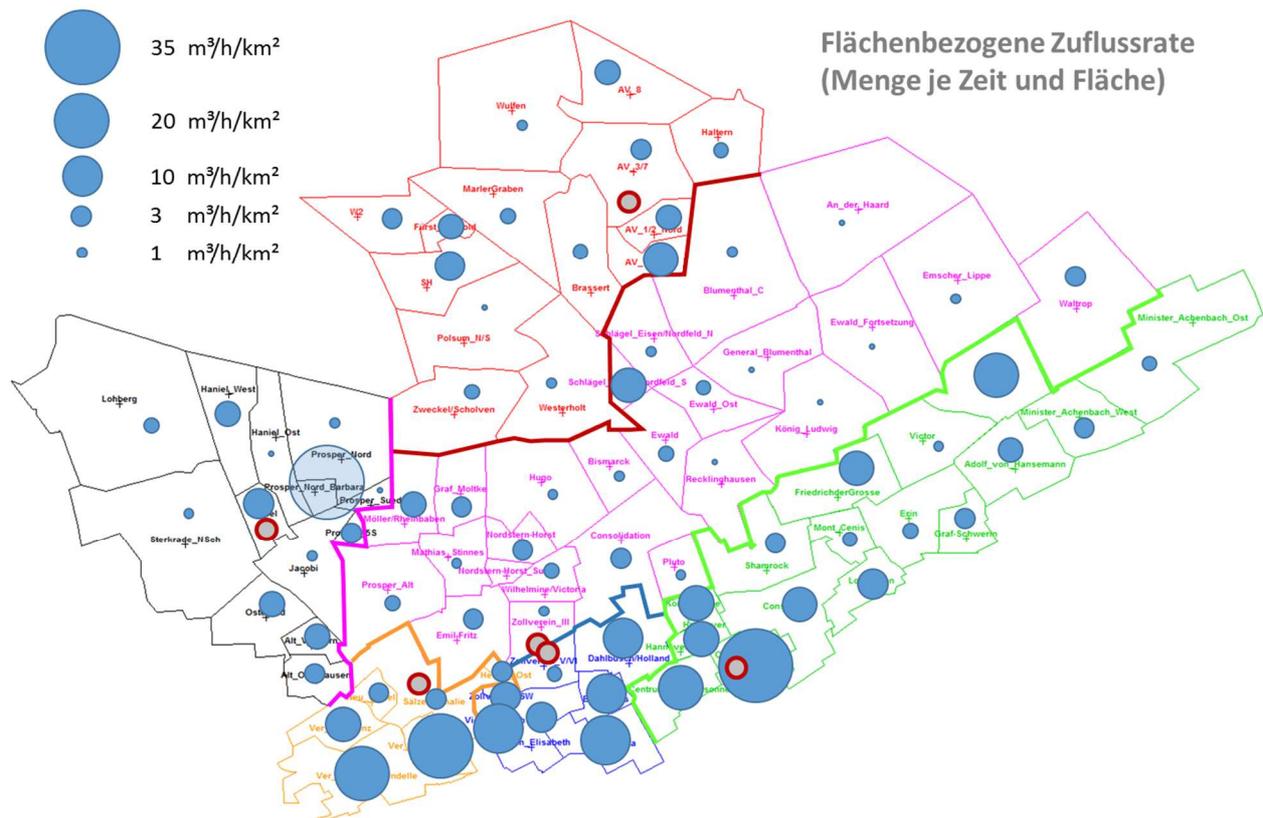


Abbildung 8: Untersuchungsraum mit flächenbezogenen Wasserzuflussraten in die Modelleinheiten (Boxen).

### 3.4 Grubenwasserkonzept nach Beendigung der Steinkohlenförderung

Nach Beendigung des aktiven Bergbaus in den Bergwerken Auguste Victoria (2015) und Prosper-Haniel (2018) und dem Abschluss der erforderlichen Rückzugsarbeiten besteht die Möglichkeit, das Grubenwasser dort ansteigen zu lassen. Hierfür werden nicht nur die Wasserhaltungen dieser beiden Bergwerke aufgegeben, sondern auch die Zentralen Wasserhaltungen der stillgelegten Bergwerke im Süden des mittleren Ruhrgebietes (vgl. Abbildung 2, Seite 14), die bislang das Grubenwasser insbesondere von dem zuletzt noch aktiven Bergwerk Prosper-Haniel ferngehalten haben.

Ziel ist es, das Grubenwasser des mittleren Ruhrgebietes, das bislang noch in die Lippe (AV) und die Emscher (übrige Standorte) gepumpt wurde bzw. wird, untertägig zum Standort Lohberg durchzuleiten. Das dort zu hebende Grubenwasser soll direkt in den Rhein eingeleitet werden. Dieses Konzept erfordert und nutzt geeignete untertägige Wasserwege, um die Wässer aus den bisherigen Wasserprovinzen bzw. Zuflussbereichen (vgl. Abbildung 2) bis zu diesem Wasserhebungsstandort zu leiten. Die diesbezügliche Eignung solcher Verbindungen definiert sich über Niveau und Durchlässigkeit unter Berücksichtigung der jeweiligen Wassermengen.

Hierdurch wird bestimmt, welche Wasserstände sich im Anstrombereich einstellen. Dies ist insofern von Bedeutung, als Trinkwasservorkommen durch den Grubenwasseranstieg nicht beeinträchtigt werden dürfen. Ziel ist es, einen ausreichenden Abstand zu den genutzten Grundwasservorkommen einzuhalten. Höhere Wasserstände wirken sich allerdings grundsätzlich positiv auf die Grubenwasserableitung aus, da sie den erforderlichen Energieaufwand für die Wasserhebung vermindern und eine Qualitätsverbesserung der Wässer bewirken, indem mit höherem Wasserstand die tiefen Salzwässer „abgedrückt“ und auch die zu hebenden Mengen geringer werden (vgl. Kap. 5.5).

Wasserwege und Wasserübertrittsstellen in diesem großräumigen Wasseranstiegsbereich sind naturgemäß sehr heterogen. Während im Rückzug seit zwei Jahrzehnten die geplanten Hauptwasserwege für eine entsprechende Funktionalität durch gezielte Maßnahmen (Entfernen von aufschwimmenden Materialien, Ausbau, Holzfänger, Verlegung von Rohrleitungen DN 500, Öffnen vorhandener Rohrleitungen) besichert werden, war dies bei früheren Bergwerksstilllegungen nicht immer der Fall. Gleichwohl belegen die bestehenden Zuflüsse zu den zum Teil über viele Jahrzehnte betriebenen Zentralen Wasserhaltungen, dass dies in der Regel auch so funktioniert.

Wasserwege ganz besonderer Art sind die Wasserübertrittsstellen zwischen den bisherigen Wasserprovinzen, da deren Funktionalität bislang nicht getestet werden konnte und sie zudem auf wenige Verbindungen oder auch nur eine Strecke konzentriert sind (vgl. Kap. 5.4; Seite 65). So existieren zum Teil neben Streckenverbindungen auch Abbauannäherungen, deren Wasserdurchleitfähigkeit limitiert ist. In Abhängigkeit von dem Zeitpunkt des Rückzugs und der Bergbauhistorie stellen sich die Wasserübertrittsstellen somit unterschiedlich dar:

AV/Lippe – Emschermulde: Eine Streckenverbindung zwischen Westerholt und Schlägel & Eisen im Niveau -598 mNN, nicht gesondert besichert.

Carolinenglück – Emschermulde: Zahlreiche Abbauannäherungen, die tiefsten Verbindungen existieren zwischen Hannover-West und Dahlbusch/Holland, weitere Abbauannäherungen in höheren Niveaus auch zwischen Friedrich der Große nach König Ludwig und Shamrock nach Recklinghausen.

Amalie – Zollverein-Süd: Mehrere Strecken, Bohrlöcher und Abbauannäherungen und zwischen Helene-Ost und Zollverein V/VI sowie Sälzer-Amalie und Zollverein SW, nicht gesondert besichert.

Zollverein-Süd – Emschermulde: Schachtnahes Grubengebäude zwischen den Schächten Zollverein 12 und 2 auf der 14. Sohle, zusätzlich besichert durch Rohrleitungen, Anschlüsse durch bisherige Wasseranahme bestätigt, weitere Verbindungen in höheren Niveaus.

Emschermulde – Prosper-Haniel: An dieser Stelle wird das gesamte Grubenwasser östlich Prosper-Haniel zusammengeführt. Das Wasser wird daher durch eine 2015-2017 zwischen dem Bergwerk Prosper-Haniel und Möller-Rheinbaben aufgefahrene Strecke mit Wasserübertrittsniveau -726 mNN fließen. Diese Strecke ist an ein nachweislich verbrochenes Streckensystem angeschlossen, weshalb hier trotz Besicherung der Strecken auf der Seite des Bergwerkes Prosper-Haniel in diesem Bereich von verminderten Strömungsquerschnitten und gegenüber offenen Strecken veränderten Strömungsverhältnissen (turbulent) auszugehen ist (s. Kap. 5.4). Es existieren aber auch noch weitere parallele Wasserwege auf höherem Niveau und südliche Passagen über das Prosper-Altfeld, deren Zustand nicht genau bekannt ist, die aber zu einer zusätzlichen Wasserleitfähigkeit beitragen werden.

Prosper-Haniel – Lohberg: Zwei Streckenverbindungen von Haniel West auf der 4. Sohle nach Lohberg und über den Schacht Hünxe zur 5. Sohle Lohberg. Die Anschlussstrecken sind auf der Seite des Bergwerkes Prosper-Haniel vollständig besichert. Auch im Bergwerk Lohberg wurden die beiden Verbindungsstrecken zum Wasserhebungsschacht Lohberg 2 während des Rückzugs als Wasserwege vorbereitet.

Um die o.g. Wasserstände auch bei Nichtfunktion, Minderfunktion oder Versagen dieser Wasserübertrittsstellen gewährleisten zu können, werden Schächte in den bisherigen Wasserprovinzen als Sicherungsbrunnen vorbereitet. Hierfür werden standortabhängig bereits heute die für einen Tauchmotorpumpenbetrieb erforderlichen Hüllrohre in die Schachtsäulenverfüllungen eingebaut, z.T. werden die Schachtfüllungen aufbohrbar gestaltet. Als Sicherungsbrunnen sind u.a. die Standorte AV, Fürst Leopold, Carolinenglück, Amalie und Zollverein vorgesehen. Die Wasserhebung Lohberg kann optional neben Schacht Lohberg 2 auch über den Schacht Hünxe erfolgen.

Aufgrund des schon abgeschlossenen Rückbaus auf Auguste Victoria wurden dort die Schächte 3/7 im Mai 2019 verfüllt und die Wasserhaltung eingestellt. Im Bergwerk Prosper Haniel laufen derzeit noch die Rückzugsarbeiten und es wird davon ausgegangen, dass Anfang 2020 die verbleibenden Haniel-Schächte verfüllt werden können. Der Wasseranstieg im Bereich Prosper-Haniel erfordert einen zeitlichen Vorlauf bevor Wasser aus der zentralen Emschermulde übertritt (vgl. Kap. 6.1), um eine Überstauung erosionssensibler Strecken zu gewährleisten. Die Wasserhaltung Zollverein wird daher entsprechend später eingestellt. Gemäß den derzeitigen Planungen wurde für die Modellrechnungen Juli 2021 angesetzt. Dies gilt auch für die nahegelegenen Standorte Amalie (Oktober 2021) und Carolinenglück (Juli 2021), deren Wasser aufgrund großer Zuflussmengen (vgl. Abbildung 31, Seite 71) und räumlicher Nähe mit nur wenig zeitlicher Verzögerung wiederum am Standort Zollverein erwartet werden.

Die Gesamtwasserprovinz Lohberg besteht somit aus einem komplexen System von Wasserwegen und Wasserübertrittsstellen. Für die zukünftige Wasserhebung am Standort Lohberg wurden im Rahmen der Prognoseberechnungen die folgenden Rahmenbedingungen betrachtet:

- Grubenwasseranstieg mit Wasserhaltung Lohberg im Niveau -630 mNN und Wasseranstieg im Bereich Zollverein bis maximal -600 mNN. Dieses Niveau ergibt sich aus der Besicherung des Wasserübertrittes zwischen der Emschermulde und dem Bereich Lippe/AV.
- Die Grubenwasserstände im Einzugsgebiet stellen sich gemäß der Eigenschaften der Verbindungen innerhalb der Wasserprovinzen sowie der o.g. Wasserübertrittsstellen ein.
- Besonders sensibel ist der Wasserübertritt zwischen dem ehemaligen Bergwerk Möller/Rheinbaben und dem Bergwerk Prosper-Haniel, da hier der Großteil der in der östlichen Wasserprovinz gesammelten Abflüsse zusammengeführt wird. Falls aufgrund der hydraulischen Verhältnisse dort der Wasserspiegel in den östlichen Teilprovinzen signifikant das Pumpniveau Lohberg überschreitet, wird eine Wasserhaltung am Standort Zollverein aktiviert und das Wasser übertägig nach Prosper-Haniel (über den Förderberg) übergeleitet und so auch der Wasserhaltung Lohberg zugeführt.
- Die Wasserhebung am Standort Zollverein bewirkt somit keine Verringerung des Gesamtwasserkontingents im Untersuchungsraum sondern fungiert ganz ähnlich wie die übrigen untertägigen Wasserübertritte.
- Qualitätsentwicklungen werden sowohl für die Wasserhaltungen als auch für die Wasserübertrittsstellen berechnet.

## 4 PCB im Bergbau

Im deutschen Steinkohlenbergbau mussten zwischen 1964 und 1984 schwerentflammbare PCB-haltige Hydraulikflüssigkeiten eingesetzt werden. Aufgrund des Gefährdungspotenzials wurden sie ab 1984 durch PCB-freie Betriebsstoffe (PCDM) ersetzt, die sich jedoch rasch als ebenso gesundheitsgefährdend erwiesen. 1989 trat schließlich die PCB-Verbotsverordnung in Kraft. Die Ersatzstoffe wurden seit 1990 ebenfalls nicht mehr verwendet, so dass deren insgesamt untertägig eingesetzte Menge gegenüber den PCB in den Hintergrund tritt. Für die in den Maschinen befindlichen PCB wie auch für die PCDM ist allerdings von mehrjährigen Übergangsphasen auszugehen, in denen die Betriebsmittel sukzessive ersetzt wurden (s. Kap. 4.1).

Die Eigenschaften dieser Stoffgruppe sollen hier nicht beschrieben werden. Hierzu gibt es umfangreiche Literatur, die im ahu-Gutachten zusammengefasst und ausgewertet wurde (vgl. Kap. 2). Auch im Gutachten /18/ der DMT wird der Frage des Verhaltens von PCB unter den speziellen Bedingungen des Wasseranstiegs im Steinkohlenbergbau breiter Raum gewidmet.

Durch Leckagen, Defekte etc. kam es in verschiedenen Einsatzbereichen zu Flüssigkeitsverlusten, so dass davon auszugehen ist, dass ein Teil der PCB-haltigen Hydraulikflüssigkeiten damals untertage verblieben ist. Das ahu-Gutachten widmet sich ausführlich der Datenlage, den eingesetzten Mengen sowie den bevorzugten Orten des untertägigen Verbleibs. Diese Ergebnisse sind standortübergreifend übertragbar. Genaue standortgebundene Mengenangaben sind retrospektiv jedoch nicht möglich. Eine Abschätzung der untertage im Einzugsbereich der geplanten Lohberg-Wasserhaltung verbliebenen PCB-Mengen wird daher analog zur Vorgehensweise im ahu-Gutachten in Kapitel 4.1 vorgenommen.

Die von DMT auf Basis eines erweiterten Boxmodells entwickelte und bereits an anderen Standorten (Wasserprovinz AV/Lippe, Ost, Saar, Ibbenbüren) angewendete Methodik zur Prognose des partikulären PCB-Austrags wird hierzu für den zuvor beschriebenen Untersuchungsraum übertragen. Die zur Beschreibung eines solch großen Bergbaubereiches erforderlichen Modelleingangsdaten sind allerdings nur punktuell aus neuen Untersuchungen vorhanden und müssen unter Berücksichtigung sonstiger Standortgegebenheiten und -Informationen auf den Restbereich übertragen werden. Ausgewertet wurden sämtliche verfügbaren Abbaudaten sowie die untertägig und übertägig gewonnenen Feststoff- und Wasseranalysen.

#### 4.1 Einsatz und untertägiger Verbleib von PCB

Die o.g. grundsätzliche Annahme des untertägigen Verbleibs von PCB-haltigen Hydraulikölen lässt sich an allen diesbezüglich untersuchten Standorten sowohl mittels der übertägig entnommenen Proben des gehobenen Grubenwassers (vgl. Kap. 5.9 Modellkalibrierung) als auch in untertägig genommenen Proben belegen (vgl. Kap. 4.5). Genaue (bzw. ortsgebundene) Mengen-Eruierungen zum untertägigen Einsatz bzw. möglichen Verbleib von PCB sind nachträglich nicht möglich, da Zahlen nur bundes- bzw. teilweise landesweit vorliegen. Es kann aus Analogieschlüssen aber die Größenordnung für kleinere Einheiten (z.B. Wasserprovinzen, Bergwerke) abgeschätzt werden. Grundlage hierfür sind die im ahu-Gutachten erhobenen Daten zum Einsatz PCB-haltiger Betriebsstoffe im Steinkohlenbergbau sowie die postulierte Korrelation zwischen PCB-Einsatz und Steinkohlenförderraten.

Das Verhältnis Steinkohlenförderrate BRD bzw. NRW zum Untersuchungsraum wird auf die untertägig eingesetzte PCB-Menge BRD bzw. NRW übertragen. Diese so abgeschätzte PCB-Menge wird um einen Austrag (geregelt Entsorgung, Verlust Walzenschrämlader über Fördergut) auf die dann untertägig verbliebene PCB-Menge reduziert. Dargestellt ist diese Vorgehensweise v.a. in den Kapiteln 7.5 und 8.3 des Detailberichts ahu.

Vollständige Datenreihen zur Steinkohlenförderung der im Untersuchungsraum zwischen 1964 und 1984 aktiven Bergwerke liegen DMT nicht vor. In dem bereits mehrfach genannten Übersichtswerk „Die Steinkohlenzechen im Ruhrrevier (HUSKE 1998) werden nur etwa alle fünf Jahre Förderraten für einzelne Bergwerke angegeben. Der DMT liegen jedoch „Zahlen zur Betriebsstatistik“ des Gesamtverbandes des Deutschen Steinkohlenbergbauvereins vor. Hier werden für einzelne Bergwerke jährlich technische/geologische Kennziffern aufgeführt. Aus den dort vorliegenden Jahresdaten „Wasserzufluss unter Tage“ (m<sup>3</sup>) und „Wasserzufluss je Fördereinheit“ (m<sup>3</sup>/t v.F.) kann die jährliche Steinkohlenförderrate (t v.F.) bestimmt werden. Ein Abgleich mit den in HUSKE veröffentlichten Steinkohlenförderraten ergab eine gute Übereinstimmung.

Für die Räume AV/Lippe (rot in Abbildung 1, Seite 9) und Prosper-Haniel einschl. Lohberg/Osterfeld/Sterkrade (schwarz) konnte auf die Auswertungen in den entsprechenden Gutachten /6/ und /10/ zurückgegriffen werden. Für den gesamten restlichen, sich südlich an diese beiden Räume anschließenden Bereich mussten die Daten jedoch neu erhoben werden. Dazu wurde für praktisch jede Box in Abbildung 1 eruiert, welche Bergwerke zwischen 1964 und 1984 dort aktiv waren (Basis HUSKE; ähnlich Abbildung 4, Seite 20) und dann die Steinkohlenförderraten bestimmt.

Gemäß der skizzierten Vorgehensweise lässt sich für den Zeitraum 1964-1984 im Bearbeitungsraum ein PCB-Verbrauch für den Untertageeinsatz von rd. 8.000 t abschätzen (Tabelle 1).

Tabelle 1: Extrapolation untertägig eingesetzter PCB -haltiger Betriebsstoffe im Bearbeitungsraum „Emschermulde“ über Anteile an der Kohlenförderung.

Jahr	Steinkohlen- förderung (t v.F.)			Förderanteil "Emschermulde" ges.		PCB-haltige Betriebsstoffe im Steinkohlenbergbau (t)		PCB-Eintrag "Emschermulde" ges. (t)		
	NRW	BRD	"Emschermulde" gesamt	NRW	BRD	NRW	BRD	NRW	BRD	
1964	127.544.217	142.201.228	66.728.837	52,3%	46,9%	642	110	336	52	
1965	120.880.072	135.076.840	63.941.964	52,9%	47,3%	608	184	322	87	
1966	112.291.030	125.970.136	57.911.315	51,6%	46,0%	565	257	291	118	
1967	99.630.750	112.042.977	49.413.111	49,6%	44,1%	501	331	249	146	
1968	100.751.097	112.011.582	51.974.187	51,6%	46,4%	507	404	261	187	
1969	100.554.371	111.629.837	53.389.990	53,1%	47,8%	506	478	269	229	
1970	100.716.664	111.270.760	52.773.089	52,4%	47,4%	507	552	265	262	
1971	100.117.785	110.794.993	58.795.677	58,7%	53,1%	504	625	296	332	
1972	92.041.458	102.470.103	47.092.648	51,2%	46,0%	463	699	237	321	
1973	88.163.478	97.338.787	45.529.928	51,6%	46,8%	444	772	229	361	
1974	85.946.533	94.876.248	42.342.082	49,3%	44,6%	432	871	213	389	
1975	83.418.692	92.393.273	41.486.589	49,7%	44,9%	420	818	209	367	
1976	79.974.724	89.269.370	40.210.338	50,3%	45,0%	402	930	202	419	
1977	75.252.353	84.512.956	39.064.526	51,9%	46,2%	1.200	967	623	447	
1978	74.263.432	83.541.020	37.784.522	50,9%	45,2%	1.250	1.158	636	524	
1979	75.910.442	85.798.747	38.030.917	50,1%	44,3%	1.335	1.361	669	603	
1980	76.445.833	86.574.260	38.269.023	50,1%	44,2%	1.400	1.587	701	702	
1981	77.086.687	87.864.100	39.222.823	50,9%	44,6%	1.460	1.350	743	603	
1982	77.433.886	88.442.399	39.144.027	50,6%	44,3%	1.400	1.482	708	656	
1983	71.654.646	81.653.080	35.788.023	49,9%	43,8%	1.250	1.241	624	544	
1984	68.609.020	78.857.587	33.320.525	48,6%	42,3%	593	607	288	256	
<b>SUMME</b>							<b>8.370</b>	<b>7.604</b>		
<b>SUMME Ø</b>							<b>7.987</b>			

Folgt man dem weiteren Verfahrensweg von ahu, so beläuft sich bei diesem PCB-Verbrauch der Austrag über eine geregelte Entsorgung (Annahme 5 %) auf rd. 400 t.

Als weiterer Austragsweg wird der PCB-Verlust über den Abbau mit Walzenschrämlader und der PCB-Abtransport über das Fördergut betrachtet (Verluste über Kohlehobel, Kupplungen und Seilbandmaschinen und deren Austrag über das Fördergut lassen sich n. ahu nicht abschätzen und werden daher nicht berücksichtigt). Analog ahu-Vorgehensweise wird die Anzahl der ab 1970 im Untersuchungsraum eingesetzten Walzenschrämlader auf 21 Stück geschätzt. Bei einem untertägigen PCB-Verbrauch pro Lader von 6-9 t/a und einem davon 25, 50 oder 75 %igen Abtransport über das Fördergut ergeben sich über einen Zeitrahmen von 15 Jahren (1970-1984) Austräge zwischen 473 t (6 t/a pro Lader, 25 % Austrag) und 2.126 t (9 t/a pro Lader, 75 % Austrag).

Aufgrund dieser Bilanz (Eintrag – Austrag) lassen sich die 1964-1984 untertägig verbliebenen PCB-Mengen für den Untersuchungsraum mit 5.462-7.116 t, im Mittel 6.407 t abschätzen.

Es sei nochmals betont, dass es sich bei diesen Werten nur um eine Abschätzung der Größenordnung handelt, eine Quantifizierung und Angabe exakter Mengen ist nicht möglich. Diese geschätzten Mengenangaben gehen nur indirekt in die quantitativen Modellberechnungen ein, als damit deutlich wird, dass in Bezug zu den geringen Stoffausträgen (wenige g/Jahr) eine unendliche PCB-Verfügbarkeit vorliegt. Daher wurde keine Begrenzung des Stoffpools im Modell vorgenommen.

## **4.2 Potenzielle PCB-Verteilung**

Die primären Verdachtsbereiche für den untertägigen Verbleib von schwerentflammenden Hydraulikflüssigkeiten stellen die in deren Einsatzzeitraum aufgefahrenen Strecken und Abbaue dar. Zwar muss davon ausgegangen werden, dass durch aktive (Bandtransport, Umlagerungen) und passive (mit Sohlwasser, Anhaftungen, Abwetter) Materialverfrachtungen PCB-haltige Berge in der Grube verteilt worden sind, jedoch werden solche Umlagerungen nicht die Belastungsschwerpunkte für die Gesamtgrube darstellen. Diese Einschätzung hat sich in den zwischenzeitlich durchgeführten Untersuchungen von Sohlmaterial (LANUV, ahu, RAG) grundsätzlich bestätigt. PCB wurden oftmals unabhängig von der vorherigen Zuordnung des Streckenstatus gefunden, jedoch sind im Mittel die PCB-Gehalte in primären Verdachtsbereichen höher als in Strecken, die als Verschleppungsbereiche oder als frei von Verschleppungseinfluss eingeordnet wurden.

Es erscheint daher zulässig, die Abbauflächen bzw. deren räumliche Verteilung als Indikator für den vorzugsweise in Betracht kommenden untertägigen Stoffverbleib und dann auch für die Herkunftsbereiche zur Mobilisation zu verwenden, um unabhängig von Analysen eine allgemeine und flächendeckende Einstufung und Differenzierung innerhalb der Bergwerke vornehmen zu können. Eine solche Herangehensweise wird auch im ahu-Gutachten favorisiert. Es wird angenommen, „dass sich die mittlere PCB-Belastung im partikulären Material wie das Verhältnis belasteter zu unbelasteter Abbauflächen verhält bzw. verändern wird“ (Detailbericht 6, S. 88). Dieses Konzept wurde auch dem Quellterm für die Modellrechnungen zugrunde gelegt. Diese großräumige Betrachtungsweise schließt auch spezifische Hot-Spot-Bereiche wie stationär betriebene Anlagen oder mit Vollschnittmaschinen in diesem Zeitraum aufgefahrene Strecken ein.

Aufgrund des Einsatzes von PCB in hydraulischen Maschinen werden diese Stoffe bevorzugt im Schotterbett der Streckensohlen bzw. in den Abbauen selbst (nach ahu-Abschätzung bis zu 99 % der untertage verbliebenen Mengen) zu suchen sein. Grundsätzlich kann angenommen werden, dass der Eintrag in Streckensohlen und damit für Fließprozesse zugänglich, die ungünstigsten Rahmenbedingungen für eine Mobilisation darstellt. Es wird somit davon ausgegangen, dass die Intensität der Abbautätigkeit in einem Grubenbereich in dem entsprechenden Zeitraum mit der Intensität der PCB-Belastung und damit der Wahrscheinlichkeit einer PCB-Mobilisation korreliert ist.

Zur Quantifizierung der Abbautätigkeit wiederum können der in einem Grubenfeld bzw. einem Grubenniveau abgebaute Gesamthohlraum, das Resthohlraumvolumen bzw. die gebauten Flächen verwendet werden. Abbildung 9 zeigt die digital als Abbauflächen von der RAG ausgewiesenen Flächen in ihrer Verteilung über die künftige Wasserprovinz Lohberg (identisch Abbildung 7). Die Abbaupolygone werden entsprechend ihrer Erschließung (und demzufolge des hydraulischen Anschlusses) den jeweiligen die Hauptbaufelder repräsentierenden Boxen zugeordnet und können daher auch außerhalb der zugehörigen Boxkontur liegen.

Die potenziellen PCB-Herkunftsschwerpunkte sind somit eine Teilmenge der dargestellten Gesamtabbauflächen. Zur Differenzierung potenzieller PCB-Quellen kann das Alter der jeweiligen Auffahrungen und Abbaue herangezogen werden. Die in die Zeitscheibe 1964 bis 1984 fallenden Bauhöhen sind in Abbildung 10 dargestellt.

Bei diesen Zuordnungen ist zu berücksichtigen, dass Bauhöhen eine gewisse Laufzeit aufweisen, was zwangsläufig Unschärfen für solche Differenzierungen mit sich bringt. In Analogie zu den im ahu-Gutachten verwendeten Datensätzen wurde eine Bauhöhe, die über einen Jahreswechsel gelaufen ist, immer dem späteren Jahr zugeordnet.

Insgesamt ist erkennbar, dass PCB-Einsatz in den meisten Untereinheiten (Boxen) des Untersuchungsgebietes erfolgt ist. Nur in der Wasserprovinz Amalie (der Beginn des Betriebs der Zentralen Wasserhaltung dort wurde 1965 aufgenommen) wurde vollständig Abbau ohne PCB betrieben. Ansonsten existieren einzelne Insel-Bergwerke, wo der Betrieb bereits in den frühen 60er Jahren eingestellt wurde (z.B. Zweckel, Centrum/Morgensonne, AV 1/2). Nur die Baufelder 50 des Bergwerkes Auguste Victoria und Haniel West des Bergwerkes Prosper-Haniel wurden so spät aufgefahren, dass zu diesem Zeitpunkt dort kein PCB mehr verwendet wurde.

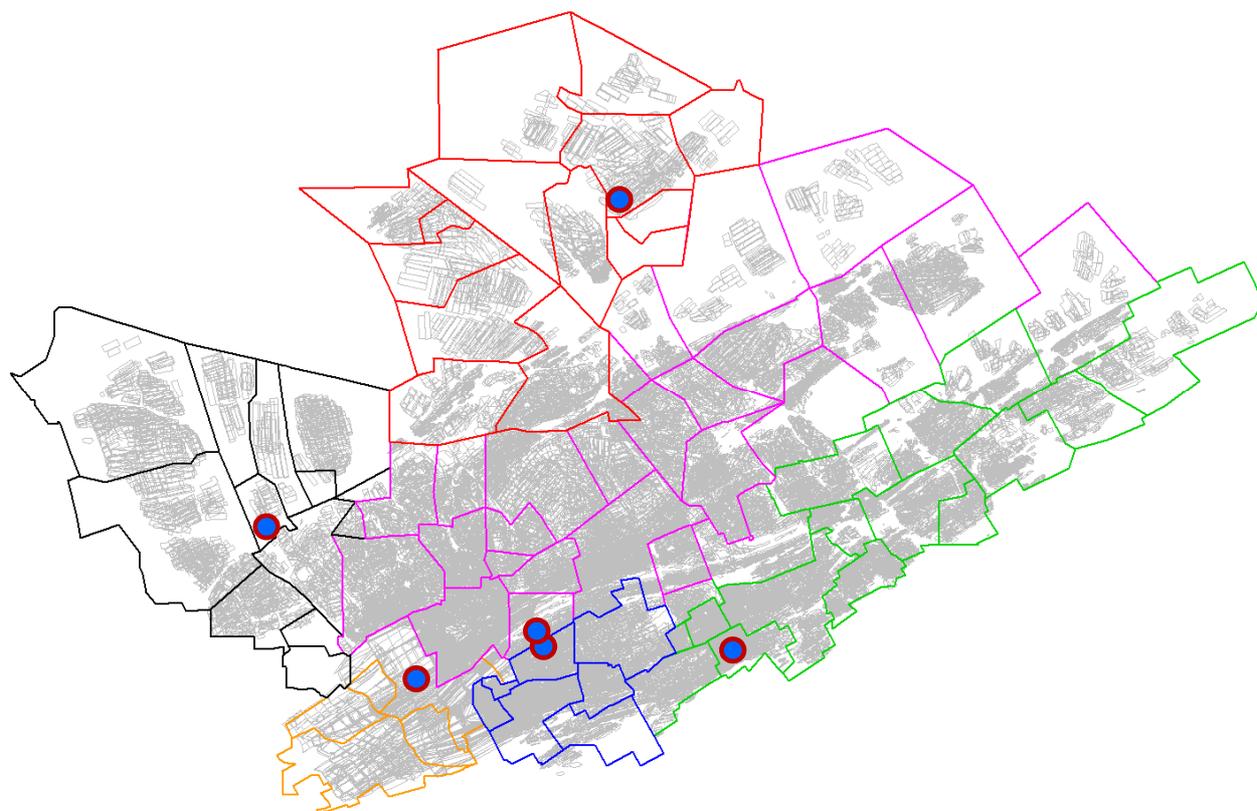


Abbildung 9: Verteilung der Gesamtheit aller Abbaufächen im Untersuchungsraum.

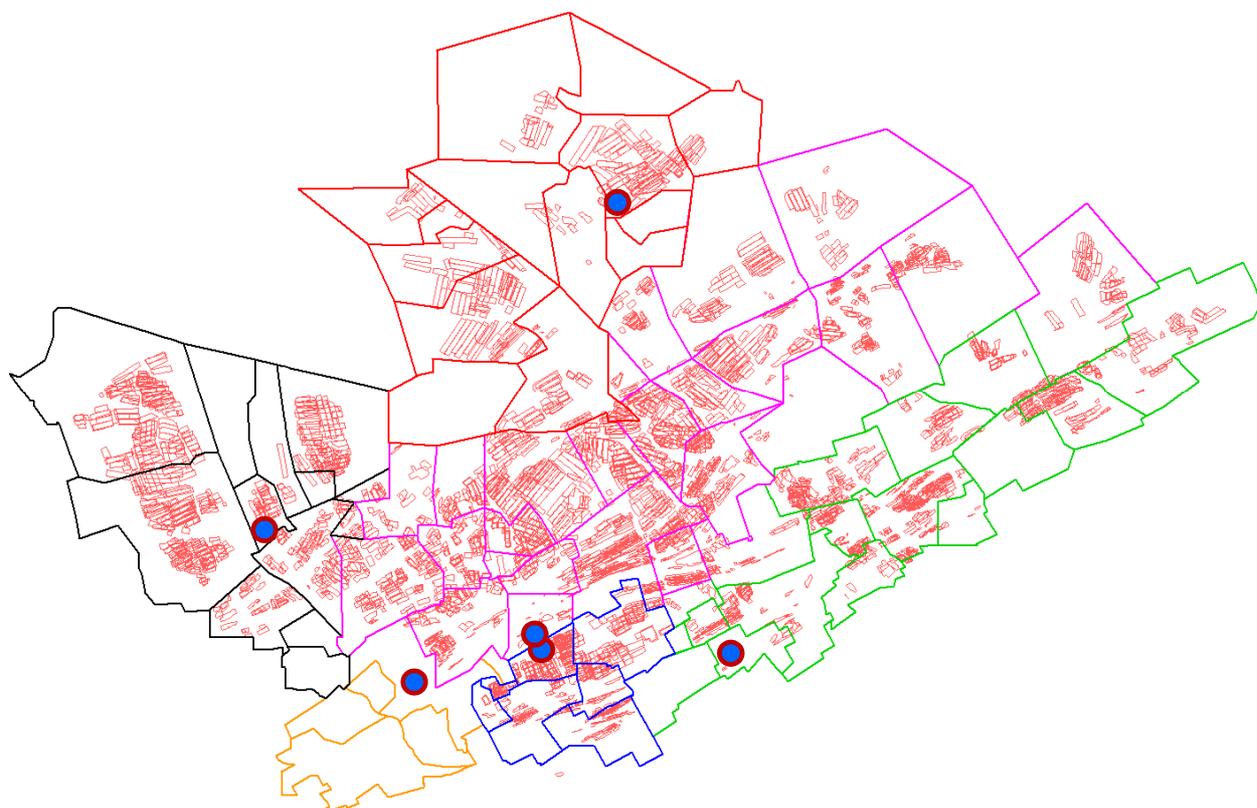


Abbildung 10: Verteilung der 1964-1984 mit PCB-Einsatz betriebenen Bauhöhen im Untersuchungsraum.

Als Zeichen alten Abbaus (überwiegend vor dem PCB-Einsatzzeitraum) kann die insgesamt gegenüber der Verteilung des Gesamtabbaus deutlich ausgedünnte Verteilung der Flächen mit PCB-Einsatz im Südostbereich (Carolinenglück) bewertet werden. Hier ist schon optisch erkennbar, dass PCB-freier Abbau gegenüber PCB-Abbau überwiegt. Ebenso zeichnet sich ab, dass der Schwerpunkt des PCB-Einsatzes in der zentralen Emschermulde zu finden ist. Auch im Nahbereich der Wasserannahme Zollverein-Süd wurde intensiv Abbau mit PCB betrieben.

### **4.3 Vertikale Verteilung der Abbauaktivitäten**

Für den Einfluss, den ein Wasseranstieg auf Mobilisation und Austrag von PCB hat (s. auch Kap. 4.6), ist die vertikale Verteilung der Abbauflächen von entscheidender Bedeutung. Die Gutachter stimmen darin überein,

1. dass partikuläre PCB-Mobilisation durch ständige Zuflüsse in den noch nicht eingestauten Grubenniveaus (hier die PCB-Potenzialbereiche) erfolgt. Ein Wasseranstieg unterbindet demzufolge dauerhaft diese durch schnell fließendes Grubenwasser verursachte Erosion;
2. dass im Wasseranstieg in solchen PCB-Potenzialbereichen verstärkt PCB-haltige Partikel durch Erosion im turbulenten Wasserfließen mobilisiert werden. Ein Wasseranstieg führt somit zu einer einmalig erhöhten PCB-Mobilisation;
3. dass die PCB-Gehalte im Partikelstrom aus der Summe der Partikel aus PCB-freien und PCB-belasteten Abbaubereichen resultieren bzw. aus dem jeweiligen Verhältnis der Abbauflächen zueinander. Das Flächenverhältnis (bzw. der Anteil an PCB-Flächen s. Kap. 4.4) bestimmt somit Mobilisationseffekte aber auch Fixierungseffekte echt gelöster PCB (Flächenfilter s. ahu Detailbericht 6, Kap. 12).

Im ahu-Bericht erfolgen die Zuordnungen über die jeweiligen Flächen und die Flächenverhältnisse von Abbauen aus dem PCB-Einsatzzeitraum zu Abbauflächen außerhalb des PCB-Einsatzzeitraums. Im vorliegenden Gutachten werden neben diesen Flächen auch Resthohlräume ausgewertet, da diese für das Boxmodell generiert wurden und somit komplexe niveaudifferenzierte Daten vorliegen.

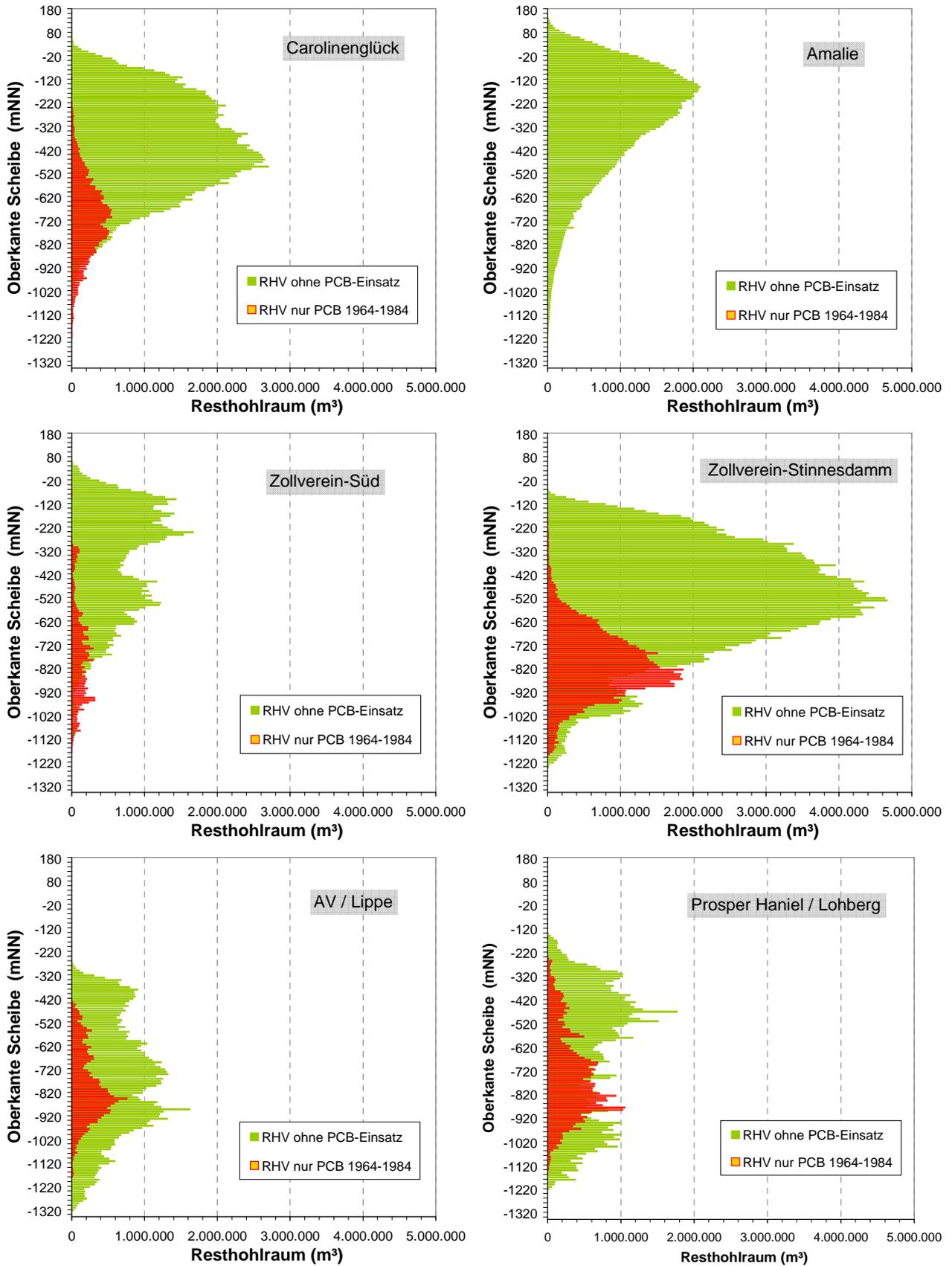


Abbildung 11: Vertikale Verteilung der den Zeitscheiben (PCB-frei, mit PCB) zugeordneten Resthohlraumvolumina in den sechs Teilprovinzen.

Die künftige Hebung des Grubenwassers am Standort Lohberg wird durch die Gesamtheit aller eingestauten bzw. nicht eingestauten Bauhöhen bezüglich ihres jeweiligen Mobilisationsbeitrages PCB-belasteter und PCB-freier Partikel beeinflusst, weshalb grundsätzlich der Gesamteinzugsbereich zu betrachten ist. Allerdings wirken sich die jeweiligen räumlichen Verteilungen im Kontext mit den Strömungsbedingungen auf die Partikelsedimentation aus, weshalb die regionale Verteilung für den künftigen Stoffaustrag doch von Bedeutung ist.

Da zudem auch die Beiträge der heutigen Wasserprovinzen zu betrachten sind und eine Wasserhebung auch am Standort Auguste Victoria nicht auszuschließen ist, wurden die vertikalen Verteilungen der auf den beiden Abbaukategorien "im PCB-Einsatzzeitraum" und "außerhalb des PCB-Einsatzzeitraums" basierenden Resthohlraumvolumina in Abbildung 11 (differenziert in 10 m-Scheiben) für die Einzugsbereiche der vorgenannten sechs Wasserhaltungen dargestellt.

Die unterschiedliche Teufe der nach Norden abtauchenden kohlenführenden Schichten des Karbons ist somit ebenso erkennbar, wie die Teufenlage des Abbaus in den beiden Dekaden zwischen 1964-1984 innerhalb der gesamten Abbauhistorie, da generell sich die Abbautätigkeit in die Tiefe verlagert. Während das Ende der Abbautätigkeit im Bereich Carolinenglück und Zollverein-Süd etwa mit dem Ende des PCB-Einsatzes zusammenfällt (Amalie wurde bereits vorher stillgelegt), wurde vor allem in den Provinzen AV/Lippe und Prosper-Haniel/Lohberg auch später (bis 2015 bzw. 2018) noch Bergbau betrieben, wie an dem PCB-freien Abbau unterhalb des PCB-Maximums erkennbar ist. Dies ist auch in der sehr großen und heterogenen Emschermulde (Einzugsgebiet Zollverein-Stinnesdamm) der Fall, für die sich auch in dieser Darstellung die große Menge des PCB-Abbaus aus Abbildung 10 bestätigt.

Inwiefern sich der künftige Wasseranstieg auf die Mobilisation PCB-haltiger Partikel bzw. deren Verhältnis zu PCB-freien Partikeln auswirkt, hängt von den Wasserständen heute und nach Einstellung der künftigen Gleichgewichtsbedingungen ab. Beides ist nicht homogen – auch nicht innerhalb der gezeigten Teileinzugsgebiete und kann somit nur boxspezifisch ausgewertet werden. Daher wurde auf eine Kennzeichnung des Wasseranstiegsbereiches verzichtet. Diese Wasserniveaus und die damit zusammenhängenden Prozesse werden aber in den Modellberechnungen (vgl. Kap. 4.6 und 6.3) berücksichtigt. Allgemein orientieren sich die abschließenden Wasserstände natürlich an dem Wasseranstiegsniveau am Wasserhaltungsstandort Lohberg bei -630 mNN. In dieser westlichen Provinz im Nahfeld der Wasserhaltung wird so der PCB-Abbau zum größten Teil unter Wasser stehen. Dies trifft in noch stärkerem Maße für den östlichen Einzugsbereich zu,

für den aufgrund der hydraulischen Gradienten tendenziell höhere Wasserstände bei gleichzeitig tieferem PCB-Abbau erwartet werden.

Erstaunlich homogen verteilt zeigt sich die Hohlräumverteilung für den Gesamtbereich (Abbildung 12). Das Resthohlräumvolumen aus PCB-frei betriebenen Abbau lässt zwei Maxima erkennen und sich so tendenziell dem Abbau vor PCB-Einsatz (-470 mNN) und nach PCB-Einsatz (-960 mNN) zuordnen. Abbau mit PCB-Einsatz erfolgte schwerpunktmäßig zwischen -550 mNN und -1.000 mNN. Auch dies zeigt, dass der größte Teil des PCB-Abbaus und damit auch der potenzielle Schadstoffpool mit dem geplanten Wasseranstieg unter Wasser geraten wird und sich so die o.g. Mobilisierungsvoraussetzungen verändern (reduzieren) werden.

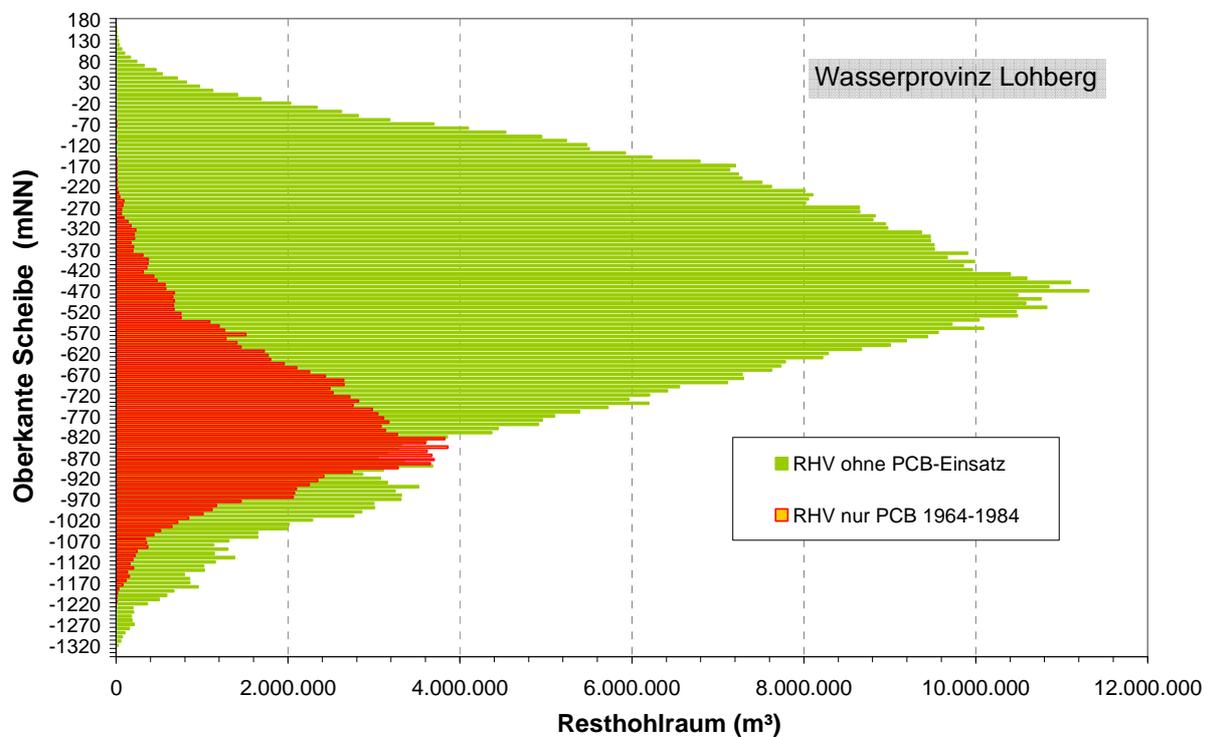


Abbildung 12: Vertikale Verteilung der den Zeitscheiben zugeordneten Resthohlräumvolumina in der gesamten Wasserprovinz Lohberg.

Nach dem zuvor erläuterten Prozessverständnis bedeutet das, dass nicht wassererfüllter Abbau, in dem über die Sohle fließendes Wasser dauerhaft zur Erosion PCB-haltiger Partikel und zu deren Verlagerung führen kann, künftig deutlich vermindert sein wird. In dem dann wassererfüllten Bereich kommt die PCB-Mobilisation zum Stillstand - im Gegenteil können sich aufgrund langsamer Strömungsgeschwindigkeiten PCB-haltige Partikel hier ablagern (sedimentieren). Damit lässt sich auch ohne Modellquantifizierung die Erwartung ableiten, dass die potenzielle partikuläre PCB-Freisetzung durch den künftigen Wasseranstieg langfristig vermindert wird.

#### 4.4 Flächenverhältnisse

Darüber hinaus besitzen die Abbauverteilungen auch einen Einfluss auf die PCB-Mobilisation im Wasseranstieg sowie die spätere Option einer Fixierung von gelösten PCB in PCB-unbelasteten Bereichen, was im ahu-Gutachten als Flächenfilter bezeichnet wird (s. ahu Teil 1 Detailbericht 6, Kap. 12). Daher wurden analog zum ahu-Gutachten die Abbauflächen in den einzelnen Bereichen und Niveaus berechnet, um einen Vergleich mit den Rahmenbedingungen der Wasserprovinz Ost / Wasserhebung Haus Aden vornehmen zu können. In Teil 2 des ahu-Gutachtens wurde zudem eine Auswertung für das gesamte Ruhrgebiet (ausgenommen der südlichen Bergwerke) vorgenommen. Dies schließt die Wasserprovinz Ost (Wasserhaltung Haus Aden) sowie West (Wasserhaltung Walsum) mit ein.

Das Flächenfilter-Konzept basiert darauf, dass in Abbaubereichen ohne PCB-Einsatz dementsprechend PCB-unbelastete Gesteins- bzw. Kohleoberflächen vorhanden sind, an denen sich gelöste PCB aufgrund der großen Sorptionsneigung (vgl. Kap. 4.6.1, Seite 50) anlagern können. Ein großer Anteil PCB-freien Abbaus in dem jeweiligen eingestauten Einzugsbereich wird somit als günstig bewertet. Eine Vergrößerung des Anteils PCB-freier Abbauflächen durch den geplanten Wasseranstieg bedeutet eine Verbesserung der Austragssituation.

Daher werden jeweils drei Zustände betrachtet:

1. Wasserstand im heutigen Niveau. Hierfür wurde als Bezugsdatum der 31.12.2018 verwendet. Zugrundegelegt wurden entweder Messwerte aus Lotungen oder in Bereichen ohne Messmöglichkeit die modellberechneten Wasseranstiegskurven.
2. Der sich unter Betrieb einer Wasserhaltung am Standort Lohberg im Niveau -630 mNN in der Wasserprovinz einstellenden Gleichgewichtszustand gemäß der Prognoseberechnungen (s. Kap. 3.4). Die Wasserstände sind trotz der -600 mNN-Vorgabe für den Standort Zollverein heterogen und liegen aufgrund hydraulischer Gradienten in der östlichen Wasserprovinz zum Teil auch deutlich höher (vgl. Kap. 6.1, Seite 111).
3. Vollständige Überstauung aller Bauhöhen.

Im Hinblick auf etwaige Bewertung von Teilbereichen (Stoffaustrag aus den heutigen Wasserprovinzen) bzw. Vergleich mit anderen Untersuchungen wurde neben der Gesamtwasserprovinz (Abbildung 13) analog zu den vorherigen Auswertungen auch die Einzugsbereiche der heutigen Wasserhaltungen (Abbildung 15) ausgewertet. Amalie fehlt in dieser Darstellung, da kein Abbau aus dem PCB-Einsatzzeitraum vorhanden ist (vgl. Abbildung 10 und Abbildung 11).

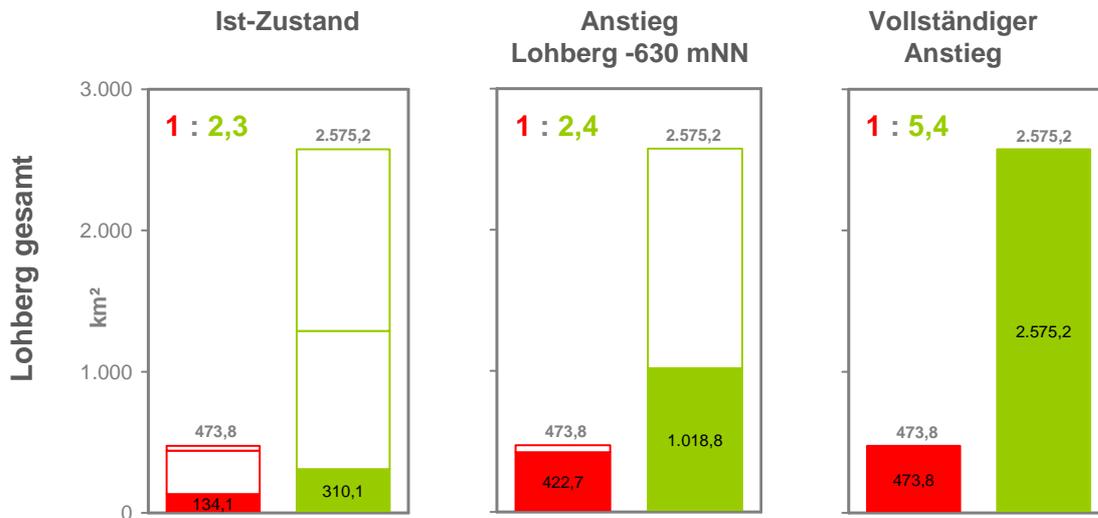


Abbildung 13: Flächen von Abbaubereichen in der gesamten Wasserprovinz Lohberg aus der PCB-Zeit (rot) und außerhalb der PCB-Zeit (grün) bei unterschiedlichen Grubenwasserständen (eingestaute Abbaufächen jeweils ausgefüllt).

In der Gesamtprovinz machen die PCB-Flächen knapp 20 % der Gesamt-  
 abbaufächen aus. Das Flächenverhältnis **PCB-Flächen/Nicht-PCB-  
 Flächen** bestimmt sich so auf **1 : 5,4**. Aktuell und auch im hier untersuchten  
 Zustand nach Einstellung der derzeitigen Wasserhaltungen ist der Anteil der  
 eingestaute PCB-Flächen größer, was sich aus dem hohen Anteil alten  
 Bergbaus aus dem Zeitraum vor 1964 vor allem oberhalb -500 mNN erklärt  
 (vgl. Abbildung 12).

Im Vergleich der Daten aus dem Untersuchungsraum Lohberg mit den  
 Ruhrgebietsgesamtdaten aus Teil 2 des ahu-Gutachtens (Abbildung 14) ist  
 festzustellen, dass Größenordnungen und Trends der beiden Auswertungen  
 vergleichbar sind. Zu den immer etwas höheren PCB-Flächenanteilen  
 in der ahu-Auswertung dürfte auch beitragen, dass der Bereich Amalie mit  
 ausschließlich PCB-freiem Abbau hier nicht einbezogen wurde.

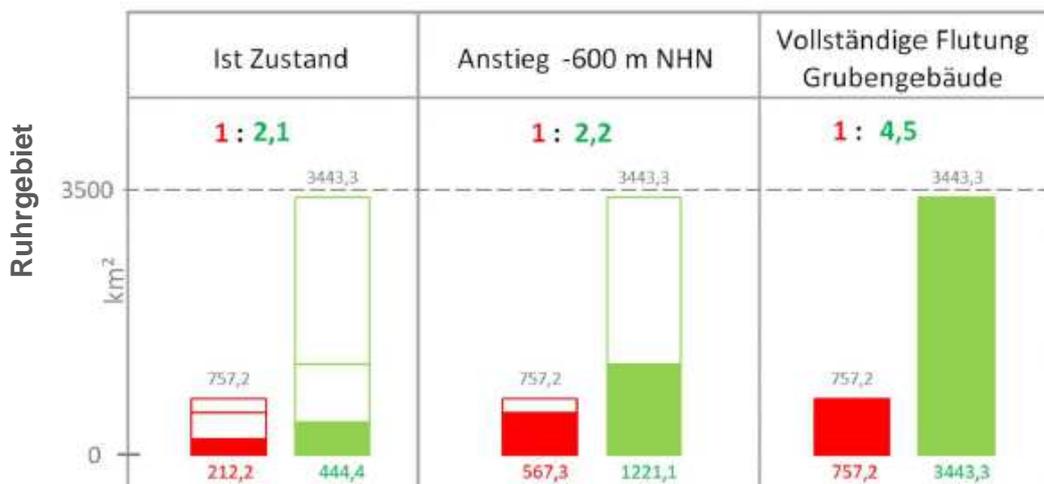


Abbildung 14: Flächen von Abbaubereichen im gesamten Ruhrgebiet (aus ahu-Teil 2).

Die abschließenden Aussagen des ahu-Gutachtens zu dem Wirkungszusammenhang Flächenfilter können somit für die Wasserprovinz Lohberg in ähnlicher Form übernommen werden.

- Das Verhältnis der Flächen aus der PCB-Zeit und den Flächen aus der Nicht-PCB-Zeit nimmt durch den Wasseranstieg tendenziell zu (Zunahme von 1 : 2,3 auf 1 : 2,4). Dadurch wirkt sich bereits der geplante Wasseranstieg (Lohberg -630 mNN positiv auf die Rückhaltung von PCB aus.
- Auch nach dem Wasseranstieg verbleiben nur noch geringe Abbaubereiche aus der PCB-Zeit oberhalb des Grubenwasserspiegels (51 km<sup>2</sup> von 474 km<sup>2</sup>) und können frei durchflossen werden, so dass es zu Erosion und Partikelbildung kommen kann.
- Bei einer vollständigen Wassererfüllung der Grubengebäude wären nicht nur alle PCB-Flächen der Erosion durch frei fließendes Wasser entzogen, sondern es würden dann mit 1 : 5,4 auch deutlich die Abbaue außerhalb der PCB-Zeit überwiegen, die dann als Flächenfilter wirken würden.

Hieraus sowie aus den Vertikalverteilungen der zeitabhängig definierten Abbautypen ist abzuleiten, dass oberhalb -800 mNN aufgrund kontinuierlich zurückgehendem PCB-Abbau und zunehmendem PCB-freiem Abbau die Verhältnisse sukzessive günstiger ausfallen. Dies trifft generell auch für die Einzelprovinzen zu (Abbildung 15 a und b).

	Aktueller Zustand	Zielwasserstand
Carolinenglück	1 : 2,8	1 : 3,6
Zollverein-Süd	1 : 0,2	1 : 2,0
ZV-Stinnesdamm	1 : 1,8	1 : 2,1
AV/Lippe	1 : 4,7	1 : 3,9
Prosper-Haniel/Lohberg	1 : 1,5	1 : 1,6
Lohberg gesamt	1 : 2,3	1 : 2,4
Ruhrgebiet (ahu)	1 : 2,1	1 : 2,2
Haus Aden (ahu)	1 : 1,5	1 : 2,0

Bezüglich der Bewertung der geplanten Einstellung der bisherigen Wasserhaltungen und Wasseranstieg auf Lohberg bis -630 mNN sind vor allem dieser und der aktuelle Zustand relevant. Hier zeigt die obige Zusammenstellung der Auswertungen bis auf die Wasserprovinz AV/Lippe eine Zunahme des PCB-freien Anteils. Für diesen Bereich wurden diese Parameter in ähnlicher Form für einen Wasseranstieg bis -600 mNN bereits früher ermittelt

/6/. Dort (und das ahu-Gutachten Teil 2 folgt dieser Einschätzung) nimmt der Anteil der Flächen aus der PCB-Zeit beim Wasseranstieg zwar nicht zu, ist allerdings unter allen Bedingungen deutlich größer als am diesbezüglichen Referenzstandort (ahu Teil 1) Haus Aden.

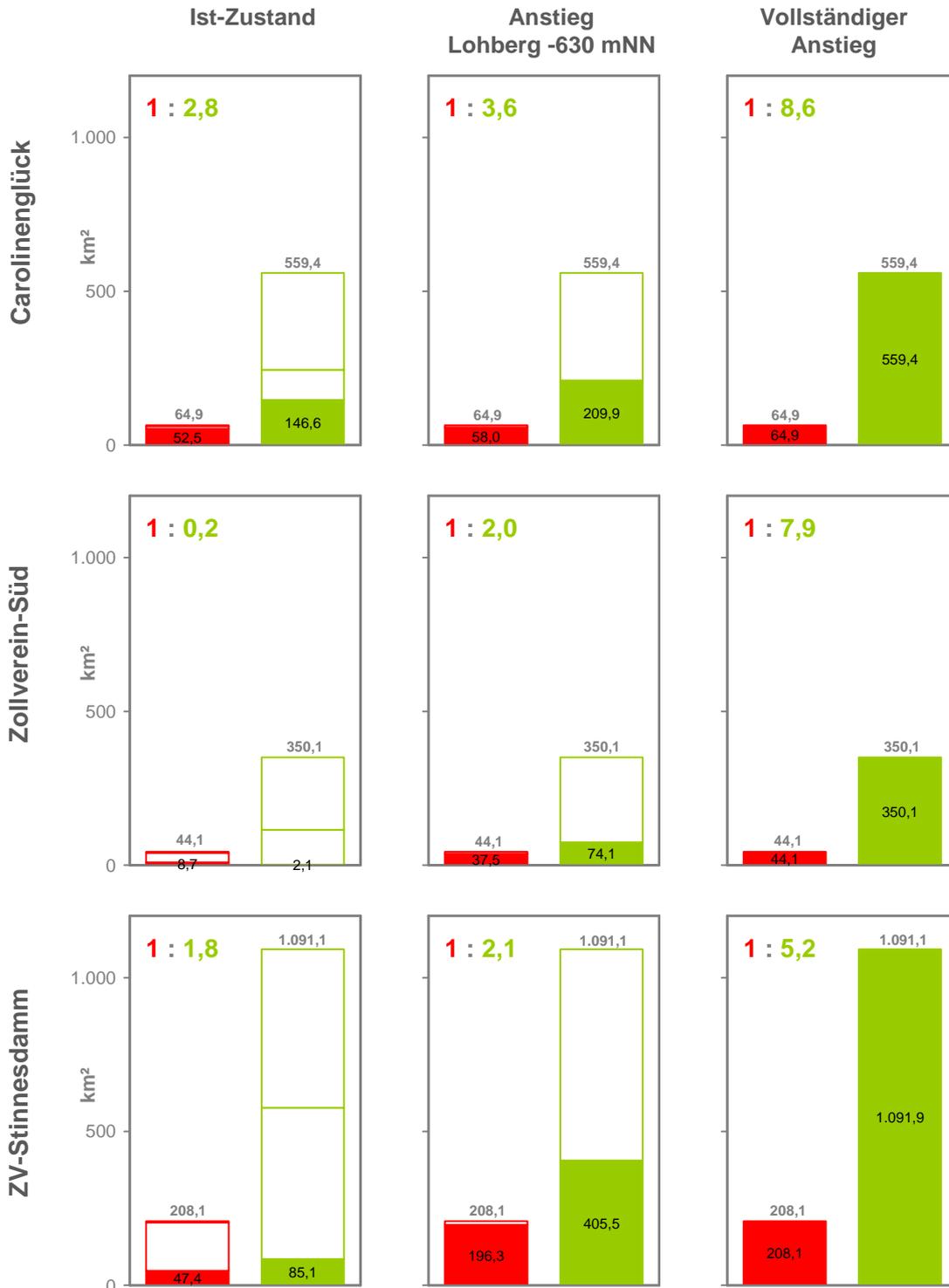


Abbildung 15 a: Flächen von Abbaubereichen in Teilbereichen der Wasserprovinz Lohberg.

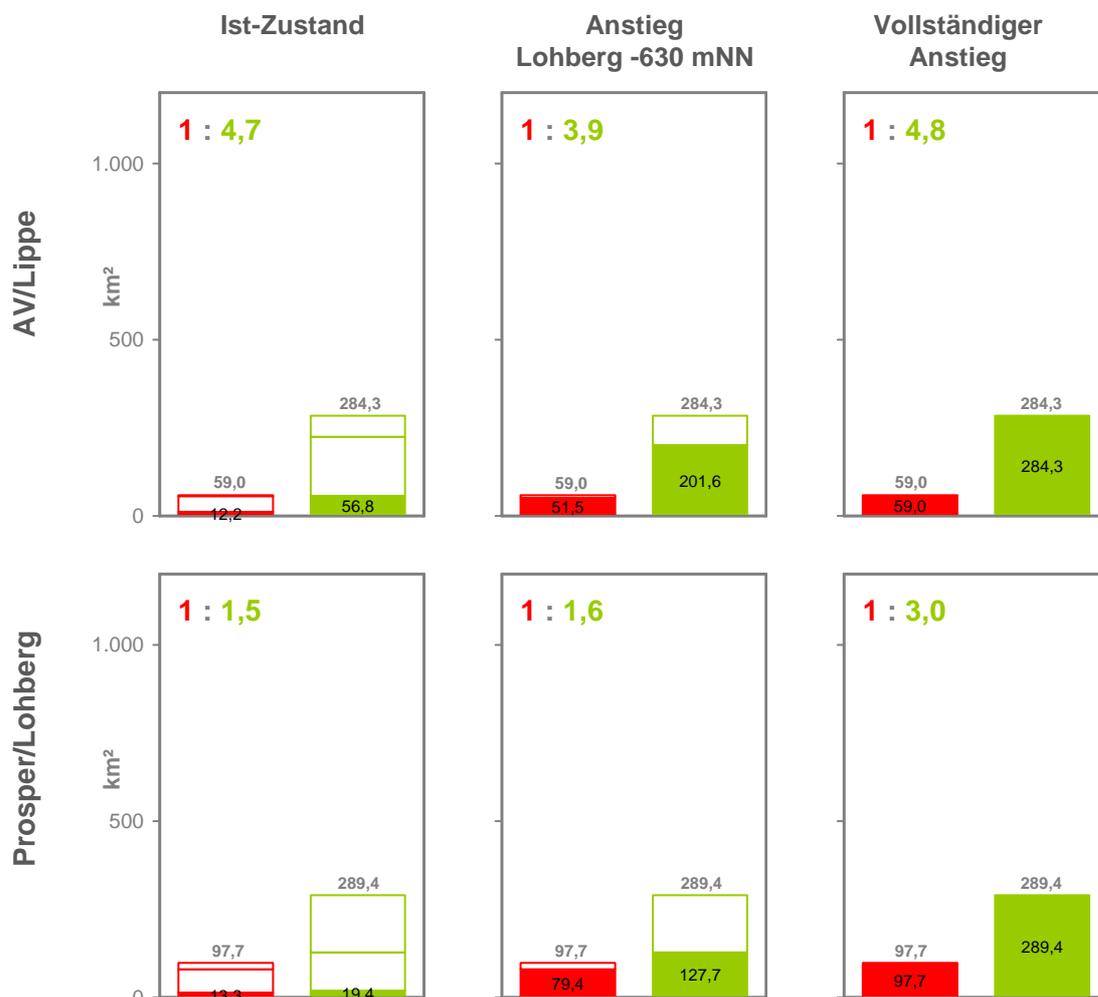


Abbildung 15 b: Flächen von Abbaubereichen in Teilbereichen der Wasserprovinz Lohberg.

Die Wahrscheinlichkeit einer Bindung gelöster PCB an unbelastetes Bergematerial ist gemäß ahu-Einschätzung so nochmal besser und die Situation insgesamt somit als günstig für die Sorption (vgl. Kap. 4.6.1, Seite 50) und verminderten Austrag zu bewerten. In besonderem Maße positiv verändert ein Wasseranstieg die Mobilisations- und Transport-Situation am Standort Zollverein-Süd, wo derzeit unterhalb des Wasserspiegels Abbau aus der PCB-Zeit sogar überwiegt. Im Bereich Prosper-Haniel verändert sich die Situation ähnlich wie im Gesamtruhgebiet kaum. Auch hierzu liegt bereits eine gesonderte Untersuchung vor /10/.

Aus diesen Darstellungen lassen sich auch für Prozesse im Kontext partikelgebundener PCB zusätzliche Informationen ableiten. Diese Faktoren

wirken sich dann im Zuge der Stoffaustragsberechnungen (vgl. Kap. 6.3.2, Seite 136) aus:

- PCB-Gehalt der im Wasseranstieg zunächst mobilisierten Partikel: Da das Flächenverhältnis die Mischung PCB-haltiger und PCB-freier Partikel und dadurch den resultierenden PCB-Gehalt an den Partikeln bestimmt, lässt sich qualitativ abschätzen, dass die durch den Wasseranstieg voraussichtlich verstärkt mobilisierten Partikel (vergleiche 2. in der Aufzählung Kap. 4.3) ähnliche gemischte PCB-Gehalte, also deutlich mehr unbelastete als belastete Partikel, aufweisen werden.
- Langfristiger PCB-Austrag: Oberhalb der Wasserstände Lohberg -630 mNN ist weiterhin noch PCB-Abbau nicht eingestaut, d.h. es werden PCB erosiv ausgewaschen. In fast allen Wasserprovinzen ist diese Fläche sehr gering (< 5 km<sup>2</sup>). Am größten ist sie mit knapp 20 km<sup>2</sup> im Bereich Prosper/Lohberg, also im direkten Umfeld des künftigen Wasserhaltungsstandortes.
- PCB-Gehalt der langfristig weiter mobilisierten Partikel: Aus den Abbau-Flächen oberhalb der Wasserstände leitet sich der PCB-Gehalt in Mischung aller Teilströme des von dort fließenden Wasser ab. Überall überwiegt der PCB-freie Abbau, was vergleichsweise geringe PCB-Gehalte der Mischpartikel erwarten lässt. Am ungünstigsten sind auch hier die Standortbedingungen im Bereich Prosper/Lohberg.

#### 4.5 Untertägige Befundsituation

Zwar war in den 80er Jahren die Gefährlichkeit von PCB schließlich bekannt. Dies führte zu Austausch und Entsorgung der entsprechenden Betriebsmittel sowie PCB-Monitoring im gehobenen Grubenwasser, das später sporadisch wieder aufgenommen wurde. Eine untertägige Bestandsaufnahme zur Belastungssituation erfolgt jedoch seinerzeit nicht.

Bei untertägig genommenen Proben ist allgemein zu beachten, inwieweit sie als repräsentativ für den zu betrachtenden Streckenabschnitt oder gar das Grubengebäude insgesamt gelten können. Dies gilt sowohl, wenn die Analysen keine PCB-Belastung ausweisen, als auch bei deutlich positiven Befunden. Im aktiven Bergwerk weist das gehobene Grubenwasser hingegen deutliche Beeinflussungen durch die laufenden Abbaubetriebe auf. Dabei werden Trübstoffe (PCB-haltig und PCB-frei) durch die Aktivitäten in den Strecken des Bergwerkes mobilisiert und Feinberge (PCB-frei) aus den Abbaubetrieben in die Wasserhaltungen eingetragen. Mit der Abdämmung entfallen diese Mechanismen und werden durch natürliche Fließprozesse ersetzt. Dies ist auch bei der Einschätzung von Analysedaten aus den untertägigen Zwischen- und Hauptwasserhaltungen zu berücksichtigen.

Bei der Bewertung der Analysen ist zudem zu prüfen, mit welcher Methode die jeweiligen Proben genommen worden sind. Neben Feststoffproben des Sohlmaterials, die mehr als Punktanalyse zu betrachten sind, existieren Proben aus Wasserhaltungen, Pumplöchern und Standwasser (immer Feststoff im Wasser), die eine über den Einzugsbereich integrierende Bewertung ermöglichen. Hier ist auch zu berücksichtigen, dass bei solchen Proben für repräsentative Proben überwiegend bewusst Feststoffmaterial aufgewirbelt wurde, um dieses repräsentativ zu erfassen und durch größere Probenmengen eine nachweisstärkere Analytik zu ermöglichen.

Da sich PCB überwiegend an Feststoffpartikeln anlagern und akkumulieren, wird, um die derzeit nur noch sehr geringen PCB-Gehalte erfassen zu können, für die PCB-Analyse von Wasserproben üblicherweise die Feststofffraktion abgetrennt und analysiert (vgl. Kap. 4.6). Zur Gewinnung solcher Schwebstofffraktionen stehen grundsätzlich die drei Verfahren Filtration, Zentrifugation und der Einsatz von entsprechenden Absetz- bzw. Sedimentationssystemen zur Verfügung.

Für die untertägige Beprobung hat sich die Entnahme von 10-Liter-Proben etabliert, aus denen dann die Schwebstoffe abfiltriert und einer Feststoffuntersuchung zugeführt werden. Dieses feststoffbasierte Analyseverfahren wird seit ca. dem Jahr 2002 angewendet. Aus dem Gehalt an Abfiltrierbaren Stoffen (in mg/L) und deren PCB-Gehalt (in  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ) lassen sich Konzentrationen im Wasser berechnen. So entspricht ein PCB-Feststoffgehalt von  $20 \mu\text{g}/\text{kg}$  bei einer Partikelmenge von  $50 \text{ mg}/\text{L}$  einer Wasserkonzentration von  $0,001 \mu\text{g}/\text{L}$ . Die Bestimmungsgrenze kann mit  $5 \mu\text{g}/\text{kg}$  PCB-Kongener in  $2 \text{ mg}/\text{L}$  Abfiltrierbaren Stoffen angesetzt werden, womit sich eine Konzentration von  $0,00001 \mu\text{g}/\text{L}$  bzw.  $0,01 \text{ ng}/\text{L}$  ergibt.

Zuvor erfolgte die PCB-Analytik in der Wasserphase selbst. Hiermit können allerdings mit der üblichen Methodik nur  $0,01 \mu\text{g}/\text{L}$  und damit die Nachweisgenauigkeiten der feststoffbasierten Analyse bei weitem nicht erreicht werden (Faktor 1.000). Wie Wasseranalysen aus den 80er und 90er Jahren jedoch zeigen, waren die PCB/PCDM-Gehalte im Grubenwasser hoch genug, um die entsprechende Stoff-Verwendung bzw. -Belastung zu belegen. Diese im damals aktiven Grubengebäude durch Leckagen, Havarien und Überdruckentlastungen ausgetretenen Stoffe sind auch heute noch als Residualpool in den Bergwerken anzusetzen, wobei sich deren Mobilisationspotenzial durch fehlende bergmännische Aktivität im Umfeld dieser Abbaubetriebe bedingt durch Abdämmmaßnahmen deutlich vermindert hat.

Eine untertägige Bestandsaufnahme zur Belastungssituation erfolgte direkt nach Beendigung des PCB-Einsatzes kaum. Erst 2015 wurden intensive Untersuchungsprogramme zur untertägigen PCB-Verteilung gestartet. Hierfür konnten natürlich nur die verbliebenen noch zugänglichen Standorte



Für alle genannten Standorte liegen bereits jeweils Gutachten zur Belastungssituation vor, in denen sowohl die untersuchten Proben als auch die bergbaulichen Rahmenbedingungen beschrieben sind. Daher sollen diese ausführlichen Beschreibungen an dieser Stelle nicht wiederholt werden sondern es sei auf die entsprechenden Gutachten verwiesen (z.B. /7/ /11/ /12/ /16/ /17/). Stattdessen wird hier nur eine repräsentative Darstellung mit kurzer Zusammenfassung eingefügt. In den genannten Gutachten sind auch die Maßnahmen beschrieben, die getroffen wurden, um in diesen noch zugänglichen Bereichen PCB-Mobilisation zu verhindern und sedimentative Abscheidung zu unterstützen.

Auguste Victoria:

Der Rückzug vom Standort Auguste Victoria wurde von zahlreichen Untersuchungen und Gutachten begleitet (s. Kap. 3.2, Seite 16). Die Befunde der untertägigen Feststoffproben (Abbildung 17) sind in /8/ beschrieben und werden dort im Kontext der Auffahrungshistorie und des geplanten Wasseranstiegs bewertet. Zusätzlich zu diesen Feststoffproben im Bereich der Schächte 3/7 wurden in /1/ auch die im sonstigen Grubengebäude untertägig entnommenen Wasserproben beschrieben. Diese Ergebnisse sind zusammenfassend auch im DMT-Gutachten /7/ berücksichtigt worden.

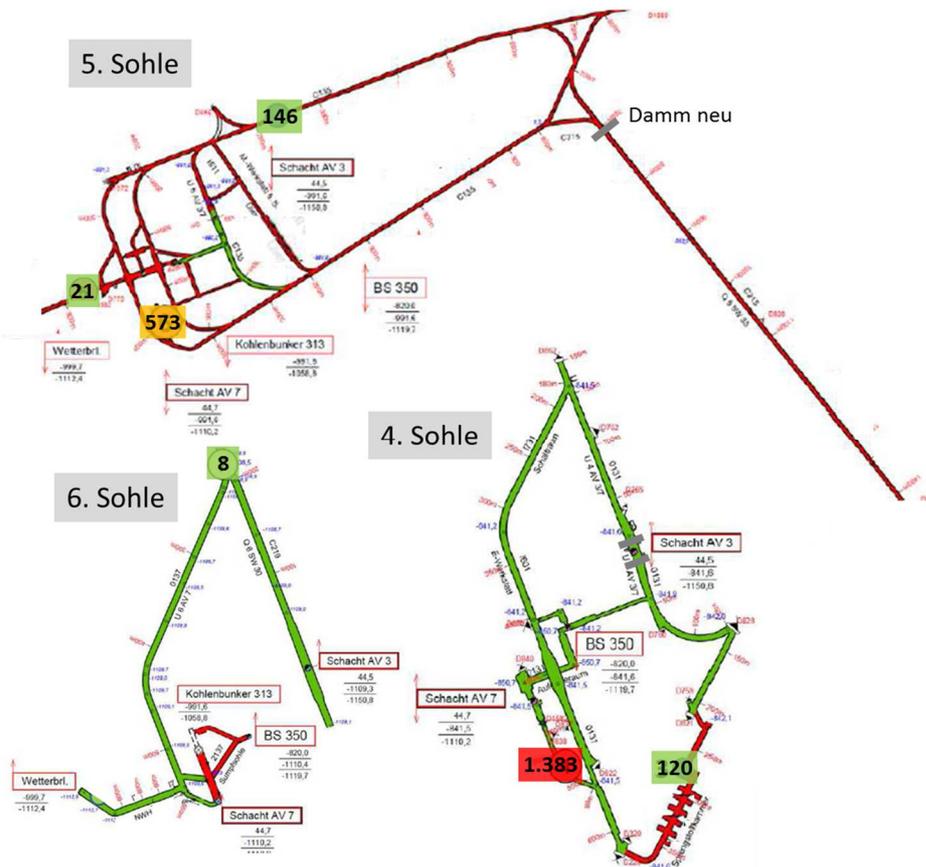


Abbildung 17: Derzeit offenes Streckensystem Auguste Victoria auf der 4., 5. und 6. Sohle mit Summe-PCB-Gehalten in Feststoffproben.

Fürst Leopold:

Auch für das Umfeld der Wasserhaltung auf der 3. Sohle (Schächte 1 und 2) wurde die PCB-Situation über Erstellungs- und Nutzungszeitraum sowie Wasserproben bewertet /17/.

Prosper-Haniel:

Neben 12 ahu/LANUV-Feststoffproben (2017) wurden durch die RAG untertägig in mehreren Kampagnen in den Jahren 2015 – 2016 zahlreiche 10 L-Wasserproben entnommen. Diese sind in /11/ und /12/ aufgeführt und in die Bewertung des Grubengebäudes für den Wasseranstieg eingeflossen (Abbildung 18). Diese Erkenntnisse und PCB-Zusammensetzung waren auch Grundlage für die Wasseranstiegsprognose bis zur 6. Sohle /9/.

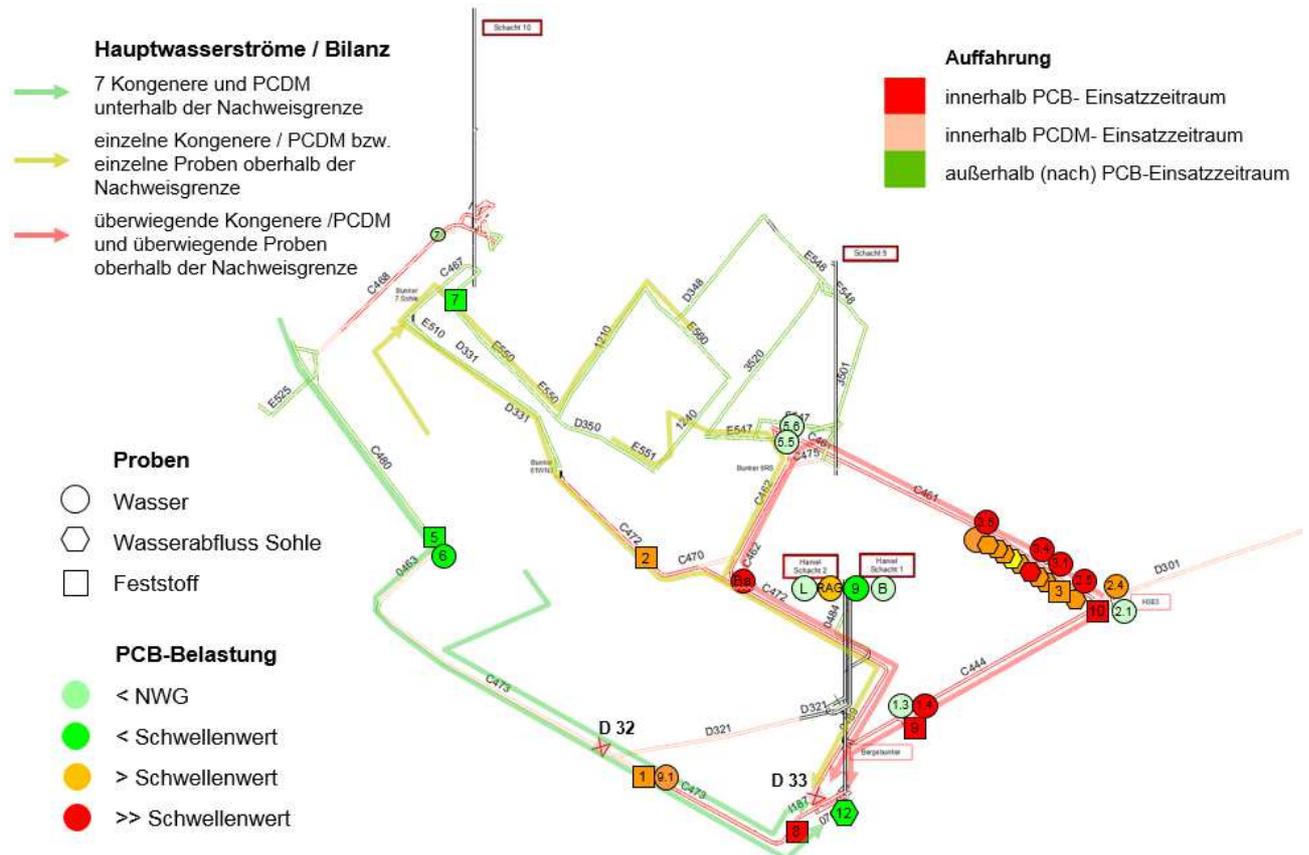


Abbildung 18: Offenes Streckensystem (Kennzeichnung Auffahrungszeitraum) im Bergwerk Prosper-Haniel mit Probenpunkten und Belastungscharakterisierung PCB.

Amalie:

In dem Zollverein-Gutachten /16/ (s.u.) wird auch die Situation am Standort Amalie betrachtet, wofür Wasserproben aus den Schächtsümpfen (Grubengebäude ansonsten trocken) untersucht wurden (Abbildung 19).

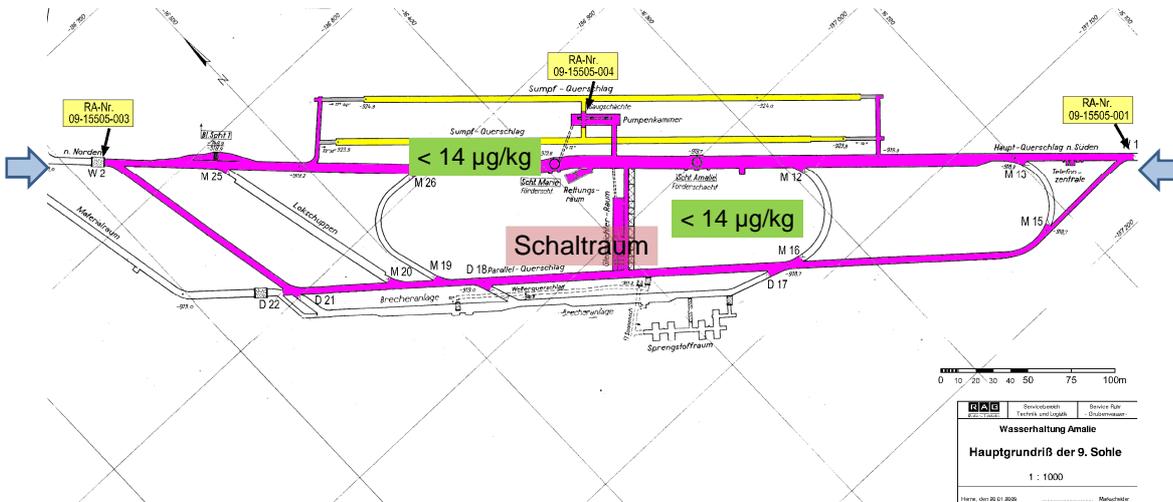


Abbildung 19: Streckenbild mit dem noch offenen Grubengebäude der Wasserhaltung Amalie.

Zollverein:

Von ahu/LANUV wurden auch in den Strecken der Wasserhaltung Zollverein zwischen den Schächten 2 und 12 drei untertägige Feststoffproben untersucht. Diese Proben wie auch die aus diesem begrenzten Grubengebäude stammenden Wasserproben sind in /16/ zusammenfassend beschrieben (Abbildung 20).

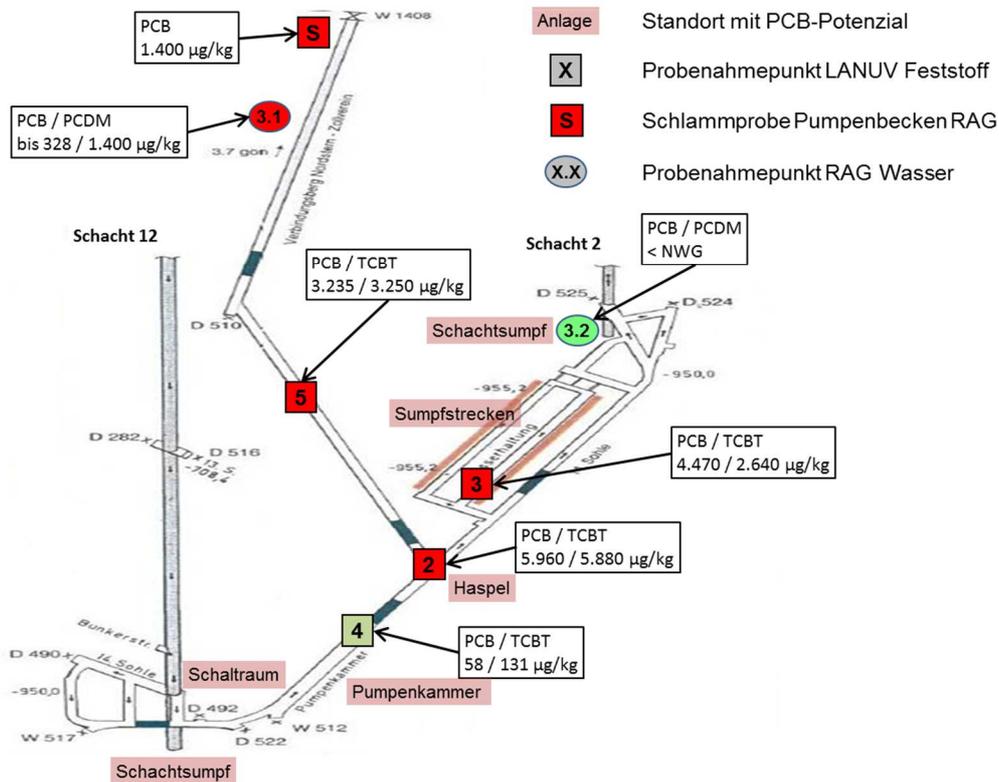


Abbildung 20: Grubengebäude Zollverein 14. Sohle mit Probenahmeorten und Analyseergebnissen.

Unter Berücksichtigung des gesamten Betrachtungsbereiches der Wasserprovinz Lohberg (Abbildung 16) handelt es sich bei den beprobten Strecken erkennbar nur um punktuelle Untersuchungen. Nur die Bergwerke Auguste Victoria und Prosper-Haniel konnten im Betrieb flächig untersucht und dokumentiert werden. Aber auch hier nicht mehr im Bereich der längst abgedämmten Abbaubetriebe aus dem PCB-Einsatzzeitraum sondern nur in den noch verbliebenen Hauptstrecken.

Letztlich ist festzustellen, dass PCB im alten Grubengebäude, gerade im Umfeld von Schächten, bedingt durch Auffahrung, spätere Nutzung und Verschleppungen nahezu immer vorhanden sind. Peripheres, nach dem PCB-Einsatzzeitraum aufgefahrenes Grubengebäude, kann als PCB-frei gelten. Aufgrund der immer ähnlich vorgefundenen PCB-Verteilung auf die verschiedenen Potenzialkategorien sind allgemeine Aussagen möglich. Diese Einschätzungen werden durch die PCB-Untersuchungen in Wasserzuflüssen, die aus abgedämmten und teileingestauten Grubenbereichen stammen, bestätigt. Solche Wasserproben integrieren über deutlich größere Einzugsbereiche und sind ein Resultat der für partikulär gebundene Stoffe relevanten Freisetzungs- und Transportprozesse (s. Kap. 4.6).

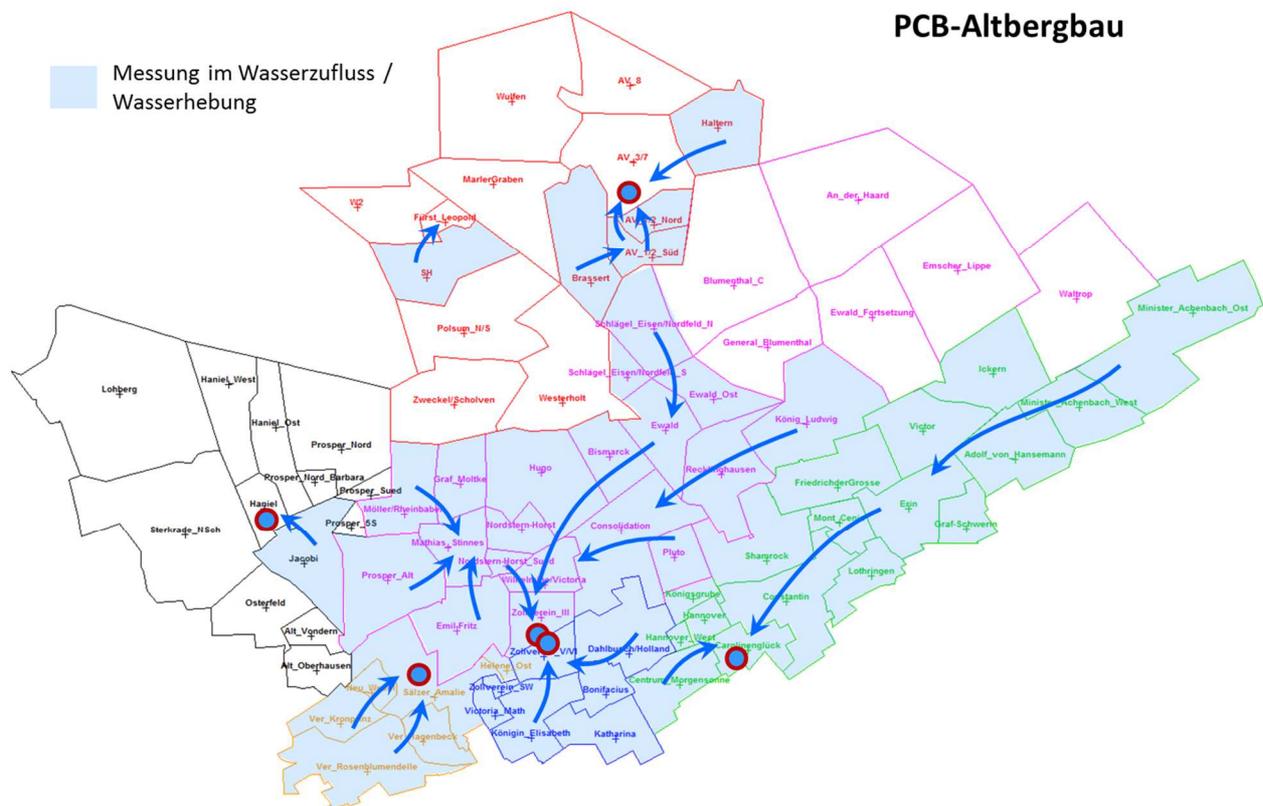


Abbildung 21: In Wasserzuflüssen bezüglich PCB-Gehalten erfasste Altbergbau-Bereiche.

Über dieses Monitoring in den Wasserhaltungen (Abbildung 21) wird ein weitaus größerer Bereich erfasst, als heute noch befahrbar ist (vgl. Abbildung 16). Diese Messungen im gehobenen Grubenwasser bilden eine geeignete Grundlage zur Modellkalibrierung, insbesondere an Standorten der Zentralen Wasserhaltung (s. Kap. 5.9.3, Seite 104).

## **4.6 Freisetzung und Transport von PCB**

In der zuvor beschriebenen Bestandsaufnahme wurde schon mehrfach darauf Bezug genommen, dass die Eigenschaften von PCB die Bewertung der Standortbedingungen bzw. Messwerte spezifisch beeinflussen. Im Folgenden sollen die zugrundeliegenden Prozesse erläutert sowie die beeinflussenden Faktoren identifiziert und hinsichtlich ihrer Umsetzung in eine Modellbetrachtung quantifiziert werden.

Aufgrund der starken Neigung von PCB zur Bindung an Partikeloberflächen unterliegen Mobilisation und Transport grundsätzlich anderen Rahmenbedingungen als gelöste Stoffe. Der Lage der potenziellen PCB-Herkunftsbereiche zur Grubenwasseroberfläche (vgl. Kap. 4.3) kommt eine besondere Bedeutung zu, da offensichtlich PCB gerade dann mobilisiert werden, solange die betreffenden Grubenhohlräume noch nicht vollständig überstaut sind.

### **4.6.1 PCB-Verhalten**

In der Standard-Analytik werden von den theoretisch möglichen 209 Kongeneren 7 (früher 6) Einzelverbindungen als repräsentative Indikatorverbindungen bestimmt (Tabelle 2). Die chemischen Eigenschaften der unterschiedlichen PCB-Kongeneren sind vom Chlorgehalt abhängig. Die Wasserlöslichkeit nimmt generell mit steigendem Chlorgehalt ab. PCB weisen allerdings eine hohe Adsorptionsneigung an Feststoffe (insbesondere an organogenreichem Feststoff) auf, so dass im Normalfall (niedrige Konzentrationen, keine Lösungsvermittler) die PCB zum beträchtlichen Teil an die Schwebstoffe gebunden vorliegen.

Das zusätzliche Vorhandensein von im Wasser gelöst vorliegenden PCB-Gehalten ist jedoch grundsätzlich zu erwarten. Dies bedingt schon die Berücksichtigung von sorptiver Bindung von PCB an Partikel, da in einem solchen Fall auch von Sorptions-Desorptionsgleichgewichten zwischen Festphase und Wasser auszugehen ist (log  $K_{ow}$ -Werte in Tabelle 2). Allerdings ist die Bestimmung von PCB in Wasser in solchen Konzentrationsbereichen sehr schwierig und die Untersuchung dieser Fragestellung ist noch nicht abgeschlossen. Die untersuchten Proben bewegen sich trotz Filtration von 100 Litern Probenmenge im Bereich der analytischen Bestimmbarkeit. Die

abgeleiteten Verteilungskoeffizienten zwischen Wasser- und Feststoffphase ( $K_D$ -Werte, feststoffspezifische Eigenschaft, Einheit V/m) in den verschiedenen Messungen stimmen jedoch mit Erwartungswerten recht gut überein. Demnach überwiegt der partikulär gebundene PCB-Anteil gegenüber dem gelösten (vgl. ahu-Teil 2 Detailbericht 6, Kap. 6.4.2).

Tabelle 2: Leitkomponenten zur analytischen Bestimmung von PCB.

DIN-PCB	Name	Löslichkeit mg/L	log $K_{ow}$
PCB 28	2,4,4'-Trichlorbiphenyl	0,13	5,6
PCB 52	2,2',5,6'-Tetrachlorbiphenyl	0,055	5,9
PCB 101	2,2',4,5,5'-Pentachlorbiphenyl	0,012	6,4
PCB 118	2,3',4,4',5-Pentachlorbiphenyl	0,013	7,1
PCB 138	2,2',3,4,4',5'-Hexachlorbiphenyl	0,0036	6,8
PCB 153	2,2',4,4',5,5'-Hexachlorbiphenyl	0,0034	6,8
PCB 180	2,2',3,4,4',5,5'-Heptachlorbiphenyl	0,0012	7,2

Darüber hinaus ist zu berücksichtigen, dass die zur Separierung der Wasserphase verwendeten Filter (0,45  $\mu\text{m}$ ) nachweislich im Grubenwasser vorhandene Feinpartikel durchlassen, deren PCB-Anhaftungen dann analytisch nicht von echt gelösten Anteilen zu differenzieren sind. Sorptionsprozesse sind zudem häufig nicht vollständig reversibel, so dass eine vollständige Gleichgewichtseinstellung, wie sie in den üblichen Sorptionsversuchen im Labor ermittelt wird (vgl. ahu-Teil 1 Detailbericht 6, Kap. 10), bei Desorption unter natürlichen Bedingungen (z.B. nach Mischung von Teilströmen) nicht zwangsläufig zu erwarten ist. Hier bietet es sich eher an, von einer mobilen Fraktion zu sprechen (vgl. Kap. 5.8).

Zu sorptiver Fixierung kann nach einem Wasseranstieg auch das Vorhandensein PCB-freier Oberflächen im durchströmten Grubengebäude beitragen, was im ahu-Gutachten als Flächenfilter bezeichnet wird und durch das Verhältnis PCB-belasteter zu PCB-freien Flächen quantifiziert werden kann (vgl. Kapitel 4.4). Neben der allgegenwärtigen Kohle stehen auch die Gehalte an organischem Kohlenstoff in den sonstigen Nebengesteinen (Bergen) und vor allem im Wurzelboden als geeignete Sorbenten zur Verfügung. Dies stellt im Material der Streckensohlen und in der Flözbasis ein großes Bindungspotenzial dar.

#### 4.6.2 Fließprozesse im Bergwerk

Im Fokus der Betrachtung steht die Frage, inwieweit mit PCB belastete Bestandteile der Streckensohlen so mobilisiert werden, dass sie mit dem gehobenen Grubenwasser nach Übertage und so in die Umwelt gelangen.

Hierfür ist der Bezug zum strömenden Grubenwasser ein wesentliches Kriterium. ahu hebt hierbei die „strömungsbedingte Erosion in offenen Strecken“ heutiger und zukünftiger Wasserwege hervor (ahu-Gutachten, Endbericht, S. 180). Zudem haben nach ahu „kilometerweit von einer Wasserhaltung entfernt liegende Strecken [...] ein deutlich geringeres Freisetzungspotential (Endbericht, S. 183)“.

Diese Betrachtung berücksichtigt, dass in künftig abgedämmten oder peripheren Grubenbereichen zwar möglicherweise beim Wasseranstieg Partikel erodiert werden, diese aber aufgrund der geringen Strömungen bei fehlendem oder sehr geringem Wasseraustausch später nicht zur Wasserhaltung gespült werden bzw. dort optimale Sedimentationsbedingungen vorfinden. Wasser in solchen Bereichen dürften oftmals auch beim Wasseranstieg den Weg in die mit den Abbaubetrieben verbundenen Auflockerungszonen und Resthohlräume finden und dort verbleiben.

Erosionsprozesse (Aufwirbelung) sind eine Funktion der Strömungsgeschwindigkeit und damit der lokalen Standortbedingungen im stationären Zustand bzw. während des Wasseranstiegs. Nach Einschätzung des ahu-Gutachtens tritt Erosion im Grubengebäude vor allem dann auf, wenn ansteigendes Wasser mit großem Gefälle und freier Oberfläche in bislang nicht geflutete Bereiche fließt. Solche Bedingungen dürften in den abgedämmten und nicht mehr zugänglichen Streckensystemen zahlreich vorhanden sein. Jedoch zeigen die zahlreichen Analysen aus bereits früher stillgelegten Bergwerken, dass auch hier die Schwebstoffgehalte gering sind. Dies belegt, dass unter den Bedingungen eines wassererfüllten Bergwerkes Sedimentationsprozesse wirksam sind, die der Mobilisation von Partikeln mindernd entgegenwirken.

Eine partikelgebundene PCB-Verlagerung impliziert, dass die höchsten PCB-Gehalte im Grubenwasser grundsätzlich vor, während und kurz nach einem Wasseranstieg zu erwarten sind:

- Im aktiven Bergwerk ermöglichen Materialumlagerungen und diverse Wasserhaltungen den Austrag von Gesteinspartikeln mit dem Grubenwasser. Solche Daten sind daher nur mit Einschränkungen für die Wasseranstiegsprognose verwertbar, da hier grundsätzlich andere Rahmenbedingungen vorherrschen. Es ist davon auszugehen, dass durch bergmännische Aktivität in den Strecken zusätzliche PCB mobilisiert werden. Andererseits gelangen mit dem aktuellen Abbau auch große Mengen PCB-freier Partikel in die Wasserhaltungen, die so in der Mischung die PCB-Gehalte an den Feststoffen vermindern.

- Auch in stillgelegten Grubenbereichen kann durch fließendes Wasser bei ausreichendem Gefälle der Strecke Sohlmaterial aus noch nicht eingestauten Niveaus erodiert werden und ein Materialaustrag erfolgen.
- Ähnliche bzw. sogar lokal verstärkte dynamische Fließprozesse mit turbulenten Strömungen können während des Wasseranstiegs auftreten. Dies ist z.B. der Fall, wenn Schwellen existieren, die dann auf der Abflussseite starker Sohlenerosion unterworfen sein können. Entsprechend erfolgt dann erst in Senken unter Standwasserbedingungen oder geringer Strömung eine Sedimentation.
- Nach Überstauung einer Strecke und noch viel mehr nach vollständig erfolgtem Wasseranstieg mit Vergleichmäßigung der Strömungsbedingungen stellen sich Bedingungen ein, die kaum dazu beitragen können, PCB-haltige Sohlbestandteile zu erodieren sondern zu einer Sedimentation von Schwebstoffpartikeln führen.

#### 4.6.3 Erosion / Sedimentation

Auch wenn das Vorhandensein von in Wasser gelösten PCB plausibel ist, wird dem partikulären PCB-Transport nach wie vor eine vorrangige Bedeutung zugeordnet. Das Transportverhalten von Partikeln im Grubenwasser hängt von deren Größe und der Geschwindigkeit des strömenden Wassers ab. Ein Partikel bewegt sich dann im Spannungsfeld zwischen Erosion, Transport und Deposition (Sedimentation). Diese Abhängigkeiten werden im Hjulstrøm-Diagramm beschrieben und quantifiziert (s.a. ahu-Teil 1, Detailbericht 6, S. 169 ff). Auch wenn dieses Diagramm für natürliche Substrate entwickelt worden ist und sich das Material von Streckensohlen aufgrund seiner Kornheterogenität insbesondere im Erosionsverhalten etwas anders verhalten dürfte, ist es bei der Einschätzung von Transport und Deposition anwendbar (modifiziert durch Salzgehalte und Dichte des Grubenwassers).

Das Diagramm zeigt auf, dass Erosion und Deposition der bezüglich PCB besonders interessierenden Feinpartikel in deutlich unterschiedlichen Geschwindigkeitsbereichen auftreten (Abbildung 22). Nimmt man mögliche Geschwindigkeiten in wassererfüllten Strecken zunächst als Ausgangspunkt, so ergibt sich bei einem (gering angesetzten) Streckenquerschnitt von 10 m<sup>2</sup> und maximalen Wasserfließraten von 40 m<sup>3</sup>/min (Gesamtabfluss Lohberg) eine Geschwindigkeit von 4 m/min (6,7 cm/s). In einem überwiegenden Anteil der Strecken dürften die Fließgeschwindigkeiten eher zwischen <0,1 und 1 m/min liegen.

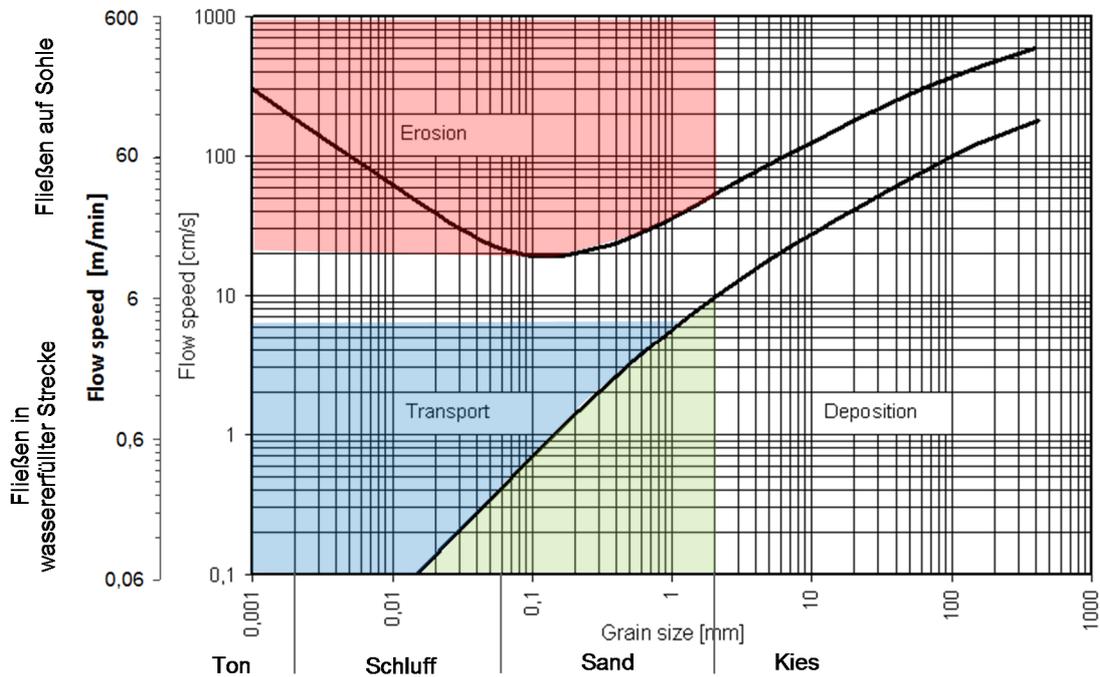


Abbildung 22: Hjulstrøm-Diagramm mit Ergänzungen zu den bergbauspezifischen Rahmenbedingungen.

Zudem ist, wie auch ahu im Detailbericht 6, S. 75 beschreibt, noch zu berücksichtigen, dass in einem derartigen Röhrensystem an den Randbereichen (somit auch der Sohle) immer deutlich geringere Strömungsgeschwindigkeiten auftreten als in der Röhrenmitte. Dies bedeutet, dass unter diesen Bedingungen (blaues Feld in Abbildung 22) in diesem Geschwindigkeitsfenster keine Partikel (auch keine Feinpartikel) erodiert werden. Im ahu-Gutachten (Endbericht, S. 171) wird dies so beschrieben: „Die angenommenen Strömungsgeschwindigkeiten in wassergefüllten Röhren reichen in der Regel nicht aus, um neue Partikel zu erodieren und diese in einen Schwebestand zu transportieren“. Es ist ein Milieu von Transport der Feinpartikel (Ton und Schluff) und Deposition der Grobschluff- und Sandfraktion (grünes Feld in Abbildung 22) vorherrschend.

Diese theoretisch abgeleitete Einschätzung stimmt sehr gut mit den tatsächlichen Ergebnissen bei fraktionierter Filtration von verschiedenen Grubenwässern überein. Partikel wurden in einem Bereich  $>12 \mu\text{m}$  ( $= 0,01 \text{ mm}$  im Diagramm) bis  $0,1 \mu\text{m}$  gefunden. Diese Partikelgrößen liegen somit ebenso wie die häufig angewendete Filtergröße  $0,45 \mu\text{m}$  ( $0,00045 \text{ mm}$ ) links außerhalb des Diagrammbereiches. Daraus lässt sich auch ableiten, dass einmal aufgewirbelte Feinpartikel der Tonfraktion unter den Strömungsbedingungen in am Fließgeschehen teilnehmenden Strecken kaum mehr sedimentiert werden können. Dies ist nur über längere Zeiträume in Standwasserbereichen möglich.

Ergänzend ist aber ein Phänomen beim Wasseranstieg zu berücksichtigen, das in einem solchen Diagramm nicht dargestellt werden kann. Wie Modell-Untersuchungen der DMT und auch des ahu-Gutachtens zeigen, strömt das die Streckensysteme füllende Wasser beim Anstieg von diesen Strecken in die Hohlräume der Abbaubetriebe und der darüber liegenden Auflockerungszonen. Naturgemäß nimmt es dabei neben gelösten Inhaltsstoffen auch in Schwebelage befindliche Feinpartikel mit. Also werden insbesondere im Wasseranstieg mobilisierte Feinpartikel so aus dem Streckensystem entfernt. Da diese Gradienten über längere Zeiträume erhalten bleiben und dieses Wasser in solchen Bereichen später auch nicht mehr ausgetauscht wird, darf davon ausgegangen werden, dass diese Anteile dauerhaft dort fixiert bleiben.

Zurück zum Erosionsverhalten, das für die initiale Mobilisation von Partikeln von vorrangiger Bedeutung ist. Im Hjulstrøm-Diagramm ist ersichtlich, dass Erosion erst ab Strömungsgeschwindigkeiten  $>20$  cm/s (dies entspricht in Analogie zu den zuvor verwendeten Einheiten 12 m/min) zu erwarten ist (rotes Feld in Abbildung 22). Dass die Erosion von Feinpartikeln noch höhere Geschwindigkeiten erfordert, ist auf das Haftverhalten solcher Ablagerungen zurückzuführen. Demnach findet Erosion nur in einem Geschwindigkeitsbereich statt, wie er in wassererfüllten Strecken nicht realisiert ist. Im Umkehrschluss ist Erosion somit ein Phänomen des Wasserfließens vor und während des Wasseranstiegs. Das ahu-Gutachten beschreibt hier: „Vor allem durch das schnelle Fließen des Grubenwassers in nicht eingestauten Grubenbereichen werden PCB-belastete Partikel erodiert.“ (ahu-Gutachten, Zusammenfassung, S. 16).

Beim Wasseranstieg kann es, in Abhängigkeit von der Neigung der Strecken und der Dynamik der Wasseranstiegsbereiche gegenüber den gleichbleibenden Bedingungen zuvor, zu verstärkter Erosion kommen. Dies ist der Fall, „wenn im Grubengebäude ansteigendes Wasser mit großem Gefälle und freier Oberfläche in bislang nicht geflutete Bereiche fließt (ahu-Gutachten, Endbericht, S. 183)“. Die Wassermengen sind zum Beispiel bei Überstauung einer Schwelle größer und zudem fließt Wasser durch Bereiche, die zuvor trocken oder nur gering von Wasserzutritten betroffen waren.

Nach dem Wasseranstieg in einer Strecke verändern sich die Rahmenbedingungen derart, dass dieser Bereich als potenzielle Sedimentationszone wirkt. Wie in zuvor beschrieben, werden die Fließgeschwindigkeiten im überwiegenden Teil der wassererfüllten Strecken als Funktion von Streckenquerschnitt und strömenden Wassermengen zwischen  $<0,1$  und 1 m/min liegen. In den meisten Strecken sind eher Fließgeschwindigkeiten um  $0,05$  m<sup>3</sup>/min anzusetzen. Damit ergibt sich ein Korngrößenspektrum für

die weiteren Betrachtungen im Bereich der Fraktionen Ton – Schluff – Feinsand (vgl. Abbildung 22).

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

## 5 Modellaufbau

Ein Modell erfordert Untereinheiten, die an der Struktur der vorhandenen Daten bzw. der Option zur Kalibrierung ausgerichtet sind. Daher orientiert sich die regionale Modellstruktur an den Einzugsbereichen der Wasserhaltungen und die Feinstruktur an Bergwerken bzw. Baufeldern. Für zwei Teilbereiche waren bereits im Vorfeld kalibrierte Kompletmodelle (Hydraulik, gelöste Inhaltsstoffe, PCB) erstellt worden (Abbildung 23). Hierbei handelt es sich um die beiden zuletzt betriebenen Bergwerke und deren hydraulisch assoziiertes Umfeld.

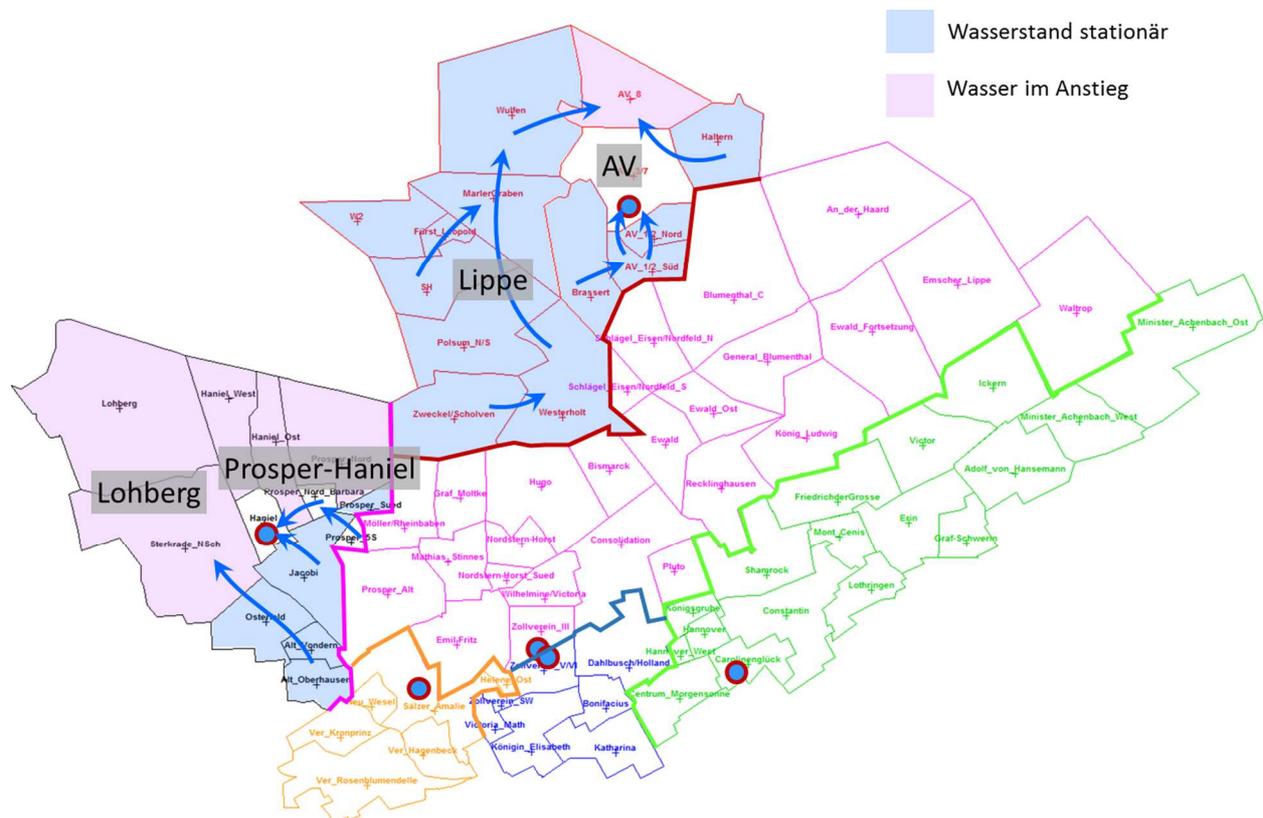


Abbildung 23: Bereits vorhandene Modelle mit Berücksichtigung von PCB im Untersuchungsbereich.

Das Teilmodell AV/Lippe wurde in mehreren Stufen aufgebaut und sukzessive aktualisiert und erweitert. Hier liegen bereits Berechnungen für einen Wasseranstieg bis -600 mNN vor (Wasseranstieg, gelöste Stoffe /5/, PCB /6/, /8/). Hier waren nur wenige Anpassungen der aktuellen Wasserstandsentwicklungen erforderlich. Das ehemalige Bergwerk Lippe als Verbund mehrerer Einzelbergwerke wurde bereits früher stillgelegt und das Grubenwasser fließt jetzt nach AV über.

In ähnlicher Form ist der Stillstandsbereich Lohberg mit dem Bergwerk Prosper-Haniel assoziiert, nur dass das Wasser dort nur langsam ansteigt und noch nicht den Übertrittspunkt erreicht hat. Auch für eine Wasserhaltung Prosper-Haniel wurde bereits eine Modellprognose für PCB erstellt, allerdings für ein tiefes Wasserhaltungsniveau auf -923 mNN /9/. Das Modell ist für die gesamte Teilprovinz Prosper/Lohberg kalibriert und der Datensatz auch oberhalb des vorgenannten Niveaus vollständig /10/. Ebenso war der Wasserstammbaum nicht nur für PCB sondern auch die übrigen Wasserinhaltsstoffe kalibriert.

Daher wird an dieser Stelle nicht mehr detailliert auf diese Modellbereiche eingegangen. In den genannten Berichten sind Details zu Modellstruktur, Eingangsdaten und Kalibrierung ausführlich beschrieben und werden hier nicht wiederholt. Für den Restbereich konnte auf in unterschiedlichem Maße kalibrierte aber veraltete Modelle zurückgegriffen werden. Insbesondere der Einzugsbereich der Wasserhaltung Carolinenglück war für hydraulische Fragestellungen intensiv untersucht worden. Für die aktuelle Fragestellung wurden die Abbaudaten komplett aktualisiert, um die für PCB-Prognosen erforderlichen Daten erweitert und eine Neukalibrierung für alle Parameter vorgenommen.

## **5.1 Boxmodell als Prognosewerkzeug**

Zur Wasseranstiegsprognose haben sich in den letzten Jahrzehnten robuste Werkzeuge etabliert, die in der Lage sind, realitätsnahe Prognosen für die Entwicklung der Grubenwasserspiegel und der -qualität zu liefern. Eine wichtige Voraussetzung, um großräumige Verhältnisse strömungstechnisch abbilden zu können, ist in bergbaulich geprägten Gebieten die Tatsache, dass die Gruben-/Grundwasserströmung maßgeblich auf bergbaulichen Elementen wie Strecken, Schächten, Bohrlöchern und Stollen stattfindet und dass diese Wässer innerhalb der Grubenfelder oder großer homogener Einheiten hydraulisch kurzgeschlossen sind, so dass repräsentative Mittelwerte für die einzelnen Bilanzeinheiten gebildet werden können. Damit ist die Definition relativ großer Bilanzeinheiten (Boxen) zur Beschreibung der Strömungsprozesse möglich. Dieses Konzept wurde erstmals zur Prognose der Ronneburger Uranlagerstätte ab 1991 umgesetzt und im

Rahmen des Technologieprogramms Bergbau NRW ab 2002 in einem Forschungsvorhaben gezielt für die Deutsche Steinkohle adaptiert und in den Folgejahren sowohl für das Ruhrrevier als auch für die Lothringische Steinkohlelagerstätte und den Saarbergbau weiterentwickelt.

Das Boxmodell-Programm BOX3D dient zur Berechnung der instationären dreidimensionalen Mengenströmung und des reaktiven Stofftransportes. Es setzt sich zusammen aus einem frei strukturierbaren Modell nach der Volumenbilanzmethode, welches definierte regellose Geometrien berücksichtigen kann (BOX) und einem daran direkt angekoppelten reaktiven Stofftransportmodell. Beide Modelle werden simultan gelöst.

Der Modellteil "BOX" dient insbesondere der Berücksichtigung von verschiedenartigsten hydraulischen Elementen wie z.B. Grundwasserleiter, bergmännische Strecken, Störungen und Entwässerungsleitungen. Entsprechend der Vielfalt der Strömungsformen werden laminare und turbulente Strömung sowie die zeitliche Veränderlichkeit von hydraulischen Eigenschaften gleichermaßen behandelt. Der berechnete Wasserspiegel im Boxmodell entspricht dem Spiegel im offenen Streckensystem der Grubenfelder. Dabei wird angenommen, dass innerhalb der Grubenfelder/Boxen im Teufenbereich des tatsächlichen stattgefundenen Abbaus aufgrund der zahlreichen Auffahrungen/Bohrungen annähernd hydraulischer Kurzschluss herrscht.

Die Aufbereitung der Daten geschieht mit einem Präprozessor und mit dem für das Boxmodell entwickelten CAD-Programm BOXCAD bzw. AutoCAD. Die originären Modelldaten, aus welchen das Modell stets neu generiert wird, sind CAD-Daten wie Grubenfeldgrenzen (Polygone), Verbindungen (Linien) und Punkte (z.B. boxzentrierte Informationen wie Speichervolumen, chemische Kenngrößen). Alle Änderungen beziehen sich auf diese CAD-Daten. Das Basisdatenformat von BOXCAD ist das international weit verbreitete SURPAC-Format.

Das Stofftransportmodell beschreibt die Konzentrationsentwicklung im Grubenwasser unter Beachtung der Freisetzung von Stoffen während des Wasseranstiegs (z.B.  $\text{SO}_4$ , Fe) und der Mischung mit geologischen Zuläufen, welche oftmals z.B. höhere Salzkonzentrationen aufweisen. Das Stofftransportmodell besitzt Reaktionsterme, welche die verschiedene Sorptions- und Desorptionsmechanismen sowie chemische Reaktionen zwischen und innerhalb von Phasen berücksichtigen können.

Aufbauend auf dem berechneten Geschwindigkeitsfeld wird die Stofftransportgleichung (Konvektionsgleichung) zeitparallel für die flüssige Phase gelöst. Für die feste Phase wurden Mineralphasen implementiert. Es werden

verschiedene Spezies einer Mineralphase zur Beschreibung des geochemischen Milieus beachtet. Zwischen den Migranten innerhalb der flüssigen, aber auch zwischen flüssiger, gasförmiger und fester Phase können Wechselwirkungen bestehen.

Das Modell berechnet auch Temperaturentwicklungen, jedoch wird die mit einem anderen Verfahren als im Wasser transportierte Stoffe berechnet. Nur die Startbedingungen im Wasserzufluss werden analog vorgegeben. Vereinfacht wird so verfahren, dass für die Wärmeentwicklung im Gebirge ausgehend von der Temperatur in den Strecken um die Strecken symbolisch „Bilanzringe“ gebildet werden. Die äußersten Bilanzringe besitzen die Temperatur nach dem geothermischen Gradienten und sind bzgl. Temperatur unveränderlich. Die Wärmeübergangskoeffizienten zwischen den Ringen ergeben sich an den inneren Ringen aus den Flächenverhältnissen der relevanten Streckenoberflächen und vergrößern sich zu den äußeren Ringen entsprechend der radialsymmetrischen Geometrie. Die einzelnen Ringe um die Strecken können mit „Unterbilanzeinheiten“ pro Box verglichen werden, die eine Abkühlung wie auf Aufheizung des Gebirges und der Wässer in den Strecken berechnen lassen. Der Anspruch an die Qualität der Berechnungsergebnisse liegt in der Qualität der Abschätzung der relevanten durchströmten Strecken und Oberflächen. Ausgewählte Temperaturentwicklungen wurden an möglichen Monitoringpunkten kalibriert.

## **5.2 Abbauflächen und Boxen**

Zentrales Modellelement sind die Abbauflächen, wie sie bereits in Abbildung 9 und Abbildung 10 (Seite 33) als digitalisiert vorliegende Datensätze dargestellt wurden. Sie bilden die Grundlage zur Berechnung des Resthohlraumvolumens und damit des Wasseranstiegs (vgl. Kap. 6.1) sowie der Stoffemissionen während des Wasseranstiegs (z.B. Pyritoxidationsprodukte, PCB s. Kap. 6.2.2 und 6.3). Diese Abbauflächen bilden zusammen mit dem Streckennetz die Grundlage für eine Unterteilung des Abbaus in Teilbereiche, die sogenannten Boxen.

Wie bereits beschrieben, orientiert sich die Abgrenzung von Boxen an Homogenitätsbereichen innerhalb eines Bergwerkes oder einer Bergwerksregion. Vertikal unterteilt das Modell so ein Segment in 26 Scheiben, die eine variable Mächtigkeit haben können. In Abhängigkeit von Relief und zu betrachtendem Teufenbereich variieren sowohl die Ober- und Unterkanten der Boxen im Modellgebiet als auch die jeweilige Scheibendicke (Abbildung 24). Die Dicke der meisten Scheiben in einer Box ist einheitlich; in Abhängigkeit von lokalen Besonderheiten oder Fragestellungen können aber auch hier Differenzierungen vorgenommen werden (z.B. erkennbar für den Bereich



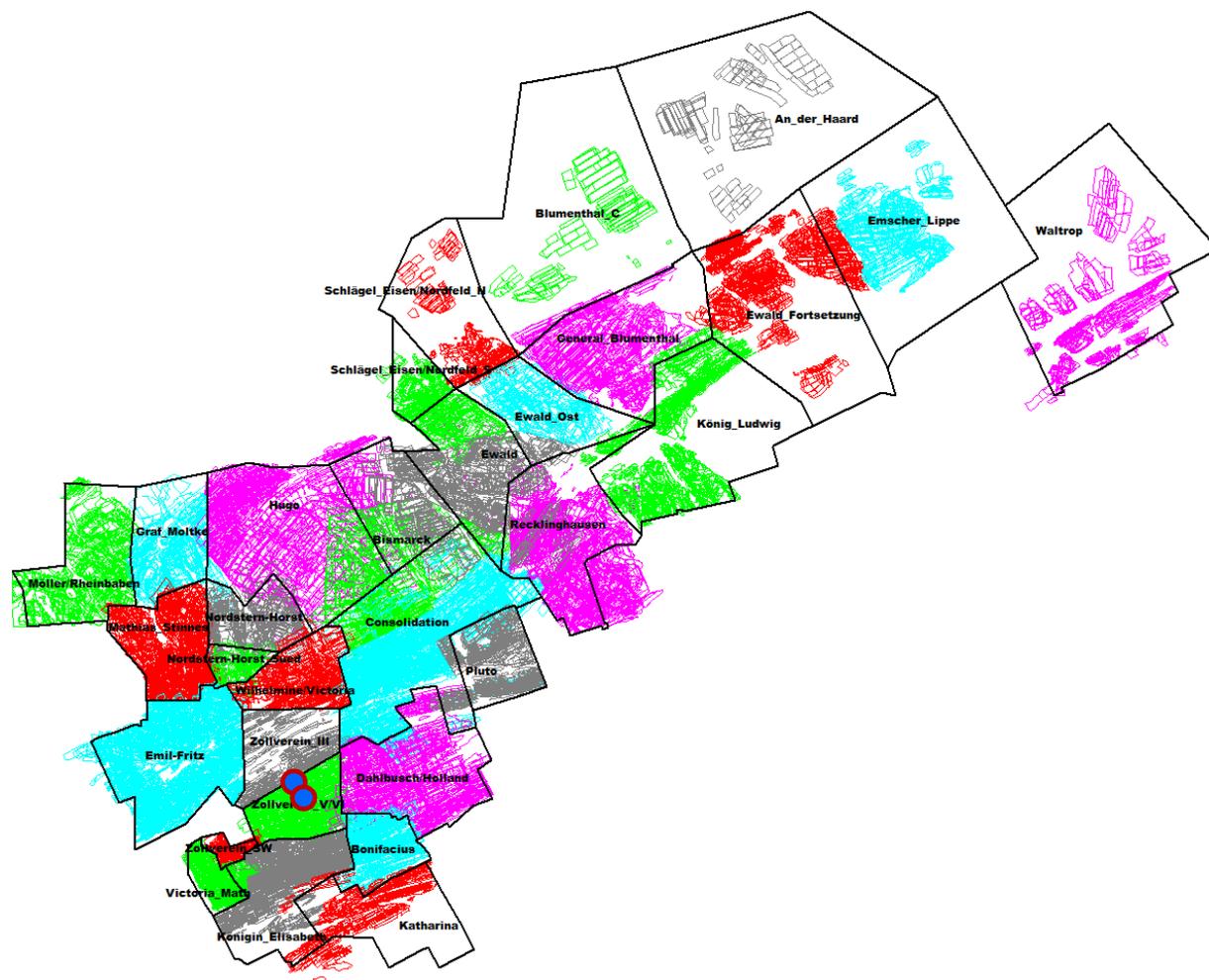


Abbildung 25: Nach Boxen farblich zugeordnete Abbauflächen im Bereich der zentralen Emschermulde (Einzugsgebiete der Wasserhaltungen Zollverein-Süd und ZV-Stinnesdamm).

Diese Unterteilung und Zuordnung von Eigenschaften zu Boxen ist vor allem zur differenzierten Beschreibung von Strömung- und Auswaschungsprozessen erforderlich. Ein Zufluss durchströmt im Modell aufgrund des beschriebenen Homogenitätskonzeptes immer die gesamte Modellzelle (Scheibe), der er zugeordnet ist. Chemische Prozesse in dieser Zelle (Fällungsreaktionen, Mobilisation von Oxidationsprodukten, s. Kap. 5.6) erfassen somit ebenfalls das in einem Modellsegment vorhandene Wasservolumen und den jeweiligen Durchfluss. In dem Untersuchungsraum liegen zudem sehr unterschiedliche Zuflussverhältnisse vor (Kap. 5.5). Bereiche mit wenigen Zuflüssen wechseln mit sehr wasserreichen ab. Will man das im Modell spiegeln, ist eine möglichst differenzierte Modellstruktur erforderlich.

Wichtig ist, dass schließlich die implementierten hydraulischen Verbindungen zwischen den Boxen mit der Abbauverteilung im Einklang stehen. Abbaukontakte bzw. Abbauannäherungen werden im Modell durch entsprechende Verbindungen zwischen den benachbarten Modellscheiben berücksichtigt (s. Kap. 5.4), so dass auch niveaudifferenziert sehr unterschiedliche Abbauverhältnisse und hydraulische Kontakte abgebildet werden können.

### 5.3 Resthohlraumvolumen

Der nach Beendigung des Bergbaus mit Wasser auffüllbare Hohlraum ergibt sich aus dem Abbau der Kohle zzgl. Nebengestein (Berge), den sonstigen untertägigen Auffahrungen und dem entwässerten geologischen Hohlraumvolumen (Porenvolumen und Klüfte). Der ursprünglich geschaffene bergmännische Hohlraum verringert sich durch den infolge der Absenkung der hangenden Schichten wieder verschlossenen Volumenanteil und den eingebrachten Versatz. Wie groß der verbleibende offene Volumenanteil im Abbau als der wichtigsten Komponente der oben genannten Ursachen letztlich ist, hängt maßgeblich von den wirkenden Gebirgsdrücken, der Festigkeit und dem Bruchverhalten des anstehenden Gesteines, dem Durchbaugrad und von der Art des Versatzes ab.

Die genannten Ursachen für den untertage verbliebenen Hohlraum lassen sich in der folgenden **Materialbilanzgleichung** zusammenfassen:

$$V_{RHV} = V_{RFV} - V_S - V_V \cdot (1 - k_P)$$

$V_{RHV}$	- Resthohlraumvolumen	(m <sup>3</sup> )
$V_{RFV}$	- Rohfördervolumen	(m <sup>3</sup> )
$V_S$	- Senkungsvolumen	(m <sup>3</sup> )
$V_V$	- Versatzvolumen	(m <sup>3</sup> )
$k_P$	- Porosität des Versatzes bzw. des Bruches bei Selbstversatz	(-)

Das für die Modellanwendung verwendete Verfahren geht primär vom Rohfördervolumen (RFV) aus, welches Grubenfeld- oder teilgebietsbezogen und teufenabhängig erhoben wird. Wo als Berechnungsgrundlage keine Abbaupolygone von RAG zur Verfügung gestellt werden konnten, wurde das KVB-Modell (Kohlevorratsberechnung) des Geologischen Dienstes NRW verwendet. Dies ist z.B. im Bereich Amalie der Fall.

Das Rohfördervolumen setzt sich zusammen aus:

$$V_{RFV} = V_{Sch} + V_{AV} + V_K + V_{NG}$$

$V_{Sch}$	- Volumen der Schächte	(m <sup>3</sup> )
$V_{AV}$	- Vol. der Aus- und Vorrichtungsstrecken	(m <sup>3</sup> )
$V_K$	- abgebautes Kohlevol. bzw. verwertbare Förderung	(m <sup>3</sup> )
$V_{NG}$	- gewonnenes Bergevol. in Abbauen	(m <sup>3</sup> )

Dieses Rohfördervolumen wird mit einem Faktor multipliziert, welcher die Teufe und das spezielle Abbauverfahren berücksichtigt:

$$V_{RHV} = V_{RFV} \cdot F \text{ (Teufe, Versatzart)}$$

$V_{RFV}$	- Rohfördervolumen	(m <sup>3</sup> )
$V_{RHV}$	- Resthohlraumvolumen	(m <sup>3</sup> )
$F$	- Einflussfaktor, $0 < F < 1$	(-)

Abbildung 26 zeigt die bei der Resthohlraumberechnung für das Boxmodell verwendeten Wichtungsfaktoren.

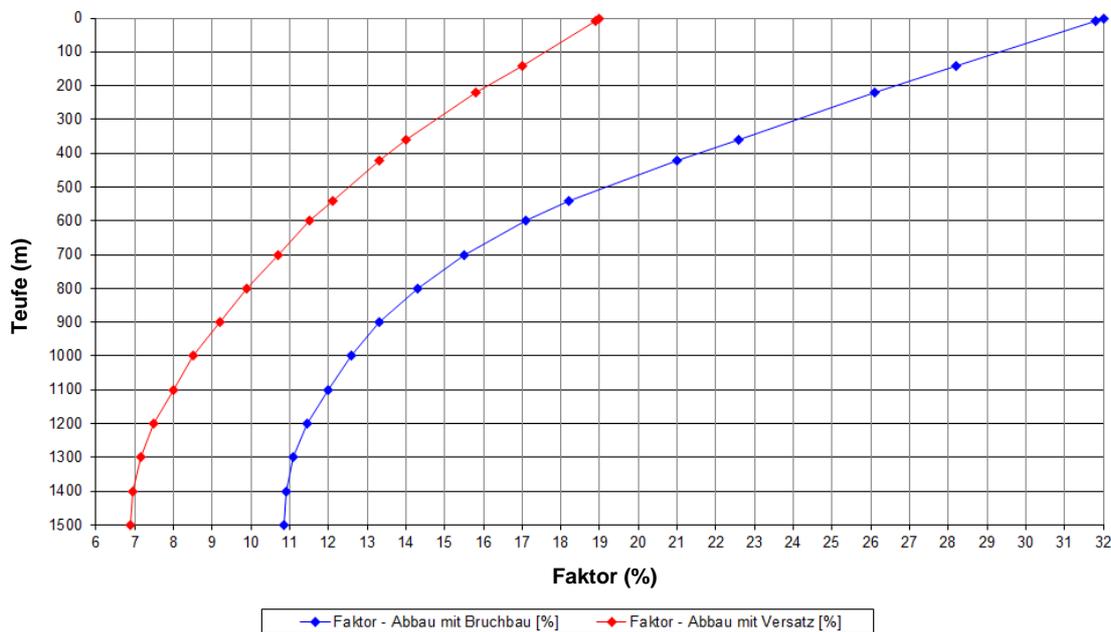


Abbildung 26: Wichtungsfaktoren (in % des Rohfördervolumens) zur Resthohlraumberechnung.

Die Berechnung des Resthohlraumvolumens besteht somit zusammengefasst aus folgenden Teilschritten:

1. Ermittlung des Rohfördervolumens aus digitalisierten Umringspolygonen der Abbaue (s. Abbildung 9, Seite 33 und Kap. 5.2) oder, wenn diese nicht vorhanden sind, mittels KVB-Modell.
2. Umrechnung der Rohfördermenge in ein Resthohlraumvolumen als Funktion der Teufe und des Versatzgrades.

Mit dieser Methode wird ein Primärdatensatz zum Resthohlraumvolumen für die einzelnen Boxen bzw. Modellscheiben generiert. Abbildung 27 zeigt diese Verteilung für die Einzugsbereiche der untersuchten sechs Wasserhaltungen. Die Darstellungen entsprechen den dort allerdings nach Zeitscheiben differenzierten Vertikalverteilungen in Abbildung 11, Seite 35. Deutlich werden die in den südlichen Wasserprovinzen höher als im Bereich Prosper-Lohberg bzw. AV/Lippe gelegenen Hohlraummaxima, die oberhalb -600 mNN liegen und somit durch den geplanten Wasseranstieg nicht erreicht werden. Hingegen befindet sich das Hohlraummaximum in der Emschermulde (ZV-Stinnesdamm) im Bereich des geplanten Wasseranstiegs.

Dieses Modellsegment beinhaltet zudem das größte Gesamtvolumen 304 Mio.m<sup>3</sup>). Dies ist u.a. bezüglich der hydraulischen Prozesse im Wasseranstieg von Bedeutung, da die Emschermulde zugleich relativ geringe Wasserzuflüsse aufweist (vgl. Abbildung 31, Seite 71 und Kap. 5.5). Bei einer Summe der Zuflüsse von 7,63 m<sup>3</sup>/min = 458 m<sup>3</sup>/h ergibt sich hier ein Zufluss/RHV-Verhältnis von 1,5 m<sup>3</sup>/h/Mio.m<sup>3</sup>.

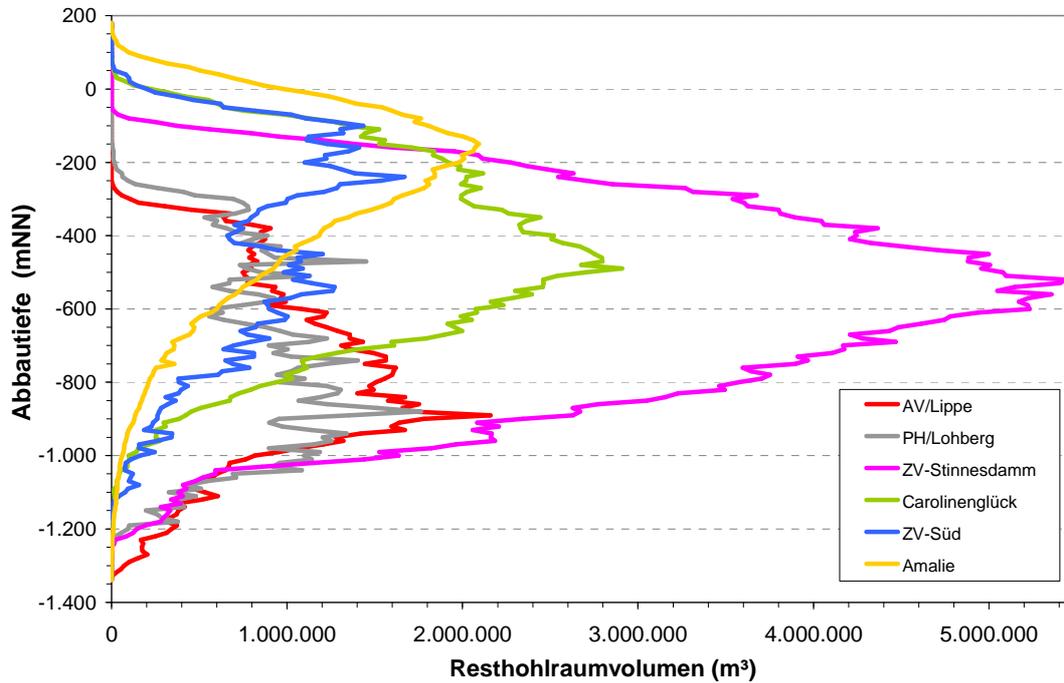


Abbildung 27: Teufenverteilung des förderabhängigen Resthohlraumvolumens in den 6 Teilwasserprovinzen.

Die entsprechenden Werte in den anderen Teilprovinzen sind mit 4 bis 8 deutlich höher (Abbildung 28). Damit ist zu erwarten, dass im Auffüllprozess Wasser aus den benachbarten wasserreichen Provinzen im Süden in die Emschermulde fließen wird und zur Auffüllung der Hohlräume dort beiträgt.

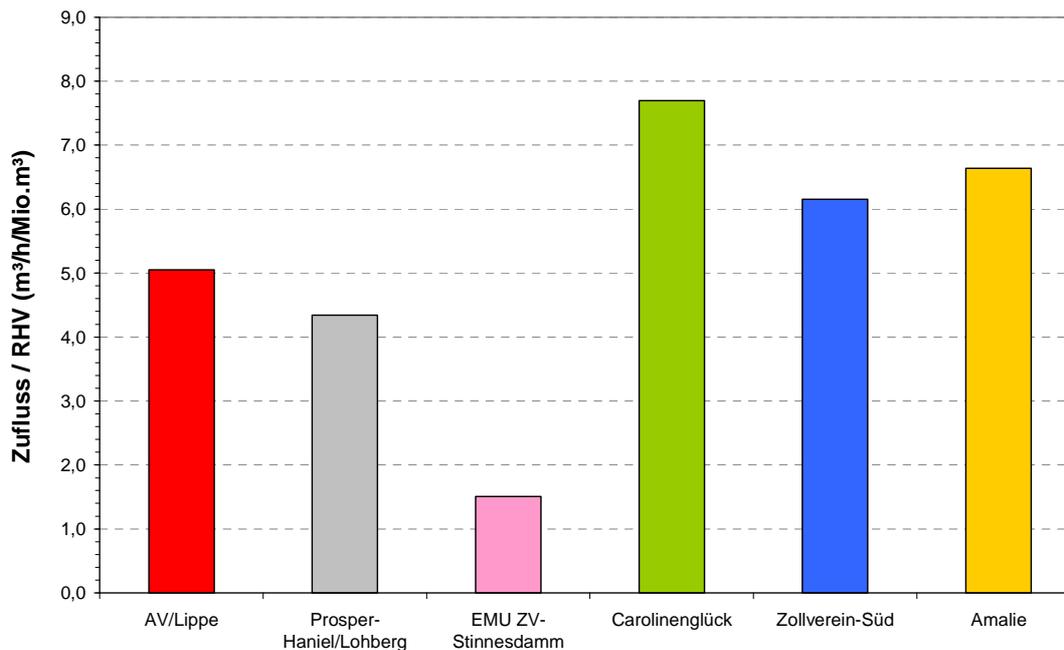


Abbildung 28: Verhältnis der Wasserzuflussmengen (vor Wasseranstieg) zu Resthohlraumvolumen (über gesamten Teufenbereich).

## 5.4 Hydraulisch wirksame Verbindungen

Mit Stilllegung der Wasserhaltungen und Wasseranstieg verschwinden sukzessive die vorgegebenen Gradienten zu den wasserfrei gehaltenen Grubenbauen. Insgesamt erfolgen Wasserbewegungen im vom Wasser erfüllten ehemaligen Bergwerksverbund nicht überall gleichmäßig sondern in Abhängigkeit von Strömungswiderständen und Potenzialdifferenzen. Bezogen auf die Gesamtfläche bzw. das Gesamtvolumen eines Bergbaugesbietes existieren nur wenige Hauptwasserwege, d.h. Strecken mit höheren Fließraten und -geschwindigkeiten (wenige Meter je Minute, vgl. Kap. 4.6.3). Diese sind auf den Verbindungen zwischen den hauptsächlichen Wasserzuflüssen bzw. Sammelbereichen und den Entlastungspunkten zu lokalisieren.

Das bedeutet zum anderen, dass im größten Teil des Streckennetzes - immer in Abhängigkeit von den Zuflussbedingungen – nur eine geringe Wasserbewegung stattfindet. Dieses Grundprinzip wird überprägt von in den Strecken errichteten Dämmen. In den Abbauen selbst sind aufgrund der Randbedingungen (Abdämmung, von besser durchlässigen Strecken umgeben) so gut wie keine Strömungen nach vollständiger Wassersättigung möglich. Während der Auffüllung mit Wasser ist der Strömungs- und Transportgradient in den Abbau hinein gerichtet. Ein Stoffaustrag aus einem ehemaligen Abbau selbst ist somit kaum möglich. Im Fokus der Betrachtung von Stoffmobilisationen (s. Kap. 6.2.2) stehen aufgrund dieser hydraulischen Bedingungen somit das Streckennetz und die Übergangsbereiche zu den Abbauen.

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

Im Boxmodell sind verschiedenste Strömungsgesetze wie z.B. laminare Strömung in Strecken, turbulente Rohrströmung, Kluffströmung (turbulent oder laminar) und zeitabhängig veränderliche laminare Strömungsgesetze implementiert. Auch die verbrochene Streckenverbindung Möller/Rheinbauben – Prosper-Haniel ist mit turbulenter Strömung implementiert. Derzeit werden mit diesen Strömungsgesetzen die in Tabelle 3 aufgeführten Typen hydraulischer Verbindungen vom Boxmodell erfasst, von denen die nicht kursiv geschriebenen im Lohberg-Modell auch verwendet werden.

Tabelle 3: Hydraulische Verbindungstypen Boxmodell.

TypNr	Objekt	Besonderheiten im Modell
1	Strecke*	Laminare Strömung, hoher zeitlich konstanter Leitwert, exakt definierte Überlaufpunkte
2	Abbau oder Konvergenzbeeinflusste Strecke	Laminare Strömung, Leitwert stark von Konvergenz abhängig, immer mit Zeitfunktion
3	Bohrung/Rohr (oder Strecke*)	Strömung turbulent, direkt nach Strickler
4	Störungsflächen	Strömung turbulent
5	Abbaue (-annäherung) mit definiertem Überlaufpunkt	Laminare Strömung, Leitwert konstant, Info's für Leitwertberechnung werden nach Schema Typ 6 mitgeteilt (ohne Zeitfunktion)
6	Vielzahl von möglichen Verbindungen (relativ undefiniert) oder Abbaue (-annäherung)	Laminare Strömung, Strömung beginnt bereits am tiefsten Niveau, unabhängig von welcher Seite dieses erreicht wird. Leitwert erhöht sich mit Einstauhöhe linear, bis oberes Niveau erreicht ist, „ABBA für Abbauannäherung“ s.u. ohne Zeitfunktion
7	Versinkung aus Deckgrundwasserleiter	Ersetzt $q_{c\_rand.str.}$ , ansonsten wird in höchste Box eingebunden, deren Sohle tiefer als GWL liegt.
8	Vertikale Verbindung	Laminare Strömung: Bei sehr hoher Durchlässigkeit muss Sohlenniveau der Box genau dem Überlaufpunkt angepasst werden (Verstürzen von Grubenwasser).alternativ -> Kluft turbulent
9	Strecke*	Wie 1) zeitl. Konstanter LW jedoch größtenteils im Flöz (L schlechter als Typ 1)
10	Geologische Verbindung	Laminare Strömung, konstanter Leitwert oder Leitwert direkt proportional abhängig von der Größe der durchströmten Fläche bzw. Einstauhöhe des Grubenwassers (Letzteres wird bei automatischer Generierung verwendet)
11	Damm in Strecke	Konstanter Leitwert, begrenzte Druckhöhe
12	Störung/Kluft = T1	Cubic Law $T = g \cdot B^3 / 12 \cdot \mu \cdot \nu$
13	zeitabhängige geologische Verbindung	Bottrop - Sonderfunktionen wie Dichtwand
14	Kluftströmung turbulent glatt = T2	Turbulente Strömung in Kluft, glatt: Exponent wird intern auf 4/7 gesetzt, auf L2 wird LW laminar übergeben
15	Kluftströmung laminar rauh = T4	Laminar rauh
16	Kluftströmung turbulent rauh = T4	Turbulent rauh, auf L2 wird LW laminar übergeben, Exponent intern auf 0,5 gesetzt
17	Kluftströmung - laminar cubic law	Kluftweite wird übergeben oder im Programm aus $Kl = f(dp)$ ermittelt. LW wird erst im Programm berechnet und übergebene Klw überschrieben.
20	turbulente Strömung	offenes Trapezgerinne
100+	Geologische Verbindung	Steuerung der Verbind_geol nach speziellen Anforderungen (z.B. Dichtwand)

Die Größen  $k_f$ -Wert (Durchlässigkeitsbeiwert), die Gradientenstrecke (strömungstechnisch wirksame Länge  $\Delta s$  [m], über welche die Potenzialdifferenz  $\Delta h$  wirkt) und die durchströmbare Fläche  $\Delta A$  [m<sup>2</sup>] werden im Boxmodell zum Komplexparameter L [m<sup>2</sup>/s] (Leitwert oder Conductance) zusammengefasst:

$$L = k_f \cdot \Delta A / \Delta s$$

L - Leitwert [m<sup>2</sup>/s]

Die Verbindungen zwischen den Boxen stellen neben den auffüllbaren Hohlräumen (s. Kap. 5.2 und 5.3) und der Zuflusssituation (Kap. 5.5) einen der wichtigsten Parameter für die Modellierung dar.

Die hydraulische Verbindung zwischen zwei Boxen (also intensiv durchbauten und von dem Umfeld abgrenzbaren Bereichen des Bergwerkes, s. Kap. 5.2) wird als Linie im zum Boxmodell gehörenden CAD-System „BoxCAD“ dargestellt. Am Ende der Linie stehen als Z-Werte die wichtigen Überlaufhöhen in mNN. Im zum Datensatz gehörenden Textfeld werden weitere wichtige Informationen abgespeichert, wie der Typ der Verbindung, der Leitwert, allgemeine Textinformation und ggf. auch Datum der Auffahrung bzw. letztmaligen Rekonstruktion, Länge und Durchmesser (bei Rohren oder Bohrlöchern).

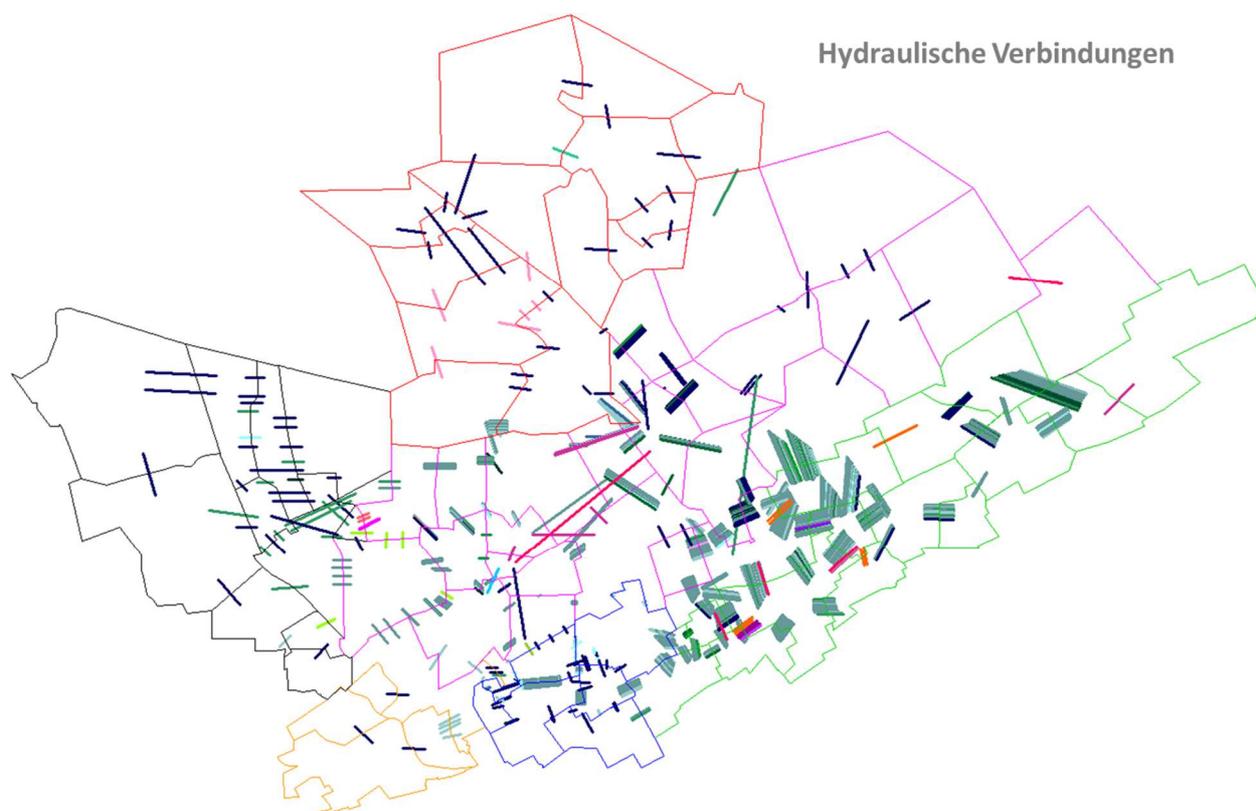


Abbildung 29: Hydraulische Verbindungen im Untersuchungsraum Lohberg (z.B. dunkelblau: Streckenverbindung Leitwert 1, hellblau: Bohrloch, blaugrün: Abbauannäherung, hellgrün: Flözverbindung, rosa: schlechte Flözverbindung und Strecke mit schlechtem Leitwert).

Im Großraum des Wassereinzugsgebietes der Wasserhaltung Lohberg stellt sich die Situation sehr komplex dar (Abbildung 29). Die Verbindungen spiegeln sowohl das Streckennetz als auch die diversen Sohlen und Flöze wider. Insbesondere in den intensiv durchbauten südlichen Bereichen Carolinenglück und Zollverein-Süd fallen die vielen Abbauannäherungen (grün) auf, die sich bereits bei der Auswertung der Abbauverteilung (vgl. Kap. 5.2) angedeutet hatten. Zur Erfassung und Bewertung dieser bergbaulichen Elemente wurden Grubenrisse bearbeitet und bergbauliche Informationen zu einzelnen Strukturen genutzt.

Ganz wesentliche Bedeutung kam der Einschätzung des heutigen Zustandes in Bezug auf die Wasserwegsamkeit zu. So wurden Abbauannäherungen und Dämme bewertet und Verfüllmaßnahmen berücksichtigt. Bei Strecken, die an das heutige Grubengebäude anschließen und für die sich der Zustand der Abschlussdämme entsprechend bewerten lässt, wurden zu öffnende Dämme mit sehr guten Durchlässigkeiten versehen und geschlossen bleibende Dämme entweder gar nicht als Verbindungen berücksichtigt oder als sehr gering durchlässig eingestuft. Normale Strecken haben den Leitwert  $1 \text{ m}^2/\text{s}$  und entsprechend verringern sich die Werte bei geringer eingeschätzten Streckenquerschnitten. Eine offene Strecke hätte umgerechnet aus den speziellen Strömungsgesetzen (z.B. Strickler oder Weißbach) höhere Leitwerte. Es hat sich aber gezeigt, dass es für die Berechnung der relativ langsamen Wasseranstiegsprozesse ausreicht, mit diesen geringeren Leitwerten zu arbeiten, solange die Spiegeldifferenzen in offenen Strecken zwischen Grubenfeldern kleiner als ca. 10 cm sind. Dies erhöht deutlich die numerische Stabilität, um für den riesigen Raum in praktikablen Zeiträumen rechnen zu können. Die Strömungsrichtungen und Volumenströme ändern sich dadurch nicht. Wenn aber bekannt ist, dass - z.B. für plötzliche Durchbrüche - die realen Strömungseigenschaften erforderlich werden, dann werden im Boxmodell entsprechende Rohrleitungsformeln (Darcy-Weißbach oder Strickler) oder zeitabhängige Gesetze verwendet.

Die heute existierenden Wasserprovinzen verdanken ihre Begrenzungen dem Umstand, dass bis zu den bislang realisierten Wasserständen keine oder nur sehr gering wirksame hydraulische Verbindungen existieren. Durch den geplanten Wasseranstieg werden zwar Wasserübertrittsniveaus zwischen allen bisherigen Teilbereichen überstaut, jedoch sind diese Verbindungen unterschiedlich limitiert. Abbildung 30 zeigt die wesentlichen Wasserübertrittsstellen aus den Wasserprovinzen zur Wasserhaltung Lohberg (vgl. auch Kap. 3.4, Seite 24).

Die Teilwasserprovinz AV/Lippe ist mit der Emschermulde über eine Verbindung (Strecke Typ 1, siehe Tabelle 3) angeschlossen. Für diese Verbindung wird eine laminare Strömung, mit hohem zeitlich konstanten Leitwert sowie definiertem Überlaufpunkt angenommen. Von Carolinenglück existiert nach Westen und Norden eine Vielzahl an Verbindungen, von denen für die betrachteten Wasserniveaus fünf zwischen zwei Boxengrenzen als relevant ermittelt wurden. Aus dem Bereich Amalie wird Wasser ebenfalls in verschiedenen Niveaus fließen – das tiefste befindet sich auf -948 mNN.

Die Hauptverbindung im Bereich der Wasserhaltung Zollverein zwischen den wasserreichen Südprovinzen und der Emschermulde ist die heutige Hauptwasserhaltung auf der 14. Sohle (-948 mNN). Es existieren aber auch hier höhere Verbindungen nach Norden im Niveau der 13. Sohle

(-705 mNN), die dann entsprechend bei höheren Wasserständen aktiviert werden.

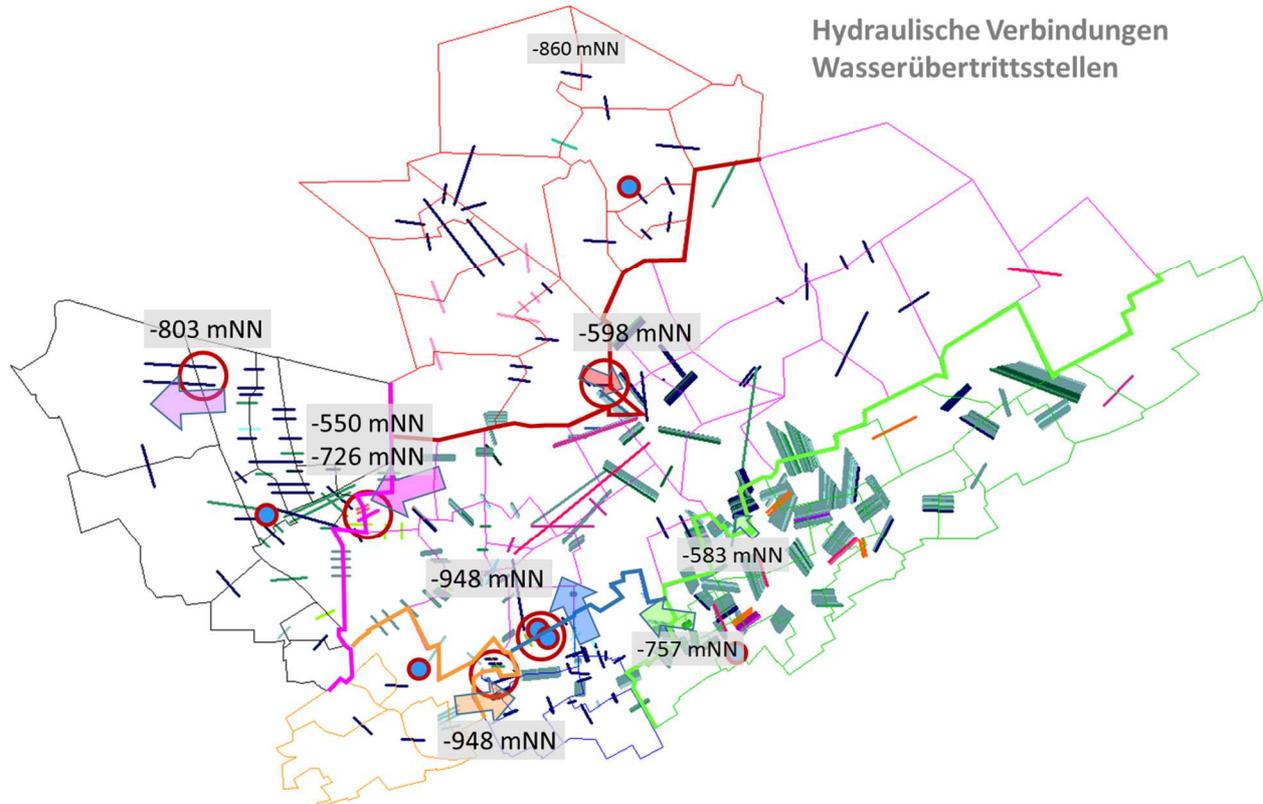


Abbildung 30: Hydraulische Verbindungen mit wichtigen Wasserübertrittsstellen.

Eine besondere Rolle im Grubenwasserkonzept der RAG spielt die Verbindung zwischen Möller/Rheinbaben und dem Bergwerk Prosper-Haniel. In den Jahren 2015-2017 wurde die Strecke im Niveau der 5. Sohle Prosper-Haniel nach Osten aufgefahren (-726 mNN), um mögliche hydraulische Anbindungen zu erkunden. Darüber hinaus existiert im angestrebten Niveau unterhalb -630 mNN keine als sicher einzustufende Verbindung (die tiefer auf ca. -750 mNN gelegenen Abbauannäherungen vom Prosper II-Altfeld nach Mathias Stinnes sind als unsicher eingestuft und wurden im Modell nicht berücksichtigt).

Mit der o.g. Erkundungsstrecke wurde eine Strecke des ehemaligen Bergwerks Möller/Rheinbaben mit Ausbau aus den 1950er und 1960er Jahren /13/ angefahren. Diese Strecke war im Anschlussbereich verbrochen und dieser Zustand wird auch für weitere Streckenabschnitte in der Fortsetzung nach Möller/Rheinbaben erwartet. Es muss daher für diese Verbindung von Fließwiderständen ausgegangen werden. Zwar konnte mittels der durchgeführten Tests eine hydraulische Verbindung nachgewiesen werden, allerdings ist das Durchleitvermögen gegenüber einem offenen Streckenquerschnitt aufgrund lokaler Fließwiderstände eingeschränkt. Die Strömungs-

verhältnisse wurden auch in Anbetracht der durchfließenden Wassermengen als turbulent eingestuft (s.o.) und der Leitwert dieser Verbindung aufgrund dieser Untersuchungen auf Basis einer konservativen Abschätzung angepasst.

Aufgrund ähnlich anzusetzender Rahmenbedingungen für das übrige Streckensystem im Bereich des ehemaligen Bergwerkes Möller/Rheinbaben wurde dieser Leitwert auch auf eine zweite Verbindung übertragen, die über Blindschächte im Niveau -550 mNN existiert. Damit liegt sie zu hoch, als dass sie bei den zu betrachtenden Wasserhaltungsniveaus (Lohberg -630 mNN, Zollverein -600 mNN, vgl. Kap. 3.4) aktiviert werden könnte.

Das Bergwerk Prosper-Haniel ist über zwei Hauptwasserwege aufwändig als Verbindung zum Wasserhebungsstandort Lohberg besichert worden. Der Anschluss besteht hier auf der 4. Sohle Lohberg (-803 mNN) im Bereich des Schachtes Hünxe. Von diesem Streckenabschnitt führen zwei Verbindungen (Fortsetzung 4. Sohle und über den Schacht Hünxe zur 5. Sohle) in das ehemalige Bergwerk Lohberg und zum Schacht 2.

## **5.5 Wasserzuflüsse**

Dem großen Wassereinzugsgebiet entsprechend differenziert sind die geologischen, tektonischen und bergbaulichen Gegebenheiten und damit auch die Wasserzuflüsse in die ehemaligen Bergwerke. In diesen Bergwerken haben sicher tausende einzelner Zuflüsse in die verschiedenen Sohlen/Teufen existiert, über die natürlich keine Informationen vorliegen. Gleichwohl existieren Informationen zu den im Betrieb vorhandenen und gehobenen Grubenwassermengen aus denen sich die geogenen Zuflussmengen extrahieren lassen. Ein aktueller Abgleich ist zudem über die heute gehobenen Grubenwassermengen möglich.

Diese natürlichen Zuflüsse, die während des aktiven Bergbaus, d.h. bei jeweilig maximaler Wasserabsenkung zugeflossen sind, summieren sich auf ca. 61,1 m<sup>3</sup>/min und verteilen sich regional wie in Abbildung 31 dargestellt. Diese Verteilung ist ausschlaggebend für die künftigen Abflussverhältnisse (vgl. Kap. 5.4) sowie das Wasseranstiegsverhalten (vgl. Kap. 6.1).

Der größte Teil der Zuflüsse stammt aus dem südwestlichen Randbereich mit den heutigen Wasserhaltungen Amalie, Zollverein-Süd und Carolinenglück. Diese Verteilung ist auf die nach Süden geringer werdende Mächtigkeit des Deckgebirges zurückzuführen (Abbildung 3, Seite 18). Diese Zuflüsse im südlichen Ausbissbereich des Karbongebirges sind zum hohen Anteil durch Sickerwasseranteile von der Oberfläche geprägt, die dann auch entsprechend schwankender Niederschläge und Grundwasserneubildung ebenfalls variierende Mengen aufweisen.

Mit zunehmender Überdeckung insbesondere durch den gering durchlässigen Emschermergel nehmen die Zuflüsse von der Oberfläche ab und die Mengen werden geringer. Teilweise sind die Zuflussmengen lokal durch Störungszonen (z.B. Auguste Victoria) oder durch Zechsteinablagerungen (z.B. Lohberg, Fürst Leopold) überprägt.

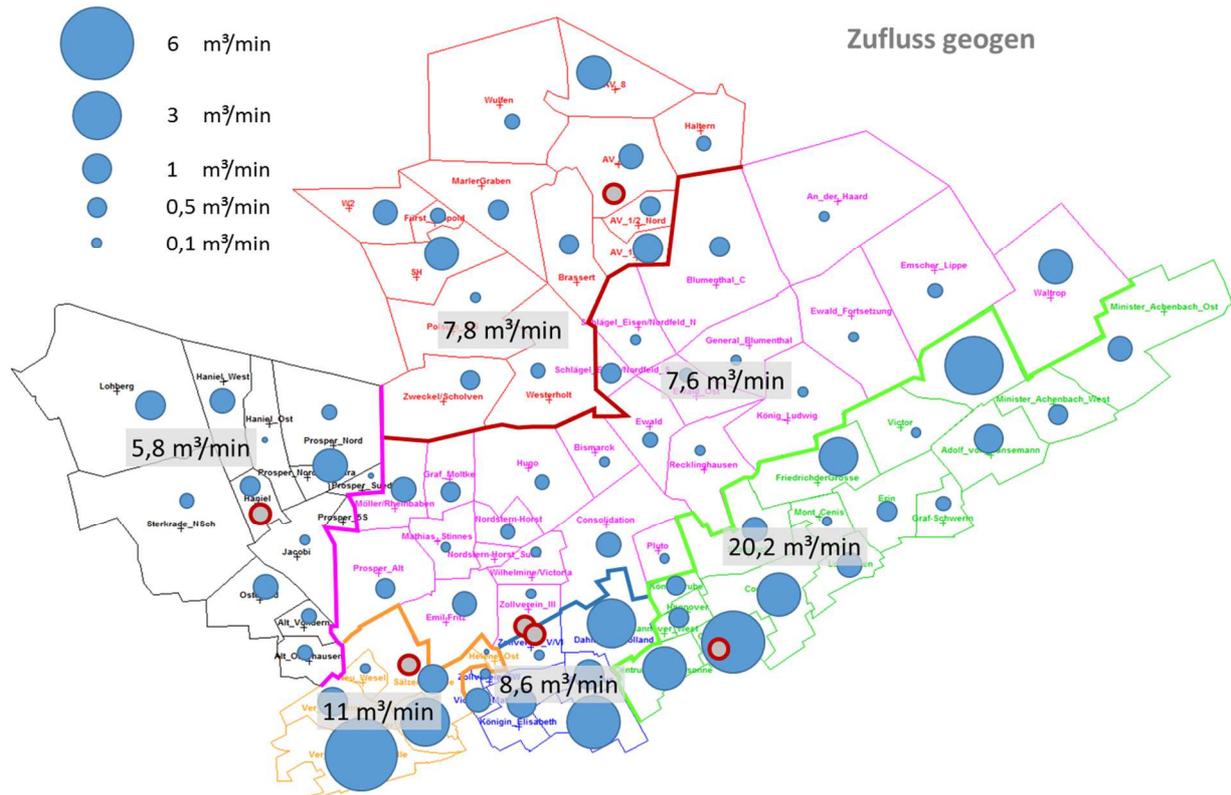


Abbildung 31: Untersuchungsraum mit Verteilung der geogenen Wasserzuflüsse (Maximalmengen vor Wasseranstieg).

Im Modell werden insgesamt 139 Einzelzuflüsse unterschieden. Die Differenzierung innerhalb der Boxen (bis zu 6 unterschiedliche Zuflüsse) erfolgte in Abhängigkeit vom Kenntnisstand bezüglich Mengen und chemischer Zusammensetzung) aber auch der erforderlichen Beschreibung der hydraulischen Entwicklung während des Wasseranstiegs. Denn außer dem Zuflussbereich (Box) wird jedem Wasserzutritt auch ein Zuflussniveau in das Bergwerk zugeordnet, das nicht immer mit dem heutigen Annahmestadium übereinstimmen muss. Dies trifft z.B. für Wasserlösungsbohrungen zu, wo bekannt ist, dass der Zufluss auf einem höheren Flöz erfolgt ist.

Weiterhin wird der jeweiligen Teilmenge eine Herkunft zugewiesen, was zum einen qualitativ in Form einer genetischen Interpretation erfolgt, zum anderen aber in einem Herkunftsniveau. Dieses entspricht dem jeweiligen Druckwasserspiegel, was sich in der Modellmethodik durch ein entsprechendes Zuflussverhalten auswirkt.

Aus Beobachtungen vor und nach Wasseranstieg gehobener Wassermengen ist bekannt, dass sich viele Zuflüsse langsam mit ansteigendem Grubenwasserspiegel vermindern. Grund dafür sind die im Wasseranstiegsverlauf geringer werdenden Spiegeldifferenzen zu speisenden, oftmals weiter entfernt liegenden Rändern. Es wurden Abdrückfunktionen der Zuläufe in Abhängigkeit des Wasserspiegels entwickelt, die leicht gedämpft zum Grubenwasseranstieg verlaufen und dabei berücksichtigen, dass Grund-/Kluft-/Störungswasser oftmals auf höheren Sohlen angeschnitten und im Rahmen des fortschreitenden Abbaus in die Tiefe verschleppt wurden. Je höher also dieser Druckwasserspiegel liegt, desto geringer vermindert sich die Zuflussmenge während des Wasseranstiegs. Stammt der Zufluss aus einem Reservoir oberhalb des künftigen Grubenwasserspiegels, ist die Zuflussmenge für den zu betrachtenden Wasseranstieg als davon unbeeinflusst und kontinuierlich anzusetzen. Insofern ist es von Bedeutung, insbesondere solche Wasserzuflüsse zu identifizieren. Ein wesentlicher Anhaltspunkt hierfür ist zunächst die chemische Zusammensetzung (geringe Mineralisation, vgl. Kap. 5.6) aber auch jahreszeitlich variierende Wassermengen deuten darauf hin, dass ein direkter Zusammenhang mit Niederschlägen und Grundwasserneubildung im oberflächennahen Bereich besteht.

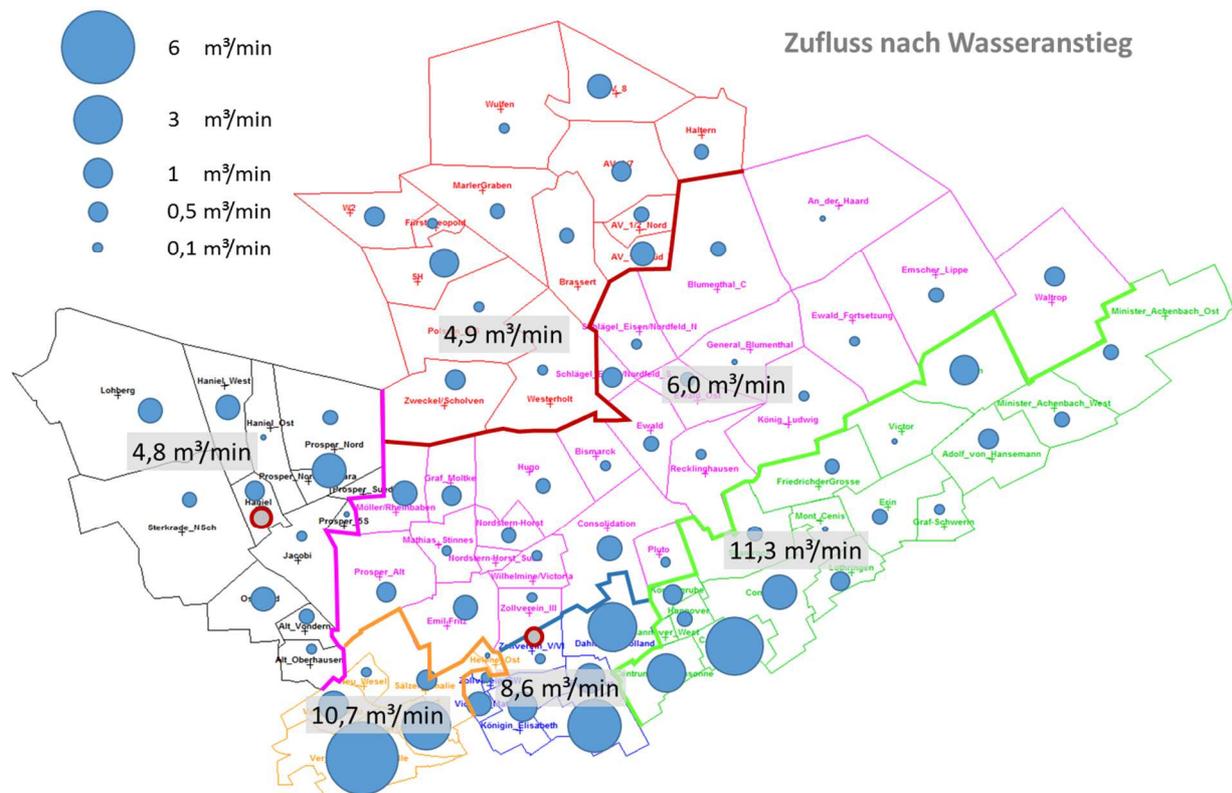


Abbildung 32: Untersuchungsraum mit Verteilung der geogenen Wasserzuflüsse (Mengen nach Wasseranstieg Wasserhaltung Lohberg -630 mNN).

In Vorwegnahme der Modellberechnungen (s. Kap. 6.1) wird durch diese Vorgaben nach dem Wasseranstieg eine Verminderung der Zuflüsse im

Einzugsgebiet der Wasserhaltung Lohberg von den o.g. 61,1 m<sup>3</sup>/min auf 46,3 m<sup>3</sup>/min erwartet (Abbildung 32). In den südlichen Boxen (Amalie, Zollverein-Süd) bleiben die Zuflussmengen erkennbar im Vergleich mit Abbildung 31 nahezu konstant.

## 5.6 Grubenwasserzusammensetzung

Alle Einzelzuflüsse werden im Modell mit Gehalten an darin enthaltenen Stoffen belegt. Deren Parameterumfang bestimmt sich durch die Anforderungen der Prognose sowie die Verfügbarkeit entsprechender Daten. Die Verfügbarkeit solcher Informationen variiert wiederum über das Untersuchungsgebiet stark. Für die in den letzten Jahren geschlossenen Bergwerke ist eine ausführliche Bestandsaufnahme des geogenen Grubenwassers gemäß des an der Wasserrahmenrichtlinie WRRL (Umsetzung in Deutschland über das Wasserhaushaltsgesetz WHG) orientierten Monitorings des gehobenen und eingeleiteten Grubenwassers erfolgt, wie es seit 2008 an allen RAG-Standorten durchgeführt wird. Ein entsprechender Wasserstammbaum wurde für die Bergwerke Auguste Victoria und Prosper-Haniel erstellt.

Solche vollständigen Datensätze liegen nicht für den gesamten Untersuchungsbereich vor. Allerdings existiert eine Vielzahl von Wasseranalysen von fast allen Bergwerken, nur dass diese meist einen reduzierten Parameterumfang gemäß der damaligen Anforderungen aufweisen. Zudem handelt es sich um keine systematischen Bestandsaufnahmen und die Probenahmepunkte sind häufig nicht eindeutig zuzuordnen. Wie auch bei den Proben aus den zuletzt noch betriebenen Bergwerken ist immer fraglich aber schwer zu prüfen, ob sich Betriebswasseranteile in den Proben befunden haben, die dann eine geringere Mineralisation vortäuschen.

Die Altbereiche, in denen bereits ein Wasseranstieg erfolgt ist und an denen das Grubenwasser zentral gehoben wird, haben demgegenüber den Vorteil, dass aus dem Grubenwassermonitoring der Einleitungen aus den letzten Jahren sehr gute Datensätze der rein geogenen Zusammensetzung des Mischwassers vorliegen. Dies ist für die Wasserhebungen Amalie, Carolinenglück, Zollverein-Süd und ZV-Stinnesdamm der Fall. Anhand dieses Mischwassers kann bei bekanntem Einzugsbereich eine gute Kalibrierung der (dann allerdings nicht nach aktuellem Stand beprobten) Einzelzuflüsse erfolgen. Dieses jeweils wirksame Einzugsgebiet wird unter Nutzung von Lotungsdaten und der Modellrechnungen bestimmt. Im Zuge dieser Kalibrierung lassen sich die Primärdatensätze der Zuflüsse unter zusätzlicher Nutzung allgemeiner chemischer Zusammenhänge und Elementkorrelationen sowie dem Prozessverständnis aus dem Wasseranstieg (s.u.) ergänzen. Tabelle 4 zeigt exemplarisch Modelleingangsdaten für eine repräsentative Auswahl an Zuflüssen mit breiter Streuung von Herkunft und Salinität.

Tabelle 4: Modelleingangsanalysen für eine Auswahl von Zuflüssen in die Wasserprovinz Lohberg.

Box		Lohberg	Ewald Ost	Möller/Rhein-baben	Graf Moltke	AV 1/2-Süd	Haltern	Wulfen	Helene Ost	Carol.-glück	Carol-glück
Herkunft		Misch-wasser	6.S.	2./3. Sohle	7. Sohle	Nullge-senk	1. Sohle	5. S.	Misch-wasser	6.S.	8.S.
Niveau	mNN	-615	-847	-430	-1.130	-975	-835	-990	-111	-376	-801
Zulauf	L/min	667	184	424	440	818	196	150	45	382	153
pH		7,1	5,75	6,17	6,5	5,8	6,8	6,6	7,35	7,6	6,9
Temperatur	°C	25	38,7	24,5	48,3	45,5	34	31	13,4	20	30
Natrium	mg/L	27261	31.170	13285	50995	67953	35905	35029	3966	499	25200
Kalium	mg/L	189	277	121	482	779	250	324,5	59	16	275
Calcium	mg/L	2368	5.350	1781	5112	8453	3640	6460	228	242	2315
Magnesium	mg/L	697	950	492	1968	1377	648	1605	86	3,5	625
Eisen ges.	mg/L	5,5	7	2	29,8	75,0	7,2	12	2,99	1	5
Mangan	mg/L	0,6	3	0,5	2	3,2	1,4	9	0,22	0,1	1
Zink	mg/L	1,0	0,8	0,5	0,8	5,2	0,04	0,5	0,43	0,005	1,1
Blei	mg/L	0,025	0,005	0,004	0,007	0,05	0,04	0,03	0,005	0,003	0,025
Cadmium	mg/L	0,0010	0,0007	0,0005	0,0003	0,01	0,004	0,002	0,001	0,0008	0,0006
Chrom	mg/L	0,005	0,005	0,005	0,005	0,02	0,02	0,001	0,008	0,005	0,005
Kupfer	mg/L	0,02	0,005	0,005	0,01	0,04	0,08	0,01	0,01	0,005	0,01
Nickel	mg/L	0,02	0,005	0,005	0,01	0,04	0,04	0,01	0,007	0,007	0,01
Barium	mg/L	2	399	0	3115	1083	1400	0	1	0,1	0,01
Strontium	mg/L	16	430	90,1	500	533	770	227	16,4	0,5	0,5
Bor	mg/L	3	3,4	2	3,8	3,9	3	3	1,3	0,9	3,5
Ammonium	mg/L	22	33	12	63	100	40	30	3,8	0,65	26
Chlorid	mg/L	45670	61150	24512,5	95900	125523	65200	69700	6220	767	44765
Sulfat	mg/L	3751	0	924	0	0	0	1200	175	150	153
Nitrat	mg/L	1,8	0,2	0,4	0,01	0	1,0	2	0,15	0,9	0,06
Nitrit	mg/L	0,02	0,01	0,01	0,005	0,01	0,50	0,02	0,01	0,008	0,04
Bromid	mg/L	58	93	37,9	120	142	82	111	9,4	1	57
Phosphat	mg/L	0,245	0,153	0,061	0,215	0,02	0,08	0,06	0,067	0,015	0,184
HCO <sub>3</sub>	mg/L	118	102	163	146	179	214	98	950	600	350

Auf Basis dieser Daten wird ein Wasserstammbaum über das Gesamtgebiet mit repräsentativen Stoffgehalten aller Zuflüsse generiert. Dieser Datensatz bildet die Grundlage für die Boxmodellberechnungen zum Wasseranstieg. Die damit errechneten stationären Anfangsbedingungen werden in Kapitel 6.2 im Vergleich zu den Monitoringdaten im gehobenen Grubenwasser dargestellt.

Die Auswertungen zeigen zudem, dass die unterschiedliche Herkunft der Zuflüsse mit unterschiedlichen Gehalten an gelösten Inhaltsstoffen einhergeht. In den tiefen Zuläufen sind geogene Salze gegenüber den Wasserzutritten aus dem oberflächennahen Grundwasserleiter angereichert.

Diese Salinität lässt sich zusammenfassend recht gut über den Parameter Chlorid charakterisieren. Mit Chlorid sind zahlreiche andere Inhaltsstoffe (z.B. Na, K, Ca, Mg, B, NH<sub>4</sub>, Br) korreliert.

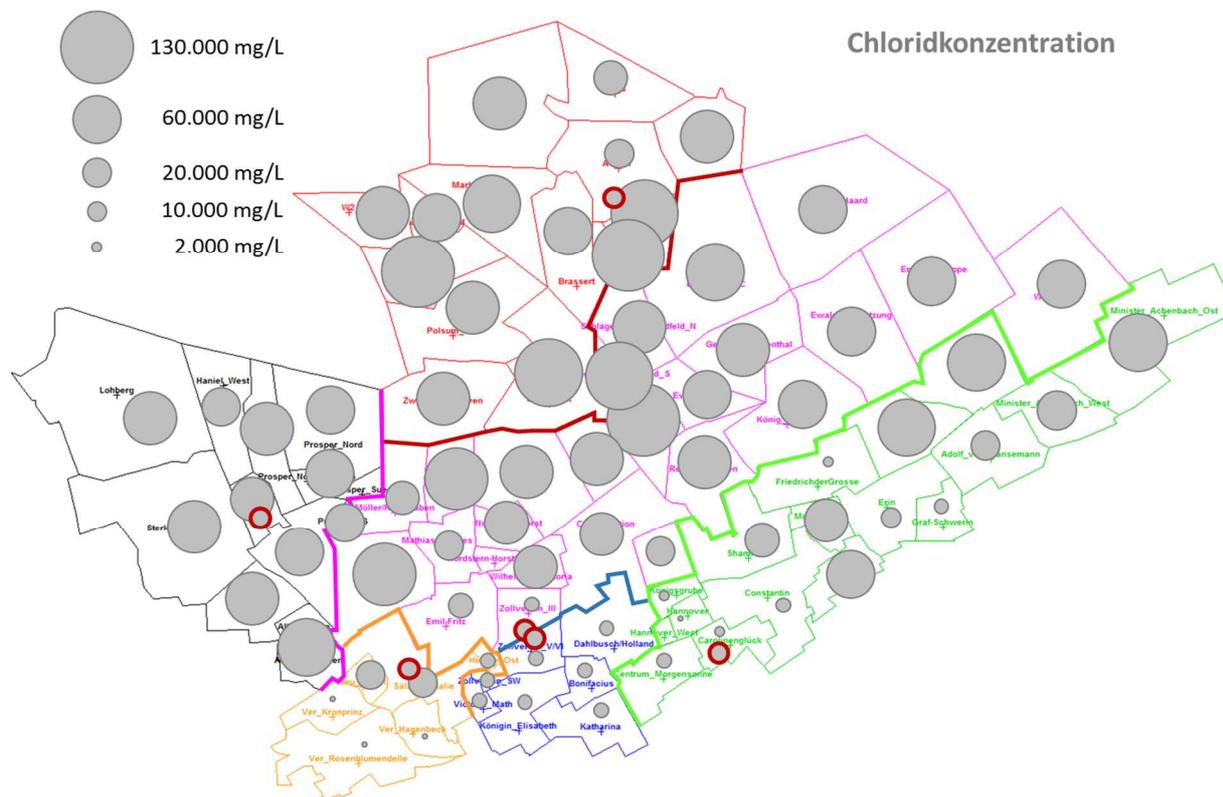


Abbildung 33: Verteilung der Chloridgehalte in den Grubenwässern des Untersuchungsraumes.

In der grafischen Darstellung zum Chloridgehalt (Abbildung 33) gut erkennbar, ist der größte Teil des Gebietes durch solche hochsalinaren Zuflüsse gekennzeichnet. Dargestellt ist die jeweilige Mischung der geogenen Zuflüsse in einer Box. Betriebswässer, die im aktiven Bergbau zu einer Verdünnung dieser Salzgehalte geführt haben, wurden nicht berücksichtigt. Der Vergleich mit Abbildung 31 bestätigt über die Stoffgehalte den zuvor beschriebenen genetischen Zusammenhang: Geringe Deckgebirgsüberdeckung im Süden führt zu großen Mengen gering salinärer Zuflüsse von der Oberfläche während unter mächtigerem Deckgebirge laterale Zuflüsse aus dem tiefen Karbon dominieren, die aufgrund der sukzessiven Entwässerung des Gebirges und geringer Durchlässigkeiten der Klüfte in der Menge limitiert sind. Diese Anreicherung der geogenen Salze in den tiefen Zuläufen gegenüber den Wasserzutritten aus dem oberflächennahen Grundwasserleiter führt dann über das differenzierte Abdrückverhalten (je tiefer umso intensiver, vgl. Kap. 5.5) zu einer überproportionalen Abnahme der Salzgehalte im nach dem Wasseranstieg anzunehmenden Wasser.

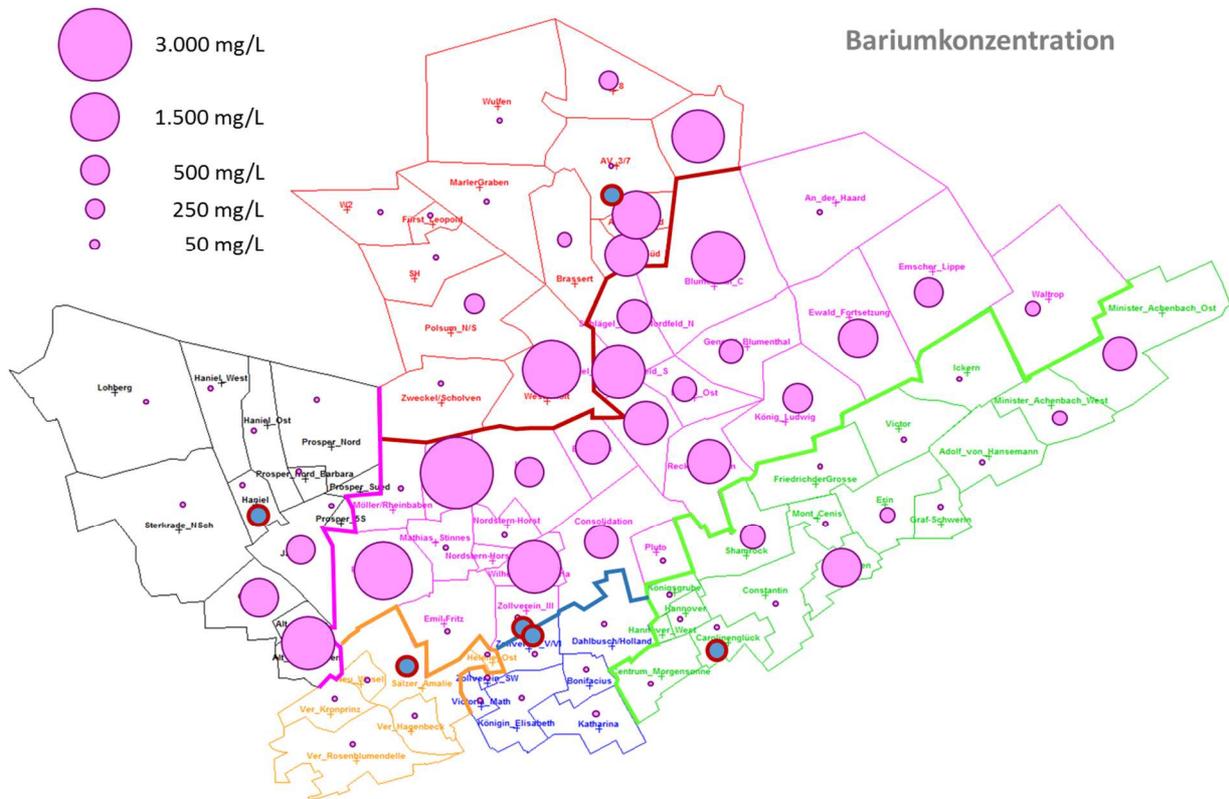


Abbildung 34: Verteilung der Bariumgehalte in den Grubenwässern des Untersuchungsraumes.

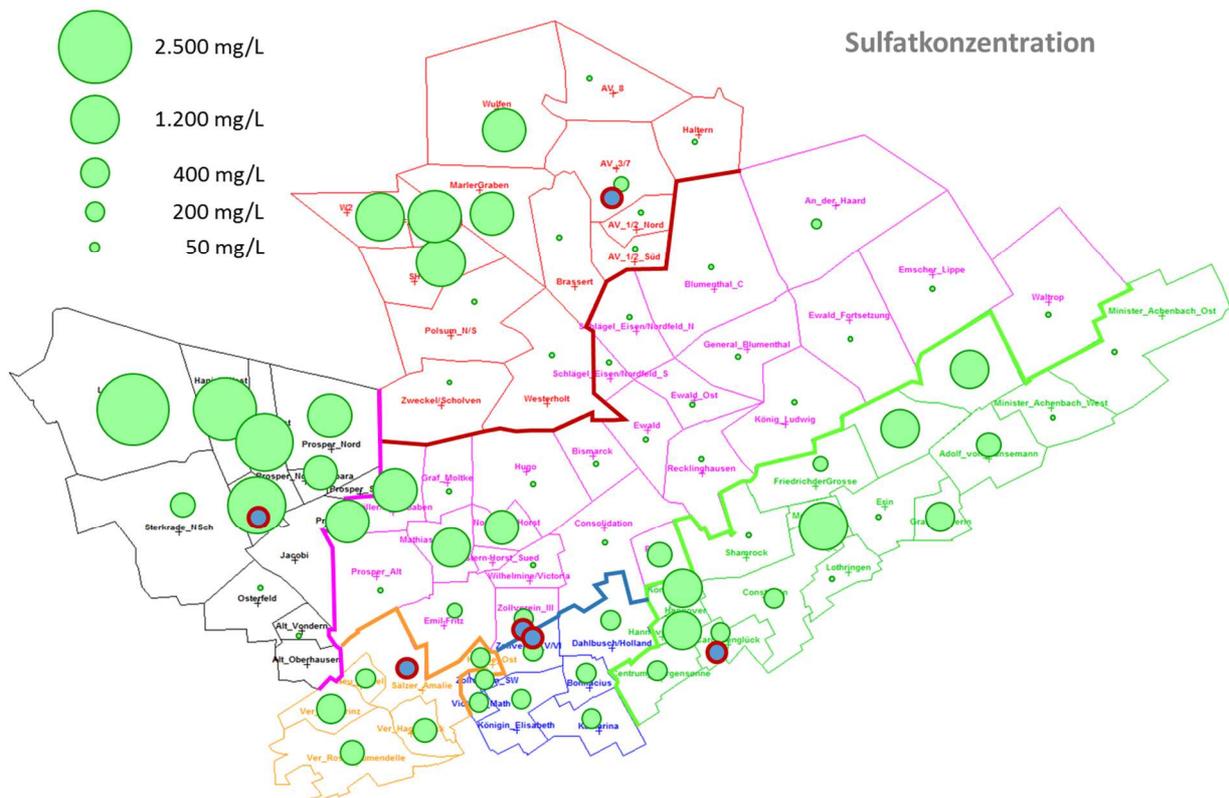


Abbildung 35: Verteilung der Sulfatgehalte in den Grubenwässern des Untersuchungsraumes.

Ein zusätzlicher genetischer Zusammenhang wird über die Barium- und Sulfatgehalte der Wässer erkennbar. Barium ist ein Bestandteil von primären Karbonsolen und vor allem in einem Streifen des zentralen Ruhrgebietes von Osterfeld über Graf Moltke, Schlägel & Eisen, Blumenthal bis Auguste Victoria und Ewald-Fortsetzung verbreitet. Die Signaturen in Abbildung 34 (Barium) und Abbildung 35 (Sulfat) zeigen immer die Zusammensetzung des jeweiligen Mischwassers unter Berücksichtigung etwaiger Reaktionen. Wenn somit in dem Bilanzbereich mehrere Zuflüsse vorhanden sind, von denen ein Teil Barium und der andere Sulfat führt, wird die Ausfällung von Bariumsulfat und der Verbleib der dominierenden Komponente berücksichtigt. Diese Zusammenhänge spielen insbesondere für den Wasserhaltungsstandort Zollverein eine Rolle (s. Kap. 6.2.4). Hier werden heute aufgrund der bariumhaltigen Zuflüsse aus der nördlichen Emschermulde (Stinnesdamm) und der sulfathaltigen Wässer der Südprovinz die Grubenwässer getrennt gehoben. Um dies ggf. auch nach dem Wasseranstieg bei Inbetriebnahme dieser Wasserhaltung zu ermöglichen, werden entsprechende Einbauten am Schacht 2 vorgenommen.

Die Sulfatgehalte dort wie auch im gesamten sulfatgeprägten Süden stammen aus dem Sickerwasser und damit vorwiegend aus der Oxidation von Pyrit bei der Passage des belüfteten Karbongebirges. Hingegen wirkt im Nordwesten im Einzugsbereich des ehemaligen Bergwerkes Fürst Leopold/Wulfen wie auch im Bereich Lohberg – Prosper-Haniel die Laugung der dortigen Zechsteinsalze und führt zu hochsalinaren Sulfatwässern.

Generalisiert lassen sich somit auf Basis der jeweiligen Mischwässer drei hydrochemische Zonen unterscheiden: hochsalinare Sulfatwässer im Nordwesten, hochsalinare Bariumwässer im Zentralbereich und gering mineralisierte Sulfatwässer im Südosten. Diese Typisierung der einzelnen Boxen schließt nicht aus, dass in einem Bergwerk (Box) dennoch in verschiedenen Niveaus Wässer mit verschiedener Zusammensetzung auftreten können, was für den Wasseranstieg eine Rolle spielt und für das Modell und die Modellprognosen auch berücksichtigt wird.

Die Inhaltsstoffe der geogenen Zuflüsse bilden die wesentliche Stoffquelle für das sich im Wasseranstieg in den Hohlräumen sammelnde Wasser. Andererseits werden aber während des Wasseranstiegs Stoffe gelöst, die sich während des aktiven Bergbaus dort angesammelt oder gebildet haben. Im Allgemeinen stellen Produkte der Pyritoxidation die wichtigste Stoffgruppe dar. Es ist bekannt, dass die Freisetzung solcher Stoffe nicht plötzlich stattfindet, sondern dies ein Prozess ist, der durch kinetisch gehemmte Mineralauflösungsreaktionen, gehemmt durchströmte Bereiche, diffusive Stoffübergänge usw. beeinflusst wird. Deshalb darf der Stoffpool auch im Modell

nicht sofort bei Überstauung in den Streckensystemen aktiviert werden. Aus diesem Grunde wird der Modell-Hohlraum in 3 Kompartimente unterteilt:

- Das erste Kompartiment sind die sehr gut durchströmbaren Strecken, die auch die Verbindung zwischen den Grubenfeldern abbilden.
- Das zweite Kompartiment ist der Stoffpool, welcher in Form leicht löslicher Minerale und relativ leicht zugänglicher Porenlösungen (s.o.) im Umfeld der Strecken und in Übergangsbereichen zwischen Abbauen und Hauptstreckensystemen vorliegt. Dieser Stoffpool wird im Modell vereinfacht als bereits in gelöster Form vorliegende ruhende Phase vorgehalten, welche sich mit der strömenden Phase (Strecken) austauscht. Dieser Austausch wird durch einen Kinetikkoeffizienten ( $k_{\text{qdiff}}$  – auch Querdiffusions- oder Austauschkoefizient genannt) gesteuert. Dieser Koeffizient wurde theoretisch aus Ausspülungskurven (e-Funktionen) und deren analytischen Lösung abgeleitet und in zahlreichen Untersuchungen unter Beachtung einer strengen Massebilanz kalibriert.
- Das dritte Kompartiment sind die Abbaue. Diese besitzen zwar einen beachtlichen Stoffpool, werden aber unter den Bedingungen des Langfrontabbaus nach Abwerfen nur noch sehr schlecht durchströmt. Zudem sind diese Bereiche nur vergleichsweise kurz der Bewetterung ausgesetzt und somit sind auch die theoretischen oxidativen Stoffumsätze nur gering. Deshalb kann auch die Stofffreisetzung aus den Abbaubereichen nur gering sein; allerdings werden sie während des Wasseranstiegs aufgefüllt und sind aus der Sicht der Massebilanz streng zu beachten. Tritt bereits aufkonzentriertes Grubenwasser in einen bislang trockenen Abbaubereich ein, so stellen die Abbaue eine Stoffsenke dar, da das eingespeicherte stoffangereicherte Grubenwasser kaum bzw. nur sehr langsam wieder freigesetzt wird. Ursache hierfür ist, dass die umgebenden Strecken eine vielfach bessere Durchlässigkeit besitzen als die Abbaue und das Wasser deshalb die Abbaue über die Strecken umströmt.

Mit dem Wasseranstieg werden Grubenräume aufgefüllt, welche seit vielen Jahren infolge der bergmännischen Wasserhaltung entwässert sind. Diese Entwässerung führte zum Eindringen von Sauerstoff in die größtenteils im reduzierenden Milieu gebildeten Begleitminerale der Kohle und infolgedessen zu deren Oxidation. Wichtigste Komponenten sind hierbei die Reaktionsprodukte der Pyritoxidation Sulfat und Eisen, aber auch andere Salze und Metalle können dabei in mobilisierbare Form überführt werden.

Nach der Wasserfüllung der Grubenbaue setzt eine Milieuwandlung durch Sauerstoffabschluss ein, was dazu führt, dass weitere Oxidationsprozesse

nicht mehr stattfinden. Unter diesen Bedingungen besteht die Möglichkeit einer Migration der Eisen-II-Pools aus dem zuvor oxidierten Gestein. Dies und der Prozess der Auswaschung, d.h. dem Austausch des die Grubenhohlräume zunächst füllenden Grubenwassers aus dem Anstiegsprozess durch nachströmende Wässer, führen zunächst immer zu deutlich erhöhten Konzentrationen von Eisen-II und Sulfat. Die Menge dieser Stoffe hängt von den bergbaulichen Gegebenheiten und den Eigenschaften des Gebirges (Nebengestein, Kohle) ab und ist im Modell durch geeignete Module und Eingangsparameter zu berücksichtigen. Die entsprechende Umsetzung für das Modellgebiet der Wasserhaltung Lohberg ist in Tabelle 5, Kap. 5.9.2 dokumentiert. Diese Prozesse werden anhand der bereits erfolgten Wasseranstiege im Untersuchungsgebiet kalibriert. Sie entsprechen den ansonsten im Ruhrgebiet (z.B. Niederberg, Walsum, Haus Aden, Concordia) angetroffenen Bedingungen.

Saure pH-Werte ('acid mine water') sind im Ruhrgebiet bislang nach keinem Wasseranstieg aufgetreten. Demnach wird die durch die Pyritoxidation erzeugte Säure durch karbonatische Minerale im Gestein abgepuffert. Dies führt zum Eintrag von Calcium und Hydrogenkarbonat bzw. auch Mangan ins Grubenwasser. Auch dieser Prozess wird im Modell berücksichtigt.

Eine Besonderheit im Modellgebiet stellt der ehemalige Erzbergbau im Bereich des Blumenthal-Sprungs (William-Köhler-Gang) des Bergwerkes Auguste Victoria dar. Dieser zwischen 1937 und 1958 betriebene Abbau Blei-Zink-haltiger Erze erstreckte sich von -809 mNN bis oberhalb der 1. Sohle (-545 mNN). Ein Teil dieses Abbaus ist in Folge des bisherigen Rückzugs bereits überstaut.

Die beschriebenen Oxidationsprozesse haben auch auf die sulfidischen Minerale in diesem Bereich eingewirkt. Die Grubenwässer in diesem Bereich enthalten dementsprechend ungewöhnlich hohe Zink- und Mangengehalte. Auch in diesem Bereich zeigen die Zuflüsse aus der Entwässerung des Erzganges zwar geringere pH-Werte als üblich, aber keine sauren, karbonatfreien Verhältnisse an. Dies war auch im Abfluss nach dem, dem Abwerfen dieses Grubenbereiches (Schacht AV 4 und Nullgesenk, ehemaliger Erzabbau) folgenden, Wasseranstieg der Fall. Im Modell wurde sowohl diese Wasserzusammensetzung als auch das große Potenzial an sulfidischen Bestandteilen in diesem Bereich berücksichtigt, indem diese Modellbox (AV\_1/2\_Süd) mit hohen Potenzialen zur Lösung von Eisen und Sulfat während des Wasseranstieges belegt wurde. Zudem wurde angenommen, dass hier ungewöhnlich hohe Mobilisationen von Zink, Mangan, Blei, Cadmium, Kupfer und Nickel erfolgen werden (vgl. Tabelle 5, Seite 104).

Aufgrund des immer limitierten Pools dieser sekundär mobilisierten Stoffe ist auch ihr Auftreten im Grubenwasser im gehobenen Grubenwasser zeitlich begrenzt und durch veränderliche Konzentrationen gekennzeichnet, wobei das Konzentrationsmaximum im Allgemeinen direkt nach Abschluss des Wasseranstiegs bei dem Wasserübertritt bzw. der Wasserannahme zu beobachten ist.

## **5.7 PCB-Modell**

Für das Stofftransportmodell ist es erforderlich, eine PCB-Quelle und ein Trägermaterial zu definieren und die unterschiedlichen Standortbedingungen hinsichtlich Intensität des PCB-Einsatzes und dessen räumlicher Verteilung adäquat in das Modell bzw. eine Stoffquelle zu übersetzen. Grundsätzlich kann hierfür davon ausgegangen werden, dass eine Lokalisierung der PCB in nicht eingestauten Streckensohlen und damit für turbulent abfließendes Wasser zugänglich, die ungünstigsten Rahmenbedingungen für eine partikuläre PCB-Mobilisation darstellt.

Die Identifikation und damit Abgrenzung einzelner PCB-Quellen in solchen Bereichen ist jedoch im Allgemeinen nicht möglich, vor allem nicht in den schon länger abgeworfenen Baufeldern vorwiegend aus den 60er bis 80er Jahren, die als PCB-Quelle überwiegend in Frage kommen. Daher ist ein verallgemeinernder Ansatz erforderlich, der einem Proportionalitätsprinzip folgt: wo mehr mit solchen Stoffen gearbeitet wurde, ist die Wahrscheinlichkeit höher, dass PCB-eingetragen wurden und als Quelle zur Verfügung stehen (vgl. Kap. 4). Damit wird nicht nur die Intensität und vertikale Verteilung von PCB in Bergwerken, in denen PCB-eingesetzt wurden, quantifiziert, sondern auch Bergwerke bzw. Grubenfelder, in denen keine PCB-haltige Hydraulikflüssigkeiten zum Einsatz kamen, abgegrenzt.

Zur Bestimmung der räumlichen Verteilung wurden für die Grubenfelder die in Abbildung 9 und Abbildung 10 (Seite 33) gezeigten Verteilungskarten der Abbaubetriebe auf Basis der o.g. Kenndaten der RAG genutzt bzw. erstellt. Den dort dargestellten Bauhöhen aus der PCB-Einsatzzeit sind auch Höhenniveaus zugeordnet (s. Kap. 4.3, Seite 34), womit sich ein Zusammenhang zu Wasserzuflüssen, Wasserständen und Wasseranstieg, den wesentlichen Einflussfaktoren der PCB-Mobilisation, herstellen lässt.

Für die Auswirkungen des geplanten Grubenwasseranstieges auf die potenziellen PCB-Austräge aus diesen Flächen (d.h. immer auch der angrenzenden Auffahrungen und Strecken) ist der diesbezügliche Status der einzelnen Grubenbereiche zu überprüfen. Die Wasserstände in den einzelnen Boxen der Wasserprovinzen variieren teilweise deutlich (s. Abbildung 2, Seite 14). Einige dieser Bereiche sind bereits eingestaut, andere befinden

sich noch oberhalb des aktuellen Grubenwasserspiegels. Für das Modell werden die Wasserstände boxspezifisch berücksichtigt. Dies in Zusammenhang mit der Verteilung der Wasserzutritte bestimmt entsprechend Modellkonzept (vgl. Kap. 4.6) die partikelgebundene PCB-Freisetzung.

Da PCB maßgeblich an Feststoffpartikel gebunden ausgetragen werden, wird der Austrag an Partikelfreisetzung und -transport (s. Kap. 5.8) direkt angekoppelt. Dazu dient der übliche Verteilungskoeffizient in  $[\mu\text{g}/\text{kg}]$  je Kongener. Im Stofftransportmodell erfolgt der Transport von PCB als volumenbezogene Konzentration in  $[\text{ng}/\text{L}]$ . Um die strenge Abhängigkeit zur Feststoffpartikelmasse zu erhalten, sind alle Fäll- und Freisetzungsraten der PCB an die Raten der Partikel gekoppelt:

$$\text{Partikel } [\text{mg}/\text{L}/\text{s}] : \text{dc}/\text{dt} = R_{\text{Partikel } 1,2,3} = R_{\text{Freisetzung}} + R_{\text{Mitfällung}} + R_{\text{Sedimentation}}$$

$$\text{PCB } [\text{ng}/\text{L}/\text{s}] : \text{dc}/\text{dt} = R_{\text{Partikel}} * \text{Masseverhältnis } c_{\text{-PCB}} [\text{ng}/\text{L}] / c_{\text{-Partikel}} [\text{mg}/\text{L}]$$

Im Zuge der Kalibrierung wird der PCB-Gehalt an denjenigen Partikeln definiert, die aus Bereichen, in denen mit PCB-haltigen Ölen potenziell gearbeitet wurde, mobilisiert werden. Dieser Wert stellt dann naturgemäß einen Mittelwert der in der Realität sehr heterogenen Stoffverteilung und Freisetzung dar. Der Anteil der Partikel mit diesem PCB-Gehalt an der Gesamtpartikelfracht bestimmt sich über die Anteile der jeweiligen Abbaufelder in einem Zuflussniveau (vgl. Kap. 4.2 und 4.3).

Wie in Kapitel 4.1 beschrieben ist insgesamt von dem untertägigen Einsatz mehrerer tausend Tonnen an PCB-haltigen Hydraulikflüssigkeiten auszugehen. Die Austräge an PCB aus den Bergwerken liegen jedoch in der Größenordnung von wenigen Gramm pro Jahr. Daraus und aus den zuvor beschriebenen Zusammenhängen zu Verbleib und Mobilisation von PCB wird ersichtlich, dass ein Bezug zur potenziellen im Bergwerk eingesetzten bzw. verbliebenen Menge in der Größenordnung von einer Vielzahl von Tonnen zur Beschreibung der Quellstärke nicht weiterführen kann. Der Schlüssel zum PCB-Austrag liegt mehr bei den Rahmenbedingungen zu Mobilisation und Transport der partikulären Feststoffe als der tatsächlich verfügbaren Menge der PCB. Daher wird im Modell das PCB-Reservoir als unendlich angesetzt und keine Massenbilanz bezüglich PCB durchgeführt. Die PCB-Quellstärke, das heißt immer die Menge der jeweils mobilisierten Feststoffpartikel und deren Gehalt an (zunächst) Gesamt-PCB, wird für die einzelnen Bergwerke bzw. Einzugsbereiche der Wasserhaltungen aufgrund der Monitoringdaten des tatsächlichen Stoffaustrages und der Kalibrierung unter Berücksichtigung der Transportprozesse ermittelt (s. Kap. 5.9).

Der o.g. Begriff der PCB-Quelle ist jedoch nicht nur hinsichtlich der räumlichen Verteilung in den Bergwerken, sondern auch der Zusammensetzung

der verwendeten Öle zu verstehen. Auch wenn im Folgenden PCB als Überbegriff für die 7 PCB-Kongenere verwendet wird, ist jedem PCB-Freisetzungsbereich eine definierte Kongenerverteilung zugeordnet. Das Modell transportiert zunächst die einzelnen PCB-Kongenere, anhand derer sich dann wieder ein Summenwert ermitteln lässt. In diesem Bericht wird in den Auswertungen meistens diese Summe aus den 7 analysierten PCB-Standardkongeneren betrachtet. Dies ist insbesondere für grafische Darstellungen von Vorteil, da ansonsten jeweils 7 Teilmengen zu betrachten wären.

Dies erfordert dementsprechend auch die jeweiligen Modelleingangsdaten für das gesamte Untersuchungsgebiet. Die Kalibrierung und Modellbelegung für die Teilgebiete AV/Lippe (/6/) und Prosper-Haniel/Lohberg (/9/, /10/) hat, wie in Kapitel 5 (Abbildung 23) beschrieben, bereits im Zuge der früher dort durchgeführten Modellberechnungen stattgefunden. Diese Daten sind in den genannten Berichten ausführlich beschrieben und wurden entsprechend in das Gesamtmodell übernommen.

Während die beiden vorgenannten Standorte in der Phase der PCB-Untersuchungen noch aktive Bergwerke waren und so der Stoffeintrag aus den nicht eingestauten Baufeldern noch durch zusätzlichen Eintrag (Partikel/PCB) durch bergmännische Aktivität in den belasteten Strecken sowie den Abbau (PCB-freie Partikel) verstärkt wurde, sind die Daten in den Wasserhaltungen Zollverein, Carolinenglück und Amalie davon gänzlich unbeeinflusst (Abbildung 36). Diese Standortdaten wurden für diese Untersuchungen erstmals für eine Modellumsetzung ausgewertet und werden daher im Folgenden beschrieben. Diese Darstellung kann als exemplarisch auch für die beiden vorgenannten Teilbereiche gelten.

Grundsätzlich müssen, wenn keine differenzierteren, flächendeckenden Daten vorliegen, punktuell oder in der Wasserhebung ermittelte und kalibrierte PCB-Gehalte immer der gesamten angeschlossenen Wasserprovinz zugeordnet werden. Die meisten Untersuchungen liegen für die beiden Teilwasserhaltungen Zollverein vor. Neben Beprobungen der gehobenen Grubenwässer mit der Zentrifuge (LANUV 2015) wurden in 2017/2018 Analysen nach Filtration von 100 L-Grubenwasser (Partikel  $>0,45 \mu\text{m}$ ) durchgeführt. Die vom LANUV in 2017 aufgestellten Sedimentkästen haben aufgrund von Problemen im Betrieb noch keine verwertbaren Ergebnisse erbracht.

Für die Wasserhebungen Carolinenglück und Amalie liegen nur Zentrifugen-Untersuchungen vor, die keine (Carolinenglück) bzw. nur sehr geringe (Amalie) PCB-Befunde erbracht haben (Abbildung 36). Dies überrascht zunächst, da im Einzugsbereich der Wasserhaltung Carolinenglück PCB-Abbau stattgefunden hat während die Wasserprovinz Amalie grundsätzlich

als PCB-frei gelten kann (vgl. Abbildung 10, Seite 33). Auf die weitere Einordnung dieser Befunde im Kontext der Modellerwartungen wird im Kapitel 5.9.3 eingegangen.

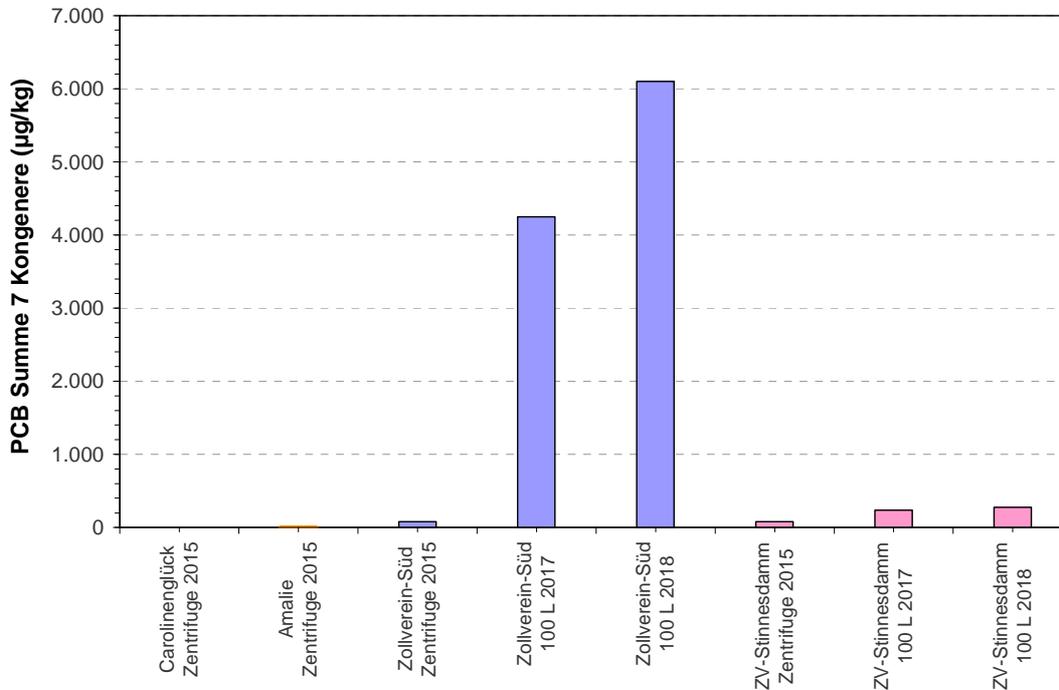


Abbildung 36: PCB-Gehalte am Feststoff der an den Standorten der Zentralen Wasserhaltungen untersuchten Proben.

Dies gilt auch für die PCB-Feststoffgehalte aus der nördlichen Emschermulde (ZV-Stinnesdamm) sowie den südlichen Einzugsbereich. Der Süden fällt mit sehr hohen Werten in den Filtrations-Proben auf, während die Gehalte der Zentrifugen-Proben eher gering und auf gleichem Niveau mit dem Stinnesdamm-Zufluss sind. Die Ergebnisse der 100 L-Proben sind jedoch durch die Doppelbeprobung bestätigt und erbrachten eine ausreichend große Probenmenge für die Analytik, um als belastbar gelten zu können. Im Sinne einer worst-case Betrachtung wurden für die Kalibrierung daher die hohen Feststoffgehalte zugrunde gelegt, zumal hierfür auch Zusatzuntersuchungen zur Partikelzusammensetzung vorliegen (vgl. Kap. 5.9).

Grundsätzlich ist im Sinne einer Mischungsbetrachtung mit Partikeln aus PCB-freien Bereichen davon auszugehen, dass die PCB-Gehalte der Quelle noch größer sind als im abströmenden Grubenwasser gemessen. Abgeleitet aus diesen Auswertungen wurde schließlich der PCB-Gehalt an den Partikeln, die in einem in dem PCB-Einsatzzeitraum erstellten Abbaubereich vorhanden sind, mit 7.000 µg/kg im der Provinz Zollverein-Süd und 3.000 µg/kg im Einzugsbereich Sinnesdamm festgelegt. Für die Wasserprovinz Carolinenglück wurde mit 2.000 µg/kg ein Wert übernommen, der auch für die Wasserprovinzen AV/Lippe sowie Ost und Ibbenbüren abgeleitet wurde. Der Modelleingangswert für den Bereich Prosper-Haniel/Lohberg

beträgt 1.500 µg/kg. Solche PCB-Feststoffgehalte in Belastungsbereichen wurden in vielen Materialproben aus Streckensohlen diverser Standorte und mit 3.000 bis 6.000 µg/kg auch im Bereich der Schächte Zollverein 2/12 auf der 14. Sohle ermittelt (s. Kap. 4.5).

Bezüglich der Modelleingangsdaten zur Zusammensetzung der PCB (Kongener-Verteilung) wurden die hochbelasteten Wasseruntersuchungen sowie die ebenfalls hohe PCB-Gehalte aufweisenden Feststoffproben von der 14. Sohle Zollverein ausgewertet, da hieraus auch Werte für die geringer konzentrierten höher chlorierten Verbindungen abgeleitet werden können. Für die im Bergbau eingesetzten PCB-haltigen Stoffe sind vor allem hohe Anteile der niedrigchlorierten Kongenere PCB 28 und 52 typisch und können damit als Leitindikator angesehen werden. Die übrigen PCB-Kongenere sind zwar in diesen Produkten enthalten, die Gehalte der PCB 101, 118, 138, 153 und 180 sind demgegenüber aber deutlich geringer.

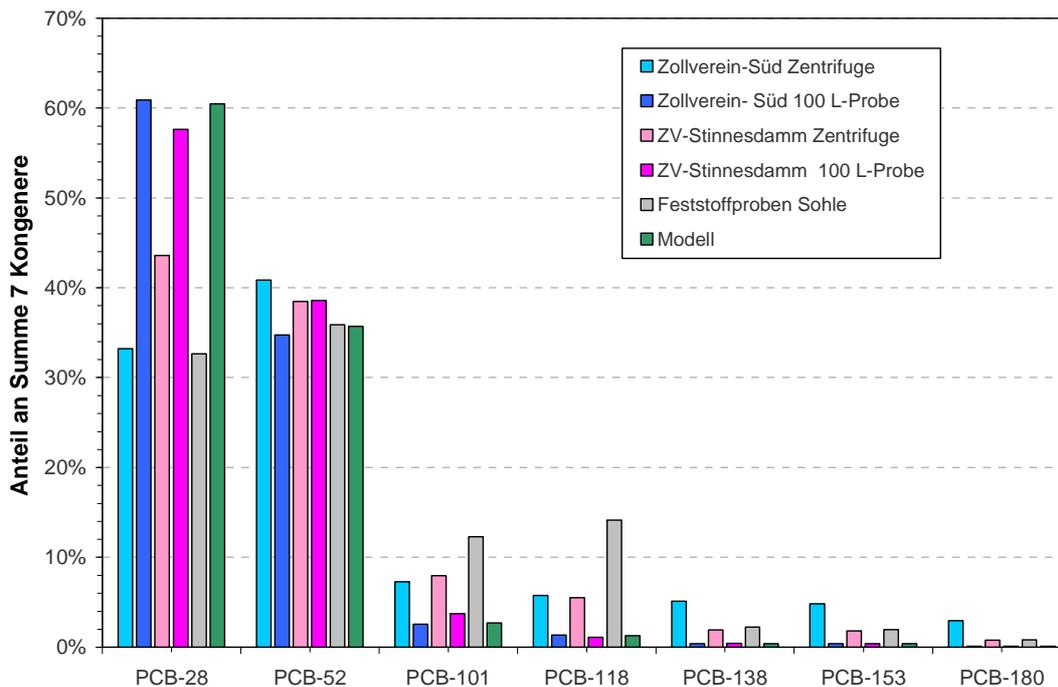


Abbildung 37: Anteile der PCB-Kongenere an der analytisch bestimmten PCB-Summe in Feststoffproben.

Dieses Verteilungsmuster findet sich auch in den genannten Zollverein-Proben (Abbildung 37). Während die Anteile an PCB-52 allerdings in allen Proben recht ähnlich sind, variieren die Bestimmungen für PCB-28 und damit auch die Verteilung der Restgehalte auf die übrigen Kongenere zum Teil deutlich. Analog zu der Bevorzugung der 100 L-Proben für die Ableitung der PCB-Absolutgehalte am Feststoff wurden diese Proben auch für die PCB-Kongenerverteilung zugrunde gelegt. Damit ergibt sich eine 60 %-Dominanz von PCB-28 und damit ebenfalls eine worst-case-Annahme im Sinne der Betrachtung der Einzelkongenere.

Grundsätzliche Unterschiede zwischen den beiden Wasserprovinzen zeichnen sich unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Probenahmemethoden und Analyselabors nicht ab. Daher wurden für das Modell gleiche Kongenerverteilungen für die beiden Wasserprovinzen übernommen. Ebenso für den Bereich Carolinenglück, da dort die Gehalte im Grubenwasser zu gering für einen Stoffnachweis und somit auch eine Kongenerverteilung waren.

Auch der Vergleich mit den in anderen Wasserprovinzen sowohl des Lohberg-Einzugsgebietes als auch anderweitig ermittelten Verhältnissen zeigt eine gute Übereinstimmung der PCB-Zusammensetzungen (Abbildung 38). Die Verteilung der Hauptkongenere ähnelt dem Bereich AV/Lippe und Prosper-Haniel sowie Ibbenbüren. Nur im Bereich der Saar-Bergwerke und einem Teil des (sehr gut untersuchten) Bergwerks Prosper-Haniel wurde eine Dominanz von PCB-52 ermittelt und den Modellberechnungen zugrunde gelegt.

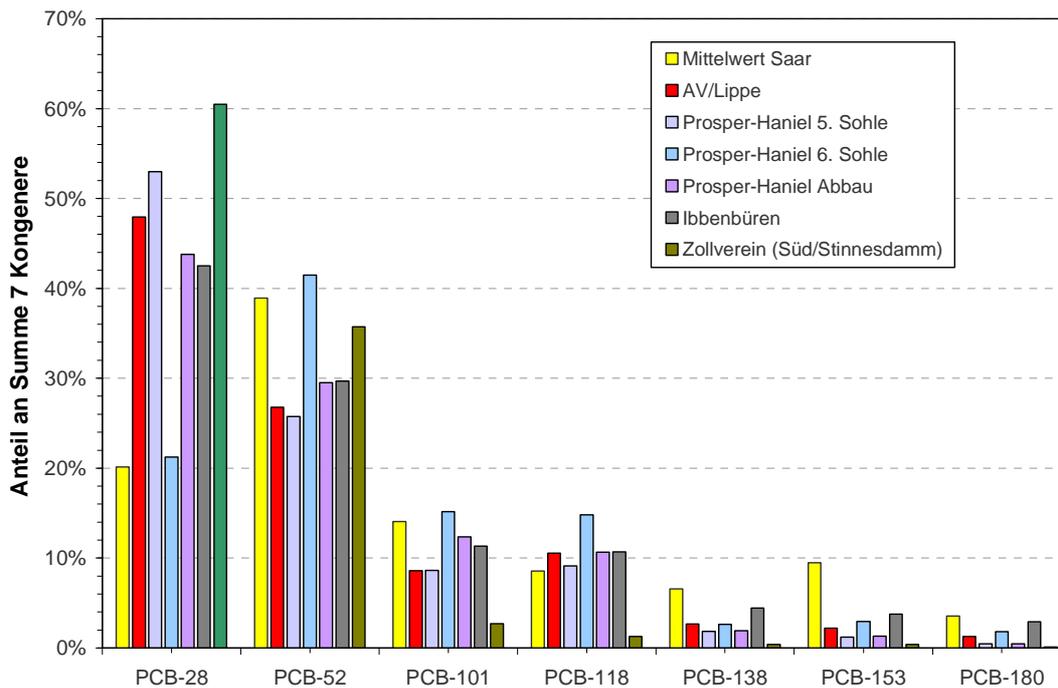


Abbildung 38: Vergleich der Kongener-Anteile an der analytisch bestimmten PCB-Summe an verschiedenen Standorten.

## 5.8 Partikel

Die Partikelkonzentrationen des abgeleiteten Grubenwassers werden an vielen Einleitstellen als Abfiltrierbare Stoffe routinemäßig erfasst. Aus der Charakteristik der Entwicklung dieser Gehalte bzgl. der Bergwerkshistorie kann abgeleitet werden, dass in der aktiven Bergbauphase die Feststoffkonzentrationen am höchsten sind, was vor allem auf die mechanischen

Eingriffe wie Bohren und den Abbau selbst zurückzuführen ist. In dieser Phase sind ebenfalls hohe – turbulente – Strömungsgeschwindigkeiten in Wassersaigen oder im Grubenwasserversturz zu tieferen Sohlen zu verzeichnen, die zu entsprechendem Feststoffeintrag auch größerer Partikel in die Hauptwasserhaltungen führen. Aber trotz der z.T. großen Becken dort und den damit verbundenen geringen Strömungsgeschwindigkeiten und Verweilzeiten von mehreren Stunden verbleiben beträchtliche Anteile von Feinkorn um die 100 mg/L im gehobenen Grubenwasser.

Mit der Einstellung der Abbauaktivitäten entfallen die direkten mechanischen Eingriffe, die Strömungsverhältnisse sind jedoch noch sehr ähnlich wie in der aktiven Abbauphase mit erhöhten Partikel-Konzentrationen. Die erste, aktive Abbauphase ist bzgl. der Feststoffpartikel nur sehr schwer modelltechnisch abbildbar und wurde aufgrund spezifischer Fragestellungen nur für das Prosper-Haniel-Modell realisiert. Da meist dem eigentlichen Wasseranstieg eine Stillstandsphase vorausgeht, bietet es sich bei Verfügbarkeit solcher Daten an, das Modell bzgl. der Feststoffpartikel in dieser Phase zu kalibrieren. Für die Modellberechnungen wird davon ausgegangen, dass die Partikel dort freigesetzt werden, wo Grubenfelder noch nicht überstaut sind, also noch eine relativ hohe Strömungsgeschwindigkeit in den Wasserabflüssen auf den Sohlen existiert (vgl. Kap. 4, Seite 28).

Diese von den Sohlen stammenden Partikelmengen (im Folgenden als Primärpartikel bezeichnet, Erläuterung s. auch weiter unten) werden für alle Zuflüsse im Einzugsbereich der einzelnen Wasserhaltungen einheitlich angesetzt und betragen für die nicht mehr aktiven Bergwerke meistens zwischen 1 und 5 mg/L. Wird eine Modellzelle infolge des Wasseranstiegs eingestaut, so nimmt die Partikelkonzentration an den Eintragsstellen proportional zur Einstauhöhe ab. Ist die Modellzelle gefüllt, beträgt die Partikelkonzentration dieser Eintragsquelle 0 mg/L.

Zusätzlich erfolgt eine Freisetzung von Feststoffpartikeln mit dem eigentlichen Wasseranstieg. Hierfür wird das bereits beschriebene Initialwasser (Netto-Mineralreaktionen) mit einer Partikelkonzentration belegt und wie alle anderen Stoffe aus der ruhenden Phase ausgetragen. Die bis hierher beschriebenen Mechanismen der Partikelfreisetzung beziehen sich auf den sogenannten unspezifischen Feststoff. Dieser unspezifische Feststoffanteil ist bezüglich seiner Zusammensetzung nicht näher definiert und besteht hauptsächlich aus Bergematerial, Kohleresten und Sonstigem.

Feststoffpartikel unterliegen grundsätzlich einer bestimmten Eigensedimentation und einer Mitfällung bei Ausfällungsprozessen. So ist bekannt, dass beim Mineralwachstum in der Festphase auch andere Komponenten mit in

die Mineralmatrix eingebaut werden. Die Eigensedimentation betrifft die mineral-spezifischen Partikelanteile wie auch die unspezifische Partikel:

$$R_{\text{Eigensed}} = -k_{\text{Eigensed}} * C_{\text{Partikel}} \quad [\text{mg/L/s}] \quad (\text{für alle 3 Partikelkomponenten})$$

$$R_{\text{Mitfällung}} = (R_{\text{BaSO4\_direktF}} + R_{\text{CaCO3\_direktF}} + R_{\text{FeOH3\_direktF}}) * k_{\text{MittFaell}} * C_{\text{Partikel\_unspez}}$$

Die Gesamtreaktion der Partikel berechnet sich aus:

$$R_{\text{unspez\_Partikel}} = R_{\text{Mittfaell}} + R_{\text{EigensedPartikel}} \quad (\text{für alle 3 Partikelkomponenten})$$

$$R_{\text{BaSO4\_Partikel}} = -R_{\text{BaSO4\_Partikel\_ch}} + R_{\text{EigensedBaSO4}}$$

$$R_{\text{CaCO3\_Partikel}} = -R_{\text{CaCO3\_Partikel\_ch}} + R_{\text{EigensedCaCO3}}$$

$$R_{\text{FeOH3\_Partikel}} = -R_{\text{FeOH3\_Partikel\_ch}} + R_{\text{EigensedFeOH3}}$$

Die eigentliche Sedimentation hat eine deutliche Abhängigkeit von der Strömungsgeschwindigkeit. Es muss zwar davon ausgegangen werden, dass Wasserströmung auch nach dem Wasseranstieg überwiegend über das Streckensystem stattfindet, das durch das Modell allerdings nicht konkret abgebildet wird. Der Effekt wird jedoch berücksichtigt, indem die für die Berechnungen erforderlichen Strömungsgeschwindigkeiten aus den in den einzelnen Boxscheiben strömenden Wassermengen mittels eines RHV-bezogenen Kennwertes ermittelt werden. Dafür werden die Anteile an Strecken am gesamten Resthohlraumvolumen (10 %) zugrunde gelegt. Die so berechnete Strömungsgeschwindigkeit ist dann Basis für die Ableitung einer Sedimentationsrate. Ein Ergebnis dieses empirischen Ansatzes der Abhängigkeit der Sedimentationsgeschwindigkeit von der Strömungsgeschwindigkeit ist, dass mit höherem Wasserstand des Bergwerkes eine zunehmende Beruhigung der Strömungsverhältnisse einsetzt, die Sedimentationseffekte zunehmen und damit die Partikelkonzentration deutlich abnimmt.

Der unter Berücksichtigung der Strömungsbedingungen zu berücksichtigende Korngrößenbereich (Ton – Schluff – Feinsand) wurde über das Hjulstrøm-Diagramm (vgl. Abbildung 22, Seite 54) abgeleitet. Der als Synthese aus den Hjulstrøm-Vorgaben und den in eingestauten Strecken realisierten Strömungsbedingungen zu betrachtende Bereich des Hjulstrøm-Diagramms sowie die darüber hinaus (z.B. Standwasserbereiche) zu betrachtenden Bedingungen (vgl. Kap. 4.6.3) sind in Abbildung 39 blau hinterlegt. Partikel existieren aber auch unterhalb der technisch bedingten Korngrenzen zur Feststoffabtrennung (Filtration unterhalb 0,1 µm ist problematisch). Solche kolloidalen Teilchen können wenige nm groß sein. Es wird bereits bei Betrachtung der Feldergrenzen im Hjulstrøm-Diagramm (bis minimal 0,001 mm = 1 µm) offensichtlich, dass unter diesen Bedingungen und unter Zugrundelegung dieses theoretischen Ansatzes Sedimentation nur für einen Teil dieser Kornfraktionen zum Tragen kommen kann.

Um diese Prozesse zu quantifizieren und für eine Modellbetrachtung (vgl. /6/) zugänglich zu machen, wurden drei, dieses Kornspektrum repräsentierende, Korngrößen im Ton-, Schluff- und Feinsandbereich definiert:

Modellfraktion	Korngrößenbereich	Anteil	Farbe in Abbildung 39
fein: 0,45 µm	< 0,63 µm	4,6 %	gelb
mittel: 10 µm	≥ 0,63 µm bis < 20 µm	32,7 %	grün
grob: 100 µm	≥ 20 µm bis < 630 µm.	62,7 %	blau

Quantitative Anteile für diese drei Fraktionen wurden den Korngrößenanalysen von 4 Proben vom Standort Haus Aden/Grimberg aus den ahu-Untersuchungen entnommen (Detailbericht 6, Kap. 9.2.6 Korngrößenanalyse, S. 66). Die anhand dieser Daten ermittelten Mittelwerte für den Korngrößenbereich bis 630 µm ergeben die in der obigen Auflistung aufgeführten Anteile in einer repräsentativen Gesamtprobe.

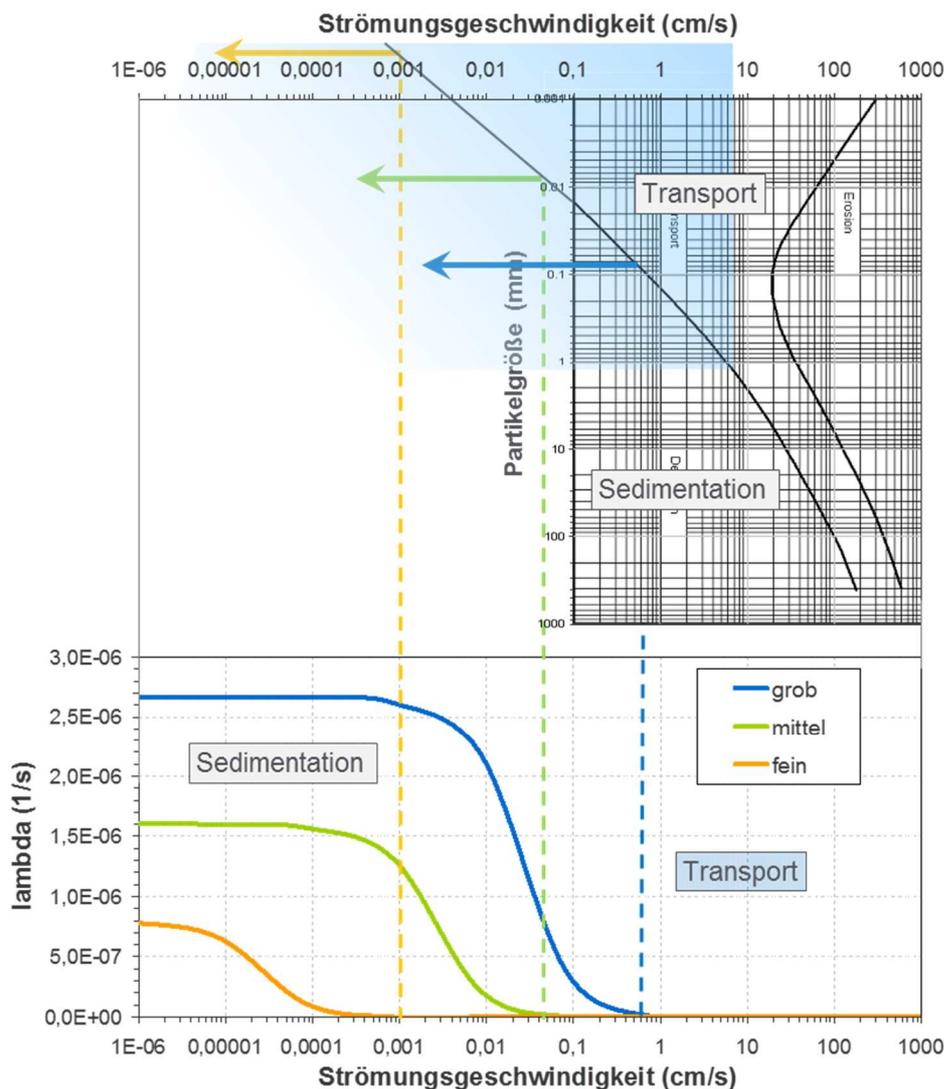


Abbildung 39: Ableitung von Ratenkonstanten für die Sinkgeschwindigkeit.

Es wird somit angenommen, dass bei Erosion ein Korngemisch entsprechend der oben aufgeführten Zusammensetzung mobilisiert wird. Die einzelnen Fraktionen sind in unterschiedlichem Maße in Abhängigkeit von der Strömungsgeschwindigkeit der Sedimentation unterworfen, wodurch sich die Kornzusammensetzung der Feststoffe im Wasser im Laufe der Zeit zugunsten der Feinfraktion ändert. Grafisch ist dieser Zusammenhang durch die Kombination der Sedimentationsraten im Modell mit dem Hjulstrøm-Diagramm in Abbildung 39 veranschaulicht. Wie auch im Hjulstrøm-Diagramm dargestellt, beginnt die Sedimentation grober Partikel bereits bei höheren Strömungsgeschwindigkeiten, während die Feinpartikel im Wesentlichen im Transportfeld des Diagramms verharren.

Die Sedimentation wird im Boxmodell mittels einer Sedimentationskinetik modelliert und für verschiedene Partikelklassen in Anlehnung an das Hjulstrøm-Diagramm und auch praktischen Sedimentationsbeobachtungen abgeleitet. Die Linie des Hjulstrøm-Diagrammes zwischen dem Transport- und Depositionsbereich kann als Grenze definiert werden, an welchem die Ratenkonstante gleich Null ist. Der Prozess wird so beschrieben, dass bei den jeweiligen Strömungsgeschwindigkeiten unterhalb der Hjulstrøm-Feldgrenze Sedimentation einsetzt. Dies erfolgt nicht schlagartig, sondern gemäß dem in Abbildung 39 unten gezeigten Kurvenverlauf. Für die drei im Modell betrachteten Partikelklassen werden die Rahmenbedingungen am Hjulstrøm-Diagramm (oben) durch die drei Pfeile veranschaulicht.

Die Sedimentationsrate (mg/L/s) ergibt sich aus der Partikelkonzentration (mg/L) eines bestimmten Partikelspektrums multipliziert mit der zugehörigen Sedimentationsratenkonstante (1/s). Diese Ratenkonstanten unterscheiden sich für die drei berücksichtigten Kornspektren sehr stark; das Feinspektrum wird wie bereits erwähnt kaum noch sedimentiert. Die im Grubenwasser in Schwebelage nachgewiesenen Partikel zwischen  $> 12 \mu\text{m}$  und unterhalb von  $0,2 \mu\text{m}$  Durchmesser (vgl. Kap. 4.6.3) passen sehr gut zu dieser theoretischen Ableitung der möglichen Partikelverteilung. Der kinetische Ansatz zur Sedimentationsberechnung für verschiedene Kornspektren berücksichtigt die Korngrößenverteilungen innerhalb einer Partikelklasse und führt zu einer asymptotischen Entwicklung der Feststoffgehalte.

Neben den für den PCB-Transport vor allem wichtigen Primärpartikeln sind zudem auch sekundäre, das heißt später gebildete Partikel zu berücksichtigen. Bei der Umsetzung von Modell-Startwerten für die Feststoffgehalte der Zuflüsse in das Bergwerk oberhalb des Wasserspiegels sind die Messwerte an Abfiltrierbaren Stoffen in der Wasserannahme immer kritisch zu hinterfragen, da die Werte durch die u.a. in Kapitel 5.9.3 beschriebenen Eisenausfällungen im Allgemeinen erhöht worden sind. In Zuge der Kalibrie-

Die Gehalte an Eisen werden daher als in Abhängigkeit von Gesamtmilieu und Eisen-Konzentration nachträglich ausgefällt betrachtet und als Eisenhydroxid-Gehalt von den Abfiltrierbaren Stoffen abgezogen. Dies gilt ebenso für auffällige Bariumsulfatgehalte, da sie sich zwar schon auf dem untertägigen Fließweg durch Mischung verschiedener Wassertypen bis zum Beprobungspunkt gebildet haben (vgl. Kap. 5.6), aber immer ebenfalls eine sekundäre Bildung darstellen, die mit der Partikelmobilisation von den Sohlen nicht in Zusammenhang steht. Bezüglich dieser „echten“ Feststoffpartikelgehalte im Abfluss werden die Modell-Startwerte dann kalibriert.

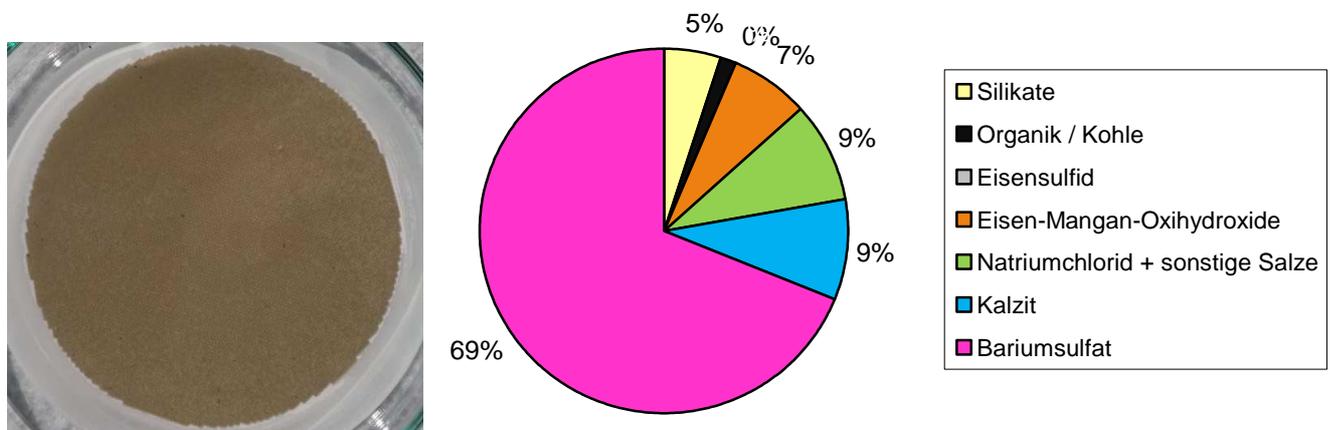


Abbildung 40: Umsetzung von Elementgehalten im Filterrückstand der 100 L-Probe aus der Wasserannahme Zollverein-Stinnesdamm (Foto) in eine stoffliche Zusammensetzung.

Aus numerischen Gründen trennt der Programmansatz die Feststoffpartikel in einen mineralspezifischen Anteil ( $BaSO_4$ ,  $CaCO_3$  und  $Fe(OH)_3$ ) und den beschriebenen unspezifischen Anteil. Mineralspezifische Feststoffpartikel entstehen aus geochemischer Übersättigung bestimmter Minerale. Die Reaktionsrate infolge Übersättigung teilt sich in eine direkte Fällung (Mineralbildung) und einen Übergang in den spezifischen Feststoffanteil im strömenden Wasser wie folgt auf. Dies wird hier nur am Beispiel  $BaSO_4$  gezeigt:

$$R_{BaSO4\_Truebe\_ch} = R_{BaSO4} * (1 - \alpha) * faksol \quad [mg/L/s]$$

$$R_{BaSO4\_direktF} = \alpha * R_{BaSO4} \quad [mol/L/s]$$

faksol Umrechnungsfaktor von [mol/l/s] in [mg/l/s]  
 α Anteil der direkten Fällung zur Gesamtreaktionsrate  
 -ch chemisch

Im Gegensatz zur direkt mineralisierten (d.h. an Oberflächen aufgewachsenen) Phase, welche nicht mehr am Strömungsprozess teilnimmt, werden die neu gebildeten partikulären Feststoffe ebenso wie die Primärpartikel weiter mit der Strömungsgeschwindigkeit verfrachtet. Diese Methodik erlaubt über entsprechende Umrechnungen einen direkten Vergleich mit Analysen. Abgesehen von der o.g. immer zu beachtenden Eisenausfällung in den Proben sind größere Anteile von Bariumsulfat in den transportierten

Feststoffen des gehobenen Grubenwassers eher selten, treten aber nach Auswertungen der Elementgehalte in den abfiltrierten Feststoffen z.B. in der Wasserannahme am Stinnesdamm (Zollverein) auf (Abbildung 40).

Demnach bestehen die Feststoffpartikel dort zu ca. 75 % aus Bariumsulfat. Sekundäre Ausfällungen nach der Probenahme sind in diesem Fall nicht möglich, da die Filtration vor Ort ohne Sauerstoffzutritt durchgeführt wurde. Dementsprechend kann und muss der in dem Material ermittelte PCB-Gehalt (ca. 250 µg/kg vgl. Abbildung 36) für die Modellkalibrierung durch Multiplikation um den Faktor 4 auf einen primären Feststoffanteil von 25 % angepasst werden (s. Kap. 5.9.3).

## **5.9 Kalibrierung**

Der Bergbau im Untersuchungsbereich ist bereits großflächig eingestellt, das Grubenwasser ist bereits bis in verschiedene Zwischenniveaus angestiegen und insbesondere in den letzten 10 Jahren wurde umfangreiches Monitoring bezüglich Wasserständen und chemischer Zusammensetzung der Wässer betrieben. Damit liegen grundsätzlich gute Voraussetzungen für eine Modellkalibrierung vor.

Gleichwohl stellt sich im Detail die Situation sehr unterschiedlich dar. In einigen Bereichen wurde der Bergbau eingestellt, ohne dass zuvor ein auf solche Fragestellungen zugeschnittenes Monitoring erfolgt wäre. Ein Abgleich kann in großen Teilen des Untersuchungsgebietes aber über das derzeit an den Zentralen Wasserhaltungen Amalie, Zollverein und Carolinenglück gehobene Grubenwasser erfolgen, das große Anteile der Einzugsbereichen abdeckt. Einige Modellsegmente (z.B. Lohberg/Osterfeld, östliche Emschermulde, Teilbereiche Carolinenglück) befinden sich aber noch im Wasseranstieg (vgl. Abbildung 2, Seite 14), so dass hier keine Möglichkeit zur Kontrolle der Wasserqualitäten besteht. Hier bleibt man auf die alten Bestandsdaten angewiesen, die allenfalls über einen Abgleich mit Nachbarprovinzen angepasst werden können. Allerdings existieren hier Lotungsdaten zum Wasseranstieg, die eine Kalibrierung des Wasseranstiegs und somit der Modellparameter Hohlräumvolumen bzw. Wassermengen erlauben.

Für das Bergwerk Prosper-Haniel existiert eine sehr detaillierte Bestandsaufnahme des Wasserstammbaums, also der Modellstartbedingungen, jedoch keine Möglichkeit zu einer Kontrolle der Verhältnisse im Wasseranstieg. Da auch noch kein Wasserübertritt aus Lohberg/Osterfeld erfolgt ist, bleibt für die gesamte Teilprovinz nur die Plausibilitätskontrolle der Startbedingungen und eine Übernahme von Parametern für den Wasseranstieg aus benachbarten Modellsegmenten.

Besser stellt sich die Situation für die Teilprovinz AV/Lippe dar, weil hier Altbergbaubereiche der ehemaligen Bergwerke Auguste Victoria (Brassert, AV 1/2, Haltern) und Lippe (Wulfen, Marler Graben, W2, SH) bereits stillgelegt wurden und nach Wasserübertritt in die dann noch betriebenen Wasserhaltungen AV 3/7 und Fürst Leopold Monitoringdaten vorliegen. Die umfangreichen Daten und komplexen Detailbedingungen, die zur Modellkalibrierung für diese Teilprovinz beigetragen haben, sind in den jeweiligen Berichten (vgl. Kap. 3.2, Seite 16) dargestellt und sollen hier nicht wiederholt werden. Daher sind auch die Monitoringdaten in den folgenden Grafiken nicht dargestellt, um die Übersichtlichkeit zu wahren.

Der Fokus der hier beschriebenen Kalibrierung liegt somit auf den Wasserprovinzen Emschermulde (ZV-Stinnesdamm), Zollverein-Süd, Carolinenglück und Amalie, aus denen auch der größte Teil der Wassermengen stammt. Ohne dass in diesem Kapitel bereits darauf weiter eingegangen wird, zeigen die Grafiken im Sinne einer konsistenten Darstellung zu den Abbildungen im Prognosekapitel 6 und einer besseren Einordnung der Monitoringdaten bereits die Modellkurven für die künftige Wasserhebung Lohberg. In allen Darstellungen kennzeichnen Punkte die Messwerte und Linien die Modellberechnungen. Die Farbgebung orientiert sich an den bisher auch verwendeten Farben für die einzelnen Wasserprovinzen (rot: Auguste Victoria, grün: Carolinenglück, blau: Zollverein-Süd, orange: Amalie, magenta: ZV-Stinnesdamm, violett: Prosper-Haniel, grau: Lohberg, vgl. auch Abbildung 1 Seite 9).

### 5.9.1 Hydraulik

Die Situation im Untersuchungsraum ist wie einleitend beschrieben sehr heterogen mit unterschiedlichen stationären Wasserständen und Teilbereichen im Anstieg (vgl. Abbildung 2, Seite 14). Das Niveau der stationären Wasserstände hängt ab von Wasserübertrittsniveaus und den Wasserhaltungen. Zum Teil wirken hydraulische Widerstände durchflusshemmend. Während die Emschermulde (ZV-Stinnesdamm) vergleichsweise einheitliche Wasserstände aufweist (-960 – -720 mNN), existieren im Bereich Carolinenglück beträchtliche hydraulische Gradienten zur Wasserhaltung (-900 – -400 mNN). Insellagen mit lokal sehr hohen Wasserständen existieren im Bereich Waltrop (-360 mNN) und Vereinigte Kronprinz (-266 mNN). Die in Abbildung 41 dargestellten Wasserstände sind anhand der Modellwerte abgeleitet, werden aber über eine Vielzahl von Lotungspunkten (meistens Schächte) gestützt. Dieses Messstellennetz wird ergänzt durch die Wasserhaltungen, an denen die Wasserstände ebenfalls bekannt sind.

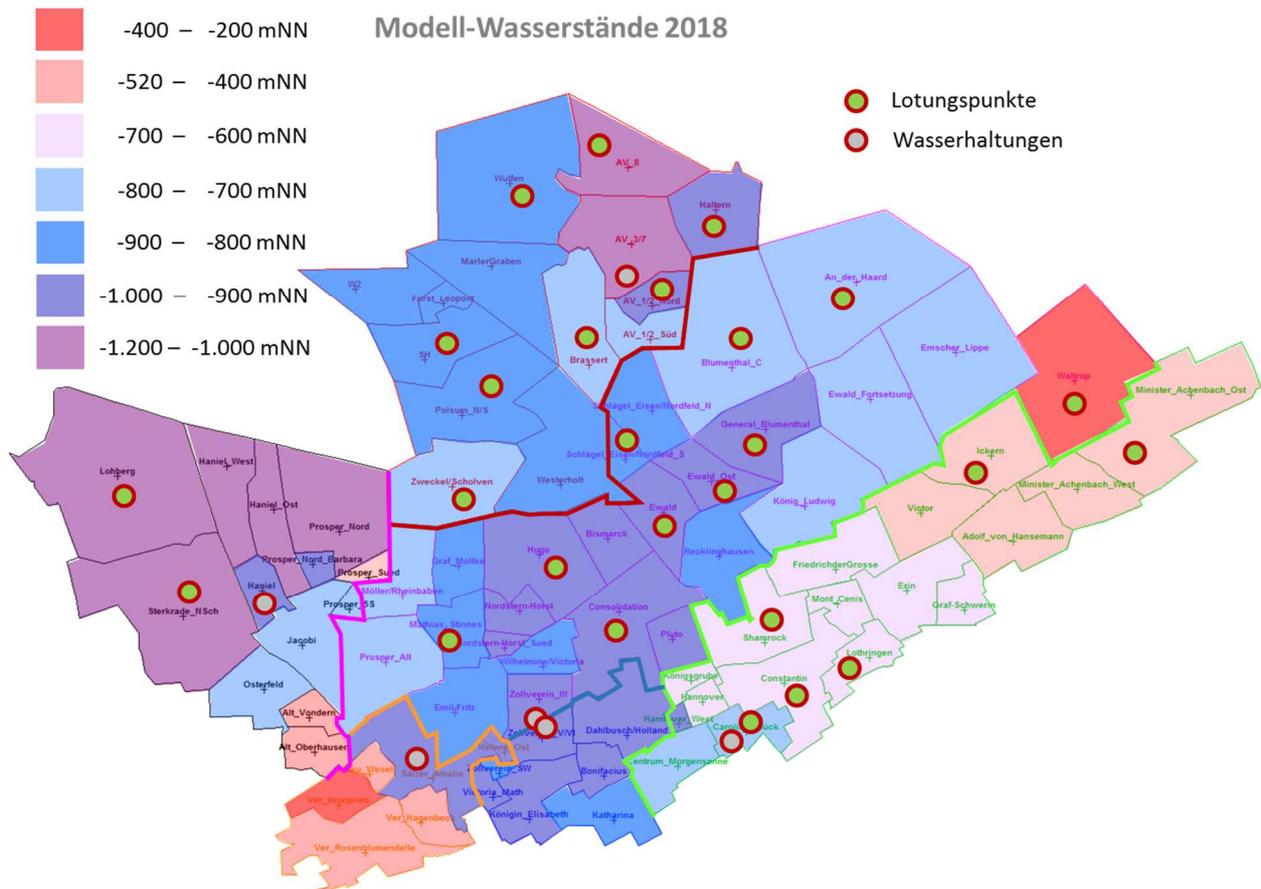


Abbildung 41: Untersuchungsraum mit den heutigen Wasserständen und Lotungspunkten.

Für diese Lotungspunkte liegen unterschiedlich lange und dichte Messreihen vor, die zum Teil bis in die 60er Jahre zurückreichen. Anhand dieser Messwerte wird der Wasseranstieg nach der Stilllegung der Bergwerke bzw. Einstellung der Wasserhaltungen dokumentiert. Abbildung 42 zeigt Wasserstandsentwicklungen für eine Auswahl der vorhandenen Messpunkte. Die Lotungsmesswerte sind dabei kombiniert mit den jeweiligen Modellkurven. Die Bezeichnungen der sogenannten Kontrollpunkte des Modells bestehen aus den Boxnamen sowie der Modellscheibe (die Nummerierung der Modellscheiben nimmt mit der Tiefe zu, tiefste Modellscheibe ist 26, Boxscheiben s. Abbildung 24, Seite 60). Diese Nomenklatur findet sich auch in den Grafiken zu den Stoffkonzentrationen.

Auch anhand dieser Darstellung der bisherigen Wasserstandsentwicklungen in Abbildung 42 wird die große Spannweite der Wasserstände aber auch des Stilllegungsprozesses erkennbar. Die älteste Zentrale Wasserhaltung wurde 1965 am Standort Amalie eingerichtet. Hier sind die Wasserstände seit langem stationär.

Der Standort Zollverein wurde in den 80er Jahren aufgegeben und als Wasserhaltung der von Süden anströmenden Wässer weiter betrieben. Erst

Ende der 90er Jahre endete der Bergbau im nördlich angrenzenden Teil der Emschermulde (Nordstern, Consolidation, Hugo, etc.). Das Grubenwasser erreichte 2008 das Annahmehöhe am Stinnesdamm Zollverein (-963 mNN, Lotung Ewald). Ein weiterer wichtiger Wasseranstieg erfolgte bis 2017 im Bereich Lippe (Lotung Wulfen). Hier wurde nach Beendigung des Bergbaus im Baufeld Polsum des Bergwerks Lippe schließlich der Wasserübertritt zum Bergwerk Auguste Victoria erreicht (-860 mNN).

Diese Wasseranstiege erfolgten mit einer Rate von ca. 70 m/Jahr. Deutlich schneller erfolgte der Wasseranstieg im Baufeld Haltern. Diese Wasseranstiegsentwicklungen stehen in Abhängigkeit vom auffüllbaren Resthohlraumvolumen und den zutretenden Wassermengen. Für beide Parameter liegen differenzierte räumliche Modelleingangsparameter vor (vgl. Kap. 5.3 und 5.5). Die in Abbildung 42 erkennbare Übereinstimmung der Modellkurven mit den Messwerten wurde über den Abgleich dieser beiden Parameter erzielt.

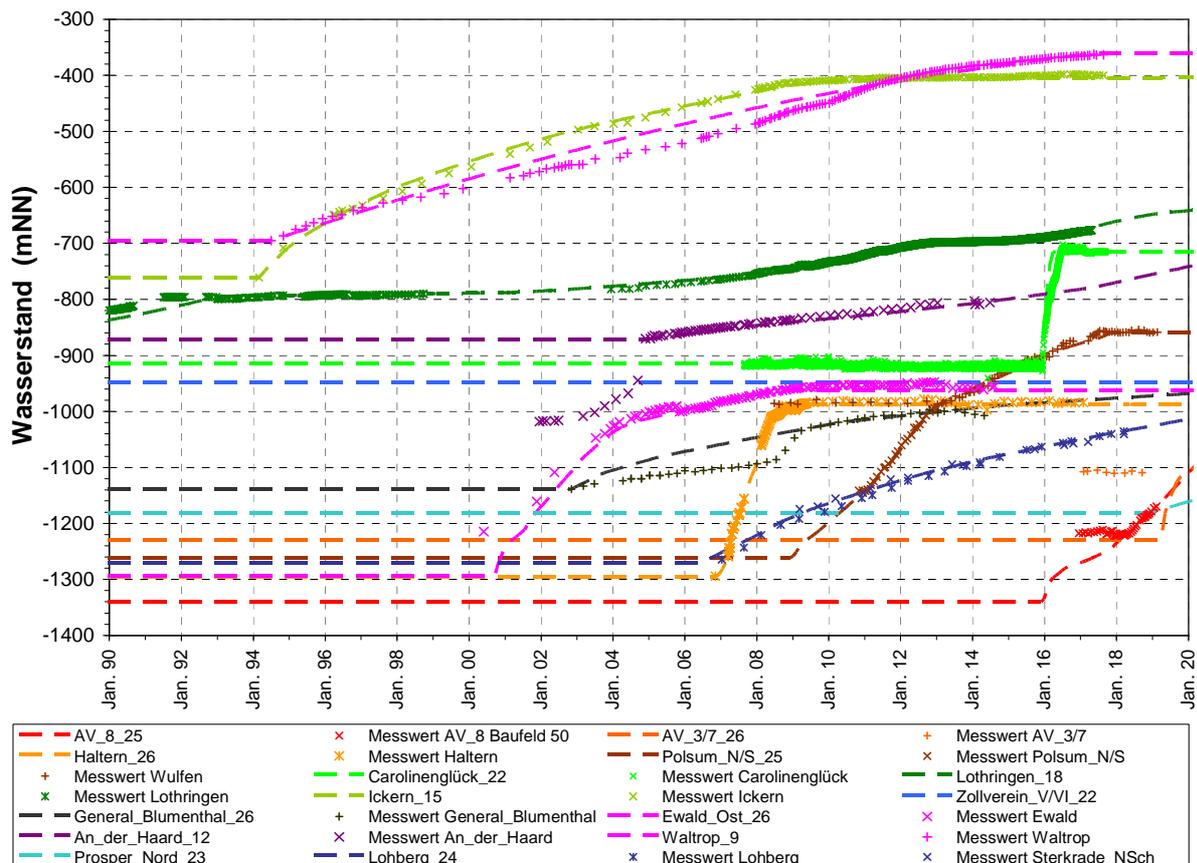


Abbildung 42: Bisherige Wasseranstiegsentwicklungen für ausgewählte Messpunkte im Einzugsbereich der Wasserhaltung Lohberg.

Welcher Parameter angepasst wird, hängt von der Verfügbarkeit und Qualität der jeweiligen Daten ab. Wenn, was häufig der Fall ist, die Wassermengen-

gen vor dem Abstellen der Pumpen gut dokumentiert sind, stellt das Resthohlraumvolumen die unsichere Größe dar und ist Gegenstand der Anpassung. Durch niveaudifferenzierte Korrekturfaktoren kann die Wasserstands-entwicklung sehr gut nachempfunden werden. Solche Anpassungen werden dann auch für höhere Niveaus und somit in den Prognosebereich des künftigen Wasseranstiegs übernommen.

Solche Abgleiche über die Wassermengen waren für alle vier Teileinzugsgebiete (Amalie, Carolinenglück, Zollverein-Süd und Stinnesdamm) möglich. Die regionale Verteilung der Zuflussmengen wurde bereits in Kapitel 5.5 beschrieben. Deutlich erkennbar sind die großen Wassermengen (um die 10 m<sup>3</sup>/min) der drei südlichen Wasserhaltungen. Die große zentrale Emschermulde liefert hingegen nur ca. 5 m<sup>3</sup>/min. Ebenso sichtbar werden die beschriebenen Schwankungen der oberflächenbeeinflussten Wassermengen. Am Stinnesdamm sind die Abflussmengen deutlich konstanter. Gleichwohl beschreibt das Modell immer stationäre Abflussbedingungen auf Basis langjähriger Mittelwerte.

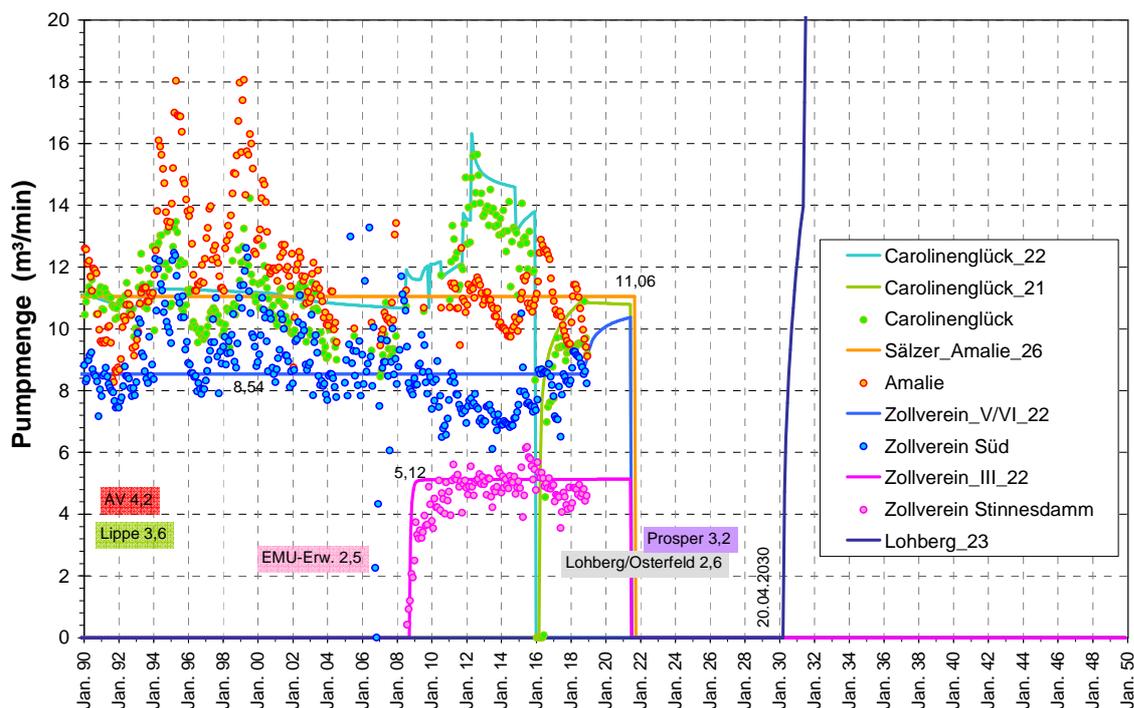


Abbildung 43: Wassermengenentwicklungen in den vier südlichen Wasserhaltungen der Wasserprovinz Lohberg.

Nochmals differenzierter ist die Situation in der Wasserprovinz Carolinenglück. Wassermengen wie Wasserstandsentwicklungen werden hier geprägt von eingeschränkt durchlässigen hydraulischen Verbindungen, die dazu führen, dass die Wasserstände in den östlichen Bereichen sukzessive höher ansteigen. Dies führt zu den sehr langsamen Wasseranstiegen, da Wasser bereits zur Wasserhaltung abfließt und nur eine Teilwassermenge

die Hohlräume weiter auffüllt (Lotungen Lothringen und Ickern in Abbildung 42). Die Eigenschaften der Verbindungen wurden detailliert recherchiert und mehrfach nachkalibriert. Schließlich wurde 2016 der Wasserstand in der Wasserhaltung Carolinenglück um 200 m angehoben. Die dafür erforderliche Veränderung im Pumpregime wird im Modell durch zwei Kontrollpunkte (s.o.) Carolinenglück\_22 und \_21 abgebildet.

Gleichfalls langsam steigt der Wasserspiegel im Bereich Lohberg/Osterfeld sowie in der östlichen Emschermulde (Lotung An der Haard) an (vgl. Abbildung 41). Hier stehen allerdings geringe Zuflussmengen (vgl. Abbildung 31, Seite 71) großen Resthohlraumvolumina gegenüber. Die Wasserstände steigen hier nach wie vor an, weil die Niveaus der Wasserübertritte in die Nachbarboxen noch nicht erreicht sind.

In Analogie zu den folgenden Abbildungen werden in Abbildung 43 auch die Wassermengen (Summe der Zuflüsse) in den hier nicht als Datenreihen gezeigten Modellteilbereichen angegeben (AV/Lippe und Prosper-Haniel/Lohberg). Dies soll die Abschätzung des Beitrages der übrigen Einzelprovinzen bzw. Teilbereiche (östliche Emschermulde) auch ohne die jeweiligen Berichte ermöglichen. Erkennbar ist gleichfalls das geplante Abschalten der vier Wasserhaltungen in 2021, was dann den weiteren Wasseranstieg einleitet.

### 5.9.2 Gelöste Stoffe

Seit 2008 wird an allen RAG-Standorten ein erweitertes Monitoring des gehobenen Grubenwassers gemäß Anforderungen der WRRL durchgeführt, das eine geeignete Grundlage zur Bewertung der Einleitung in die Vorflut darstellt. 2016 ist der Parameterumfang nochmals erweitert worden. Obgleich auch für den Zeitraum davor Monitoringdaten vorliegen, wurde im Sinne eines einheitlichen Datensatzes auf die Auswertung und Darstellung dieser Daten im Allgemeinen verzichtet, zumal der Beobachtungszeitraum von bis zu 10 Jahren eine gute Grundlage zur Einschätzung der Wasserqualität darstellt.

Chlorid stellt als sehr gut löslicher die Gesamtsalinität des Grubenwassers repräsentierende Komponente einen geeigneten Parameter für das Verständnis von Strömungs- und Mischungsvorgängen dar. Die Konzentrationsverteilungen in den Wasserhaltungen bzw. Teilprovinzen in Abbildung 44 entsprechen dem in Abbildung 33, Seite 75 gezeigten Bild der Konzentrationen der Zuflüsse in die Einzelboxen. Geringe Chloridgehalte im Süden (Amalie, Zollverein-Süd, Carolinenglück) stehen hochsalinaren Verhältnissen im Nordbereich des Einzugsgebiets gegenüber.

Die vier dargestellten Datensätze spiegeln unterschiedliche Zustände bzw. Entwicklungen wieder, die durch das Modell entsprechend nachgezeichnet werden. Diese Übereinstimmung wird erzielt durch die zuvor beschriebenen hydraulischen Rahmenbedingungen sowie den Abgleich mit den Zusammensetzungen der Einzelzuflüsse in den jeweiligen Einzugsbereichen.

- Die Verhältnisse in der Wasserprovinz Amalie sind seit der Stilllegung der letzten Bergwerke dort seit Ende der 60er Jahre konstant. Trotz der zum Teil deutlichen Schwankungen der Wassermengen (Abbildung 43) zeigen die Konzentrationen kaum eine Veränderung.
- Dies ist in entsprechender Form (Wasserannahme seit den 90er Jahren) auch am südlichen Wasserannahmedamm Zollverein der Fall. Auch hier verharren die Chloridgehalte unterhalb von 10.000 mg/L. In Zukunft wird über gering durchlässige Verbindungen ein Zutritt von Wasser aus der östlich gelegenen Provinz Carolinenglück erwartet, dessen Zeitpunkt und Ausmaß abzuwarten bleibt.

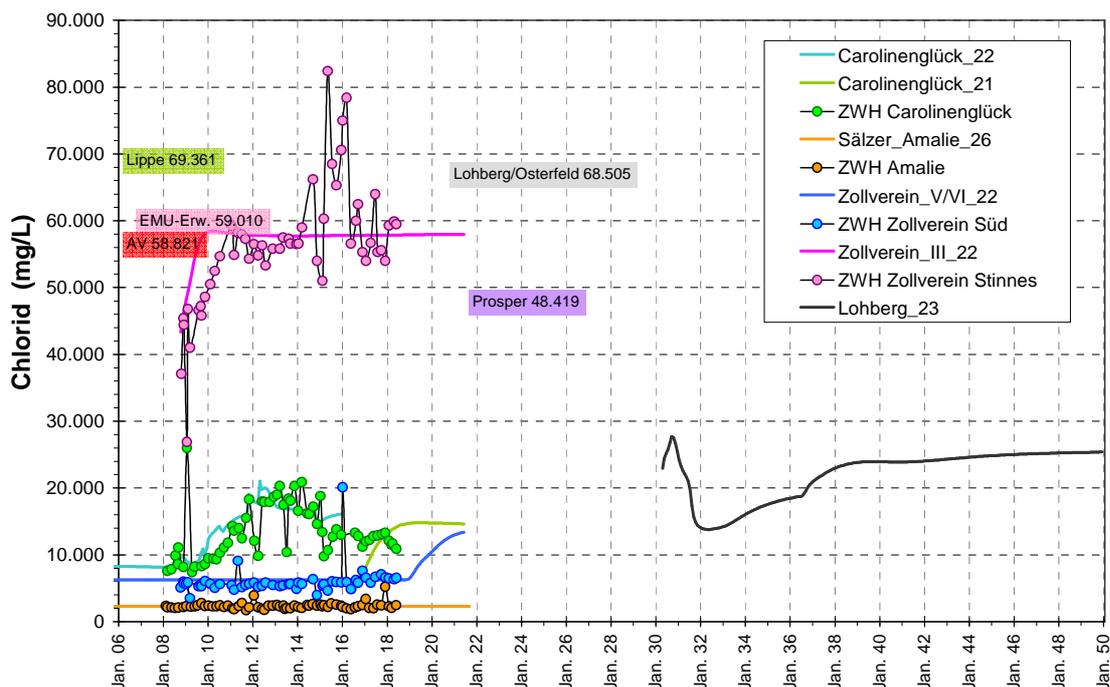


Abbildung 44: Konzentrationsentwicklung von Chlorid (Monitoringdaten und Modellberechnungen).

- Die Konzentrationsentwicklung des in Carolinenglück angenommenen Wassers ist demgegenüber sehr veränderlich. Sie ist nicht auf zyklische Veränderungen durch Oberflächeneinfluss zurückzuführen, sondern die Folge der zuvor beschriebenen Wasseranstiegs- und Wasserdurchleitungsprozesse. Der sehr langgestreckte Einzugsbereich der Wasserhaltung bedingt komplexe Teilanstiege, Wasserüberleitungen und Austausch von Wasser zwischen den einzelnen Boxen. Dies führt

zu mal höheren und dann wieder geringeren Wassermengen (vgl. Abbildung 43) und entsprechend wechselnder Anteile salinärer Wässer auch zu veränderlichen Chloridkonzentrationen. Die Übereinstimmung der hydraulischen und chemischen Entwicklung in dieser Wasserprovinz war einer der Schwerpunkte bei der Modellkalibrierung.

- Am Stinnesdamm Zollverein wird nach dem zuvor beschriebenen Wasseranstieg in der zentralen Emschermulde seit Ende 2008 Wasser angenommen. Gleichgewichtsbedingungen haben sich nach ca. einem Jahr eingestellt. Die Hydraulik und chemische Entwicklung in diesem Bereich war Gegenstand intensiver Detailuntersuchungen /14/. Zur Abbildung der beobachteten Konzentrationsentwicklungen wurde ein bevorzugter Abstrom der sich im Bereich Ewald sammelnden Teilströme über ein linear wirkendes Streckensystem zum Wasserannahmedamm berücksichtigt (vgl. Abbildung 29, Kap. 5.4). Die zwischenzeitlichen Schwankungen der Konzentrationen wurden in der Kalibrierung nicht weiter berücksichtigt, zumal sie sich nicht in allen salinitätskorrelierten Parametern zeigen.
- Die Salzgehalte der Wässer in den übrigen Teilprovinzen liegen im Niveau der zentralen Emschermulde (Abbildung 44). Die Bereiche AV, Lippe und östliche Emschermulde (EMU-Erw.) liegen im Anstrom der zentralen Emschermulde und sind daher symbolisch links eingetragen. Prosper-Haniel und Lohberg/Osterfeld liegen im Abstrom, weshalb die Markierungen rechts in zeitlicher Ausrichtung auf die Wasserannahme Lohberg eingezeichnet sind.

Mit Chlorid sind zahlreiche andere Inhaltsstoffe (z.B. Na, K, Ca, Mg, B, NH<sub>4</sub>, Br) korreliert. Da sich die Konzentrationsverhältnisse ganz entsprechend zu Chlorid darstellen und daher auch die Kalibrierung analog erfolgt, soll hier nicht weiter auf diese Komponenten eingegangen werden.

Interessanter ist aufgrund der sehr heterogenen Barium- und Sulfatverteilung innerhalb der Wasserprovinz (Abbildung 45) die Entwicklung dieser miteinander reagierenden Komponenten, zumal hier im Wasseranstieg zusätzlich noch die Mobilisation von Sulfat aus der Pyritoxidation im Wasseranstieg einwirkt. Abbildung 45 zeigt die Frachten in Mol/min, das heißt der Einheit, in der Barium und Sulfat mit einander reagieren (ein Mol Barium bildet mit einem Mol Sulfat ein Mol Bariumsulfat). Diese Darstellung ermöglicht in Verknüpfung von Wassermengen und Konzentrationen eine Gesamtabschätzung der Stoffverhältnisse in der Region. Erkennbar ist Barium an die salinaren Tiefenwässer gebunden, liegt aber aufgrund der Frachtverhältnisse innerhalb der Teilprovinzen nur in der Emschermulde und Auguste Victoria dominant vor (Abbildung 46).

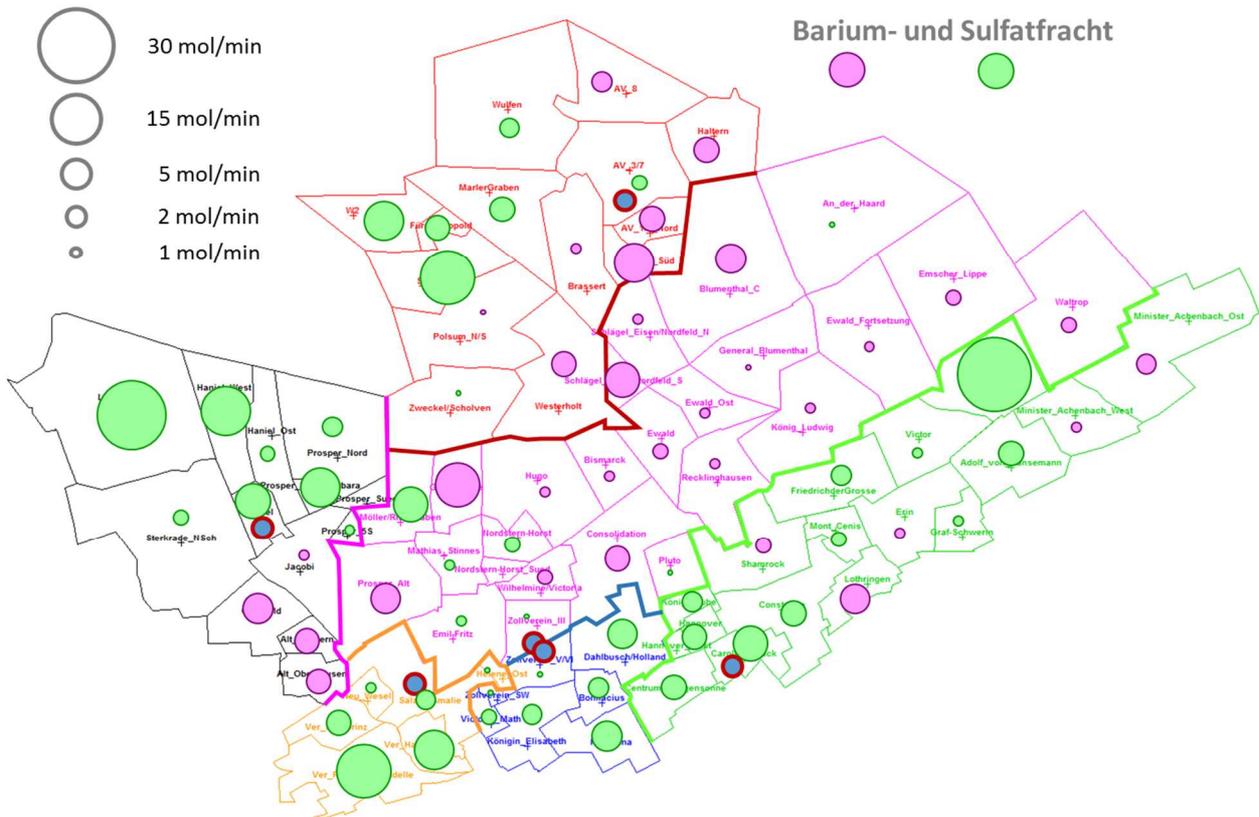


Abbildung 45: Verteilung der Barium- und Sulfatfrachten in den Grubenwässern des Untersuchungsraumes.

In Mischung aller Zuflüsse der Emschermulde errechnet sich eine Bariumkonzentration von 490 mg/l, die aber in den letzten Jahren in der Wasseranahme am Stinnesdamm mit 200 – 250 mg/L unterschritten wurde. Hierin zeigt sich der Effekt der Mobilisation von Sulfat aus der Pyritoxidation, der zwar gegenüber der Bariumvormacht nicht erkennbar durchschlägt, aber sich durch anteilige Ausfällung des Bariums als Bariumsulfat bemerkbar macht. Bedingt durch die inzwischen stattfindende Auswaschung des Sulfates nehmen die Bariumkonzentrationen seit 2012 zu. Dieser Prozess wird durch das Modell korrekt im zeitlichen Ablauf und Konzentrationsniveau wiedergegeben.

Auch in der Wasserhaltung Carolinenglück beinhaltet der Monitoringzeitraum einen Wasseranstieg (Anfang 2016) mit daraus resultierendem Anstieg der Sulfatkonzentrationen, der sich hier aber aufgrund der permanenten Dominanz der sulfathaltigen Zuflüsse auch in den Messwerten zeigt. Das Modell zeichnet die bislang erfolgten Auswaschprozesse adäquat nach. Offensichtlich ist mit diesem Wasseranstieg in Carolinenglück auch ein Übertritt von Wasser nach Zollverein-Süd verbunden gewesen. Zumindest legen dies die seitdem erhöhten Sulfatkonzentrationen (170 auf 250 mg/L) dort nahe. Auch die Entwicklung der Wassermengen (Abbildung 43) entspricht dem auch unter Berücksichtigung der sonstigen Wassermen-



genschwankungen. Auf eine entsprechende Modellanpassung durch zusätzliche Verbindungen Carolinenglück-Zollverein wurde allerdings hier verzichtet, da diese Details keine Auswirkungen auf den weiteren Wasseranstieg und die Ableitung nach Lohberg hätten.

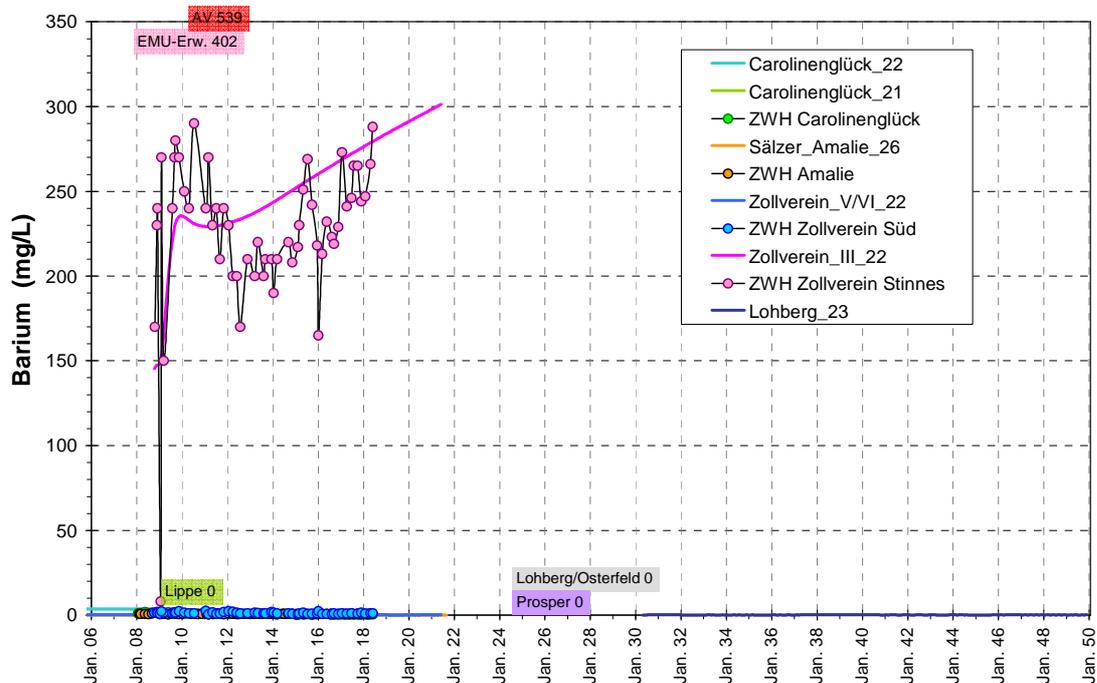


Abbildung 46: Konzentrationsentwicklung von Barium (Monitoringdaten und Modellberechnungen).

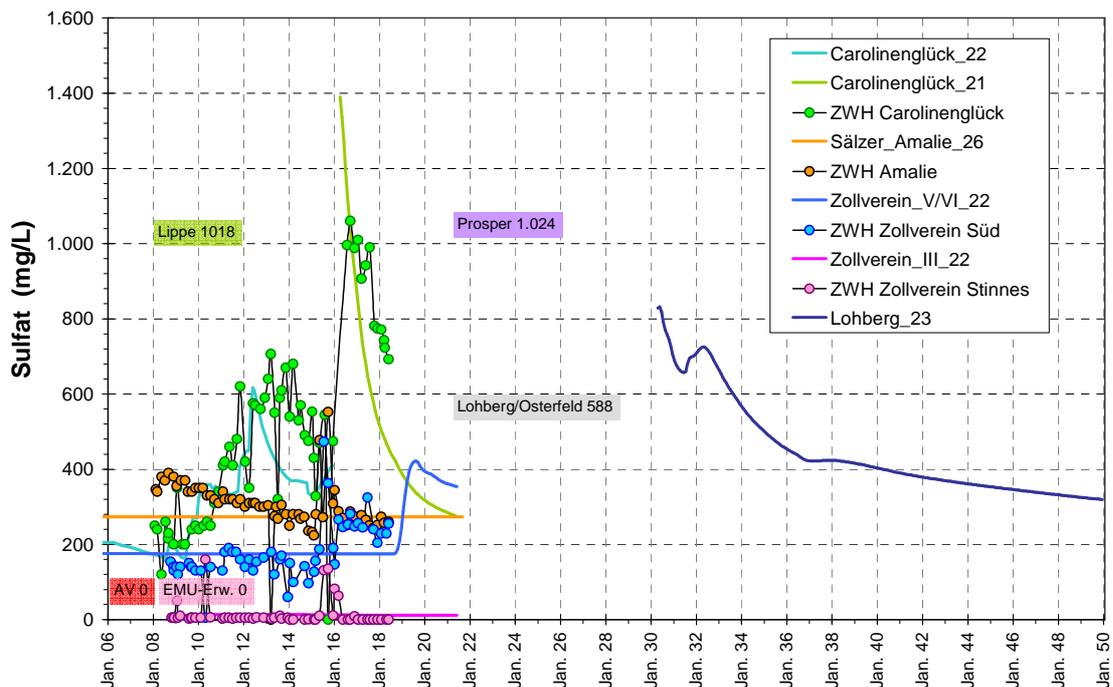


Abbildung 47: Konzentrationsentwicklung von Sulfat (Monitoringdaten und Modellberechnungen).

Als zweiter Hauptbestandteil des oxidierten Pyrits wird Eisen im Wasseranstieg mobilisiert (Abbildung 48). Dieser Effekt ist, da ursächlich analog zu Sulfat, erkennbar ebenfalls in den Wasserhaltungen Carolinenglück und ZV-Stinnesdamm. Anhand von Eisen ist erkennbar, dass die Auswaschung der nach dem Wasseranstieg im Grubenwasser befindlichen Stoffe in der Emschermulde sehr langsam erfolgt (das zufließende Wasser enthält in der Mischung 13 mg/L). Einem großen eingestauten Wasservolumen stehen hier nur geringe Abflussmengen gegenüber. Die Provinz Carolinenglück reagiert hier ungleich dynamischer auf hydraulische Veränderungen. Die höchsten primären Eisenkonzentrationen stammen aus dem Bergwerk Auguste Victoria (s. Kap. 5.6). Aus diesem Bereich sind aufgrund der Vererzung auch künftig hohe Stoffeinträge zu erwarten.

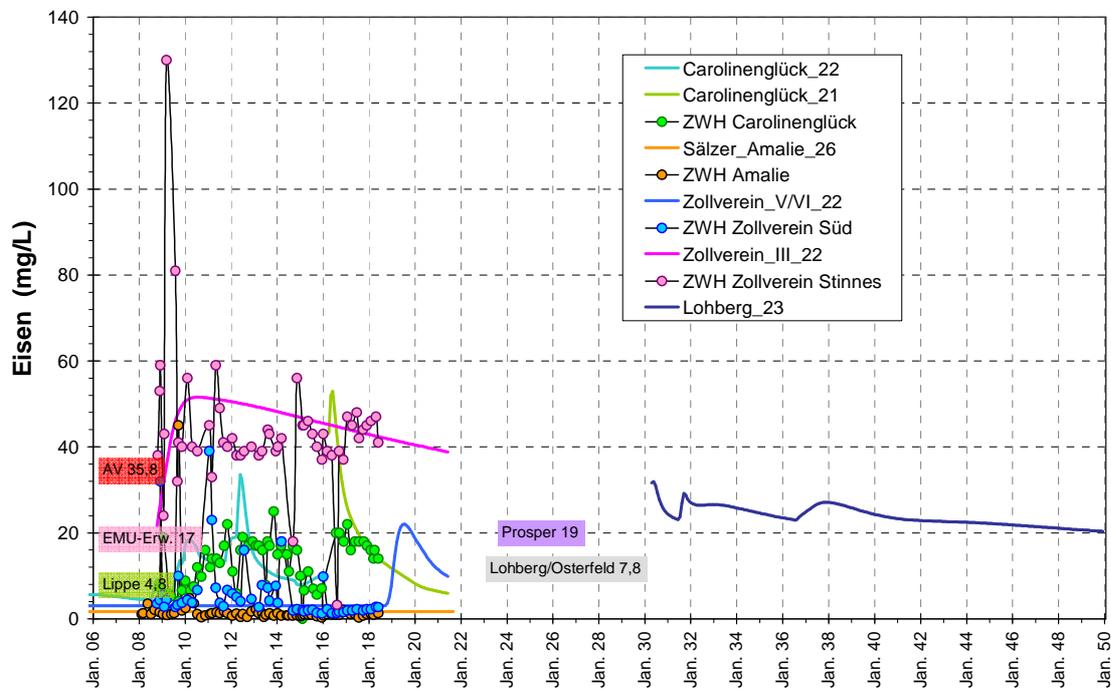


Abbildung 48: Konzentrationsentwicklung von Eisen (Monitoringdaten und Modellberechnungen).

Die mit Säurebildung verbundene Pyritoxidation hat in der Vergangenheit zu keiner Versauerung des Grubenwassers in den von Wasseranstieg betroffenen Teilbereichen geführt (Abbildung 49). Gleichwohl treten die geringsten pH-Werte in den beiden großen Wasseranstiegsbereichen der letzten Jahrzehnte (Carolinenglück und ZV-Stinnesdamm) auf. In diesen pH-Werten spiegelt sich neben der Pyritoxidation auch die Pufferung durch Karbonate wieder, die auch im Modell berücksichtigt wird. Die pH-Werte stellen sich dann entsprechend des Hydrogencarbonat-Gleichgewichtes im Zustand erhöhter CO<sub>2</sub>-Partialdrücke ein (Abbildung 50).

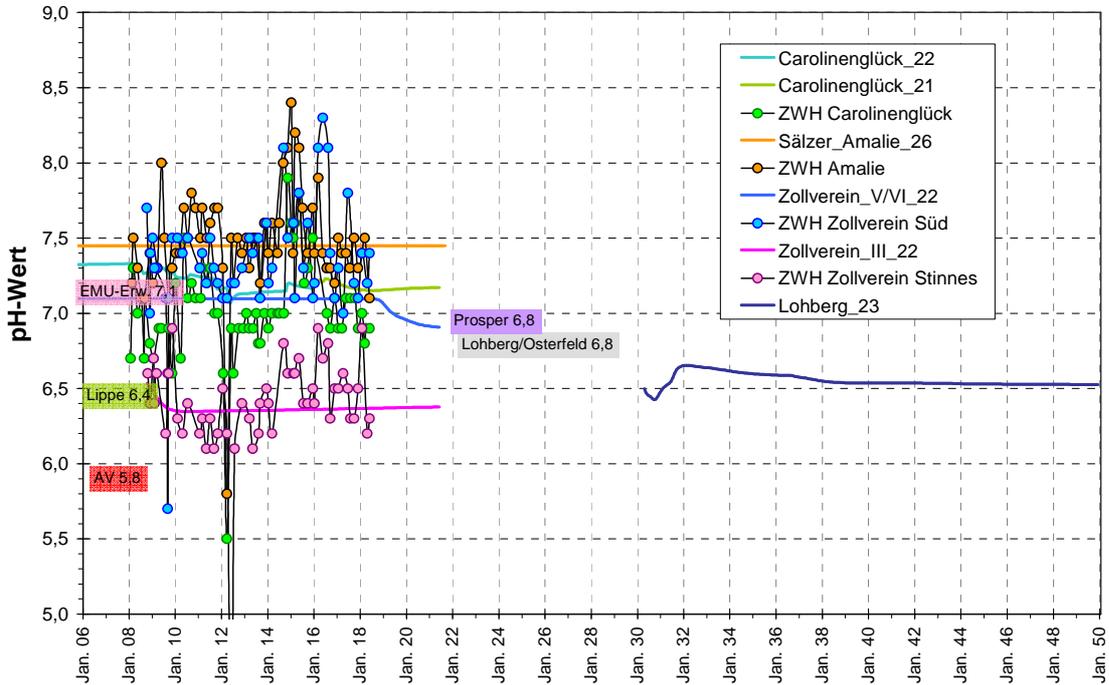


Abbildung 49: Entwicklung des pH-Wertes (Monitoringdaten und Modellberechnungen).

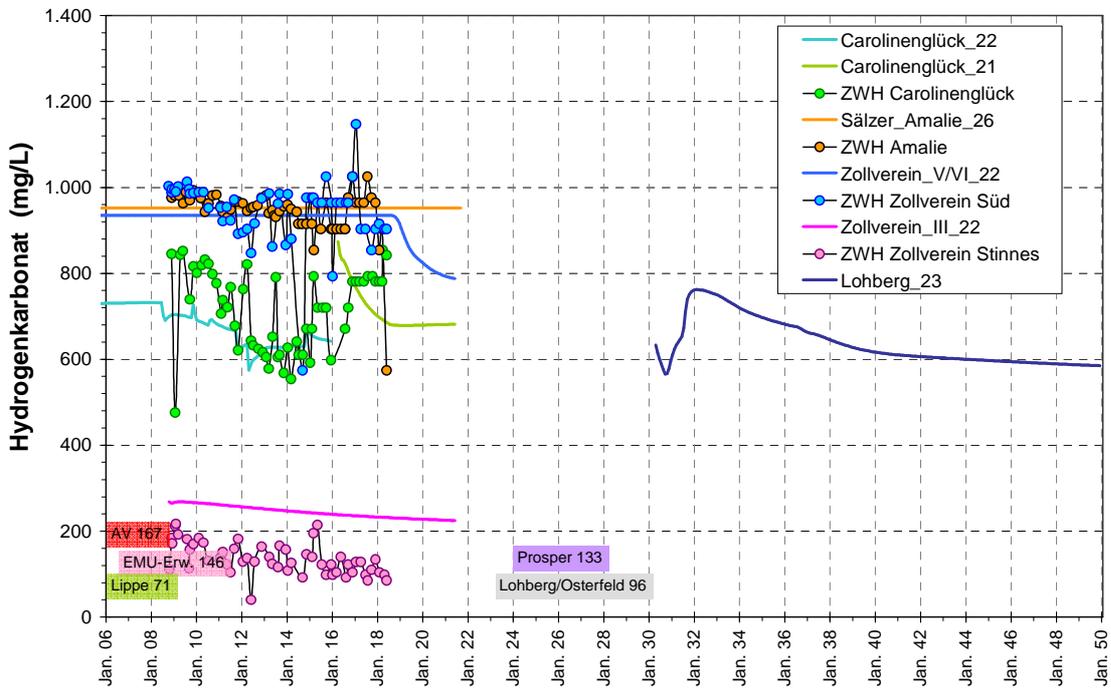


Abbildung 50: Konzentrationsentwicklung von Hydrogenkarbonat (Monitoringdaten und Modellberechnungen).

Nur im Bergwerk Auguste Victoria treten heute pH-Werte unterhalb der gezeigten Wasserhebungen, überwiegend bedingt durch die Zuflüsse aus der früher abgebauten Vererzungszone, auf. Dieser Standort ist zudem bereits heute auffällig durch erhöhte Gehalte insbesondere an Mangan und Zink.

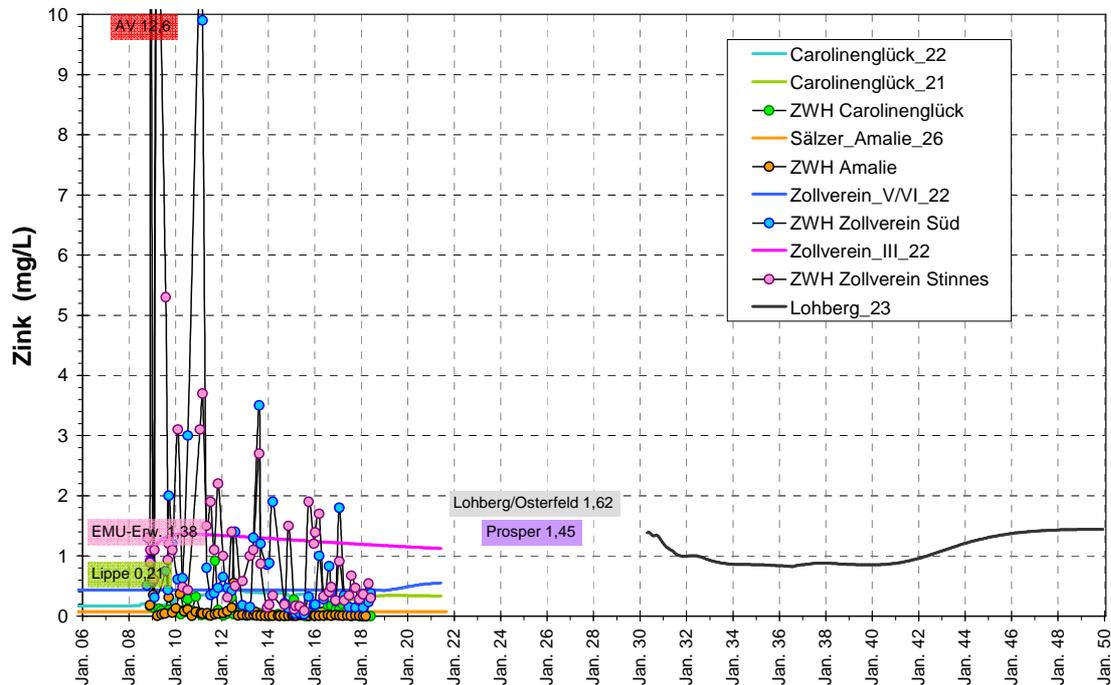


Abbildung 51: Konzentrationsentwicklung von Zink (Monitoringdaten und Modellberechnungen).

Dies wird beispielhaft in Abbildung 51 für Zink dargestellt. Auch im Abfluss aus der Emschermulde liegen die Zinkgehalte insbesondere im Zeitraum nach Beginn der Wasserannahme erkennbar über den Werten der übrigen Wasserhaltungen. Auch hier ist somit von einer zu Eisen analogen Mobilisation im Wasseranstieg auszugehen. Beobachtungen hier und an anderen Standorten implizieren, dass außer Zink zusammen mit Eisen auch Nickel und Kupfer aus Pyrit oder in Folge der Pyritoxidation (Mangan bei Säurepufferreaktion aus Karbonatverbindungen) mobilisiert werden. Mangan dürfte aufgrund eher geringer sulfidischer Bindungsneigung aus sekundär durch Säurepufferung gelösten Karbonaten (häufiger Bestandteil in Calcit  $\text{CaCO}_3$ , Siderit  $\text{FeCO}_3$ , und Ankerit  $\text{CaFe}(\text{CO}_3)_2$ ) stammen.

Das Boxmodell berücksichtigt dies durch entsprechende Stoffpools zur Mobilisation im Wasseranstieg (s. Kap. 5.6). Da nicht überall entsprechende Monitoringdaten aus der Wasserannahme nach einem Wasseranstieg zur Verfügung stehen, waren hier Übertragungen der Modelleingangsdaten anhand weniger Standorte auf die weiteren Modellbereiche erforderlich. Tabelle 5 zeigt dies als Faktoren in Bezug auf den im Modellgebiet gesetzten Maximalwert (Faktor 1, hervorgehoben). Erkennbar ist die Sonderrolle der Vererzung innerhalb der Box AV 1/2 Süd, die lokal in den höchsten Metallmobilisationen resultiert. Die Tabelle ist so zu lesen, dass z.B. für Eisen in der Emschermulde (kalibriert) 72 % dieses Maximal-Stoffpools zur Verfügung stehen. Für Zink ist dies mit 1 % ein deutlich geringerer Anteil.

Entsprechend der Befunde werden für alle betrachteten Metalle außer Chrom und fast für den gesamten Untersuchungsraum Mobilisationen in der Reihenfolge Fe > Zn, Mn >>> Pb > Cu, Ni >> Cd erwartet.

Tabelle 5: Stoffmobilisationspools im Modellgebiet Lohberg relativ zum Maximalwert (Faktor = 1 grau hinterlegt).

Box	AV / Lippe	Lippe SH	AV 1/2 Süd	Carolinenglück	Amalie	ZV-Stinnesdamm	Zollverein-Süd	Prosper/Lohberg
Calcium	0,74	0,58	0,61	1,00	0,68	0,18	0,56	0,85
Eisen	1,00	0,60	1,00	0,88	1,00	0,72	0,72	0,40
Mangan	0,04	0,42	1,00	0,13	0,04	0,00	0,04	0,04
Zink	0,02	0,02	1,00	0,00	0,01	0,01	0,01	0,02
Blei	0,13	0,25	1,00	0,00	0,13	0,13	0,13	0,13
Cadmium	0,20	0,00	1,00	0,00	0,20	0,40	0,20	0,20
Kupfer	0,33	0,00	1,00	0,00	0,33	0,33	0,33	0,33
Nickel	0,33	0,33	1,00	0,00	0,20	0,40	0,20	0,33
Sulfat	0,46	0,38	0,46	1,00	0,38	0,12	0,31	0,46
HCO <sub>3</sub>	1,00	0,25	0,98	0,12	1,00	0,37	1,00	0,98

Das Monitoring in der Wasserhaltung Carolinenglück ergab hingegen keine Anhaltspunkte für solche Spurenmetallfreisetzungen, weshalb hier lediglich Eisen und Sulfat aus Pyrit freigesetzt werden. Auch ohne Option zum Monitoringabgleich wurden für den Bereich Amalie hohe Eisenmobilisationen angesetzt, da aufgrund des alten Abbaus in hohen Niveaus eine intensive Oxidation angenommen werden kann. In ähnlicher Weise wurden je nach spezifischer Indikation und Kalibriermöglichkeit die übrigen Werte angesetzt und als Grundparameter zur Stoffmobilisation für den weiteren Wasseranstieg übernommen.

### 5.9.3 PCB

Wie in Kapitel 4.6 Seite 50 beschrieben, ist eine Modellierung bzw. Modellkalibrierung für partikulär gebundene PCB nicht möglich ohne besondere Berücksichtigung der Feststoffgehalte im Grubenwasser. Diese werden standardmäßig im Grubenwasser als Abfiltrierbare Stoffe im Labor bestimmt. Die übliche Probenahmemethodik hat in Hinblick auf die Erfassung des Zustandes, in dem das Wasser durch die ehemaligen Bergwerke fließt, den Nachteil, dass bis zur Bestimmung im Labor bedingt durch Sauerstoffzutritt Eisen als Eisenhydroxid ausfällt (vgl. Kap. 5.8). Dies führt zu Messwerten an Abfiltrierbaren Stoffen, die mit bis zu 100 mg/L sehr hoch im Niveau der Gehalte sind, wie sie in aktiven Bergwerken bedingt durch den Abbaubetrieb anfallen. Die in Abbildung 52 gezeigten vier Wasserhebungen, sämtlich Zentrale Wasserhaltungen stillgelegter Bergwerke und somit

ohne aktiven Abbau und bergmännische Aktivität, weisen auch eine beträchtliche Streubreite auf, die sich bei den grundsätzlich ähnlichen Fließprozessen so nicht einstellen sollte.

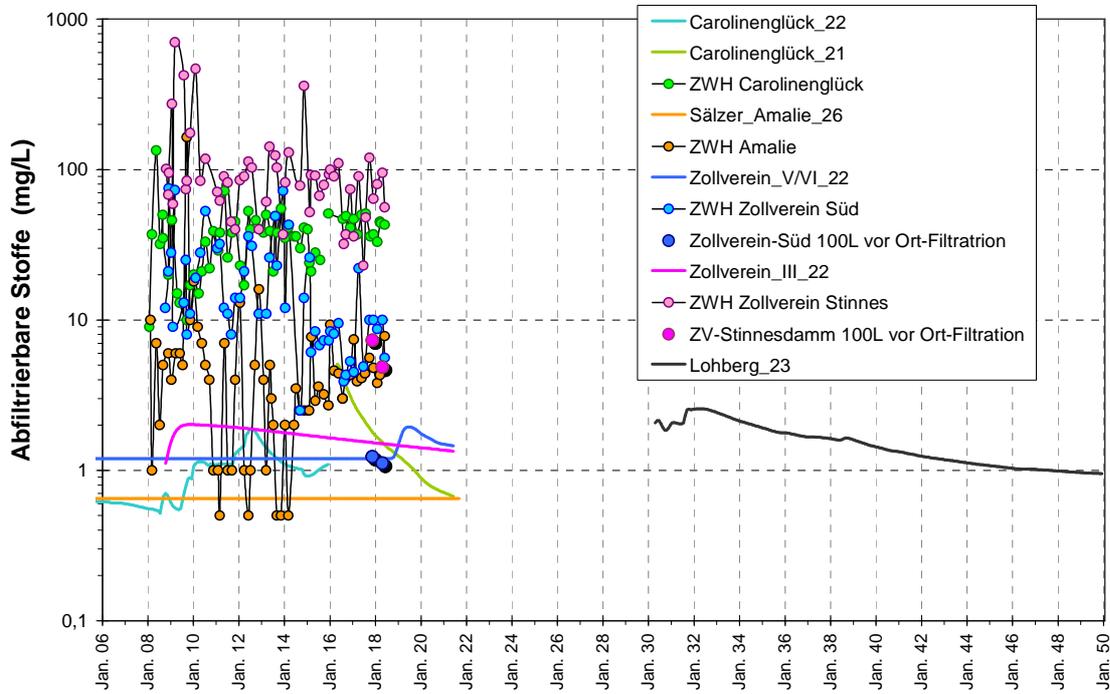


Abbildung 52: Konzentrationsentwicklung von Abfiltrierbaren Stoffen (Monitoringdaten und Modellberechnungen).

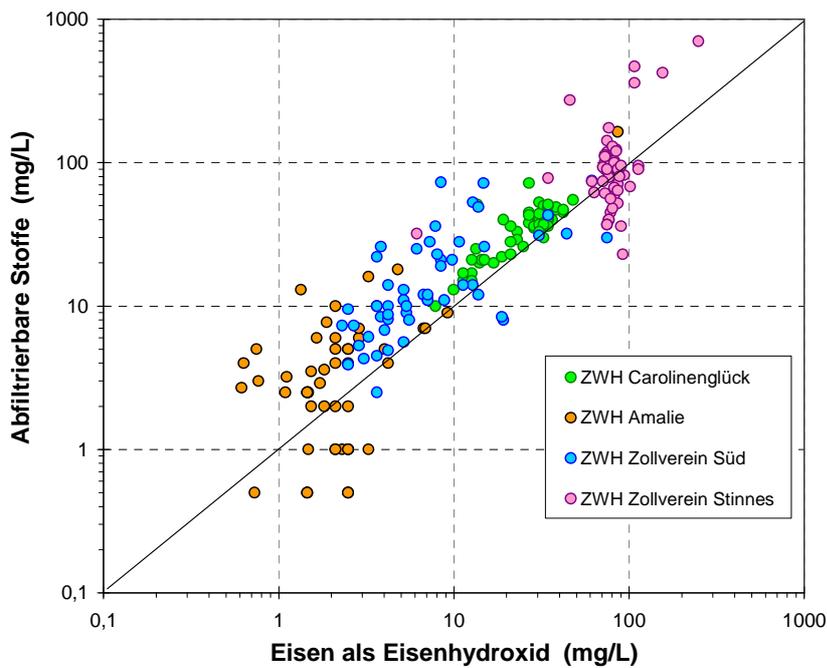


Abbildung 53: Korrelation von Abfiltrierbaren Stoffen mit den in Eisenhydroxid umgerechneten Eisenkonzentrationen.

Diese Abstufung und auch die Veränderungen der Werte über den Monitoringzeitraum zeigen sich auch in den Eisengehalten (vgl. Abbildung 48). Bei vielen Probenahmen hat sich gezeigt, dass das Eisen in den Proben als Eisenhydroxid ausfällt. Dabei entstehen aus 1 mg/L Fe 1,91 mg/L Fe(OH)<sub>3</sub>, das dann die Hauptmasse der gemessenen Abfiltrierbaren Stoffe ausmacht, wie die Korrelation dieser Parameter belegt (Abbildung 53).

Diese Verhältnisse rechtfertigen eine Minderung der gemessenen Gehalte an Abfiltrierbaren Stoffen um diesen Eisenanteil, um die im zutretenden Grubenwasser vorhandenen Primär-Feststoffkonzentrationen zu erhalten. Abbildung 54 zeigt dies für die beiden Wasserhaltungen Zollverein-Süd und ZV-Stinnesdamm, an denen diese Hypothese durch eine vor-Ort-Filtration von 100 L-Grubenwasser, bei der kein Sauerstoff hinzutreten konnte, bestätigt wurde. Statt 100 mg/L wurden 5 bzw. 7 mg/L für ZV- Stinnesdamm und anstatt ca. 7 mg/L nur 1,1 mg/L für Zollverein-Süd ermittelt.

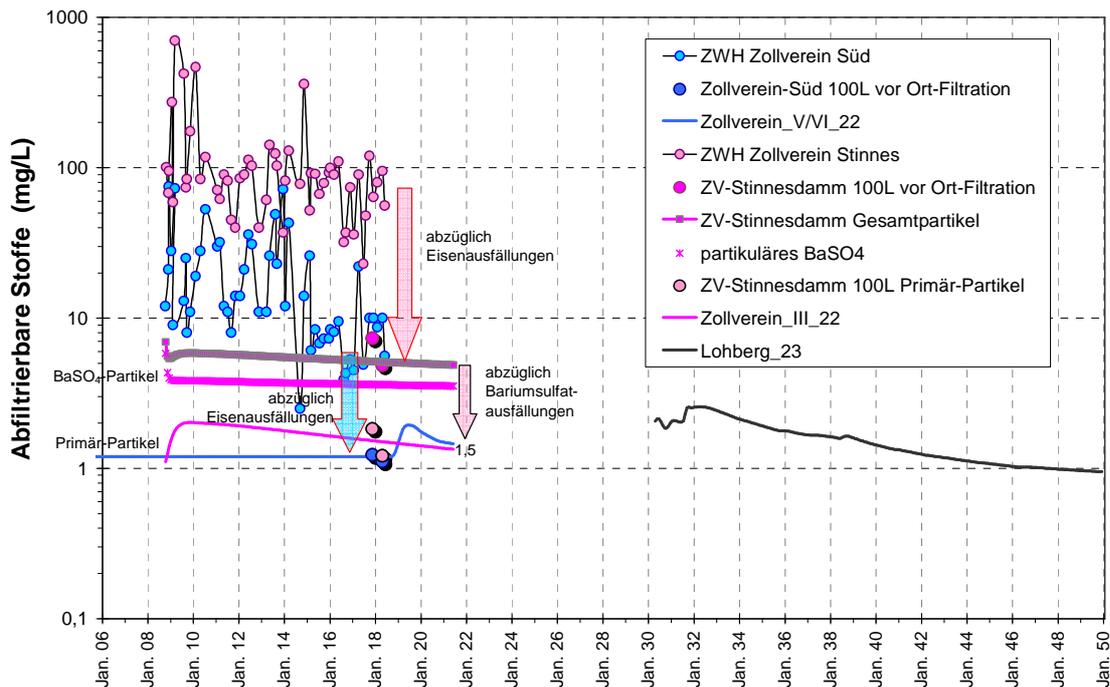


Abbildung 54: Korrektur der Messwerte für Abfiltrierbare Stoffe in den Zollverein-Wasserhaltungen.

Solch niedrige Gehalte an Primär-Partikeln werden für Wasser aus Stillstandsbereichen auch aufgrund der Messungen an anderen Standorten (Haus Aden, Wasserhebungen Saar) für plausibel gehalten. Nun war der Filter vom Stinnesdamm-Wasser durch eine gelbbraune Farbe aufgefallen und die chemische Untersuchung hatte einen Bariumsulfatgehalt von ca. 70 % bestätigt (s. Abbildung 40, Seite 90). Auch dieses Bariumsulfat ist eine sekundäre Bildung und muss daher zur Ermittlung der potenziell PCB trans-

portierenden Primärpartikel von dem gemessenen Gehalt abgezogen werden. Da das Modell die Bariumsulfatausfällung, Bildung von Bariumsulfat-Partikeln in Schwebelösung und deren Transport berechnet (vgl. Kap. 5.8), konnte dieser Prozess für diesen Standort kalibriert werden (Kurve partikuläres BaSO<sub>4</sub> in Abbildung 54). Mit diesem Verfahren erhält man einen Primärpartikel-Austrag am Stinnesdamm von 1 bis 2 mg/L, in dem sowohl die entsprechend korrigierten Messwerte als auch die von Modell berechnete Kurve übereinstimmen. Dieser Wert liegt wiederum in der o.g. plausiblen Größenordnung.

Die mit den verschiedenen Verfahren (s. Abbildung 36 Kap. 5.7) in den abgetrennten Feststoffen ermittelten PCB-Gehalte sind somit dieser Feststofffraktion bzw. Feststoffmenge zuzuordnen. Dies ist vergleichsweise einfach für das Wasser vom Zollverein-Süddamm, denn der Kalibrierung wurden die mit der vor-Ort-Filtration ermittelten Werte zugrunde gelegt, die nur diese Primärpartikel erfassen (vgl. Abbildung 36, Seite 83). Solche Gehalte um 6.000 mg/kg sind für die im Grubenwasser mitgeführten Partikel ungewöhnlich hoch, auch wenn ähnliche Anreicherungen z.T. in den Sohlproben, auch auf der 14. Sohle Zollverein (vgl. Abbildung 20, Seite 48), ermittelt worden sind (s. Kap. 4.5, Seite 43). Obgleich die sonstigen Messungen deutlich geringere Gehalte erbracht haben (10 L-Proben < Bestimmungsgrenze, Zentrifuge 78 µg/kg) wurden diese Werte aufgrund des Probengewinnungsverfahrens bevorzugt und die Modelleingangswerte entsprechend angepasst (Abbildung 55).

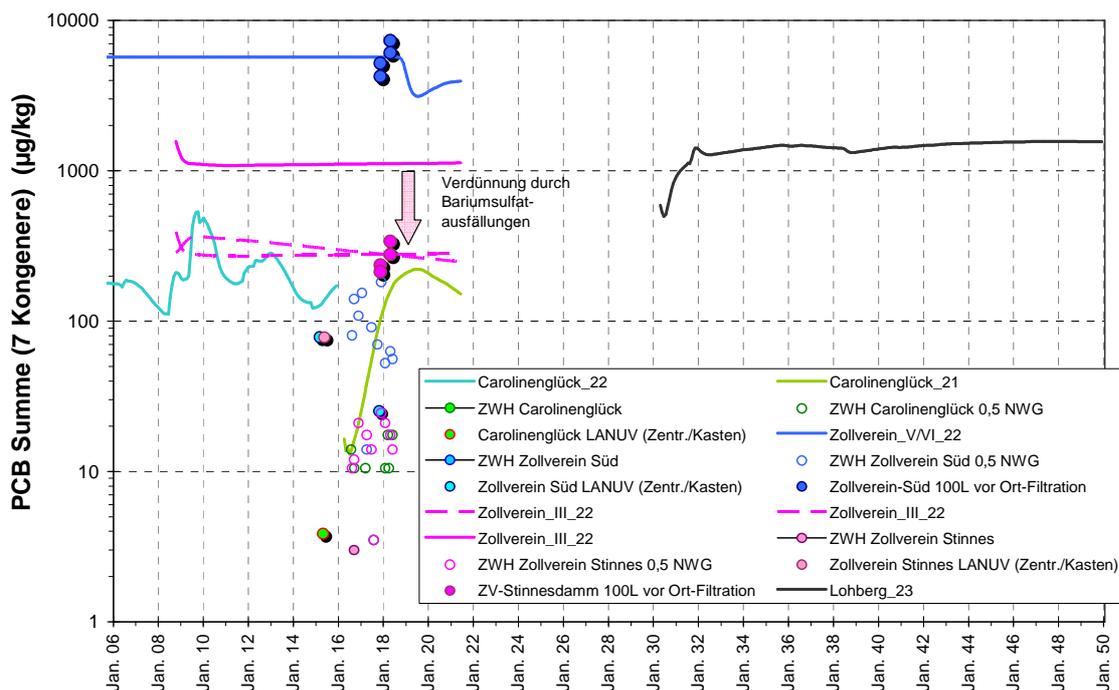


Abbildung 55: Gehalte von an Feststoffpartikel gebundenem PCB (Monitoringdaten und Modellberechnungen).

Die hohen Feststoffgehalte sind möglicherweise den spezifischen Standortbedingungen hinter dem Wasserannahmedamm geschuldet. Die 14. Sohle wurde in den 70er Jahren und somit in der Frühphase des PCB-Einsatzzeitraumes aufgefahren und war diesen Betriebsstoffen dementsprechend intensiv ausgesetzt. Große Teile der mit PCB aufgefahrenen Strecken und Bauhöhen des südlich angeschlossenen Grubengebäudes befinden sich oberhalb dieses Niveaus und die aus höheren Gesteinschichten zufließenden Wässer (in Summe 8,5 m<sup>3</sup>/min) müssen diese Grubenbaue durchströmen, bevor sie auf der nicht vollständig eingestauten 14. Sohle abfließen. Die Rahmenbedingungen für Erosion sind somit sehr gut und Sedimentation ist kaum möglich. Direkt vor der Wasserhaltung befindet sich zudem ein Gebiet mit intensiven Abbau in der PCB-Zeit (vgl. Abbildung 10, Seite 33).

Am Stinnesdamm muss der Anteil sekundärer Bariumsulfat-Partikel in den analysierten Feststoffen berücksichtigt werden. Hierdurch wird der PCB-Gehalt der Primärpartikel auf die am Gesamtfeststoff gemessenen Konzentrationen verdünnt (Abbildung 55). Für die Modellkalibrierung ergibt sich so eine Wertefolge, die von den gemessenen ca. 280 µg/kg ausgeht, die einen PCB-Gehalt der Primärpartikel von ca. 1.100 µg/kg erfordern und die wiederum vom Modell für die Wasserannahme berechnet werden, wenn für die PCB-Belastungsbereiche eine PCB-Beladung von 3.000 µg/kg (vgl. Kap. 5.7) angesetzt wird.

Die Messwerte für das Grubenwasser Carolinenglück liegen immer unterhalb der Bestimmungsgrenze. Vor allem die 10 L-Proben sind jedoch immer durch sekundäre Eisenausfällungen beeinflusst und die PCB-Gehalte damit in dem analysierten Material verdünnt, was die Bestimmungsgrenze entsprechend herabsetzt. Auch in der Zentrifugenprobe konnten so keine PCB nachgewiesen werden (dargestellt ist der Wert der halben Bestimmungsgrenze). Die PCB-Gehalte der Feststoffpartikel aus der Wasserprovinz Carolinenglück wurden daher so einkalibriert, dass sie oberhalb der Messwerte liegen. Mit 100 – 200 µg/kg sind sie jedoch deutlich geringer als die die PCB-Beladung aus der Emschermulde. Für die Wasserprovinz Amalie werden keine PCB-Gehalte berechnet, da sich keine PCB-Quelle in diesem Einzugsbereich befindet.

Bei Beteiligung sekundärer Fällungsprodukte bestimmen somit deren Anteile bzw. die absoluten Gehalte an Abfiltrierbaren Stoffen die PCB-Feststoffgehalte. Berechnet man anhand dieser Feststoffkonzentrationen der Partikel (mg/L) im Wasser und dem PCB-Gehalt dieser Partikel (µg/kg) jedoch einen PCB-Konzentrationswert (ng/L), so spielen die sekundären Fällungsprodukte keine Rolle mehr und die berechneten Modellkurven müssen mit den Messwerten übereinstimmen. Dies ist mit den beschriebenen

Modelleingangsdaten für die drei betrachteten Wasserhaltungen gegeben (Abbildung 56). Aufgrund der hohen Feststoffgehalte in der Zentrifugenprobe Carolinenglück liegt auch dort der PCB-Austrag im Erwartungsbereich des Modells.

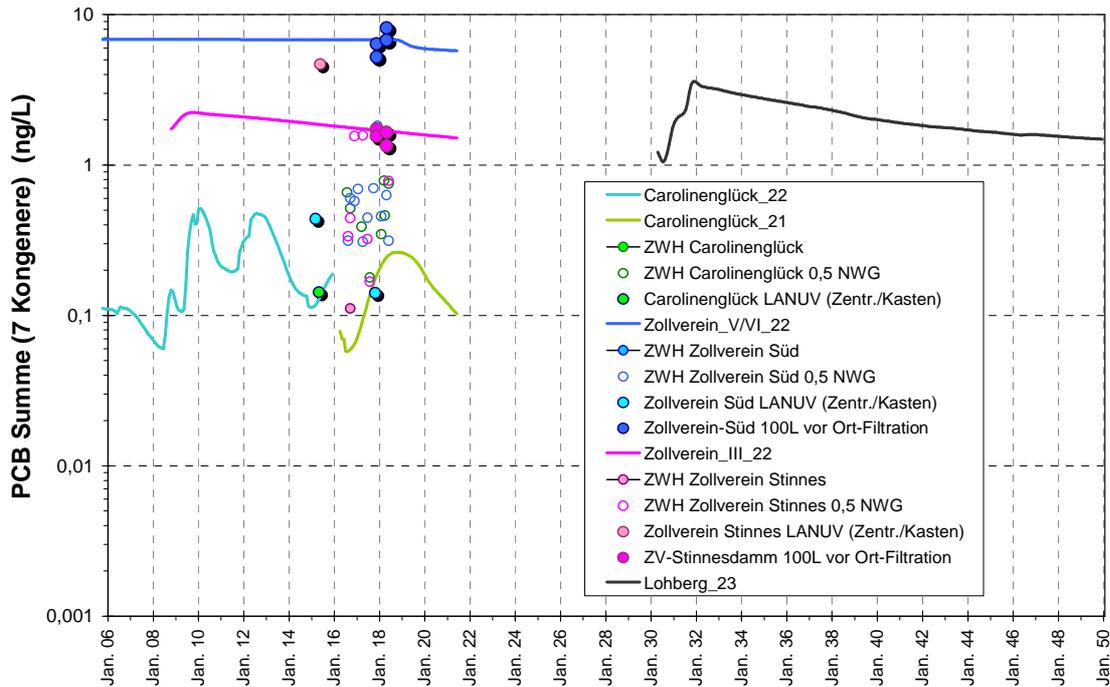


Abbildung 56: Berechnete PCB-Konzentrationen (Monitoringdaten und Modellberechnungen).

Zusammen mit den bereits kalibrierten Teilmodellen Prosper-Haniel/Lohberg und AV/Lippe liegen somit die Grundlagen vor, Stoffmobilisation, -transport und -austrag für den weiteren Wasseranstieg bis zur Wasserhebung am Standort Lohberg zu berechnen.

## 6 Prognose Wasserhaltung Lohberg

Die Planungen sehen vor, nach Abstellen der verbliebenen fünf Wasserhaltungen im Zeitraum 2020 – 2021 (auf Auguste Victoria wurde die Wasserhaltung bereits im Mai 2019 beendet) den Wasserstand ansteigen zu lassen und dann nach Erreichen von -630 mNN im Bereich Lohberg das Grubenwasser zu heben und in den Rhein zu leiten. Diese Rahmenbedingungen wurden in Kapitel 3.4 (Grubenwasserkonzept) beschrieben. Grundlage für alle Betrachtungen ist, dass die ansteigenden Wasserspiegel die -600 mNN-Marke im Bereich der bisherigen Wasserprovinz AV/Lippe nicht übersteigen sollen.

Dies ist von Bedeutung, weil die Untersuchungen zu den Wasserübertrittsstellen zwischen den heutigen Wasserprovinzen gezeigt haben, dass insbesondere die Durchlässigkeit zwischen Möller/Rheinbaben und Prosper-Haniel (nur eine verbrochene Strecke als Verbindung) von der östlichen Teilprovinz - mit dem Großteil des Wasseranfalls - nach Westen, voraussichtlich eingeschränkt ist (s. Kap. 5.4 und /13/). Ist dies der Fall und erfordert der Wasserdurchfluss ein höheres hydraulisches Potenzial, würde der Wasserspiegel im Osten trotz der Pumpaktivität am Standort Lohberg über -630 mNN ansteigen und zusätzliche Wasserhaltungsmaßnahmen dort erfordern.

In den folgenden Grafiken werden jeweils drei Aspekte dargestellt:

- Die in den sechs Wasserprovinzen bis zu der jeweiligen Abschaltung (spätestens Ende 2021) geförderten Wasserzusammensetzungen. Die Darstellungen aus dem Kalibrierungskapitel 5.9 sind erweitert um die Wasserprovinzen AV/Lippe und Prosper-Haniel/Lohberg. Für den Bereich AV/Lippe setzen sich diese Gehalte aus einer wechselnden Anzahl von Wasserhaltungen zusammen, von denen zuletzt die Restwasserhaltung AV 3/7 verblieben ist. Gezeigt werden nur die Modellkurven - die der Kalibrierung zugrundeliegenden Messwerte wurden bereits in Kapitel 5.9 dargestellt.
- Erwartete Entwicklung für die Wasserhebung Lohberg. Die Wasseranahme wurde im Modell so gestaltet, dass über den gemäß Ausgestaltung bevorzugten Wasserweg auf der 5. Sohle die Hauptwassermenge der Pumpe zufließen wird. Die Verbindungen über die höheren Sohlen des Bergwerks Lohberg werden als vergleichsweise gering an die Wasserhaltung angebunden betrachtet. Dies ist insofern von Bedeutung, als diese Rahmenbedingungen Auswirkungen auf das Anfangs gehobene Grubenwasser haben (vor allem auf den Austrag von Oxidationsprodukten, vgl. Kap. 6.2.2).

- Zusätzlich sind (gestrichelte Linien) die aus den bisherigen Wasserprovinzen in Richtung Lohberg abströmenden Grubenwässer dargestellt. Dabei steht WÜ für Wasserübertritt und zusätzlich ist der Name des jeweiligen Herkunftsbereiches angegeben. Die ausgewerteten Wasserübertritte sind in Kapitel 5.4, Seite 65 beschrieben und repräsentieren den allergrößten Teil des von Modell ausgewiesenen Abstroms.

In die Auswertungen zusätzlich übernommen wurde der Wasserübertritt von Prosper-Haniel nach Lohberg, da so eine Bilanzierung der im Bereich Prosper-Haniel durch den Wasseranstieg erfolgten Veränderungen möglich ist (Kapitel 6.5 Seite 148). Analog wird auch die Parameterentwicklung für die Wasserhebung Zollverein (Überleitung ZV-PH) dargestellt.

Die Verhältnisse während des Wasseranstiegs sowie die resultierenden hydrochemischen Entwicklungen sind sehr komplex und hängen von zahlreichen Faktoren ab, so dass sie sich ohne Modell nicht vorhersagen lassen. Die Modellrechnungen basieren auf den zugrundgelegten Zeitplänen. Es ist zu beachten, dass Verschiebungen in der Beendigung einzelner Wasserhaltungen auch Auswirkungen auf den Wasseranstiegsverlauf und Wasserqualitäten haben. Da sich Teilbereiche bereits derzeit im Wasseranstieg befinden, verändern sich auch die Ausgangsbedingungen für die Umsetzung des Grubenwasserkonzeptes kontinuierlich.

## **6.1 Wasseranstiegsprognose**

Aufgrund der beschriebenen Zusammenhänge ist eine Wasseranstiegsprognose auch immer eine Wassermengenprognose, da die mit ansteigendem Wasserspiegel im Bergwerk veränderlichen Zuflussmengen auch die Anstiegsgeschwindigkeit beeinflussen. Beide Parameter sind von daher im Zusammenhang zu betrachten.

In Abbildung 57 kann der heutige Zeitpunkt als Orientierung dienen, um den derzeit bereits erfolgenden und künftigen Wasseranstieg besser einzuordnen (graue gestrichelte Linie). Die aktuell zu berücksichtigenden Maßnahmen beginnen mit Einstellung der Wasserhaltung Auguste Victoria. Der Wasserspiegel wird dort bis zur Verbindung nach Wulfen auf -860 mNN ansteigen. In Folge steigt das Wasser an, bis es etwa 2036 (roter Kreis in Abbildung 57) über die Verbindung auf -598 mNN nach Süden abfließt.

Gemäß der Berechnungen wird allerdings bereits vorher (Mitte 2030, schwarzer Kreis) das -630 mNN-Niveau in Lohberg erwartet, worauf der Pumpbetrieb am geplanten Wasserhaltungsstandort einsetzen wird. Die Wasserspiegel östlich in der Emschermulde und den assoziierten Südprovinzen steigen allerdings unter den Modellbedingungen weiter an, so dass

anschließend (blauer Kreis) auch die schon im Vorfeld angesprochene Wasserhaltung Zollverein aktiviert werden muss. Detaillierter sind diese Verhältnisse in Abbildung 58 dargestellt.

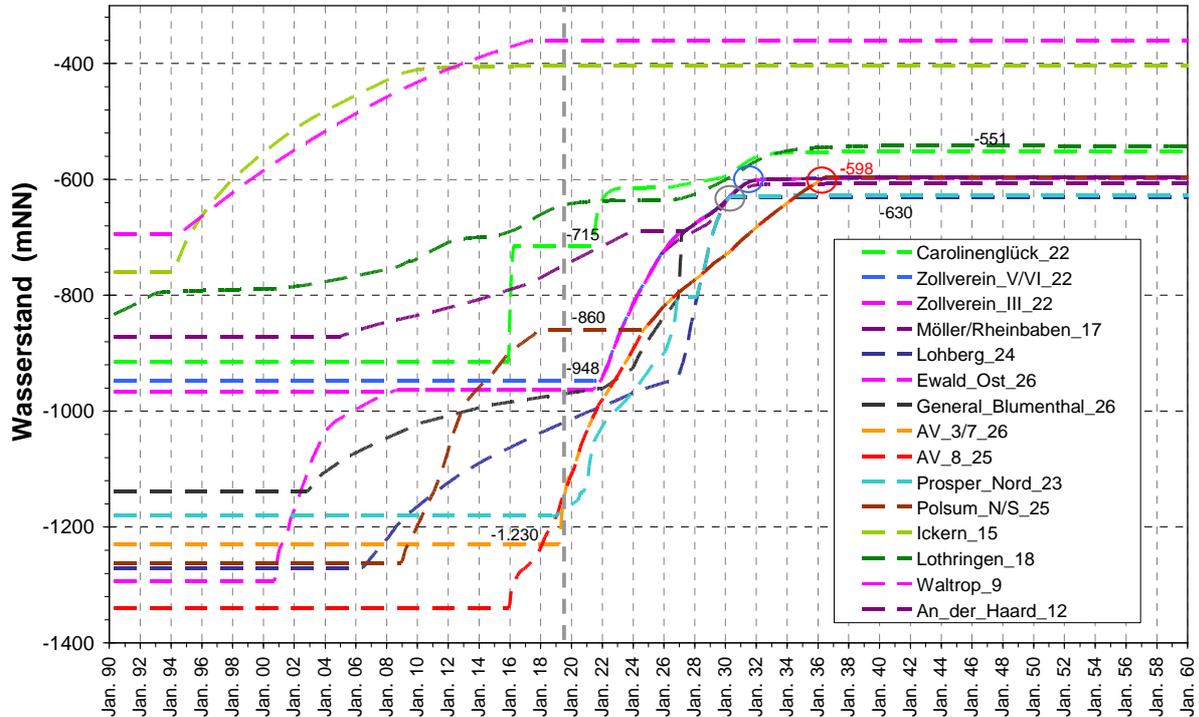


Abbildung 57: Wasseranstiegsprognose.

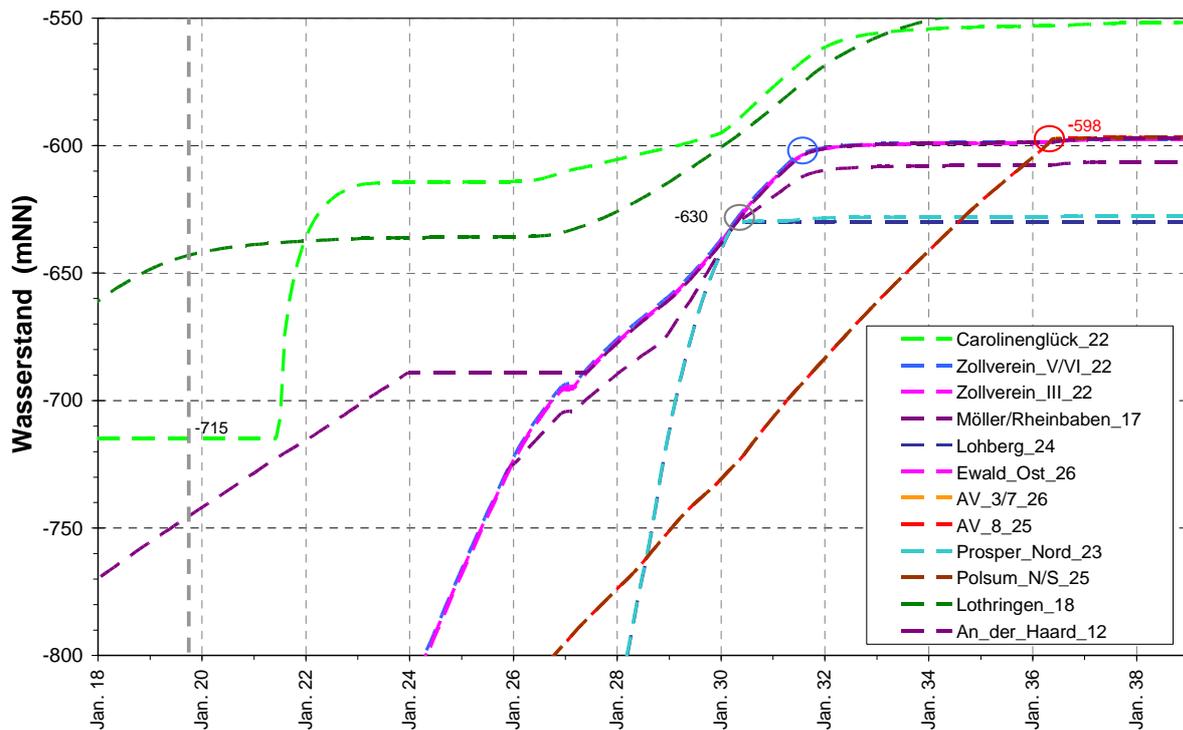


Abbildung 58: Wasseranstiegsprognose mit Detaildarstellung der sensiblen Wasseranstiegsniveaus.

Diese Fortsetzung des Wasseranstiegs in der östlichen Teilprovinz ist begründet in der bereits mehrfach diskutierten Wasserdurchleitfähigkeit der Verbindung zwischen Möller/Rheinbaben und Prosper-Haniel (vgl. Kap. 5.4). Hier kann Wasser zwar abfließen, die großen Wassermengen erfordern allerdings einen erhöhten hydraulischen Gradienten, um diesen Bereich zu passieren. Dies führt dann dazu, dass sich die Abflussmengen entsprechend des hydraulischen Gradienten von ca. 30 m zwischen den beiden Wasserhaltungen Lohberg und Zollverein einstellen (s. Abbildung 62).

Abgesehen von den bereits heute schon höheren Wasserständen in der östlichen Peripherie des Untersuchungsraumes (Waltrop in der Emschermulde und beispielhaft Ickern für Carolinenglück in Abbildung 57) werden auch im westlichen Bereich Carolinenglück die Wasserstände immer etwas oberhalb des auf Zollverein gehaltenen -600 mNN-Niveaus erwartet. Auch dies ist ein Resultat der zum Wasserdurchfluss erforderlichen hydraulischen Gradienten, weil die bekannten Verbindungen sämtlich im Modell gegenüber einer idealen Strecke mit verminderten Wasserdurchlässigkeiten eingestuft sind (Abbauannäherungen, Bohrlöcher). Die vom Modell errechneten Niveaudifferenzen variieren zwischen 24 m und 56 m. Allerdings existiert eine Vielzahl solcher Kontakte im Randbereich von Carolinenglück (vgl. Abbildung 30 Seite 69), womit sich die Situation von Möller/Rheinbaben unterscheidet und Alternativwege wahrscheinlich sind. Besser durchlässige Verbindungen befinden sich gemäß der Bestandsaufnahme der Verbindungen allerdings erst bei -515 mNN.

Nach Erreichen eines Gleichgewichtszustandes stellt sich die Wasserprovinz in verschiedene Segmente unterteilt dar (Abbildung 59). Im Westen befindet sich eine Zone mit den Zielwasserständen der Wasserhaltung Lohberg. Östlich des Wasserübertrittes dominieren Wasserstände um die -600 mNN (AV bis Zollverein-Süd), die durch die Wasserhaltung Zollverein kontrolliert werden. In Möller/Rheinbaben sind die Wasserstände im Bereich der Überleitung etwas abgesenkt.

Die etwas höheren Wasserstände im Bereich der westlichen Provinz Carolinenglück sind durch die Skalierung mit unterschiedlicher Farbgebung hervorgehoben, um die Abweichung vom Zielniveau zu kennzeichnen. Im Südwesten (Amalie, südliche Wasserprovinz Lohberg) und Osten (Carolinenglück, Waltrop) existieren bereits heute die beschriebenen Wasserhochstände, die somit keinen Zusammenhang mit der hier betrachteten Einstellung der Wasserhaltungen aufweisen (vgl. aktuelle Situation in Abbildung 41, Seite 93). Die Einstellung der Wasserhaltung Carolinenglück führt im westlichen Teil der Wasserprovinz zu intermediären Wasserständen zwar oberhalb der Zollverein-Wasserhaltung aber deutlich unterhalb der östlichen Abschnitte bei ähnlichen geologischen Rahmenbedingungen.

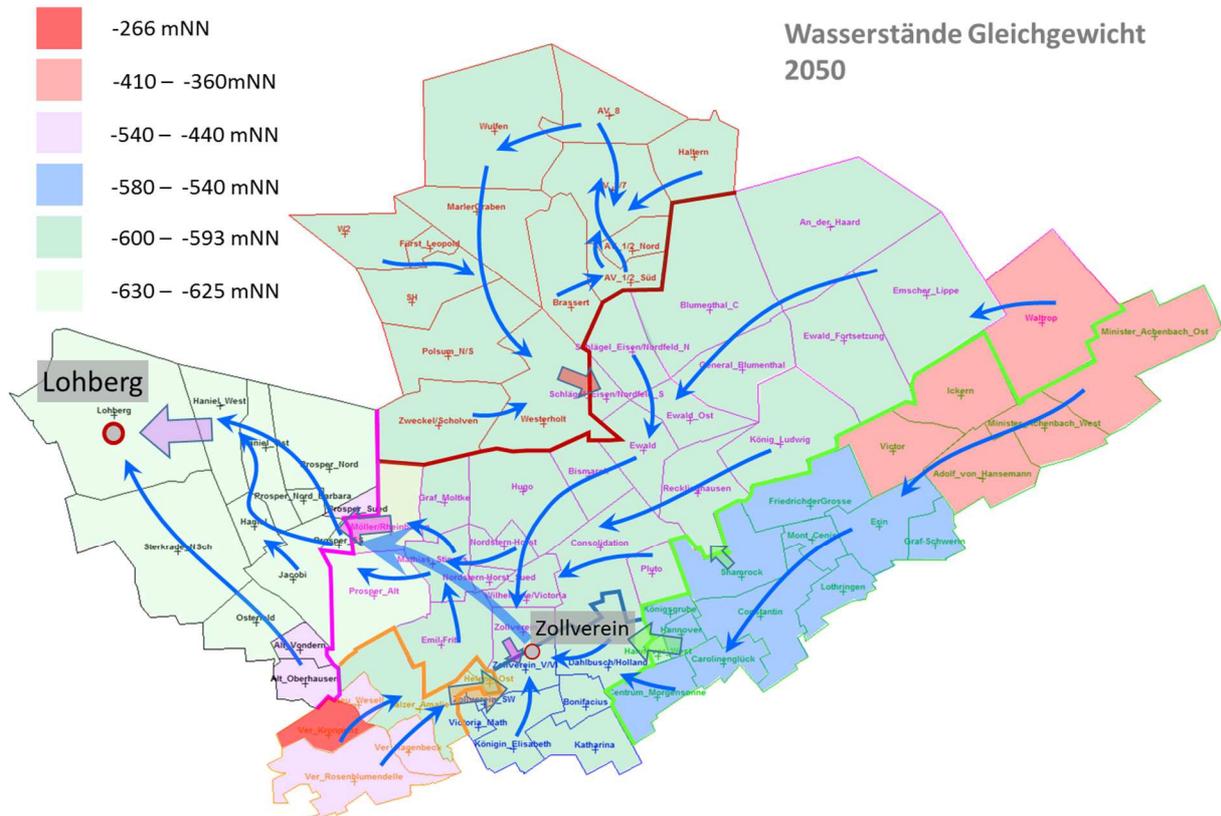


Abbildung 59: Untersuchungsraum mit den künftigen Wasserständen.

Die Überleitung des am Standort Zollverein gehobenen Grubenwassers mittels Rohrleitungen übertage ersetzt bzw. ergänzt den natürlichen untertägigen Abfluss nach Westen. Wie Vergleichsberechnungen gezeigt haben, sind die Auswirkungen einer Verschiebung der untertägig und übertägig strömenden Anteile bezüglich der Zusammensetzung des auf Lohberg zu hebenden Wassers relativ gering. Damit wird durch die vorliegenden Berechnungen auch die Möglichkeit abgedeckt, dass die Durchleitung der Möller/Rheinbaben-Verbindungsstrecke besser ist, als für dieses Gutachten aufgrund der Versuchsergebnisse und der Berechnungsvorgaben angenommen wird.

Allerdings sind sowohl der untertägige Wasserübertritt als auch die übertägige Überleitung von Möller/Rheinbaben bzw. Zollverein nicht unabhängig von den Wasserständen im Bereich Prosper-Haniel zu betrachten. Das auf Prosper-Haniel installierte Besicherungssystem bezüglich PCB-Erosion sieht vor, dass für den untertägigen Wasserübertritt die 6. Sohle bereits überstaut ist und dass vor der Aufnahme des Pumpetriebs Zollverein mit Überleitung des Grubenwassers über den Förderberg die 5. Sohle bereits überstaut ist. Diese beiden Aspekte werden für die Wasseranstiegsentwicklungen in Abbildung 60 für die 6. Sohle und in Abbildung 61 für die 5. Sohle mit den Sohlverhältnissen des Bergwerks Prosper-Haniel abgeglichen.

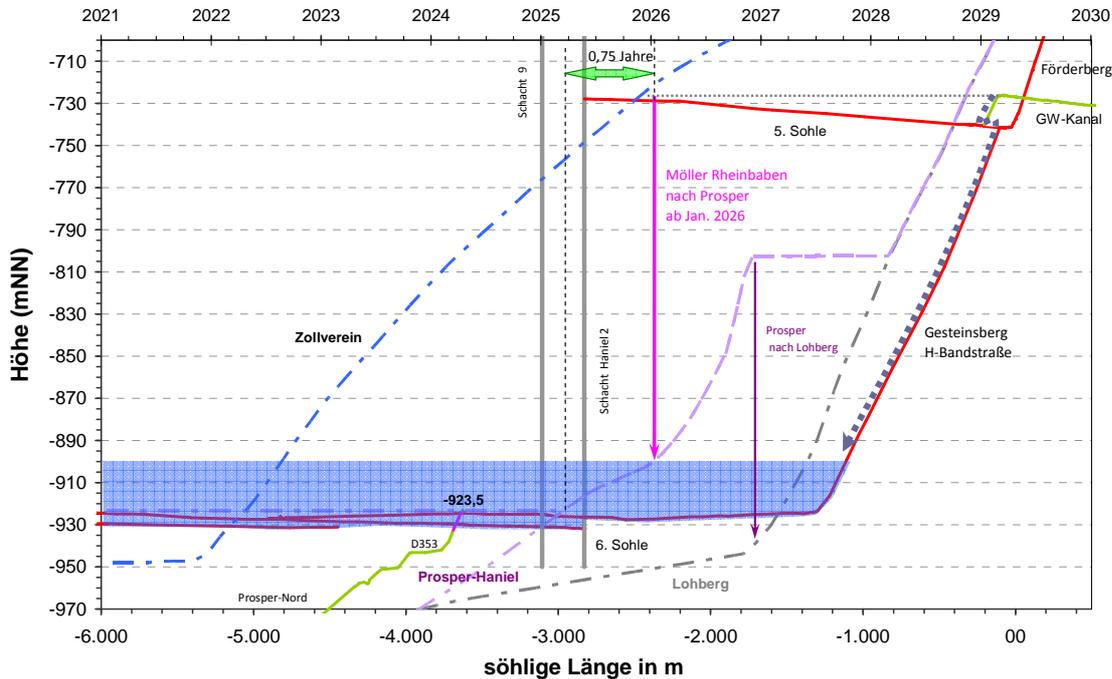


Abbildung 60: Wasseranstiegserwartungen Prosper-Haniel und Zollverein zum Zeitpunkt des untertägigen Wasserübertrittes.

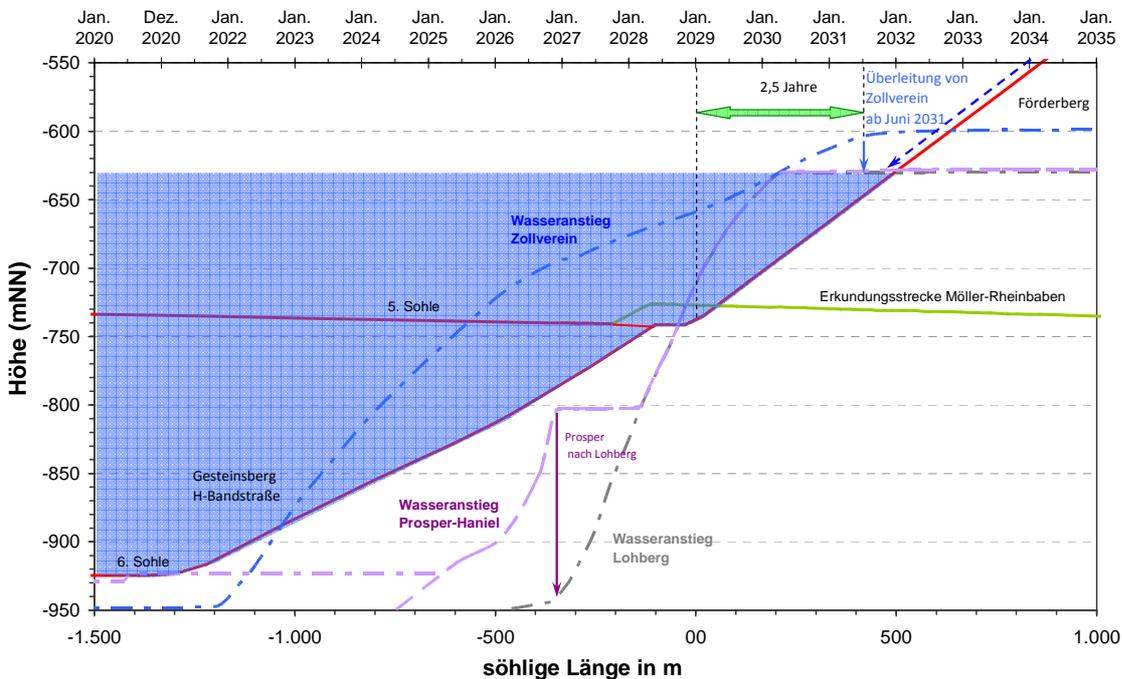


Abbildung 61: Wasseranstiegserwartungen Prosper-Haniel und Zollverein zum Zeitpunkt der übertägigen Wasserüberleitung.

Unter den Gegebenheiten der vorliegenden Berechnungen werden beide Anforderungen erfüllt. Allerdings fällt der Zeitpuffer für den natürlichen Wasserübertritt mit weniger als einem Jahr recht gering aus (Abbildung 60). Es ist zu beachten, dass diese Zeitverhältnisse vor allem durch das Abschalten

der beiden Wasserhaltungen beeinflusst werden. Demzufolge ist es günstig, die Wasserhaltung Haniel so früh wie möglich einzustellen. Ansonsten ist es möglich, die Wasserhaltung Zollverein länger zu betreiben. Allerdings wurde die erste Option vom Prinzip schon umgesetzt, indem das Bergwerk Prosper-Haniel seine gesamten Wässer in Unterwerksbaue leitet und somit deren Auffüllung heute schon beschleunigt. Diese vor kurzem umgesetzte Umleitung ist in den Modellrechnungen noch nicht berücksichtigt.

Die Überstauung der 5. Sohle besitzt nach den derzeitigen Prognosen einen Vorlauf von 2,5 Jahren. Zu beachten ist hier, dass der Wasseranstieg in Prosper-Haniel durch den untertägigen Wasserübertritt ganz wesentlich beeinflusst wird. Ist die untertägig fließende Menge noch geringer, wird gegenüber der Darstellung in Abbildung 61 der Wasseranstieg in Prosper-Haniel deutlich verlangsamt, der in der Emschermulde geringfügig beschleunigt. Dies bedeutet, dass dem Monitoring der Wasserstände und der regelmäßigen Anpassung der Modellprognosen eine wichtige Bedeutung bei der Kontrolle und Einschätzung dieser Gegebenheiten zukommt.

Die dargelegten Wasseranstiegsprognosen basieren auf Menge und Verteilung von Grubenwasserzuflüssen und Resthohlraumvolumina. In der Vergangenheit haben sich die Zuflussmengen als verlässlicher erwiesen als die Berechnungen zu den Resthohlraumvolumina. Deren Variabilität beeinflusst den Zeitpunkt von Wasserübertritten, nicht aber die fließenden bzw. zu hebenden Mengen. Auf die zu erwartende Veränderung der geogenen Wassermengen im Wasseranstieg gegenüber dem aktiven Bergwerkszustand wurde bereits im Kapitel 5.5, Seite 70 eingegangen. Das Modell berechnet die künftig zu hebende Wassermenge mit 46,5 m<sup>3</sup>/min (Abbildung 62) und somit deutlich weniger als die 61,1 m<sup>3</sup>/min im Ausgangszustand. Dies ist eine Minderung um ca. 25 %. Grafisch werden diese Veränderungen nochmals im Zusammenhang mit den Frachten in Kapitel 6.4, Seite 140 dargestellt. Diese Verminderung der zu hebenden Wassermengen ist gemäß der von ahu für den Stoffaustrag von PCB (trifft aber entsprechend auch für alle anderen Stoffe zu) beschriebenen Wirkungszusammenhänge ein wesentliches Kriterium für verminderte Stoffausträge nach dem Wasseranstieg (vgl. Auswirkungen des Wasseranstiegs in Kap. 2, Seite 11).

Diese o.g. Wassermenge wird auf Lohberg aber nicht direkt mit Erreichen des Zielwasserstandes zu heben sein, sondern erfordert einen Zeitraum von mehreren Jahren, da sich zunächst noch Hohlräume im Osten durch den fortgesetzten Wasseranstieg auffüllen und so Wasser dort gespeichert wird. Dies setzt sich durch Teilwasseranstiege in den Randprovinzen (vor allem AV/Lippe) auch noch fort, nachdem die Wasserdurchleitung durch die Wasserhebung Zollverein intensiviert worden ist, die von dem Modell für das Jahr 2031 prognostiziert wird.

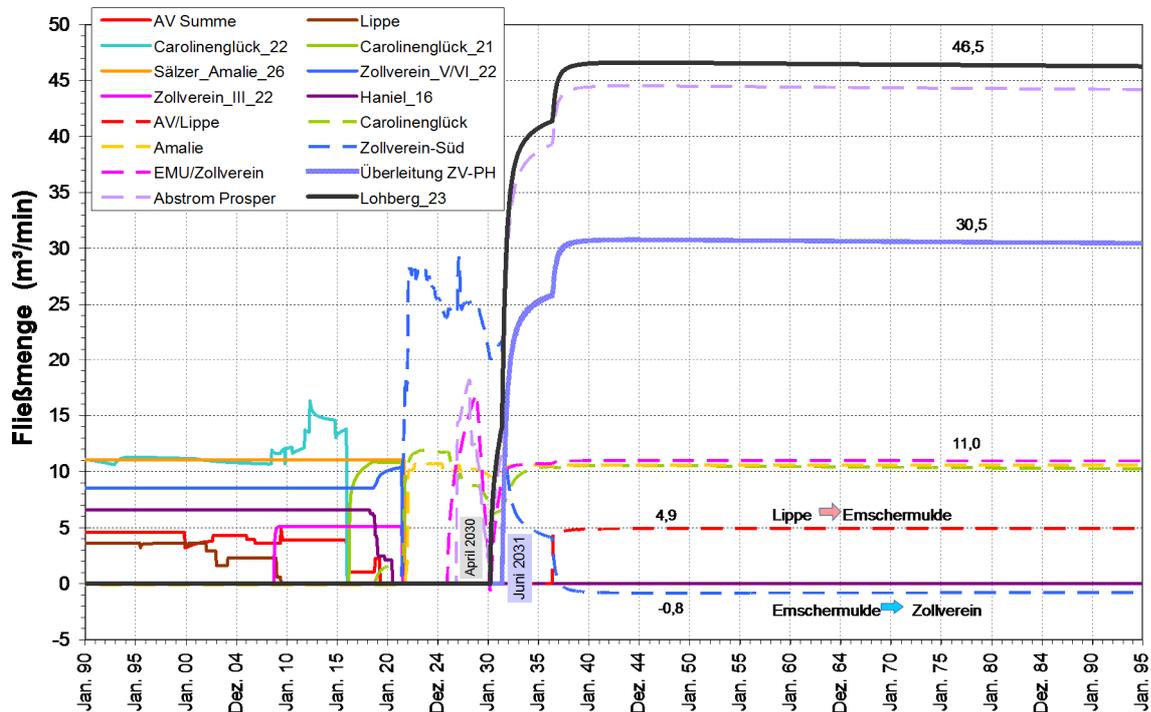


Abbildung 62: Prognose der Wassermengen.

Aus den Mengenschreibungen der Wasserübertrittsstellen ist ersichtlich, wie sich die Abflussmengen verteilen. Bei einem Wasserhaltungsniveau Zollverein -600 mNN geht das Modell von einem untertägigen Abfluss von ca. 11 m³/min durch die Erkundungsstrecke Möller-Rheinbaben nach Prosper-Haniel aus. Das bedeutet, dass unter den zugrunde gelegten Rahmenbedingungen die Restwassermenge (30,5 m³/min) übertägig zu bewältigen wäre. Dieser Wert beinhaltet vor allem jeweils ca. 10 m³/min von Amalie, Carolinenglück und Zollverein-Süd. Auf diese gering mineralisierten, aus höheren Schichten stammenden Zuflüsse im Südwesten wirkt sich der weitere Wasseranstieg kaum in der Mengenentwicklung aus. Erkennbar ist, dass diese Wasserübertritte bereits kurze Zeit bzw. sofort (Zollverein) nach Abstellen der Wasserhaltungen anspringen.

Eine Folge des Fließregimes in Richtung Lohberg ist, dass die Strömungsgeschwindigkeiten/Volumenströme ab Prosper-Haniel wegen der nun erfolgten Zusammenführung der Zuflüsse deutlich größer als in der restlichen Wasserprovinz sind, was auch die für PCB relevanten Sedimentationsraten in den Strecken beeinflusst (vgl. Kap. 6.3.1). Diese Strömungs-Effekte werden in den Modellierungen berücksichtigt.

Darüber hinaus fällt ein Zufluss aus der Emschermulde zur Wasserhaltung Zollverein auf, was bereits in Abbildung 59 dargestellt wurde. Das bedeutet, dass Zollverein unter diesen Bedingungen eine Mischwasserhaltung aus

den beiden heutigen Teilprovinzen darstellt, was aufgrund deren chemischer Charakteristik insbesondere bezüglich der Barium-Sulfat-Verhältnisse zu beachten ist (s. Kap. 6.2.4, Seite 127).

## **6.2 Modellprognose Grubenwasserqualität**

Mit dem im Boxmodell integrierten reaktiven Stofftransportmodell wurde die Entwicklung der makrochemischen Komponenten und Spurenmetalle für den Wasseranstieg bzw. die diesem folgende Wasserannahme berechnet. Für diese Qualitätsprognose wird nach dem Wasseranstieg, welcher auch instationär für den Stofftransport während des Anstieges gerechnet wird, ein stationärer Volumenstrom nach Überlauf angenommen (s. Kap. 6.1).

Die Grubenwasserzusammensetzung wird von mehreren Faktoren beeinflusst:

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

Durch Bestandsaufnahme der Wasserzutritte ist Punkt 1 gut bekannt (s. Kap. 5.6) und kalibriert (s. Kap. 5.9.2). Die Fällungsprozesse (Pkt. 3) sind thermodynamisch eindeutig und auch zu Punkt 2 liegen Erfahrungen aus Wasseranstiegen innerhalb und außerhalb des Untersuchungsgebietes vor (vgl. Kap. 5.6). Mikrobielle Umwandlungsprodukte in Form von Schwefelwasserstoff (Pkt. 4) wurden in dem gesamten Untersuchungsbereich weder in Zuflüssen untertage noch in Wasserhebungen beobachtet und daher auch nicht für die künftige Entwicklung berücksichtigt.

Im Modell betrachtet werden alle Parameter, die in den Tabellen in Kapitel 7 aufgeführt sind. Hier werden zunächst die gelöst im Grubenwasser vorliegenden Stoffe beschrieben. Hinzu kommen Grubenwasserinhaltsstoffe, die überwiegend an Partikel gebunden transportiert werden (also Partikel selbst und PCB). Diese werden in Kapitel 6.3 beschrieben, da die mobilisations- und transportrelevanten Prozesse sich grundlegend unterscheiden.

### **6.2.1 Salze**

Chlorid ist der wichtigste Vertreter aus der Gruppe der sehr gut löslichen Salze im Grubenwasser, die kaum chemischen Fällungsreaktionen unter-

worfen sind und sich demnach wie ein Tracer verhalten. Es gibt keine Anhaltspunkte für eine relevante Mobilisation von Chlorid beim Wasseranstieg, wie man dies aus der Auflösung von den in Strecken manchmal zu beobachtenden Salzablagerungen annehmen könnte. Wahrscheinlich sind diese Mengen im Vergleich zu den Gesamtmengen im Grubenwasser zu gering. Daher wird eine Chloridmobilisation im Modell auch nicht betrachtet, weshalb somit das gesamte ausgetragene Chlorid aus den diversen Zuflüssen des Grubenwassers stammt (vgl. Abbildung 33, Seite 75). Dies gilt auch für zahlreiche andere Salze wie Ammonium, Bor, Natrium, Kalium, etc., deren Gehalt meist auch mit Chlorid eng korreliert ist.

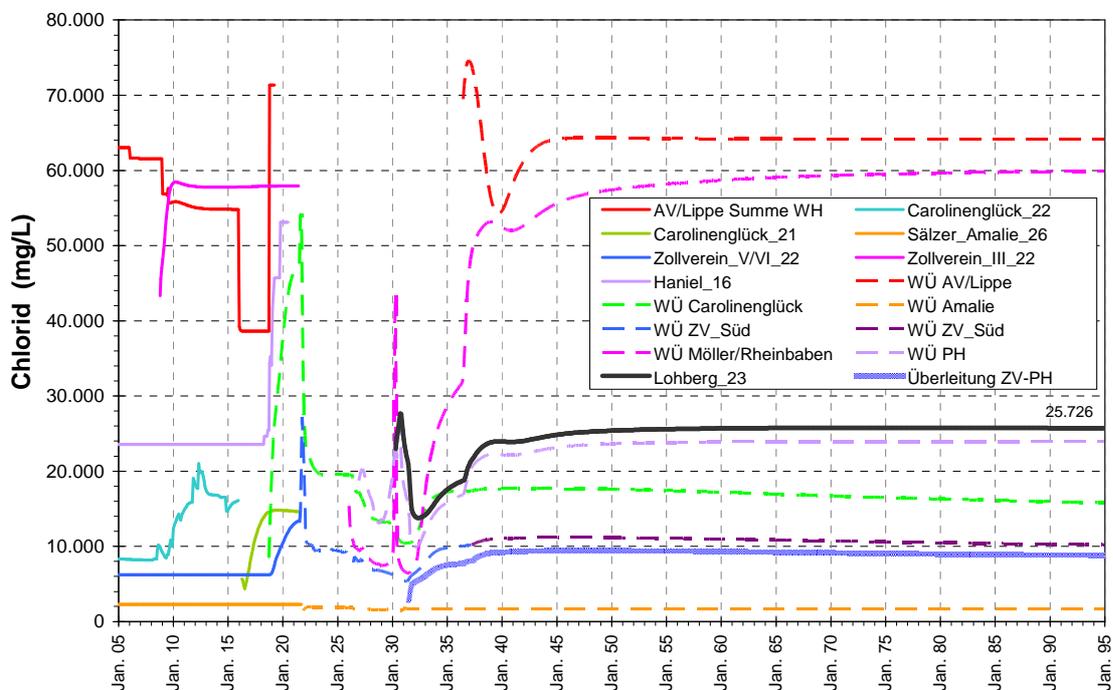


Abbildung 63: Konzentrationsentwicklung von Chlorid.

Die künftigen Salzgehalte in der Wasserhebung lassen sich recht gut anhand der Strömungsverhältnisse bzw. der aneinandergereihten Wasserübertrittsstellen ableiten. Von den am Außenrand des Einzugsgebiets gelegenen Teilprovinzen bilden Amalie mit den geringsten und AV/Lippe mit den höchsten Salinitäten die Extrema ab (Abbildung 63). Von allen Wasserübertrittsstellen spiegelt sich der Einfluss der Wasserhaltung Zollverein im Bereich Möller/Rheinbaben wider. Nur in der Anfangsphase entsprechen die Chloridgehalte dem sich in der Emschermulde sammelnden Mischwasser aus dem Einzugsbereich. Dann wird auf Zollverein ein Großteil der Wassermenge aus dem Süden gefasst und übertägig abgeleitet. Entsprechend gering sind dort mit ca. 9.000 mg/L die Chloridkonzentrationen. Über Möller/Rheinbaben fließt dann nahezu reines Emschermulde-Wasser nach Westen, um Salze angereichert noch durch den Zustrom aus AV/Lippe (ca.

60.000 mg/L). Bereits über die Chloridgehalte lässt sich somit die Herkunft der jeweiligen Teilströme belegen.

Der nächste Kontrollpunkt im Abstrom von Prosper-Haniel nach Lohberg beschreibt die Mischwasserzusammensetzung incl. der Lohberg-Wässer. Deren Einfluss auf die Wasserzusammensetzung ist so nicht direkt nachzuvollziehen, da zwei Teilströme existieren. In Kapitel 6.5 zur Bilanzierung der Auswirkungen des Wasseranstiegs auf die Stoffausträge aus Prosper-Haniel werden daher Mischwasserzusammensetzungen berechnet. Bezüglich der Lohberg-Chloridgehalte in der aktiven Wasserhebung Haniel ist zu beachten, dass diese Modellwerte bis Ende 2019 noch (in der Stilllegung abnehmende) Betriebswasser-Anteile beinhalten. Die Zusammensetzung der geogenen Zuflüsse wird somit erst anhand der 2020 berechneten Gehalte (ohne Betriebswasser-Zugabe) korrekt wiedergegeben. Diese liegen im Niveau der Bereiche AV/Lippe und Emschermulde.

Auch die Zuflüsse im Bereich Lohberg (derzeit im Wasseranstieg und ohne Kurve) sind stark salzhaltig. Resultierend werden in der Hebung Chloridgehalte zwischen 14.000 und 28.000 mg/L berechnet. Die dynamische Entwicklung in der Anfangsphase der Wasserhebung ist ein Resultat des östlichen Wasserzustroms – nach Abpumpen des angesammelten Standwassers zunächst mit geringerem Emschermulden-Anteil und dann zusätzlich noch mit Wasser aus AV/Lippe, bis sich mit ca. 26.600 mg/L Chlorid erst 30 Jahre später schließlich Gleichgewichtsbedingungen eingestellt haben.

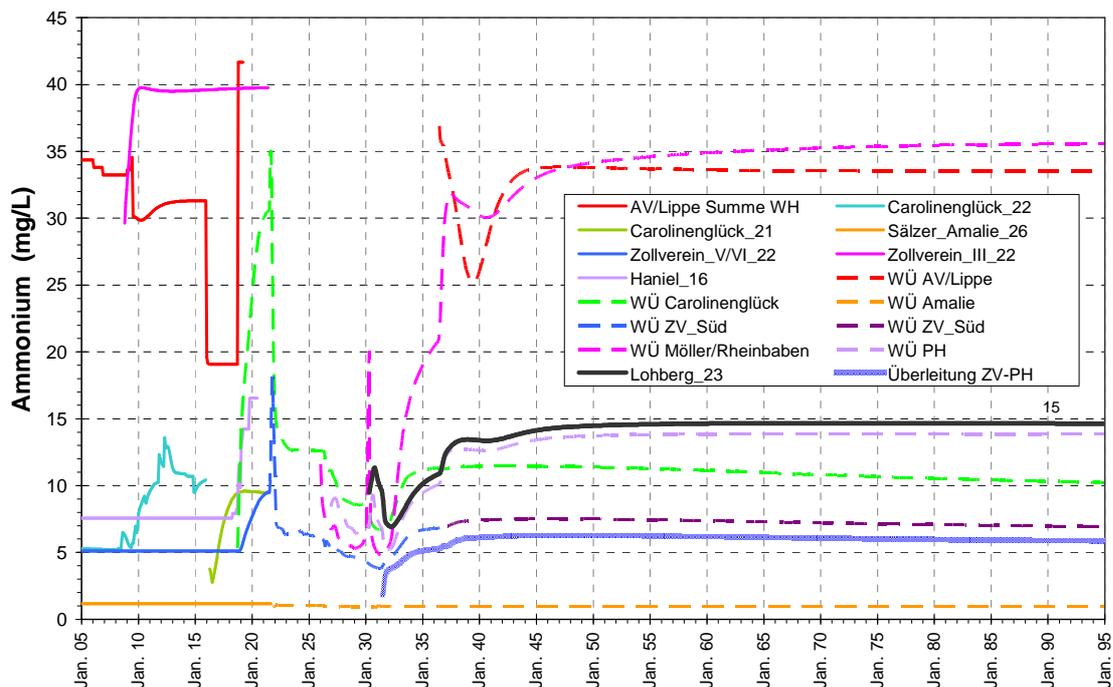


Abbildung 64: Konzentrationsentwicklung von Ammonium.

Diese Prozesse betreffen nicht nur Chlorid, sondern auch weitere Grubenwasserinhaltsstoffe, die, wie eingangs bereits erwähnt, eng korreliert mit den Chloridkonzentrationen sind und sich auch ähnlich verhalten. Beispielhaft für die Stoffgruppen zeigt Abbildung 64 das Verhalten von Ammonium, das die für Chlorid beschriebenen Entwicklungen sehr ähnlich nachzeichnet. Entsprechendes gilt für Bor, Brom und Hauptkomponenten wie Natrium und Kalium. Im Detail hängen die Konzentrationen von den Gehalten in den einzelnen Teilströmen ab. Eine Übersicht über die jeweiligen Konzentrationsniveaus gibt Tabelle 6 in Kapitel 7.

### 6.2.2 Oxidationsprodukte

Stoffe wie Eisen und Sulfat aber auch Spurenmetalle sind natürlicherweise auch in den zufließenden Wässern vorhanden und erscheinen im Grubenwasser nicht nur aufgrund oxidativer Umwandlung von mineralischen Gesteinsbestandteilen (vgl. Kap. 5.9.2, Tabelle 5). Dies führt dazu, dass sich diese beiden Quellen in unterschiedlichem Umfang überlagern. Teilweise dominiert die sekundäre Mobilisation gegenüber der Basiskonzentration. Dies führt dann dazu, dass nach dem Wasseranstieg diese Stoffe im Grubenwasser auffällig werden, obgleich sie zuvor im gehobenen Grubenwasser nur wenig in Erscheinung getreten sind.

Schwefel ist als Hauptbestandteil von Pyrit ( $\text{FeS}_2$ ) besonders von dem Oxidationsprozess und der anschließender Auflösung der dabei entstehenden Salze betroffen und erscheint als Sulfat im Grubenwasser. Die Sulfatmobilisation zeigt sich auch in der Wasserprovinz Lohberg zum einen in erhöhten Konzentrationen gegenüber der vor Wasseranstieg gehobenen Zusammensetzung in den Teilprovinzen aber auch in den anschließend abnehmenden Konzentrationen.

Besonders markant ist dieser Effekt für die Bereiche Carolinenglück und AV/Lippe (Abbildung 65). Gedämpft wird dieser Trend dann auch in der Wasserhebung Lohberg erwartet. Wie zusätzliche Detailuntersuchungen (hier nicht dargestellt) mit im Modell veränderten Pumpniveaus und Streckenanbindungen in der Box Lohberg gezeigt haben, führt die im Modell jetzt hinterlegte Geometrie dazu, dass die Sulfatgehalte dort vor allem von dem aus Osten zuströmenden Wasser geprägt werden. Die durch hohe Primärgehalte in den Zuflüssen (vgl. Abbildung 35, Seite 76) und durch intensive Mobilisation aus oxidiertem Pyrit während des langjährigen Wasseranstiegs geprägten Grubenwässer des Lohberg-Bereiches treten so in den Hintergrund. So wird in der Anfangsphase ein Wasser gehoben, das dem Wasserübertritt von Prosper-Haniel nach Lohberg entspricht.

Wichtig ist, dass sich auch langfristig ein Sulfatgehalt im gehobenen Grubenwasser von ca. 200 mg/L einstellt. Das Modell berücksichtigt die Reaktion mit Barium (vgl. Kap. 6.2.4) auf dem Fließweg, so dass hier bereits ein echter Sulfatüberschuss (nicht verursacht durch modellkinetische Effekte) ausgewiesen wird. Ein solcher hat sich bereits bei der Verteilung der molaren Frachten in den Zuflüssen (vgl. Abbildung 45, Seite 99) angedeutet. Die der Wasserhebung Lohberg nächstgelegenen bariumdominierten Boxen (vor allem Graf Moltke aber auch Osterfeld, Prosper\_Alt, Jakobi) befinden sich ausreichend weit entfernt, so dass auf dem Fließweg Ausfällung und weitgehende Sedimentation des Bariumsulfats erfolgen können.

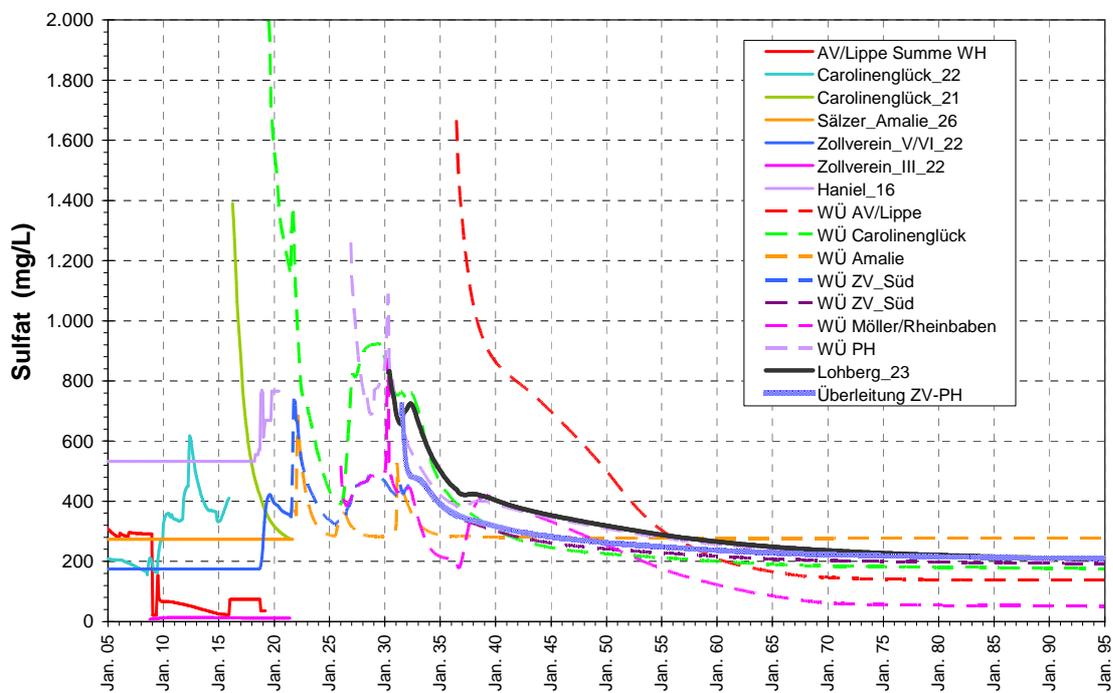


Abbildung 65: Konzentrationsentwicklung von Sulfat.

Bezüglich der erwarteten Gleichgewichtsverhältnisse ist zu berücksichtigen, dass es sich bei den meisten bariumhaltigen Wässern um tiefe Zuflüsse handelt, deren Zuflussmengen sich im Wasseranstieg somit selektiv stärker vermindern. Bei höheren Wasserständen würden somit die Sulfatgehalte gegenüber den jetzt prognostizierten 200 mg/L weiter zunehmen. Entsprechend dieses Sulfatüberschusses berechnet das Modell unter Gleichgewichtsbedingungen keine relevanten Bariumgehalte in den Wasserhaltungen, weshalb diese Kurven hier nicht dargestellt werden.

Diese Fragestellung wird aber in Kapitel 6.2.4 nochmals detailliert mit Schwerpunkt auf die Zollverein-Wasserhaltung diskutiert. Zwar weist die Mischwasserzusammensetzung auch dort einen Sulfatüberschuss von 200 mg/L aus (Abbildung 65), jedoch erfordert die komplexe Zuflusssituation unter Beachtung der heutigen Verhältnisse eine gesonderte Prüfung.

Allerdings ist festzustellen, dass der größte Teil der bariumhaltigen Wässer aus der Emschermulde über Möller/Rheinbaben nach Prosper-Haniel fließt (geringer Sulfatüberschuss).

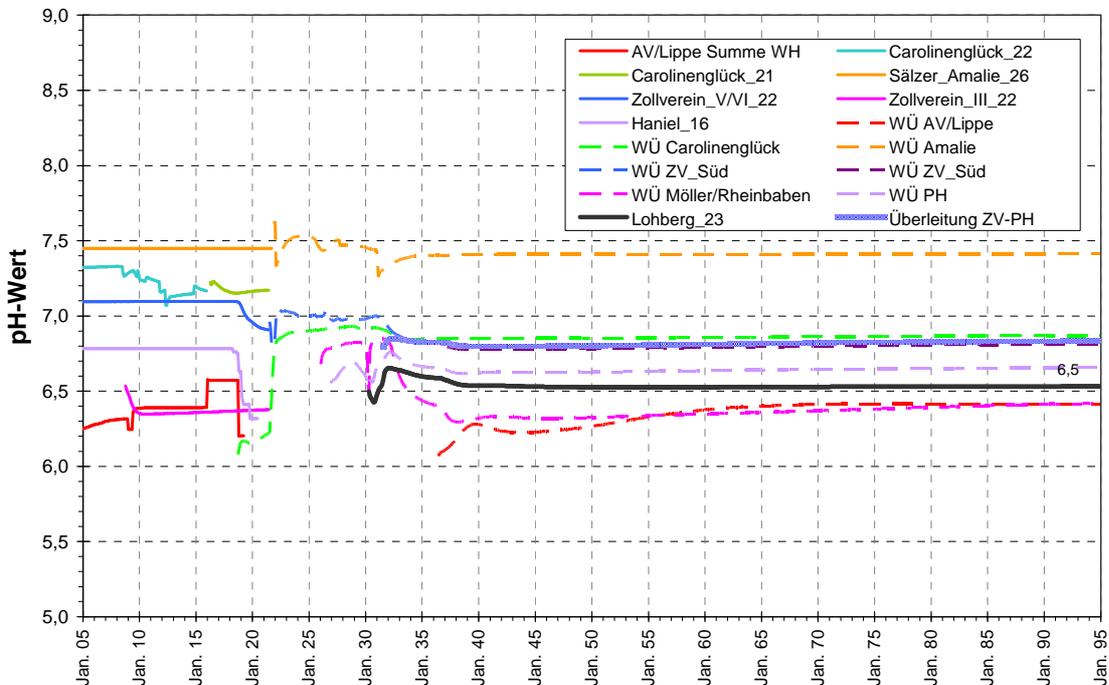


Abbildung 66: Entwicklung der pH-Werte.

Trotz Pyritoxidation und der damit verbundenen Säurebildung wurden im Rahmen der Kalibrierung keine Anhaltspunkte für eine verstärkte Versauerung beobachtet. Dementsprechend fällt auch die Modellprognose für diesen Parameter aus (Abbildung 66), der insbesondere bezüglich Mobilisation und Transport von Spurenmetallen aber auch von Eisen relevant ist und bei Absenkung immer konzentrationserhöhend auf die genannten Stoffe wirkt. pH-Werte um 6,5 sind typisch für Grubenwässer und spiegeln das nach Karbonatpufferung an CO<sub>2</sub> übersättigte Milieu wider.

Ebenso wie Sulfat ist auch Eisen zum Teil in den Primärzuflüssen enthalten, wird aber vor allem als zweiter Hauptbestandteil von Pyrit beim Wasseranstieg mobilisiert und in der Folge aus den wassergefüllten Hohlräumen ausgewaschen. Die höchsten Eisengehalte der Region besitzt AV/Lippe und dort werden auch die intensivsten Mobilisationen erwartet (Abbildung 67). Die ähnlich hohen Eisengehalte 2008 bis heute aus der Emschermulde (ZV-Stinnesdamm) sind vor allem ein Produkt des vorherigen Wasseranstiegs und weniger der Zuflüsse. Da der untertägige Abstrom nach Möller/Rheinbaben aber vor allem aus diesen beiden Einzugsbereichen gespeist wird, ist dort auch der Eisengehalt entsprechend hoch. Durch die vergleichsweise geringen Wassermengen in diesen großen Abbauflächen erfolgt die Auswaschung der Oxidationsprodukte nur langsam und lang anhaltend.

Die hohen Abflussmengen aus dem Süden führen hingegen dazu, dass das im künftigen Wasseranstieg mobilisierte Eisen relativ stark verdünnt wird und sich hohe Eisengehalte wie im Bereich AV/Lippe und Emschermulde im Bereich Zollverein nicht einstellen. Dies gilt somit auch für dort zu hebendes Wasser. Die Stoffgehalte in der Wasserhaltung Lohberg sind dann ein Resultat der beiden Teilströme nach Prosper-Haniel etwa im Verhältnis 3 : 1. Entsprechend der o.g. nur langsamen Auswaschung der Emschermulde ist auch von einer langanhaltenden Verminderung der Eisenkonzentrationen in der Wasserhaltung Lohberg auszugehen.

Das Modell erwartet in der Wasserhebung Lohberg Eisengehalte von bis zu 30 mg/L, was wiederum auch den im Modell abgebildeten Zustrombedingungen und Hebungsbedingungen Lohberg (s. im Abschnitt zu Sulfat) geschuldet ist. Das eigentliche Standwasser Lohberg weist anfangs deutlich höhere Eisengehalte auf.

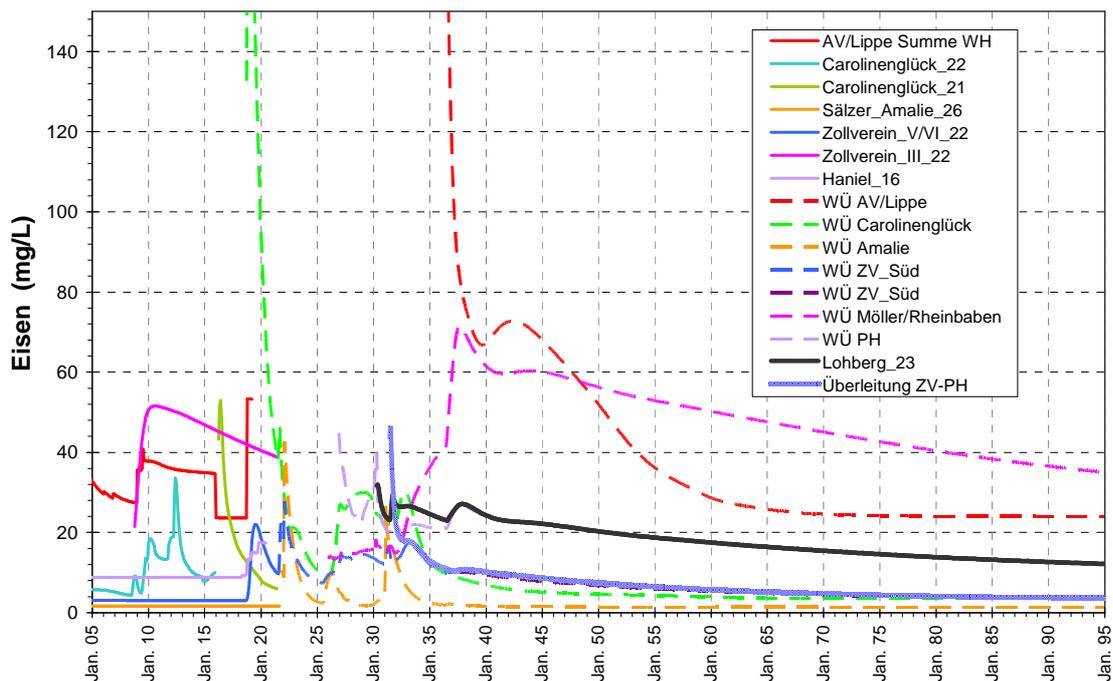


Abbildung 67: Konzentrationsentwicklung von Eisen.

Die Entwicklungen für Eisen und Sulfat sind typisch für solche Stoffe, die beim Wasseranstieg mobilisiert werden, aber gleichzeitig eine geogene Grundlast in den Zuflüssen aufweisen. Dagegen ist Chlorid ausschließlich von der Zuflusssituation geprägt. Die meisten Spurenmetalle bewegen sich zwischen diesen Beispielen. Die Sensitivität bezüglich Mobilisation als überwiegend Pyrit begleitende Stoffe wird geprägt von den jeweiligen Modelleingangsdaten (s. Kap. 5.9.2, Tabelle 5).

Hinsichtlich der erwarteten Mobilisation dieser Stoffe ist es unwesentlich, ob die Metalle primär aus Pyrit oder ähnlichen Sulfiden stammen oder sekundär aus Lösungsprozessen bei der Säurepufferung. Beides führt aufgrund der langanhaltenden Prozesse zu während des Wasseranstiegs leichtlöslichen Salzen oder Porenlösungen. Die Herkunft aus der Säurepufferung durch Karbonate trifft abgesehen von den Hauptkomponenten Calcium und Magnesium auch auf Mangan auch zu. Auch für diese Stoffe wird dementsprechend auch eine initiale Mobilisation während des Wasseranstiegs im Modell berücksichtigt. Calcium und Magnesium nehmen aufgrund ihrer auch in den Zuläufen vorhandenen Gehalte somit eine Zwischenstellung zwischen Primärsalzen (wie z.B. Chlorid) und den Oxidationsprodukten ein.

Mangan folgt aber trotz unterschiedlicher Mineralherkunft gleichwohl der selben Mobilisationsdynamik und ist auch in ähnlichen Konzentrationen in der Region enthalten wie das in Abbildung 68 gezeigt Zink. Diese Metalle unterstreichen noch mehr als Eisen die Sonderrolle des Grubenwassers im Bereich AV/Lippe, das vor allen durch die Wässer im Bergwerk Auguste Victoria geprägt ist. Die geogenen Zuflüsse enthalten dort 20 mg/L Zink, was auch im Wasserübertritt aus der Wasserprovinz nach Süden nach Mischung zu immer noch 8 mg/L führt. Somit liefert dieser Bereich auch den Hauptbeitrag für die Zinkkonzentrationen in den auf Lohberg gehobenen Wässern (1,3 mg/L). Auch Zink verdeutlicht nochmal die Differenzierung der aus den Abflussbedingungen resultierenden Differenzierung der beiden Teilströme nach Prosper-Haniel.

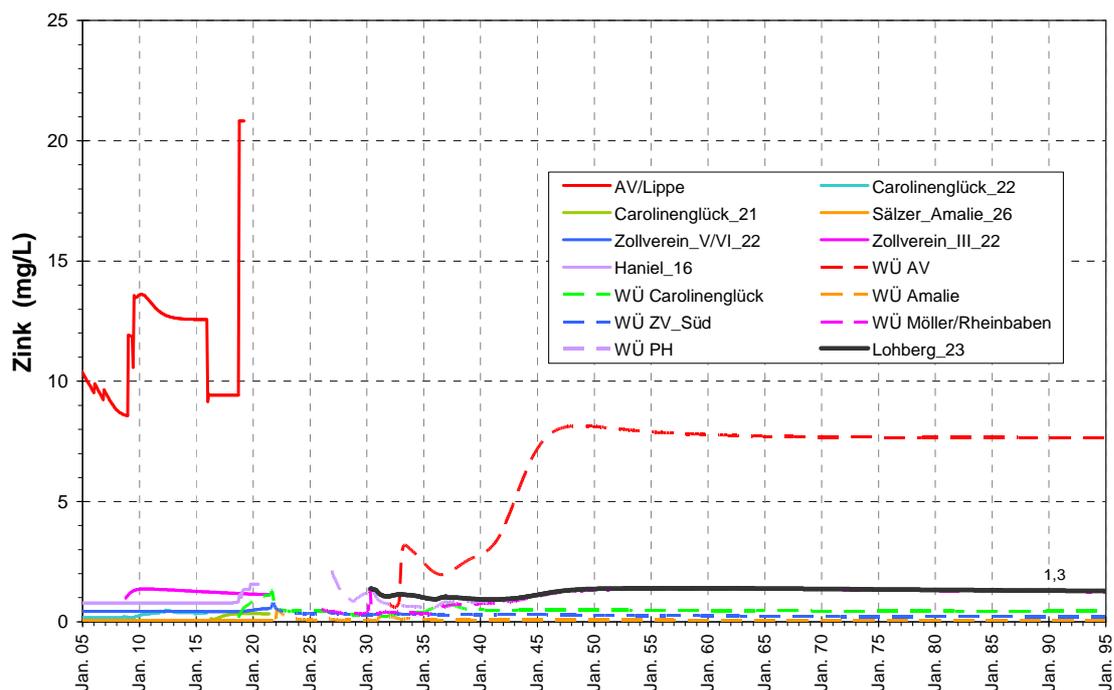


Abbildung 68: Konzentrationsentwicklung von Zink.

Nickel, Blei und Kupfer zeigen solche Veränderungen in entsprechender Form auf einem deutlich geringeren Konzentrationsniveau und in etwas geringerem Maße. Ein Beispiel dafür ist Cadmium, dessen Konzentrationen sich häufig im Bereich der Bestimmungsgrenze bewegen, die je nach Salzgehalt des Wassers in der verwendeten Routineanalytik bei 1 bis 10 µg/L beträgt. Die Modellkurven (Abbildung 69) zeichnen die zuvor beschriebenen Trends wiederum nach, wobei sich die Provinz AV/Lippe allerdings weniger deutlich als bei Zink vom Restbereich abhebt. Die Konzentrationsdaten der übrigen Metalle für die wesentlichen Phasen der Wasserhebung Lohberg sind wie zuvor genannt in Tabelle 6 in Kapitel 7 zusammengefasst.

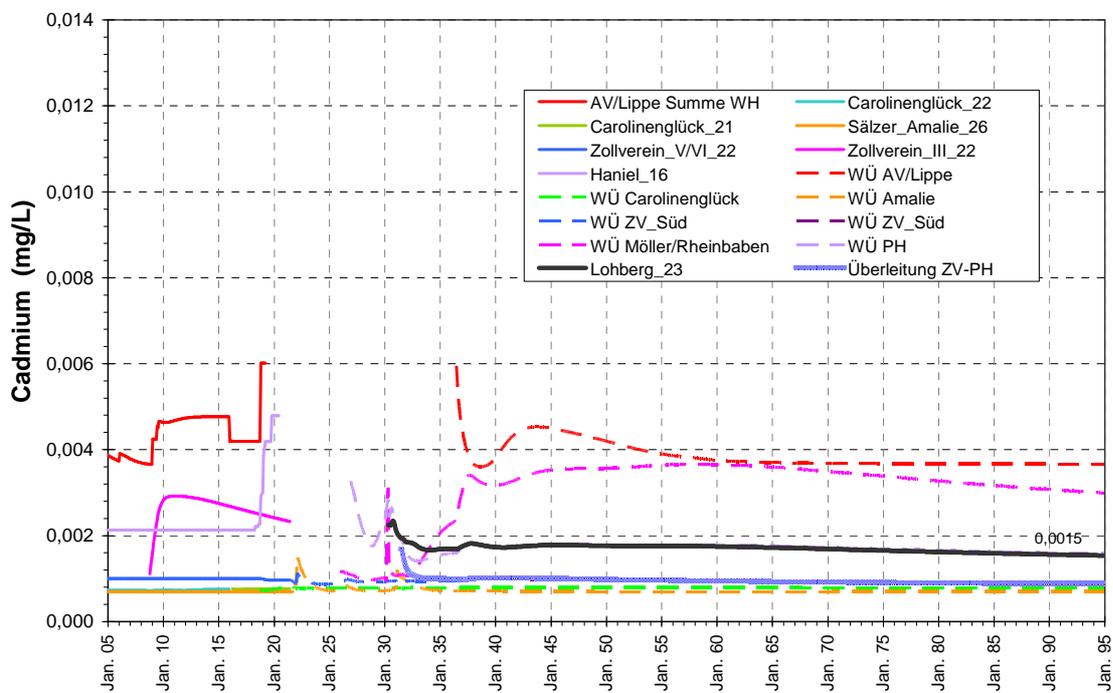


Abbildung 69: Konzentrationsentwicklung von Cadmium.

### 6.2.3 Sonstige Parameter

Fast alle Stoffe im Grubenwasser lassen sich den beiden zuvor beschriebenen Gruppen zuordnen. Anders verhalten sich Grubenwasserinhaltsstoffe, die überwiegend an Partikel gebunden transportiert werden (also Partikel selbst, PCB, vgl. Kap. 6.3). Zu erwähnen wäre noch die Temperatur, die auch für die Ableitung in einen Vorfluter zu berücksichtigen ist. Für die Berechnung wurden den einzelnen Zuflüssen entweder verwertbare Messwerte (untertage durchgeführt) oder anhand der Tiefenverhältnisse abgeleitete Temperaturen zugeordnet.

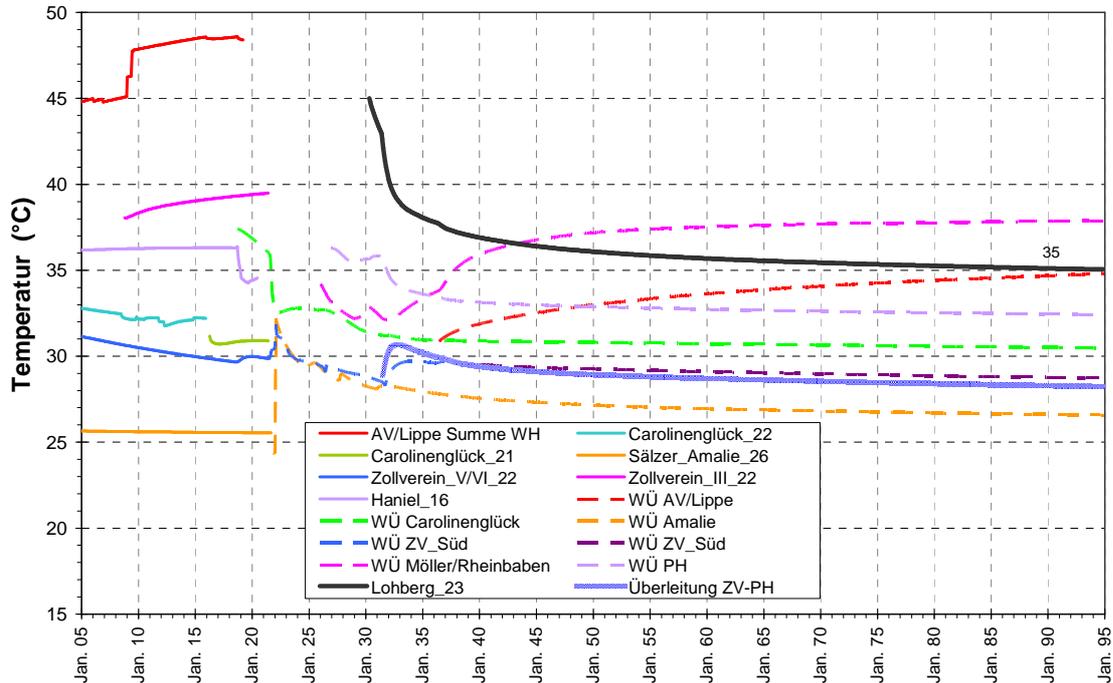


Abbildung 70: Temperaturentwicklung.

Darüber hinaus berechnet das Modell einen Wärmeübergang vom Gebirge in das Wasser bzw. umgekehrt (vgl. Kap. 5.1, Seite 57). Die nach Beginn der Wasserannahme Lohberg abnehmenden Temperaturen sind somit zunächst ein Resultat der sich im Nahbereich der Wasserhaltung sammelnden Wässer, die dann aus dem Tiefen zwischen der 4. und 5. Sohle (-800 mNN – -1.300 mNN) gehoben werden (Abbildung 70). Das anschließend nachströmende Wasser ist stärker beeinflusst von kühleren Wässer aus höheren Gesteinsschichten, die in relativ großer Menge aus den südlichen Zonen stammen (Zollverein-Wasserhaltung). Nach anfänglich mehr als 40°C ist so mit einer langfristigen Temperatur um die 35°C zu rechnen. Der Wegfall der Wässer aus dem AV/Lippe-Bereich führt zu keinen relevanten Veränderungen dieses Temperaturregimes (daher ohne Abbildung).

#### 6.2.4 Bariumsulfat in den Wasserhebungen

Barium ist ein Inhaltsstoff salinärer Wässer, der in sehr konstantem Verhältnis von Radium begleitet wird. Barium ist insofern ein Problemstoff, als bei Mischung mit sulfathaltigen Wässern recht rasch Bariumsulfat ausfällt. Barium kann zudem als Anzeiger für eine radioaktive Belastung durch Radium-226 und Radium-228 dienen, die auch in dem ausgefallten Bariumsulfat aufgrund korrelierter Mitfällung des Radiums zu beachten ist.

Die Bariumsulfatfällung ist in drei Fraktionen zu differenzieren. Ein Teil wird in den untertägigen Strecken Bariumsulfat-Inkrustationen an den Stößen

bilden, wie sie auch in Rohrleitungen der Grubenwasserhaltungen beobachtet werden. Der größte Teil der Ausfällungen dürfte gröbere Kristalle bilden, die sich relativ rasch absetzen, aber ein unverfestigtes Sediment bilden. Das wurde in dieser Form auch in der untertägigen aktiven Bariumsulfatfällung beobachtet. Das Modell berechnet diese beiden Prozesse als eine Fraktion, die im Nahbereich der Ausfällung verbleibt. Ein Anteil kristallisiert als Feinkristalle, die mit dem Wasserabstrom verfrachtet werden können und nur langsam sedimentieren (vgl. Kap. 5.9.3).

Barium bzw. Bariumsulfat führen in verschiedener Hinsicht zu zusätzlichen Anforderungen bei der Wasserhebung:

- Gelöstes Barium impliziert einen Radiumaustrag ebenfalls in gelöster Form und erfordert demzufolge eine entsprechende Wasseraufbereitung.
- Mischen sich barium- und sulfathaltige Wässer in der Wasserhebung, ist von intensiver Inkrustationsbildung in Pumpen und Steigleitungen und somit geringen Standzeiten von Pumpen auszugehen.
- Auch hohe Gehalte an Bariumsulfat-Partikeln, die sich durch Reaktion im Nahbereich der Wasserhaltung gebildet haben, können zu verstärkten Ablagerungen in den Anlagen führen. Zudem sind damit auch Austräge von jetzt partikulär gebundenem Radium verbunden.

Diese Fragestellung wurde für die Wasserhaltung Lohberg bereits in Kapitel 6.2.2 diskutiert. Aufgrund des Sulfatüberschusses, Dominanz von sulfathaltigen Zuflüssen im Umfeld der Wasserhaltung sowie größerer Entfernung der stärker bariumhaltigen Zuflüsse (vor allem Graf Moltke aber auch Osterfeld, Prosper\_Alt, Jakobi) wurde die Beeinflussung durch Barium und Bariumsulfat als gering eingeschätzt.

Abbildung 71 quantifiziert dies über die berechneten Bariumkonzentrationen (gelöst) und die  $\text{BaSO}_4$ -Partikelkonzentrationen, die anhand von Messungen in der Zollverein-Stinnesdamm-Wasserannahme kalibriert wurden (vgl. Kap. 5.9.3). Bei Ausfällung gemäß der thermodynamischen Basisdaten ist im Lohberg-Grubenwasser auch langfristig mit nur sehr geringen Bariumrestgehalten zu rechnen (die Schwankungen der Modellwerte resultieren aus der Reaktionsberechnung in diesem geringen Konzentrationsniveau). Auch wenn durch die die Ausfällung beeinflussende Salzgehalte meist höhere Restkonzentrationen im Monitoring gemessen werden, ist der zu erwartende Stoffaustrag (auch von Radium) nur sehr gering.

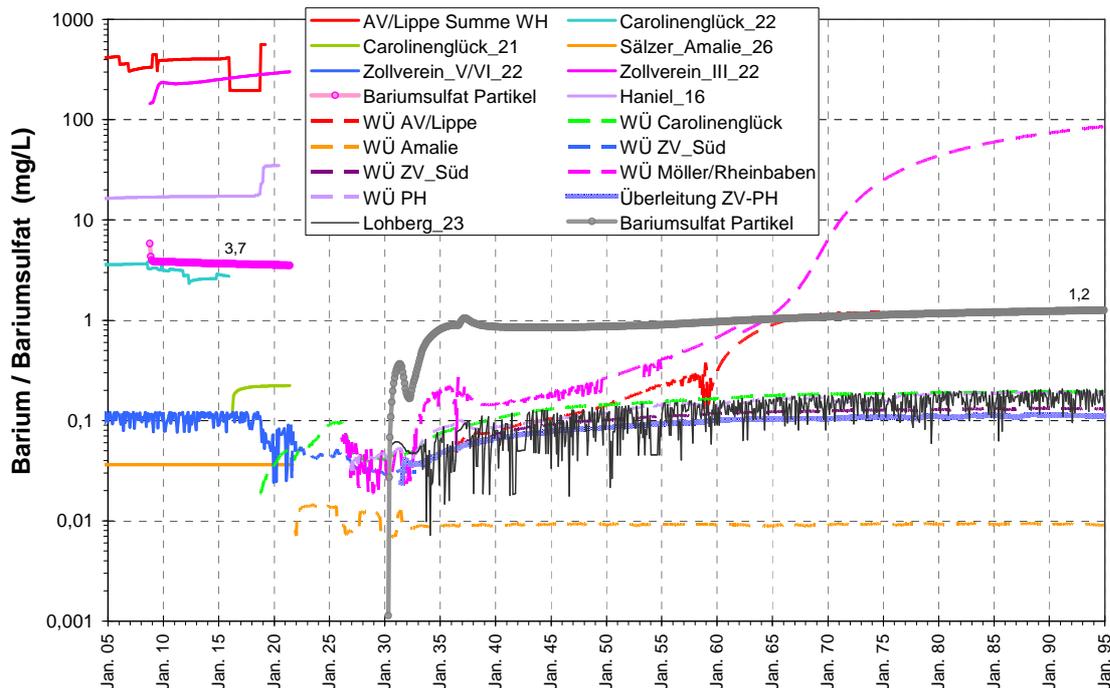


Abbildung 71: Konzentrationsentwicklung von Barium/Bariumsulfat für die Wasserhaltung Lohberg.

Die am Standort Lohberg gegenüber der Wasserannahme am Stinnesdamm (3,7 mg/L) als günstiger bezüglich Partikelaustrag eingeschätzten Standortbedingungen werden ebenfalls durch die Modellberechnung der im gehobenen Grubenwasser verbleibenden Bariumsulfat-Partikel gestützt. Mit ca. 1 mg/L sind die Gehalte dieser sekundären Feststoffe viermal geringer als in der heutigen Stinnesdamm-Wasserhaltung. Ganz offensichtlich besitzen somit Barium, das Barium begleitende Radium und auch Fällungsreaktionen aus Bariumsulfat keine Relevanz für den Standort Lohberg.

Dieser Zustand bleibt erhalten, selbst wenn nach Auswaschung des im Wasseranstieg mobilisierten Sulfates in der Emschermulde die Bariumgehalte dort ansteigen. Die Konzentrationsentwicklung von Barium mit bis auf 100 mg/L impliziert auch, dass der in Abbildung 65 dargestellte langfristige Sulfatgehalt im Wasserübertritt um die 50 mg/L ein modellkinetischer Effekt ist, der aus dem Zufluss sulfathaltigen Wassers aus Möller/Rheinbaben (Abbildung 45 Seite 99) direkt vor dem Modellkontrollpunkt der Überleitung resultiert. Der Bereich AV/Lippe besitzt hingegen einen echten Sulfatüberschuss, der aus den Sulfatwässern im Bereich Wulfen – Fürst Leopold resultiert.

Komplexer ist die Situation im Umfeld der Wasserhaltung Zollverein. Die Wasserhebung ist heute eine Schnittstelle zwischen Sulfatwässern im Süden und Bariumwässern im Norden, weshalb die Wässer getrennt gehoben werden und sich eine diesbezügliche Sensibilität auch für eine künftige

Wasserhaltung ableiten lässt. Darüber hinaus hat die Analyse der Wasserübertrittsstellen ergeben, dass dem Bereich Zollverein Wasser aus der Emschermulde zutreten wird (Abbildung 62 Seite 117).

Analog zur Wasserhaltung Lohberg zeigt Abbildung 72 die Bariumsulfat-Verhältnisse für die Wasserhaltung Zollverein (blaue Signaturen). Das Modell berechnet auch hier in dem gehobenen und nach Prosper-Haniel überföhrtig geleiteten Wasser eine sehr geringe Bariumrestkonzentration von 0,1 mg/L. Die für Bariumsulfatpartikel berechneten Restgehalte sind sogar (um ca. Faktor 10) geringer als für die Wasserhaltung Lohberg.

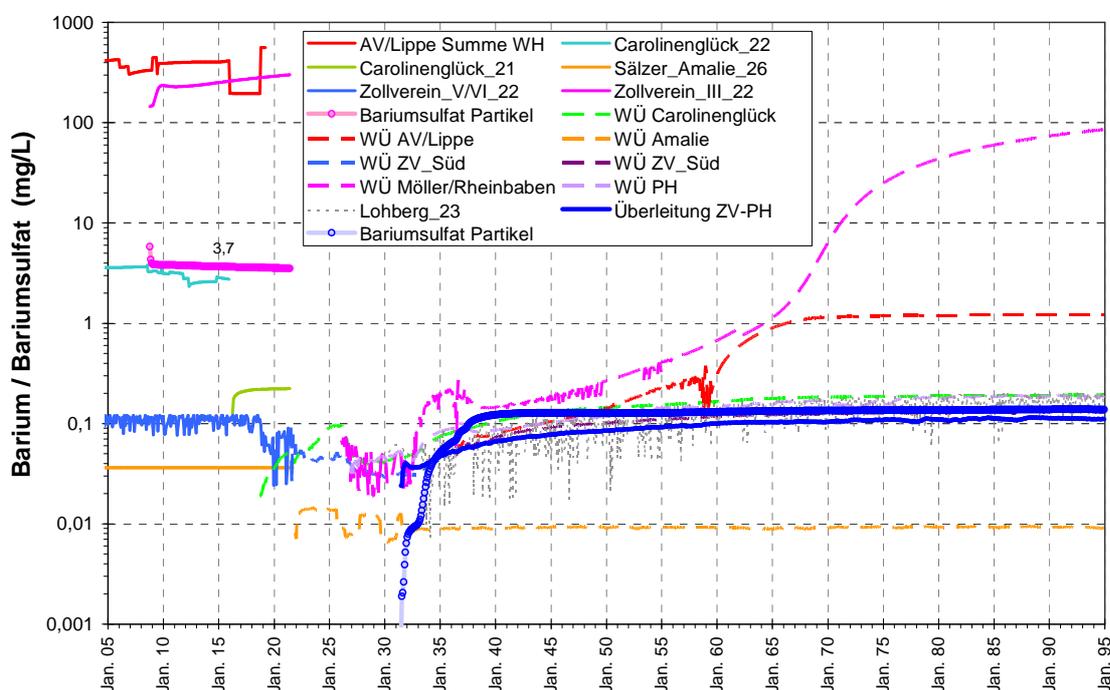


Abbildung 72: Konzentrationsentwicklung von Barium/Bariumsulfat für die Wasserhaltung Zollverein.

Die Modellanalyse der Strömungsverhältnisse im Einzugsbereich der Wasserhaltung Zollverein (Abbildung 73) erklärt dies aufgrund des trotz der intensiven Wasserhebung damit, dass der größte Teil des Wassers aus Emschermulde – AV/Lippe am Wasserhaltungsstandort Zollverein vorbei in Richtung Mathias Stinnes – Möller/Rheinbaben – Lohberg abfließt. Die Box Zollverein\_V/VI fungiert für die Zuflüsse aus Süden (blau) als Sammelelement. Aus der nördlichen Emschermulde (magenta) fließen die Teilströme in der Box Nordstern-Horst\_Süd zusammen und von dort größtenteils weiter nach Mathias Stinnes. Nur eine geringe Teilmenge wird von der Wasserhaltung in Zollverein\_V/VI angesaugt.

Die zuvor genannten unterschiedlichen Wasserbewegungen im Bereich der 14. Sohle der heutigen Wasserhaltung Zollverein nach Norden (5,4 m³/min) und im Niveau der 13. Sohle nach Süden (6,2 m³/min) entpuppen sich so

als Kreislaufsystem zwischen den beiden Zollverein-Boxen, in das nur eine geringe Wassermenge (0,7 m<sup>3</sup>/min) von Nordstern-Horst eingespeist wird.

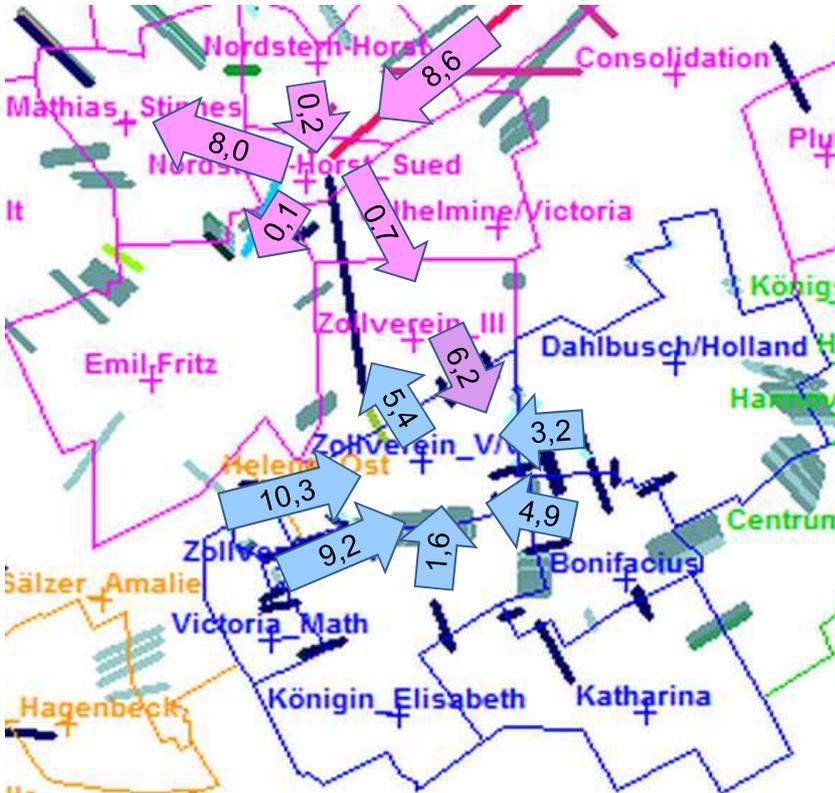


Abbildung 73: Hauptwasserzuflüsse (Summe je Box) zur Wasserhebung Zollverein (Wasserstand -600 mNN) und Abstrom in Richtung Lohberg.

Dieses Wasser ist gekennzeichnet durch seit Vollendung des Wasseranstiegs abnehmende Sulfatgehalte (Abbildung 74). Etwa 2075 sind diese so gering, dass die Bariumkonzentrationen zunehmen und 2095 (zum Ende des Modelllaufes) etwa 35 mg/L erreicht haben. Diese Konzentrationen werden geprägt vom Anstrom in Ewald und verändern sich im Nordstern-Bereich kaum. Diese geringen Bariummengen sind in der Summe von Konzentration und Wassermenge nicht ausreichend, um die Sulfatdominanz aus dem südlichen Anstrom nachhaltig zu stören (s. Abbildung 65, Seite 122). Hier fließen mit stabiler Menge sulfathaltige Wässer mit ca. 200 mg/L in die Wasserhaltung. Das Modell bewertet zudem die Strömungsverhältnisse in den Boxen Zollverein\_III und Zollverein\_V/VI so, dass bereits vor der Wasserhaltung eine weitgehende Ausfällung und Partikelsedimentation erfolgen kann.

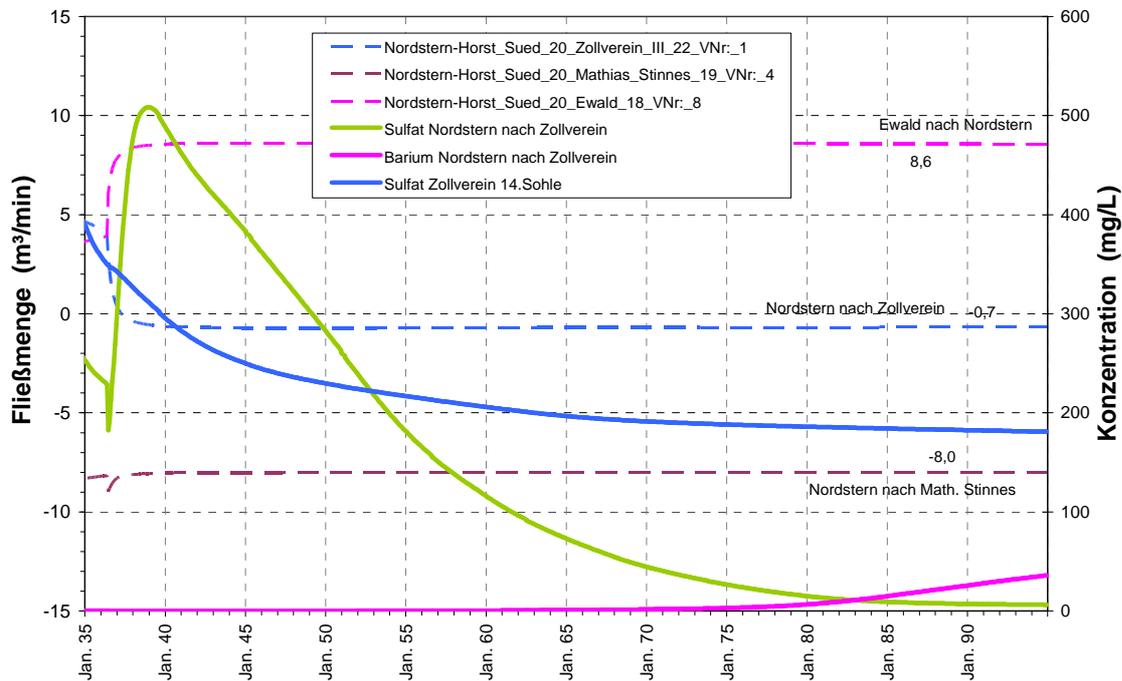


Abbildung 74: Konzentrationsentwicklung von Barium im Haupt-Zu- und Abstrom Nordstern-Horst\_Süd und Zollverein.

Allerdings sind die tatsächlichen Verweilzeiten, Mischungs- und Reaktionsbedingungen in den Strecken auf dem kurzen Fließweg von Nordstern bis Zollverein mit dem Modell schwer einzuschätzen. Gemäß der Erfahrungen nach dem ersten Wasseranstieg in der Emschermulde und der entsprechenden Modellkalibrierung liegen hier vergleichsweise lineare Strömungswege (kurze Verweil- und Reaktionszeiten, wenig Mischung mit Sulfat) aus dem Bereich Ewald bis nach Zollverein vor. Dies führte trotz Mobilisation von Sulfat zu einer zeitnahen Dominanz von Barium im Wasser am Stinnesdamm (vgl. Abbildung 46, Seite 100). Es ist daher nicht auszuschließen, dass auch bei höheren Wasserständen ähnliche Besonderheiten wirken und der bariumhaltige Teilstrom von Nordstern direkt am Stinnesdamm im Zustrom zur Wasserhaltung erscheint. Entsprechende Planungen für diese Situation zur Realisierung einer getrennten Hebung der beiden Teilströme liegen vor /15/. Dies ist geeignet, auch ggf. größere Mengen bariumhaltiger Wasser aus dem nördlichen Anstrom zu beherrschen.

### 6.3 Modellprognose PCB-Austrag

Ziel der hier durchgeführten Modellrechnungen ist es – neben quantitativen Aussagen zum künftigen Stoffverhalten für PCB – auch ein verbessertes Verständnis zu Zusammenhängen und Abläufen der durch Abdämmung und Wasseranstieg in Gang gesetzten Veränderungen zu erhalten. Insbesondere für die auf komplexen Wechselwirkungen zwischen PCB-Gehalt an

den Schwebstoffen, dem Gehalt an Schwebstoffen im Wasser sowie Wassermengen und -Mischungen basierenden heutigen und künftigen Messwerte ermöglicht ein Modell eine Erkennung von Zusammenhängen und Einflussfaktoren. Zudem zwingt ein Modell durch die erforderlichen Terme und Eingangsdaten den Nutzer zur strukturierten und quantitativen Prozessbeschreibung.

Der aktuelle Grundansatz des Modells betrachtet vereinfacht eine nicht reversible Bindung an die Feststoffpartikel. Dadurch genügt es, den Transport dieser Feststoffpartikel incl. der daran gebundenen Stoffe zu beschreiben. Das Modellkonzept berücksichtigt die in Kapitel 5.8 beschriebenen drei Partikelfraktionen. Diese repräsentieren Partikel unterschiedlicher Eigenschaften ohne konkrete Zuweisung von Partikelgrößen und können mit einem differenzierten PCB-Spektrum belegt werden. Einer mobilen Fraktion ist nahezu keine Sedimentation zugeordnet und sie bildet daher Feinstpartikel ab.

Darüber hinaus müssen die Prozesse der Partikelmobilisierung und die räumlichen Bedingungen eines Kohlebergwerks als Funktion der Wasserstandsentwicklung betrachtet werden. Die korrekte Modellimplementierung muss die Beziehung zwischen "PCB - Feststoffgehalt - geochemischer Niederschlag - Sedimentation" im Rahmen eines Multimigrantensystems berücksichtigen (s. Kap. 5.7). Grundsätzlich werden zwei Mechanismen zur PCB-Mobilisation berücksichtigt:

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

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

Den Gehalten von PCB am Feststoff sollte daher gegenüber den Konzentrationen nur eine untergeordnete Bedeutung bei der Bewertung der Emission aus einem Bergwerk beigemessen werden. Die berechneten Konzentrationen sind die wichtigste Grundlage für die Bewertung der Grubenwassereigenschaften als auch für die Modellergebnisse und Kalibrierung. Dies wurde im Zusammenhang mit sekundären Ausfällungen für die Kalibrierung in Kapitel 5.9.3 ausführlich erläutert. Die aus den Konzentrationen und den

Grubenwasserabflussmengen direkt ableitbare Masse/Fracht bildet wiederum den wichtigsten Parameter zur Einschätzung der zeitlichen Veränderungen im Stilllegungsprozess.

### 6.3.1 Schwebstoffgehalte

Die Schwebstoffgehalte in Wasserströmen sind somit von hoher Bedeutung für die Berechnung von PCB-Konzentrationen/Frachten. Im Wasseranstieg überlagern sich die Effekte von kontinuierlicher Partikelmobilisation im ungesättigten Gebirge, Erosion durch den Wasseranstieg und Sedimentation in den bereits überstauten Grubenbereichen. Dies führt in der Summe meist zu gegenüber der Ausgangssituation zunächst erhöhten Partikelkonzentrationen in dem in einem höheren Niveau gehobenen Grubenwasser und ist auch für die Wasserhebung Lohberg zu erkennen (Abbildung 75). Die hohen Feststoffgehalte in der Modellkurve der aktuellen Wasserhebung Prosper-Haniel sind darauf zurück zu führen, dass dieses Teilmodell den abbaubedingten Feststoffeintrag berücksichtigt.

Mit ca. 2 mg/L bewegen sich die initial für die Wasserhaltung Lohberg berechneten Primär-Partikel-Gehalte in einer Größenordnung, wie sie auch aktuell in der Wasserhaltung Zollverein gemessen bzw. berechnet worden sind. In der Folge wird erwartet, dass die Feststoffgehalte im Grubenwasser mehr oder minder kontinuierlich abnehmen. Nach ca. 20 Jahren Wasserhaltung dürften 1 mg/L unterschritten werden, was die Bestimmungsgrenze in der üblichen Laboranalytik darstellt. An dieser Stelle ist jedoch nochmals darauf hinzuweisen, dass die Messungen in einem solchen Wasser durch Sekundärfällungen meist höhere Werte als die der hier ausgewiesenen Primärpartikel ergeben.

Dem Verständnis der vom Modell abgebildeten Prozesse dienen die in Abbildung 75 zusätzlich dargestellten Entwicklungen der betrachteten drei Partikelfraktionen. Die Startbedingungen sind zunächst ein Resultat der Erosion des in Kapitel 5.8 definierten Substrates, das zu größten Teil aus Grobfraktion besteht. Diese sedimentiert jedoch rasch, so dass im Grubenwasser eine mittlere Fraktion lange Zeit dominiert. Diese Stoffe werden mit dem Grubenwasser in der Schwebel transportiert und so analog zu den gelösten Stoffen ausgewaschen. Zusätzlich wirkt noch eine Sedimentation, was zu einer beschleunigten Abnahme gröberer Partikel führt. Langfristig werden die nicht sedimentierenden lediglich durch Wasseraustausch/Ausspülung abnehmenden Feinpartikel, obgleich nur mit 4,6 % im Ausgangssubstrat enthalten, dominieren.

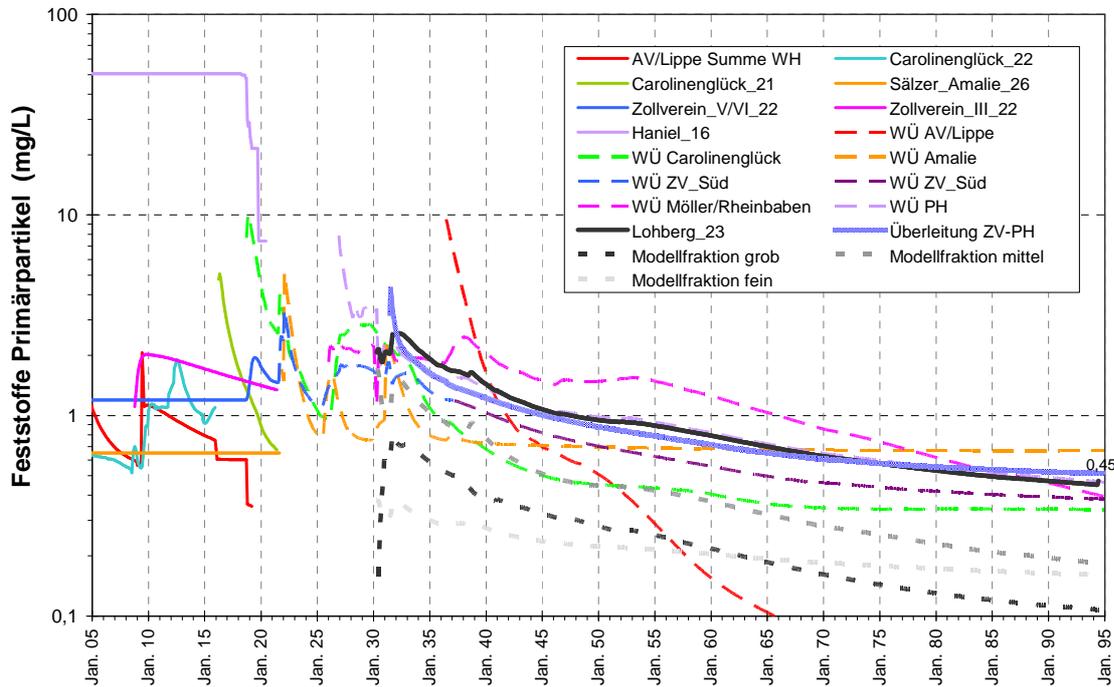


Abbildung 75: Konzentrationsentwicklung von Primärpartikeln.

Eintrag von neuen Feststoffen findet dann (der Wasseranstieg ist abgeschlossen) nur noch durch Erosion im ungesättigten Gebirge statt. Diese konstante Mobilisation ist besonders im Bereich Amalie hoch, da sich dort noch große (PCB-freie s.u.) Abbauvolumina über dem künftigen Wasserspiegel befinden (vgl. Abbildung 11, Seite 35). Im tiefen Abbau AV/Lippe ist hingegen der größte Teil der Bauhöhen überstaut und Neumobilisation wie auch Feststoffgehalte im Abstrom tendieren gegen Null.

Auch die Partikelgehalte in der Wasserhebung Lohberg werden von dem größeren Anstromvolumen aus der Zollverein-Wasserhebung dominiert. Der untertägige Abfluss aus der Emschermulde enthält, überwiegend gespeist aus AV/Lippe und die dadurch induzierten Strömungen, die höheren Partikelmengen. Die Beziehungen im Anstrom zur Wasserhaltung nach Vermischung der Teilströme im Bereich Lohberg erfordert aufgrund der sehr ähnlichen Gehalte zunächst eine Mischungsberechnung, wie sie in Kapitel 6.5 vorgenommen wurde. Offensichtlich sind aber die Sedimentationsraten gering, was auf die bedingt durch große Wassermengen auch großen Strömungsgeschwindigkeiten zurückzuführen ist. Das Modell berücksichtigt solche Effekte durch einen definierten strömungswirksamen Querschnitt.

In Kombination von verminderter Erosion, Wasseraustausch und Sedimentation vor allem in der Emschermulde vermindern sich die Gehalte an Partikeln im Wasser jedoch unter den anfänglichen Gehalt in den heutigen Wasserhebungen.

### 6.3.2 PCB

Entsprechend den im Vorfeld beschriebenen Zusammenhängen sind PCB-Gehalte im Grubenwasser im Wesentlichen ein Resultat aus der Konzentration von Schwebstoffen im Wasser (s. Kap. 6.3.1) und dem PCB-Gehalt dieser Schwebstoffe. Die sich daraus berechnenden Konzentrationen in Zuflüssen, Teilströmen und schließlich dem gehobenen Grubenwasser sind beeinflusst durch die bergbaulichen Rahmenbedingungen und die dementsprechenden Einträge der verschiedenen Partikeltypen:

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

Für die grafischen Auswertungen von PCB wird im Allgemeinen die Summe der 7 PCB-Kongenerere für die Summe der 3 Kornfraktionen dargestellt, um die Ergebnisse übersichtlich zu gestalten. Auch hier werden die zukünftigen Entwicklungen im Grubenwasserabfluss sowie den Wasserübertrittsstellen in den Zusammenhang mit den Modellberechnungen des heute gehobenen Grubenwassers gestellt, um so die aktuelle Situation nachvollziehen zu können und die erwarteten Veränderungen direkt aufzeigen zu können.

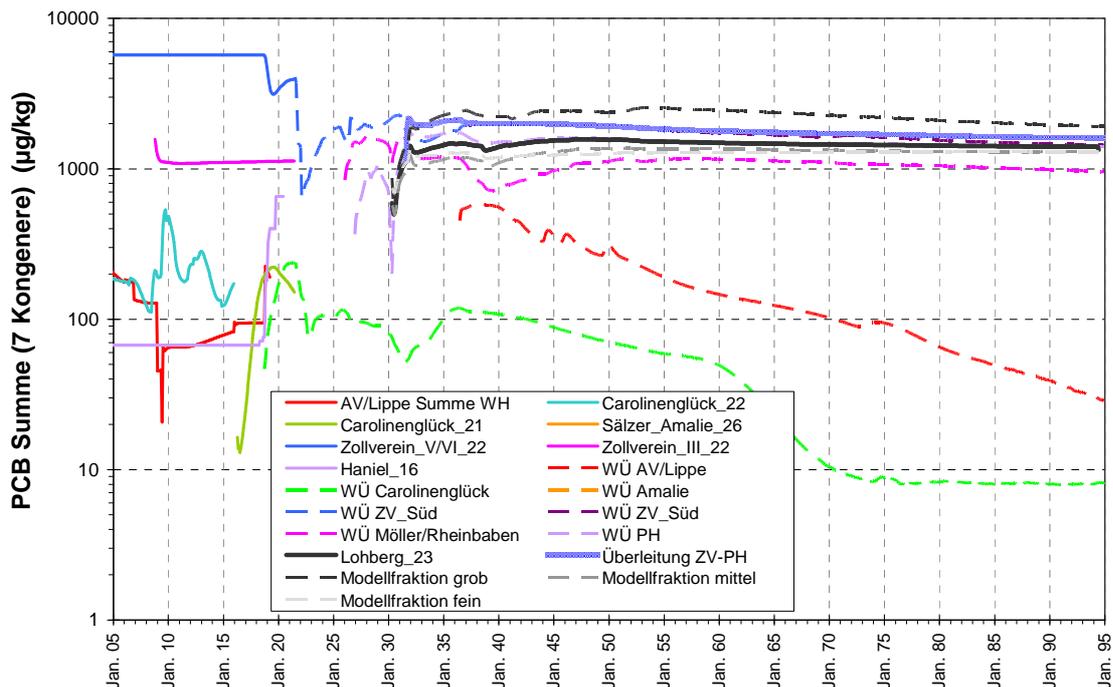


Abbildung 76: PCB-Gehalte an den Feststoffen.

Das Modell berechnet eine Mischung der während des Wasseranstiegs mit den Zuflüssen eingetragenen und durch zusätzliche Erosion mobilisierten Partikelgehalte. Für die PCB an den zuvor dargestellten Primärpartikeln ergeben sich so in der Lohberg-Wasserhaltung Gehalte über 1.000 µg/kg (Abbildung 76). Dies sind Werte in der in den beiden Zollverein-Wasserhaltungen ermittelten Größenordnung, die sich dann auch nur sehr langsam vermindern.

Diese Konstanz auf vergleichsweise hohem Niveau ist offensichtlich bedingt durch die Mobilisation entsprechender Partikel aus PCB-dominierten Abbau im Wasseranstiegsbereich unterhalb -600 mNN (s. Abbildung 12 Seite 37). Dementsprechend hoch sind die PCB-gehalte der dabei mobilisierten Partikel. Die hohen Modellvorgaben in der Teilprovinz Zollverein-Süd sind wohl ausschlaggebend für das insgesamt hohe PCB-Niveau im Austrag. Aber auch in der Emschermulde wirkt sich der intensive PCB-Abbau auf die Modellerwartungen aus (s.u.). Darüber hinaus hat im Nahbereich um die Wasserhaltung Lohberg intensiver PCB-Abbau stattgefunden und dieser ist zu großen Anteilen im Niveau -630 mNN noch nicht überstaut (s. Abbildung 11 Seite 35), was weiterhin zu kontinuierlichen PCB-Einträgen in die Wasserhaltung führt.

Zwar sedimentieren grundsätzlich diese Partikel anschließend (Grob- und Mittelfraktion), wodurch die nach Wasseranstieg oberhalb des Wasserspiegels (überwiegend PCB-freier Abbau) weiterhin mobilisierten Partikel im Wasserkörper und Abstrom anteilig zunehmen. Dies gilt aber nicht für im Bereich Lohberg mobilisierte Grobpartikel. Wie zudem die Partikelverteilung in Abbildung 75 gezeigt hat, greift die Sedimentation für die Feinfraktion auch großräumig kaum und ganz offensichtlich dauert es daher sehr lange, bis die PCB-Gehalte am Feststoff sich wirklich vermindern. Der Umstand, dass von Amalie nur PCB-freie Feststoffe ins System eingebracht werden und auch aus Carolinenglück und AV/Lippe (PCB-Abbau größtenteils überstaut) der PCB-Betrag gering ist, wirkt sich nicht entsprechend auf den Gesamtabstrom aus.

Grundsätzlich bleibt allerdings festzustellen, dass das Modell langfristig für alle Teilbereiche (auch Zollverein-Süd und Emschermulde) eine Verminderung der PCB-Gehalte am Feststoff erwartet. Dominierender treibender Prozess für die PCB-Konzentrationen und –Frachten im gehobenen Grubenwasser ist allerdings die Verminderung der Menge an PCB-haltigen Partikeln.

Bei Betrachtung der PCB-Gehalte an den drei Feststoff-Fractionen fällt auf, dass die stark sedimentierenden Grobpartikel die höchsten PCB-Gehalte aufweisen. Die PCB-Gehalte der einzelnen Kornfraktionen resultieren aus

unterschiedlichen Mischungen der jeweiligen enthaltenen Partikel aus Bereichen unterschiedlicher Flächenverhältnisse und Sedimentationsraten. Die PCB-haltigen Grobpartikel werden also am geringsten mit PCB-freien Grobpartikeln vermischt, wie dies durch die gering PCB-haltigen feineren Fraktionen, die aus den Peripherie-Bereichen in den Abstrom gelangen, der Fall ist. Dies ist - abgesehen vom Eintrag aus dem Nahbereich Lohberg - ein Hinweis auf die Herkunft aus Zollverein-Süd und der Emschermulde, in deren Abstromweg hohe Strömungsgeschwindigkeiten geringe Sedimentationsraten ermöglichen. Diese dominierende Herkunft wird belegt durch die Kongenerverteilung in der Gesamtfraktion der Primärpartikel im gehobenen Grubenwasser (Abbildung 77 rechts), die den signifikanten Modelleingangs-PCB-28-Anteil von 60 % (vgl. Abbildung 38, Seite 85) recht unverfälscht und über den gesamten Berechnungszeitraum widerspiegelt.

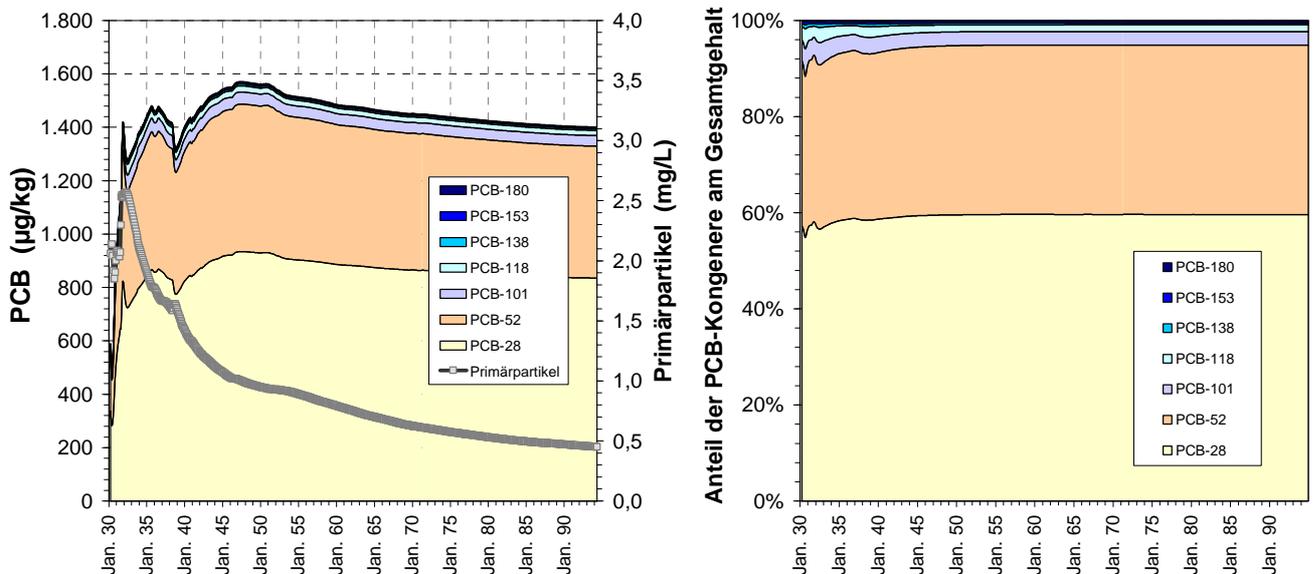


Abbildung 77: Kongenerverteilung im auf Lohberg gehobenen Grubenwasser.

Darüber hinaus zeigt die lineare Skalierung (Abbildung 77 links) auch besser die nur sehr langsame Verminderung der PCB-Feststoffgehalte in der Lohberg-Wasserhaltung. Die zwischenzeitliche Senke etwas vor 2040 wird verursacht durch die Ankunft des geringer PCB-belasteten AV-Wassers, das aber aufgrund der Mengenanteile keine nachhaltigen Auswirkungen besitzt.

In Kombination von PCB-Gehalten an den Partikeln und den Partikelgehalten selbst verändern sich die berechneten PCB-Konzentrationen. Vor allem die Verminderung der Partikelgehalte führt zu deren signifikanter Abnahme bereits kurze Zeit nach Beginn der Wasserhebung ab (Abbildung 78). Im Durchschnitt beträgt die jährliche Abnahmerate der PCB-Konzentrationen 2 %. Bereits nach wenigen Jahren ist der PCB-Beitrag aus den Teilprovinzen Carolinenglück und AV/Lippe zu vernachlässigen, so dass wiederum

erkennbar die ehemaligen Zollverein-Wasserhaltungen als Liefergebiet dominieren.

Bezüglich der Wassereinleitung in den Vorfluter sind allerdings nicht die Summe der sieben analysierten PCB-Kongenerere, sondern Einzelkongenerere von Bedeutung. Wie beschrieben dominiert im Modellabstrom PCB-28, für das erst nach ca. 40 Jahren Wasserhaltungsbetrieb vom Modell eine Unterschreitung der 0,5 ng/L-Marke ausgewiesen wird.

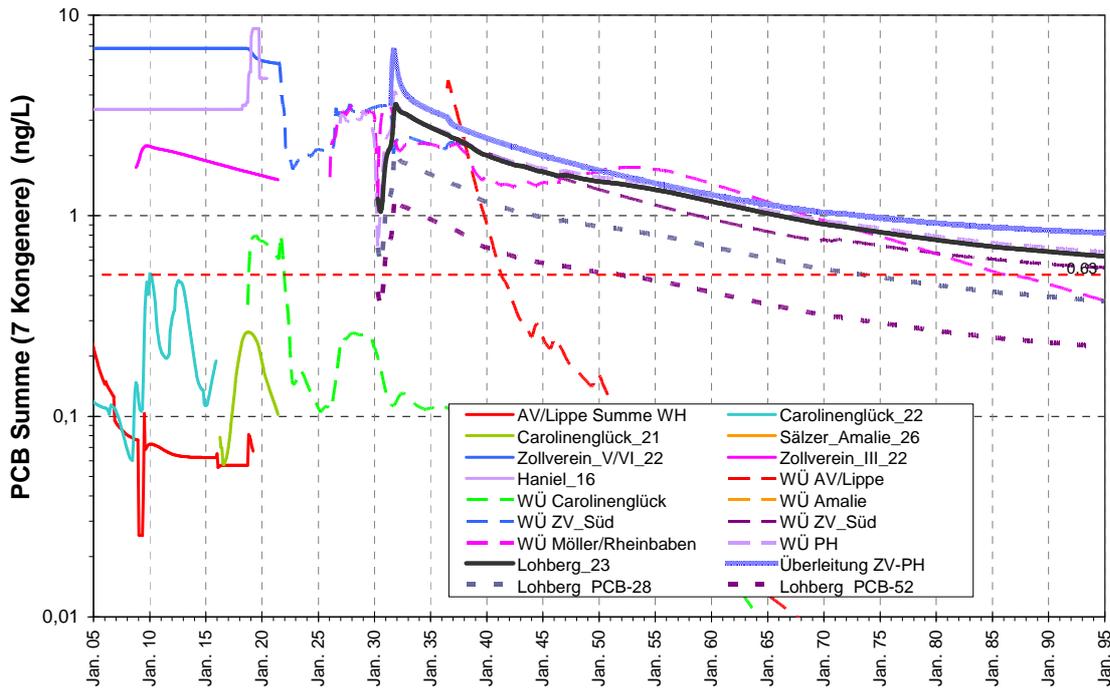


Abbildung 78: Konzentrationsentwicklung von PCB.

Das Modell ist wie gezeigt in der Lage, PCB-Gehalte plausibel zu erklären und abzubilden und so auch Voraussagen für die künftigen Entwicklungen zu treffen. Es sei nochmals darauf hingewiesen, dass das Modell Primärpartikel und die daran gebundenen PCB berücksichtigt. Diese Feststoffwerte sind geringer und die PCB-Gehalte daran höher als später voraussichtlich gemessen wird, da sie fast immer durch Gehalte an Eisenhydroxiden beeinflusst sind, die aus einem solchen Flutungswasser aufgrund der darin enthaltenen Eisenkonzentrationen bis zur analytischen Bestimmung im Labor ausfallen. Die berechneten Konzentrationswerte stellen somit eine neutrale Bezugsgröße unabhängig von solchen Effekten dar.

Die während und nach dem Wasseranstieg erwarteten Veränderungen befinden sich in Übereinstimmung mit den im ahu-Gutachten allgemein beschriebenen und im Model umgesetzten Prozessen. Wesentlich für die Gesamtaussage sind nicht die absoluten Konzentrationsniveaus, die, wie für die Kalibrierung beschrieben, verschiedentlich Variationsoptionen aufweisen. Auch die PCB-Gehalte am Feststoff sind zwar Berechnungsgrundlage

aber ansonsten von untergeordnetem Gewicht. Für die Bewertung des Grubenwasserkonzeptes ist vor allem von Bedeutung, dass durch den geplanten Wasseranstieg nach anfänglichen Maximalwerten die PCB-Austräge mittel- und langfristig abnehmen werden. Der Bezug zu der Stoffaustragsituation vor dem Wasseranstieg lässt sich aber nur unter Bezug auf die jeweiligen Frachten herstellen und bewerten.

## 6.4 Frachten

Die Stofffrachten stellen zur Quantifizierung der Grubenwasser-Ableitung in den Vorfluter den relevanten Parameter dar. Die Frachtberechnungen basieren auf den Wassermengen und den darin enthaltenen Stoffkonzentrationen, womit sich Veränderungen in diesen beiden Eingangsgrößen addieren:

$$\text{Wassermenge} \left( \frac{m^3}{\text{min}} \right) * \text{Konzentration} \left( \frac{mg}{L} = \frac{g}{m^3} \right) = \text{Fracht} \left( \frac{g}{\text{min}} \right)$$

oder für die PCB-Berechnungen:

$$\text{Wassermenge} \left( \frac{m^3}{\text{min}} \right) * \text{Konzentration} \left( \frac{ng}{L} = \frac{\mu g}{m^3} \right) = \text{Fracht} \left( \frac{\mu g}{\text{min}} \right)$$

Alle Frachtangaben haben somit eine gemeinsame Bezugsgröße (die Zeit) womit eine Addition der Werte aus verschiedenen Wasserhaltungen möglich ist. Die Frachten erlauben somit auch einen Vergleich zwischen den früher und künftig insgesamt in der Region mit dem Grubenwasser gehobenen und abgeleiteten Frachten.

Für eine solche Auswertung im Untersuchungsraum ist es von Bedeutung, dass die Einstellung der Wasserhaltungen hier (im Unterschied zu einem einzelnen Bergwerk) eine lange Historie aufweist (vgl. Kap. 3.3). Die ersten Bergwerke im Süden haben bereits in den 60er/70er Jahren ihren Betrieb eingestellt. Die Modellrechnungen setzen im Jahr 1988 ein, womit diese Bergwerke ihr Wasser bereits an andere Hebungsstandorte übergeben hatten oder aber im Anstieg begriffen waren. Für eine bestmögliche Quantifizierung der früheren Wasserhebungsmengen und –Frachten in der Region muss daher die Gesamtheit aller früheren Wasserhebungen betrachtet werden. Abbildung 79 zeigt die im Modell insgesamt berücksichtigten Wasserhebungsstandorte, wobei die meisten nach 1988 sukzessive stillgelegt wurden, einige aber (z.B. Mathias Stinnes) erst zu einem späteren Zeitpunkt den Betrieb aufgenommen haben. Die Baufeld-Boxen des Bergwerk Prosper-Haniel pumpen ihr Wasser zu Hauptwasserhaltung Haniel, was auch im Modell so abgebildet wird. 1988 war der größte Teil des südwestlichen Bergbaus bereits stillgelegt und die Zentralen Wasserhaltungen Amalie, Zollverein und Carolinenglück in Betrieb.

Wasserhebungsstandorte  
 Modell 1988 - 2021

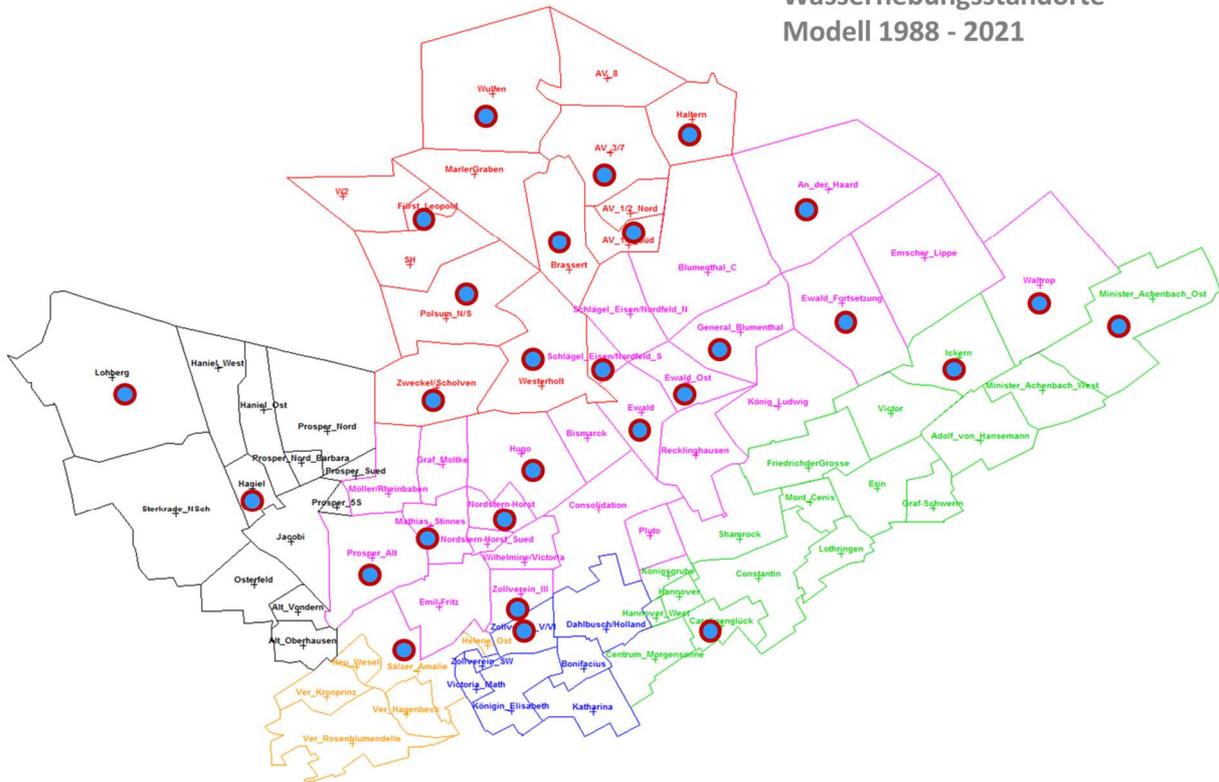


Abbildung 79: Untersuchungsraum mit in der Modellberechnung zwischen 1988 und 2021 betriebenen Wasserhaltungen.

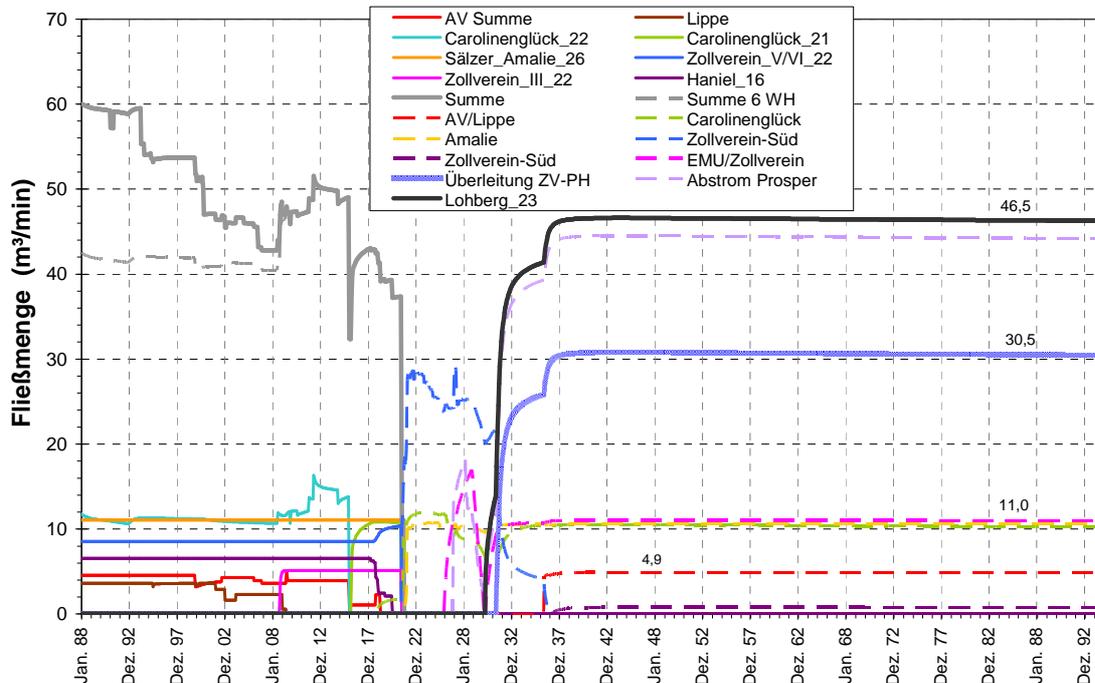


Abbildung 80: Wassermengen mit Gesamtwasserhebung seit 1988.

In jedem Fall erfordert ein Frachtvergleich für die Gesamtregion einen Bezug zu einem frühen Zeitpunkt des Stilllegungsprozesses. 1988 ist dafür

ausreichend, da die Summe der im Modell abgebildeten Wasserhebungsmengen (bis auf Prosper-Haniel (ca. 3 m<sup>3</sup>/min) ohne Betriebswasser) zu diesem Zeitpunkt mit ca. 60 m<sup>3</sup>/min (Abbildung 80) nur geringfügig geringer ist, als die Summe der geogenen Zuflüsse (61,1 m<sup>3</sup>/min, vgl. Kap. 5.5, Abbildung 31).

Demnach lagen auch die in der Region ausgetragenen Stofffrachten noch oberhalb der auf dieser Datenbasis berechneten und im Folgenden dargestellten Mengen. Die sechs zuletzt betriebenen Wasserhaltungen bilden mit bis zu 50 m<sup>3</sup>/min in jedem Fall keine ausreichende Bezugsgrundlage. Die beschriebene Verminderung von im Maximum 61,1 m<sup>3</sup>/min auf künftig 46,5 m<sup>3</sup>/min und somit um ca. 25 % stellt eine wichtige Voraussetzung für die Minderung des Stoffaustrags dar und erfüllt auch eine Vorgabe zur Einleitung des Wasseranstiegs im Hinblick auf dessen Eignung zur Reduzierung des partikelgebundenen und auch des gelösten PCB-Austrags im Sinne des ahu-Gutachtens (vgl. Kap. 2).

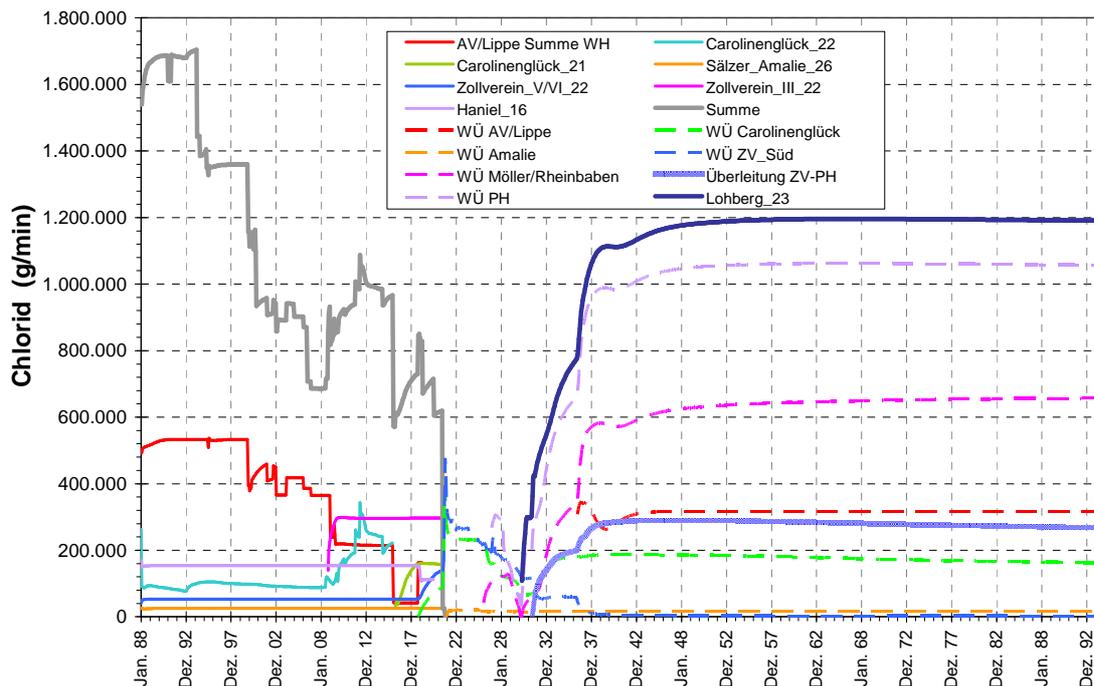


Abbildung 81: Chlorid-Frachten im Zuge von Bergwerksschließungen und geplantem Wasseranstieg.

Der so berechnete Chloridaustrag (Abbildung 81) folgt im Wesentlichen der Entwicklung der gehobenen Wassermengen und betrug im Maximum mindestens 1,7 t/min. Vergleicht man diesen Wert mit der nach dem geplanten Wasseranstieg prognostizierten Fracht von ca. 1,2 t/min ergibt sich eine Verminderung um 30 %. Dass dieser Wert höher ist als für die Wassermengen, ist dem Umstand geschuldet, dass mit steigendem Wasserspiegel vor allem die tiefen, höher salzhaltigen Zuflüsse abgedrückt werden (vgl. Kap. 5.5, Seite 70). In dieser Darstellung wird auch der ausgeprägt Effekt

des Wasseranstiegs auf die tiefenwassergeprägte Teilprovinz AV/Lippe erkennbar (-40 %).

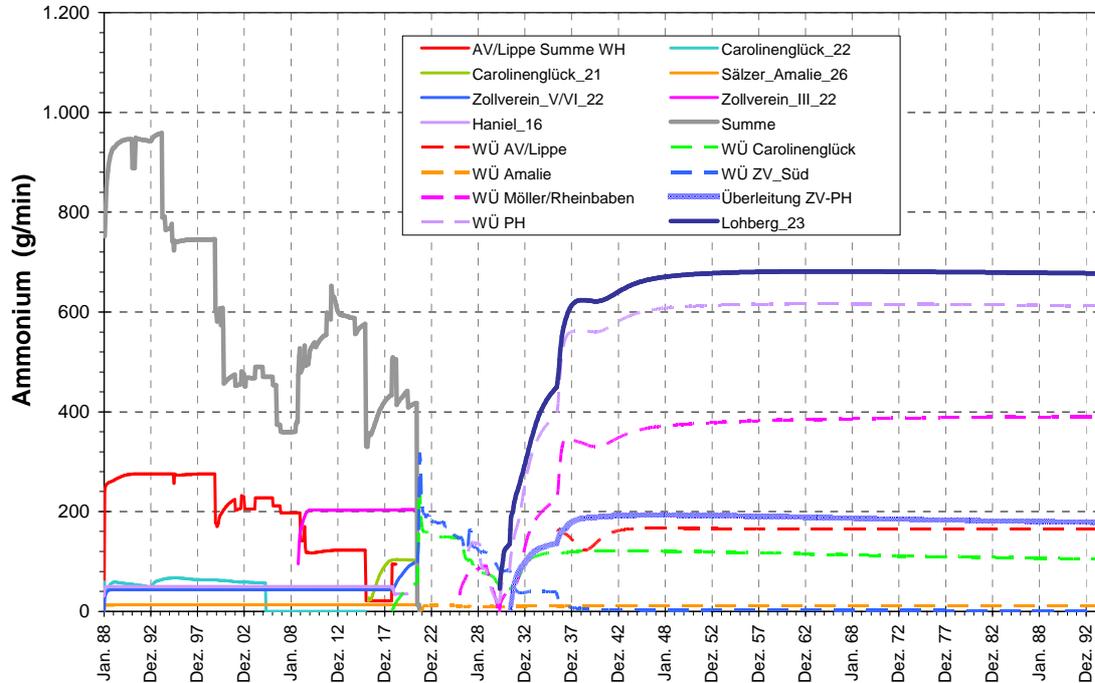


Abbildung 82: Ammonium-Frachten im Zuge von Bergwerksschließungen und geplantem Wasseranstieg.

Diese Auswirkungen des Wasseranstiegsniveaus betreffen nicht nur Chlorid, sondern auch weitere Grubenwasserinhaltsstoffe, die, wie eingangs bereits erwähnt, eng korreliert mit den Chloridkonzentrationen bzw. der Gesamtsalzfracht sind und sich auch ähnlich verhalten. Auch Ammonium (Abbildung 82), Bor, Brom und Hauptkomponenten wie Natrium und Kalium werden weder beim Grubenwasseranstieg mobilisiert noch sind konzentrationsmindernde Fällungsreaktionen zu erwarten. Somit entsprechen die für diese Stoffe zu erwartenden Veränderungen (Minderung der Konzentration durch Wasseranstieg) und damit auch die so bewirkten Fracht-Effekte für die Einleitung in die Vorfluter dem für Chlorid beschriebenem Verhalten. Im Detail hängen die Minderungseffekte durch den Wasseranstieg von den Gehalten in den einzelnen Zuflüssen ab.

Für Stoffe, die durch Pyritoxidation mobilisiert werden, gestaltet sich der Frachtvergleich zunächst ungünstiger. Abbildung 83 zeigt dies am Beispiel Sulfat, das, wie die meisten anderen im Wasseranstieg gelösten Stoffe zusätzlich auch in den geogenen Zuflüssen enthalten ist. In Überlagerung der bedingt durch frühe Wasserüberleitung von Zollverein rasch zunehmenden Wassermengen in der Wasserhaltung Lohberg (Abbildung 80) und der maximalen Konzentrationen zu Beginn der Wasserannahme (vgl. Abbildung 65, Seite 122) ergibt sich ein Frachtmaximum kurz nach Pumpbeginn, das

nur zu Beginn über dem Niveau der früher auf viele Wasserhaltungen verteilt ausgetragenen Gesamtmengen liegt. Bereits wenige Jahre später wird dieser Bezugswert unterschritten. Die Ankunft der Wässer aus dem AV/Lippe wird sich in einem vorübergehenden Anstieg der Sulfatfrachten zu erkennen geben. Aus der Zeitverschiebung zum Wasserübertritt 2036 errechnet sich eine Fließzeit von ca. 2 Jahren.

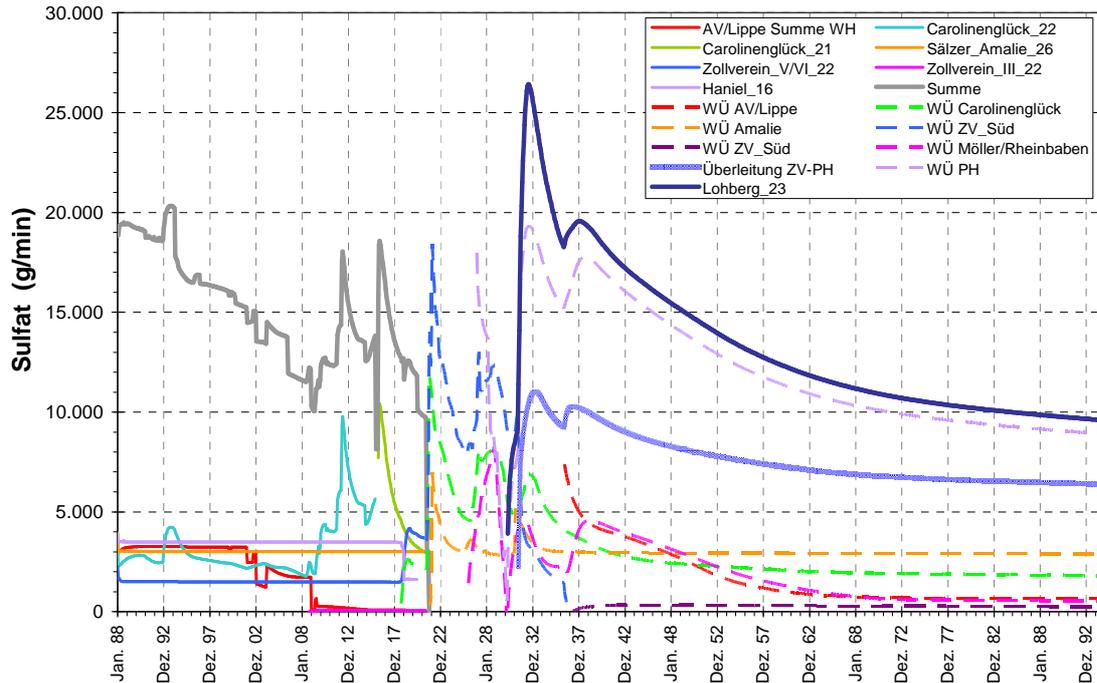


Abbildung 83: Sulfat-Frachten im Zuge von Bergwerksschließungen und geplantem Wasseranstieg.

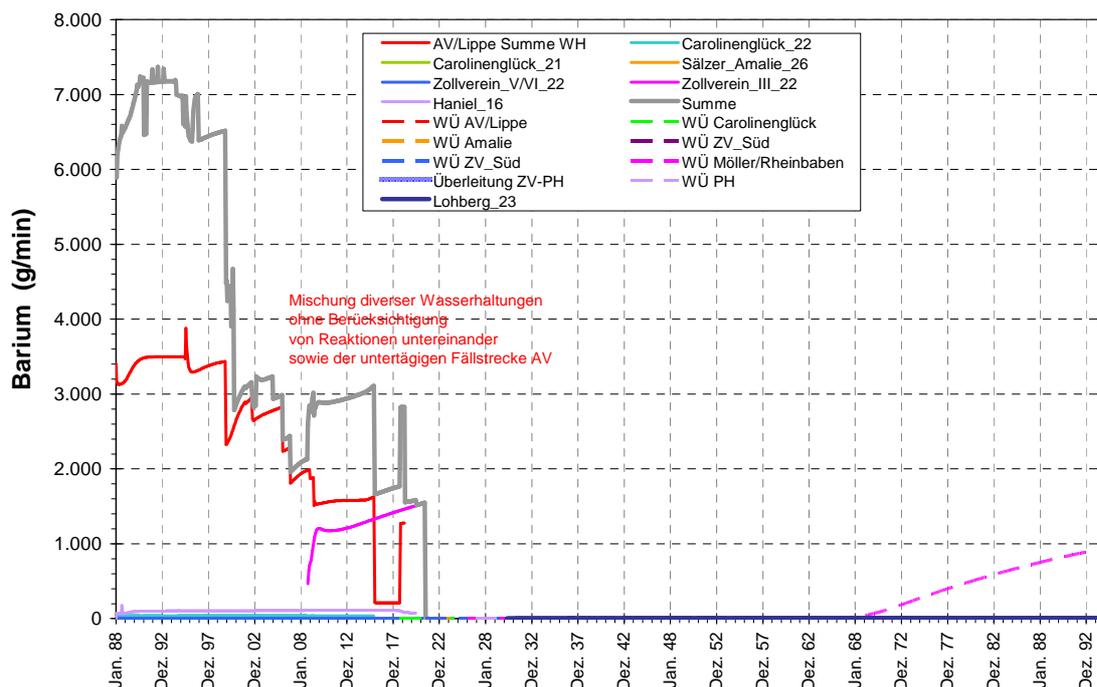


Abbildung 84: Barium-Frachten im Zuge von Bergwerksschließungen und geplantem Wasseranstieg.

Gleichwohl lässt sich aus den sich langfristig berechneten Sulfatfrachten eine deutliche Minderung des Stoffaustrages ableiten. Dass diese Minderung um ca. 50 % stärker als bei den o.g. Salzen ausgeprägt ist, ist darauf zurückzuführen, dass im Gesamtwasserabstrom eine Mischung mit bariumhaltigen Wässern und somit eine Ausfällung als Bariumsulfat stattfindet, während früher regional differenziert Barium- und Sulfatwässer in verschiedenen Wasserhaltungen gehoben worden sind, ohne miteinander zu reagieren.

Ganz entsprechend und mit künftig vollständigem Verschwinden in der Lohberg-Wasserhaltung zeigt sich dieser Reaktionsaspekt bei Barium, das durch den Sulfatüberschuss in der Region und auch im Zuflussbereich um Lohberg (vgl. Kap. 6.2.4) vollständig ausgefällt wird (Abbildung 84). Für die früheren Wasserhaltungen wird die Konzentration von Barium in der Wasserprovinz AV/Lippe (auch hier werden die Bariumfrachten AV nicht mit dem Sulfat aus dem Teilbereich Lippe verrechnet) sowie in der Emschermulde erkennbar. Die schließlich am Stinnesdamm angenommenen Mengen sind auch nur ein Teil der früher bis 2001 in den diversen in den Emschermulde-Wasserhaltungen (vgl. Abbildung 79) gehobenen Frachten. Die untertägige Bariumsulfatfällung am Standort Auguste Victoria ist gleichfalls nicht in die Berechnung (geogene Wasserzutritte) eingeflossen.

Wie schon bei den Konzentrationen (vgl. Kap. 6.2.4, Abbildung 71 Seite 129) fällt der schließlich zunehmende Bariumüberschuss im untertägigen Wasserübertritt aus der Emschermulde auf. Dies ist eine Folge der Wasserhaltung Zollverein, die die von Süden stammenden Sulfatwässer abfängt (Abbildung 83) und dann nach übertägiger Überleitung über den Förderberg Prosper-Haniel wieder nach untertage führt. Dies verdeutlicht, dass es am Zusammenfluss dieser beiden Teilströme im Bergwerk Prosper-Haniel zu Ausfällungen von Bariumsulfat kommen wird.

Auch bezüglich Zink nimmt das Bergwerk AV eine Sonderrolle ein. Aus diesem nordöstlichen Teilbereich stammt der Hauptanteil der Frachten an diesem Element, das neben diesem Tiefenzufluss auch aufgrund der Pyrit(Erz)oxidation freigesetzt wird (s. Abbildung 68, Seite 125). An Zink erkennbar fließt dieses AV-Wasser vollständig untertägig über Möller/Rheinbaben ab. Aus dieser Stoffverteilung resultiert eine wiederum andere Frachtdynamik in der künftigen Wasserhaltung Lohberg, die durch ein spätes Maximum ca. 2050 (Ankunft der Wässer aus dem AV-Bereich in der Wasserhaltung Lohberg) und eine relativ hohe verbleibende Grundlast aus den geogenen Zuflüssen charakterisiert wird.

Auch hier wirkt sich der Wasseranstieg allerdings frachtmindernd aus. Eine weitere Abnahme der Zinkgehalte wird, wie bei den anderen Salzen auch, vor allem durch einen weiteren Wasseranstieg und ein Abdrücken der zinkhaltigen Tiefenzuflüsse auf Auguste Victoria zu erreichen sein.

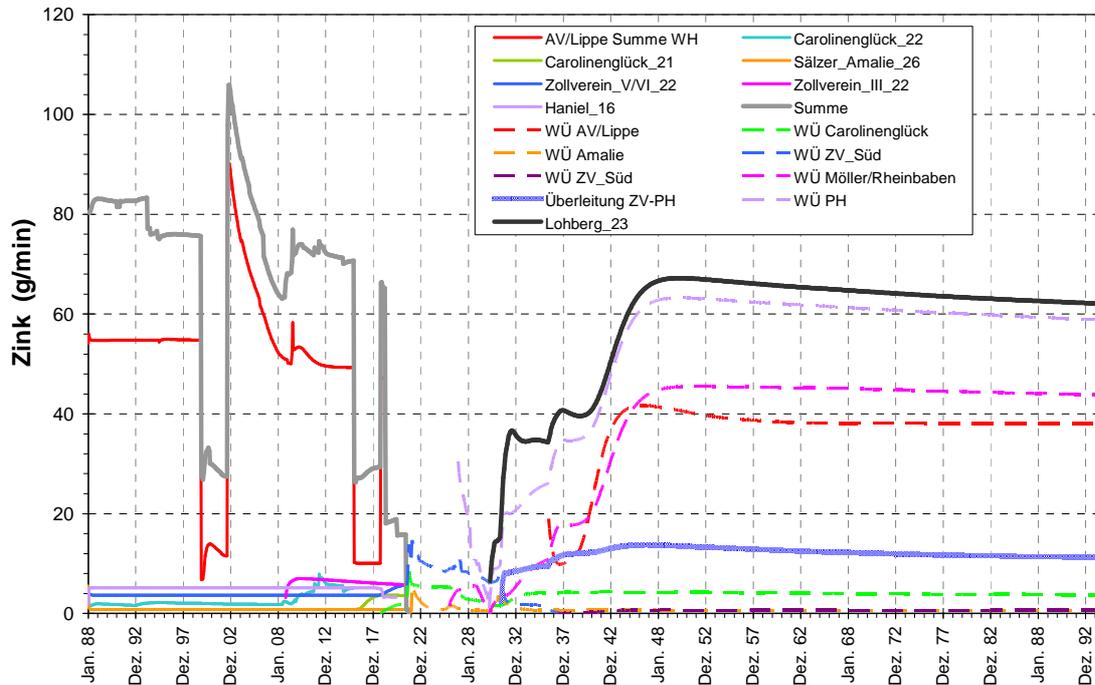


Abbildung 85: Zink-Frachten im Zuge von Bergwerksschließungen und geplantem Wasseranstieg.

Aufgrund der anderen Wirkungsfaktoren auf dem Partikeltransport stellt sich auch die Frachtentwicklung der partikelgebundenen PCB nochmals unterschiedlich dar. Die PCB-Frachten berechnen sich aus Wassermenge (Abbildung 80), Partikelkonzentration (Abbildung 75, Seite 135) und Gehalt der an den Partikeln haftenden PCB (Abbildung 76). Zusätzlich unterscheidet sich die Stoffquelle von den geogenen Komponenten, so dass sich der Wasseranstieg in hohem Maße auf die PCB-Freisetzung auswirkt, indem die im PCB-Einsatzzeitraum abgebauten Bereiche künftig kein PCB-mehr emittieren. Zusätzlich werden PCB im Wasseranstieg mobilisiert. Die Partikel werden dann wie die gelösten Salze mit dem Grubenwasserstrom ausgespült, haben aber auch die Gelegenheit zu sedimentieren. Diese Faktoren zusammen resultieren in einer Abnahme der partikelgebundenen PCB-Frachten, die über die des ebenfalls im Wasseranstieg mobilisierten Sulfates hinausgeht (Abbildung 86).

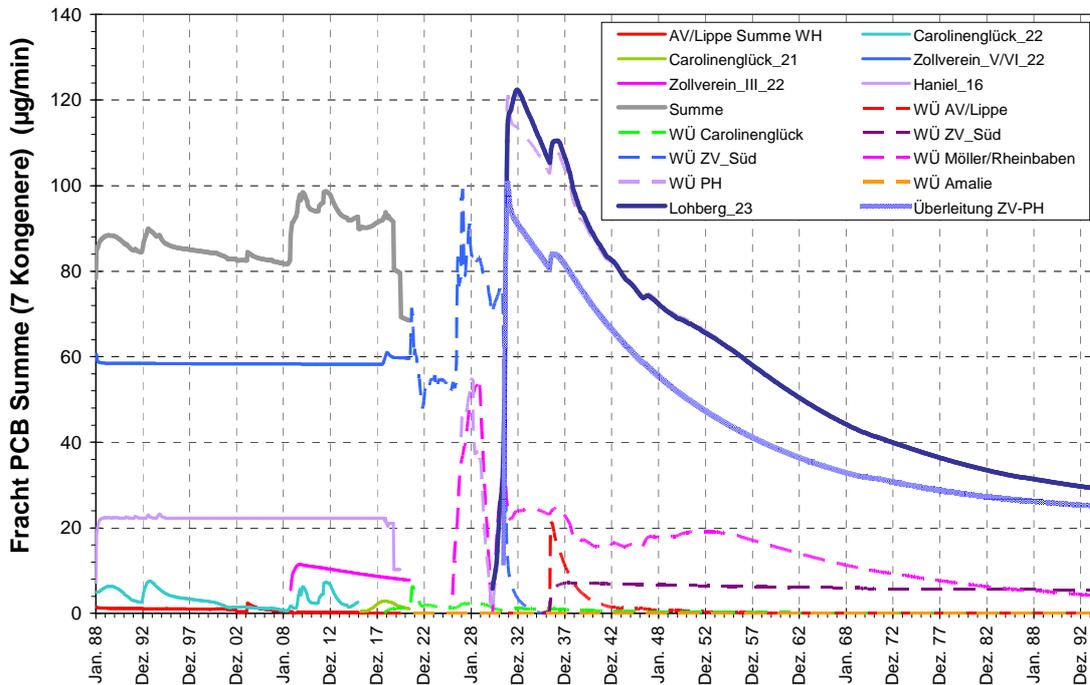


Abbildung 86: PCB-Frachten im Zuge von Bergwerksschließungen und geplantem Wasseranstieg.

Als Bezugsbasis für die Auswirkungen des geplanten Wasseranstiegs auf den PCB-Austrag dient nur die PCB-Menge, die über die zuletzt betriebenen sechs Wasserhaltungen (s.o. Abbildung 80) emittiert wurde, da nur hier in den Beprobungen der letzten Jahre eine zuverlässige Datengrundlage existiert. Da die untertägige Mobilisationssituation sich in den letzten Jahrzehnten drastisch verändert (vermindert hat) kann hier auch nur der Zeitraum seit 2015 korrekt auf Basis dieser Daten eingeschätzt werden. Ein Rückschluss in die Vergangenheit ist so eigentlich nicht zulässig und unterschätzt den tatsächlichen PCB-Austrag in hohem Maße, zumal der durch das Modell berechnete Zeitraum bis an das Ende des PCB-Einsatzzeitraumes heranreicht. In dieser Phase wurden häufig PCB-Konzentrationen zwischen 0,1 und 1 µg/L in den gehobenen Grubenwässern gemessen. Heute betragen diese Werte zwischen 0,1 und 10 ng/L (vgl. Abbildung 56, Seite 109). Unter Berücksichtigung dieser Verhältnisse muss auch in Bezug auf den Bergbau nach dem PCB-Einsatzzeitraum davon ausgegangen werden, dass der nach Wasseranstieg erwartete Stoffaustrag die früheren Umfänge deutlich unterschreitet.

Die aktuell dominierenden PCB-Austräge an den beiden Standorten Prosper-Haniel und Zollverein-Süd haben unterschiedliche Ursachen. Auf Prosper-Haniel werden durch den Untertagebetrieb auf den Strecken PCB-haltige Ablagerungen gelöst und gelangen in die Wasserhaltungen. Dies wird sich durch den Rückzug deutlich vermindern und ist auch im Modell schon erkennbar abgebildet. Im Grubenwasser Zollverein wirken sich die

dort aufgrund der Abbauverteilung ermittelten hohen PCB-Gehalte am Feststoff sowie die großen Grubenwassermengen aus.

Bezogen auf den PCB-Austrag der letzten 10 Jahre, der vergleichsweise gut einzuschätzen ist und für die Einleitung des weiteren Wasseranstiegs auch eine relevante Basis ist, berechnet das Modell zu Beginn der Wasserannahme Lohberg höhere Frachten für die ersten 10 Jahre. Danach wird eine deutliche Verminderung des PCB-Austrages bis auf 30 % der Ausgangsemission erwartet. Dieser Prozess ist aufgrund des großen Einzugsgebietes mit z.T. geringen Wasseraustausch in der Peripherie auch nach mehreren Jahrzehnten nicht abgeschlossen.

Ein Wasseranstieg hat somit einen verminderten Einfluss auf die zu hebenden Wassermengen und führt allein dadurch zu den PCB-Austrag reduzierenden Rahmenbedingungen. Darüber hinaus vermindert ein Wasseranstieg auch die Frachten durch eine verstärkte Einwirkung auf die tiefen hochkonzentrierten Zuflüsse. Für PCB ist der Effekt besonders ausgeprägt, da die Wirkung auf einer vollständigen Unterdrückung der Stofffreisetzung bei Überstauung der jeweiligen Niveaus mit PCB Einsatz beruht. Weitere Reduzierungen des Austrages partikelgebundener PCB sind vor allem durch eine Anhebung der Wasserspiegel zu erwarten, wodurch potenzielle Mobilisationszonen zunehmend überstaut würden.

## **6.5 Bilanzierung Prosper-Haniel**

Für das Bergwerk Prosper-Haniel ist nach Einstellung der Wasserhaltung auf der 6. Sohle in der Zukunft keine Wasserhebung mehr vorgesehen. Darüber hinaus ist der Bergwerksbereich sowohl nach Westen in Richtung Lohberg (Entfernen Hängedamm Schacht Hünxe zur 5. Sohle Lohberg, Öffnen des Dammes zur 4. Sohle Lohberg) als nach Osten (Auffahrung der Erkundungsstrecke nach Möller/Rheinbaben) geöffnet und kein geschlossenes System mehr. Stattdessen wird gemäß der hydraulischen Prognosen Grubenwasser in Kombination der untertägigen Verbindung und der Überleitung des Wassers aus der Zollverein-Wasserhebung (ca. 41,5 m<sup>3</sup>/min) von Osten in das Bergwerk hinein fließen und vermehrt um die Zuflüsse des Bergwerkes Prosper-Haniel in Richtung Lohberg abströmen.

Abbildung 87 zeigt diese Strömungs-Verhältnisse reduziert auf diese Prosper-Haniel betreffenden Wasserübertritte. Die Differenz, d.h. die Menge des bei Wasserstand -630 mNN noch in das ehemalige Bergwerk zufließenden Wassers, ist als Kurve ebenso dargestellt wie die Wasserhebung Lohberg als Bezugspunkt. Die 2,8 m<sup>3</sup>/min sind geringer als die zuvor in der Wasserhaltung Haniel gehobenen Mengen. Die für die Wasserhaltung (Haniel\_16)

dargestellten 6,6 m<sup>3</sup>/min beinhalten (das Modell Prosper-Haniel wurde diesbezüglich gesondert ausgelegt) eine Brauchwassermenge von 3,4 m<sup>3</sup>/min.

Das bedeutet, dass sich die Menge an geogenen Zuflüsse von 3,2 m<sup>3</sup>/min um ca. 10 % vermindert hat. Diese vergleichsweise geringe Minderung ist der Verortung eines relevanten Anteils der Zuflüsse zu einem höheren Zuflussniveau und dementsprechend geringen Abdrückraten zuzuschreiben.

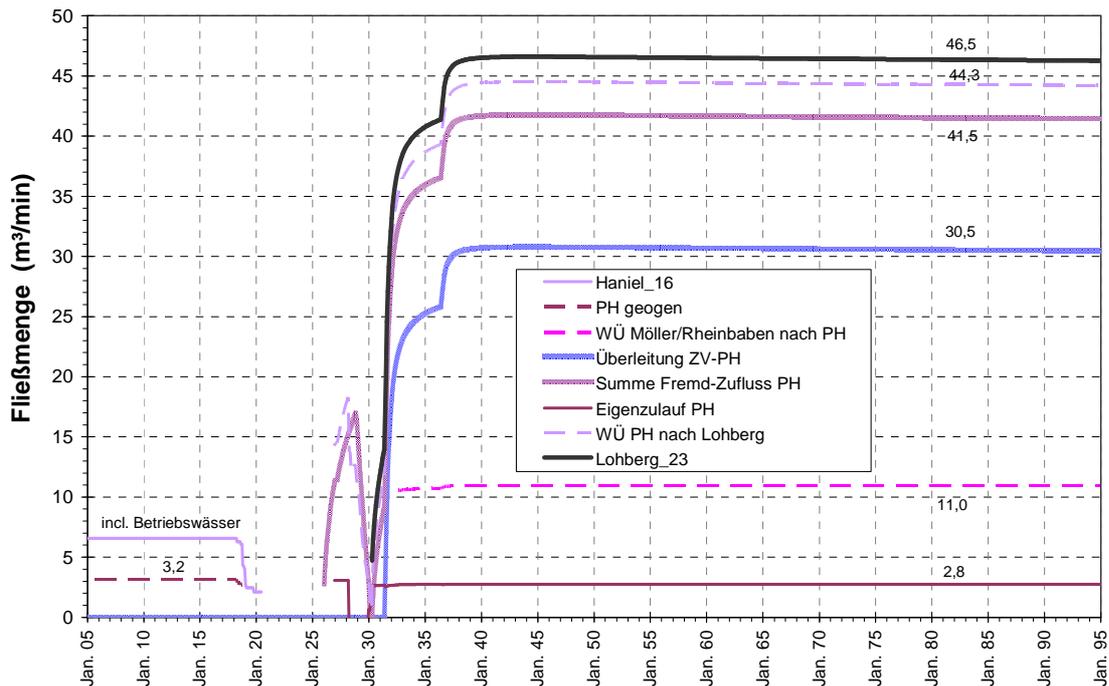


Abbildung 87: Wassermengen im Bereich des Bergwerkes Prosper-Haniel.

Ganz entsprechend zum vorherigen Kapitel lassen sich mit diesen Kontrollpunkten über die Frachtdifferenz die künftigen Stoffeinträge in das Gebiet des ehemaligen Bergwerkes Prosper-Haniel ermitteln und mit den aktuellen Verhältnissen vergleichen. Aktuell bezieht sich allerdings auf den weitgehend stationären Zustand der letzten 10 Jahre bis Ende 2018, da ab diesen Zeitpunkt Baufelder abgeworfen wurden und dementsprechend diese Wasser nicht mehr gehoben wurden. Mit diesem Rückzug und Beendigung der Abbautätigkeiten haben sich seitdem auch die Brauchwassermengen im Bergwerk signifikant vermindert. In den Chloridgehalten zeigt sich diese Umstellung durch Anstieg der Stoffkonzentrationen (Abbildung 88).

Als Bezugsbasis für die künftige Entwicklung wurde zusätzlich eine Mischwasserkonzentrationen der beiden (untertägig – übertägig) Zuflüsse (bzw. eine Summe für die Frachten) berechnet und dargestellt. Aus der Differenz zwischen zufließendem und abströmendem Wasser lässt sich dann für die Wassermengendifferenz ein Chloridgehalt des künftig verbleibenden Wassertrittes in das Bergwerk berechnen. Dieser ist mit etwa 48.000 mg/L geringer, als zum Ende des Bergwerksbetriebs ohne Brauchwasser.

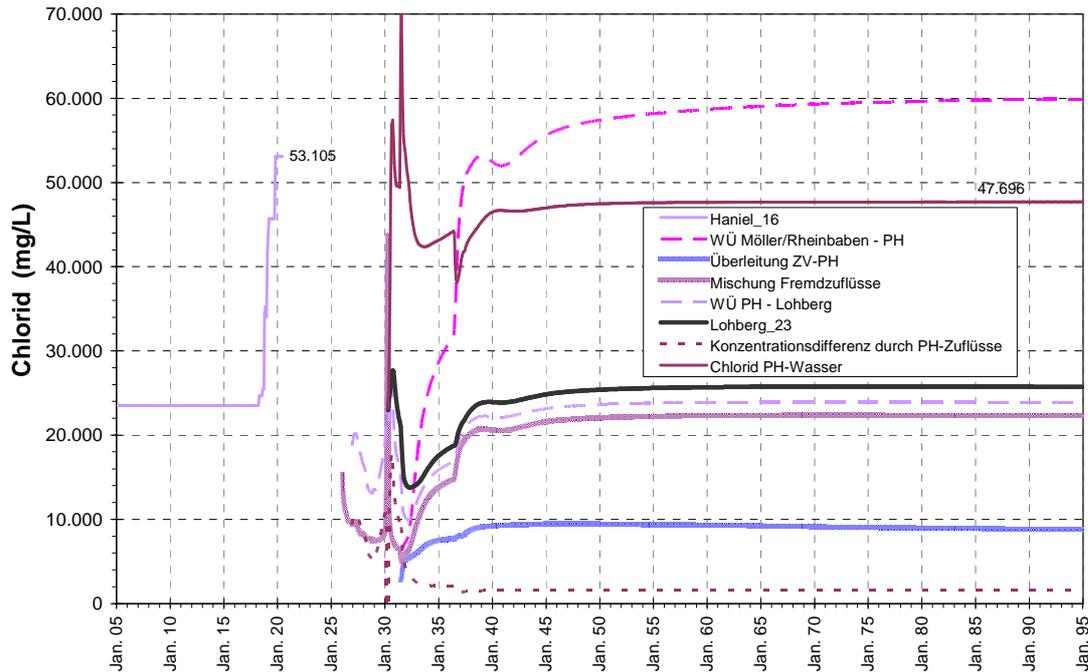


Abbildung 88: Konzentrationsentwicklung von Chlorid im Bereich des Bergwerks Prosper-Haniel.

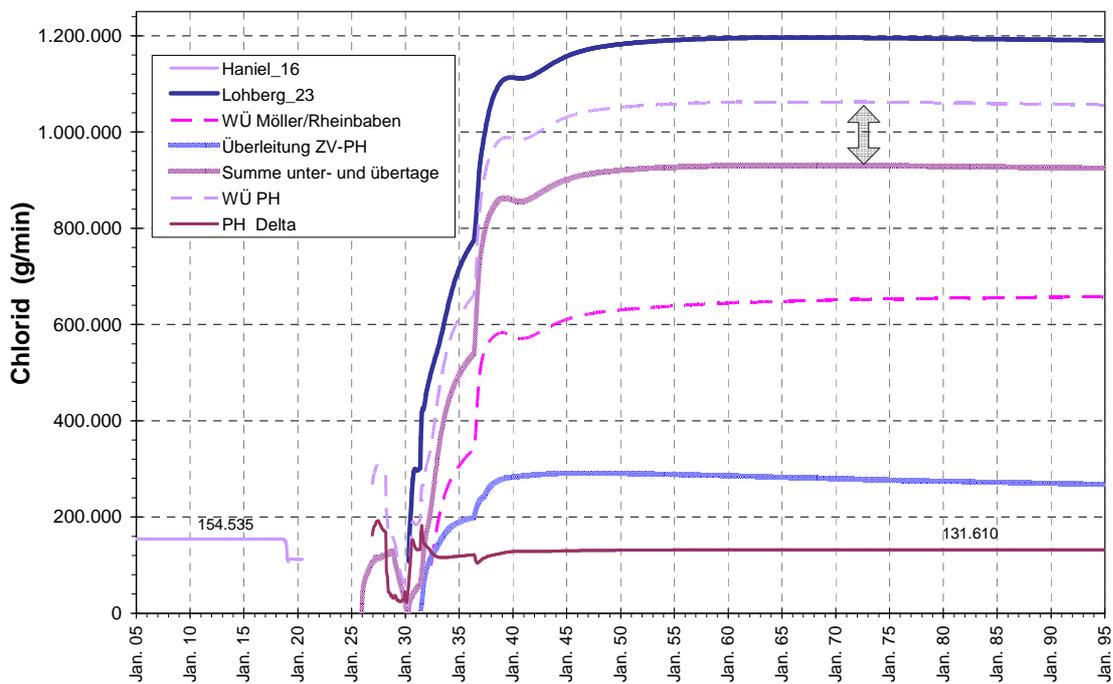


Abbildung 89: Chlorid-Frachten im Bereich des Bergwerks Prosper-Haniel.

Aussagekräftiger sind jedoch die Frachten, da hier die Wasserhaltungseffekte eindeutiger beschrieben werden. Für 2018-2020 vermindern sich die Frachten durch Abdämmung der Baufelder Haniel West, Haniel Ost und Prosper Nord (Abbildung 89). Zuvor bei Gesamthebung aller Wässer betrug

die Chloridfracht 154 kg/min. Künftig wird ein additiver Chloridinput bei Passage des Grubenwassers von Ost nach West von 132 kg/min erwartet. Auch für dieses offene System lässt sich so der stoffliche Beitrag des Bergwerkes zum Gesamtabstrom bestimmen.

Entsprechend berechnen sich auch die Inputverhältnisse für Sulfat (Abbildung 90) und andere Stoffe (vgl. Tabelle 5, Seite 104) die aus Pyritoxida-tionsprodukten im Wasseranstieg mobilisiert werden. Der höchste Stoffaustrag aus den Prosper-Boxen erfolgt während des Auffüllprozesses noch vor Beginn der Wasserhaltung Lohberg. In der Folge nehmen die Sulfateinträge sukzessive ab, ohne die Ausgangsfrachten relevant zu überschreiten. Mittel- bis langfristig ist auch hier eine Verbesserung gegenüber der vorherigen Wasserhaltung festzustellen.

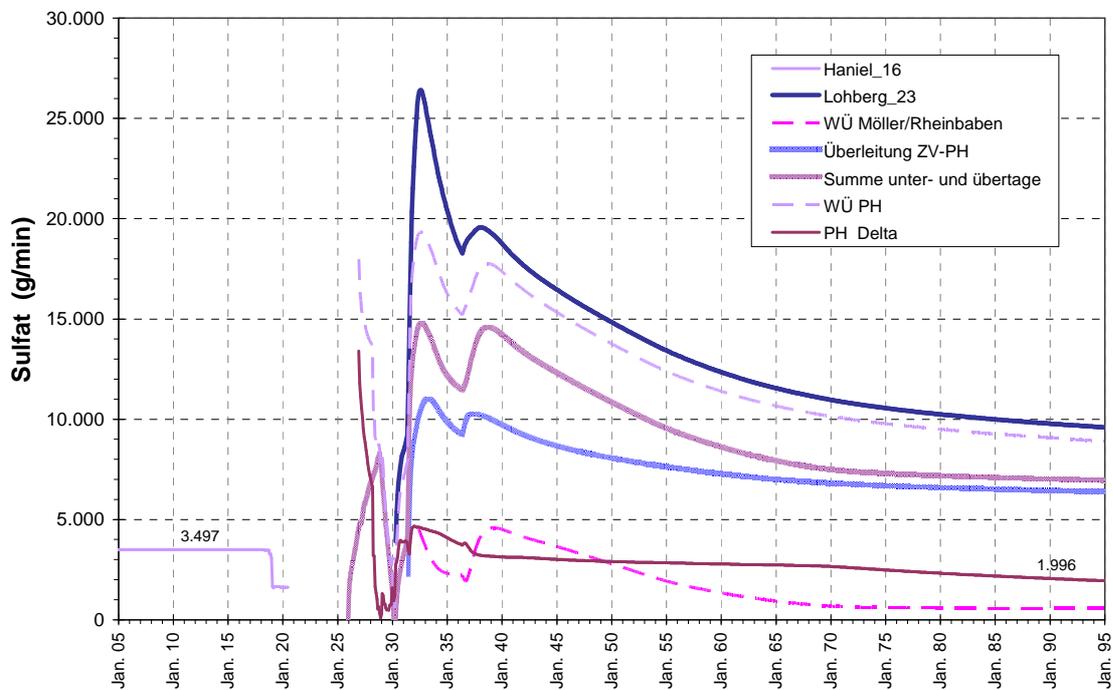


Abbildung 90: Sulfat-Frachten im Bereich des Bergwerkes Prosper-Haniel.

Diese Einschätzung trifft für alle untersuchten Wasserinhaltsstoffe zu, von denen Abbildung 91 eine Auswahl vom Spurenelement Cadmium bis zur Hauptkomponente Chlorid zeigt. Am deutlichsten wird der initiale Mobilisationseffekt für den Pyritinhaltsstoff Eisen.

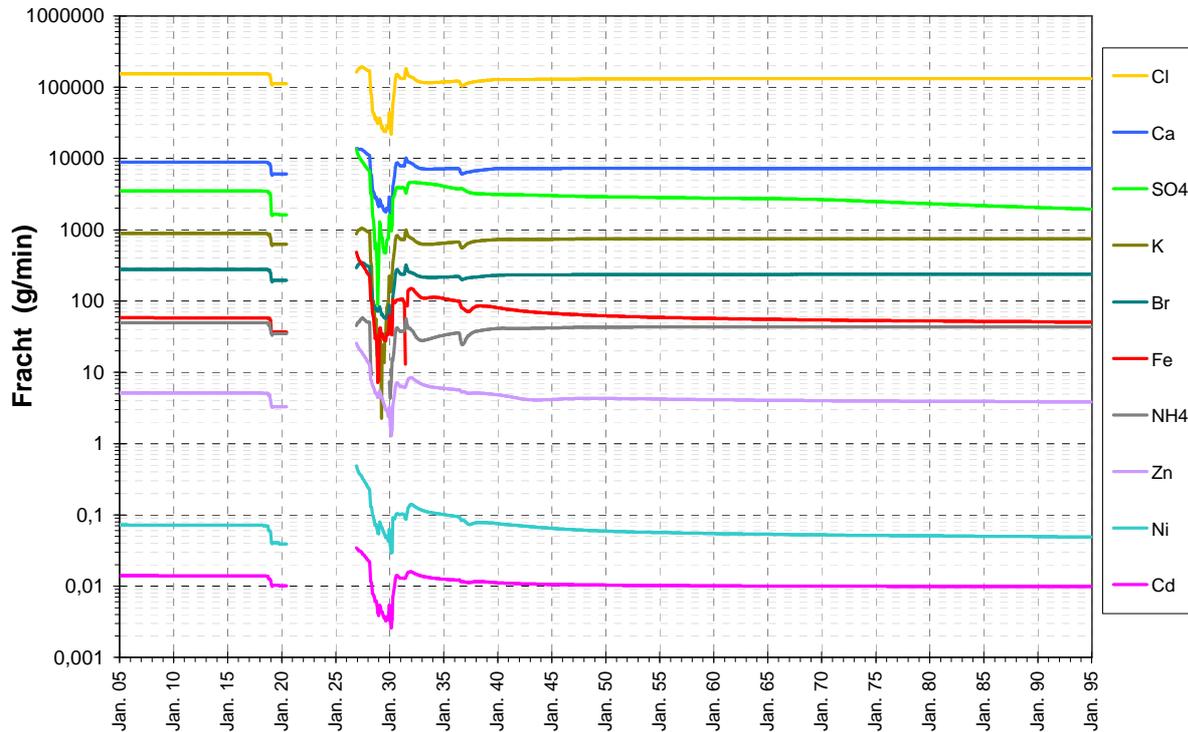


Abbildung 91: Entwicklung der vom Bergwerk Prosper-Haniel emittierten Frachten verschiedener Komponenten.

Gänzlich anders stellt sich die Situation für PCB dar. Die Konzentrationen im Mischwasser der beiden Teilströme aus Osten (Möller/Rheinbaben und Zollverein) sind – anfangs mehr, später geringfügig – höher als nach der Passage des Bergwerks Prosper-Haniel im Wasserübertritt nach Lohberg. Da sich hieraus negative Frachten berechnen würden, sind analog zu der Chlorid-Abbildung 88 hier nur die Konzentrationen dargestellt (Abbildung 92).

Die komplexen Verhältnisse bei Mobilisation und Transport partikulär gebundener PCB's wurden ja schon mehrfach erläutert. Dieser Befund ist nur so zu interpretieren, dass die Auswirkungen der Partikelsedimentation die der PCB-Einträge über verbliebene nicht eingestaute Zuflüsse sowie der Mobilisation aus dem Wasseranstieg übersteigen. Dass nach Beginn der Wasserhaltung auf Lohberg das Modell mehr Partikelsedimentation als Freisetzung im Bergwerk-Prosper-Haniel erwartet, wird durch die Berechnungen der Partikelgehalte im Wasser bestätigt (Abbildung 93).

Gleichwohl zeigt sich im Auffüllprozess die erwartete Partikelmobilisation durch z.T. turbulentes Fließen. Dieses Wasser fließt aber in die Hohlräume Lohbergs ab, bevor dort Wasser gehoben wird. Dass anschließend keine PCB-Freisetzung ausgewiesen wird, muss auf die Verteilung der unterschiedlichen Partikelfraktionen (fein – grob, PCB-haltig – PCB-frei) in den



Teilströmen zurückzuführen sein. Dieser Umschlag in der Wirkung des Abbaubereiches Prosper-Haniel ist auch vor dem Hintergrund zu sehen, dass das Bergwerk während des aktiven Bergbaus einer der größten PCB-Emittenten war (vgl. auch Abbildung 86).

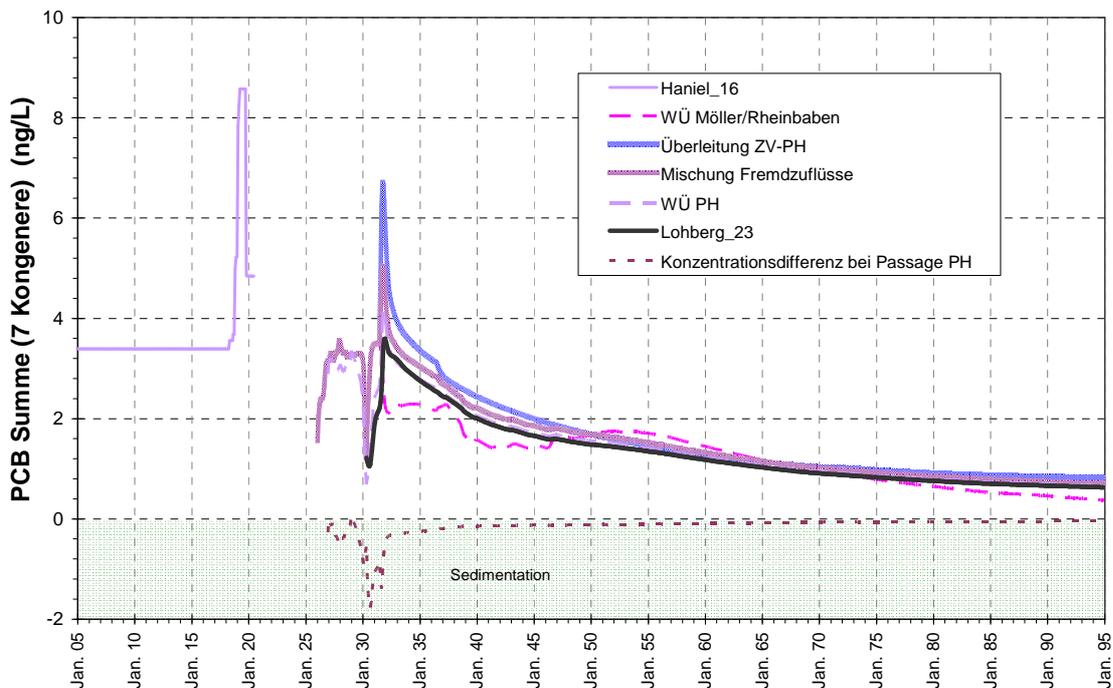


Abbildung 92: Konzentrationsentwicklung von PCB im Bereich des Bergwerks Prosper-Haniel.

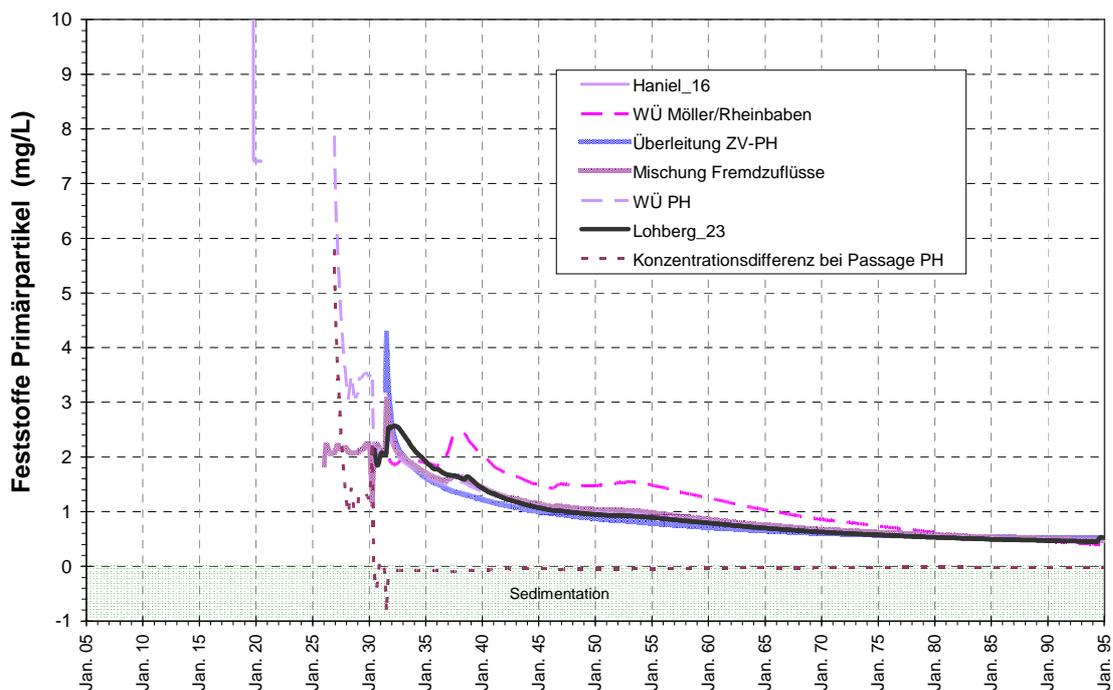


Abbildung 93: Konzentrationsentwicklung von mit dem Grubenwasser transportierten Feststoffen im Bereich des Bergwerks Prosper-Haniel.

Ebenso wie für die gesamte Wasserprovinz resultiert somit auch für das isoliert betrachtete Bergwerk Prosper-Haniel aus dem Wasseranstieg eine Verbesserung der Stoffaustragsituation. Zeitlich limitierte Erhöhungen durch Mobilisation natürlicher Oxidationsprodukte fallen moderat aus und für die umweltsensitiven PCB stellt Prosper-Haniel sogar eine Stoffsenke dar.

## **7 Zusammenfassung**

Die Planungen der RAG sehen vor, das dem zentralen Ruhrgebiet zutrende Grubenwasser künftig über eine Wasserhaltung im Bereich des ehemaligen Bergwerkes Lohberg zu heben und abzuleiten. Deren Einzugsgebiet wird dann von der jetzt bereits eingestellten Wasserhaltung Auguste Victoria (ehem. Wasserprovinz AV/Lippe) im Norden bis zu den heute noch betriebenen Wasserhaltungen Amalie, Carolinenglück und Zollverein im Süden reichen. Diese Wässer werden in der zentralen Emschermulde zusammengeführt und fließen dann nach Westen über Prosper-Haniel nach Lohberg ab.

Dieses Einzugsgebiet ist groß und komplex, weshalb mehrere Schächte als Sicherungsbrunnen geplant und vorbereitet werden. Dieses Sicherungskonzept soll gewährleisten, dass die Wasserstände im Bereich AV/Lippe und im Einzugsbereich der heutigen Wasserhaltung Zollverein nicht über -600 mNN hinaus ansteigen. Sollte Wasserhaltung an dem zentralen Standort Zollverein erforderlich werden, soll das dort gehobene Grubenwasser übertägig nach Prosper-Haniel geführt und dort in den Förderberg eingeleitet werden, um dann untertägig weiter nach Westen abzufließen und ebenfalls auf Lohberg dem Rhein zugeführt zu werden.

Die hier vorgestellten Untersuchungen basieren auf dem Boxmodell, in dem die prozessrelevanten Standortbedingungen über die entsprechenden Strukturen und Eingangsparameter erfasst und zusammengeführt sind. Dies umfasst die aus Strecken und Abbautätigkeit verbliebenen Resthohlraumvolumina, hydraulische Verbindungen, Wasserzuflüsse und beim Wasseranstieg mobilisierbare Stoffe sowohl aus natürlichen Verwitterungsprozessen als auch aus dem bergbaulichen Betrieb.

Darüber hinaus wurden die PCB-bezogenen Betrachtungen aus den ahu-Gutachten für dieses Untersuchungsgebiet übertragen und angewendet. Die im ahu-Gutachten qualitativ beschriebenen und auch für die untersuchten Standorte belegten Prozesse und Wirkzusammenhänge sind im Boxmodell parametrisiert und somit in ihren Auswirkungen auch auf PCB-Gehalte, zeitliche Entwicklungen und bezüglich der Umweltauswirkungen relevante Frachten quantifizierbar.

Das von DMT entwickelte Boxmodell, das zur Prognose von Wasseranstieg und Grubenwasserqualität dient und dessen Funktionalitäten und Aussagen gutachterlich überprüft und bestätigt sind, wurde auf Basis der vorhandenen Monitoringdaten für die umweltrelevanten Grubenwasserinhaltsstoffe und auch für die partikulär transportierten PCB kalibriert.

Die Modellberechnungen haben ergeben, dass der zentrale Wasserübertritt von Möller/Rheinbaben nach Prosper-Haniel – mit dem Modell zugrundgelegter konservativ ungünstiger Einstufung der Wasserdurchleitfähigkeit – zu gegenüber dem Wasserhaltungsniveau Lohberg (-630 mNN) erhöhten Wasserständen in den weiter östlich gelegenen Bereichen führt. Dies erfordert nach derzeitigem Kenntnisstand eine Aufnahme der Wasserhaltung auf Zollverein, um von dort nicht nur die Wasserstände in der Emschermulde und dem direkten südlichen Anschlussbergwerken sondern auch im Bereich AV/Lippe (Wasserübertrittsniveau -598 mNN) zu kontrollieren.

Der untertägige Abstrom über Möller/Rheinbaben erfordert offensichtlich einen höheren hydraulischen Gradienten. Die vorgegebene Potenzialdifferenz von 30 m führt in der Berechnung mit dem Boxmodell dazu, dass nur der kleinere Teil der Wassermenge untertägig abfließt und der Großteil gehoben und übergeleitet werden muss. Diese aus den Modellvorgaben abgeleiteten Verhältnisse sind künftig durch ein geeignetes Monitoring zu überprüfen und anzupassen.

Tabelle 6 zeigt eine Zusammenfassung der Berechnungsergebnisse für Konzentration und Frachten. Um der zeitabhängigen Entwicklung von Wassermengen, Konzentrationen und der daraus resultierenden Stofffrachten Rechnung zu tragen, wurden Phasen definiert, für die dann Mittel- bzw. Maximalwerte bzw. der Wert für das Ende der Modellberechnung (2094) ermittelt werden. Diese Zeitabschnitte sind in Abbildung 94 bis Abbildung 96 zur Einordnung der Tabellenwerte dargestellt.

Zwar wird das Konzentrationsmaximum für viele Stoffe zu Beginn der Wasserannahme erwartet, allerdings nehmen die Lohberg zuströmenden Wassermengen aufgrund lang anhaltender Auffüllprozesse der Hohlräume sowie bedingt durch den hydraulischen Widerstand des Wasserübertrittes Möller/Rheinbaben nur langsam zu. Zudem erreicht das hochsalinare Wasser aus dem Bereich Auguste Victoria erst später den westlichen Wasserhaltungsstandort.

Dies führt in Summe dazu, dass die prognostizierten Frachtmaxima erst im Zeitraum bis ca. 2065 von allen betrachteten Komponenten erreicht worden sind (Abbildung 96). Diesen Zusammenhang zwischen Konzentration, Wassermengen und Fracht veranschaulicht Abbildung 94 am Beispiel Chlorid.

Zu beachten ist, dass die Fracht (sonst g/min oder kg/min) hier zur Darstellung in einem gemeinsamen Diagramm mit einem Faktor an die Konzentrationskala angepasst wurde.

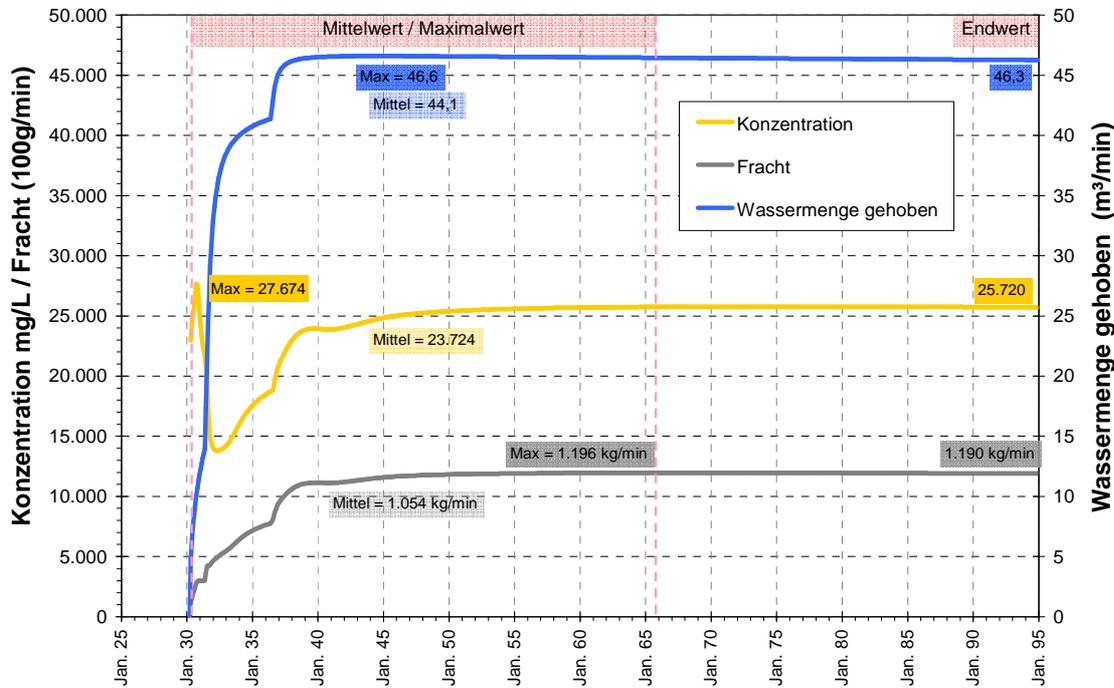


Abbildung 94: Bilanzierungszeiträume für die Wasserhebung Lohberg am Beispiel Chlorid.

Die auf Lohberg künftig zu hebenden Wassermengen sind im Kontext zu dem Gesamtwasserzustrom in die früheren Bergwerke zu betrachten. Die Analyse der regionalen Wasserhebung führt dazu, dass sich die bei maximaler Grubenwasserabsenkung gehobenen Wassermengen von ca. 60 m³/min auf etwa 46 m³/min vermindern werden. Dies entspricht einer Reduktion um etwa ein Viertel.

Die betrachteten Stoffe sind drei unterschiedlichen Quellen zuzuordnen, die die zeitliche Entwicklung der Stoffgehalte beeinflussen. Salze wie Chlorid, Barium und Ammonium sind allein den geogenen Wasserzuflüssen zugeordnet. Dadurch, dass diese Stoffe in den tiefen Zuflüssen überproportional enthalten sind und diese zudem verstärkt durch den Wasseranstieg reduziert (abgedrückt) werden, vermindert sich der Salzaustrag gegenüber einem Vergleichszustand aktiven Bergbaus in der Gesamtregion für diese Stoffe am deutlichsten. In der Darstellung in Tabelle 6 für die Wasserhebung Lohberg sind diese Parameter durch weitgehend ähnliche Mittel-, Maximal- und Endwerte gekennzeichnet.

Tabelle 6: Konzentrationen und Frachten in der Wasserhebung Lohberg für zwei Phasen nach Beginn der Wasserannahme und im Gleichgewichtszustand.

		Konzentrationen			Fracht g/min		
		Auswaschung nach Pumpbeginn	Auswaschung nach Pumpbeginn	Ende Berechnung	Auswaschung nach Pumpbeginn	Auswaschung nach Pumpbeginn	Ende Berechnung
		Mittel	Max		Mittel	Max	
Zeitpunkt	von	Apr. 2030	Apr. 2030	2094	Apr. 2030	Apr. 2030	2094
Auswertung	bis	Dez. 2065	Dez. 2065		Dez. 2065	Dez. 2065	
Wassermenge	m <sup>3</sup> /min	44,10	46,60	46,28	-	-	-
Temperatur	°C	36,8	45,0	35,0	-	-	-
pH		6,54	6,65	6,53	-	-	-
Natrium	mg/L	13.104	15.563	14.135	581.745	657.486	654.138
Kalium	mg/L	158	169	168,8	7.021	7.860	7.812
Calcium	mg/L	1.472	1.678	1.568	65.418	73.566	72.571
Magnesium	mg/L	412	444	441	18.383	20.638	20.410
Eisen	mg/L	21,3	32	12	925	1.252	564
Mangan	mg/L	1,55	2,20	1,43	68	76	66
Zink	mg/L	1,23	1,44	1,34	55	67	62,1
Blei	mg/L	0,019	0,028	0,015	0,84	0,98	0,68
Nickel	mg/L	0,019	0,028	0,015	0,84	0,99	0,71
Cadmium	mg/L	0,0018	0,0023	0,0015	0,077	0,084	0,071
Kupfer	mg/L	0,021	0,036	0,017	0,91	1,04	0,76
Chrom	mg/L	0,006	0,006	0,006	0,27	0,29	0,29
Barium	mg/L	0,091	0,170	0,176	4,10	7,90	8,14
Strontium	mg/L	105,0	115,6	116,1	4.694	5.370	5.371
Bor	mg/L	1,95	2,63	2,01	85,7	93,5	93,2
Ammonium	mg/L	13,3	14,7	14,63	598	681	677
Chlorid	mg/L	23.724	27.674	25.720	1.054.330	1.196.104	1.190.312
Sulfat	mg/L	371	832	208	15.623	26.418	9.603
Sulfid-S	mg/L	0	0	0	0	0	0
Hydrogenkarb.	mg/L	608	762	555	26.699	30.105	25.705
Bromid	mg/L	33,6	44,1	36,16	1.488	1.681	1.674
Nitrat	mg/L	1,8	4,5	1,67	74,7	84,0	77,2
Nitrit	mg/L	0,083	0,157	0,084	3,60	4,00	3,89
Phosphat	mg/L	0,08	0,08	0,08	3,42	3,77	3,79
Abfilt. Stoffe	mg/L	1,21	2,57	0,53	51	95	24
		ng/L			µg/min		
PCB Summe	ng/L	1,719	3,596	0,630	74,48	122,39	29,16
PCB-28	ng/L	1,011	2,084	0,375	43,90	69,65	17,37
PCB-52	ng/L	0,600	1,245	0,222	26,04	41,90	10,29
PCB101	ng/L	0,056	0,152	0,018	2,38	5,61	0,82
PCB-118	ng/L	0,032	0,103	0,009	1,35	3,83	0,41
PCB-138	ng/L	0,008	0,022	0,003	0,35	0,83	0,12
PCB-153	ng/L	0,008	0,019	0,003	0,34	0,70	0,12
PCB-180	ng/L	0,003	0,006	0,001	0,11	0,23	0,04

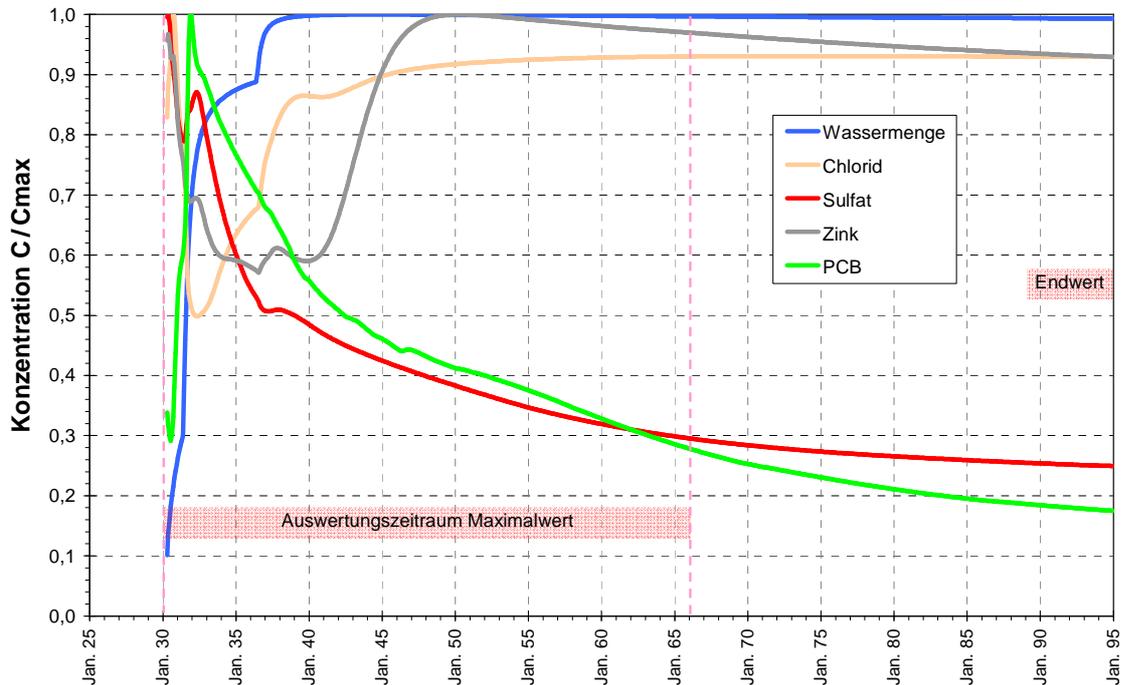


Abbildung 95: Relative Konzentrationsentwicklungen wichtiger Grubenwasserinhaltsstoffe in der Wasserhaltung Lohberg bezogen auf die jeweiligen Konzentrationsmaxima.

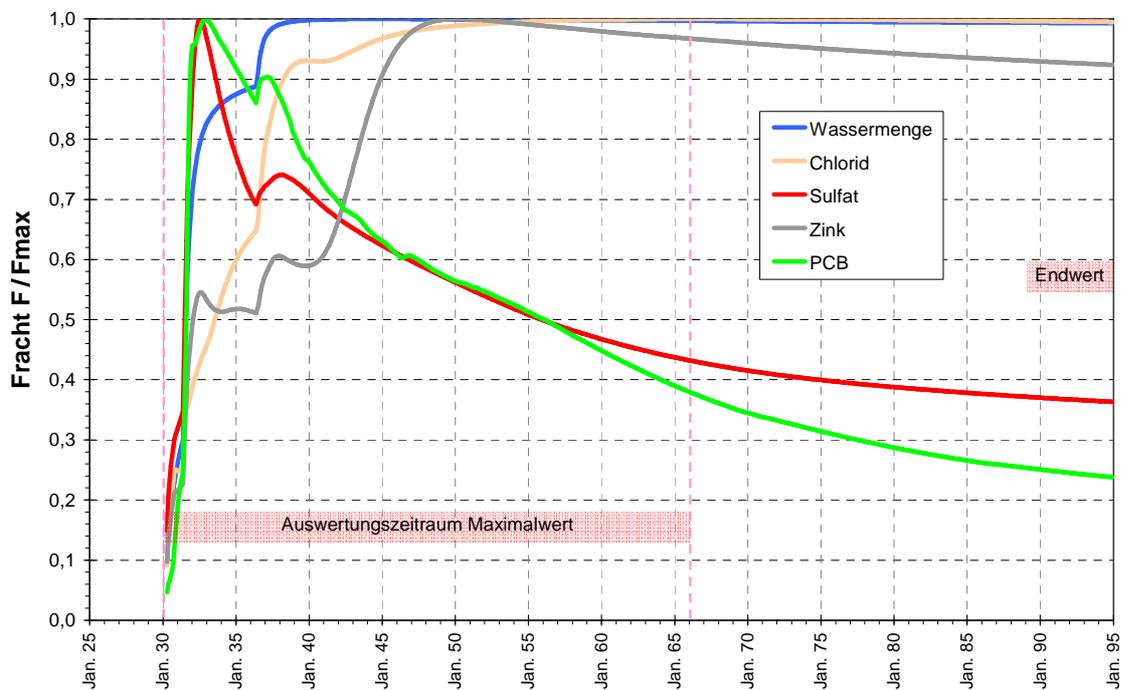


Abbildung 96: Relative Frachtentwicklungen wichtiger Grubenwasserinhaltsstoffe in der Wasserhaltung Lohberg bezogen auf die jeweiligen Frachtmaxima.

Stoffe, die als Oxidationsprodukte von Pyrit im Wasseranstieg gelöst und anschließend mit dem Wasserstrom aus dem Grubengebäude ausgewaschen werden, weisen hingegen ein Maximum in der ersten Auswerteperiode gegenüber dem Zustand am Ende des Berechnungszeitraumes auf.

Dies trifft insbesondere auf Eisen und Sulfat zu (Abbildung 95). In geringerem Maße ist dies auch bei den meisten Spurenmetallen der Fall. Zink nimmt aufgrund lokalem Herkunftsschwerpunkt in dem peripher gelegenen Bergwerk Auguste Victoria eine Sonderrolle ein. Hier, wie auch bei Calcium und Hydrogenkarbonat als sekundäre Mobilisationen, überlagern sich die Effekte des Eintrages mit den Zuflüssen, der Mobilisation im Wasseranstieg und der anschließenden Auswaschung. 2094 ist für die meisten der sekundär mobilisierten Stoffe (beispielhaft Sulfat und Zink in Abbildung 95 und Abbildung 96) die Auswaschung noch nicht abgeschlossen, d.h. die Gehalte werden sich noch weiter vermindern.

PCB in der im Modell betrachteten partikulär gebunden Form werden in ihren Stoffaustrag mit dem Grubenwasser im Wesentlichen vom Verhalten der Trägerpartikel bestimmt. Die PCB-Gehalte an den Partikeln vermindern sich nur sehr langsam, was auch dadurch bedingt ist, dass bei den angestrebten Wasserhaltungsniveaus noch nicht alle Abbaubereiche aus dem PCB-Einsatzzeitraum überstaut sind. Der Wassereinstau vermindert jedoch potenzielle Erosionszonen und schafft Sedimentationsbereiche für die Partikel (weitere Erläuterungen s.u.). Hierdurch werden nach einem Maximum nach Beginn der Wasserannahme (Tabelle 6) überproportionale Verminderungen sowohl der Konzentrationen (Abbildung 95) als auch der Frachten (Abbildung 96) im Laufe der Zeit prognostiziert.

Die nach den Modellprognosen künftig zur Sicherung des -600 mNN-Niveaus erforderliche Wasserhebung am Standort Zollverein liegt heute zwischen einer Sulfat-Provinz im Süden (Amalie, Carolinenglück, Zollverein-Süd) und einer Barium-Provinz im Norden (Emschermulde). Daher wurden die Zustromverhältnisse zur Wasserhaltung detailliert betrachtet, um die Sensitivität des Konzeptes gegenüber Ausfällungen und Inkrustationen zu überprüfen. In Übereinstimmung mit bereits vorliegenden Untersuchungen unter allerdings etwas anderen Rahmenbedingungen /15/ weist das Modell einen Sulfatüberschuss im gehobenen Grubenwasser aus. Langfristig ist jedoch damit zu rechnen, dass bei der berechneten Verteilung von untertägigem und übertägigen Abstrom nach Westen bariumhaltiges Wasser aus der Emschermulde in die Wasserhaltung Zollverein gezogen wird. Es erscheint somit auch in Anbetracht der komplexen Fließwege im Bereich Zollverein nicht sicher, dass Reaktion und Ausfällung vor Erreichen der Pumpen vollständig abgeschlossen sind. Die in der Wasserhaltung getroffenen baulichen Maßnahmen, die über einen zusätzlichen Damm mit Rohrleitung in Richtung Stinnesdamm eine separate Hebung der salzreicheren/schwereren Wässer aus dem Norden ermöglichen, entsprechen daher der sensiblen Zuflusssituation im Fall eines künftigen bariumhaltigen Zuflusses durch den Stinnesdamm.

Ein Schwerpunkt dieses Gutachtens ist die Auswirkung der geplanten Stilllegung der heutigen Wasserhaltungen und des damit verbundenen Wasseranstiegs auf die in den Bergwerken verbliebenen PCB-haltigen Betriebsstoffe, weshalb die stofflichen Zusammenhänge und deren Modellumsetzung auch ausführlich beschrieben wurden. Das ahu-Gutachten (hier vor allem Teil 1 Detailbericht 6: Risikoanalyse PCB und weitere organische Stoffe) liefert hierzu allgemeine Aussagen zu den Auswirkungen des Wasseranstiegs auf die Mobilisation von PCB sowie eine entsprechende Bewertung für den Standort Haus Aden. Demnach ist „ein höherer Grubenwasserstand grundsätzlich geeignet, den partikelgebundenen und auch den gelösten PCB-Austrag zu reduzieren“.

Auch im Einzugsgebiet der künftigen Wasserhaltung Lohberg hat Bergbau über das ganze 20. Jahrhundert stattgefunden und dementsprechend wurden auch dort nahezu flächendeckend schwer entflammbare Hydrauliköle mit PCB bzw. PCB-Ersatzstoffen (PCDM) eingesetzt. Auf der Grundlage der von ahu vorgeschlagenen Methodik wurde daher die Gültigkeit der o.g. Einschätzung für den Anstieg des Grubenwassers in der Wasserprovinz Lohberg überprüft, wenn sich die Wasserspiegel in der Wasserprovinz entsprechend dem auf Lohberg bei -630 mNN gehaltenen Pumpniveau bzw. unterstützt durch eine Sicherungswasserhaltung am Standort Zollverein bei -600 mNN einstellen.

Dem Bewertungskonzept liegt zugrunde, dass die im PCB-Einsatzzeitraum betriebenen Bauhöhen und deren Lage in der Fläche sowie im Niveau den Indikator zur örtlichen Einordnung des Stoffeinsatzes in den Strebbetrieben sowie den angeschlossenen Strecken bilden. Die Intensität des Stoffeinsatzes bzw. proportional dazu des Stoffverlustes bemisst sich über die Abbauflächen in den jeweiligen Zeitscheiben. Das so identifizierte Stoffpotenzial kann in den aktuell noch nicht eingestauten Abbaubereichen durch dort fließendes Wasser entsprechend des Konzeptes zur partikelgebundenen PCB-Freisetzung prinzipiell mobilisiert und verfrachtet werden. Inwiefern dies geschieht, hängt im Detail davon ab, ob in den entsprechenden Bereichen Wasserzutritte existieren und wie diese abfließen. Die Erfahrung (Monitoring) hat jedoch gezeigt, dass, wo ein solches Potenzial existiert, auch Mobilisationen auftreten.

Werden diese Grubenbaue überstaut, endet die partikuläre PCB-Mobilisation, da turbulentes Fließen, das für die Loslösung von Feststoffpartikeln von PCB/PCDM-belasteten Sohlbereichen erforderlich ist, nicht mehr stattfindet. Im Gegenteil werden in den nun wassererfüllten Grubenbauen bei laminar langsamer Strömung die Möglichkeiten für eine Sedimentation von Partikeln erhöht. Höhere Wasserstände bewirken somit durch Veränderung der Strömungsverhältnisse in den Strecken eine Minderung

des PCB -Mobilisationspotenzials. Im Falle des vollständigen Überstaus dieser PCB-Potenzialbereiche kommt die partikuläre Mobilisation dieser Stoffe vollständig zum Erliegen. Das Boxmodell beschreibt in Ergänzung zu der qualitativen Methodik des ahu-Gutachtens die beobachteten und erwarteten Wechselwirkungen von Wasser, Feststoff und PCB quantitativ.

Neben den bislang beschriebenen partikulär gebundenen PCB sind auch im Wasser gelöst vorliegende PCB-Anteile grundsätzlich zu erwarten. Ein hoher Anteil von PCB-freien Abbauflächen kann zur Fixierung von gelösten PCB-Anteilen beim Wasserabfluss durch die eingestauten Baufelder beitragen (ahu-Gutachten). Dieses Verhältnis **PCB-Flächen/Nicht-PCB-Flächen** fällt nach Wasseranstieg mit **1 : 2,4** für den Untersuchungsraum besser aus als in der zuvor diesbezüglich von ahu bewerteten Wasserprovinz Ost (**1 : 2,0**). Bereits ein solcher Überschuss PCB-freier Abbauflächen wurde von ahu bereits als günstig eingeschätzt. Auch für alle Teilbereiche des Untersuchungsraumes (ehemalige Wasserprovinzen) wird dieses Flächenverhältnis gegenüber dem heutigen Zustand verbessert.

Über die Prognosen der Wasserhebungen hinaus wurden in diesem Bericht auch die Entwicklungen an den Wasserübertritten aus den heutigen Wasserprovinzen berechnet und dargestellt. Damit lassen sich die Veränderungen der Stoffausträge gegenüber der heutigen, zumindest für die randlichen Zonen (AV/Lippe, Amalie, Carolinenglück, Zollverein-Süd), quantifizieren und bewerten.

In entsprechender Form ist dies auch für das Bergwerk Prosper-Haniel der Fall, für das aufgrund der Lage im Wasserweg von der Emschermulde nach Lohberg sowie fehlender künftiger Wasserhaltung keine isolierte Bewertung der Wasseranstiegseffekte möglich ist. Die bisherigen Modellrechnungen /9/ betrachten lediglich einen Zwischenwasseranstieg bis zur 6. Sohle. Der Wasseranstieg bis -630 mNN wurde nur auf Basis der Standortbedingungen bewertet /10/. Unter Berücksichtigung der nunmehr vorliegenden Daten zu An- und Abstrom des Bergwerkes im Fließweg nach Westen lässt sich der stoffliche Beitrag des Bergwerkes quantifizieren und mit dem heutigen Zustand vergleichen. Auch für das Bergwerk Prosper-Haniel resultiert aus dem Wasseranstieg eine Verbesserung der Stoffaustragssituation. Zeitlich limitierte Erhöhungen durch Mobilisation natürlicher Oxidationsprodukte fallen moderat aus und für die umweltsensitiven PCB stellt Prosper-Haniel sogar eine Stoffsenke dar.

## 8 Fazit

Die geplante Wasserprovinz Lohberg umfasst das zentrale Ruhrgebiet von der Ruhr bis zur Lippe und spiegelt somit mehr als 200 Jahre Bergbaugeschichte wider. Dieses heterogene Gebilde mit mehr als 500 Mio.m<sup>3</sup> Resthohlraumvolumen, zahlreichen Verbindungen zwischen den verschiedenen Bergwerken und Wasserzuflüssen wird in seinen wesentlichen Wirkungszusammenhängen mit dem Boxmodell abgebildet, um die Auswirkungen des geplanten Wasseranstiegs quantitativ zu beschreiben.

Die Modellberechnungen basieren auf variablen Wassermengen, Stoffquellen und Stoffsenken, die je nach chemisch-physikalischen Eigenschaften der einzelnen Komponenten auf Basis von Mischungsvorgängen und chemischen Reaktionen berechnet werden. Für den geplanten Wasseranstieg ergibt sich so eine langfristige Verminderung der Stoffausträge. Dies gilt sowohl für die heute noch isoliert betriebenen Einzelwasserhaltungen als auch für die Gesamtregion und für das gesamte Stoffspektrum von Salzen über Oxidationsprodukte bis zu PCB. Nur sehr vereinzelt (z.B. Sulfat, Eisen) wird prognostiziert, dass zeitweise der künftige Stoffaustrag höher ist als zu Zeiten des aktiven Bergbaus. Für diese Pyritoxidationsprodukte ist dies auch zu erwarten und normal. Mittel- und langfristig sinken aber auch diese Stofffrachten unter das Ausgangsniveau. Für die im Grubenwasser primär gelösten Salze aber auch für die anthropogen bedingt in den Bergwerken verbliebenen PCB ist der positive Effekt durch Rückzug aus den Bergwerken und anschließendem Wasseranstieg kurz- wie auch langfristig gegeben.

Eine wesentliche Grundlage für diese Prognose sind die mit dem Wasseranstieg verbundenen Verminderungen der Wasserzuflüsse. Dies vermindert über verschiedene Wirkmechanismen das Mobilisations-, Transport- und Austragspotenzial des zu hebenden Grubenwassers. Die im Boxmodell berücksichtigte Verminderung der Zuflussmengen durch höhere Wasserstände wird auch von ahu sowie im Abschlussbericht der G.E.O.S. Ingenieurgesellschaft mbH "Überprüfung der Aussagen zur Entwicklung der Mineralisation der Grubenwässer im Zuge des Grubenwasseranstieges im nordrheinwestfälischen Steinkohlerevier im Bereich des ehemaligen Bergwerks Ost" bestätigt.

Insgesamt ist festzustellen, dass sich die verschiedenen Bewertungsansätze zur Beschreibung der potenziellen Veränderungen im Grubenwasserhaushalt vor, während und nach einem Wasseranstieg bestätigen. Ein Wasseranstieg wird die Situation auch hinsichtlich des PCB-Austrags verbes-

sern. Bezüglich der im ahu-Gutachten genannten Kriterien für den partikelgebundenen und auch den gelösten PCB/PCDM-Austrag ist das Ergebnis eines Wasseranstiegs wie folgt zusammenzufassen:

1. Verminderung des Mobilisationspotenzials

Bauhöhen aus dem PCB-Einsatzzeitraum werden zu einem großen Anteil überstaut.

2. Verminderung der gehobenen Wassermengen

Die Grubenwassermenge verringert sich von mehr als 60 m<sup>3</sup>/min auf 46,5 m<sup>3</sup>/min. Dies entspricht einer Minderung um ca. 25 %, was eine deutliche Einschränkung des potenziellen Stoffaustrages bedeutet.

3. Verhältnis von Abbaubereichen aus der PCB-Einsatzzeit / außerhalb der PCB-Einsatzzeit

Sowohl im gesamten Einstaubereich wie auch vor allem im für den Stoffaustrag relevanten höheren Teil der Bergbauregion existiert eine Dominanz der Abbaufächen, die außerhalb des PCB-Einsatzzeitraumes aufgeföhren wurden. Diese Verhältnisse haben positive Auswirkungen auf den Austrag gelöster PCB. Die im Untersuchungsgebiet vorliegenden Verhältnisse sind auch im Vergleich zu anderen untersuchten Standorten als günstig einzuordnen.

Der Wasseranstieg hat daher grundsätzlich einen positiven und dauerhaft vermindernden Einfluss auf die zu hebenden Wassermengen und die ausgetragenen Stofffrachten.

