

**GUTACHTEN ZUR PRÜFUNG MÖGLICHER UMWELTAUSWIRKUNGEN
DES EINSATZES VON ABFALL- UND RESTSTOFFEN ZUR BRUCH-HOHL-
RAUM-VERFÜLLUNG IN STEINKOHLENBERGWERKEN IN
NORDRHEIN-WESTFALEN, TEIL 2**

Endbericht

Abgabe September 2018

Auftraggeber:

Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen

(früher: Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen)

Ministerium für Wirtschaft, Innovation, Digitalisierung und Energie des Landes Nordrhein-Westfalen

(früher: Ministerium für Wirtschaft, Energie, Industrie, Mittelstand und Handwerk des Landes Nordrhein-Westfalen)

Auftragnehmer:

ahu AG Wasser · Boden · Geomatik, Aachen

in Zusammenarbeit mit:

† Prof. Dr. van Berk (verstorben im Juli 2018)
(TU Clausthal, Abtlg. Hydrogeologie)

delta h Ingenieurgesellschaft mbH, Witten (Prof. Dr. König)

LEK Lehrstuhl für Geologie, Geochemie und Lagerstätten des Erdöls und der Kohle,
RWTH Aachen University (Prof. Dr. Schwarzbauer)

LFH Lehr- und Forschungsgebiet Hydrogeologie, RWTH Aachen University (Prof. Dr. Rüde)

IFM Lehrstuhl und Institut für Markscheidewesen, Bergschadenkunde und Geophysik im Bergbau,
RWTH Aachen University (Prof. Dr. Preuße)

Auftragsdatum: 16.07.2015

INHALT

GLOSSAR UND ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS	XI
1 Einleitung	17
1.1 Anlass und Aufgabenstellung	17
1.2 Projektteam und Aufbau des Gutachtens	20
2 Datengrundlagen	22
2.1 Ausgewertete Unterlagen	22
2.2 Termine	22
2.3 Projektbegleitende Arbeitskreise	23
2.4 Dokumentation	24
Teil A: Beschreibung der Grundlagen	25
1 Geschichte der Bergwerke Hugo Consolidation und Walsum	26
1.1 Bergwerk Hugo Consolidation	26
1.2 Bergwerk Walsum	28
1.2.1 Binsheimer Feld	30
1.2.2 Walsumer Horst-Altfield	31
2 hydraulische Untertageverbringung von Abfall- und Reststoffen	32
2.1 Anlass	32
2.2 Geeignete Abfall- und Reststoffe für den hydraulischen Nachversatz	32
2.2.1 Hydraulische Verbringung nach dem Prinzip des vollständigen Einschlusses	33
2.2.2 Hydraulische Verbringung nach dem Prinzip der Immissionsneutralität	33
2.3 Entwicklung der technischen Machbarkeit der hydraulischen Verbringung von Abfall- und Reststoffen	35
2.4 Untertägige Einsatzbereiche der immissionsneutralen Reststoffe	39
2.5 Geeignete Reststoffe zur immissionsneutralen Untertageverbringung	40
2.6 Datengrundlage und heutige Dokumentation	45
2.6.1 Dokumentation bei der BR Arnsberg	45
2.6.2 Dokumentation bei der RAG	47
2.7 Bergwerke mit immissionsneutraler Verbringung	48
2.7.1 Haus Aden/Monopol	52
2.7.2 Hugo Consolidation	52
2.7.3 Walsum	52

	2.7.4	Emil Mayrisch	52
	2.7.5	Ewald/Schlägel & Eisen	53
	2.7.6	Friedrich Heinrich	54
	2.7.7	Fürst Leopold/Wulfen	54
	2.7.8	Auguste Victoria	54
	2.7.9	Blumenthal Haard	54
	2.7.10	Lippe	54
	2.7.11	Lohberg/Osterfeld	54
3		Verbringung der Abfall- und Reststoffe gemäss dem Prinzip des vollständigen Einschlusses bei der BHV	55
	3.1	BW Hugo Consolidation	55
	3.1.1	Bruchhohlraumverfüllung BW Hugo Consolidation	55
	3.2	BW Walsum	60
	3.2.1	Bruchhohlraumverfüllung Binsheimer Feld	60
	3.2.2	Bruchhohlraumverfüllung Walsumer Horst-Altfield	62
4		Genehmigungsmanagement bei den Versatzmaßnahmen Untertageverbringung	63
	4.1	BW Hugo Consolidation	63
	4.1.1	Ablauf des Zulassungsverfahrens, Prüfung der Einhaltung der in der Machbarkeitsstudie geforderten Voraussetzungen für eine umweltverträgliche Untertageverbringung gefährlicher Abfälle	63
	4.1.2	Begleitende Prüfung durch den Arbeitskreis	64
	4.2	BW Walsum	69
	4.2.1	Ablauf des Zulassungsverfahrens, Prüfung der Einhaltung der in der Machbarkeitsstudie geforderten Voraussetzungen für eine umweltverträgliche Untertageverbringung gefährlicher Abfälle	69
	4.2.2	Begleitende Prüfung durch den Arbeitskreis	70
		Teil B: Aktuelle und zukünftige Gefährdungen insbesondere des Grund- und Oberflächenwassers im Einzugsbereich der Steinkohlenbergwerke	72
1		Aufbau der Risikoanalyse	73
	1.1	Risikoanalyse BHV	73
	1.2	Risikoanalyse der immissionsneutralen Reststoffe	74
	1.3	Risikoanalyse PCB	75

B 1:	Risikoanalyse Bruchhohlraumverfüllung	76
2	Schutzgüter und Beurteilungsgrundlagen bei der Risikoanalyse	77
2.1	Vollständiger Einschluss	77
2.2	Immissionsneutrale Verbringung	78
2.2.1	Beurteilungsgrundlage Tiefengrundwasser	78
2.2.2	Beurteilungsgrundlage Festsubstanz im Ruhrrevier und Aachen-Erkenlenzer Revier	80
3	Hydrogeologisch-hydrogeochemisches System beim BW Hugo Consolidation und BW Walsum	81
3.1	Aufbau und Grundwassernutzung in den quartären Grundwasserleitern	81
3.1.1	BW Hugo Consolidation	81
3.1.2	BW Walsum	81
3.2	Deckgebirge	82
3.3	Grundgebirge	83
3.3.1	BW Hugo Consolidation	83
3.3.2	BW Walsum	84
3.4	Tiefengrundwasser	84
3.5	Hydrogeologisches Fließsystem	85
4	Grubenwasserkonzept BW Hugo Consolidation und BW Walsum	86
4.1	BW Hugo Consolidation	87
4.2	BW Walsum	88
5	Gefährdungspotentiale der Stoffe	89
5.1	Gefährdungspotential anorganische Schadstoffe in der BHV BW Walsum	91
5.2	Gefährdungspotential anorganische Schadstoffe in der BHV BW Hugo Consolidation	93
5.3	Gefährdungspotential der immissionsneutralen Reststoffe	94
5.4	Verfestigung der BHV im BW Hugo Consolidation und BW Walsum	94
5.5	Gefährdungspotential organischer Schadstoffe in der BHV	95
5.5.1	Datenlage und Vorgehen bei den PCDD/F und den Polzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen	95
5.5.2	Gefährdungspotential PCDD/F	95
5.5.3	Gefährdungspotential PAK	96
6	Freisetzungspotential anorganische Inhaltsstoffe aus der BHV	97
6.1	Umfang und Art der Untersuchungen	97

6.2	Vergleich der 1D PHREEQC-Modellierung mit der 3D-PHAST-Modellierung	98
6.2.1	Ergebnisse aus Teil 1	98
6.2.2	Modellierung des reaktiven Stofftransports (3D-PHAST) innerhalb der BHV	100
6.2.3	Ergebnisse des Modellvergleichs	102
6.2.4	Reaktiver Transport auf dem Fließweg zum Röhrensystem	103
6.2.5	Berücksichtigung weiterer mineralischer Stoffe	107
6.3	Zusammenfassung Freisetzungspotential aus der BHV	108
6.3.1	Bedeutung für die Konzentration in der ZWH Haus Aden	109
7	Freisetzungspotential organischer Stoffe aus der BHV	110
7.1	Freisetzungspotential PCDD/F	110
7.2	Freisetzungspotential PAK	110
8	Ausbreitungspotential organische Schadstoffe	111
8.1	Ausbreitungspotential PCDD/F	111
8.2	Ausbreitungspotential PAK	111
9	Ausbreitungspotential anorganischer Schadstoffe aus der BHV	112
9.1	Transportmechanismen anorganischer Schadstoffe	112
9.2	Phasen der Flutung und Ausbreitung	112
9.3	Modellierung der vier Szenarios	113
9.3.1	Langzeitbetrachtung	113
9.3.2	Sorption	116
9.4	Röhrensystem mit geringerer Durchlässigkeit	118
9.5	Grundwasserfließsystem nach Einstellung der ZWH und bei höheren Grundwasserständen	119
9.5.1	Fragestellung	119
9.5.2	Grundstrukturen des zukünftigen Grundwasserfließsystems	120
9.5.3	Ergebnisse	121
10	Aktuelle und zukünftige Risiken durch die BHV in den BW Hugo Consolidation und BW Walsum	124
10.1	Übertragungsmatrix der Risikoeinschätzung aus Teil 1 auf die BW Hugo Consolidation und BW Walsum	124
10.2	Bewertung der Übertragbarkeit	129
10.3	Derzeitige und zukünftige Risiken durch die anorganischen Stoffe in der BHV	129

10.3.1	Gefährdungspotential der anorganischen Stoffe in den BHV	129
10.3.2	Freisetzungspotential in den BHV	130
10.3.3	Ausbreitungspotential in den BHV	131
10.3.4	Derzeitige und zukünftige Risiken durch die anorganischen Stoffe in der BHV	132
10.4	Derzeitige und zukünftige Risiken durch die immissionsneutralen Reststoffe	133
10.4.2	Derzeitige und zukünftige Risiken durch Dioxine und PAK	136
11	Auswirkungen an der Tagesoberfläche: neuere Ergebnisse zu den Einleitungen in den Kuhbach	137
B 2: Risikoanalyse PCB		138
12	Gefährdungspotential PCB	139
12.1	PCB-Verteilung unter Tage	139
12.1.1	Ergebnisse der Recherchen	140
13	Ausbreitungspotential PCB	143
13.1	Überprüfung der Wirkungszusammenhänge aus Teil 1 des Gutachtens	143
13.1.1	Wirkungszusammenhang 1	143
13.1.2	Wirkungszusammenhang 2	143
13.1.3	Wirkungszusammenhang 3	146
13.2	Gelöster Anteil PCB im Grubenwasser	151
13.2.1	Ziele der 100 L-Wasserproben	152
13.2.2	Ergebnisse der 100 L-Wasserproben	155
14	Empfehlungen zum weiteren Vorgehen und zum Monitoring	162
14.1	Anorganische Schadstoffe	162
14.1.1	Handlungsbedarf	162
14.1.2	Monitoring	162
14.2	PCB	163
14.2.1	Handlungsbedarf	163
14.2.2	Monitoring	163

ABBILDUNGEN:

Abb. 1:	Überblick über die verbrachten Massen gemäß den Prinzipien „vollständiger Einschluss“ und „Immissionsneutralität“ in den Betriebsbereichen der Bergwerke im Ruhrgebiet	19
Abb. 2:	Aufbau und Inhalt des Gutachtens Teil 2	20
Abb. 3:	Struktur der Projekthomepage	24
Abb. 4:	Übersichtsdarstellung der Verbringungsgebiete (gelb) mit Standort Zentralschacht Consolidation 3/4/9 und der Feldesgrenzen (rot) des BW Hugo Consolidation	27
Abb. 5:	Übersichtsdarstellung der Verbringungsgebiete (gelb) mit Standort der Schächte Walsum 1 (Schacht Franz Lenze) und Schacht 2 (Schacht Wilhelm Roelen) und der Feldgrenzen (rot) des BW Walsum	29
Abb. 6:	Schema der Bruchhohlraumverfüllung auf dem BW Hugo Consolidation über Bohrlöcher von der Kopfstrecke aus in den Alten Mann	38
Abb. 7:	Beispiel für die Nachforderung zum Nachweis der Immissionsneutralität	42
Abb. 8:	Dokumentation der verbrachten Abfälle in der Zuständigkeit des LOBA	46
Abb. 9:	Summarische Zusammenfassung der Verwertung bergbaufremder Reststoffe	46
Abb. 10:	Beispiel für die Erfassung durch die RAG	47
Abb. 11:	Schnitt durch die Flöze mit eingebrachten Abfall- und Reststoffe gemäß dem Prinzip des vollständigen Einschlusses des BW Hugo Consolidation	56
Abb. 12:	Lage der Abbaue mit BHV im Flöz Ernestine des BW Hugo Consolidation	57
Abb. 13:	Lage der Abbaue mit BHV in den Flözen Karl 1, Röttgersbank/Wilhelm 2 und Dickebank 1/2 des BW Hugo Consolidation	58
Abb. 14:	Auszug aus dem Abschlussbericht zum großtechnischen Versuch der Verbringung über Bohrlöcher im Baufeld Pluto, Flöz Ernestine 143	59
Abb. 15:	BHV im Binsheimer Feld Flöz Anna im BW Walsum	60
Abb. 16:	BHV im Binsheimer Feld im Flöz Hermann/Gustav im BW Walsum	61

Abb. 17:	BHV im Walsumer Horst-Altfield im BW Walsum	62
Abb. 18:	Grundsätzliche Vorgehensweise bei der Risikoanalyse in Teil 1 und Teil 2	73
Abb. 19:	Lage der festgesetzten Schutzgebiete der WG Voerde der WW Dinslaken GmbH und linksrheinisch die WG Binsheimer Feld des Wasserverbundes Niederrhein GmbH (WVN) in gelb (Schutzzone III), grün (Schutzzone II) und rot (Schutzzone I) aus http://www.umweltportal.nrw.de und im Überblick die Abbaufelder Walsumer Horst-Altfield und Binsheimer Feld	82
Abb. 20:	Wasserhaltung	86
Abb. 21:	Sechs Standorte der zentralen Wasserhaltung nach Umsetzung des Grubenwasserkonzeptes im Ruhrgebiet mit den Wasserprovinzen und Stand des Grubenwassers (rot) in 2017	87
Abb. 22:	Wasserniveaus in der Wasserprovinz Walsum-West	88
Abb. 23:	Gesamtübersicht über die verbrachten Mengen gemäß dem Prinzip des vollständigen Einschlusses	89
Abb. 24:	Histogramm der Zink-Konzentrationen in mg kg ⁻¹ (i. Tr.) der HMVA-Rückstände (BW Walsum); die auffällige Probe „30-V-93“ ist rot umkreist.	92
Abb. 25:	Aus Teil 1: Entwicklung der pH-Werte sowie der Zink- und Bleikonzentrationen in den Porenwässern vor dem Austritt aus der BHV, in Abhängigkeit von der Anzahl der PWA (oben) und der Zeit (unten, mittlerer PWA = 34 Jahre)	99
Abb. 26:	Entwicklung der Zinkkonzentration in der BHV nach 18 PWA (ca. 625 Jahre oben) und nach 24 PWA (ca. 815 Jahre unten) Jahren beim Austritt aus der BHV (Quellterm)	101
Abb. 27:	Entwicklung der Bleikonzentration in der BHV nach 401 PWA (ca. 13.660 Jahre oben) und nach 423 PWA (ca. 14.385 Jahren unten) beim Austritt aus der BHV (Quellterm)	102
Abb. 28:	Zinkkonzentration im PHAST-Säulenmodell in der BHV und dem Abstrom bis zum Röhrensystem für verschiedene PWA. Die Farbskala der Zinkkonzentrationen reicht von 0,05 mg/kgw bis zu 37,5 mg/kgw. Die ersten 15 Zellen (rote Linie) am linken Rand stellen die BHV dar. Die Durchströmung erfolgt vom linken zum rechten Modellrand.	105
Abb. 29:	Bleikonzentration im PHAST-Säulenmodell in der BHV und dem Abstrom bis zum Röhrensystem für verschiedene PWA. Die Farbskala der Bleikonzentrationen reicht von 0,05 mg/kgw bis zu 30,6 mg/kgw. Die ersten 15 Zellen am linken Rand stellen die BHV dar (rote Linie). Die Durchströmung erfolgt vom linken zum rechten Modellrand.	107

Abb. 30: Erhöhungen der Zink- und Bleikonzentrationen in der Zentralen Wasserhaltung Haus Aden durch freigesetzte Schwermetalle aus der BHV	109
Abb. 31: Übersicht der BHV-Teilbereiche	114
Abb. 32: Instationäre Stofffreisetzung der BHV-Teilbereiche	115
Abb. 33: Bleigesamtfracht im Zustrom der zentralen Wasserhaltung	115
Abb. 34: Konzentrationsganglinie im Zustrom der zentralen Wasserhaltung	117
Abb. 35: Vergleich der Parametervariation mit den Ergebnissen der hydrogeochemischen Berechnung aus dem Detailbericht 4	118
Abb. 36: Tracer-Fracht der Leakage-Variation	119
Abb. 37: Potentialverteilung (blau) und Bahnlinien (grün) in der Höhe der BHV-Bereiche (rot) ohne Grubenwasserhaltung. Die Lage der Vertikalschnitte (Abb. 38 und Abb. 39) ist als magentafarbene Linie dargestellt.	122
Abb. 38: Vertikalschnitt mit Potenzialverteilung sowie Bahnlinien und Fließzeiten ausgehend von der BHV bis in das Deckgebirge (Lippe) ohne Grubenwasserhaltung	122
Abb. 39: Vertikalschnitt mit Potenzial- und Konzentrationsverteilung bei kontinuierlichem Stoffaustrag (Tracer) aus dem BHV-Bereich 1 bis in das Deckgebirge.	123
Abb. 40: Entfernungen: BHV – potentielle Fließwege im Röhrensystem im Walsumer Horst-Altfield	127
Abb. 41: Entwicklung des Grubenwasserchemismus	135
Abb. 42: Ausgangszustand der Grubenwasserstände und der Zusickeung	144
Abb. 43: Grubenwasseranstieg auf ca. -600 mNHN in den Grubenbauen	145
Abb. 44: Ferne Zukunft	146
Abb. 45: Flächenverteilung im BW Haus Aden	148
Abb. 46: Flächenverteilung im BW Auguste Victoria	149
Abb. 47: Ausgewertete BW der Ruhrprovinzen	150
Abb. 48: BW der Ruhrprovinzen	151
Abb. 49: Teileinzugsgebiete der Wasserprovinz Zollverein	154
Abb. 50: Vor-Ort Filtration Haus Aden am 30.08.2017	157

Abb. 51: Filter unbeladen (links) und nach ca. 12 L Wasserdurchsatz (rechts)	157
Abb. 52: Ionenspur 258 – PCB 28	158
Abb. 53: Ionenspur 292 – PCB 52	159
Abb. 54: Überblick über die Lotungsschächte	163

TABELLEN:

Tab. 1: Inhaltliche Schwerpunkte der Bearbeitung durch das Konsortium in den Detailberichten	21
Tab. 2: Termine	23
Tab. 3: Übersicht über die hydraulische Verbringung	36
Tab. 4: Orientierungswerte für die stoffliche Verwertung für die immissionsneutrale Untertageverbringung	41
Tab. 5: Beispiel für den Verfahrensablauf zur Erweiterung der Stoffliste zur untertägigen Verbringung auf dem BW Walsum	43
Tab. 6: Erweiterung des Stoffkatalogs im BW Walsum	44
Tab. 7: Übersicht über die BW mit Verbringung bergbaufremder Reststoffe gemäß dem Prinzip der Immissionsneutralität	50
Tab. 8: Zusammensetzung der verbrachten immissionsneutralen Reststoffe im BW Emil Mayrisch	53
Tab. 9: Sitzungen des Arbeitskreises zum BW Hugo Consolidation	65
Tab. 11: Vergleich der Massenangaben zu „besonders überwachungsbedürftigen Abfällen im vollständigen Einschluss“ MWEIMH & MKULNV (2013) und der hier bzw. im Teil 1 des Gutachtens ermittelten Massen auf Grundlage der Abschlussberichte	90
Tab. 12: Mittlere Blei-, Cadmium- und Zink-Konzentration der HMVA-Rückstände in mg kg ⁻¹ (i. Tr.) für das Bergwerk Walsum	91
Tab. 13: Blei-, Cadmium- und Zinkmasse der verbrachten HMVA-Rückstände in t für das Bergwerk Walsum	93
Tab. 14: Mittlere Blei-, Cadmium- und Zink-Konzentration der HMVA-Rückstände in mg kg ⁻¹ (i. Tr.) für das Bergwerk Hugo Consolidation	93
Tab. 15: Blei-, Cadmium- und Zinkmasse der verbrachten HMVA-Rückstände in t für das Bergwerk Hugo Consolidation	94

Tab. 16: Abschätzung der PCDD/F und der abgeleiteten TEQ 2,3,7,8-Dioxin	96
Tab. 17: Sorptionsparameter	116
Tab. 18: Szenario 2 Mengenbilanzen bei geringeren Durchlässigkeiten des Röhrensystems	119
Tab. 19: Randbedingungen für die Übertragbarkeit der Risikoabschätzung für die BHV gemäß dem Prinzip des vollständigen Einschlusses	125
Tab. 20: Relevante Entfernungen BHV – potentielle Fließwege im Röhrensystem	127
Tab. 21: Geologischer Aufbau der Verbringungsgebiete und des Deckgebirges	128
Tab. 22: Überblick über die Gefährdungspotentiale	129
Tab. 23: Übersicht der untersuchten Bergwerke, Risse und Fundstellen möglicher PCB-Punktquellen	142
Tab. 24: Übersicht über die Ergebnisse der 100 L-Wasserproben aus den BW Haus Aden und BW Zollverein	155

DOKUMENTATION:

Dok. 1: Literaturverzeichnis Gutachten

GLOSSAR UND ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

Alter Mann

Verlassener bergmännischer Grubenbau, z. B. im Bruchbauverfahren ausgekohelter Raum, der nach dem Entfernen des Strebausbaus sehr schnell durch das nachbrechende Gebirge verstrützt. Durch den Gebirgsdruck wird das anfangs noch lose Bruchhaufwerk schnell kompaktiert und verdichtet. Die Gebirgsdurchlässigkeit wird von GRS (1998) mit 10^{-8} m/s angegeben und liegt damit in der Größenordnung des umgebenden Gebirges.

BA

Bergamt

Bauhöhe

Zum Abbau durch einen einzelnen Streb vorgesehener Teil eines Flözes. Die Bauhöhen werden in der Regel nach den abgebauten Flözen benannt, z. B. Gb1 = Bauhöhe 1 im Flöz Grimberg.

Bestimmungsgrenze

Die Bestimmungsgrenze ist die kleinste Konzentration eines Analyten, die quantitativ mit einer festgelegten Präzision bestimmt werden kann. Erst oberhalb der Bestimmungsgrenze werden quantitative Analysenergebnisse angegeben. Die Bestimmungsgrenze hat immer eine höhere Genauigkeit als die Nachweisgrenze. Grob genähert entspricht die Bestimmungsgrenze dann dem dreifachen Wert der Nachweisgrenze.

Betriebsstörungen, besondere Vorkommnisse

Gemäß der bergrechtlichen Zulassung für die Bruchhohlraumverfüllung waren dem Bergamt Erkenntnisse und Ereignisse im Zusammenhang mit dem Betrieb der Reststoffverwertungsanlage, die den Umweltschutz, den Arbeits- und Gesundheitsschutz oder die Grubensicherheit berührten, unverzüglich zu melden.

BHV – Bruchhohlraumverfüllung

Aus bergtechnischen und/oder bergsicherheitlichen Gründen durchgeführtes hydraulisches Nachversetzen der beim Bruchbau im Bruchhaufwerk vorhandenen Hohlräume. Die **Verfüllung** erfolgte mit Mischungen von **Reststoffen** (Begriff gemäß AbfG 1986), ggf. **Zuschlagstoffen** (z. B. Portlandzement) und Wasser, so dass der Versatzstoff eine pastöse, pumpfähige Konsistenz hatte. Die erfolgte zunächst nach Maßgabe der Machbarkeitsstudie (Jäger et al. 1990) und später nach Maßgabe der vom Länderausschuss Bergbau herausgegebenen technischen Regeln für die Verwertung bergbaufremder Abfälle (LAB 1994, LAB 1996). Mit dem Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG) ab 1996 wurden die Reststoffe als **Abfälle** bezeichnet. Das Versatzgut (pastöse Mischung) wurde durch Pumpenenergie sowie mit Hilfe der Schwerkraft in die Bruchhohlräume verpresst.

Blindschacht

Ein Blindschacht ist ein vertikaler Grubenbau und dient der Verbindung von Sohlen eines untertägigen Bergwerkes sowie dem Zugang zum Flöz; ein Blindschacht reicht nicht bis zur Erdoberfläche.

BR

Bezirksregierung

Bruchbau

Planmäßiges, dem Abbaufortschritt folgendes Zubruchwerfen der Dachsichten, wodurch den Gebirgsschichten oberhalb der entstandenen Bruchzone ein neues Auflager gegeben wird; im Bruchhaufwerk vorhandene Hohlräume werden durch den Überlagerungsdruck des Gebirges allmählich und fast vollständig wieder verschlossen (s. Alter Mann).

BW

Bergwerk

CSH-Phasen

Calciumsilikathydrate: Diese Mineralphasen entstehen bei der Aushärtung von Zementen.

EBV

Eschweiler Bergwerksverein

Flotationsberge/Flotationsschlämme/Feinberge

Beim letzten Schritt der Steinkohlenaufbereitung absedimentierte, feinstkörnige, taube (kohlefreie) Gesteine. Es handelt sich in der Regel um stichfeste, aber nicht standfeste Schlämme.

GOK

Geländeoberkante

HMVA

Hausmüllverbrennungsanlage

IAB

Industrieabfallbehandlungsanlage

IFM

Lehrstuhl und Institut für Markscheidewesen, Bergschadenkunde und Geophysik im Bergbau, RWTH Aachen University (Prof. Dr. Preuße).

Immissionsneutralität (Prinzip der)

Bei den Flugaschen und -stäube aus kohlegefeuerten Kraftwerken, war die Grundannahme, dass diese Reststoffe keine grundsätzlich andere chemische Zusammensetzung und damit kein anderes Gefährdungspotential haben als das umgebende Gebirge, aus dem die Kohlen stammen.

Kopfstrecke

Ein Abbaubetrieb – der Streb – liegt zwischen einer Kopfstrecke, über die die Versorgung etc. läuft und einer Füllstrecke, über die die Kohlen abtransportiert werden.

Kongenere

Chemische Verbindungen, die durch ihren Ursprung oder ihre Struktur in enger Verbindung stehen.

LAB

Länderausschuss Bergbau

LEK

Lehrstuhl für Geologie, Geochemie und Lagerstätten des Erdöls und der Kohle, RWTH Aachen University (Prof. Dr. Schwarzbauer).

LFH

Lehr- und Forschungsgebiet Hydrogeologie, RWTH Aachen University (Prof. Dr. Rüde).

LOBA

Landesoberbergamt in Dortmund. Die Aufgaben des LOBA werden seit dem 01.01.2001 von der Bezirksregierung Arnsberg, Abt. Bergbau & Energie in NRW wahrgenommen.

LWA

Landesamt für Wasser und Abfall

MURL

Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft

Nachversatz

Dem abbaubedingten Zubruchgehen der Dachschichten nachfolgendes planmäßiges Verfüllen der im Bruchhaufwerk verbliebenen Hohlräume.

Nachweisgrenze

Die Nachweisgrenze bezeichnet den extremen Wert eines Messverfahrens, bis zu dem die Messgröße gerade noch zuverlässig nachgewiesen werden kann (Ja/Nein-Entscheidung), ohne dass eine Konzentration angegeben werden kann. Siehe auch Bestimmungsgrenze.

NHN

Normalhöhennull

NRW

Nordrhein-Westfalen

PWA – Porenwasseraustausch

Austausch des Wassers, das in den Gesteinsporen enthalten ist, durch nachdrängendes Grundwasser. Im Gutachten wird die Konzentration an gelösten Stoffen des letzten PWA innerhalb der BHV angegeben, also bevor das Porenwasser die BHV verlässt und in das umgebende Gebirge abfließt. Dies wird auch als **Quellterm** bezeichnet und ist die „Startkonzentration“ für die Ausbreitungsrechnungen mit dem Grundwassermodell.

PAK – Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe

Stoffgruppe organischer Verbindungen, die aus mindestens zwei verbundenen aromatischen Ringsystemen bestehen. PAK sind natürlicher Bestandteil von Kohle und Erdöl. Sie entstehen auch vielfach bei der unvollständigen Verbrennung von organischem Material oder durch petrogene Emissionen.

PCB – Polychlorierte Biphenyle

Die polychlorierten Biphenyle umfassen eine Gruppe von theoretisch 209 Kongeneren. Alle PCB basieren auf dem aromatischen Kohlenwasserstoff Biphenyl, bei dem chemisch ein bis zehn Wasserstoffatome durch Chloratome substituiert sind. PCB ist sehr schlecht wasserlöslich, die Löslichkeit nimmt mit zunehmendem Chlorierungsgrad ab. Aufgrund ihrer chemischen und physikalischen Eigenschaften (nicht brennbar, hoher Siedepunkt, hohe Viskosität, thermische Stabilität, chemische Resistenz) hatten PCB einen weit gefächerten Anwendungsbereich. Sie wurden bis in die 1980er Jahre vor allem in Transformatoren, elektrischen Kondensatoren, in Hydraulikanlagen als Hydraulikflüssigkeit sowie als Weichmacher in Lacken, Dichtungsmassen, Isoliermitteln und Kunststoffen verwendet. PCB gehören zu den zwölf als „dreckiges Dutzend“ bekannten organischen Giftstoffen. Sie wurden durch die Stockholmer Konvention im Jahre 2001 weltweit verboten. Die hohe Persistenz (hohe chemische Stabilität) in der Umwelt führt dazu, dass sich PCB anreichert. PCB ist kaum abbaubar; erst bei Temperaturen über 1.000 °C gelingt eine vollständige Verbrennung. Bei niedrigeren Temperaturen entstehen vor allem die hoch toxischen Furane und Dioxine.

PCDD/F – Polychlorierte Dibenzo-p-dioxine und -furane

Zusammenfassende Abkürzung für polychlorierte Dibenzo-p-dioxine (PCDD) und polychlorierte Dibenzofurane (PCDF). Das 2,3,7,8-Tetrachlordibenzodioxin ist die toxischste Einzelverbindung der Gruppe der PCDD/F und wird auch als „Seveso-Gift“ bezeichnet. Dioxin ist im allgemeinen Sprachgebrauch eine Sammelbezeichnung für chemisch ähnlich aufgebaute chlorhaltige Dioxine und Furane. Insgesamt besteht die Gruppe der Dioxine aus 75 polychlorierten Dibenzo-para-Dioxinen (PCDD) und 135 polychlorierten Dibenzofuranen (PCDF). Für die toxikologische Beurteilung der Dioxine sind zusätzlich die anderen 2,3,7,8-chlorierten Dioxine, beziehungsweise Furane relevant, die weitere Chloratome besitzen. Diese 17 Verbindungen (7 Dioxine, 10 Furane) werden für die Bewertung der Toxizität herangezogen und die toxische Wirkung als Toxizitätsäquivalent (TEQ) im Verhältnis zu der von 2,3,7,8-TCDD ausgedrückt (<http://www.umweltbundesamt.de/themen/chemikalien/dioxine>).

Quellterm

Siehe Porenwasseraustausch.

RAA

Rauchgas-Abwasserreinigungsanlage

RAA-Schlämme

Schlämme aus der Rauchgas-Abwasserreinigungsanlage

RAG

Ruhrkohle AG

Reststoffe

Abfälle zur Verwertung wie (Elektro-) Filterstäube aus der Hausmüllverbrennung (trockene Anlieferung in Silofahrzeugen), Gipse aus der Rauchgas-Abwasser-Aufbereitung (RAA-Schlämme), Gießereialsande etc. Die Filterstäube haben ein hohes Gefährdungspotential aufgrund hoher Schwermetall- und PCDD/F-Gehalte.

Schreitender Ausbau/Schreitausbau

Als Schreitausbau bezeichnet man alle Ausbaueinheiten (Kettenförderer und darauf arbeitende Kohlenhobel oder Walzenschrämlader), die sich mechanisch fortbewegen.

Streb

Meist 100 bis 300 m langer, bis zu ca. 6 m breiter und durch Schildausbau offengehaltener Gewinnungsraum zwischen zwei Abbaubegleitstrecken, der Kopfstrecke und der Füllstrecke, der quer zu seiner Längsrichtung vorrückt und in seiner Höhe der Flözmächtigkeit angepasst ist.

Strecke

Horizontaler oder leicht geneigter Grubenbau mit regelmäßigem Querschnitt; geneigte Strecken werden „Berg“ genannt (Flözberg, Gesteinsberg).

TCBT – Tetrachlorbenzyltoluole

Tetrachlorbenzyltoluole, PCB-Substitut, ehemals häufig unter dem Handelsnamen Ugilec 141 vertrieben.

TEQ/TEF

Toxizitätsäquivalent. Summenwert der Produkte aus kongenerspezifischen Toxizitätsäquivalenzfaktoren (TEQ/TEF) und kongenerspezifischer Konzentration zur Darstellung einer der 2,3,7,8-TCDD-äquivalenten Belastungen.

Umtrieb

Schachtnahe Strecken

Versatz

Verfüllen der Abbauhohlräume durch Eigen-/Selbstversatz (Bruchbau) oder durch zugeführten Fremdversatz.

Versatzgut

Material, mit dem die geschaffenen Abbauhohlräume bzw. bei Nachversatz die im Bruchhaufwerk verbliebenen Hohlräume verfüllt werden.

Versatzbereich

Bereich, in dem durch Bergbau geschaffene Hohlräume planmäßig verfüllt werden, wobei verschiedene Versatzverfahren zum Einsatz kommen können.

Vollständiger Einschluss (Prinzip des)

Das Prinzip des „vollständigen Einschlusses“ wird in LAB (1996) wie folgt definiert: „*Das Prinzip des vollständigen Einschlusses erfordert, dass die in dem Versatzmaterial enthaltenen Schadstoffe dauerhaft unter Tage eingeschlossen und auf diese Weise von der*

Biosphäre ferngehalten werden, so dass ihre Rückkehr zur Biosphäre nicht zu erwarten ist. Dies setzt voraus, dass sich eine möglichst vollständige Abschirmung des Versatzmaterials gegenüber dem Grundwasser (Lösungen und Laugen) erreichen lässt und ein Transport von Schadstoffen bis in die Biosphäre verhindert wird“.

WHO

Weltgesundheitsorganisation

ZW

Zentralwerkstatt

ZWH – Zentrale Wasserhaltung

1 EINLEITUNG

1.1 Anlass und Aufgabenstellung

Am 16.07.2015 wurde der ahu AG (Konsortialführer) der Auftrag erteilt, ein „Gutachten zur Prüfung möglicher Umweltauswirkungen des Einsatzes von Abfall- und Reststoffen zur Bruchhohlraumverfüllung in Steinkohlenbergwerken in Nordrhein-Westfalen“ zu erstellen. Die Bearbeitung erfolgt auftragsgemäß in 2 Teilen.

Im Teil 1 des Gutachtens (ahu 2017) wurde der vollständige Einschluss im BW Haus Aden/Monopol sowie die folgenden Themen behandelt:

1. Bewertung der damaligen Grundannahmen
2. Aktuelles und künftiges Risiko
3. Notwendige Maßnahmen aufgrund des Risikos
4. Notwendigkeit der Erweiterung des bestehenden Monitorings
5. Notwendigkeit zusätzlichen Untersuchungsbedarfs
6. Auswirkungen an der Tagesoberfläche
7. Risiko durch PCB und Substitute

Den Mitgliedern des AK, der die Gutachtenerstellung begleitete, stand das Gutachten seit dem 23.01.2017 im Entwurf digital zur Verfügung. Das Gutachten wurde auf der Sitzung vom 02.02.2017 vorgestellt. Die Mitglieder des AK hatten dann bis zum 15.03.2017 Gelegenheit, hierzu ihre Stellungnahmen abzugeben. Die sich daraus ergebenden Ergänzungen, Änderungen und Anpassungen wurden bis zum Ende Mai 2017 eingearbeitet. Die relevanten Änderungen wurden dokumentiert.

Das überarbeitete, finale Gutachten (Teil 1) wurde am 23.06.2017 auf der Homepage eingestellt. Hierzu erfolgten keine Stellungnahmen mehr.

Der Teil 2 des Gutachtens (Entwurf) wurde am 01.08.2018 per downloadlink an die Mitglieder des begleitenden AK versandt. Am 15.08.2018 wurden die wichtigsten Ergebnisse in der 7. Sitzung des AK vorgestellt. Es wurde eine Frist für Änderungen bis zum 06.09.2018 vereinbart. Die finale Fassung des Gutachtens Teil 2 wurde am ## auf der Projekthomepage eingestellt.

Das vorliegende Gutachten, Teil 2, setzt Kenntnisse aus dem Teil 1 des Gutachtens voraus und hat folgende inhaltliche Schwerpunkte:

Risikoanalyse BHV für BW Walsum und BW Hugo Consolidation

Die zentrale Aufgabe ist zunächst die Entwicklung einer Matrix zur Übertragung der Ergebnisse der Risikoanalyse der BHV aus Teil 1 (BW Haus Aden/Monopol) auf die BW Walsum und Hugo Consolidation, wo ebenfalls Reststoffe gemäß dem Prinzip des vollständigen Einschlusses eingesetzt wurden (Abb. 1). Die Übertragungsmatrix beinhaltet v. a.:

1. Hydrogeologischer Aufbau im Bereich der beiden BW
2. Derzeitiges und zukünftiges System der Grubenwasserführung (u. a. Entfernungen der BHV zum Röhrensystem)
3. Bilanzierung der anorganischen (Schwermetalle) und organischen (PCDD/F, PAK) Gefährdungspotentiale in den verbrachten Reststoffen
4. Gültigkeit der bisherigen Annahmen zum Freisetzungspotential (Überprüfung der hydrogeochemischen Modellierungen mit PHREEQC und Weiterführung)
5. Gültigkeit der bisherigen Annahmen zum Ausbreitungspotential: Überprüfung der hydraulischen Modellierungen mit dem Grundwasserströmungsmodell und Weiterführungen der Modellierungen)

Die Aussagen zum **Freisetzungspotential** (Teil 1) beruhen auf den hydrogeochemischen Modellierungen mit PHREEQC. Diese werden noch ergänzt durch Modellierungen zum besseren Verständnis der pH-Wertentwicklung, die für die Stabilität der hydrochemischen Barriere wichtig sind (Berücksichtigung weiterer CSH-Phasen).

Die hydrogeochemischen Vorgänge, die auf dem Fließweg von der BHV zum Röhrensystem vereinfachend unter dem Begriff „Sorption“ zusammengefasst werden können und die Stoffkonzentrationen erheblich verringern können, wurden bislang nicht in die Risikoanalyse mit einbezogen. Deshalb werden hydrogeochemische Modellierungen mit dem Programm PHAST durchgeführt, die das Stoffverhalten auf dem Fließweg von der BHV zum Röhrensystem genauer beschreiben.

Aus Stofftransportvorgängen sind Stofffestlegungen und Remobilisierungen bekannt, bei denen stoßartige hohe Belastungen auftreten können (Roll-Front-Verhalten). Es wird geprüft, ob dieses Verhalten auch bei den freigesetzten Schwermetallen auftreten kann.

Die bisherigen Aussagen zum **Ausbreitungspotential** umfassen einen Zeitraum von 10.000 Jahren. Die Modellierungen der Grundwasserströmung in Teil 1 gingen jedoch davon aus, dass die Grubenwasserstände und die hohe Durchlässigkeit des Röhrensystems über den gesamten Zeitraum bestehen bleiben. Um dynamische Systempotentiale abbilden zu können, werden weitere Modellierungen mit anderen Randbedingungen durchgeführt. Hierzu gehören v. a. ein Röhrensystem mit erheblich verringerten Durchlässigkeiten und ein höherer Grubenwasserstand, bei dem die Druckunterschiede (Potentialdifferenzen) im tiefen Grundwasser und dem Tiefengrundwasserleiter des Deckgebirges (Cenoman/Turon) eine **theoretische** Fließrichtung von „unten“ nach „oben“ ermöglichen – unabhängig davon, ob diese Bedingungen realistischerweise eintreten können.

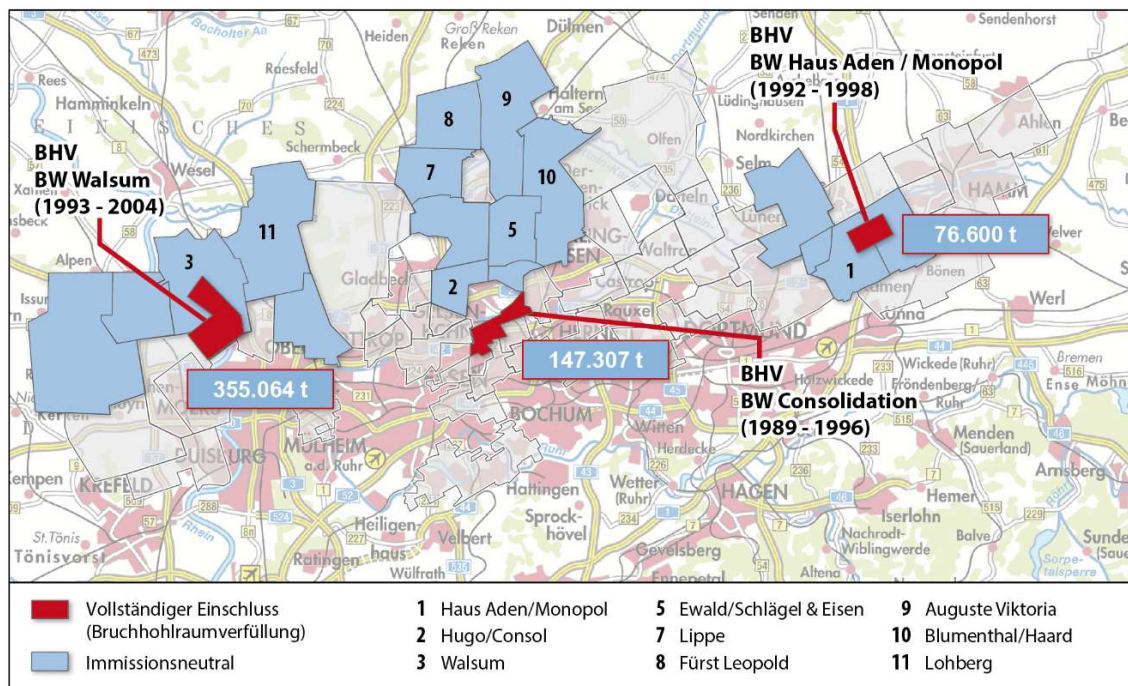


Abb. 1: Überblick über die verbrachten Massen gemäß den Prinzipien „vollständiger Einschluss“ und „Immissionsneutralität“ in den Betriebsbereichen der Bergwerke im Ruhrgebiet (Darstellung der RAG, Ergänzung ahu AG)

Risikoanalyse immissionsneutrale Verbringung

Weiterhin wird das Risiko für die 11 BW abgeschätzt, in denen Reststoffe nach dem Prinzip der Immissionsneutralität eingesetzt wurden. Hierbei handelt es sich um ca. 1,1 Mio. t Reststoffe aus kohlegefeuerten Kraftwerken und Feuerungsanlagen. Für diese BW wird auch der Ablauf des Genehmigungsverfahrens dargestellt und bewertet. Die BW sind in Abb. 1 dargestellt. Das BW Emil Mayrisch (Aachen-Erkelenzer Revier) ist nicht dargestellt.

Risikoanalyse PCB

Die **Risikoanalyse PCB** (Teil 1) wird anhand der noch ausstehenden Recherchen und weiterführenden Untersuchungen überprüft und ggf. angepasst. Hier werden v. a. folgende Sachverhalte berücksichtigt:

1. Auswertung der zusätzlichen untertägigen Boden-Probenahmen in 5 BW
2. Auswertung weiterer 100 L-Wasserproben (gelöste PCB)
3. Recherche der übertägigen betrieblichen Altölentsorgung
4. Recherche der Lage und Anzahl von Infrastruktureinrichtungen in der Wasservinz Haus Aden, BW Hansa (potentielle PCB-Punktquellen)
5. Ermittlung der derzeitigen und zukünftigen Flächenverhältnisse gefluteter/nicht gefluteter Flächen aus der PCB-Zeit und Flächen außerhalb der PCB-Zeit
6. ggf. Anpassung der Risikoanalyse (gemäß Rechercheergebnissen zu Punktquellen und untertägigen Probenahmen)
7. Literaturstudie zum anaeroben und aeroben Abbau von PCB
8. Begleitung des AK-PCB

Bewertung des Genehmigungsmanagements

In Teil 1 des Gutachtens wurden die damaligen Grundannahmen, Kernaussagen, Genehmigungsmanagement und BHV-Monitoring detailliert dargestellt und bewertet.

In Teil 2 des Gutachtens wird das Genehmigungsmanagement zum vollständigen Einschluss anhand der Arbeit der beiden begleitenden Arbeitskreise beim BW Walsum und beim BW Hugo Consolidation bewertet.

Ein explizites und vergleichbar aufwändiges Genehmigungsmanagement wie beim vollständigen Einschluss für die Verbringung nach dem Prinzip der Immissionsneutralität fand nicht statt. Das durchgeführte Genehmigungsmanagement wird beschrieben.

1.2 Projektteam und Aufbau des Gutachtens

Die Bearbeitung des Gutachtens, Teil 2 erfolgt durch das gleiche unabhängige Konsortium aus Ingenieurbüros und Hochschulinstituten wie bei Teil 1. Die Bearbeitung erfolgt durch sechs Projektpartner, deren fachliche Schwerpunkte in der Tab. 1 dargestellt sind. Die einzelnen Fragestellungen sind vielfältig miteinander verknüpft und können nur in enger Abstimmung der Projektpartner untereinander bearbeitet werden. Das Projektteam wurde fachlich und personell so ausgewählt, dass alle Fragestellungen bearbeitet werden können.

Die Ergebnisse werden – wie in Teil 1 – in dem vorliegenden Gutachten und sechs zugehörigen Detailberichten dargestellt.

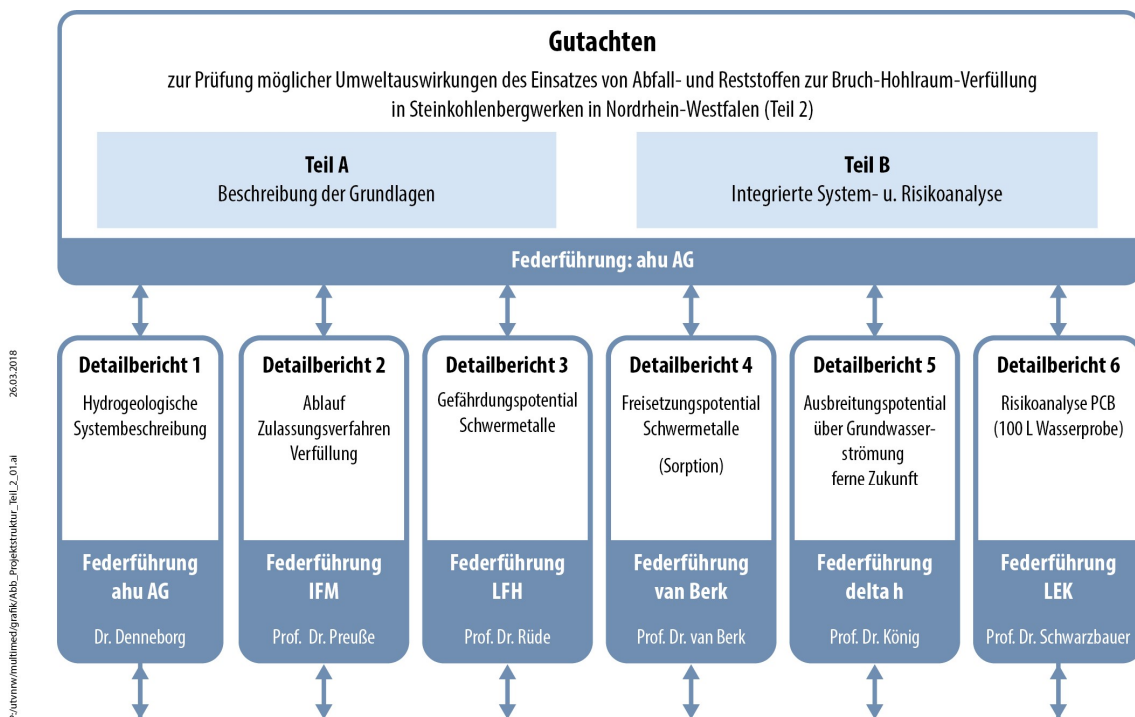


Abb. 2: Aufbau und Inhalt des Gutachtens Teil 2 (ahu AG)

Tab. 1: Inhaltliche Schwerpunkte der Bearbeitung durch das Konsortium in den Detailberichten

Nr	Detailbericht	Verantwortlicher Bearbeiter/ Projektleiter	Inhalte (Darstellung der Ergebnisse)
1	Hydrogeologische Systembeschreibung	Dr. Denneborg (ahu AG)	1. Hydrogeologischer Aufbau BW Walsum und BW Hugo Consolidation 2. Übertragungskonzept/Bewertungsmatrix 3. Verhältnis geflutete/nicht geflutete PCB-Bereiche und Veränderungen bei höheren Grubenwasserständen (Gutachten) 4. Recherche oberirdische Altölentsorgung (Detailbericht 6) 5. Konzeption/Auswertung Untertägige PCB-Probenahme weitere BW (Detailbericht 6) 6. ggf. Anpassung der Risikoanalysen (Gutachten)
2	Ablauf des Zulassungsverfahrens, der Bruchhohlraumverfüllung und des Monitorings	Prof. Preuße (IFM) RWTH Aachen	1. Abgrenzung BHV-Bereiche BW Walsum und BW Hugo Consolidation 2. Bewertung Arbeitskreise BW Walsum und BW Hugo Consolidation 3. Genehmigungsgrundlagen/Verfahrensablauf BW Walsum und BW Hugo Consolidation 4. Recherche PCB-Punktquellen (Infrastruktureinrichtungen) in Grubenrissen (Detailbericht 6)
3	Bilanzierung der Hydrogeochemischen anorganischen Gefährdungspotentiale	Prof. Rüde (LFH) RWTH Aachen	1. Anorganische Gefährdungspotentiale BHV BW Walsum + BHV BW Hugo Consolidation 2. Auswertung der Störfälle 3. Gefährdungspotentiale Immissionsneutrale Verbringung 4. Übertragbarkeit der Aussagen zu Hydrochemie der Tiefengrundwasser und zur Verfestigung der BHV
4	Freisetzungspotential	Prof. van Berk	1. Übertragbarkeit der Freisetzungspotentiale gemäß der Gefährdungspotentiale 2. Stoffverhalten auf dem Fließweg von der BHV zum Röhrensystem 3. Ergänzung PHREEQC-Modellierungen 4. ggf. Anpassung der Freisetzungspotentiale
5	Ausbreitungspotential	Prof. König (delta h)	1. Modellierungen mit geänderten Randbedingungen zum Grubenwasserstand und der Durchlässigkeit des Röhrensystems 2. Übertragbarkeit der Ergebnisse
6	Risikoanalyse organische Stoffe	Prof. Schwarzbauer (LEK) RWTH Aachen	1. Auswertung der 100 L-Proben 2. Auswertung untertägige Probenahmen 3. ggf. Anpassung der Risikoanalyse 4. Literaturstudie zum PCB-Abbau

Die Ergebnisse werden durch die jeweiligen Projektpartner eigenverantwortlich in ausführlichen Detailberichten dargestellt. Die wichtigsten Ergebnisse werden in dem vorliegenden Gutachten zusammengefasst, so dass das Gutachten auch für sich allein zu lesen ist. Die Aussagen des Gutachtens sind mit den Projektpartnern abgestimmt. Die Federführung hat die ahu AG.

2 DATENGRUNDLAGEN

Die Informationen zur Erstellung des Gutachtens wurden den Gutachtern im Wesentlichen von den zuständigen Behörden, der RAG und dem Geologischen Dienst NRW zur Verfügung gestellt bzw. dort von den Gutachtern recherchiert. Zusätzlich wurden weitere nationale und internationale Quellen ausgewertet. Einige Untersuchungen wurden von den Gutachtern selbst durchgeführt bzw. initiiert. Soweit möglich wurden alle Informationen durch die Gutachter auf Plausibilität überprüft und die Bedeutung der Information für die Risikobetrachtung bewertet. Zitate sind unter der Quellenangabe kursiv dargestellt.

Insgesamt erfolgte eine wissenschaftlichen Maßstäben entsprechende und unabhängige Bewertung der zur Verfügung stehenden Unterlagen.

2.1 Ausgewertete Unterlagen

Die Dokumentation 1 enthält das Literaturverzeichnis für den Teil 2 des Gutachtens. Bei den Unterlagen handelt es sich i. W. um Gutachten, Stellungnahmen, Schriftverkehr und Darstellungen zur Vorbereitung, Durchführung, Begleitung und Nachsorge der Bruchhohlraumverfüllung sowie Einsatz und Verbleib der PCB. Sie sind i. W. in den verschiedenen Dienststellen des Landes NRW und bei der RAG archiviert.

Die bei der Erstellung der Detailberichte verwendete Literatur wurde separat in den Detailberichten dokumentiert.

Neben der Auswertung der umfangreichen vorhandenen Unterlagen erfolgten weitere untertägige Bodenbeprobungen in den noch zugänglichen BW Auguste Victoria, BW Haus Aden/Monopol, BW Prosper Haniel und BW Zollverein. Weitere 100 L-Wasserproben wurden bei den Grubenwassereinleitungen auf dem BW Zollverein und dem BW Haus Aden genommen und auf den gelösten¹ Anteil an PCB hin untersucht.

2.2 Termine

Die durchgeführten Termine zu Gesprächen und zur Sichtung von Unterlagen zwischen dem 01.12.2016 bis zum 31.03.2018 sind in der Tab. 2 enthalten.

¹ Der gelöste Anteil umfasst per Definition auch den Schweb < 45 µm.

Tab. 2: Termine

Kontakt	Datum	Teilnehmende des Gutachterkonsortiums	Inhalt
Datenrecherche			
BR Arnsberg	13.12.2016	Hr. Reisinger (LFH), Hr. Larichev (ahu AG)	Aktenrecherche BHV
	08.02.2017	Dr. Denneborg	Betriebsakten
	06.04.2017	Dr. Denneborg, LFH	Betriebsakten
	02.05.2017	Dr. Denneborg	ausgelagerte Betriebsakten beim Materialprüfungsamt in Dortmund
RAG	31.01.2017	ahu AG, LFH, IFM	Akten Zentralarchiv Akten zur BHV Hugo Consolidation und Walsum
	14.02.2017	Dr. Denneborg, Hr. Larichev (ahu AG), LFH	Auswertung Gefährdungs- potentiale und PCB-Akten
	22.05.2017	Dr. Denneborg	Auswertung Gefährdungs- potentiale und PCB-Akten

2.3 Projektbegleitende Arbeitskreise

Der Teil 2 des Gutachtens wurde weiterhin von dem bereits in Teil 1 tätig gewordenen Arbeitskreis begleitet. Im Teil 2 fand die 6. Sitzung des Arbeitskreises am 07.02.2018 statt. Der Arbeitskreis hat die Aufgabe, die Arbeiten der Gutachter kritisch zu begleiten. Dies betrifft v. a. die Vollständigkeit der auszuwertenden Datengrundlagen und die Vorgehensweise bei der Risikoanalyse. Die Protokolle und Tischvorlagen sind auf der Projekthomepage dokumentiert.

Zur Begleitung der Gutachter hinsichtlich der PCB-Problematik wurde der Unter-Arbeitskreis PCB eingerichtet. Die Aufgaben sind (s. Protokoll 1. Sitzung):

- Festlegung von Verfahren für die zukünftige Probenahme in Oberflächengewässern und Grubenwässern
- Festlegung der Nachweisverfahren
- Festlegung der Probenahmepunkte unter Tage
- Unterstützung der Gutachter

Am 07.09.2017 fand die 5. Sitzung des AK PCB statt. Themen waren die Ergebnisse bei den aktuellen Gewässer- und Grubenwasserbeprobungen durch das LANUV, die Abstimmung des zukünftigen Monitorings des Grubenwassers und die Vorstellung der Ergebnisse der untertägigen Beprobungen. Die Arbeiten des AK PCB sind damit abgeschlossen.

2.4 Dokumentation

Mit der Begleitung des Gutachtens durch die beiden Arbeitskreise wurden die Voraussetzungen für eine möglichst transparente Bearbeitung gewährleistet. Darüber hinaus sind auf der Projekthomepage www.umweltauswirkungen-utv.de alle relevanten Projektinformationen abgelegt.



Abb. 3: Struktur der Projekthomepage (ahu AG)

TEIL A: BESCHREIBUNG DER GRUNDLAGEN

1 GESCHICHTE DER BERGWERKE HUGO CONSOLIDATION UND WALSUM

Die BW werden in Chronologie des Ablaufs der Bruchhohlraumverfüllungen beschrieben.

1.1 Bergwerk Hugo Consolidation

Ab 1848 wurden in der Schalker Mark mehrere Mutungsbohrungen durchgeführt, die in dem Gebiet um Schalke und die umliegenden Bauernschaften herum reichhaltige Steinkohlevorkommen vermuten ließen. 1854 wurde ein Kohlenflöz in 170 m Tiefe erreicht. Friedrich Grillo veranlasste 1861 den Zusammenschluss verschiedener Gewerke zur „Gewerkschaft des Steinkohlenbergwerkes Consolidation“ (Consolidation = Zusammenschluss von Grubenfeldern und deren Anteilen).

1863 wurde in der Schalker Mark der erste Schacht abgeteuft und 1865 wurde die Förderung aufgenommen. Von 1872 bis 1876 war die Zeche Consol, wie sie nun im Volksmund genannt wurde, die größte im Ruhrgebiet. 1873 betrug die Förderung 366.000 Tonnen bei einer Belegschaft von 2.060 Beschäftigten.

1923 erwarb die Mannesmannröhren-Werke AG die Gewerkschaft Consolidation. Die Schachtanlage 3/4/9 in Gelsenkirchen-Bismarck wurde zur Zentralanlage ausgebaut. 1929 wurde die stillgelegte Zeche Unser Fritz in Wanne-Eickel an die Schachtanlage 3/4/9 angeschlossen. Die Unser-Fritz-Schächte wurden offengehalten und dienten fortan als Außenanlage.

Gegen Ende des Zweiten Weltkriegs wurden die im Stadtgebiet von Gelsenkirchen gelegenen Schachtanlagen stark in Mitleidenschaft gezogen. Erst 1949 konnte die Anlage 1/6 wieder in vollem Umfang die Förderung aufnehmen.

Im Rahmen der sich verschärfenden Kohlekrise wurde Mitte der 1960er Jahre begonnen, die Förderanlagen zusammenzulegen. Das Hibernia-Feld wurde 1964 abgeworfen. 1967 wurde Consolidation 1/6 nebst Kokerei zugunsten einer Zusammenfassung auf Schacht 3/4/9 fördertekhnisch stillgelegt. 1968 ging der bergbauliche Besitz der Mannesmann AG an die neu gegründete Ruhrkohle AG über. Diese baute zunächst die Zeche Consolidation zu einem Verbundbergwerk aus.

1976 wurde das Grubenfeld der stillgelegten Zeche Pluto in Herne mit den Schachtanlagen Pluto 2/3/7, Pluto 4 und 5 übernommen. Nach und nach wurden die nicht mehr benötigten Schächte Consolidation 1, Pluto 5, Pluto 4 und Consolidation 8 abgeworfen und verfüllt. 1983 wurde die Kokerei Schacht Consolidation 3/4/9 stillgelegt. Der Abbau verlagerte sich in immer größere Abbautiefen von bis zu 1.200 Metern.

1986 wurden die Nordsternschächte aus dem aufgelösten Verbundbergwerk Nordstern-Zollverein übernommen. Das Verbundbergwerk Consolidation/Nordstern verfügte über 15 Schächte. Die Hauptfördersohlen lagen bei 1.040 m (Nordschacht) und 1.100 m (Consolidation).

Nach Stilllegung der Baufelder Nordstern und Pluto 1990 wurde für 1993 der fördertechnische Zusammenschluss mit der Zeche Hugo beschlossen, unter allmählicher Aufgabe des kompletten Förderstandortes Consolidation.

1993 wurde die Förderung auf Consolidation 3/4/9 eingestellt. Die Schächte auf „Consolidation“, „Unser Fritz“ und „Pluto“ wurden nach und nach verfüllt. Ende der 1990er Jahre wurden die Schachtanlagen 1/6 und 2/7 vollständig abgebrochen. Die Förderanlagen Consolidation Schacht 4, 8 und 9 sowie Unser Fritz 1 und Pluto 3 wurden unter Denkmalschutz gestellt. Die im Bismarckfeld verbliebenen Vorräte wurden bis zum Jahr 2000 von der Zeche Hugo aus abgebaut.

Zwischen 1989 und 1996 erfolgte in den Flözen Karl 1, Ernestine 1, Röttgersbank/Wilhelm und Dickebank im Rahmen von großtechnischen Versuchen die Bruchhohlraumverfüllung. Hierzu wurden in geneigter Lagerung die Abfall-/Reststoffe über Bohrlöcher eingebracht. Die Abb. 4 zeigt in einer Übersicht die Verbringungsgebiete mit Standort des Zentralschachts Consolidation 3/4/9.

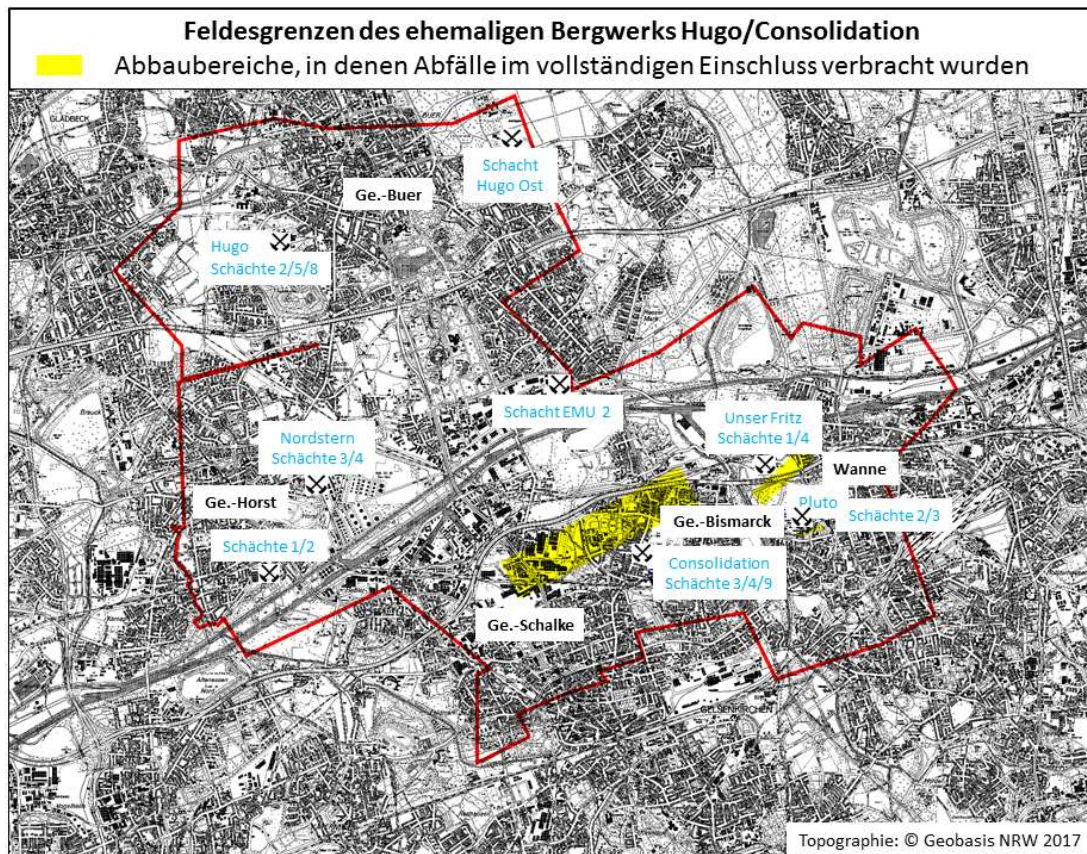


Abb. 4: Übersichtsdarstellung der Verbringungsgebiete (gelb) mit Standort Zentralschacht Consolidation 3/4/9 und der Feldesgrenzen (rot) des BW Hugo Consolidation (IFM, Detailbericht 2)

1.2 Bergwerk Walsum

Die Planungen für den Bau des BW Walsum hatten bereits 1904 begonnen. Die *Gewerkschaft Walsum* wurde im Jahr 1926 gegründet. Nach Verzögerungen durch den ersten Weltkrieg und die anschließende Besetzung des Rheinlandes wurde allerdings erst 1927 mit dem Abteufen des Schachtes 1 (auch als Schacht Franz Lenze bezeichnet) begonnen, der 1930 – nach erneuten Verzögerung infolge eines Wassereinbruchs – fertiggestellt wurde. 1945 wurde der Betrieb zeitweise eingestellt.

1954 bis 1955 wurde auch der Schacht 2 (auch als Schacht Wilhelm Roelen bezeichnet) als Förderschacht ausgebaut. 1968 ging die Walsum Bergbau Aktiengesellschaft aus dem Familienbesitz der Familie Thyssen-Bornemisza de Kázon in die neu gegründete Ruhrkohle AG über. Die Grubenbaue wurden vollmechanisiert. 1976 erfolgte die Übernahme der Schachtanlage Wehofen 1/2 von der stillgelegten Zeche Friedrich Thyssen 2/5. Die Wehofen-Schächte dienten ausschließlich der Wasserhaltung.

Von 1981 bis 1986 wurde im Nordfeld der Schacht Voerde als neuer Seilfahrt- und Materialschacht abgeteuft. Bedingt durch die Stilllegung des BW Rheinland 1993 wurde dem BW Walsum ein größerer Abbaubereich unter dem Rhein zugewiesen. Es wurden von Rheinland die Schächte Rheinpreußen 8, Rheinpreußen 9 und Rheinberg übernommen. Im Gegenzug wurden die Wehofen-Schächte abgeworfen. Nach erfolgtem Abbau der Kohlevorräte im Grubenfeld Rheinpreußen wurden die Schächte Rheinpreußen 9 im Jahre 2001 und Rheinpreußen 8 im Jahre 2004 verfüllt und abgeworfen.

Zwischen 1993 und 2004 erfolgte im Walsumer Horst-Altfeld und im Binsheimer Feld die Bruchhohlraumverfüllung (Abb. 5). Hierzu wurden in horizontaler Lagerung die Abfall-/Reststoffe über das Schlepprohrverfahren (wie auch im BW Haus Aden/Monopol) eingebracht.

Zum 30. Juni 2008 wurde der Bergbau im Grubenfeld Walsum eingestellt und das Bergwerk stillgelegt.

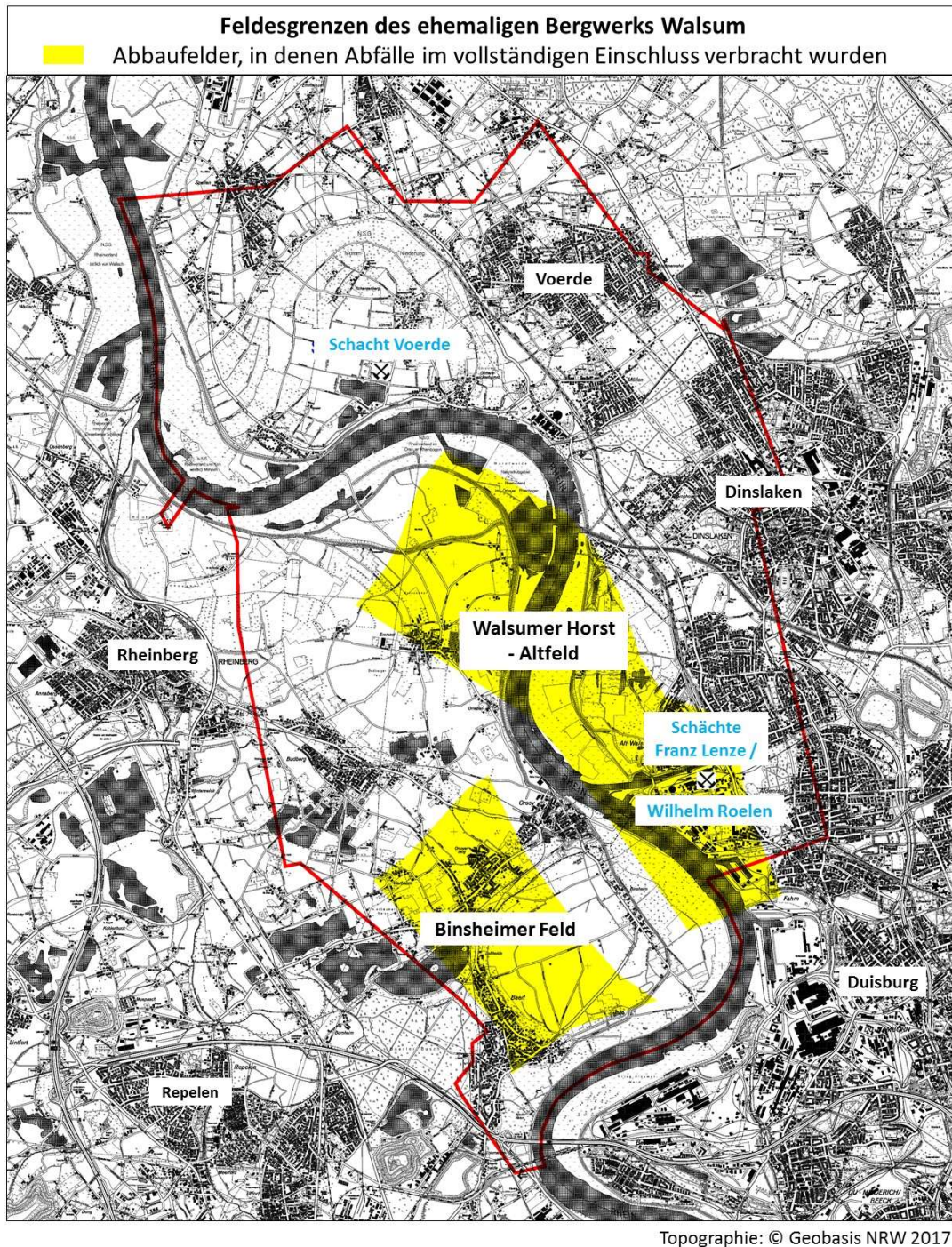


Abb. 5: Übersichtsdarstellung der Verbringungsbereiche (gelb) mit Standort der Schächte Walsum 1 (Schacht Franz Lenze) und Schacht 2 (Schacht Wilhelm Roelen) und der Feldsgrenzen (rot) des BW Walsum (IFM, Detailbericht 2)

1.2.1 Binsheimer Feld

Das Binsheimer Feld liegt linksrheinisch (Abb. 5).

Zunächst erfolgte die BHV in den Flözen Anna und Hermann/Gustav im Binsheimer Feld (Zulassungsbescheid des Bergamtes Dinslaken vom 08.02.1993 - w1-1-8-11). Das Flöz Anna verfügte über eine bauwürdige Fläche von 4 km² und das Flöz Hermann/Gustav von 3,2 km².

Die hydrogeologischen Verhältnisse sind im Detail in Teil B, Kap. 3.1 beschrieben. Grundlage war die Aussage in einem Gutachten (OBERMANN & MÜLLER 1991), dass die hydrogeologische Situation im Bereich des Walsumer Horst-Altfeldes mit der des Steinkohlengebirges in den mittleren und östlichen Ruhrkohlenbezirken vergleichbar ist, für die die Machbarkeitsstudie (JÄGER et al. 1990) erstellt worden war. Die Schichtenfolge der im Binsheimer Feld zum Abbau anstehenden flach gelagerten Flöze – Flöz Hermann/ Gustav und Flöz Anna – gehören zu den in der Machbarkeitsstudie für die Untertageverbringung als geeignet angesehenen oberen Bochumer (Fettkohlen-)schichten, die einen hohen Anteil an hydraulisch und geochemisch wirksamen, tonigen Schichten im Nebengestein beinhalten (Anlage 6 des Gutachtens OBERMANN & MÜLLER 1991). Darüber hinaus war die Mindestteufe -800 mNHN überall erreicht. Im Hangenden und Liegenden herrscht eine Wechsellagerung von Schieferton, Sandschiefer und Sandstein vor. Der tonige Anteil überwiegt im Nahbereich der abgebauten Flöze.

Zu größeren Störungen betrug der Sicherheitsabstand in der Regel 50 m. Andernfalls wurden Begleitstrecken mit immissionsneutralen Reststoffen verfüllt und abgedämmt. Zur Möglichkeit der Wasserführung auf Kleinststörungen wurde ein separates Gutachten erstellt, das im Ergebnis eine Wasserführung ausschloss (THEIN/MÜLLER 1992 06 15).

Die hydrogeologische Situation des Deckgebirges im Hangenden des Verbringungsbereichs ist von der des mittleren und östlichen Ruhrkohlenbezirks verschieden. Für den Verbringungsbereich Binsheimer Feld ist laut Aussage des Gutachters die Qualität des Deckgebirgsaufbaus für eine Ablagerung nach dem Prinzip des vollständigen Einschlusses nicht maßgeblich, *„da sie bestenfalls eine zusätzliche über das Maß hinaus geforderte Barriere darstellt“*.

1991 wurden aus dem Binsheimer Feld durchschnittlich 2,7 m³/min Grubenwassermengen gefördert; davon waren ca. 60 % geogenes Grundwasser (ca. 1,6 m³/min). Der Rest war eingesetztes Betriebswasser.

1.2.2 Walsumer Horst-Altfeld

Der Walsumer Horst–Altfeld liegt beidseitig des Rheins (Abb. 5).

Am 21.01.1994 wurde der Antrag auf Erweiterung der BHV auf das Flöz Zollverein 7/8 im Bereich des Walsumer Horst-Altfeld gestellt. Der Bereich oberhalb des Flöz Zollverein 7/8 war zuvor durch die Überbauung durch die Flöze P, N, F, Zollverein 1 und Zollverein 7/8 strukturell vollständig aufgeklärt und frei von wasserwegsamem Störungen.

Die hydrogeologischen Verhältnisse sind im Detail in Teil B, Kap. 3.1 beschrieben. In einem Gutachten (THEIN 12/1993) wurden in diesen Abbaufeldern die hydrogeologischen Verhältnisse untersucht und die Eignung bestätigt. Im Hangenden und Liegenden des Verbringungsereichs (etwa 800 bis 1.000 m unter Gelände) liegt eine mehrere 10 m mächtige Folge von Schiefertönen der oberkarbonischen Essener Schichten, die eine wirksame hydraulische und geochemische Barriere darstellen.

Das Deckgebirge ist ca. 370 m mächtig. Im Tertiär und in der Kreide sind mehrere mächtige tonige und mergelige Schichten vorhanden, die eine weitere wirksame Barriere darstellen und einen Austausch von Wässern aus dem karbonischen "Grundgebirge" und jüngerem Deckgebirge verhindert haben.

In einem Gutachten OBERMANN & MÜLLER (1991) wurde bestätigt, dass auch das Tiefengrundwasser in der Zusammensetzung vergleichbar ist mit dem Tiefengrundwasser, das in der Machbarkeitsstudie (JÄGER et al. 1990) definiert und zur Beurteilung herangezogen wurde.

Ein wichtiges Gutachten war die „Ergänzende Studie zur Übertragbarkeit der geologischen, hydrogeologischen Randbedingungen der „Studie zur Eignung von Steinkohlebergwerken im rechtsrheinischen Ruhrkohlebezirk für die grundwasserverträgliche Verbringung von Abfall und Reststoffen“ auf den linksrheinischen Teil des Baufeldes „Walsumer Horst-Altfeld“ des Bergwerkes Walsum der Ruhrkohle AG“ (THEIN & MÜLLER 03.11.1993). Hier wurde festgestellt, dass auch linksrheinisch vergleichbare und geeignete hydrogeologisch-hydrochemische Bedingungen – wie sie in der Machbarkeitsstudie definiert wurden – für eine BHV vorliegen.

2 HYDRAULISCHE UNTERTAGEVERBRINGUNG VON ABFALL- UND RESTSTOFFEN

2.1 Anlass

Ein wichtiger Grund für das Interesse des Bergbautreibenden, zunächst bergbaueigene Abfälle unter Tage zu verbringen, war der zunehmende Anteil an Flotationsbergen. Mit den technischen Fortschritten in der Aufbereitung (Kohlenwäsche) entstanden große Mengen an feinkörnigen, nur schwer zu entwässernden und oft nicht standfesten Flotationsbergen, die auch nicht ohne Weiteres aufgehaldet werden konnten. Zudem verfügte das BW Walsum nur über unzureichende Haldenkapazitäten (s. Detailbericht 2, Kap. 2.1). Generell wurde als ein Ziel der Untertageverbringung die „Schonung“ übertägiger Deponie- bzw. Entsorgungskapazitäten genannt.

Ein weiterer Grund war, dass die Betreiber von Kraftwerken, Heizwerken und Feuerungsanlagen deutsche Kohlen zum Teil nur noch dann abnehmen konnten, wenn die Kohlenlieferanten die Entsorgung der Kraftwerksaschen der Steinkohlenkraftwerke gewährleisteten (CZECH 1993). Dazu mussten für eine untertägige Verbringung im Steinkohlenbergbau geeignete Techniken der Bruchhohlraumverfüllung entwickelt werden.

Ausgehend von diesen Bestrebungen, bestimmte Rückstände aus der Kohlenaufbereitung und aus der Kohlenverbrennung auch untertägig verbringen zu können, wurde im Ruhrbergbau ab 1982 das Verfahren des hydraulischen Nachversatzes entwickelt (HAMM 1991, CZECH 1993, SIEPMANN und SILL 1991, THIEHOFE 1991). Im Zuge des Abbaus eines Kohleflözes ermöglicht dieses Verfahren den **hydraulischen Nachversatz** von Hohlräumen im noch lockeren Bruchhaufwerk der in den ausgekohlten Raum hereinbrechenden Dachsichten (s. auch Detailbericht 2, Kap. 1).

Eine „frühe“ Idee einer untertägigen Verbringung von Kraftwerksaschen ist dokumentiert in einem Gesprächsprotokoll des LOBA (31.12.1985). Themen in der Besprechung waren:

- Erörterung der Möglichkeiten der untertägigen Verbringung von Kraftwerksaschen,
- Verabredung von Betriebsversuchen auf BW Walsum und BW Lohberg,
- Empfehlung zum schrittweisen Vorgehen,
- Empfehlung zur Erarbeitung eines Konzepts durch die RAG.

2.2 Geeignete Abfall- und Reststoffe für den hydraulischen Nachversatz

Im Zuge der im Folgenden beschriebenen mehrjährigen Entwicklung standen zwei Prinzipien der Verbringung mit entsprechend zugeordneten Stoffengruppen, die sich v. a. durch ihr resultierendes Gefährdungspotential unterschieden.

2.2.1 **Hydraulische Verbringung nach dem Prinzip des vollständigen Einschlusses**

Das Prinzip des vollständigen Einschlusses wurde v. a. in der Machbarkeitsstudie (JÄGER et al. 1990) entwickelt. Es kam zur Anwendung bei der Untertageverwertung von gefährlichen bergbaufremden Abfällen/ und Reststoffen aus der Hausmüllverbrennung. Der Stoffkatalog wurde auf der Grundlage von Gutachten, Stellungnahmen und Laboruntersuchungen mehrfach erweitert. Der vollständige Einschluss sollte durch eine Verbringung in den Bruchhohlraum unmittelbar nach dem Abbau und durch eine Vielzahl von hydrochemischen und geologischen Barrieren sichergestellt werden.

Die Anforderungen gemäß der Machbarkeitsstudie (JÄGER et al. 1990) und die Umsetzung sowie die Wirksamkeit der Barrieren (Freisetzungspotential) wurde im Teil 1 des Gutachtens detailliert beschrieben und bewertet.

2.2.2 **Hydraulische Verbringung nach dem Prinzip der Immissionsneutralität**

Der Schwerpunkt in Teil 2 des vorliegenden Gutachtens liegt auf der Beschreibung und Bewertung des Prinzips der Immissionsneutralität.

Bei den Flugaschen und -stäuben aus steinkohlegefeuerten Kraftwerken war die Grundannahme, dass diese Reststoffe keine grundsätzlich andere chemische Zusammensetzung und damit kein anderes Gefährdungspotential haben als das umgebende Gebirge, aus dem die Kohlen stammen (siehe die beiden Schreiben des LWA vom 21.07.1986 und vom 31.03.1987) und deshalb immissionsneutral gegenüber dem Tiefengrundwasser und auch dem umgebenden Gebirge verbracht werden können.

So verweist das LWA in einem Schreiben vom 21.07.1986 (3 Seiten) an das MURL zu einem Antrag der Bergbau-Forschung Essen vom 22.05.1986 auf folgende positiven Aspekte einer solchen Verbringung:

- Zusätzliche Möglichkeit der Verringerung von Bergsenkungen,
- Schonung von Deponiekapazitäten,
- keine grundsätzlichen Bedenken, da die Aschen immissionsneutral sind und sich später noch eine Dichteschichtung ausbildet,
- geeignete Stoffe sind zudem Flotationsschlämme und REA-Gipse.

In einem weiteren, ausführlicheren Schreiben des LWA vom 31.03.1987 (6 Seiten) an das MURL zum Thema „Einrichtung von Untertagedeponien in Steinkohlenbergwerken“ wird ausgeführt:

- kurze hydrogeologisch-wasserwirtschaftliche Beurteilung,
- Aufzählung geeigneter Abfallarten,
- Aufzählung bedingt geeigneter Abfallarten,
- Aufzählung ungeeigneter Abfallarten,

- Untersuchungsumfang (Anhang 4 Seiten) einer Feasibility-Studie (sehr ähnlich der späteren Machbarkeitsstudie, die dann im Auftrag des LWA erstellt und 1990 vorgelegt wurde und die vor allem Grundlage für das Prinzip des vollständigen Einschlusses wurde).

Auf die Bitte des MURL um weitere Stellungnahmen zu dem Konzept der untertägigen Verbringung von Kraftwerksaschen lagen dem LWA 23 Schreiben der um Stellungnahme gebetenen Organisationen vor, in denen dem Konzept eine breite Zustimmung aus „umweltpolitischen Gründen“ bescheinigt wurde.

Vom LOBA wurden am 16.12.1987 und 28.12.1987 zwei Rundverfügungen für die generelle Zulassung der immissionsneutralen Verbringung ohne weitere gesonderte wasserwirtschaftliche Prüfungen erlassen. Grundlagen waren umfangreiche Diskussionen in der unten erwähnten Arbeitsgruppe, die wahrscheinlich nur auszugsweise dokumentiert sind, die im Zuge von Probetrieben erzielten positiven Ergebnisse zur technischen Machbarkeit (BW Walsum, BW Hugo Consolidation) und die fehlende Gefährdung gemäß den oben erwähnten Gutachten:

- 1) Teil- und Nachversatz mit Reststoffen aus kohlegefeuerten Kraftwerken und Feuerungsanlagen (Aschen und Stäube, Nassentschwefelungsgips, -sulfid, Schlämme aus der Kesselabwasser- und Speisewasseraufbereitung und aus der Kühlturmbeschlammung) – 18.21.2–2–4 -. Rundverfügung an die Bergämter des Landes Nordrhein-Westfalen vom 16.12.1987.
- 2) Kurzbeschreibung der in der Rundverfügung des Landesoberbergamts NRW vom 16.12.1987 aufgeführten Verfahren des Teil- und Nachversatzes in Steinkohlenbergwerken. Rundverfügung an die Bergämter des Landes Nordrhein-Westfalen vom 28.12.1987.

Die beiden Rundverfügungen wurden zuvor in einer aus Vertretern nordrhein-westfälischer Behörden bestehenden Arbeitsgruppe abgestimmt (CZECH 1993):

- Ministerium für Wirtschaft, Mittelstand und Technologie
- Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft
- Landesamt für Wasser und Abfall
- Geologisches Landesamt
- Regierungspräsident Arnsberg
- Regierungspräsident Düsseldorf
- Landesoberbergamt

Auf der Grundlage dieser Verfügungen durften die Betriebspläne für Versatzbetriebe ohne eine weitergehende wasserwirtschaftliche Prüfung von den Bergämtern zugelassen werden, und zwar unter der Bedingung, dass

- „die Menge des Überschusswassers auf weniger als 10 % der Einsatzwassermenge begrenzt wird

- der Nachversatz in Teufen unterhalb von -800 m eingebracht wird, da hier von einer geogen bedingten gleichartigen Belastung des Grundwassers auszugehen und somit eine nachteilige Veränderung des Grundwassers im Sinne von § 34 Abs. 2 WHG² nicht zu besorgen ist³.“ und
- eine vierteljährliche Mengenbilanz durch die BA an das LOBA (Art, Menge und Herkunft der Feuerungsreststoffe)⁴ erfolgt.

In der Regel wurden vor einer Zulassung auch kraftwerksweise Druckeluationsprüfungen an Prüfkörpern vorgenommen.

Als geeignete Verfahren wurden zunächst eingestuft:

1. Pumpfähiges Gemisch über Schleppleitungen
2. Pumpfähiges Gemisch über Bohrlöcher aus der Kopfstrecke
3. Vermischung Elektrofilteraschen mit Flotationsbergen und Einbringen im Blasversatz

Wie oben ausgeführt, kam, falls es die Lagerung des Kohleflözes zuließ, bei der Verbringung der gefährlichen Abfälle zur Verwertung und der Reststoffe vorrangig die BHV über Schleppleitungen zum Einsatz (BW Walsum, BW Haus Aden/Monopol).

2.3 Entwicklung der technischen Machbarkeit der hydraulischen Verbringung von Abfall- und Reststoffen

Die **technische Machbarkeit** wurde seit Anfang der 1980er Jahre mehr oder weniger parallel zu der oben beschriebenen Diskussion in mehreren Forschungsvorhaben entwickelt. Hierbei wurde zunächst **nicht explizit unterschieden** zwischen Abfall- und Reststoffen (die später nach dem Prinzip des vollständigen Einschlusses verbracht wurden) und Reststoffen (die nach dem Prinzip der Immissionsneutralität verbracht wurden). Im Vordergrund stand die Suche und Erprobung eines Verfahrens, die im Ausgangszustand trockenen Verbrennungsrückstände mit Wasser und z. T. anderen Zuschlagstoffen als ein pastöses Gemisch unter Tage zu transportieren und dort zu verbringen. Dies wurde als **hydraulische Verbringung** bezeichnet.

Dies geschah dann entweder als Bruchhohlraumverfüllung im Alten Mann (BHV), bei der der Anteil der Reststoffe max. ca. 10 % betrug, oder bei einer vollständigen Verfüllung von Hohlräumen (s. Tab. 3).

² § 34 Abs. 2 WHG – grundwasserschützende Vorschrift des WHG („Besorgnisgrundsatz“). Dies ist heute im § 48 WHG („Reinhaltung des Grundwassers“) geregelt.

³ In späteren Verfahren wurden auch Zulassungen für eine Verbringung in Teufen < 800 m erteilt, wenn nachgewiesen wurde (DMT 22 04 1996), dass auch in geringeren Teufen eine immissionsneutrale Verbringung möglich war: Zum Beispiel Schacht Gerdt 550 m Sohle (-501 mNHN) und 3. Sohle (-640 mNHN).

⁴ Dies war später die Grundlage für die Bilanzierung der BR Arnsberg in Tab. 7.

Tab. 3: Übersicht über die hydraulische Verbringung

Verfüllungsgrad	Technik	Gefährliche Abfälle zur Verwertung- und Reststoffe	Immissionsneutrale Reststoffe	Erläuterung Beispiele
Bruchhohlraumverfüllung (BHV) Reststoffanteil bis ca. 10 %	Schlepprohr (bei horizontaler Lagerung)	X	X*	BW Walsum, BW Haus Aden
	Bohrlöcher (bei halbsteiler Lagerung)	X	X*	BW Hugo Consolidation
Vollständige Verfüllung: Reststoffanteil bis 100 %	Leitungen und Bohrlöcher	-	X	Streckenbegleitdämme, Blindschächte, Strecken etc.

* Immissionsneutrale Reststoffe wurden auch bei der Bruchhohlraumverfüllung eingesetzt, meistens dann, wenn zeitweise nicht genügend gefährliche Abfälle zur Verwertung und Reststoffe vorhanden waren. Da der untertägige Abbau weitergeführt werden musste, wurden dann auch immissionsneutrale Reststoffe eingesetzt.

Wichtige Gutachten bei der Entwicklung der hydraulischen Verbringung sind:

- CLÄSEN (11/1986): Untersuchungen zur Verwendung von Kraftwerksrückständen in Bergwerken. (RAG-Forschungsvorhaben).
- ARNDT (1986): Entwicklung eines Verfahrens für das Einbringen von Flugaschen und anderen feinkörnigen Verbrennungsrückständen in untertägige Bruchhohlräume (BMFT Forschungsbericht 03E-6416-A).
- STEINKOHLBERGBAUVEREIN (1988): Verfüllung des Bruchhohlraums und anderer abgeworfener Grubenbaue mit Flugasche und anderen feinkörnigen Abfallprodukten durch hydraulische Förderung vom Tage aus. (Forschungs-Nr. 7220-AD/127).
- Jäger, B., Obermann, P. & F. L. Wilke (1990): Studie zur Eignung von Steinkohlebergwerken im rechtsrheinischen Ruhrkohlenbezirk zur Untertageverbringung von Abfall und Reststoffen (Machbarkeitsstudie); im Auftrag des Landesamtes für Wasser und Abfall NRW, Düsseldorf.
- THIEHOFE, B. (1991): Entwicklung und Erprobung eines Verfahrens für das Einbringen feinkörniger Aufbereitungs- und Kraftwerksabgänge in untertägigen Bruchhohlräumen (BMBF Forschungsbericht 0326416 B).
- RAG (10/1989): Abschlußbericht zum Sonderbetriebsplan für einen großtechnischen Versuch zum Verbringen von Reststoffen aus Hausmüllverbrennungsanlagen als hydraulischer Nachversatz auf dem Verbundbergwerk Consolidation/Nordstern, Baufeld Pluto, Herne.
- RAG (03/1991): Abschlußbericht zum Sonderbetriebsplan für einen großtechnischen Versuch zum Verbringen von Reststoffen aus Hausmüllverbrennungsanlagen als hydraulischer Nachversatz auf dem Verbundbergwerk Consolidation/Nordstern, Baufeld Unser Fritz, Herne.

- Wilke (10/1992): Gebirgsmechanische Begutachtung des technischen Großversuchs „Verbringung von MVA-Reststoffen als hydraulischer Nachversatz auf der Schachtanlage Consolidation“ im Auftrag der Ruhrkohle Montalith GmbH.
- WILKE (6/1993): Wissenschaftliche Begutachtung und labortechnische Untersuchungen zum technischen Großversuch „Verbringung von MVA-Reststoffen als hydraulischer Nachversatz auf der Schachtanlage Consolidation“.

Eine zentrale Fragestellung war, den Ort und den Zeitpunkt der Verbringung nach dem Abbau zu bestimmen. Wenn die Verbringung im Bruchhohlraum zu spät erfolgte, war der Alte Mann bereits so verdichtet, dass kein Material mehr eingebracht werden konnte. Wenn die BHV in zu kurzem räumlichem Abstand zum Abbau erfolgte, bestand insbesondere beim Abbau in mittelsteiler oder steiler Lagerung das Risiko, dass Versatzmaterial aus dem Alten Mann austrat.

Im BW Walsum, Flöz E/E-44 wurde die Technik der Bruchhohlraumverfüllung in mehreren Versuchsabschnitten in 1986 mit verschiedenen technischen Ansätzen und Verfahren als Schlepprohrtechnik entwickelt (u. a. ARNDT 1986, STEINKOHLBERGBAUVEREIN 1988, THIEHOFE 1991). Hierbei wurden mit unterschiedlichen Feststoff-/Wassergemischen insgesamt rund 8.400 t Feststoffe, vorrangig Elektrofilteraschen und Flotationsberge, in den Bruchhohlraum des 1,5 m mächtigen Flözes verbracht.

Auf dem BW Hugo Consolidation wurde zwischen dem 04.08.1986 und dem 02.04.1987 in drei Versuchsreihen das Verfahren der BHV erprobt bei geneigter Lagerung (RAG 10/1998, RAG 3/1991). Hierzu wurden von der Kopfstrecke aus im Flöz Albert 1/2 ca. alle 20 m Bohrlöcher gesetzt, über die dann eine Suspension von Gipsschlämmen und Reststoffen über kurze Bohrlöcher von der Kopfstrecke aus in den Bruchhohlraum verpresst wurden (Abb. 6). Dies gelang in unterschiedlichen Mengen zwischen 30 und bis zu 1.214 t je Bohrloch (Abb. 14), da die Verpressung nicht unmittelbar nach dem Abbau wie im BW Haus Aden oder BW Walsum über Schlepprohre erfolgte, sondern sich der Bruchhohlraum nach den längeren Standzeiten schon weiter verdichtet hatte.

Im Baufeld Pluto, Flöz Dickebank, Bauhöhe 527 (15.01.1990 bis 15.10.1990) lag der Hohlraumfaktor nur bei 0,02. Die vorherige Schätzung lag bei 0,2. Im Zuge der Arbeiten wurde deshalb auch das Wasser-/Feststoffverhältnis von zunächst 1 : 1,62 auf 1 : 1,39 reduziert, damit die Suspension besser verpresst werden konnte. Trotzdem verblieb die verpresste Menge hinter den Kalkulationen und Erwartungen zurück (Abschlußbericht Baufeld Pluto 3/1993). Zur Verfestigung der eingebrachten Stoffe gemäß dem Prinzip des vollständigen Einschlusses bei der BHV siehe Kap. 5.3 und den Detailbericht 3.

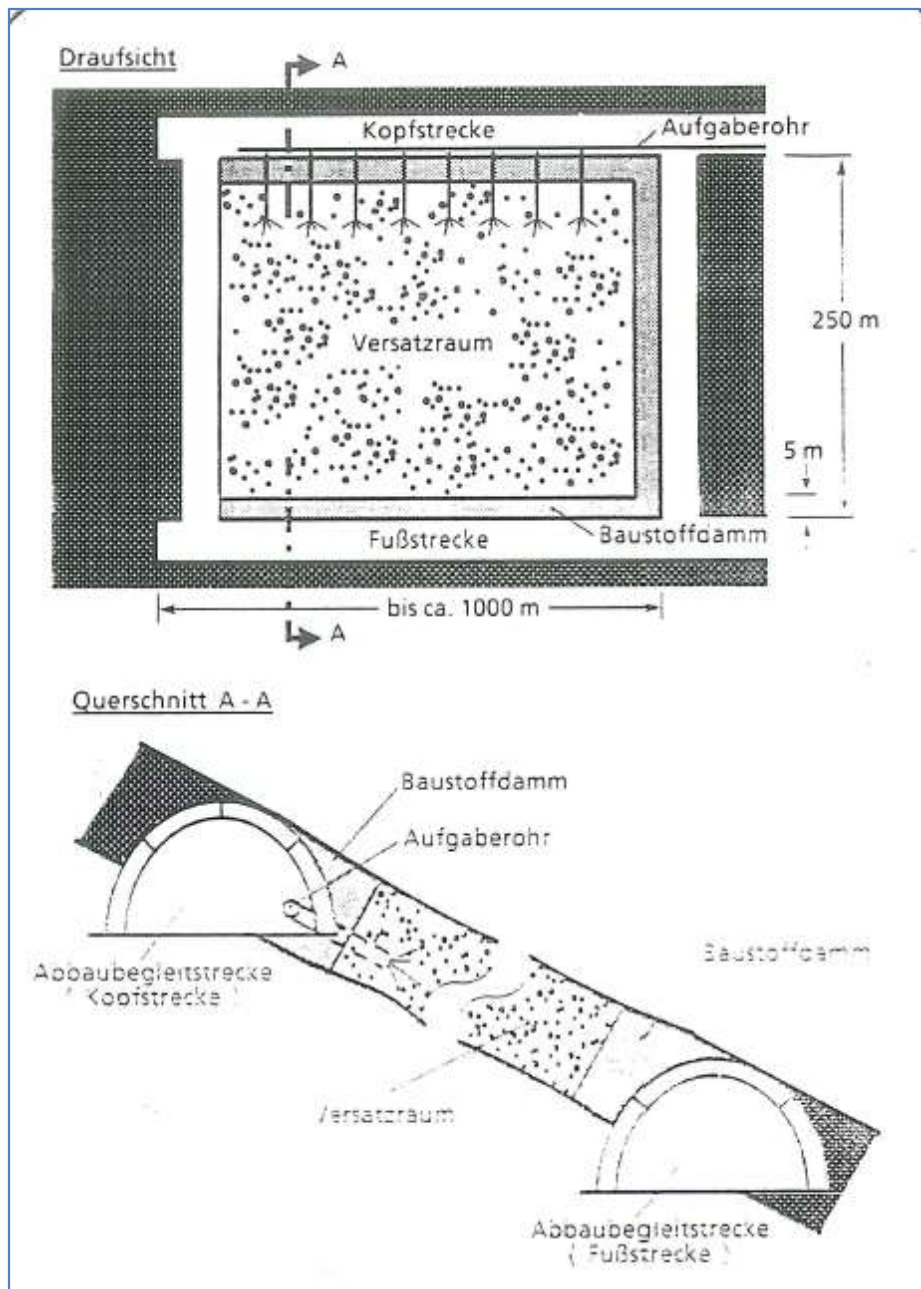


Abb. 6: Schema der Bruchhohlraumverfüllung auf dem BW Hugo Consolidation über Bohrlöcher von der Kopfstrecke aus in den Alten Mann (aus: WILKE 10/1992)

Nach Abschluss der ersten Versuchsreihen schlossen sich mehrere Versuche und Großversuche der BHV über Bohrlöcher in Flöze mit geneigter Lagerung bis Juni 1993 an.

In der Praxis stellte sich heraus, dass relevante Mengen nur über Schleppleitungen einzubringen waren, da dann der Alte Mann noch nicht in so hohem Maße verdichtet ist. Dies setzte jedoch – aufgrund der Fördertechnik mit Walzenschrämladern – eine flache Lagerung bei Flözen mit ausreichender Mächtigkeit, wie auf dem BW Walsum, voraus.

Die Schlepprohrverfahren wurden zwar bereits im Oktober 1994 nach guten Erfahrungen in Walsum zugelassen; sie wurden aber erst im Oktober 1996 nur in geringem Maße auf dem BW Hugo Consolidation eingesetzt, da die BHV in BW Hugo Consolidation im Jahre 1996 endete.

Parallel zu den Untersuchungen zur Verbringung der Reststoffe wurden vom Hygiene Institut des Ruhrgebietes in Gelsenkirchen eine Reihe von Druckeluationsversuchen an Prüfkörpern durchgeführt. Diese waren dann wahrscheinlich auch eine Grundlage für die beiden Rundverfügungen des LOBA vom 16.12.1987 und 28.12.1987 zur immissionsneutralen Verbringung.

2.4 Untertägige Einsatzbereiche der immissionsneutralen Reststoffe

Die Verfüllung mit immissionsneutralen Stoffen erfolgte zunächst vor allem zur Verwertung der Abfall- und Reststoffe aus der Kohlenverbrennung. Als ein weiterer Grund wurde auch die Verringerung von Bergsenkungen genannt. Allerdings sind dafür die eingesetzten Mengen zu gering und eine maßgebliche Anfangsssetzung tritt bereits nach dem Zusammenbruch der alten Abbaustrecken ein (Alter Mann). Eine Verfüllung der dann noch offenen Hohlräume (Bruchhohlraumverfüllung) reduziert die Absenkungsbeiträge nicht mehr maßgeblich.

Darüber hinaus wurde die Verfüllung mit immissionsneutralen Reststoffen später auch vielfach eingesetzt, um die Durchströmung des Alten Mannes mit Wetter (Luft) zu vermindern bzw. zu unterbinden (sog. Schleichwetterströme), da diese die Entstehung von Selbstentzündungsbränden begünstigten⁵.

Desweiteren unterstützten die mit Reststoffen erstellten Streckenbegleitdämme die gezielte Gasabsaugung. Dies geschah v. a. in den BW und Baufeldern, in denen mit einem erhöhten Anfall von Methangas zu rechnen war.

Seit dem Auslaufen der Verfüllung mit immissionsneutralen Reststoffen werden zur Reduzierung der Schleichwetterströme im Alten Mann zugelassene Baustoffe in den Begleitstrecken eingesetzt.

Weiterhin wurden auch in Betrieben, die für den vollständigen Einschluss zugelassen waren, die Streckenbegleitdämme häufig aus immissionsneutralen Reststoffen erstellt (siehe z. B. Abbau A23 in Abb. 15).

Auch zur Abdämmung und Verfüllung von Blindschächten und Strecken, Abbaubegleitstrecken, Anlaufkanten und Strebendständen wurden immissionsneutrale Reststoffe eingebracht. Hierbei wurden die Hohlräume oft vollständig mit immissionsneutralen Reststoffen verfüllt (im Gegensatz zur Bruchhohlraumverfüllung, wo der Anteil der verfüllten Stoffe max 10 % ausmachte).

Blindschächte wurden „von oben“ aufgefüllt.

Strecken wurden zunächst durch einen Damm abgedämmt. In der Firste waren zuvor Rohre mit verschiedenen Längen installiert, die durch den Damm führten. Diese wurden der Reihe nach (vom längsten bis zum kürzesten) solange aufgefüllt, bis die Strecken vollständig mit immissionsneutralen Reststoffen aufgefüllt waren.

⁵ In der Regel brachen jedes Jahr ca. 15 bis 20 Grubenbrände aus (s. Jahresberichte des LOBA).

Zu größeren Störungen mussten 50 m Sicherheitsabstand eingehalten werden, ehe diese gemäß dem Prinzip des vollständigen Einschlusses verfüllt werden konnten. Deshalb wurden auch diese Bereiche mit immissionsneutralen Reststoffen verfüllt (z. B. Ersatzmaßnahmen zur Wiederherstellung des Mindestabstandes im Flöz Karl 1 BP139 im BW Hugo Consolidation, THEIN & KLINGEL (22.06.1994).

Immissionsneutrale Reststoffe wurden auch bei der Bruchhohlraumverfüllung eingesetzt, meistens dann, wenn zeitweise nicht genügend gefährliche Abfälle zur Verwertung- und Reststoffe vorhanden waren. Da der untertägige Abbau weitergeführt werden musste, wurden dann auch immissionsneutrale Reststoffe eingesetzt.

Im Gegensatz zu den eindeutig abgrenzbaren BHV-Bereichen wurden die immissionsneutralen Stoffe an sehr vielen Stellen in den BW und z. T. in kleinen Mengen eingebaut (s. Teil A, Kap. 2.2), die auch nicht mehr vollständig dokumentiert sind, so dass aus Gründen der Übersichtlichkeit auf eine Darstellung verzichtet wurde.

2.5 Geeignete Reststoffe zur immissionsneutralen Untertageverbringung

Die Wasser- und Abfallbehörden des Landes NRW stuften die untertägige Verbringung von Kohlekraftwerksabfällen im Steinkohlenbergbau basierend auf der Kenntnis über die wasserwirtschaftlichen Auswirkungen als immissionsneutral ein. Dies gilt auch unter der Annahme, dass *„ein Transport von Schadstoffen bis in die Biosphäre zumindest als Möglichkeit zu besorgen ist, wenn diese aus den Materialien in das Tiefenwasser übertreten können“*.

Das LWA (Kurzfassung 2/1991) hält dies für zulässig, da *„der Schadstoffaustrag in das umgebende Wasser verhindert wird bzw. ohne Bedeutung ist.“* Dies ist der Fall, wenn:

- *entweder durch die Beschaffenheit der Wässer selbst, also z. B. dadurch, dass diese geogen bedingt die fraglichen Stoffe bereits in einer solchen Konzentration enthalten, eine weitere Aufnahme aus den eingelagerten Materialien nicht möglich ist,*
- *oder durch die Beschaffenheit der eingebrachten Materialien eingebrachten Materialien ein Schadstoffaustritt nicht möglich ist, z. B. dadurch, dass bei inneren Barrieren ein Schadstoffaustritt verhindert wird, wobei durch Immobilisierung dieser Zustand (z. B. Wasserundurchlässigkeit) entweder von vornherein vorhanden oder durch das Verbringen in die Einlagerungsumgebung erst entstanden sein kann (z. B. verfestigende Behandlung durch Zusatz hydraulischer Bindemittel wie bentonitgebundener Gießereialtsand mit 10 % Portlandzement-Zusatz).*

Bereits im Schreiben des LWA vom 31.03.1987 waren Listen der geeigneten, bedingt geeigneten und der ungeeigneten Abfallarten aufgestellt worden. Zunächst waren vor allem die Kohlenkraftwerksabfälle (kohlenstämmige Filterstäube und Aschen) und die Flotationsberge als geeignete immissionsneutral zu verbringende Stoffe eingestuft.

Weitere geeignete immissionsneutral zu verbringende Stoffe sind u. a. die nach dem LWA-Katalog (LWA 1991) als unbedenklich anzusehenden Materialien sowie – aufgrund von Labor-Untersuchungen wie Druckelutionsprüfungen – Flugaschen aus einer Klärschlamm-Verbrennungsanlage nach dem Wirbelbettprinzip sowie – nach Einzelfallprüfungen – Gießereialtsande und Strahlmittlrückstände.

In der Machbarkeitsstudie (JÄGER et al. 1990) wurde dies dahingehend erweitert, dass eine immissionsneutrale Untertageverbringung in Einzelfällen aber auch dann möglich sei, wenn die eingebrachten Materialien durch ihre Beschaffenheit eine innere Barriere bilden, die eine Freisetzung der Schadstoffe ausschließt.

Vor allem wurden aber in der Machbarkeitsstudie (JÄGER et al. 1990) die Randbedingungen für die Verbringung von Abfall- und Reststoffen nach dem Prinzip des vollständigen Einschlusses definiert.

Im Länderausschuss Bergbau (LAB) wurden die Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Abfällen bei der immissionsneutralen Untertageverbringung als Versatz unter Tage definiert und fortgeschrieben (LAB 1994, LAB 1996). Hiernach kommen nur Abfälle infrage, deren Eluatwerte die Orientierungswerte der Tab. 4 einhalten.

Tab. 4: Orientierungswerte für die stoffliche Verwertung für die immissionsneutrale Untertageverbringung (LAB 1996)

Parameter	Orientierungswerte	
Eluatkriterien		
pH-Wert ¹⁾	5,5 - 13,0	
Leitfähigkeit	≤ 50 000	μS/cm
TOC	≤ 100	mg/l
Phenole	≤ 50	mg/l
Arsen	≤ 0,5	mg/l
Blei	≤ 1	mg/l
Cadmium	≤ 0,1	mg/l
Chrom-VI	≤ 0,1	mg/l
Kupfer	≤ 5	mg/l
Nickel	≤ 1	mg/l
Quecksilber	≤ 0,02	mg/l
Zink	≤ 5	mg/l
Fluorid	≤ 25	mg/l
Ammonium-N	≤ 200	mg/l
Cyanide, leicht freisetzbar	≤ 0,5	mg/l
AOX	≤ 1,5	mg/l
Wasserlöslicher Anteil (Abdampfrückstand)	6	Masse%

Bei Überschreitung der Orientierungswerte der Tab. 4 war nur eine Verbringung nach dem Prinzip des vollständigen Einschlusses möglich.

Der Stoffkatalog für die untertägige Verbringung wurde fortlaufend erweitert.

Der Verfahrensgang einer solchen Einzelfallprüfung auf dem BW Walsum ist am Beispiel der „Klärschlammverbrennungaschen (LAGA-ASN 313 09, EAK-ASN 19 01 03) der Fa. Innovatherm“ detailliert beschrieben. Die Prüfung zur Erweiterung der Stoffliste lief nach einem Schema ab, das in der Regel mehrere Monate umfasste. Die einzelnen Vorgänge sind bei der BR Arnsberg für das BW Walsum weitgehend vollständig dokumentiert. Im BW Walsum wurde die Liste der zugelassenen Abfall- und Reststoffe für die Verbringung (immissionsneutral und vollständiger Einschluss) regelmäßig erweitert.

Der Verfahrensablauf für eine Stoffzulassung war für die immissionsneutrale Verbringung und den vollständigen Einschluss weitgehend identisch. Die noch vorhandenen Akten aus dem BW Walsum zeigen, dass auch bei der immissionsneutralen Verbringung noch der Nachweis der Immissionsneutralität durch Gutachter und entsprechende Laboruntersuchungen erbracht werden musste. Das galt insbesondere dann, wenn die Stoffe in Tiefen kleiner 800 m verbracht werden sollten (Abb. 7).



BERGAMT MOERS

Bergamt Moers • Rheinberger Straße 194 • 47445 Moers

Ruhrkohle Bergbau AG
Bergwerk Walsum
Shamrockring 1

44623 Herne

Ihr Geschäftszeichen und Tag

RUHRKOHLE BERGBAU AG

Eing. **30. MAI 1995**

Orig. zu Einw. an: *BW WA*

Ablichtung an: *972, 5-11*

Weitere Ex. an:

Eingangsdatum: **01. Juni 1995**

Posteing.-Nr.: **420**

☒	☒	☒	☒	☒	☒	☒
Dg 1	Dg 2	Dg 3	Dma	Del	Dw	Uf
St - C	St - I	St - T	St - M	St - P	LdS	LdE
Ab	P	An	Mag	Sb	Wo	KoV
AmD	BR	Yr				

Kopie: *Uf* nach Umlauf

Bitte das Geschäftszeichen in der Antwort angeben.

Geschäftszeichen des Bergamts
w1-2.17-1-15

Moers
26.05.1995/r6

Betr.: Bergwerk Walsum, Grubenbetrieb
hier: Verbringung von Reststoffen auf der 550-m-Sohle Schacht Gerdt hinter Damm 4b

Bezug: Ihr Antrag vom 16.05.1995 - BW WA/UL/26-95 -

Anlg.: ohne

Der o. a. Antrag ist am 18.05.1995 beim Bergamt eingegangen.

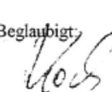
Da die Verfüllung in Teufen oberhalb -800 m NN eingebracht werden soll, kann der Betriebsplan erst nach einer wasserwirtschaftlichen Prüfung zugelassen werden.

Sie werden daher gebeten, den o. a. Betriebsplanantrag um ein Gutachten zu ergänzen, in dem die Immissionsneutralität der einzubringenden Reststoffe nachgewiesen wird.

Weiterhin wird darauf hingewiesen, daß der Einsatz der Reststoffe als Verfüllmaterial erst nach einer allgemeinen Zulassung nach § 4 Abs. 1 Nr. 2 GesBergV durch das Landesoberbergamt NRW erfolgen darf.

Im Auftrag:
gez. Neufang

Beglaubigt:



Regierungsamtsinspektor
(Koch)

Dienstgebäude: Rheinberger Straße 194
zu erreichen vom Hbf mit Linie 911, Haltestelle Ulfert-Rathaus

Fernsprecher
(0 28 41) 4 18 66 / 4 79 66

Telefax
(02841) 4 26 44

Postgremium Köln
(BLZ 370 100 50) Kto.-Nr. 702 68-701

Abb. 7: Beispiel für die Nachforderung zum Nachweis der Immissionsneutralität

Es ist auch davon auszugehen, dass bereits im Vorfeld Anfragen und Gespräche über die grundsätzliche Eignung stattgefunden haben, die jedoch nicht (mehr) dokumentiert sind.

Tab. 5: Beispiel für den Verfahrensablauf zur Erweiterung der Stoffliste zur untertägigen Verbringung auf dem BW Walsum

Beteiligte	Datum	Inhalt
	nicht dokumentiert	vorauslaufende Anfragen und Gespräche über die grundsätzliche Eignung
RAG an BA Moers	29.06.1998	Antrag auf Ergänzung des Betriebsplanes zur Verbringung gemäß dem Prinzip der Immissionsneutralität, 4 Anlagen (1) Technische Beschreibung der Verbringung durch die RAG (4 S.) (2) Untersuchungsbericht HGI (19.02.1998): Substanzanalyse, Verhalten gegenüber Säuren, Basen und Wasser, Auslaugungsversuche mit destilliertem Wasser und Grubenwasser, Arbeitsschutz (5 S.) (3) Gutachtliche Beurteilung der Immissionsneutralität durch die Universität Bonn** (13.05.1998; 6 S.) (4) Bergbauhygienische Prüfung gem. Gesundheitsschutzverordnung (GesBergV) durch HGI (19.02.1998, 7 S.)
BA Moers an Verteiler	07.07.1998	Bitte um Stellungnahme von: 1. Landesumweltamt (LUA) 2. Geologisches Landesamt (GLA) 3. BR Düsseldorf 4. Kreis Wesel 5. Stadt Rheinberg 6. Stadt Voerde 7. Stadt Dinslaken 8. Stadt Duisburg
	Juli/August 1998	Eingang der oben angeforderten Stellungnahmen mit weiterführenden Hinweisen, Empfehlungen und Einschränkungen. Hier z. B. Ausführliche Stellungnahme und Bewertung der Immissionsneutralität durch das LUA (12 S.)
BA Moers an RAG	24.09.1998 02.10.1998	Zulassung auf die immissionsneutrale Verbringung (keine Angaben von Mengen), Änderung des Sonderbetriebsplans w1-1-8-11 mit fachlicher Begründung und Auflagen (z. B. Begrenzung des Überschusswassers, Verbringung unterhalb -800 m) und Nebenbestimmungen
		Beginn der Verbringung

* Hygieneinstitut Gelsenkirchen

** Thein & Klingel, Universität Bonn

Der Stoffkatalog für die untertägige Verbringung wurde fortlaufend erweitert. Die Tab. 6 zeigt eine (unvollständige) Liste der Erweiterung des Stoffkatalogs für das BW Walsum.

Tab. 6: Erweiterung des Stoffkatalogs im BW Walsum

Antrag	Genehmigung	Abfall- und Reststoffe	Art der genehmigten Verbringung
19.07.1995		Filterstäube und Rauchgasreinigungsprodukte aus den Klärschlammverbrennungsanlagen (KVA) Bonn, Bottrop, Düsseldorf-Nord, Stuttgart und Wuppertal (Buchenhofen)	
22.11.1994		KVA Schlämme KA Düsseldorf Nord	
06.07.1995		Schlacken und Aschen RSN 31308	vollständiger Einschluss
1996		Filterstaub aus der Sonderabfallverbrennungsanlage der Fa. OMW in Karlsruhe (RSN 313 11)	
23.7.1996	28.08.1997	Papierschlammverbrennungsrückstände (RSN 31301) der Firma Ulmer Weißkalkwerke	immissionsneutral
23.7.1996		Sinteranlage der Firma Krupp-Hoesch	
1997		Fällungsschlamm/Filterkuchen der C/P-Anlage Bielefeld der Firma Edelhoff	vollständiger Einschluss
30.07.1997	18.02.1998	Hydroxidschlamm aus dem Elektroschmelzwerk Kempten der Firma ESK	immissionsneutral
21.11.1996		Kraftwerksrückstände (Sprühabsorptionssaschen) aus dem Steinkohlenkraftwerk Düsseldorf-Lausward	
1996	02.02.1998	Eisenhydroxidschlamm Grube Meggen (ASN 31620)	vollständiger Einschluss wegen hoher Zink-Gehalte
1997		ZABA-Filterkuchen der Firma BASF	immissionsneutral
1997		Filterstaub und Filterschlamm der Fa. Krupp-Thyssen-Nirosta in Bochum + Fa. Ventrab	
	29.01.1998	Eisenhydroxidschlamm RSN 51 309 der Thyssen Edelstahlwerke Krefeld	vollständiger Einschluss, da Immissionsneutralität nicht sicher nachgewiesen
	23.06.1998	Fällungsschlamm der Westdeutschen Drahtindustrie (WDI) in Hamm (ASN 316 39)	
29.06.1998	24.09.1998	KS Innovatherm	immissionsneutral
	31.03.1998	Kalkschlamm der Firma Westab	vollständiger Einschluss
	13.03.1998	Filterkuchen aus der Nassentstaubung der Gießerei Georg Fischer	vollständiger Einschluss

Bei freien Feldern in der Tabelle lagen keine Informationen (mehr) vor.

2.6 Datengrundlage und heutige Dokumentation

Die Dokumentation der immissionsneutralen Verbringung ist heute im Hinblick auf die ortsscharfe Zuordnung, die Herkunft und die eingebrachten Mengen nicht mehr vollständig nachvollziehbar.

In den Archiven der RAG und hier v. a. in den Grubenrissen⁶ sind keine vollständigen Unterlagen über die immissionsneutrale Verbringung mehr vorhanden. Dies betrifft insbesondere die verbrachten Massen und genauen Bereiche in den betroffenen Bauhöhen.

Bei der BR Arnsberg wurden auch noch die ausgelagerten Betriebsakten ausgewertet. Allerdings erlaubt der heute noch vorhandene Aktenbestand keine systematische und vollständige „Rekonstruktion“ der immissionsneutralen Verbringung.

Nach den Rundverfügungen des damaligen Landesoberbergamts (LOBA) vom 16.12.1987 und 28.12.1987 konnte Versatz immissionsneutral mit kohlestämmigen Reststoffen im Untertagebetrieb unter Einhaltung definierter Rahmenbedingungen von den Bergämtern ohne weitergehende wasserwirtschaftliche Prüfung zugelassen werden, weil von einer geogen bedingten, gleichartigen Belastung des Grubenwassers auszugehen war.

Der Aktenbestand der darauffolgenden Zulassungen durch die Bergämter ist heute nur unvollständig vorhanden.

2.6.1 Dokumentation bei der BR Arnsberg

Gemäß der Rundverfügung des Landesoberbergamts NRW vom 16.12.1987 bestand eine vierteljährliche Berichtspflicht der Bergämter über die Verwertung von Reststoffen/ Abfällen zur Verwertung und der Verwertung/Beseitigung von bergbaulichen Abfällen in den Bergbaubetrieben für das abgelaufene Vierteljahr gemäß vorgeschriebenen Formblättern. Die Berichtspflicht umfasste neben den verwerteten Reststoffen (immissionsneutral oder Bruchhohlraumverfüllung) und den bergbaulichen Abfällen in den Bergwerken auch den übertägigen Zuständigkeitsbereich des Bergamts.

Neben diesen Quartalsmeldungen gab es jährliche Zusammenfassungen des LOBA. Diese Daten wurden in aggregierter Form in die Jahresberichte des LOBA und die Berichte des Bundes übernommen.

Die Quartalsberichte der BA sind zum großen Teil noch im Staatsarchiv (eingelagert beim Materialprüfungsamt in Dortmund) in 14 Aktenordnern erhalten und wurden ausgewertet (Abb. 8).

⁶ Gemäß der Markscheiderbergverordnung vom 19.12.1986, Anlage 3, Teil 2, Punkt 3.1.6 ist nur die Verortung von „Grubenbauen für die Wasserhaltung“ verpflichtend. Alle anderen Eintragungen zur Nutzung der Grubenbaue lagen in der Entscheidung des Markscheiders, der das Risswerk führte.



Abb. 8: Dokumentation der verbrachten Abfälle in der Zuständigkeit des LOBA

Anhand dieser Datengrundlage wurde durch die BR Arnsberg in 2013 eine Übersicht über die Verwertung bergbaufremder Reststoffe im Steinkohlenbergbau unter Tage erstellt (Abb. 9).

Diese Aufstellung umfasste sowohl den vollständigen Einschluss als auch die immissionsneutral verbrachten Stoffe. Es ergibt sich eine Gesamtmasse von 1.635.169 Tonnen, die zwischen 1989 und 2005 in 11 BW eingebracht wurden (Abb. 9).

Bezirksregierung
Arnsberg 

Verwertung bergbaufremder Reststoffe im Steinkohlenbergbau unter Tage
einschließlich vollständiger Einschluss (Mengen in Tonnen)

Schachtanlagen	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	Jahre 1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	Summe
Monopol	150	9.608																9.758
Haus Aden	39.825	18.098																57.923
Haus Aden/ Monopol			16.694	11.350	34.495	42.416	43.958	21.794	38.684	3.258								212.659
Emil Mayrisch		12.611	15.587															28.198
Walsum		1.444	5.638	8.466	30.126	39.296	61.433	47.801	69.104	62.747	60.810	34.466	3.766	11.453	791			437.341
Hugo/ Consolidation	17.200	83.504	95.778	90.894	53.982	40.825	20.772	55.448	17.425									477.228
Ewald/Schlägel & Eisen				5.038	15.574	3.500	18.021	3.380	99.891									145.404
Friedrich Heinrich						8.630	12.215											20.845
Fürst Leopold/ Wulfen						5.151	6.939	9.123	18.023									39.276
Auguste Victoria								1.096	5.299									6.395
Blumenthal Haard							6.812											6.812
Lippe											45.268	47.327	13.817				36.171	142.583
Lothberg/ Osterfeld																	50.754	50.754
Summe	57.175	124.213	129.503	112.920	112.517	130.688	148.013	153.274	186.376	113.119	108.015	108.137	48.283	3.766	11.453	791	86.925	1.635.169

14 Versatz mit Reststoffen 13.09.2013

Abb. 9: Summarische Zusammenfassung der Verwertung bergbaufremder Reststoffe (Darstellung BR Arnsberg 13.09.2013)

Die Aufstellung der BR Arnsberg wurde anhand der Abb. 8 dargestellten Unterlagen und vor allem anhand der Excel-Datei von der ahu AG positiv auf Plausibilität geprüft.

Hierbei ist zu berücksichtigen:

- Die Erfassung erfolgte bei der RAG zunächst handschriftlich.
- Es erfolgte eine Übertragung per Schreibmaschine bei der RAG und eine Übermittlung an die BA.
- Beim LOBA wurden die Berichte der BA händisch aggregiert.
- Ab 1995 wurde eine elektronische Datenverarbeitung bei den Bearbeitern eingeführt und die Zahlen übertragen. Die Bilanzen wurden zunächst in verschiedenen Programmen gehalten.
- Ab Beginn der 2000er Jahre erfolgte nach und nach der Aufbau einer einheitlichen Excel-Datei, die bis heute Bestand hat.

2.6.2 Dokumentation bei der RAG

Die Darstellung der verbrachten Reststoffe ist im Risswerk nicht verbindlich vorgeschrieben und wurde von BW zu BW unterschiedlich gehandhabt. Wenn eine Darstellung erfolgte, so war diese sehr detailliert. Ein Beispiel für die untertägige Erfassung, Zuordnung und tabellarische Aufstellung aus dem BW Hugo Consolidation ist in Abb. 10 gezeigt. Grundlage waren alle Eintragungen im Risswerk. Es zeigt sich, dass auch sehr kleine Tonnagen (z. B. 20 Tonnen, 6. Zeile) eingebracht und – im Falle der Darstellung in den Grubenrissen – auch dokumentiert wurden.

Reststoffverwertung BW Consolidation

Baufeld	Meldenummer	Ort	Höhe	Müllart	Menge t	Zeitraum		Bemerkung
	aus Risswerk					von	bis	
CO Süd	ZV1 (22)	Albert n. Westen NW 101	-1048	RAA-Schlamm	2445	01.03.1989	15.06.1989	
CO Süd	ZV1 (24)	Dickebank 2, SO 92	-1053	Sprühabsorption	6460	26.06.1989	18.05.1990	
CO Süd	ZV1 (24)	Dickebank 2, SO 92	-1053	Trockenadditive	840	26.06.1989	18.05.1990	
CO Süd	ZV1 (24)	Dickebank 2, SO 92	-1053	Wirbelschichtasche	6292	26.06.1989	18.05.1990	
CO Süd	ZV1 (24)	Dickebank 2, SO 92	-1053	RAA-Schlamm	13838	26.06.1989	18.05.1990	
CO Süd	ZV1 (24)	Dickebank 2, SO 92	-1053	Bentonitschlamm	20	26.06.1989	18.05.1990	
CO Süd	ZV1 (25)	Präsident	-893 bis -1059	Sprühabsorption	7032	01.02.1990	29.06.1990	
CO Süd	ZV1 (25)	Präsident	-893 bis -1059	Trockenadditive	1777	01.02.1990	29.06.1990	
CO Süd	ZV1 (25)	Präsident	-893 bis -1059	Wirbelschichtasche	3110	01.02.1990	29.06.1990	
CO Süd	ZV1 (25)	Präsident	-893 bis -1059	RAA-Schlamm	7986	01.02.1990	29.06.1990	
CO Süd	ZV1 (26)	Röttgersbank2/ Wilhelm	-997 bis -1084	Sprühabsorption	5495	21.05.1990	29.06.1990	Röttgersbank 2
CO Süd	ZV1 (26)	Röttgersbank2/ Wilhelm	-997 bis -1084	Trockenadditive	1569	21.05.1990	29.06.1990	Röttgersbank 2
CO Süd	ZV1 (26)	Röttgersbank2/ Wilhelm	-997 bis -1084	Wirbelschichtasche	1267	21.05.1990	29.06.1990	Röttgersbank 2
CO Süd	ZV1 (26)	Röttgersbank2/ Wilhelm	-997 bis -1084	RAA-Schlamm	6317	21.05.1990	29.06.1990	Röttgersbank 2
CO Süd	ZV1 (27)	Dickebank 2	-1066	Sprühabsorption	3805	III/90 bis IV/90		
CO Süd	ZV1 (27)	Dickebank 2	-1066	Trockenadditive	1010	III/90 bis IV/90		
CO Süd	ZV1 (27)	Dickebank 2	-1066	RAA-Schlamm	2466	III/90 bis IV/90		
CO Süd	ZV1 (27)	Dickebank 2	-1066	Wirbelschichtasche	2052	III/90 bis IV/90		
CO Süd	ZV1 (28)	Dickebank 2	-948	Sprühabsorption	2180	I/91 - I/93		
CO Süd	ZV1 (28)	Dickebank 2	-948	Trockenadditive	410	I/91 - I/93		
CO Süd	ZV1 (28)	Dickebank 2	-948	Wirbelschichtasche	1545	I/91 - I/93		
CO Süd	ZV1 (28)	Dickebank 2	-948	RAA-Schlamm	5850	I/91 - I/93		
CO Süd	ZV1 (29)	Gesteinsberg 9.-10.S./ Qu.NO 103	-1050	Sprühabsorption	1795	I/91		
CO Süd	ZV1 (29)	Gesteinsberg 9.-10.S./ Qu.NO 103	-1050	Trockenadditive	355	I/91		
CO Süd	ZV1 (29)	Gesteinsberg 9.-10.S./ Qu.NO 103	-1050	Wirbelschichtasche	575	I/91		

Abb. 10: Beispiel für die Erfassung durch die RAG (2014)

Als Fazit der Auswertung des Risswerkes der einzelnen BW wird festgehalten:

- Mit den Angaben aus dem Risswerk ist nur eine grobe Klassifizierung der Reststoffgruppen möglich.
- Die Darstellungen sind – je nach Führung des Risswerkes – unterschiedlich. Häufig sind keine Mengenangaben enthalten. Es werden Massen- und Volumenbezeichnungen verwendet (Tonnen, Kubikmeter, Container).
- Es gibt keine begleitenden Verzeichnisse, zum Teil sind die Reststoffgruppen nicht unterteilt.
- Eine vollständige Mengenermittlung der überwachungsbedürftigen Stoffe ist durch die Auswertung des Risswerkes nicht möglich, da diese nicht immer eingetragen wurden (keine Pflicht zur Eintragung).
- Angaben über das BW Emil Mayrisch, das damals nicht in der Zuständigkeit der RAG lag, liegen nicht mehr vor.

Die so aus den Aufzeichnungen der Risswerke ermittelten Massen, die gemäß dem Prinzip des vollständigen Einschlusses verbracht worden sind, sind in der Summe für das BW Walsum um ca. 40.000 t und für das BW Hugo Consolidation um ca. 42.000 t niedriger als die Massenangaben der BR Arnsberg (vgl. Gesamtsummen in Abb. 1 und Abb. 9).

Bei den weiteren Betrachtungen gehen die Gutachter von den Mengen nach Angaben der BR Arnsberg aus (Abb. 9), weil die Unterlagen der RAG nicht (mehr) vollständig sind. Von der BR Arnsberg können heute allerdings keine genauen Angaben über die Orte für die Verbringung der immissionsneutralen Abfall- und Reststoffe gemacht werden. Hier sind die Unterlagen der RAG die Grundlagen für die Übersichtsdarstellungen.

Die Tab. 7 zeigt in einer Übersicht die BW mit immissionsneutraler Verbringung, soweit diese Daten heute noch vorliegen. Wie die Tab. 7 zeigt, variieren die Mengen sehr stark. In fünf von elf BW wurden deutlich unter 50.000 t eingebracht. In nur vier BW wurden mehr als 100.000 t, und auch über einen längeren Zeitraum, eingebracht. Mit Ausnahme der BW Lippe, BW Walsum und BW Lohberg endete die Verbringung 1998.

Für die Risikoabschätzung ist eine tonnagengenaue Massenermittlung weniger relevant. Die Abschätzungen zur Freisetzung und Ausbreitung gelten weitestgehend massenunabhängig.

2.7 Bergwerke mit immissionsneutraler Verbringung

Eine immissionsneutrale Verbringung erfolgte in insgesamt 11 BW (Tab. 7).

Die räumliche Zuordnung der Bauhöhen, in denen die immissionsneutrale Verbringung erfolgte, ist nur noch im Überblick möglich – viele Unterlagen, v. a. Betriebsakten der BW, sind heute nicht mehr vorhanden und es gibt nur einzelne Zufallsfunde. Im Gegensatz zu der räumlich sehr eng definierten Verbringung gemäß dem vollständigen Einschluss in den drei BW erfolgte die immissionsneutrale Verbringung von Reststoffen an vielen Stellen und oft nur punktuell im BW.

Für das BW Walsum liegt mit Abstand die beste Dokumentation vor, so dass auf dieser Grundlage auch die Tab. 5 und Tab. 6 erstellt werden konnten, möglicherweise weil hier

auch Abfall/Reststoffe nach dem Prinzip des vollständigen Einschlusses verbraucht wurden.

Im Folgenden werden besondere Sachverhalte aus der Aktenauswertung zu einzelnen BW aufgeführt. Grundlage sind – bis auf das BW Emil Mayrisch – die Dokumentation der BR Arnsberg (Abb. 8, Abb. 9) und der RAG. Die Tab. 7 gibt einen Überblick.

Tab. 7: Übersicht über die BW mit Verbringung bergbaufremder Reststoffe gemäß dem Prinzip der Immissionsneutralität
(Quelle: BR Arnsberg)

Nr	BW	Zeitraum	Reststoffe (t)*	Flöze	Baufelder	Art der Reststoffe	Teufe (m NHN)	Methode
1	Haus Aden / Monopol	1989-1998	204.733	Victoria Flöze Johann2, Ida, Karoline, Röttgersbank 2, Wasserfall, Karl			-790 bis -1.050	Schlepprohre
2	Hugo Consolidation	1989-1998	329.921	CO Süd Zollverein 1, Röttgersbank/WilhelmNW91, Zollverein 5, Albert 1/2, Matthias, Karl 1/2, Ernestine NW, Sonnenschein, Dickebank 2, Präsident, diverse Gesteinsberge, Sonnenschein		RAA, WA, SA, EFA	-895 bis -1.215	Bohrlöcher
3	Walsum	1991-2004	82.277					Schlepprohre
4	Emil Mayrisch	1989-1992	28.198	Flöze O, R, N				
5	Ewald / Schlängel & Eisen	1992-1997	145.404					
6	Friedrich Heinrich	1994-1995	20.845					
7	Fürst Leopold / Wulfen	1994-1998	39.276					
8	Auguste Victoria	1996-1998	6.395	10. Sohle, Flöze L, B	33, 34, 36, 37, 49		828/888	
				5. Sohle, Flöz Q	21, 22, 23/1, 24/2, 25, 30/1, 30/2, 31 35, 44			
9	Blumenthal Haard	1995	6.812					

Nr	BW	Zeitraum	Reststoffe (t)*	Flöze	Baufelder	Art der Reststoffe	Teufe (m NHN)	Methode
10	Lippe	1999-2005	142.583					
11	Lohberg/ Osterfeld	2005	50.754					
	Summe		1.057.198					

Freie Felder: keine Angaben verfügbar

RAA = RAA Schlämme, EFA = Elektrofilteraschen, SA = Sprühabsorption, WA = Wirbelschichtaschen.

* gemäß Bilanzierung BR Arnsberg

2.7.1 Haus Aden/Monopol

Keine Betriebsakten zur Immissionsneutralen Verbringung mehr vorhanden.

2.7.2 Hugo Consolidation

Keine Betriebsakten zur Immissionsneutralen Verbringung mehr vorhanden.

2.7.3 Walsum

Die noch aufgefundenen Akten dokumentieren den Ablauf der Beantragung und Zulassung (Tab. 5 und Tab. 6).

2.7.4 Emil Mayrisch

Die hydrogeologischen Angaben und die Angaben zum Aufbau des BW stammen i. W. aus ROSNER (2011). Betriebsakten des BW Emil Mayrisch zur der immissionsneutralen Verbringung sind bei der EBV GmbH in Hückelhoven und der Hauptverwaltung der EBV AG nicht mehr vorhanden (Telefonat mit Hr. Hofmann, 18.12.2017). Bei der BR Arnsberg konnte noch eine Betriebsakte zur Verbringung der immissionsneutralen Reststoffe eingesehen werden.

Das BW Emil Mayrisch liegt im Aachen-Erkelenzer Steinkohlenrevier. Es wurden v. a. Kohlen des Westfal A und B (mittleres Oberkarbon) abgebaut. Diese sind geologisch jünger als die Kohlen im zentralen Ruhrgebiet, wo Flöze des Namur C bis Westfal C abgebaut wurden. Die Abteufarbeiten für das BW wurden 1938 aufgenommen. Der Abbau erfolgte ab 1952 bis in eine Tiefe von -860 mNHN. Weitere Sohlen lagen bei -710 mNHN, -610 NHN und -530 NHN m.

Zwischen 1989 und 1990 wurden 28.198 t Reststoffe immissionsneutral verbracht. Verfüllt wurden v. a. Strecken (Förderberg). Dies erfolgte gemäß der aufgefundenen Betriebsakte im Wesentlichen in den Flözen O, R und N.

Es wurden ausschließlich „REA-Produkte“ aus dem Kohlekraftwerk Sierdorf nachversetzt. Die Reststoffe wurde volumenmäßig 1:1 mit Wasser vermischt. Die Zusammensetzung gemäß zweier noch vorliegender Analyse ist in der Tab. 8 dargestellt.

Tab. 8: Zusammensetzung der verbrachten immissionsneutralen Reststoffe im BW Emil Mayrisch (Quelle: Betriebsakte bei der BR Arnsberg)

Parameter	Konzentration (mg/kg)	
	04.10.90	11.02.92
Carbonat	98.000	115.00
Hydroxid	105.000	73.000
Sulfit	112.000	150.000
Sulfat	160.500	65.000
Silikat	66.000	65.000
Calcium	346.000	392.000
Chlorid	12.700	7.250
Cyanid	< 0,05	< 0,05
Eisen	5.700	7.600
Aluminium	7.550	17.900
Arsen*	34	31
Cadmium**	1,7	2,1
Quecksilber***	0,8	1,6

* Die mittlere Arsen-Konzentration bei gemäß vollständigem Einschluss eingebrachten Abfall- und Reststoffen liegt bei 79 mg/kg (s. Tab. 10, Teil 1 des Gutachtens).

** Die mittlere Cadmium-Konzentration bei gemäß vollständigem Einschluss eingebrachten Abfall- und Reststoffen liegt zwischen 249 mg/kg und 269 mg/kg (s. Tab. 12, Tab. 14).

*** Die mittlere Quecksilber-Konzentration bei gemäß vollständigem Einschluss eingebrachten Abfall- und Reststoffen liegt bei 6 mg/kg (s. Tab. 10, Teil 1 des Gutachtens).

Das BW wurde Ende 1992 stillgelegt. 1993 wurde die Wasserhaltung im Aachener Steinkohlenrevier eingestellt.

Der Grubenwasserstand liegt (2016) im Schacht I Emil Mayrisch I bei ca. -17,4 mNHN bei einem durchschnittlichen Anstieg von ca. 3 m/a. Bei diesem Wasserstand ist das Deckgebirge bereits ca. 300 m eingestaut. Die Grundwasserstände im Deckgebirge sind noch deutlich höher, so dass eine abwärts gerichtete Fließbewegung erfolgt. Der hydraulische Ausgleich wird bei ca. 80 mNHN erwartet. Dieser Wasserstand liegt noch ca. 30 m unterhalb des Wurmtalniveaus. Das Grundwasser wird dann langfristig den Gruben des Südlimburger Reviers zuströmen (IHS 2017).

2.7.5 Ewald/Schlägel & Eisen

Keine Betriebsakten zur Immissionsneutralen Verbringung mehr vorhanden.

2.7.6 Friedrich Heinrich

Keine Betriebsakten zur Immissionsneutralen Verbringung mehr vorhanden.

2.7.7 Fürst Leopold/Wulfen

Keine Betriebsakten zur Immissionsneutralen Verbringung mehr vorhanden.

2.7.8 Auguste Victoria

Keine Betriebsakten zur Immissionsneutralen Verbringung mehr vorhanden.

2.7.9 Blumenthal Haard

Keine Betriebsakten zur Immissionsneutralen Verbringung mehr vorhanden.

2.7.10 Lippe

Keine Betriebsakten zur Immissionsneutralen Verbringung mehr vorhanden.

2.7.11 Lohberg/Osterfeld

Keine Betriebsakten zur Immissionsneutralen Verbringung mehr vorhanden.

3 VERBRINGUNG DER ABFALL- UND RESTSTOFFE GEMÄSS DEM PRINZIP DES VOLLSTÄNDIGEN EINSCHLUSSES BEI DER BHV

Gefährliche Abfall- und Reststoffe wurden nach dem Prinzip des vollständigen Einschlusses in insgesamt drei BW verbracht. In Teil 1 des Gutachtens war dies für das BW Haus Aden/Monopol beschrieben worden. Im Folgenden werden die Verbringungsgebiete und die Verbringungstechniken BW Hugo Consolidation und das BW Walsum beschrieben. Die Massen und Inhaltsstoffe (Gefährdungspotentiale) werden in Teil B, Kap. 5 beschrieben.

3.1 BW Hugo Consolidation

3.1.1 Bruchhohlraumverfüllung BW Hugo Consolidation

Die Abb. 11 zeigt einen schematischen NW-SO-Schnitt durch die geneigt gelagerten Flöze, in die die Abfall- und Reststoffe gemäß dem Prinzip des vollständigen Einschlusses eingebracht wurden. Die Verbringung erfolgte mit Bohrungen von der Kopfstrecke aus (s. Abb. 14).

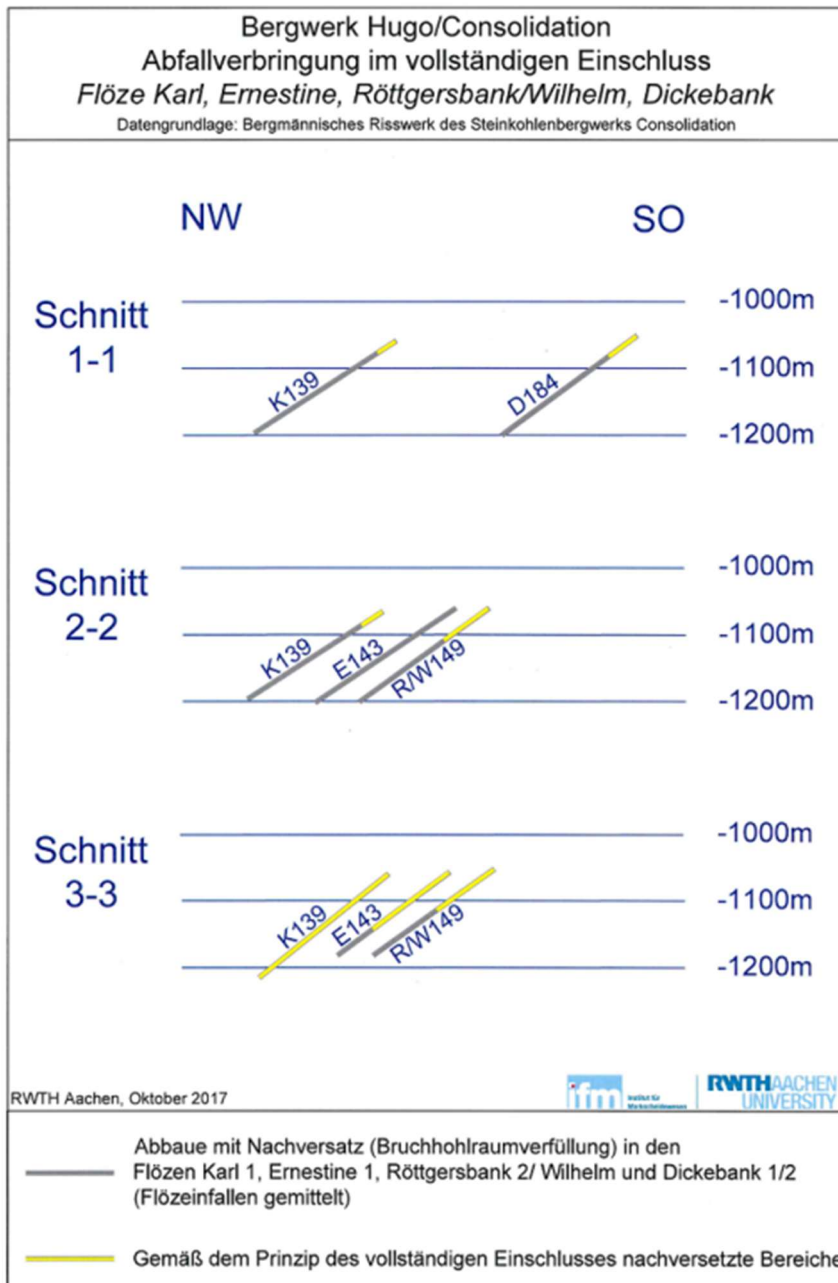


Abb. 11: Schnitt durch die Flöze mit eingebrachten Abfall- und Reststoffe gemäß dem Prinzip des vollständigen Einschlusses des BW Hugo Consolidation

Die flächige Darstellung (rot schraffiert) in den Abb. 12 und Abb. 13 zeigt die Bereiche an, in denen die Bohrungen niedergebracht wurden.

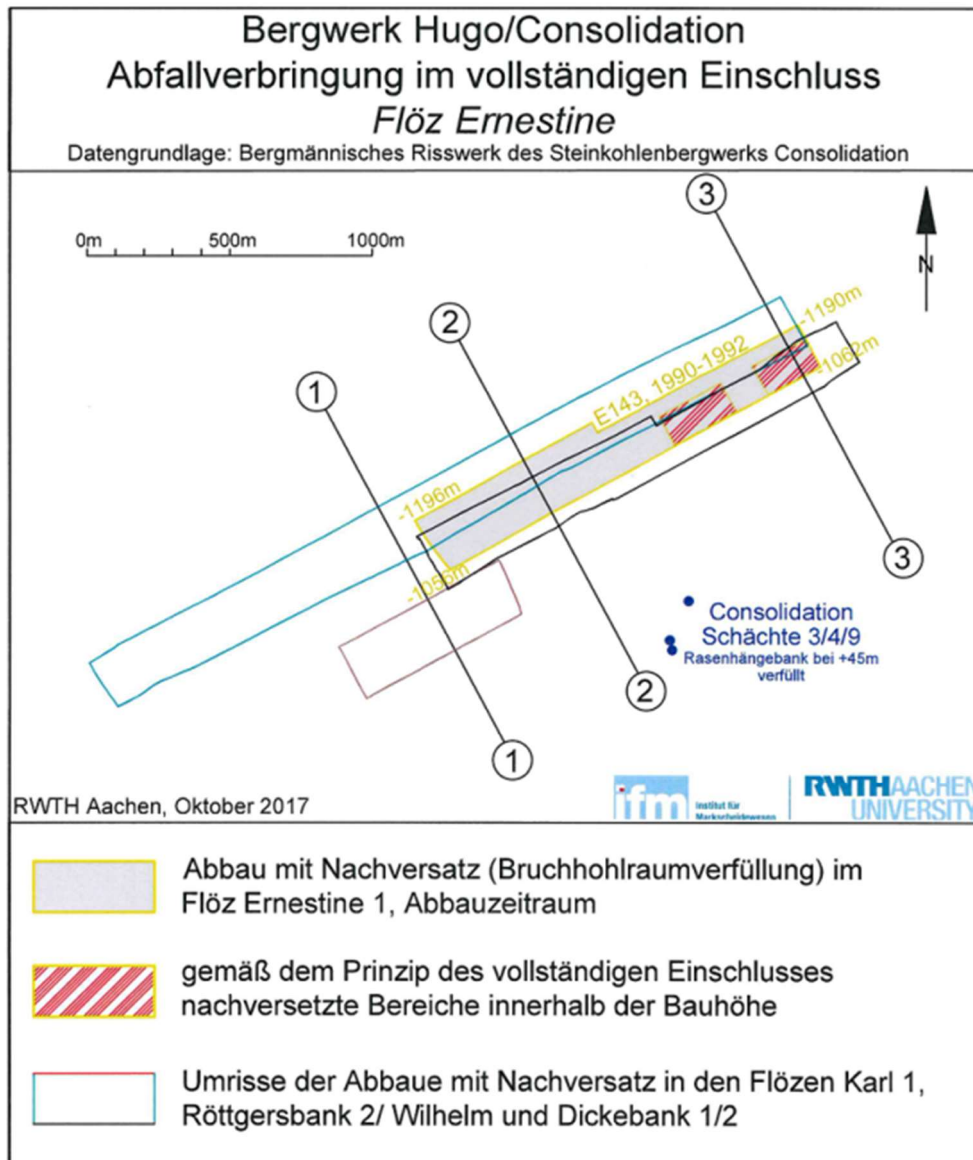


Abb. 12: Lage der Abbaue mit BHV im Flöz Ernestine des BW Hugo Consolidation

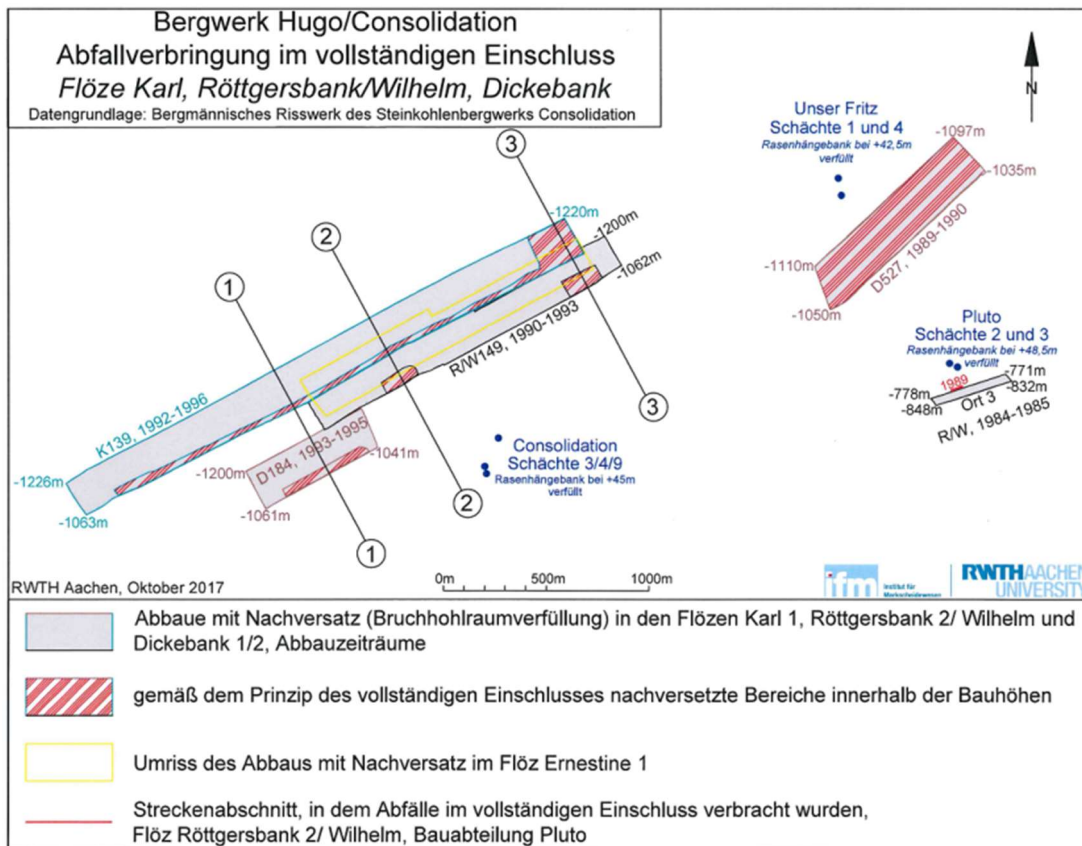


Abb. 13: Lage der Abbaue mit BHV in den Flözen Karl 1, Röttgersbank/Wilhelm 2 und Dickebank 1/2 des BW Hugo Consolidation

Die Abb. 14 zeigt beispielhaft für das Flöz Ernestine 143 (Abb. 12) den Abstand der Bohrungen und die verbrachten Mengen. Der durchschnittliche Abstand liegt bei ca. 15 m. Die Mengen sind – auch bei benachbarten Bohrungen – sehr unterschiedlich (Nr. 30: 1.090 t und Nr. 31: 0 t). Viele Bohrungen erfassten durch den Verbruch schon „zugelaufene“ Bereiche ohne Hohlräume, so dass keine Abfall- und Reststoffe verpresst werden konnten.

Werksdirektion Technische Dienste / ZGS			Anlage 1
Verbringung von HMVA-Reststoffen auf dem BW Consolidation			
Flöz Betriebspunkt		Ernestine 143	
Bohrloch Nr.	Metermarke [m]	Menge [t]	Zustand
1	525	1.214	verpreßt
2	510	40	verpreßt
2a	491	920	verpreßt
3	484	0	zugelaufen
4	470	0	zugelaufen
5	458	265	verpreßt
6	445	0	zugelaufen
7	432	0	zugelaufen
8	420	283	verpreßt
9	406	0	zugelaufen
10	540	0	zugelaufen
10a	546	0	zugelaufen
11	554	0	zugelaufen
11a	561	0	zugelaufen
12	566	0	zugelaufen
12a	573	0	zugelaufen
13	577	110	verpreßt
14	589	100	verpreßt
15	605	0	zugelaufen
16	620	140	verpreßt
17	635	140	verpreßt
18	650	0	zugelaufen
19	670	0	zugelaufen
20	200	33	verpreßt
21	216	4	verpreßt
22	230	50	verpreßt
23	240	40	verpreßt
24	158	295	verpreßt
25	148	0	zugelaufen
26	127	325	verpreßt
27	113	390	verpreßt
28	98	100	verpreßt
29	82	10	verpreßt
30	68	1.090	verpreßt
31	58	0	zugelaufen
32	50	0	zugelaufen
33	260	170	verpreßt
34	280	60	verpreßt
Summe		5.779	

Abb. 14: Auszug aus dem Abschlussbericht zum großtechnischen Versuch der Verbringung über Bohrlöcher im Baufeld Pluto, Flöz Ernestine 143 (Quelle: RAG)

3.2 BW Walsum

Die Verbringung der Abfall- und Reststoffe im BW Walsum erfolgte bei horizontaler Lagerung der Flöze im Schlepprohrverfahren.

3.2.1 Bruchhohlraumverfüllung Binsheimer Feld

Die Abb. 15 zeigt die Verbringungsgebiete im Flöz Anna sowie in Umrissen die überlagernden Flöze. Es wurden sowohl Abfall- und Reststoffe gemäß dem Prinzip des vollständigen Einschlusses als auch gemäß dem Prinzip der Immissionsneutralität in die Bruchhohlräume verbracht.

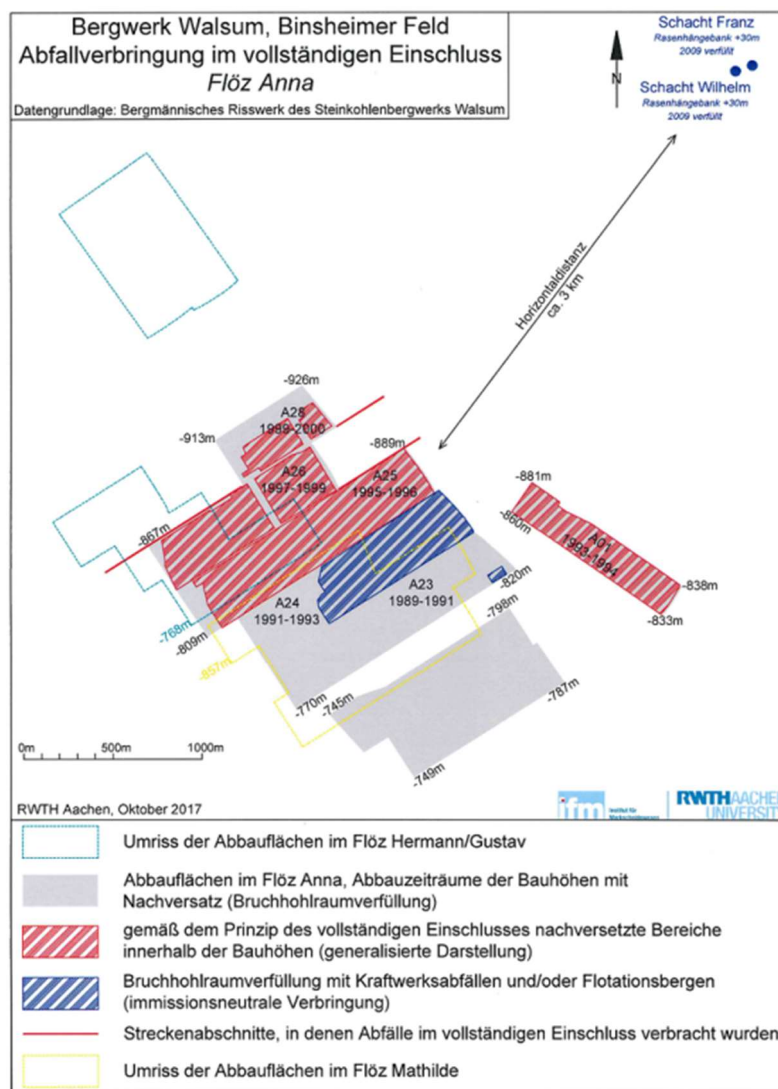


Abb. 15: BHV im Binsheimer Feld Flöz Anna im BW Walsum

Die Abb. 16 zeigt die Abbauflächen und die Verbringungsgebiete in den Flözen Hermann/Gustav und Mathilde sowie die Verbringungsgebiete im unterlagernden Flöz Anna. Es wurden sowohl Abfall- und Reststoffe gemäß dem Prinzip des vollständigen

Einschlusses als auch gemäß dem Prinzip der Immissionsneutralität in die Bruchhohlräume verbracht. In den gelb markierten Bereichen wurden die Strecken mit immissionsneutralen Reststoffen versetzt.

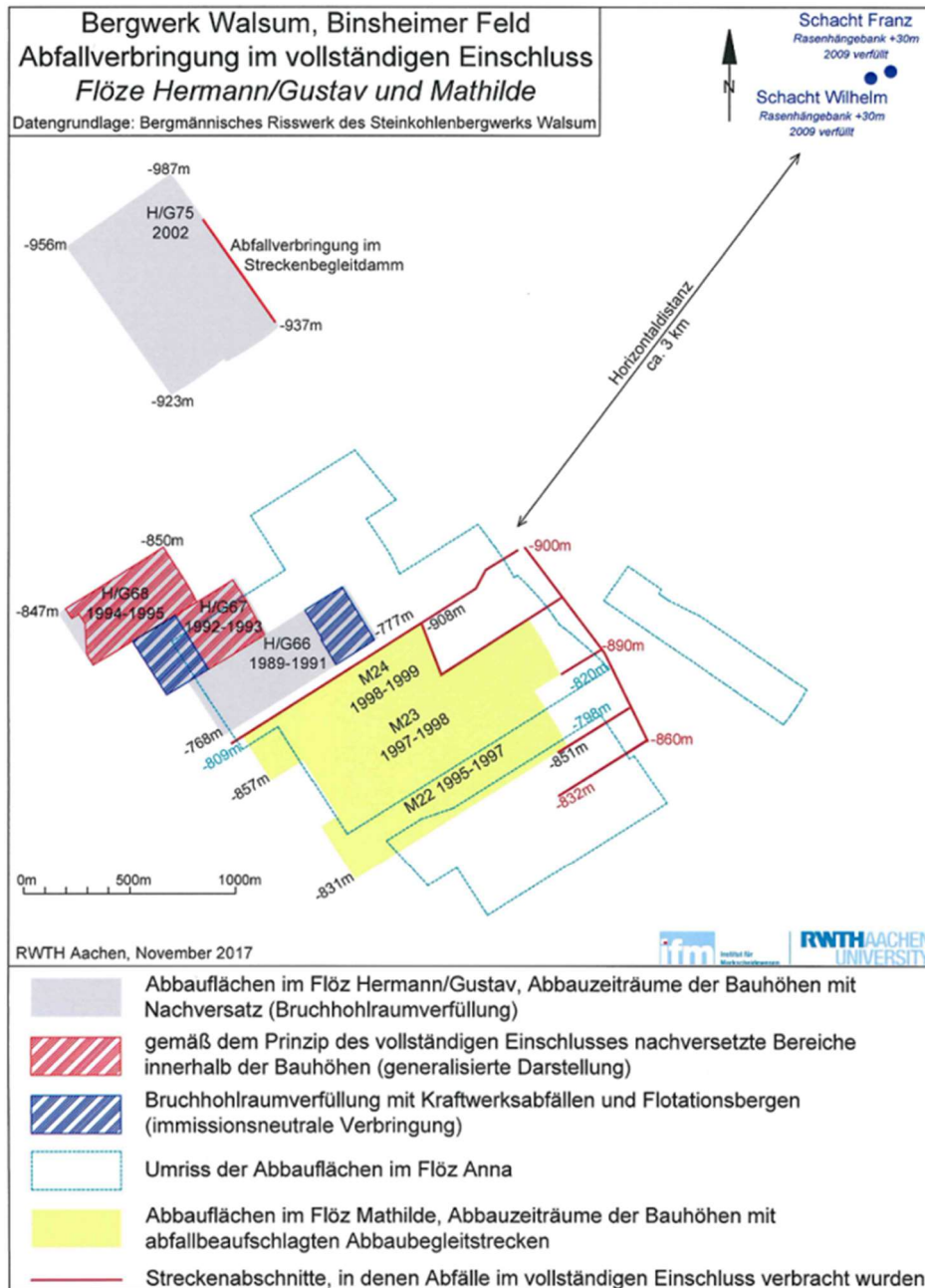


Abb. 16: BHV im Binsheimer Feld im Flöz Hermann/Gustav im BW Walsum

3.2.2 Bruchhohlraumverfüllung Walsumer Horst-Altfeld

Die Abb. 17 zeigt die Verbringungsgebiete im Flöz Zollverein. Es wurden ausschließlich Abfall- und Reststoffe gemäß dem Prinzip des vollständigen Einschlusses verbracht.

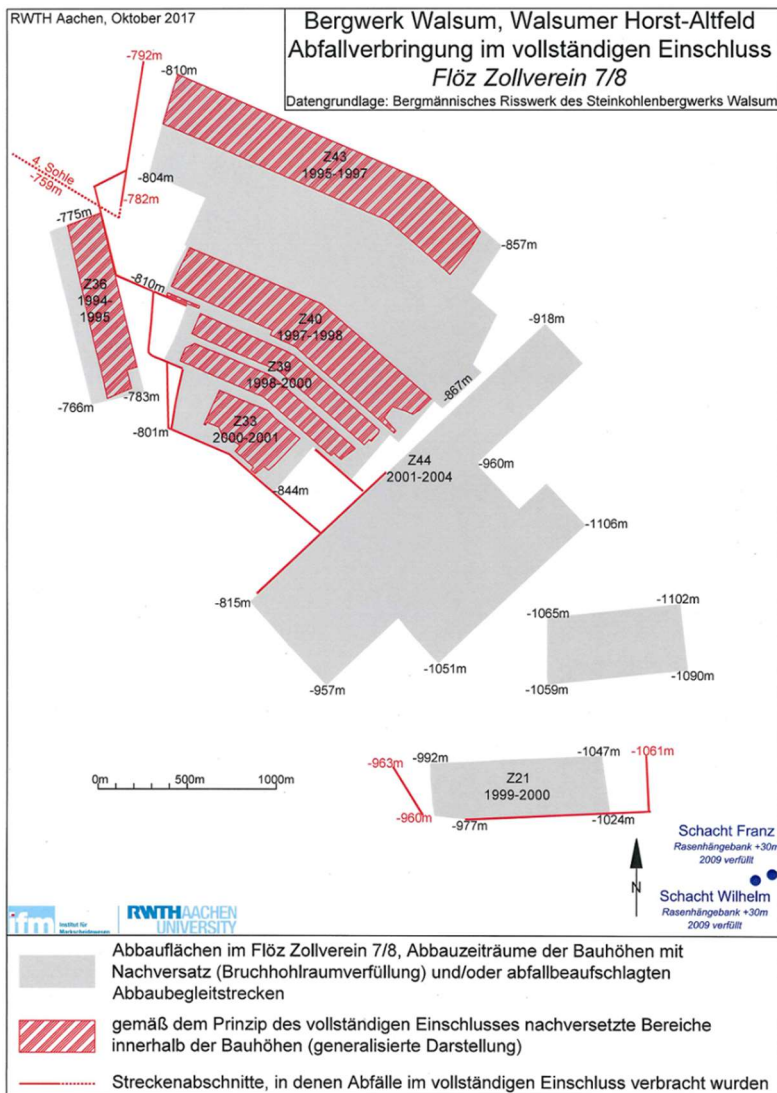


Abb. 17: BHV im Walsumer Horst-Altfeld im BW Walsum

4 GENEHMIGUNGSMANAGEMENT BEI DEN VERSATZMAßNAHMEN UN- TERTAGEVERBRINGUNG

Wie in der Verfügung des Landesoberbergamts NRW vom 18.01.1991 dokumentiert, sollte in Arbeitskreisen, bestehend aus Vertretern des Geologischen Landesamtes, des Landesamtes für Wasser und Abfall, der Bezirksregierungen, der Staatlichen Umweltämter, der Kreise bzw. kreisfreien Städte, des Landesoberbergamts (federführend) und der Bergämter geprüft werden, ob die in der Machbarkeitsstudie geforderten Voraussetzungen der Untertageverbringung im Falle konkret geplanter Versatzbereiche tatsächlich vorlagen und damit der vollständige Einschluss gefährlicher Abfälle im Steinkohlengebirge gewährleistet war. An diese Prüfung schloss sich standortspezifisch die Durchführung des jeweiligen bergrechtlichen Betriebsplanverfahrens an.

Dies ist im Detail im Detailbericht 2, Kapitel 3 zum BW Walsum und im Kapitel 4 zum BW Hugo Consolidation beschrieben.

4.1 BW Hugo Consolidation

4.1.1 Ablauf des Zulassungsverfahrens, Prüfung der Einhaltung der in der Machbarkeitsstudie geforderten Voraussetzungen für eine umweltverträgliche Untertageverbringung gefährlicher Abfälle

Begleitet von den Gutachtern der Machbarkeitsstudie wurden im damaligen Verbundbergwerk Consolidation/Nordstern in den Jahren 1989 und 1990 in Abbaubetrieben der Baufelder Pluto und Unser Fritz die ersten Großversuche zur untertägigen Verbringung von Flugaschen, Stäuben und Rauchgasreinigungsrückständen aus Hausmüllverbrennungsanlagen als Nachversatz durchgeführt.

Die (befristeten) bergbehördlichen Zulassungen vom 22.02.1989 (Flöz Röttgerbank/Wilhelm) bzw. vom 11.12.1989 (Flöz Dickebank) der Sonderbetriebspläne für diese gutachterlich begleiteten Versuche erfolgte unter Beteiligung des Landesamtes für Wasser und Abfall NRW, des Geologischen Landesamtes NRW, des Regierungspräsidenten Arnsberg, des Staatlichen Amtes für Wasser- und Abfallwirtschaft Herten sowie der Stadt Herne.

Die Durchführung anschließender großtechnischer Versuche im Westfeld des Bergwerks Consolidation/Nordstern wurde mit dem „Sonderbetriebsplan für die Verbringung von Flugaschen und Stäuben [...] und Rauchgasreinigungsrückständen [...] aus Hausmüllverbrennungsanlagen als hydraulischer Nachversatz“ vom 06.07.1990 beim Bergamt Gelsenkirchen beantragt.

Die (befristete) Zulassung der Versuche im Westfeld erfolgte unter Beteiligung des Landesamtes für Wasser und Abfall NRW, des Geologischen Landesamtes NRW, des Regierungspräsidenten Münster, des Staatlichen Amtes für Wasser- und Abfallwirtschaft Herten sowie der Stadt Gelsenkirchen. Vorgetragene Hinweise, Anregungen und Bedenken wurden im Rahmen der Prüfung und Entscheidungsfindung berücksichtigt. Im Zulassungsbescheid vom 28.01.1991 legte das Bergamt Gelsenkirchen unter anderem fest, dass diese Versuche ebenfalls gutachterlich zu begleiten und die Abbaubegleitstrecken sowie Streben spätestens nach Abschluss der jeweiligen Bauhöhe mit Abfällen aus kohlegefeuerten Kraftwerken und Feuerungsanlagen zu verfüllen waren; auch die mit

den Abbaustrecken verbundenen Querschläge waren nach Aufgabe der Bauabteilung abschnittsweise mit immissionsneutralen Abfällen zu verfüllen.

Um die über einzelne Betriebsversuche hinausgehende allgemeine Zustimmung zu diesem Versatzverfahren zu erwirken, wurde der Bergbehörde im *Mai 1991* das „Rahmenkonzept für die Verbringung von Flugaschen und -stäuben [...] und Rauchgasreinigungsrückständen [...] aus Hausmüllverbrennungsanlagen (HMVA-Reststoffe) zur Bruchhohlraumverfüllung auf dem Bergwerk Consolidation/Nordstern“ vorgelegt, also fast zeitgleich mit entsprechenden Rahmenkonzepten für die Bergwerke Haus Aden/Monopol und Walsum (s. Detailbericht 2, Kap. 4.2).

Basierend auf den Bestimmungen des Bundesberggesetzes legte das für die Prüfung des Sonderbetriebsplanes zuständige Bergamt Gelsenkirchen diesen im Dezember 1991 sowie die berichtigte und ergänzte Fassung vom 13.02.1992 im Februar 1992 den am Zulassungsverfahren zu beteiligenden Stellen vor. Am 30.06.1993 erfolgte die Zulassung des „Sonderbetriebsplan[es] für die Verwertung von Reststoffen als Nachversatz zur Bruchhohlraumverfüllung im Südfeld des Bergwerks Hugo Consolidation [...]“.

Nach Zulassung dieses Sonderbetriebsplanes wurde im Südfeld des Bergwerks Hugo Consolidation nur noch ein weiterer Nachversatzbetrieb aufgenommen: ab September 1993 wurden die Bruchhohlräume des Abbaubetriebes 184 im Flöz Dickebank 1/2 mit HMVA-Abfällen beaufschlagt. Die Abbaubegleitstrecken wurden mit Flotationsbergen, Kohlekraftwerksabfällen und KV-Abfällen verfüllt.

Darüber hinaus erfolgte am 21.09.1993 noch ein Antrag auf Zulassung eines „Sonderbetriebsplan[es] für die Verbringung von Reststoffen nach dem Prinzip des vollständigen Einschlusses auf dem Bergwerk Hugo Consolidation“, der sich auf die Bauabteilungen Hugo-Zylinder und Hugo-Südfeld bezog. Beide Bauabteilungen befanden sich im Nordfeld des Bergwerks Hugo Consolidation. Dort sollte das Schlepprohrverfahren zur Anwendung kommen. Dieser Betriebsplan durchlief das Zulassungsverfahren und wurde im begleitenden Arbeitskreis diskutiert. Die Zulassung durch das Bergamt Gelsenkirchen erfolgte am 14.10.1994. Zu einer Umsetzung der Planungen kam es jedoch nicht mehr.

4.1.2 Begleitende Prüfung durch den Arbeitskreis

In Fortsetzung der ersten Großversuche (1989 bis 1990) erfolgten, ebenfalls wissenschaftlich begleitet, im Westfeld des Bergwerks Consolidation/Nordstern weitere Großversuche (ab 1993 Südfeld des Bergwerks Hugo Consolidation). Diese wurden im Rahmen der in der nachfolgenden Tab. 9 genannten Arbeitskreissitzungen diskutiert. Der Arbeitskreis wurde gemäß der Verfügung des damaligen Landesoberbergamtes NRW vom 18.01.1991 gebildet. Neben Vertretern der Bergbehörde und des Bergbauunternehmens nahmen Vertreter weiterer Behörden, deren Aufgabenbereiche von den Vorhaben betroffen waren, an den Sitzungen teil.

Ziel war es, im bergrechtlichen Betriebsplanverfahren die Zulassung für einen Nachversatzbetrieb erst dann auszusprechen, wenn ein Einvernehmen mit den Arbeitskreismitgliedern bestand. Die Niederschriften zu den in der Tab. 9 genannten Sitzungen des für das BW Hugo Consolidation gebildeten Arbeitskreises lassen erkennen, dass die vom Bergbauunternehmen vorgelegten Betriebspläne für Nachversatzmaßnahmen intensiv geprüft und dabei Mängel sowie Unklarheiten aufgezeigt wurden. Dies führte zu Änderungen und Ergänzungen der Betriebspläne. Die betriebliche Durchführung wurde ebenfalls durch diesen Arbeitskreis begleitet; hierbei erfolgten unter anderem Sachstandsberichte seitens des Bergbauunternehmens.

Tab. 9: Sitzungen des Arbeitskreises zum BW Hugo Consolidation

Nr.	Sitzungstag und -ort	Diskutiert wurden insbesondere folgende Themen:
0	07.11.1990 Bergamt Gelsenkirchen Diese Sitzung ging der den Arbeitskreis konstituierenden Verfügung des LOBA vom 18.01.1991 voraus	1) Erörterung des Sonderbetriebsplans vom 06.07.1990 „für die Verbringung von Flugaschen und Stäuben (Abfall-Schlüssel-Nr. 31309) und Rauchgasreinigungsrückständen (Abfall-Schlüssel-Nr. 31312) aus Hausmüllverbrennungsanlagen als hydraulischer Nachversatz“ im Westfeld des Bergwerks Consolidation/Nordstern, Flöze Ernestine und Röttgersbank/Wilhelm; Fortsetzung der zuvor in den Baufeldern Pluto und Unser Fritz durchgeführten großtechnischen Versuche 2) GLA: – keine Bedenken gegen eine Zulassung des Betriebsplanes, nach Abschluss des Versuchsbetriebes sollten anhand von Kernbohrungen der Versatzfaktor und k_r -Werte ermittelt werden. – Einbringen von Nachversatz auch in schon abgebaute Bereiche? Bergamt: alte Bereiche könnten nur sehr schwierig nachversetzt werden. LOBA: Zielsetzung der Landesregierung sei eindeutig der Versatz in laufenden Betrieben. 3) LWA (schriftliche Stellungnahme): – Der Abstand des Versuchsbetriebes von der unteren bzw. oberen Sohle sei zu gering, und es wurden keine Versuche hinsichtlich der Eluierbarkeit der eingebrachten Stoffe durchgeführt. RAG: als Ersatzmaßnahme/Barriere werden die Abbaustrecken vollständig mit Kraftwerksabfällen verfüllt (s. Machbarkeitsstudie). – Ein Versuchsbetrieb in Flöz Röttgersbank 2/ Wilhelm sei aufgrund der Wechsellagerungen von Sandstein, Sandschiefer und Tonschiefer nicht ratsam. RAG: die angesprochene Sandsteinschicht sei praktisch nicht wasserdurchlässig. Bzgl. der Wechsellagerung Verweis auf die Machbarkeitsstudie. 4) RP Münster: – Frage nach der Quantifizierung der für einen sicheren Abschluss der Abfälle erforderlichen Tonanteile im Nebengestein. RAG: die für einen vollständigen Einschluss erforderliche Plastizität und k_r -Wert des Nebengesteins seien im mittleren Ruhrkarbon gegeben. GLA: die große Abbauteufe und der damit verbundene Gebirgsdruck seien für den dichten Abschluss der Tonschieferschichten entscheidend. – Übertägige Maßnahmen bei Betriebsstörungen. 5) STAWA Herten: keine Bedenken gegen eine Zulassung des Betriebsplans 6) Stadt Gelsenkirchen: – Frage nach der Einwirkung der versetzten Abfälle auf das Wasser. Bergamt: die Gutachter der Machbarkeitsstudie hätten festgestellt, dass Einwirkungen auf das Grundwasser nicht möglich seien. GLA, LWA, STAWA Herten und RP Münster teilten diese Auffassung. – Fragen zum Schichtenaufbau (Flöz und Nebengestein) – Überwachung des großtechnischen Versuchs? Bergamt: Überwachungsbehörde sei das Bergamt Gelsenkirchen, die weitere Begleitung des Versuchs erfolge durch das LOBA NRW und die Gutachter. – Hydrogeologische Überwachung der versetzten Bereiche? GLA: im Zuge der Grubenwassersümpfung bei betriebenen Bergwerken könnten Analysen gezogen werden; bei stillgelegten Bergwerken sei die Wasserdurchlässigkeit der Schichten laut der Machbarkeitsstudie als sehr gering zu betrachten.
(Fortsetzung Tab. 9)		

Nr.	Sitzungstag und -ort	Diskutiert wurden insbesondere folgende Themen:
1	02.07.1991 Landesoberbergamt NRW	1) Rahmenkonzept des Bergwerks Consolidation/Nordstern der Ruhrkohle Westfalen AG vom 06.05.1991 „für die Verbringung von Flugaschen und -stäuben (Reststoff-Schlüssel 31309) und Rauchgasreinigungsrückständen (Reststoff-Schlüssel 31312) aus Hausmüllverbrennungsanlagen (HMVA-Reststoffe) zur Bruchhohlraumverfüllung [...]“ 2) Großtechnische Versuche seit 1986 zur Verbringung von Kraftwerksabfällen und seit 1989 zur Verbringung von Aschen aus der Hausmüllverbrennung 3) Ziel der Abfallverbringung: Abdichten des an die Kopfstrecke angrenzenden Bruchhohlraumes
2	13.09.1991 Bergwerk Consolidation/Nordstern	1) Weitere Diskussion des Rahmenkonzeptes vom 06.05.1991 2) Gemäß gutachterlicher Stellungnahme der DMT vom 06.09.1991 (Thein et al.) waren die in der Machbarkeitsstudie für den vollständigen Einschluss geforderten Bedingungen mit einer Ausnahme, den Mindestabstand von 20-25 m zur nächsten Sohle betreffend, erfüllt. Als Ersatzmaßnahme wurde eine Barriere mit Kraftwerksabfällen (immissionsneutrale Verbringung) gefordert, d. h. nach Beendigung des Abbaus mussten die Abbaustrecken sowie Abschnitte der unterbauten Querschläge mit Kraftwerksabfällen aus der Kohlenverbrennung vollständig verfüllt werden 3) Abschluss der eingebrachten Stoffe von der Biosphäre, Elutionsversuche 4) Entsorgung von möglicherweise austretendem Überschusswasser 5) „Mögliche Betriebsstörungen und sich daraus ergebende Maßnahmen sind im Rahmenbetriebsplan zu betrachten und zu regeln“ 6) Übertägige Infrastruktur, Transport der HMVA-Abfälle zum Schacht 7) Auswirkungen der Abfallverbringung auf den Bergwerksbetrieb und die Lagerstättennutzung, Dokumentation der Abfallverbringung im Grubenbild 8) Wasserstoff-Entgasung des Versatzgutes
3	12.11.1991 Bergwerk Consolidation/Nordstern	Entwurf des Rahmenbetriebsplans für die Verbringung von Reststoffen/Abfällen nach dem Prinzip des vollständigen Einschlusses auf dem Bergwerk Consolidation/Nordstern; „Bei der Überarbeitung des Entwurfs sollten auch die Erkenntnisse aus den parallel stattfindenden Arbeitskreisen einfließen.“
4	29.01.1992 Bergwerk Consolidation/Nordstern	1) Aufgrund der Vorschriften des Bundesberggesetzes war der Betriebsplan vom 06.12.1991 „für die Verbringung von Reststoffen nach dem Prinzip des vollständigen Einschlusses auf dem Bergwerk Consolidation/Nordstern“ als <i>Sonderbetriebsplan</i> zu behandeln; der Betriebsplan wurde diskutiert, dabei auf Mängel und Unklarheiten hingewiesen 2) Es wurde nochmals klargestellt, „dass die Aufgabe des Arbeitskreises darin bestand, anhand des vorgelegten Rahmenkonzeptes zu prüfen, ob die Rahmenbedingungen der „Machbarkeitsstudie“ erfüllt [wurden, ... und] die technische Durchführung des Vorhabens zu begleiten.“
5	28.01.1993 Landesoberbergamt NRW	1) Sachstandsbericht bzgl. des großtechnischen Versuches zum Verbringen von Abfällen aus Hausmüllverbrennungsanlagen im Westfeld des Bergwerks Consolidation/Nordstern, Berichtszeitraum Juli bis Dezember 1992 2) Erörterung der Bedenken der Stadt Gelsenkirchen gegen den Probebetrieb; diese wurden „von den übrigen vertretenen Fachbehörden nicht geteilt [...] und] eine Fortführung des Probebetriebs [...] für erforderlich [gehalten ...]. Insbesondere die Gebirgsdruckmessungen mittels Druckmessdosen im Alten Mann (bei geneigter Lagerung) [seien] weiter zu verfolgen, um den vollständigen Einschluss des Materials zu dokumentieren.“

(Fortsetzung Tab. 9)		
Nr.	Sitzungstag und -ort	Diskutiert wurden insbesondere folgende Themen:
6	27.04.1993 Landesoberbergamt NRW	1) Sachstandsbericht bzgl. des großtechnischen Versuches zum Verbringen von Abfällen aus Hausmüllverbrennungsanlagen im Westfeld des Bergwerks Consolidation/Nordstern, Berichtszeitraum Januar bis März 1993 2) Im Zuge des Qualitätssicherungsprogramms Kernbohrung aus einem Querschlag in den Versatzraum des Flözes Karl 3) Gutachterliche Bewertung von Grubenwasseranalysen durch das StAWA Herten
7	05.10.1993 Landesoberbergamt NRW	1) Sachstandsbericht bzgl. des großtechnischen Versuches zum Verbringen von Abfällen aus Hausmüllverbrennungsanlagen im Westfeld des Bergwerks Consolidation/Nordstern, Berichtszeitraum Januar bis Juni 1993 2) Beurteilung von Grubenwasseranalysen 3) Geplante Ausdehnung der Verbringung von Abfällen auf das Baufeld Hugo im Bereich der flachen Lagerung, hier Einsatz des Schlepprohrverfahrens
8	11.01.1994 Landesoberbergamt NRW	1) Sonderbetriebsplan vom 21.09.1993 zur Verbringung von Reststoffen/Abfällen nach dem Prinzip des vollständigen Einschlusses in den Bauabteilungen Hugo-Zylinder und Hugo-Südfeld des Bergwerks Hugo Consolidation 2) Erweiterung des Stoffkataloges 3) Geochemisches Rückhaltevermögen des tonhaltigen Nebengesteins
9	07.03.1994 Landesoberbergamt NRW	1) Sachstandsbericht bzgl. des großtechnischen Versuches zum Verbringen von Abfällen aus Hausmüllverbrennungsanlagen im Bergwerk Hugo Consolidation, Berichtszeitraum Juli bis Dezember 1993 2) Stand des Betriebsplanverfahrens für die Verbringung von Reststoffen/Abfällen nach dem Prinzip des vollständigen Einschlusses in den Bauabteilungen Hugo-Zylinder und Hugo-Südfeld des Bergwerks Hugo Consolidation 3) Erweiterung des Stoffkataloges; es wurde festgelegt, dass für neue Stoffe der Nachweis erbracht werden musste, „dass diese [Anm.: gemäß der Formulierung in der Niederschrift zur 10. Sitzung] im Sinne der Machbarkeitsstudie schadlos verbracht werden [konnten].“
10	07.06.1994 Landesoberbergamt NRW	1) Sachstandsbericht zur Abfallverwertung im Bergwerk Hugo Consolidation, Berichtszeitraum Januar bis Mai 1994 2) Diskussion der Anträge auf Erweiterung des Stoffkataloges
11	01.06.1995 Landesoberbergamt NRW	1) Sachstandsbericht zur Abfallverwertung im Bergwerk Hugo Consolidation, Berichtszeitraum Juni 1994 bis April 1995 2) Diskussion bezüglich zulässiger Abfallstoffe und Überwachung der Schadstoffgehalte 3) Anwendung der vom Länderausschuss Bergbau erarbeiteten „Technischen Regeln für den Einsatz von bergbaufremden Reststoffen/Abfällen als Versatz“
12	02.11.1995 Landesoberbergamt NRW	1) Der Vertreter der Stadt Gelsenkirchen äußerte Bedenken gegenüber der nach dem Prinzip des vollständigen Einschlusses geplanten Verwertung des unter Mitverbrennung von Aktivkohlefiltern aus der Hausmüllverbrennung im kohle-gefeuerten Kraftwerk Düsseldorf-Lausward entstehenden Abfallstoffes 2) Sachstandsbericht zur Abfallverwertung im Bergwerk Hugo Consolidation, Berichtszeitraum Mai bis September 1995 3) Weitere Planung des Bergwerks: Einstellung der Bruchhohlraumverfüllung in der geneigten Lagerung, Einsatz des Schlepprohrverfahrens im Nordteil des Grubenfeldes

(Fortsetzung Tab. 9)		
Nr.	Sitzungstag und -ort	Diskutiert wurden insbesondere folgende Themen:
13	23.04.1996 Ruhrkohle Montalith GmbH, Bottrop	1) Sachstandsbericht zur Abfallverwertung im Bergwerk Hugo Consolidation, Berichtszeitraum Oktober 1995 bis März 1996 2) „Erläuterung des Endberichtes des Qualitätssicherungsprogramms für die Verwertung von Reststoffen als Nachversatz zur Bruchhohlraumverfüllung in den Grubenräumen des Bergwerks Hugo Consolidation“ 3) „Austausch der Überwachungsdaten“ 4) Erweiterung des Stoffkataloges
14	12.05.1998 Landesober- bergamt NRW	1) Sachstandsbericht zur Abfallverwertung im Bergwerk Hugo Consolidation, Berichtszeitraum April 1996 bis April 1998 2) Überwachung der Versatzmaßnahmen 3) Abschluss der Versatzmaßnahmen nach dem Prinzip des vollständigen Einschlusses im März 1996; anschließend wurden noch die Abbaubegleitstrecken der zuletzt betriebenen Nachversatzbetriebe gemäß Nebenbestimmung der Betriebsplanzulassungen mit immissionsneutralen Abfällen und Flotationsbergen dicht verfüllt. Die im Nordfeld des Bergwerks Hugo Consolidation geplante Errichtung einer Anlage zur Bruchhohlraumverfüllung nach dem Schlepprohrverfahren wurde nicht mehr durchgeführt. 4) Beschluss des Oberverwaltungsgerichtes Münster vom 18.07.1997, wonach es sich beim Einsatz von Abfällen zur Bruchhohlraumverfüllung um eine stoffliche Verwertung handelt

4.2 BW Walsum

4.2.1 **Ablauf des Zulassungsverfahrens, Prüfung der Einhaltung der in der Machbarkeitsstudie geforderten Voraussetzungen für eine umweltverträgliche Untertageverbringung gefährlicher Abfälle**

Den 1993 und 1994 erfolgten bergrechtlichen Zulassungen der Sonderbetriebspläne für die Verwertung besonders überwachungsbedürftiger Abfälle als Nachversatz zur Bruchhohlraumverfüllung im Bergwerk Walsum lagen folgende Unterlagen zugrunde:

- Sonderbetriebsplananträge des Bergbauunternehmens mit Anlagen.
- Ergebnisse des mit öffentlichen Mitteln geförderten RAG-Forschungsvorhabens Nr. 701 "Untersuchung zur Verwendung von Kraftwerksrückständen in Bergwerken".
- Machbarkeitsstudie "Studie zur Eignung von Steinkohlenbergwerken im rechtsrheinischen Ruhrkohlenbezirk zur Untertageverbringung von Abfall- und Reststoffen" (Jäger et al. 1990).
- Gutachterliche Stellungnahme zur Übertragbarkeit der hydrogeologischen Randbedingungen der o. g. Machbarkeitsstudie für die grundwasserverträgliche Verbringung schadstoffhaltiger Reststoffe auf den linksrheinischen Abbaubereich „Binsheimer Feld“ des Bergwerks Walsum der Ruhrkohle AG (Obermann und Müller 1991).
- Gutachterliche Stellungnahme zur Umweltverträglichkeit des Rahmenkonzeptes für die Verbringung von Gemischen aus feinkörnigen Aufbereitungsabgängen sowie Flugaschen und -stäuben und Rauchgasreinigungsrückständen aus Hausmüllverbrennungsanlagen und aus Klärschlammverbrennungsanlagen oder Gießerei-Altständen zur Bruchhohlraumverfüllung auf dem Bergwerk Walsum (Thein et al., 23.09.1991).
- Gutachterliche Stellungnahme zur Übertragbarkeit der geologischen und hydrogeologischen Randbedingungen der o. g. Machbarkeitsstudie für die grundwasserverträgliche Verbringung schadstoffhaltiger Reststoffe auf den linksrheinischen Teil des Abbaubereiches „Walsumer Horst-Altfeld“ des Bergwerks Walsum der Ruhrkohle AG (Thein et al., 16.12.1993).
- Ergebnisse der Sitzungen des begleitenden Arbeitskreises (Kap. 4.2.2) unter Beteiligung folgender Stellen (tlw. wechselnde bzw. anschließende Zuständigkeiten): Landesamt für Wasser und Abfall NRW, Landesumweltamt NRW, Geologisches Landesamt NRW, Regierungspräsident Düsseldorf, Staatliches Amt für Wasser- und Abfallwirtschaft Düsseldorf, Staatliches Umweltamt Duisburg, Kreis Wesel, Stadt Dinslaken, Stadt Duisburg, Stadt Rheinberg, Stadt Voerde, Landesoberbergamt NRW, Bergamt Dinslaken, Bergamt Moers, Ruhrkohle Niederrhein AG, Ruhrkohle Montalith GmbH.

4.2.2 Begleitende Prüfung durch den Arbeitskreis

Im Jahr 1991 wurde im Hinblick auf die Verwertung von Abfällen aus der Hausmüllverbrennung als Nachversatz im Steinkohlenbergbau zwischen der Bergbehörde NRW und dem Bergbauunternehmen Absprachen getroffen und in der Verfügung des damaligen Landesoberbergamtes NRW vom 18.01.1991 dokumentiert.

Ziel war es, im bergrechtlichen Betriebsplanverfahren die Zulassung für einen Nachversatzbetrieb erst dann auszusprechen, wenn ein Einvernehmen mit den Arbeitskreismitgliedern bestand. Die Niederschriften zu den in der Tab. 10 genannten Sitzungen des für das Bergwerk Walsum gebildeten Arbeitskreises lassen erkennen, dass die vom Bergbauunternehmen vorgelegten Betriebspläne für Nachversatzmaßnahmen intensiv geprüft und dabei Mängel sowie Unklarheiten aufgezeigt wurden. Dies führte zu Änderungen und Ergänzungen der Betriebspläne. Die betriebliche Durchführung wurde ebenfalls durch diesen Arbeitskreis begleitet; hierbei erfolgten unter anderem Sachstandsberichte seitens des Bergbauunternehmens.

Tab. 10: Sitzungen des Arbeitskreises zum BW Walsum

Nr.	Sitzungstag und -ort	Diskutiert wurden insbesondere folgende Themen:
1	12.07.1991 Landesoberbergamt NRW	1) Zuvor durchgeführte großtechnische Versuche im Bergwerk Walsum zur Bruchhohlraumverfüllung mit Flotationsbergen und Kraftwerksabfällen 2) Rahmenkonzept des Bergwerks Walsum der Ruhrkohle Niederrhein AG vom 20.06.1991 „für die Verbringung von Gemischen aus feinkörnigen Aufbereitungsabgängen sowie Flugaschen und -stäuben (Reststoff-Schlüssel-Nr. 31309) und Rauchgasreinigungsrückständen (Reststoff-Schlüssel-Nr. 31312) aus Hausmüllverbrennungsanlagen (HMVA-Reststoffe) und aus Klärschlammverbrennungsanlagen (KV-Reststoffe) oder Gießerei-Altsanden (Reststoff-Schlüssel-Nr. 31401) zur Bruchhohlraumverfüllung“ (Abbaubereich Binsheimer Feld) 3) Fragen zum Genehmigungsverfahren: „Auch im [bergrechtlichen] Betriebsplanverfahren ist durch Beteiligung der Fachbehörden und der betroffenen Kommunen die öffentliche Transparenz der Planung gewahrt“
2	26.09.1991 Bergwerk Walsum	1) Weitere Diskussion des o. g. Rahmenkonzeptes zur untertägigen Verbringung von Abfällen nach dem Prinzip des vollständigen Einschlusses im Bergwerk Walsum; Diskussionsschwerpunkte waren insb. mögliche Austritte von Überschusswasser im Zuge der Verbringung, Wasserzuflüsse in den Versatzraum, Kompaktion des Versatzraumes, Maßnahmen zur Verhinderung von Wasserwegsamkeiten bei Abbaubegleistrecken mit einseitiger Abbauführung 2) Übertragbarkeit der Machbarkeitsstudie auf den linksrheinischen Abbaubereich Binsheimer Feld, Gutachten vom 28.04.1991 (Obermann und Müller) und vom 23.09.1991 (Thein et al.) 3) Überwachung der Abfallverbringungsanlage und Behandlung möglicher Störfälle 4) „Eine Gefährdung des Trinkwassergebietes „Binsheimer Feld“ ist nicht zu erkennen.“
3	14.11.1991 Bergwerk Walsum	Entwurf des Rahmenbetriebsplans für die Verbringung von Abfällen nach dem Prinzip des vollständigen Einschlusses im Bergwerk Walsum; insbesondere wurde über folgende Themen diskutiert: 1) Ausschluss einer Grubenwasserbelastung im Zuge der Abfallverbringung 2) Erbringung des Nachweises, dass die Schachtrohrleitung auch dem spezifisch schwersten Stoffgemisch standhält

Nr.	Sitzungstag und -ort	Diskutiert wurden insbesondere folgende Themen:
(Fortsetzung Tab. 10)		
4	06.02.1992 Bergwerk Walsum	1) Aufgrund der Vorschriften des Bundesberggesetzes war der „Betriebsplan für die Verbringung von Reststoffen nach dem Prinzip des vollständigen Einschlusses auf dem Bergwerk Walsum“ als <i>Sonderbetriebsplan</i> zu behandeln. 2) Ankündigung des Landesoberbergamts NRW, die Modalitäten von Kontrollen bei den Verbrennungsanlagen mit den Regierungspräsidenten, den zuständigen Gewerbeaufsichtsämtern und den Betreibern der nordrhein-westfälischen Hausmüllverbrennungsanlagen abzustimmen und festzulegen; „Werden regelmäßige Kontrollen bei den Reststoffherzeugern durchgeführt, kann auf Rückstellproben beim Reststoffverwerter verzichtet werden.“
5	21.01.1994 Landesoberbergamt NRW	1) Sachstandsbericht für das Jahr 1993 über die Abfallverwertung bei der Bruchhohlraumverfüllung im Binsheimer Feld 2) Aussprache zum Konzept für die Verbringung von Abfällen nach dem Prinzip des vollständigen Einschlusses in den Abbaubetrieben des Flözes Zollverein 7/8 im Walsumer Horst-Altfield
6	18.05.1994 Landesoberbergamt NRW	1) Sachstandsbericht für das 1. Quartal 1994 über die Abfallverwertung bei der Bruchhohlraumverfüllung im Binsheimer Feld 2) Aussprache zu den vorliegenden Stellungnahmen zum Betriebsplanantrag für die Verbringung von Abfällen nach dem Prinzip des vollständigen Einschlusses im Walsumer Horst-Altfield in den Abbaubetrieben des Flözes Zollverein 7/8
7	25.10.1994 Landesoberbergamt NRW	1) Sachstandsbericht für das 2. und 3. Quartal 1994 über die Abfallverwertung bei der Bruchhohlraumverfüllung im Binsheimer Feld 2) Stand des Betriebsplanverfahrens für die Verbringung von Abfällen nach dem Prinzip des vollständigen Einschlusses im Walsumer Horst-Altfield in den Abbaubetrieben des Flözes Zollverein 7/8: die Stellungnahmen aller Verfahrensbeteiligten lagen derzeit vor, sodass die Zulassung kurz darauf erfolgen konnte
8	11.05.1995 Landesoberbergamt NRW	1) Sachstandsbericht für das 4. Quartal 1994 und das 1. Quartal 1995 über die Abfallverwertung bei der BHV im Binsheimer Feld und im Walsumer Horst-Altfield, Erläuterung einer Störung in der untertägigen BHV-Anlage 2) Weitere Planung der Abfallverwertung im Bergwerk Walsum 3) Anwendung der vom Länderausschuss Bergbau erarbeiteten „Technischen Regeln für den Einsatz von bergbaufremden Reststoffen/Abfällen als Versatz“
9	02.11.1995 Bergwerk Walsum	1) Sachstandsbericht für das 2. und 3. Quartal 1995 über die Abfallverwertung bei der Bruchhohlraumverfüllung im Binsheimer Feld und im Walsumer Horst-Altfield 2) Erweiterung der übertägigen BHV-Anlage um vier Silos; diese Kapazitätserweiterung ermöglichte die Annahme weiterer MVA-Abfälle 3) Fortführung der vom Länderausschuss Bergbau erarbeiteten „Technischen Regeln für den Einsatz von bergbaufremden Reststoffen/Abfällen als Versatz“
10	23.04.1996 Ruhrkohle Montalith GmbH Bottrop	1) Sachstandsbericht für das 4. Quartal 1995 und für das 1. Quartal 1996 über die Abfallverwertung bei der BHV im Binsheimer Feld und im Walsumer Horst-Altfield, Erläuterung einer Störung in der übertägigen BHV-Anlage 2) Weitere Planung der Abfallverwertung im Bergwerk Walsum 3) „Erläuterung des Endberichtes des Qualitätssicherungsprogramms für die Verwertung von Reststoffen als Nachversatz zur Bruchhohlraumverfüllung in den Grubenräumen des Bergwerks Walsum“
11	02.11.1998 Bergwerk Walsum	1) Sachstandsbericht für den Zeitraum vom 2. Quartal 1996 bis zum 3. Quartal 1998 über die Abfallverwertung bei der Bruchhohlraumverfüllung im Binsheimer Feld und im Walsumer Horst-Altfield, Erläuterung einer Störung in der übertägigen und einer Störung in der untertägigen BHV-Anlage 2) Weitere Planung der Verwertung von Abfällen im Bergwerk Walsum 3) Beschluss des Oberverwaltungsgerichtes Münster vom 18.07.1997, wonach es sich beim Einsatz von Abfällen zur Bruchhohlraumverfüllung um eine stoffliche Verwertung handelt

TEIL B: AKTUELLE UND ZUKÜNFTIGE GEFÄHRDUN- GEN INSBESONDERE DES GRUND- UND OBERFLÄ- CHENWASSERS IM EINZUGSBEREICH DER STEIN- KOHLENBERGWERKE (RISIKOANALYSE)

1 AUFBAU DER RISIKOANALYSE

Die Struktur und der Aufbau der Risikoanalyse wurde im Teil 1 des Gutachtens entwickelt und ist nach wie vor gültig. Sie beinhaltet als wesentliche Bausteine eine hydrogeologische und hydrogeochemische Systembeschreibung, die Erfassung des Gefährdungspotentials sowie Abschätzungen des Freisetzungspotentials und des Ausbreitungspotentials in das Umfeld der Bruchhohlraumverfüllungen bzw. darüber hinaus (Abb. 18). Die Verknüpfung der Bausteine ermöglicht eine integrierte Risikoanalyse, auf deren Grundlage sich die gestellten Fragen hinsichtlich der Risiken, der notwendigen Maßnahmen und des zukünftigen Monitorings beantworten lassen. Hierbei werden auch verschiedene hydraulische Zustände (Grubenwasserstände) berücksichtigt.

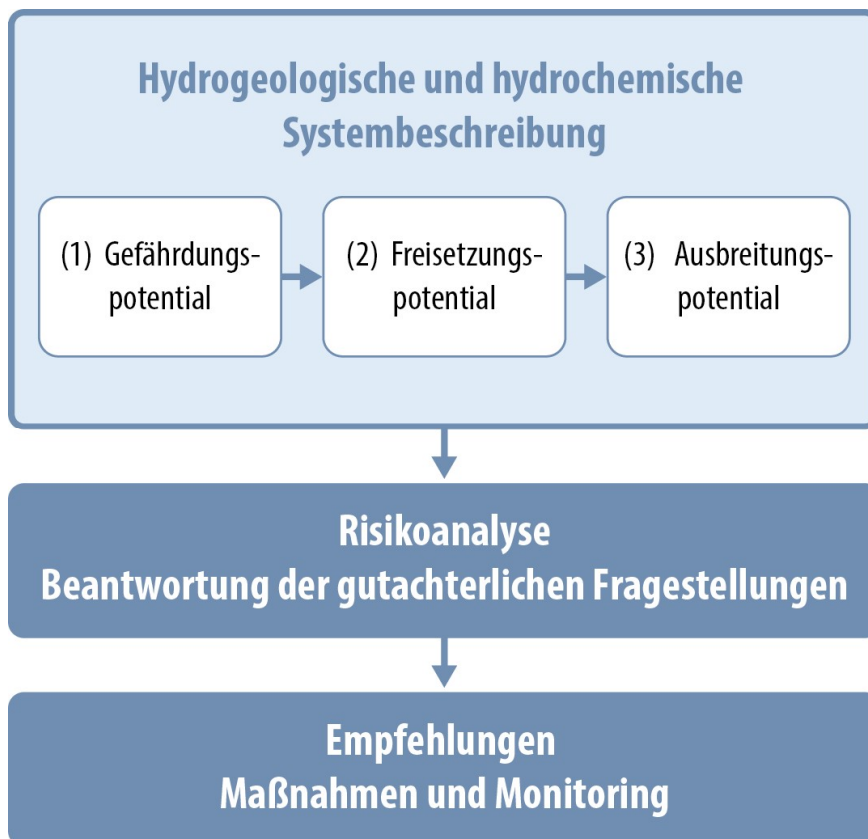


Abb. 18: Grundsätzliche Vorgehensweise bei der Risikoanalyse in Teil 1 und Teil 2

1.1 Risikoanalyse BHV

Im **Teil B1** wird das Risiko, das von der BHV in den BW Hugo Consolidation und BW Walsum ausgeht, betrachtet. Aufgrund der unterschiedlichen Stoffeigenschaften wird zwischen den anorganischen Schadstoffen (Schwermetalle) und den organischen Schadstoffen (Dioxine und PAK) unterschieden. Grundlage sind die Ergebnisse aus Teil 1 des Gutachtens sowie weiterführende Untersuchungen hinsichtlich des Freisetzungspotentials (v. a. Sorption) und der Ausbreitung in einem Grundwasserfließsystem in der fernen Zukunft. Weiterhin wird das Risiko der immissionsneutralen Verbringung abgeschätzt.

Die **hydrogeologische und hydrogeochemische Systembeschreibung** zeigt den geologischen/hydrogeologischen Aufbau inkl. Störungen, die Eigenschaften und Verbreitung der Schichten, die Abgrenzung der hydrogeologischen Einheiten (z. B. Durchlässigkeit) und die hydraulischen Wirkungszusammenhänge zwischen den einzelnen hydrogeologischen Einheiten. Diese Wirkungszusammenhänge berücksichtigen den langjährigen Einfluss des Bergbaus, die verschiedenen hydrogeochemischen Verhältnisse und die unterschiedlichen Flutungszustände der Grubengebäude. Die hydrogeologische und hydrogeochemische Systembeschreibung bildet damit auch den Rahmen für die Modellierung zur Abschätzung des Freisetzungspotentials (PHREEQC) und für das numerische Modell zur Grundwasserströmung, wie sie in Teil 1 des Gutachtens erfolgt sind.

Zur Beschreibung des **Gefährdungspotentials** werden Art, Mengen und Verortung der im Grubengebäude verbrachten bzw. eingesetzten Stoffe beschrieben.

Die Frage, ob, wie, in welchen Konzentrationen und Frachten und über welche Zeiträume diese Stoffe in das Tiefengrundwasser freigesetzt werden, ist Inhalt der Abschätzung des **Freisetzungspotentials** in Teil 1 des Gutachtens. Wegen des unterschiedlichen Stoffverhaltens wird es gesondert für Schwermetalle (v. a. Blei, Cadmium, Zink), Dioxine und Furane sowie PAK betrachtet. Für die anorganischen Stoffe wird dabei ein über den damaligen empirischen Forschungsansatz hinausgehender Ansatz verfolgt, in dessen Mittelpunkt hydrogeochemische und chemisch-thermodynamisch basierte Modellierungen (PHREEQC) stehen. Die hydraulischen Randbedingungen für die Freisetzung (Fließrichtungen und Fließmengen sowie Stoffinhalte des Tiefengrundwassers) werden aus der Systembeschreibung und den Grundwassermodellierungen abgeleitet. Ergebnisse sind dann Quellterme zur Freisetzung der Stoffe (Konzentrationen über die Zeit) für verschiedene Stoffe, die eine wichtige Eingangsgröße für die Grundwassermodellierungen sind. In Teil 2 werden diese Modellierungen überprüft und um die Bedeutung der Sorption von Schwermetallen an dem tonigen Umgebungsgestein der BHV erweitert.

Das **Ausbreitungspotential** wird mit Hilfe numerischer Grundwassersimulationen berechnet. Grundlage – auch der Bewertungen im Teil 2 – sind die Ergebnisse aus Teil 1. Es wird geprüft, inwieweit im Bereich der BW Hugo Consolidation und BW Walsum gegenüber den Modellgrundlagen abweichende Verhältnisse im Hinblick auf Hydrogeologie, Tektonik, Hydrochemie sowie Lage und Struktur des Röhrensystems vorliegen.

1.2 Risikoanalyse der immissionsneutralen Reststoffe

Für die Risikoanalyse der immissionsneutralen Reststoffe liegen bezüglich des Gefährdungspotentials nur wenige Feststoffanalysen aus dem BW Emil Mayrisch vor (Tab. 8).

Das Freisetzungspotential wurde nicht hydrogeochemisch modelliert, da hierfür zuwenig Daten vorliegen. Auch kann aus der Höhe der Feststoffgehalte (Gefährdungspotential) nicht auf die Konzentrationen bei der Freisetzung geschlossen werden.

Die Ausbreitung im Tiefengrundwasser wurde für die einzelnen BW nicht modelliert. Sie unterliegt aber denselben Prinzipien wie die detailliert beschriebene Ausbreitung beim BW Haus Aden.

1.3 Risikoanalyse PCB

Im **Teil B2** wird die Risikoanalyse für die PCB aus Teil 1 aktualisiert. Hierbei werden folgende neuere Erkenntnisse berücksichtigt:

- untertägige Probenahmen auf PCB in den BW Auguste Victoria, BW Prosper Haniel, BW Haus Aden/Monopol, BW Zollverein und dem BW Ibbenbüren,
- 100 L-Wasserproben der Grubenwassereinleitungen des BW Haus Aden, BW Zollverein (Leitung Zollverein, Leitung Stinnesdamm),
- erweiterte Recherche hinsichtlich der Altölentsorgung.

B 1: RISIKOANALYSE BRUCHHOHLRAUMVERFÜLLUNG (BHV)

2 SCHUTZGÜTER UND BEURTEILUNGSGRUNDLAGEN BEI DER RISIKOANALYSE

2.1 Vollständiger Einschluss

In dem Teil 1 des Gutachtens ist das Risiko ausgehend von der BHV im BW Haus Aden/Monopol bewertet. Die gleichen Bewertungsprinzipien sind auch für die BHV im BW Hugo Consolidation und im BW Walsum anzusetzen.

Die BHV erfolgte nach dem Prinzip des „vollständigen Einschlusses“. Das Prinzip des „vollständigen Einschlusses“ wird in LAB 1996 wie folgt definiert: *„Das Prinzip des vollständigen Einschlusses erfordert, dass die in dem Versatzmaterial enthaltenen Schadstoffe dauerhaft unter Tage eingeschlossen und auf diese Weise von der Biosphäre ferngehalten werden, so dass ihre Rückkehr zur Biosphäre nicht zu erwarten ist. Dies setzt voraus, dass sich eine möglichst vollständige Abschirmung des Versatzmaterials gegenüber dem Grundwasser (Lösungen und Laugen) erreichen lässt und ein Transport von Schadstoffen bis in die Biosphäre verhindert wird (LAB 1996)“.*

Als Schutzgut wird hier mehrfach die Biosphäre definiert. Allerdings wird nicht weiter definiert, was um 1996 unter der Biosphäre zu verstehen ist.

Was ist die Biosphäre?

Unter der Biosphäre (von griechisch *bíos* ‚Leben‘ und *sphaira* ‚Kugel‘) wird heute (2016) im Allgemeinen der „*Raum mit Leben*“ eines Himmelskörpers verstanden. Auf der Erde reicht die Biosphäre bis ungefähr von 60 km über und bis 5 km unter die Erdoberfläche. Die Außengrenzen der Biosphäre werden ausschließlich von Mikroorganismen bewohnt (<https://de.wikipedia.org/wiki/Biosph%C3%A4re>).

Für die Grubenbaue kann aufgrund der guten Zugänglichkeit während des Abbaus und der menschlichen Tätigkeit davon ausgegangen werden, dass die Bioaktivität (z. B. sulfatreduzierende Bakterien) in diesen Bereichen um ein Vielfaches höher ist als in vergleichbaren Tiefen ohne Bergbautätigkeit. Diese Bereiche gehören damit nach heutigem Verständnis zur Außengrenze der Biosphäre.

Die damalige Formulierung „Rückkehr zur Biosphäre“ und andere Formulierungen zeigen an, dass die Bereiche, in denen die BHV erfolgte, und das Tiefengrundwasser nicht zur Biosphäre gerechnet wurden.

Allerdings wurde seinerzeit auch davon ausgegangen, dass das Grubenwasser bis weit in das Deckgebirge ansteigt und sich dann in den Grubengebäuden eine stabile teufenabhängige Schichtung bildet. Die dann noch zu hebende Grubenwassermenge wäre im Wesentlichen in der Größenordnung der Höhe der Grundwasserneubildung gewesen.

Im derzeitigen Grubenwasserkonzept soll hingegen dauerhaft bei einem Grubenwasserstand weit unterhalb des Deckgebirges gesümpft werden und belastetes Grubenwasser in die Lippe und den Rhein (Biosphäre) eingeleitet werden.

Langfristig freigesetzte Stoffe aus der BHV wären durch die geforderte „*möglichst vollständige Abschirmung*“ und die verschiedenen Barrieren im Tiefengrundwasser verblieben.

Die Risikoanalyse erfolgt in Bezug auf die Schutzgüter Grund- und Oberflächengewässer. Der allgemeine Begriff „Biosphäre“ ist nach heutigem Verständnis kein definiertes Schutzgut.

2.2 Immissionsneutrale Verbringung

Schutzgut bzw. der relevante Bewertungsgegenstand ist v. a. das Tiefengrundwasser und das umgebende Gebirge. Da es sich v. a. um Flugaschen und -stäube aus kohlelegefeuerten Kraftwerken handelte, war die Grundannahme, dass diese Reststoffe keine grundsätzlich andere chemische Zusammensetzung und damit kein anderes Gefährdungspotential haben als das umgebende Gebirge, aus dem die Kohlen stammen (siehe dazu die beiden Schreiben des LWA vom 21.07.1986 und vom 31.03.1987).

2.2.1 Beurteilungsgrundlage Tiefengrundwasser

Wie im Detailbericht 3 zu Teil 1 ausführlich beschrieben, existieren bezogen auf die 11 BW im Ruhrrevier und im Aachen-Erkelenzer Revier zwei grundsätzlich verschiedene Typen von Tiefengrundwasser.

2.2.1.1 Ruhrrevier

Das Tiefengrundwasser im Ruhrrevier ist hoch mineralisiert.

Als Beurteilungsgrundlage wurde in der Machbarkeitsstudie (JÄGER et al. 1990) ein geogener Grubenwasserzufluss des Bergwerkes Consolidation herangezogen. Die chemische Zusammensetzung dieses Grubenwassers war auch die Basis für die Festlegung der Konzentration von Hauptinhaltsstoffen eines für Routineuntersuchungen zum Stoffmobilisationsverhalten anzuwendenden „synthetischen Grubenwassers“, auch als RAG-Wasser bezeichnet. Die stoffliche Zusammensetzung, insbesondere auch die Spurenelementzusammensetzung des „Consolwassers“ ist für die Zusammensetzung von Grubenwässern des Karbons nicht repräsentativ, sondern stellt vielmehr nur einen Einzelfall dar. In der Folge wurden zahlreiche hydrochemische Analysen von geogenen Grubenwässern aller Teufen, regional über das gesamte Abbaurevier der Ruhr und des Niederrheins verteilt, erhoben und es liegen ausreichend Daten vor, die es erlauben, die natürliche Hintergrundbelastung für zahlreiche Inhaltsstoffe realistisch einzuschätzen. Diese Daten wurden im Rahmen einer Dissertation an der Universität Bonn und bei der DMT erhoben (WEDEWARDT 1995) und galten zukünftig als Bemessungsbasis für die wasserwirtschaftliche Beurteilung von Versatzmaßnahmen. Eine detaillierte Beschreibung und Bewertung des Tiefengrundwassers ist in Teil 1 des Gutachtens enthalten (Detailbericht 3 Kap. 2).

Es konnten keine Dokumente in den Archiven gefunden werden, in denen Ergebnisse von „Auslaugversuchen“ mit kohlenbürtigen Aschen für die beiden maßgeblichen Parameter Chlorid und Sulfat im Vergleich mit dem Tiefengrundwasser dargestellt werden.

Die Schreiben des LWA vom 21.07.1986 und 31.03.1987 und die beiden Runderlasse des LOBA vom 16.12.1987 und 28.12.1987 stellen die Immissionsneutralität nur fest.

Allerdings erfolgte vor jeder bergrechtlichen Zulassung eine individuelle Prüfung der Eignung der beantragten Verbringung (siehe Kap. 2.3.3 und Tab. 5).

Zusammenfassend besteht in Bezug auf **Chlorid** für das Ruhrrevier mit den extrem hohen Chloridgehalten von im Durchschnitt ca. 80.450 mg/L (s. und auch Detailbericht 3,

Kap. 2) kein Zweifel, dass die Freisetzung von Chlorid geringer ist als der natürliche Hintergrund und somit die Anforderungen für die Immissionsneutralität gegeben sind.

Die Mittelwerte für **Sulfat** liegen im Tiefengrundwasser bei ca. 360 mg/L (s. Tab. 1 in Detailbericht 3 auf der Grundlage von WEDEWARDT 1995). Das Tiefengrundwasser ist generell sulfatarm, da Sulfat aufgrund der üblichen hohen Bariumgehalte im Tiefengrundwasser von im Mittel 748 mg/L (s. Detailbericht 3, Kap. 2). schnell als nur sehr schwer lösliches Bariumsulfat (Baryt/Schwerspat) ausgefällt wird. *Bariumsulfat ist aufgrund seiner Schwerlöslichkeit im Gegensatz zu allen anderen Bariumverbindungen kein Gefahrstoff* (<https://de.wikipedia.org/wiki/Bariumsulfat>).

Von daher kann angenommen werden, dass es selbst bei höheren aus den kohlenbürtigen Aschen freigesetzten Sulfatgehalten sehr schnell wieder zu einer Ausfällung von Bariumsulfat kommt und **somit die Anforderungen für die Immissionsneutralität erfüllt sind**.

2.2.1.2 Aachen-Erkelenzer Revier

Der wesentliche Unterschied gegenüber dem zentralen Ruhrgebiet ist die deutlich geringere Mineralisation des Tiefengrundwassers.⁷ Während im zentralen Ruhrgebiet die Tiefengrundwässer 70 g/L Chlorid und 63 mg/L Sulfat aufweisen (WEDEWARDT Mittelwerte, Detailbericht 3, Tabelle 2), liegt der Chloridgehalt im Schacht I Emil Mayrisch bei ca. 2,4 g/L. Der Sulfatgehalt liegt bei ca. 100 mg/L. Die Leitfähigkeit in den Schöpfproben liegt bei ca. 6.000 µS/cm (Ruhrrevier: ca. 160.000 µS/cm) mit abnehmender Tendenz (ROSNER 2011).

Für die Fragestellung des Gutachtens ist dies insofern relevant, da die Immissionsneutralität sich im Aachen-Erkelenzer Steinkohlenrevier auf eine deutlich geringere Mineralisation des Tiefengrundwassers bei Chlorid und eine höhere bei Sulfat bezieht.

Es liegen Feststoffgehalte der verbrachten Kraftwerksaschen vor (s. Teil A, Kap. 4.4, Tab. 8). Es wurden keine Unterlagen gefunden, in denen explizit Auslaugungsversuche der Kraftwerksaschen gemacht wurden. Aufgrund der Feststoffgehalte der Kraftwerksaschen kann nicht auf die Konzentration von Lösungen geschlossen werden. Gründe dafür sind v. a., dass die Geschwindigkeit der Lösungsvorgänge und die Fließgeschwindigkeit des Tiefengrundwassers nicht bekannt sind.

Somit kann die Frage nach der Immissionsneutralität der Kraftwerksaschen gegenüber dem Tiefengrundwasser nicht abschließend anhand von Daten beantwortet werden.

⁷ Aufgrund der vergleichsweise geringen Mineralisation wird das Tiefengrundwasser auch als fossiles Meerwasser angesehen (ROSNER 2011). Für Tiefengrundwasser im Ruhrgebiet wird u. a. die Zuwanderung von Solen aus den Salzvorkommen des Zechstein diskutiert.

2.2.2 Beurteilungsgrundlage Festsubstanz im Ruhrrevier und Aachen-Erkenlener Revier

Die Eigenschaften der karbonischen Festgesteine sind hinsichtlich der Fragestellung in beiden Revieren vergleichbar.

Als Vergleich für die Zusammensetzung der Festsubstanz, die für die einzelnen Reststoffe ermittelt wurde, dienen Daten, die im Rahmen mehrerer Untersuchungen (SCHÖPEL 1986; KLINGEL 1991) zwischen 1983 und 1997 bei der DMT in Essen an Nebengesteinen von Kohlen aus dem Ruhrkarbon durchgeführt wurden. Diese Werte stehen in guter Übereinstimmung mit Daten, die auch von TUREKIAN (1961), MATTHESS (1973), WÜLIAMS (1981), OETTING (1980) oder HASENPATT (1981) für Tongesteine oder Kohlennebengesteine veröffentlicht wurden.

Angesichts der aufgezeigten Gehalte sind die Anforderungen für die Immissionsneutralität erfüllt.

3 HYDROGEOLOGISCH-HYDROGEOCHEMISCHES SYSTEM BEIM BW HUGO CONSOLIDATION UND BW WALSUM

Die Anforderungen an die hydrogeologisch-hydrogeochemische Systembeschreibung als Grundlage für die hydrogeochemischen und hydraulischen Modellierungen und deren Umsetzung werden in Teil 1 detailliert für das BW Haus Aden/Monopol beschrieben.

Da im Teil 2 des Gutachtens keine hydrogeochemischen und hydraulischen Modellierungen für das BW Hugo Consolidation und das BW Walsum aufgebaut werden, erfolgt im Folgenden eine Systembeschreibung, die für die Übertragung der Ergebnisse aus der Risikoanalyse des Teils 1 des Gutachtens relevant ist.

Im Detailbericht 1 ist das hydrogeologisch-hydrochemische System detailliert beschrieben. Als Datengrundlage stehen v. a. zur Verfügung: Fachliteratur, Daten aus der Kohlenvorratsberechnung (KVB) des Geologischen Dienstes NRW, Kenntnisse der Gutachter und Datenauswertung der umfangreichen Unterlagen der BR Arnsberg und der RAG.

Im Folgenden werden die wichtigsten Ergebnisse zusammengefasst.

3.1 Aufbau und Grundwassernutzung in den quartären Grundwasserleitern

3.1.1 BW Hugo Consolidation

Das z. T. nur wenige Meter mächtige Quartär ist vor allem aus lehmig-tonigen Sedimenten aufgebaut. Im Bereich der Emscheraue sind auch geringmächtige sandig-kiesige Grundwasserleiter verbreitet.

Gemäß Rechercheergebnis (Umweltportal NRW (<http://www.umweltportal.nrw.de>)) gibt es im Bearbeitungsgebiet keine festgesetzten oder geplanten Entnahmen für die öffentliche Trinkwasserversorgung und keine Heilquellen und damit auch keine festgesetzten oder geplanten Schutzgebiete.

3.1.2 BW Walsum

Das Quartär im Bereich des BW Walsum ist aus den Sanden und Kiesen der Rheinterasse aufgebaut und stellt einen sehr ergiebigen Grundwasserleiter dar, der von mehreren Wasserversorgern genutzt wird. Die Mächtigkeit liegt bei bis zu 25 Meter. Gemäß dem Umweltportal NRW (<http://www.umweltportal.nrw.de>) gibt es im Bearbeitungsgebiet zwei festgesetzte Wasserschutzzonen für die öffentliche Trinkwasserversorgung (Abb. 19): Rechtsrheinisch liegt in der Mommniederung die WG Voerde der WW Dinslaken GmbH und linksrheinisch im Binsheimer Feld die WG Binsheimer Feld des Wasserverbundes Niederrhein GmbH (WVN).

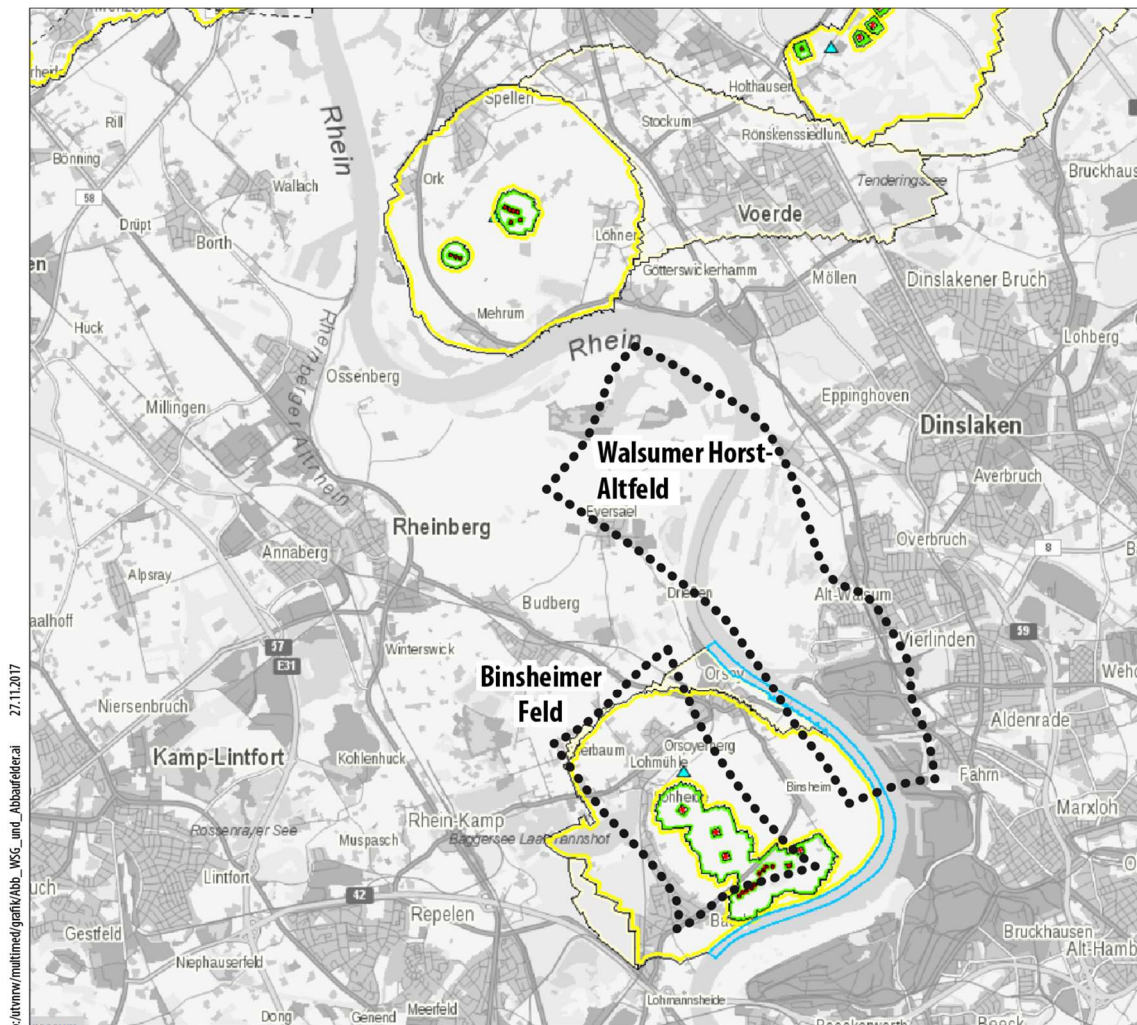


Abb. 19: Lage der festgesetzten Schutzgebiete der WG Voerde der WW Dinslaken GmbH und linksrheinisch die WG Binsheimer Feld des Wasserverbundes Niederrhein GmbH (WVN) in gelb (Schutzzone III), grün (Schutzzone II) und rot (Schutzzone I) aus <http://www.umweltportal.nrw.de> und im Überblick die Abbaufelder Walsumer Horst-Altfield und Binsheimer Feld

3.2 Deckgebirge

Das Deckgebirge im Bereich des BW Hugo Consolidation wird im Wesentlichen vom Emscher Mergel (130-150 m) und den Kalksteinen des Turon (ca. 35 m) aufgebaut. Genutzte Grundwasservorkommen treten hier nicht auf (s. Detailbericht 1).

Im Deckgebirge beim BW Walsum werden die Grundwasservorkommen genutzt.

Im Tertiär erfolgt im Bereich des BW Walsum eine Mineralwassernutzung (Hövelmann Mineralquelle, Rheinfelsquelle). Im Rahmen der Betriebszulassung der BHV wurde in Gutachten aufgrund der hydraulischen Stockwerkstrennungen eine mögliche Beeinflussung der Mineralwasservorkommen durch die BHV ausgeschlossen.

Die Mächtigkeit des Emscher Mergels verringert sich von Osten nach Westen. Während der Emscher Mergel bei Haus Aden noch eine Mächtigkeit von ca. 185 m hat, beträgt diese beim BW Hugo Consolidation noch ca. 130-150 m und sinkt beim BW Walsum (Altfield) auf ca. 75 m. Linksrheinisch (BW Walsum, Binsheimer Feld) keilt der Emscher

Mergel dann aus. Hier besteht das Deckgebirge dann aus einer Wechselfolge von tertiären Grundwasserleitern und tertiären Grundwasserstauern. Außerdem wird der Emscher Mergel von Osten nach West zunehmend sandiger.

„Für den Verbringungs-bereich Binsheimer Feld ist laut Aussage des Gutachters die Qualität des Deckgebirges für eine Ablagerung nach dem Prinzip des vollständigen Einschlusses nicht zwingend erforderlich, da sie bestenfalls eine zusätzliche über das Maß hinaus geforderte Barriere darstellt“ (OBERMANN & MÜLLER 1991). Von OBERMANN & MÜLLER (1991) wurde darauf hingewiesen, dass bereits das Karbon u. a. auch aufgrund seiner hohen Tongehalte (Bochumer (Fettkohlen-)Schichten) eine ausreichende Barrierefunktion hat.

Da der Grubenwasserstand auch in der Wasserhaltung Walsum auf einem Niveau von ca. -600 mNHN gehalten wird und damit noch weit unterhalb des Deckgebirges im Karbon liegt, können die (zusätzlichen) Deckgebirgsbarrieren auch noch nicht wirksam werden.

3.3 Grundgebirge

Der geologische Aufbau, v. a. der Tongehalt, ist in allen drei Verbringungs-bereichen der BHV vergleichbar.

3.3.1 BW Hugo Consolidation

Die Abbaubereiche des BW Hugo Consolidation liegen an der NW-Flanke des Gelsenkirchen Sattels, so dass die Flöze, in denen die BHV erfolgte, mit 35 bis 45 gon⁸ nach Norden einfallen. Dies bedingte auch die BHV über Bohrungen von der Kopfstrecke aus (Abb. 6). Erst weiter im Norden schließt sich die Emschermulde mit flacher Lagerung der Schichten an.

Im Bereich der Bruchhohlraumverfüllung, der Bochumer Schichten beträgt der Anteil toniger Bestandteile im Hangenden der BHV ca. 40 bis 80 %. Der Anteil der Sandsteine liegt unter 25 %.

Im Westen wird das Abbaufeld durch die Wilhelmine-Victoria-Störung und im Osten durch die Primus-Störung begrenzt. Während des Abbaus war der gesamte Feldbereich vergleichsweise trocken (Grubenwasserförderung ca. 3 m³/min), da der gesamte Bereich in den Jahren zuvor vollständig überbaut worden war. Für einen Teilbereich wurde in einem Gutachten geprüft, ob durch „Kleinstörungen“ unerwünschte Wasser-Wegsamkeiten bestehen würden (DMT 1993), was durch das Gutachten ausgeräumt wurde.

⁸ 100 gon entsprechen 90 Grad.

3.3.2 BW Walsum

3.3.2.1 Walsum Horst-Altfield

Im Hangenden und Liegenden der BHV (etwa 800 bis 1.000 m unter Gelände) liegt eine mehrere 10 m mächtige Folge von Schiefertönen der oberkarbonischen Essen Schichten. Der minimale Abstand der BHV zu einer Zone „möglicher, geringfügiger Wasserwegsamkeiten“ beträgt mindestens 100 m (DMT THEIN/MÜLLER 1992 06 15).

Eine der Anforderungen an einen BHV-Bereich war der Nachweis der Freiheit von Störungen. Das Gebirge oberhalb der Bruchhohlraumverfüllung wurde fast flächig mit den Flözen der Zollvereinsgruppe durchbaut. Dabei wurden *„keine Wasser führenden Störungen festgestellt und größere, unbekannte Störungen, die potentielle Wasserwege darstellen können, sind nicht zu erwarten“* (THEIN & KLINGEL 1995).

3.3.2.2 Binsheimer Feld

Die geologisch-hydrogeologische Situation der Bereiche der BHV im Binsheimer Feld ist vergleichbar mit der Situation im Steinkohlengebirge des mittleren und östlichen Ruhrkohlenbezirks, für die in der Machbarkeitsstudie (JÄGER et al. 1990) die Eignungskriterien definiert wurden.

Die Schichtenfolge im Binsheimer Feld in der Umgebung der BHV (Flöz Hermann/Gustav und Flöz Anna) gehören zu den in der Machbarkeitsstudie für die Untertageverbringung als geeignet angesehenen oberen Bochumer (Fettkohlen)schichten, die einen hohen Anteil an hydraulisch und geochemisch wirksamen, tonigen Schichten im Nebengestein beinhalten (OBERMANN & MÜLLER 1991).

3.4 Tiefengrundwasser

Die Tiefengrundwässer sind in Teil 1 des Gutachtens ausführlich beschrieben und bewertet worden. In Teil 2 des Gutachtens ist zu untersuchen, ob sich die Tiefengrundwässer im Bereich der BHV gemäß dem vollständigen Einschluss im BW Walsum und im BW Hugo Consolidation signifikant von den in Teil 1 des Gutachtens definierten Wässern unterscheiden, so dass die Ergebnisse der Freisetzungsmodellierung nicht oder nur bedingt übertragbar sind.

Die Auswertung der Tiefengrundwasseranalysen aus WEDEWARDT (1995) im Detailbericht 3 zeigt, dass trotz großer räumlicher Abstände zwischen den Bergwerken keine signifikanten Abweichungen der Inhaltsstoffe der Tiefengrundwässer auftreten. Daher kann ein mittleres Tiefengrundwasser für die Teufe der verbrachten Reststoffe herangezogen werden (Detailbericht 3, Kap. 2). Eine hydrochemische Differenzierung der Tiefengrundwässer im Ruhrgebiet ist im Teufenbereich der verbrachten Reststoffe nicht notwendig. Die in Teil 1 durchgeführten hydrochemischen Modellierungen des Freisetzungspotentials unter Verwendung verschiedener Ansätze mittlerer Tiefengrundwässer (RAG-Wasser, Wedewardt Z2 Wasser, Wedewardt Mittelwerte) haben nach wie vor uneingeschränkte Gültigkeit.

3.5 Hydrogeologisches Fließsystem

Grundsätzlich unterscheiden sich die Grundwasserfließsysteme in den BW Walsum und BW Hugo Consolidation nicht von dem Grundwasserfließsystem des BW Haus Aden, das in Teil 1 des Gutachtens detailliert beschrieben ist. Vor allem das Kernelement ist in allen Fällen identisch. Hierunter werden die Versatzkörper der BHV im Bezug zum umgebenden Fließsystem im vom Bergbau durchörterten Grundgebirge verstanden.

Dieses Fließsystem ist am ehesten mit einem Doppelkontinuum aus Röhren und Matrix zu vergleichen, in dem über die Röhren fast der gesamte Wasserumsatz erfolgt. Die Gesteinsmatrix, das umgebende Gebirge, nimmt aufgrund der erheblich geringeren Durchlässigkeit (mindestens 10.000.000-fach geringere Durchlässigkeit, Detailbericht 5) kaum am Wasserumsatz teil. Dies betrifft auch die verbrochenen Abbaubereiche (Alter Mann), die nach einer gewissen Zeit fast dieselbe geringe Durchlässigkeit wie das nicht durchbaute Gebirge haben (1×10^{-8} m/s (GRS 1998) bis 5×10^{-8} m/s (Detailbericht 5, Teil 1). Der Nahbereich um die Strecken (Röhren) herum ist durch den jahrzehntelangen Bergbau ebenfalls teilweise entwässert.

Das Fließsystem ähnelt damit einem Karst-Grundwasserleiter, der auch im Wesentlichen aus Röhren (Höhlen) aufgebaut wird. Anders als in einem natürlichen Karstsystem ist die zukünftige Entwässerungsfunktion der Grubengebäude jedoch künstlich angelegt und geplant. Hierzu gehören mehrere Elemente, die in Teil 1 des Gutachtens in Text und Bild beschrieben sind:

- Offene Strecken mit Querschnitten bis zu 20 m².
- Schotterschicht: Alle gleisgebundenen Strecken sind geschottert. Die Mächtigkeit beträgt mind. 10 cm. Selbst bei einer langfristig zusammengesunkenen Röhre soll der Schotter dann noch eine Grundwasserströmung ermöglichen.
- Zusätzliche ein bis zwei Rohrleitungen (DN 300 bis DN 500) mit regelmäßigen Wasserzutrittsmöglichkeiten. Über diese Rohre soll das Grubenwasser fließen, wenn die Strecken langfristig verbrochen und vollständig verschlossen sind.
- Abgedämmte Strecken zur Steuerung des Wasserflusses.

Die Unterschiede zwischen den drei BW bestehen deshalb vor allem darin, dass die räumlichen Anordnungen der BHV und des Röhrensystems und damit die Fließwege bis zum Eintritt in die Röhre unterschiedlich sind.

Dies wird im Kapitel 10.1 beschrieben und bewertet.

4 GRUBENWASSERKONZEPT BW HUGO CONSOLIDATION UND BW WALSUM

Die Abb. 20 zeigt die Lage der 10 betriebenen Wasserhaltungen (Juni 2017). Zu unterscheiden sind die

- Wasserhaltung des **aktiven Bergbaus** (BW Prosper Haniel, BW Auguste Victoria);
- **zentralen Wasserhaltungen** (ZWH) BW Haus Aden, BW Hansa, BW Carolinenglück, BW Zollverein, BW Consolidation, BW Walsum, BW Robert Müser, BW Freundlicher Nachbar, BW Heinrich und ab ca. 2030 BW Lohberg;
- die Wasserhaltungen Hansa (Sicherungsbrunnen) und Fürst Leopold (derzeit Umbau zum Sicherungsbrunnen) sind nicht mehr in Betrieb.

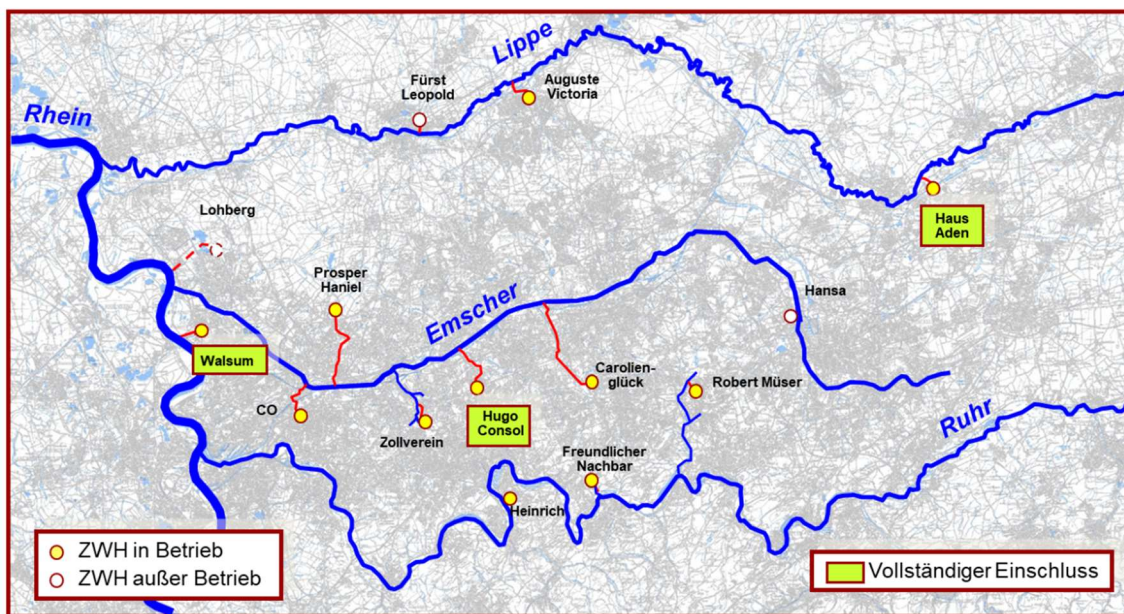


Abb. 20: Wasserhaltung (Stand Juni 2017, Quelle: RAG)

Die Abb. 21 zeigt die zukünftigen 6 Standorte der zentralen Wasserhaltungen nach der geplanten Umsetzung des derzeitigen Grubenwasserkonzeptes und in rot die mittleren Grubenwasserstände. Es ist geplant, die Wasserhaltung dann im Ruhrgebiet auf die drei Standorte **Walsum** (Einleitung Rhein, ab 2017, 7 Mio. m³/a), **Lohberg** (Einleitung Rhein, ab ca. 2030, ca. 35 Mio. m³/a) und **Haus Aden** (Einleitung Lippe, ca. 13 Mio. m³/a) zu konzentrieren.

Die anderen drei Wasserhaltungen leiten Grubenwasser in die Ruhr ab.

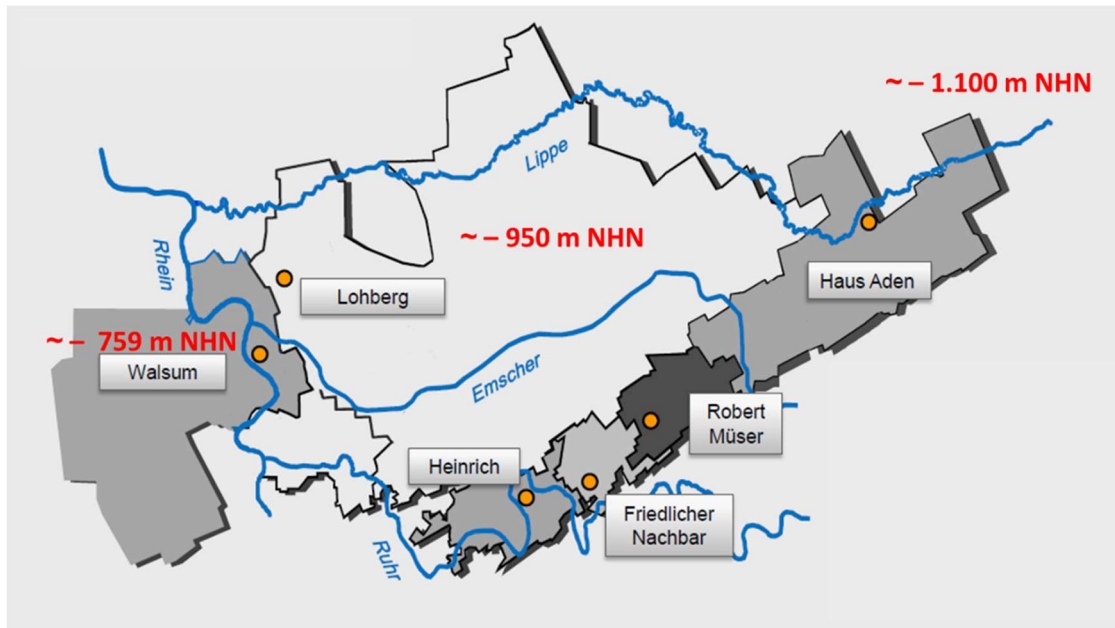


Abb. 21: Sechs Standorte der zentralen Wasserhaltung nach Umsetzung des Grubenwasserkonzeptes im Ruhrgebiet mit den Wasserprovinzen und Stand des Grubenwassers (rot) in 2017 (Quelle: RAG)

4.1 BW Hugo Consolidation

Im Gegensatz zur Wasserprovinz Haus Aden, die ein weitgehend abgeschlossenes Grubenwassersystem darstellt (siehe Teil 1 des Gutachtens), liegt das BW Hugo Consolidation in der großräumigen Wasserprovinz Mitte, die in mehrere Teilprovinzen mit entsprechenden Grubenwasserfließsystemen unterteilt ist. Die spätere, zentrale Wasserhaltung ist der Standort Lohberg im Westen der Provinz Mitte. Der Grubenwasseranstieg bis auf das geplante Annahmenniveau von ca. -600 mNHN wird voraussichtlich erst ca. 2030 erreicht. Die derzeit abgeschätzte Fördermenge wird dann ca. 35 Mio. m³/a betragen. Innerhalb der Provinz Mitte soll das Grubenwasser unter Tage infolge des Grubenwasseranstiegs übergeleitet werden (Röhrensystem).

Die BHV im BW Hugo Consolidation ist seit ca. 1997 überstaut.

Die Möglichkeiten von Schöpfproben in den Schächten der Wasserprovinz Zollverein, in denen die Grubenwasserstände gelotet werden, sind in Kap. 14.1.2 beschrieben.

4.2 BW Walsum

Das BW Walsum liegt in der Wasserprovinz West mit dem Standort der zentralen Wasserhaltung Walsum. **Die BHV im BW Walsum ist seit ca. Juni 2012 überstaut.** Hier ist das Grubenwasser im Schacht Walsum 1/2 bis zum 06.03.2017 bis auf ein Niveau von ca. -759 mNHN angestiegen (Abb. 22). In den weiter westlich liegenden BW ist das Grubenwasser noch im Anstieg begriffen und wird über definierte Übertrittsniveaus nach und nach stärker in Richtung Schacht Walsum 2 überlaufen. Das Zielniveau von ca. -746 mNHN im Schacht Walsum 2 wird auch für die nächsten Jahre gehalten, da so verhindert wird, dass Grubenwässer nach Concordia überlaufen. In Concordia wird derzeit noch eine tiefe konventionelle Grubenwasserhaltung betrieben. Die derzeit abgeschätzte Fördermenge wird dann in der ZWH Walsum ca. 7 Mio. m³/a betragen.

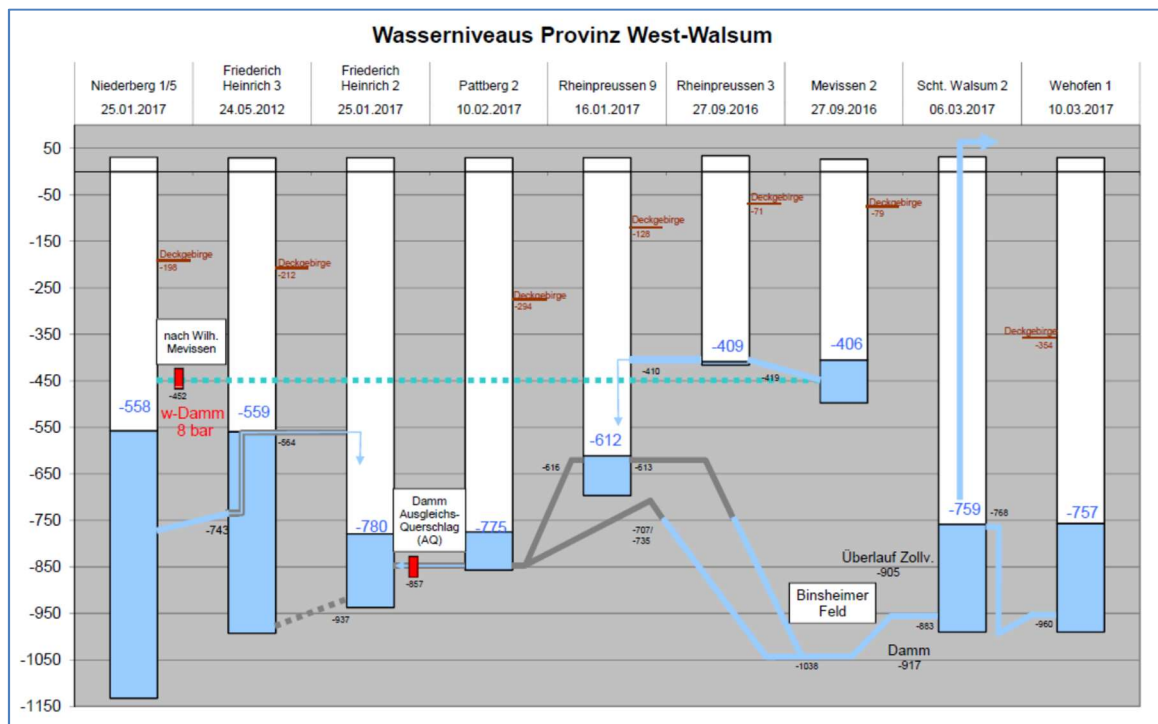


Abb. 22: Wasserniveaus in der Wasserprovinz Walsum-West
(Stand 2017, Quelle: RAG)

5 GEFÄHRDUNGSPOTENTIALE DER STOFFE

Der erste Baustein der Risikoanalyse ist die Beschreibung des Gefährdungspotentials. Die beiden folgenden Bausteine sind dann das Freisetzungspotential und das Ausbreitungspotential (Abb. 18).

Beim Gefährdungspotential müssen zwei Arten von Stoffen unterschieden werden, da diese unterschiedliche Freisetzungspotentiale – vor allem die Wasserlöslichkeit – und Ausbreitungspotentiale haben.

Im Folgenden werden beschrieben:

1. Anorganische Schadstoffe (Schwermetalle in den Abfall- und Reststoffen)
2. Organische Schadstoffe
 - a. PCDD/F (Dioxine und Furane) in den Abfall- und Reststoffen
 - b. PAK (Abfall- und Reststoffe und natürlich in der Kohle vorkommend)

Eine Gesamtübersicht der BR Arnsberg über die verbrachten Mengen auf Grundlage der **Rückmeldungen der Bergämter und des LOBA** zeigt die Abb. 23.

Verwertung besonders überwachungsbedürftiger Abfälle im vollständigen Einschluss																
Schachtanlagen	Jahre															Summe
	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
Haus Aden/ Monopol					1.587	16.120	18.845	9.963	28.392	693						
Walsum					4.391	28.540	39.296	61.433	47.468	54.136	40.768	39.241	23.781	3.766	11.453	791
Hugo/ Consolidation	1.176	21.553	21.675	19.233	19.442	22.108	7.355	34.765								
Summe	1.176	21.553	21.675	19.233	25.420	66.768	65.496	106.161	75.860	54.829	40.768	39.241	23.781	3.766	11.453	791

Abb. 23: Gesamtübersicht über die verbrachten Mengen gemäß dem Prinzip des vollständigen Einschlusses (BR Arnsberg in MWEIMH & MKULNV 2013)

Die Auswertungen des LFH (Prof. Rude) auf Basis der Quartals- und Abschlussberichte zur BHV sind in den beiden folgenden Kapiteln dargestellt. Die Tab. 11 zeigt zunächst eine Übersicht.

Tab. 11: Vergleich der Massenangaben zu „besonders überwachungsbedürftigen Abfällen im vollständigen Einschluss“ MWEIMH & MKULNV (2013) und der hier bzw. im Teil 1 des Gutachtens ermittelten Massen auf Grundlage der Abschlussberichte

	MWEIMH & MKULNV (2013)	HMVA [t]*	RAA [t]*	Summe HMVA + RAA [t]*
BW Haus Aden/Monopol	75.600	62.289	105.477	167.088
BW Walsum	355.064	291.746	56.183	347.929
BW Hugo Consolidation	147.307	87.080	**)	87.080
Summe [t]	577.971	441.115	161.660	602.097

*) Auswertung der Abschlussberichte

**) Der Text der Abschlussberichte führt die Verbringung von Rauchgasreinigungsprodukten aus Hausmüllverbrennungsanlagen an. Die verbrachten Massen sind in den Berichten nicht einzeln ausgewiesen.

Zwischen den beiden Bilanzen (Tab. 11 und Abb. 23) bestehen Abweichungen.

Nach Angaben der BR Arnsberg beträgt die Summe der besonders überwachungsbedürftigen Abfälle (HMVA) der beiden BW Walsum und Hugo Consolidation 502.371 t. Nach der Auswertung der Abschlussberichte ergeben sich für diese beiden BW 378.826 t. Diese Abweichung kann heute im Einzelnen nicht mehr aufgelöst werden und kann mehrere Gründe haben:

- Anhand der Abschlussberichte für die Bergwerke Walsum und Hugo Consolidation ist es nicht möglich, eine eindeutige Trennung derjenigen Abfall- und Reststoffe, die nach dem Prinzip des vollständigen Einschlusses verbracht wurden, von denen, die immissionsneutral verbracht wurden, vorzunehmen (Detailbericht 3).
- Die relevanten Dokumente (Quartals- und Abschlussberichte mit Einzelanalysen und Herkunftsnachweisen) sind bei der BR Arnsberg und der RAG für die beiden BW Hugo Consolidation und BW Walsum möglicherweise nicht mehr vollständig vorhanden.
- Die BR Arnsberg hat die Bilanz auf der Grundlage des übergeordneten Berichtswesens der Bergämter und des LOBA erstellt.

Für die einzelnen Bergwerke bestehen zwar Unterschiede in den heute noch dokumentierten Massen, aber die ermittelte summarische Masse bergbaufremder Stoffe, die nach dem Prinzip „vollständiger Einschluss“ in den drei Bergwerken verbracht worden sind, ist mit einer Abweichung von nur 4 % vergleichbar zur Angabe in Teil 1 des Gutachtens (MWEIMH & MKULNV 2013).

Für die Betrachtungen des Freisetzungspotentials und des Ausbreitungspotentials sind diese Unterschiede letztlich unerheblich, da

- beim Freisetzungspotential davon ausgegangen wird, dass nur ein kleiner Teil (Annahme 10 %) der BHV in Lösungskontakt mit dem Tiefengrundwasser gerät und sich deswegen auch nur ein Teil (10 %) der Schadstoffe in den eingebrachten Abfällen/Reststoffen langfristig löst. Bereits bei diesen geringen Lösungsanteilen ist die hydrochemische Barriere mehrere 1.000 Jahre stabil. Bei höheren

Anteilen im Lösungskontakt (und langfristig auch in der Lösung) bleibt die hydrochemische Barriere mehrere 10.000 bis 100.000 Jahre stabil.

- Bei einem höheren Lösungsanteil verlängert sich aufgrund der prozentualen Betrachtung nur die Dauer der hydrochemischen Barriere und die Dauer der Freisetzung nach der Auflösung der hydrochemischen Barriere, aber nicht die Konzentration der freigesetzten Schwermetalle, die letztlich für eine Gefährdung relevant wären.

5.1 Gefährdungspotential anorganische Schadstoffe in der BHV BW Walsum

Die in Tab. 12 aufgeführten Mittelwerte für Blei, Cadmium und Zink basieren auf der Auswertung von insgesamt 47 HMVA-Analyseprotokollen.

Tab. 12: Mittlere Blei-, Cadmium- und Zink-Konzentration der HMVA-Rückstände in mg kg^{-1} (i. Tr.) für das Bergwerk Walsum

Mittlere Blei-, Cadmium- und Zink-Konzentrationen der HMVA-Rückstände (BW Walsum)			
Parameter	Einheit	Wert	Probenanzahl
Blei	mg kg^{-1} i. Tr.	4.338	44
Cadmium	mg kg^{-1} i. Tr.	249	44
Zink	mg kg^{-1} i. Tr.	13.680	45

Die im Bergwerk Walsum verbrachten HMVA-Rückstände haben eine mittlere Blei-Konzentration in der Trockenmasse (i. Tr.) von 4.338 mg kg^{-1} . Die mittlere Cadmium-Konzentration beträgt 249 mg kg^{-1} (i. Tr.) und die mittlere Zink-Konzentration liegt bei $13.680 \text{ mg kg}^{-1}$ (i.Tr.).

Die Rauchgasreinigungsrückstands-Probe „30-V-93“ der Abfallwirtschaftsgesellschaft Leverkusen zeigt einen extremen Wert für die Zinkkonzentration von $130.000 \text{ mg kg}^{-1}$, welcher deutlich (ca. Faktor 9) von den beobachteten Zinkkonzentrationen der übrigen HMVA-Rückstände abweicht (siehe Histogramm in Abb. 24). Das Analyseprotokoll der Probe „30-V-93“ stammt aus dem 2. Quartalsbericht des Jahres 1993 der Bauhöhe Hermann-Gustav 67. In dieser Bauhöhe wurde laut zugehörigem Abschlussbericht insgesamt $1.605,34 \text{ t}$ an HMVA-Rückständen verbracht. Da diese Masse lediglich einen Anteil von ca. 0,6 % der verbrachten Gesamtmasse an HMVA-Rückständen von $291.745,62 \text{ t}$ im Bergwerk Walsum ausmacht, ist die Bedeutung dieses Extremwertes für die verbrachte Zinkmasse zu vernachlässigen. Daher wurde die Zinkkonzentration der Probe „30-V-93“ bei der Berechnung des arithmetischen Mittelwertes nicht berücksichtigt.

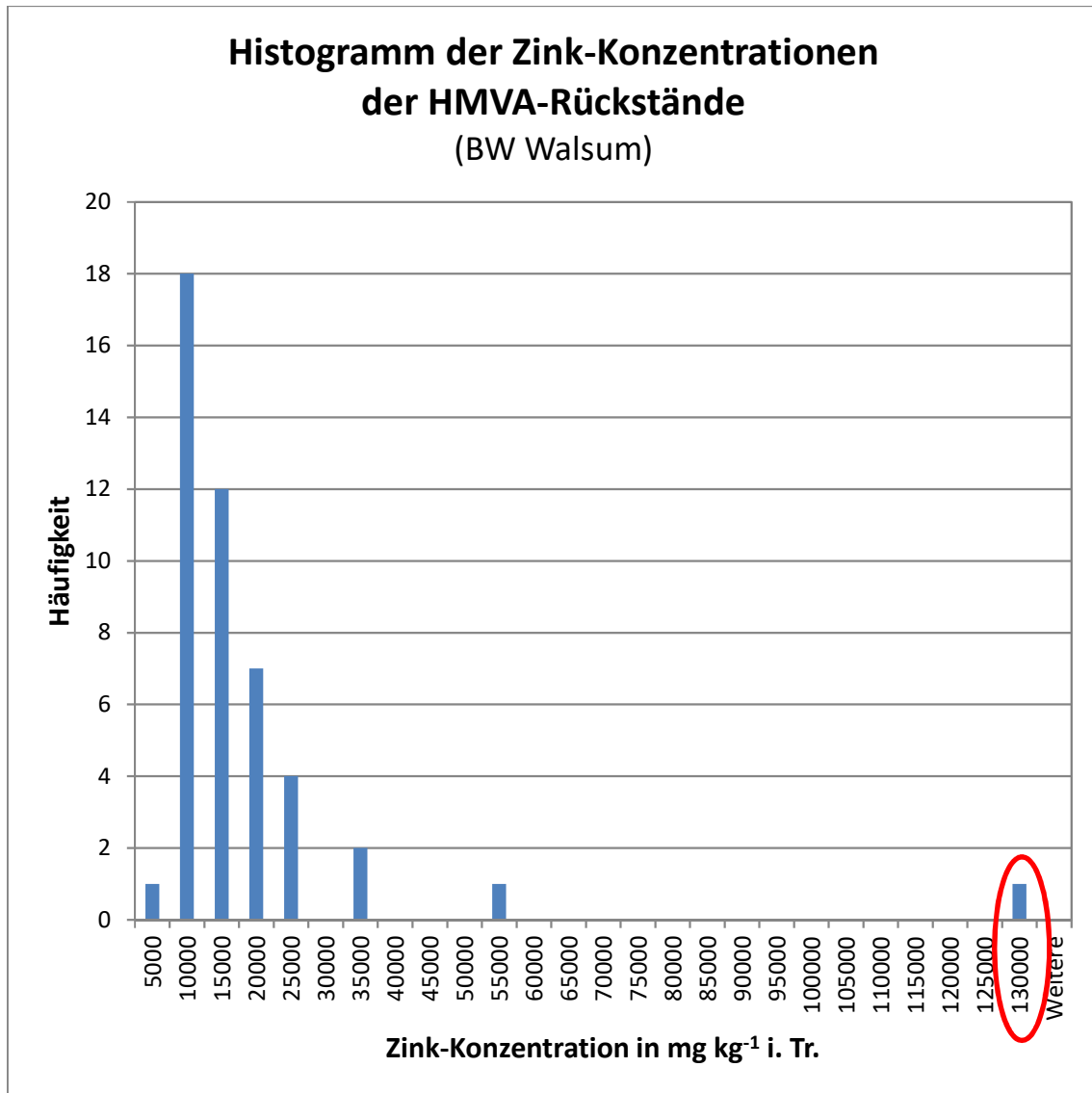


Abb. 24: Histogramm der Zink-Konzentrationen in mg kg⁻¹ (i. Tr.) der HMVA-Rückstände (BW Walsum); die auffällige Probe „30-V-93“ ist rot umkreist.

Weitere Histogramme zu den Blei- und Cadmiumkonzentrationen befinden sich im Detailbericht 3.

Durch die Multiplikation der errechneten mittleren Metallkonzentrationen mit einer laut Abschlussberichten verbrachten HMVA-Masse von 291.745,62 t ergibt sich eine verbrachte Metallmasse von 1.266 t Blei, 73 t Cadmium und 3.991 t Zink (siehe Tab. 13).

Tab. 13: Blei-, Cadmium- und Zinkmasse der verbrachten HMVA-Rückstände in t für das Bergwerk Walsum

Metallinventar der verbrachten HMVA-Rückstände (BW Walsum)		
Parameter	Einheit	Wert
Blei	t	1.266
Cadmium	t	73
Zink	t	3.991

5.2 Gefährdungspotential anorganische Schadstoffe in der BHV BW Hugo Consolidation

Im Gegensatz zur umfangreichen Datengrundlage des Bergwerkes Walsum stehen zur Ermittlung der mittleren Metallkonzentrationen der im Bergwerk Hugo Consolidation verbrachten HMVA-Rückstände heute nur noch 3 Analysenprotokolle aus der zugehörigen Berichterstattung zur Verfügung. Die aus diesen Proben ermittelten mittleren Konzentrationen an Blei, Cadmium und Zink sind in Tab. 14 aufgeführt.

Tab. 14: Mittlere Blei-, Cadmium- und Zink-Konzentration der HMVA-Rückstände in mg kg^{-1} (i. Tr.) für das Bergwerk Hugo Consolidation

Mittlere Blei-, Cadmium- und Zink-Konzentrationen der HMVA-Rückstände (BW Hugo Consolidation)			
Parameter	Einheit	Wert	Probenanzahl
Blei	mg kg^{-1} i. Tr.	3.747	3
Cadmium	mg kg^{-1} i. Tr.	269	3
Zink	mg kg^{-1} i. Tr.	10.087	3

Die mittlere Blei-Konzentration der untersuchten HMVA-Rückstände beträgt 3.747 mg kg^{-1} (i. Tr.) und ist somit etwas geringer im Vergleich zur mittleren Blei-Konzentration der HMVA-Rückstände im BW Walsum. Die mittlere Cadmium-Konzentration liegt bei 269 mg kg^{-1} (i. Tr.) und die mittlere Zink-Konzentration bei $10.087 \text{ mg kg}^{-1}$ (i. Tr.). Somit ist die mittlere Cadmium-Konzentration der HMVA-Rückstände der beiden Bergwerke miteinander vergleichbar, während die mittlere Zink-Konzentration im BW Hugo Consolidation etwa 70 % der mittleren Zink-Konzentration des BW Walsum aufweist.

Die Multiplikation der berechneten mittleren Blei-, Cadmium- und Zink-Konzentrationen mit einer laut Abschlussbericht verbrachten HMVA-Masse von 87.080 t ergibt ein Metallinventar von 326 t Blei, 23 t Cadmium und 878 t Zink (siehe Tab. 15).

Tab. 15: Blei-, Cadmium- und Zinkmasse der verbrachten HMVA-Rückstände in t für das Bergwerk Hugo Consolidation

Metallinventar der verbrachten HMVA-Rückstände (BW Hugo Consolidation)		
Parameter	Einheit	Wert
Blei	t	326
Cadmium	t	23
Zink	t	878

Aufgrund der geringen Analysenanzahl wurden für die Blei-, Cadmium- und Zink-Konzentrationen keine Histogramme erstellt.

Da die mittleren Metall-Konzentrationen und das daraus berechnete Metallinventar des Bergwerkes Hugo Consolidation lediglich auf drei Analysen aus der Berichterstattung des Bergwerkes beruht, sind die berechneten Werte im Vergleich zum Ergebnis des Bergwerkes Walsum mit einer größeren Unsicherheit verbunden.

Sowohl für das Bergwerk Walsum als auch für das Bergwerk Hugo Consolidation sind weitere Reststoff-Analysen vorhanden, welche im Rahmen der Zulassungsprozesse der verschiedenen Reststoffarten durchgeführt wurden. Diese Analysen aus den Zulassungsprozessen wurden durch das LFH nicht zur Berechnung des Metallinventars herangezogen, da nicht gewährleistet ist, dass die beschriebenen Reststoffe tatsächlich in den Bergwerken verbracht wurden bzw. dass die verbrachten Reststoffe durch diese Analysen ausreichend repräsentiert werden.

5.3 Gefährdungspotential der immissionsneutralen Reststoffe

Die Einschätzung des LWA (Schreiben vom 21.07.1986 und 31.03.1987) und der verschiedenen Gutachter (u. a. JÄGER et al. 1990), dass die Aschen aus der Kohlenverbrennung kein signifikant höheres Gefährdungspotential als die Kohlen selbst haben, ist plausibel und wird von den Gutachtern geteilt.

5.4 Verfestigung der BHV im BW Hugo Consolidation und BW Walsum

Gegenüber den Aussagen im Teil 1 des Gutachtens, nach denen von der erfolgten Verfestigung der BHV auszugehen ist, gibt es keine neuen Erkenntnisse.

Es gibt keine Indizien oder fachlichen Argumente dafür, dass eine Verfestigung nicht erfolgt ist.

Die Auswertung der Betriebsstörungen in den beiden BW bestätigt das bisherige Bild, dass die verbrachten Reststoffe sich nicht entmischt haben und die Betriebsstörungen eingetreten sind, weil die Reststoffe bereits „zu steif“ waren.

Weiterhin wurden die Betriebsstörungen durch Materialversagen verursacht. Beispielsweise kam es zu Reststoffaustritten durch das Auftreten von Schlauchplatzern bzw. Undichtigkeiten von Rohrleitungen, Klappen oder Dämmen. Außerdem sind Wasseraustritte durch defekte Pumpen dokumentiert.

Im Falle von Material- und Wasseraustritten bei der Bruchhohlraumverfüllung wurde dieses umgehend aufgenommen und dem Versatzbetrieb wieder zugeführt bzw. entsorgt. Die ausgetretenen Materialvolumina sind im Vergleich zur verbrachten Reststoffgesamtmasse nicht relevant.

5.5 Gefährdungspotential organischer Schadstoffe in der BHV

Das Gefährdungspotential ergibt sich aus den in den BW vorhandenen, eingebrachten und verbliebenen Massen an PCDD/F und PAK.

5.5.1 Datenlage und Vorgehen bei den PCDD/F („Dioxine“) und den Polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK)

Zu organischen Inhaltsstoffen der in die BHV eingesetzten Materialien liegen nur sehr wenige Informationen vor. In einigen Reststoffanalysen, durchgeführt vor Nutzung und Einbringung der Materialien, wurden vorselektierte polychlorierte Dibenzo-*p*-dioxine (PCDD) und polychlorierte Dibenzofurane (PCDF), kurz „Dioxine“ oder PCDD/F, sowie in deutlich geringerem Maße Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe, kurz PAK oder PAH (Polycyclic Aromatic Hydrocarbons) quantitativ bestimmt. Diese Stoffauswahl hatte sich am damaligen Kenntnisstand orientiert.

Eine umfangreiche chemische Charakterisierung des gesamten organischen Anteils ist damals nicht erfolgt. Ebenso sind keine Untersuchungen zu toxikologischen oder ökotoxikologischen Eigenschaften der zur BHV verwendeten Materialien bekannt. Daher kann in diesem Gutachten hinsichtlich organischer Schadstoffe in den Bruchhohlraumverfüllungen nur zu den partiell untersuchten Substanzklassen der Dioxine und PAK Stellung genommen werden. Es muss aber klar formuliert werden, dass damit eine Einschätzung nur eines Anteils der organischen Bestandteile möglich ist, eine umfassende Bewertung kann nicht erfolgen.

Analysenergebnisse von RAA-Schlämmen hinsichtlich ihrer **organischen Bestandteile** (PAK, PCDD/F) liegen weder der Bezirksregierung Arnsberg noch dem LANUV vor.

Trotz Recherchen seitens der Gutachter in der deutsch- und englischsprachigen Fachliteratur konnten keine weiteren Informationen zu den organischen Inhaltsstoffen von zur BHV eingesetzten Materialien (RAA Schlämme, Filterstäube) erhalten werden. Für die Recherche wurden verschiedene Onlinedatenbanken für wissenschaftliche Fachartikel genutzt (u. a. ScienceDirect, Google Scholar).

5.5.2 Gefährdungspotential PCDD/F („Dioxine“)

Für das BW Haus Aden/Monopol lagen in den vollständig vorliegenden Quartals- und Abschlussberichten die Gehalte an PCDD/F (polychlorierte Dibenzo-*p*-dioxine (PCDD)/polychlorierte Dibenzofurane (PCDF)) gut dokumentiert vor und es wurde eine Massenbilanz für die Stoffgruppe der Dioxine erstellt.

Für die beiden BW Hugo Consolidation und BW Walsum liegen die Quartals- und Abschlussberichte heute nicht mehr vollständig vor (Detailbericht 3).

Bei der Annahme vergleichbarer Konzentrationen in den Reststoffen wie im BW Haus Aden/Monopol ergeben sich folgende Gehalte an PCDD/F und den daraus abgeleiteten TEQ (Tab. 16):

Tab. 16: Abschätzung der PCDD/F und der abgeleiteten TEQ 2,3,7,8-Dioxin

	BW Haus Aden/ Monopol	BW Hugo Consolida- tion	BW Walsum
Reststoffe (t)	75.600	147.307	355.064
PCDD/F (kg)	7,2	14,03*	33,82*
TEQ (g)	122	238*	573*

* Abschätzung auf Grundlage der Gehalte im BW Haus Aden/Monopol

5.5.3 Gefährdungspotential PAK (Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe)

Gegenüber den Aussagen im Teil 1 des Gutachtens, wo die Gutachter das Gefährdungspotential der PAK aus der BHV als sehr gering erachten, gibt es keine neuen Erkenntnisse. Selbst wenn in den Reststoffen der anderen Bauhöhen PAK enthalten sein sollten, dürften auch diese Gehalte deutlich unter den geogenen Gehalten der Kohle liegen. Da im Karbon auch außerhalb der Kohleflöze große Mengen an fein verteilter Kohle vorhanden sind, besteht auch dort ein sehr großes Sorptionspotential.

6 FREISETZUNGSPOTENTIAL ANORGANISCHE INHALTSSTOFFE AUS DER BHV

6.1 Umfang und Art der Untersuchungen

Im Teil 1 wurde mit Hilfe der hydrogeochemischen Modellierung (1D PHREEQC) für das BW Haus Aden gezeigt, wie sich für die angenommenen mineralischen Stoffgemische und das Tiefengrundwasser eine neue chemisch-thermodynamische Gleichgewichtssituation einstellt. Dieses neue Gleichgewicht stellt sich ein, weil viele verschiedene „neue“ Stoffe über die BHV in den Untergrund eingebracht wurden, die das „alte“ Gleichgewicht, das sich über Jahrtausende eingestellt hat, stören. Ergebnis ist, dass sich in der BHV eine pH-Wert-Barriere aufbaut und dadurch die Schwermetallfreisetzung zunächst verhindert wird. Diese Barriere bleibt in Abhängigkeit des Anteils an Reststoffen, die mit dem Tiefengrundwasser reagieren⁹, längere Zeit stabil. Erst nach dem Abbau der Barriere werden die Schwermetalle freigesetzt (Quellterm).

Die zeitliche Entwicklung dieser Auflösungen, Ausfällungen, Umbildungen von Mineralphasen und die damit verbundene Freisetzung von Stoffen konnte hilfsweise in Abhängigkeit der Porenwasseraustausche (PWA) abgeschätzt werden, denen auf Grundlage der Berechnungen mit dem Strömungsmodell eine mittlere Dauer zugeordnet wurde (Teil 1, Detailbericht 5).

Die weitere – **nicht reaktive** – Ausbreitung der aus der BHV freigesetzten Stoffe im Gebirge wurde mit Hilfe des Strömungsmodells untersucht. In Teil 1 wurde bislang nur die Verdünnung der freigesetzten Schwermetalle nach dem Übertritt in das Röhrensystem durch das Grubenwasser berechnet. Das Ergebnis war die Angabe der Konzentrationen in der ZWH (Abb. 30).

Die Konzentrationsverminderungen, die auf dem Weg bis zum Röhrensystem durch Interaktion der Schwermetalle mit dem umgebenden Gebirge auftreten (dies kann vereinfachend auch als Sorption bezeichnet werden), wurden bislang im Sinne einer Worst-Case-Abschätzung nicht berücksichtigt.

In Teil 2 werden zunächst die Ergebnisse aus der PHREEQC-Modellierung zur thermodynamischen Gleichgewichtseinstellung mit einer **reaktiven Modellierung** (hydrogeochemisches Rechenprogramm PHAST) der Durchströmung einer BHV verglichen, um zu überprüfen, ob die Ergebnisse des Teils 1 weiterhin belastbar sind.

Dann wird in einem zweiten Schritt die reaktive Durchströmung des Gebirges von der BHV bis zum Röhrensystem unter Berücksichtigung der Sorption dargestellt (3D PHAST Modellierung). Hierbei kommt es zu einer – bislang nicht betrachteten – Festlegung von Schwermetallen im Gebirge.

Bei manchen Stoffen erfolgen in anderen Geosystemen auf dem Fließweg im Untergrund Stofffestlegungen und Remobilisierungen (z. B. von Uranmineralphasen und Uran), bei denen dann stoßartige hohe Belastungen der Grundwässer auftreten können. Diese können sogar noch höher als die Ausgangskonzentration sein, weil sich Stoffdepots in kurzer Zeit wieder auflösen. Dies wird als *Roll-Front-Verhalten* bezeichnet. Hier

⁹ Unter der Annahme, dass nur 10 % der Abfall- und Reststoffe mit dem Tiefengrundwasser in Reaktionskontakt kommen. Bei höheren Anteilen erfolgt die Freisetzung wesentlich später (s. Teil 1, Kap. 5).

wird geprüft, ob ein solches Verhalten auch bei der Durchströmung der BHV sowie in deren Abstrom auftreten kann.

6.2 Vergleich der 1D PHREEQC-Modellierung mit der 3D-PHAST-Modellierung

6.2.1 Ergebnisse aus Teil 1

In Teil 1 des Gutachtens wurde mit PHREEQC die neue Gleichgewichtssituation berechnet, die sich zwischen den über die BHV neu eingebrachten Mineralphasen, den umgebenden Mineralphasen des Gebirges und dem Tiefengrundwasser für die **letzte Zelle** auf der Fließstrecke durch die BHV ergibt.

Diese Ergebnisse aus Teil 1 (Detailbericht 4) zeigt noch einmal die Abb. 25. Wichtigstes Ergebnis ist, dass sich durch die Auflösung, Umwandlung und Neubildung von Mineralien eine stabile pH-Wert Barriere aufbaut (magenta Linie), die eine Freisetzung der Schwermetalle Zink und Blei verhindert. Die Ergebnisse sind in PWA angegeben, weil für die hydrogeochemischen Modellierungen nur die Anzahl der PWA, aber nicht die Dauer berechnet wird. In den Strömungsmodellierungen (Detailbericht 5) wird die Durchströmung vieler „Einzel-BHV“ mit unterschiedlichen Fließlängen, Geschwindigkeiten und vielen unterschiedlichen PWA differenziert berechnet. Aus den Strömungsmodellierungen kann aber die **mittlere Dauer eines PWA** von 34 Jahren abgeleitet werden. Mit diesem Mittelwert wurde die untere Darstellung in Abb. 25 erstellt.

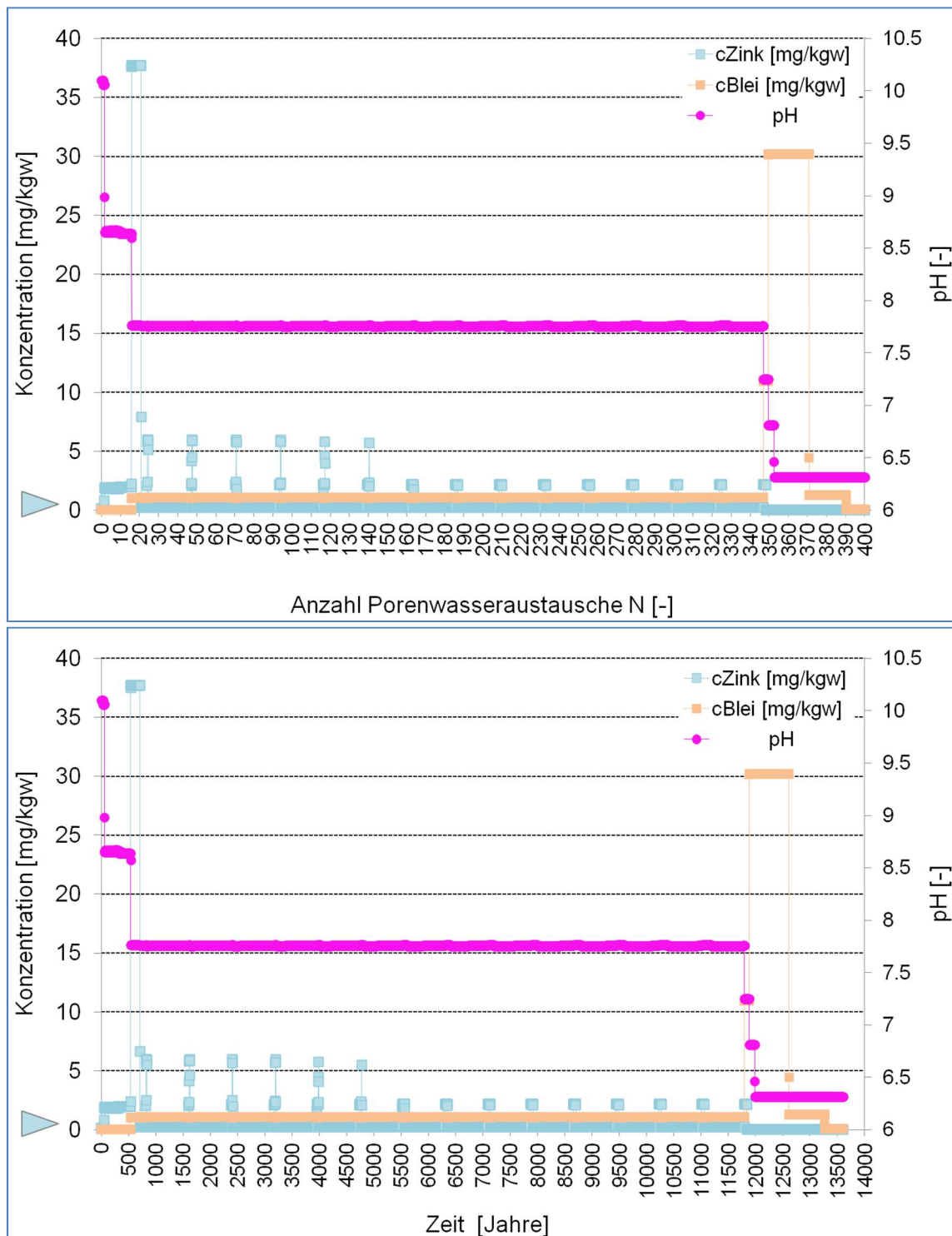


Abb. 25: Aus Teil 1: Entwicklung der pH-Werte sowie der Zink- und Bleikonzentrationen in den Porenwässern vor dem Austritt aus der BHV, in Abhängigkeit von der Anzahl der PWA (oben) und der Zeit (unten, mittlerer PWA = 34 Jahre)

6.2.2 Modellierung des reaktiven Stofftransports (3D-PHAST) innerhalb der BHV

In den hydrochemischen 3D-PHAST Modellierungen wurde zunächst das **reaktive Stoff- und Ausbreitungsverhalten** entlang eines Fließweges **innerhalb der BHV** (15 Zellen, vergleichbar zu den PHREEQC-Modellierungen Teil 1) untersucht. Hierbei wurden die hydrogeochemischen Reaktionen und Wechselwirkungen zwischen der BHV und dem Tiefengrundwasser betrachtet.

Die Abb. 26 zeigt die Durchströmung der BHV von links nach rechts und letztlich die **Freisetzung von Zink** in der letzten Zelle. Die Farben zeigen gemäß der Legende die Konzentrationen im Porenwasser. Nach 18 PWA (ca. 625 Jahren) erreichen die „grünen Konzentrationen“ das Ende der BHV und treten in das umgebende Gestein über. Das Maximum (rote Farbe) hat die BHV nach 24 PWA (ca. 815 Jahren) verlassen. Die „Schadstoffwolke“ bewegt sich dann durch das umgebende Gestein bis zur nächsten offenen Röhre (Strecke). Hierbei treten dann die weiter unten beschriebenen Prozesse der Sorption auf.

Die Spitzenkonzentrationen von 37,5 mg/L (Quellterm) und die oben genannten Zeiten waren ebenfalls in Teil 1 abgeschätzt worden (Abb. 25).

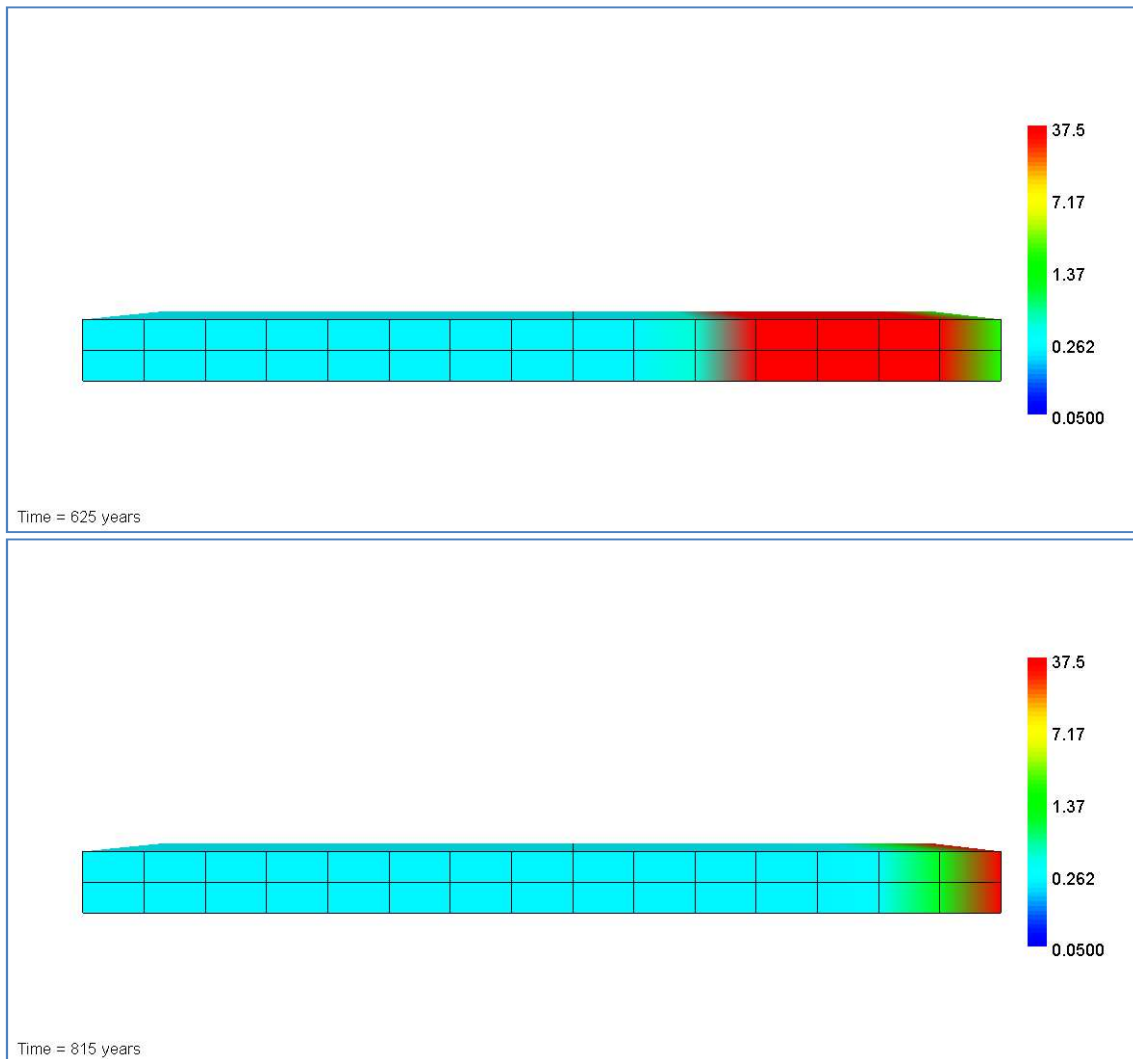


Abb. 26: Entwicklung der Zinkkonzentration in der BHV nach 18 PWA (ca. 625 Jahre oben) und nach 24 PWA (ca. 815 Jahre unten) Jahren beim Austritt aus der BHV (Quellterm)

Die Abb. 27 zeigt die **Freisetzung von Blei aus der BHV**, die von links nach rechts durchströmt wird. Die Farben zeigen gemäß der Legende die Konzentrationen im Porenwasser. Nach 401 PWA (ca. 13.660 Jahre) erreichen die „grünen Konzentrationen“ das Ende der BHV und treten in das umgebende Gestein über. Das Maximum (rote Farbe) hat das Ende der BHV nach 423 PWA (ca. 14.385 Jahre) erreicht.

Die Spitzenkonzentrationen von 30,2 mg/L (Quellterm) und die oben genannten Zeiten waren bereits in Teil 1 abgeschätzt worden (Abb. 25).

Die „Schadstoffwolke“ bewegt sich dann durch das umgebende Gestein bis zur nächsten offenen Röhre (Strecke). Auf dem Fließweg treten dann die im folgenden Kapitel beschriebenen Prozesse der Sorption auf.

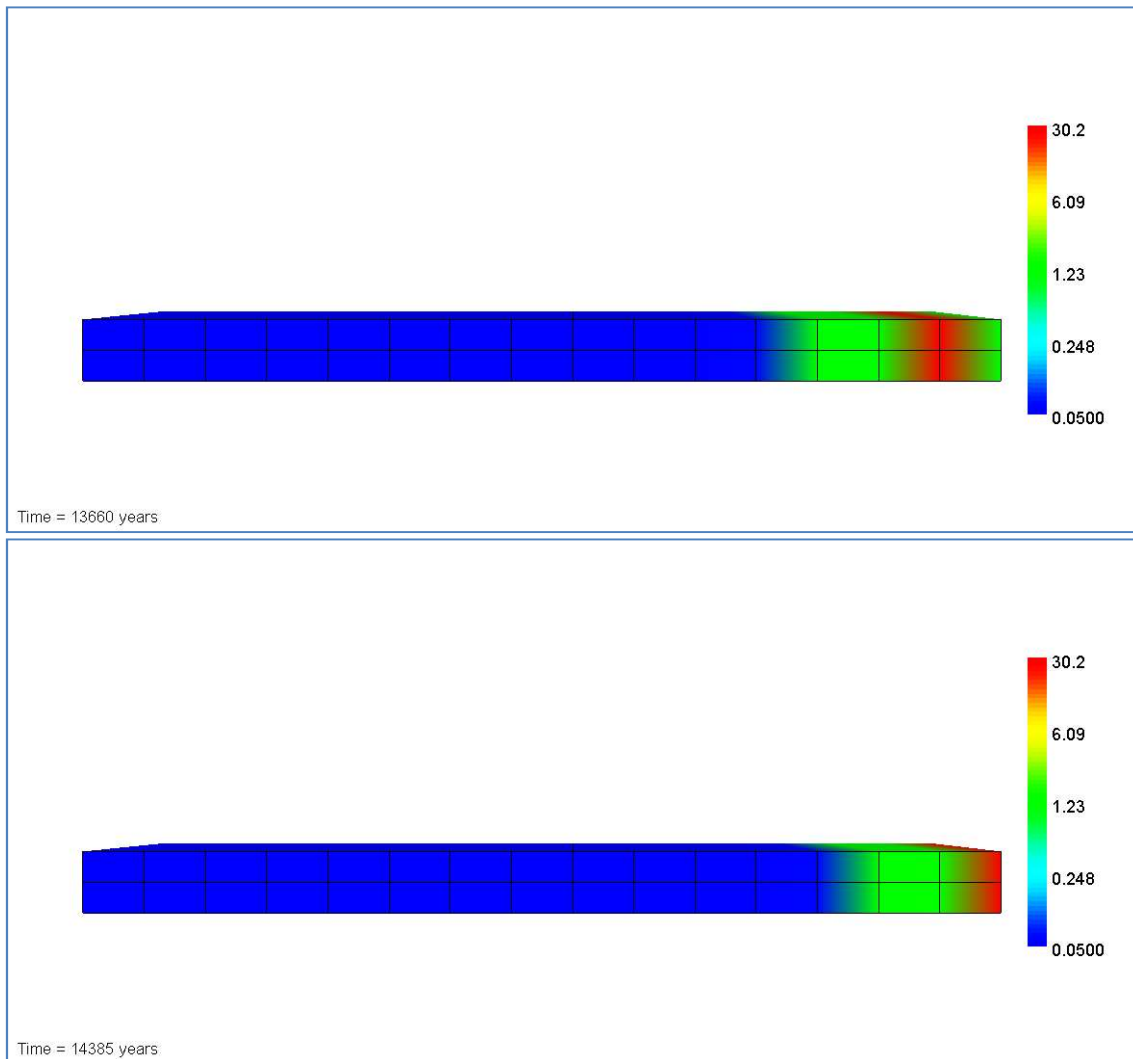


Abb. 27: Entwicklung der Bleikonzentration in der BHV nach 401 PWA (ca. 13.660 Jahre oben) und nach 423 PWA (ca. 14.385 Jahren unten) beim Austritt aus der BHV (Quellterm)

6.2.3 Ergebnisse des Modellvergleichs

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass das Stoffaustragsverhalten wie in den Abb. 26 und Abb. 27 beschrieben bei beiden Modellierungen (1D PHREEQC (Teil 1) und 3D PHAST (Teil 2) hinreichend genau übereinstimmt und zwar

- hinsichtlich der erreichten Niveaus der pH-Werte,
- der Spitzenkonzentrationen von Zink und Blei beim Austritt aus der BHV,
- des Konzentrationsverlaufs von Zink und Blei innerhalb der BHV.

Damit ist gezeigt, dass die 3D PHAST-Modellierung von Stofffreisetzungen aus BHV-Bereichen eingesetzt werden kann, um den weiteren, reaktiven Transport von der BHV zum Röhrensystem darzustellen. Dies ist im nächsten Kapitel beschrieben.

6.2.4 Reaktiver Transport auf dem Fließweg zum Röhrensystem

In Teil 1 waren solche Konzentrationsverminderungen auf dem Fließweg zum Röhrensystem nicht berücksichtigt worden, die durch hydrogeochemische Wechselwirkungen zwischen den mit den Wässern transportierten Stoffen (u. a. Zink und Blei) und dem Feststoffgerüst im durchströmten Gebirge ablaufen (vereinfacht als Sorption/Desorption bezeichnet).

Da für die Vielzahl der möglichen einzelnen Fließwege nicht die genauen Parameter wie z. B. Fließgeschwindigkeit und Zusammensetzung des Gesteins bekannt sind, wurden mittlere Werte angenommen, die v. a. aus den Strömungsmodellrechnungen stammen (siehe Detailbericht 5, Teil 1).

- Mittlerer Fließweg durch die BHV: 465 m,
- mittlere Abstandsgeschwindigkeit auf der Strecke BHV zum Röhrensystem: $5,8 \times 10^{-9}$ m/s,
- mittlere Entfernung BHV-Röhrensystem: 145 m,
- Zusammensetzung der BHV (aus Teil 1),
- Zusammensetzung der Gesteine (aus Teil 1).

6.2.4.1 Konzentrationsverminderung auf dem Fließweg von der BHV zum Röhrensystem (Sorption)

Zur Untersuchung der Konzentrationsverminderung auf dem Fließweg von der BHV zum Röhrensystem wurde ein 3D-PHAST-Blockmodell (760 m x 415 m) aufgebaut, in das die BHV integriert ist. Eine genaue Beschreibung findet sich in Kap. 3, Abb. 5 des Detailberichts 4.

Mit dem PHAST-Modell wird nicht angestrebt, die instationären Strömungsverhältnisse über einen Zeitraum von Zehntausenden Jahren abzubilden: Dies ist den Grundwasser-Strömungsmodellen vorbehalten. Deshalb wird mit den PHAST-Modellierungsergebnissen kein konkreter zeitlicher Maßstab (in Jahren) angegeben, sondern die zeitliche Entwicklung der Stoffkonzentrationen in der BHV und im Gebirge wird in PWA angegeben. Für diese Betrachtung können die Durchlässigkeit in der BHV und im Gebirge in derselben Größenordnung angesetzt werden. Diese können anhand der **mittleren Dauer** eines PWA von 34 Jahren Zeiten zugeordnet werden.

Es werden nicht nur die Schwermetalle, sondern auch alle anderen Konzentrationen an wasserlöslichen Mineralphasen in der BHV als auch im Gebirge betrachtet (s. Tab. 4 im Detailbericht 4).

Unter Berücksichtigung der Ergebnisse der hydrogeochemischen PHAST-Modellierungen in Teil 2 ergeben sich – unter ansonsten gleichen hydraulischen Randbedingungen wie einem offenen Röhrensystem und einem Grubenwasserstand bei ca. -600 mNHN im Grubengebäude – folgende Ergebnisse (Abb. 28 und Abb. 29):

- Die pH-Wert Barriere ist für ca. 300 PWA stabil, bevor die Durchströmung der BHV mit dem Tiefengrundwasser wieder den Ausgangswert von pH 6,3 erreicht hat.
- Die Spitzenkonzentrationen von Zink, die im BHV-Bereich und im unmittelbaren Abstrombereich (wenige Zehnermeter Abstand von dem BHV-Bereich) bei 30 bis 35 mg/l liegen, beginnen nach ca. 14-maligem Porenwasseraustausch bei der Durchströmung des BHV-Bereichs aufzutreten. Nach insgesamt ca. 20 PWA treten im

BHV-Bereich und in dessen gesamtem unmittelbaren Abstrombereich keine Zinkkonzentrationen auf, die größer als einige (ca. eins bis sieben) Milligramm pro Liter sind. Im weiteren Abstrom von mehr als Hundert Meter Abstand von dem BHV-Bereich sind die Zinkkonzentrationen auf Werte unterhalb von ca. einem Milligramm pro Liter begrenzt. Das gilt auch für den Rest des modellierten Zeitraums mit bis zu 600 PWA. Die höchsten Zinkkonzentrationen, die über die Spanne von 600 PWA am Ende der Fließstrecke durch die Gesteine des Karbons unmittelbar vor dem Röhrensystem auftreten, liegen bei ca. 0,5 mg/l; **sie sind damit auf ca. ein bis zwei Prozent der Spitzenkonzentrationen von Zink im BHV-Bereich vermindert worden.** Das gelöste Zink wird teilweise als Zinkblende (ZnS) ausgefällt. Dadurch erhöht sich der Zinkgehalt des Gebirges (Essen Schichten) um ca. 0,03 % des geogenen Backgrounds (0,02 ppm gegenüber 60 bis 130 ppm als geogener Background, HASENPATT, R. 1981).

- Die Spitzenkonzentrationen von Blei, die im BHV-Bereich und im unmittelbaren Abstrombereich (wenige Zehnermeter Abstand von dem BHV-Bereich) bei ca. 25 bis 30 mg/l liegen, beginnen nach ca. 401 Porenwasseraustauschen bei der Durchströmung des BHV-Bereichs aufzutreten. Nach ca. 423 Porenwasseraustauschen beginnt das Ende der Phase in denen Porenwässer mit den Spitzenkonzentrationen von Blei den BHV-Bereich verlassen. Im weiteren Abstrom von mehr als Hundert Meter Abstand von dem BHV-Bereich sind die Bleikonzentrationen auf Werte von ein bis zwei Milligramm pro Liter begrenzt. Das gilt auch für den Rest des modellierten Zeitraums mit bis zu 600 Porenwasseraustauschen. Die höchsten Bleikonzentrationen, die über die Spanne von 600 PWA am Ende der Fließstrecke durch die Gesteine des Karbons unmittelbar vor dem ‚Röhrensystem‘ auftreten, liegen bei ca. 1,5 mg/l; **sie sind damit auf ca. vier bis fünf Prozent der Spitzenkonzentrationen von Blei im BHV-Bereich vermindert worden.** Das gelöste Blei lagert sich auf dem Fließweg auch wieder ab (z. B. als Bleiglanz, PbS). Dadurch erhöht sich der Bleigehalt des Gebirges um ca. 0,1 % des geogenen Backgrounds (0,02 ppm gegenüber 20 bis 40 ppm als geogener Background, HASENPATT, R. 1981).

6.2.4.2 Roll-Front Prozesse

Zur Untersuchung möglicher Roll-Front Prozesse wurde eine 3D-Stromröhre modelliert, die wesentlich feiner räumlich aufgelöst werden kann als das 3D-Block Modell (s. Kap. 3.2 im Detailbericht 4). Ähnlich wie das Block-Modell ist auch hier keine exakte Simulation der instationären Strömungsverhältnisse angestrebt, sondern die grundsätzliche Darstellung der hydrogeochemischen Prozesse.

Auch unter Berücksichtigung einer feineren räumlichen Diskretisierung von einem Meter in der 3D-Stromröhre treten im Abstrom der BHV keine Zink- oder Bleikonzentrationen im Tiefengrundwasser auf der Fließstrecke zum Röhrensystem auf, die höher sind als die Konzentrationen in den Porenwässern des BHV-Bereichs selbst. Damit liegen keine Modellierungsergebnisse vor, die auf Konzentrationsspitzen hinweisen würden, die sich bei Roll-Front Prozessen hätten entwickeln können.

Die in den Wässern gelösten Schwermetalle bewegen sich in einer „Wolke“ durch den Untergrund mit zunächst ansteigender Konzentration bis zu einem Maximum und dann wieder mit sinkender Konzentration, bis alle Schwermetalle aus der BHV ausgetragen sind. Die Abb. 28 zeigt dies für Zink und die Abb. 29 für Blei für verschiedene Zeitschritte/PWA.

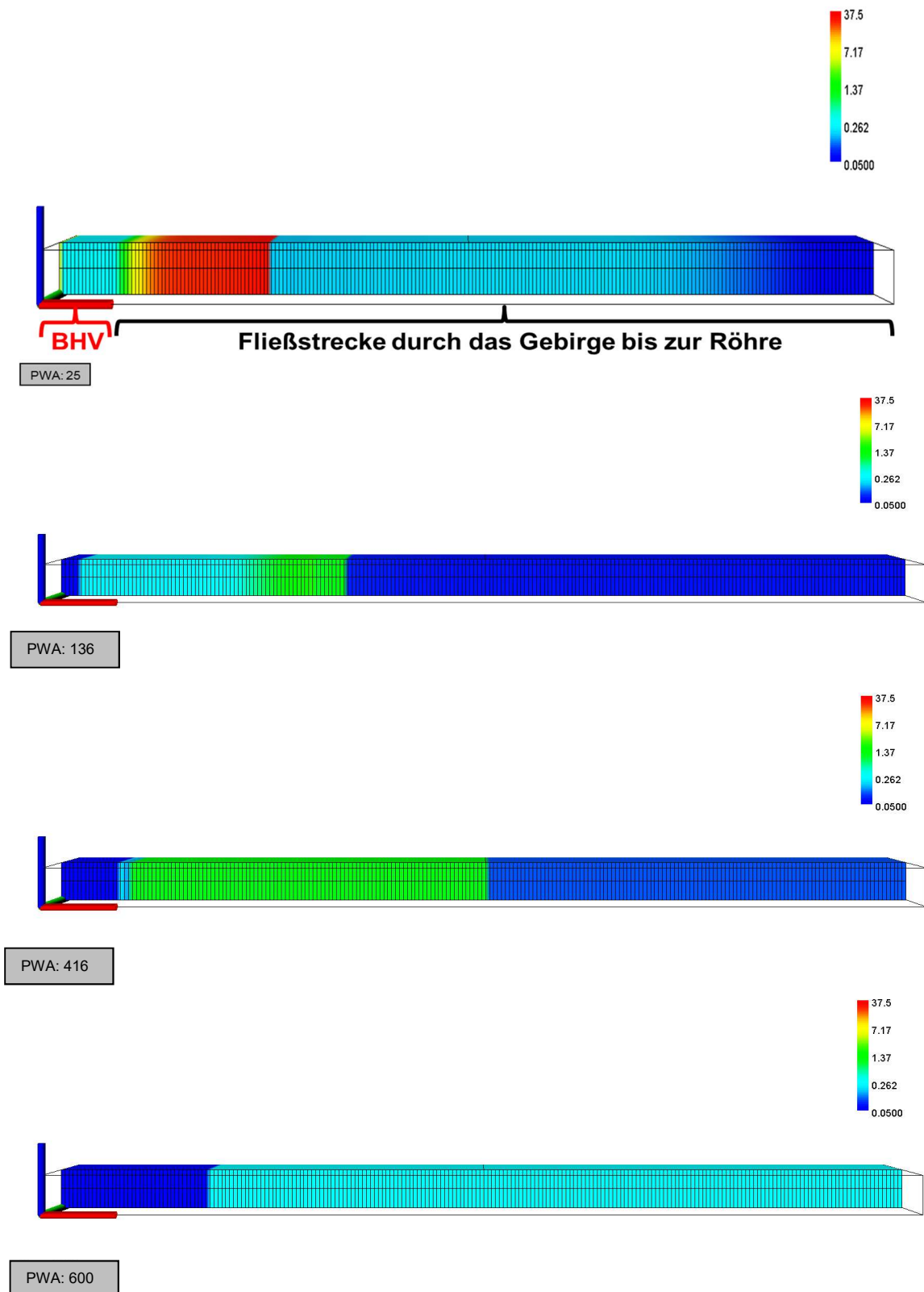
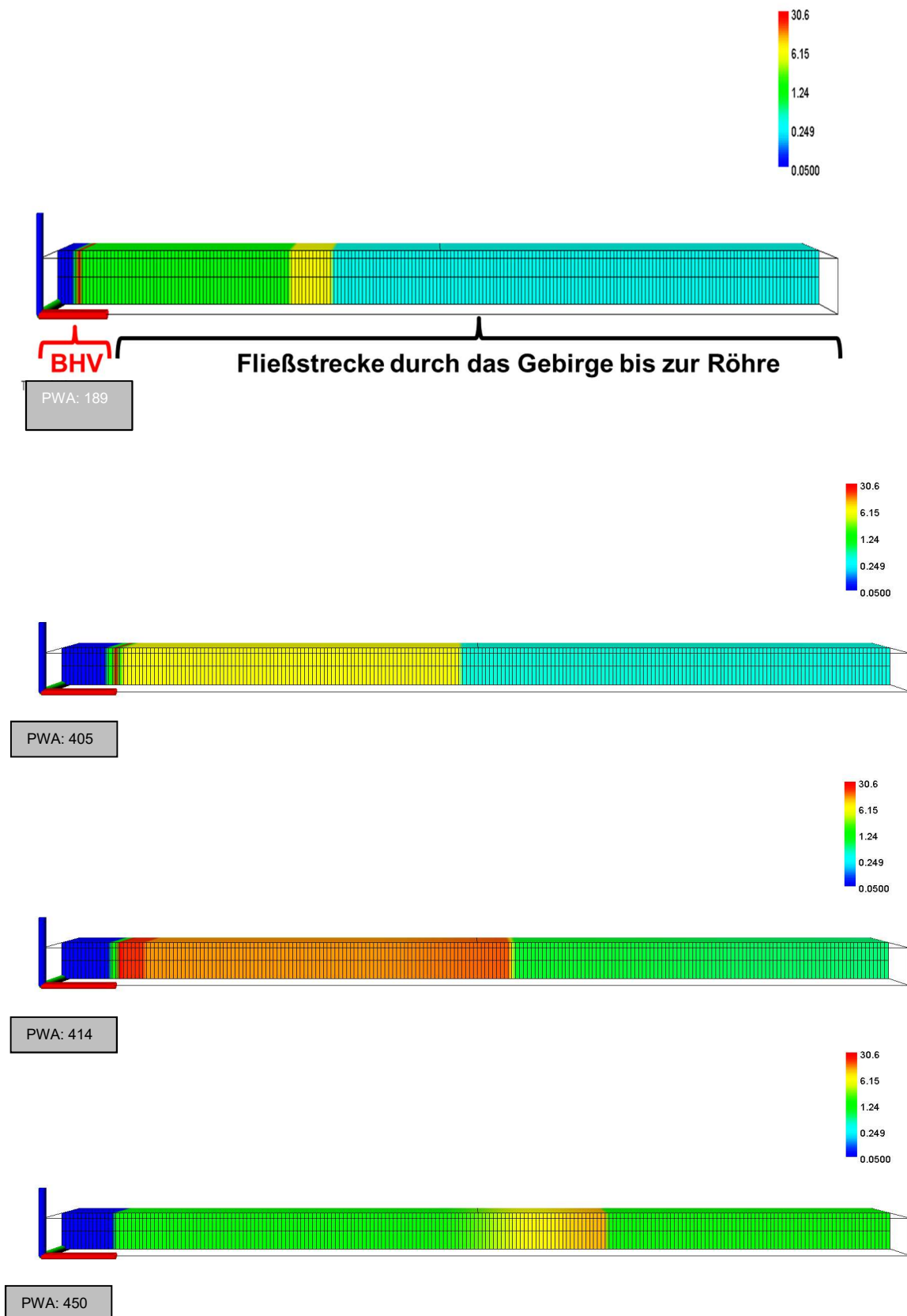


Abb. 28: Zinkkonzentration im PHAST-Säulenmodell in der BHV und dem Abstrom bis zum Röhrensystem für verschiedene PWA. Die Farbskala der Zinkkonzentrationen reicht von 0,05 mg/kgw bis zu 37,5 mg/kgw. Die ersten 15 Zellen (rote Linie) am linken Rand stellen die BHV dar. Die Durchströmung erfolgt vom linken zum rechten Modellrand.



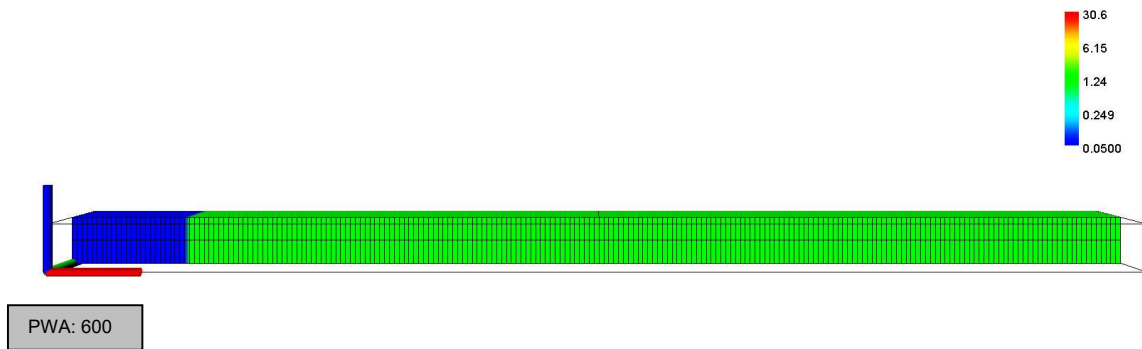


Abb. 29: Bleikonzentration im PHAST-Säulenmodell in der BHV und dem Abstrom bis zum Röhrensystem für verschiedene PWA. Die Farbskala der Bleikonzentrationen reicht von 0,05 mg/kgw bis zu 30,6 mg/kgw. Die ersten 15 Zellen am linken Rand stellen die BHV dar (rote Linie). Die Durchströmung erfolgt vom linken zum rechten Modellrand.

6.2.5 Berücksichtigung weiterer mineralischer Stoffe

In Teil 1 des Gutachtens wurden bei der PHREEQC Modellierung die mineralogische Zusammensetzung verwendet, wie sie in den Basisgutachten beschrieben wurde. Um die Aussagen zur Stofffreisetzung und zum Stofftransport weiter abzusichern, wurden u. a. gemäß der Literatur weitere Stoffe berücksichtigt. Hierzu gehören v. a. metallisches Aluminium, Blei und Eisen sowie die sich sekundär bildenden Calcium-Silikat-Hydrat Phasen (CSH-Phasen), die bei der Erstarrung und Erhärtung des Zements eine große Rolle spielen.

Damit ist ein extrem komplexes Modell für den hydrogeochemisch reaktiven Stofftransport des Tiefengrundwassers durch die BHV und durch das Gebirge bis zum Röhrensystem aufgebaut. Für einen Rechenlauf beträgt die CPU-Rechenzeit ca. zwei Wochen. Die wichtigsten Ergebnisse sind:

- Die Ergebnisse entsprechen weitestgehend denen des Standardmodells in Teil 1: Der pH-Wert liegt zu Beginn der Stofffreisetzung um ca. 0,1 pH-Einheiten niedriger (ca. 10,0 statt 10,1). Andererseits hält die pH-Wert-Barriere über eine geringfügig höhere Anzahl von PWA an.
- Der generelle Verlauf der Zinkkonzentrationen entwickelt sich ähnlich wie im Standardmodell. Allerdings treten die höchsten Zinkkonzentrationen nicht innerhalb der ersten 30 PWA bei der Durchströmung auf (wie im Standard Modell), sondern erst nach ca. 235 PWA. Dabei erreichen die höchsten Zinkkonzentrationen nicht das Niveau von ca. 30 mg/l (wie im Standard Modell), sondern steigen nicht über 10 mg/l an. Das gilt sowohl für die Porenwässer des BHV-Bereichs als auch für die Tiefengrundwässer im Abstrom des BHV-Bereichs auf der Fließstrecke zum Röhrensystem.
- Der generelle Verlauf der Bleikonzentrationen entwickelt sich sehr ähnlich zum Standardmodell. So treten auch hier die höchsten Bleikonzentrationen zwischen ca. 250 und 280 PWA auf.
- Zusammenfassend bedeutet dies, dass bei der Berücksichtigung weiterer Mineralphasen, die sicher in einer BHV vorhanden sind, die Freisetzung etwas langsamer und für Zink auf einem niedrigeren Niveau verläuft. Damit liegen die Ergebnisse in Teil 1 auf der sicheren Seite.

6.3 Zusammenfassung Freisetzungspotential aus der BHV

Diese zusammenfassenden Feststellungen gelten für die bei den Modellierungen zum Ansatz gebrachten Rand- und Startbedingungen (u. a. 10 %-Anteil der versetzten Mineralphasen im Reaktionskontakt mit den Wässern).

- Das mehrfach modellierte Stofffreisetzungs-, Stoffaustrags- und Stofftransportverhalten bestätigt die Ergebnisse aus Teil 1. Für die BW Hugo Consolidation und das BW Walsum gelten vergleichbare Zeiträume der Freisetzung und Ausbreitung, da die eingebrachten Stoffe, das geologische Umfeld, die hydrochemischen Prozesse und die Entfernung zum Röhrensystem vergleichbar sind. Unterschiede gibt es nur bei den Grubenwassermengen in den Wasserhaltungen, die dann zu etwas anderen Verdünnungsverhältnissen führen können. Hierdurch ändert sich jedoch nicht die Risikoeinschätzung.
- Die Zink- und Bleikonzentrationen in den Porenwässern und in den Tiefengrundwässern sind zu keiner Zeit und an keinem Ort **auf der Fließstrecke** zum Röhrensystem deutlich größer als ca. 30 mg/L.
- Die hydrogeochemischen Wechselwirkungen führen nicht zu Roll-Front Prozessen.
- Bei einer Fließstrecke von ca. 100 m durch das Gebirge verringert sich für Zink die Konzentration durch die Sorption in der ZWH Haus Aden auf ca. 0,4-0,8 mg/L, also auf ca. 1-2 % der Ausgangskonzentration des Quellterms von ca. 37 mg/L.
- Bei einer Fließstrecke von ca. 100 m durch das Gebirge verringert sich für Blei die Konzentration durch die Sorption in der ZWH auf ca. 1,2 bis 1,5 mg/L, also auf ca. 4-5 % der Ausgangskonzentration des Quellterms von ca. 30,2 mg/L.
- Die dadurch verursachte Zunahme der Zink- und Bleigehalte im Gesteinskörper des Gebirges ist allerdings – gemessen an dessen geogenen Zink- und Bleigehalten – als vernachlässigbar gering zu bewerten.
- Bei sehr kurzen Fließstrecken durch das Gebirge (modelliert wurden 25 m¹⁰) spielt die Sorption keine Rolle. Dann wird das offene Röhrensystem mit der Quellstärke erreicht. Dies entspricht den Ergebnissen aus Teil 1 des Gutachtens. Für Zink wäre das nach ca. 1.000 Jahren und für Blei nach ca. 14.500 Jahren der Fall – unter der Annahme eines bestehenden offenen Röhrensystems.
- Die hydrogeochemischen Wechselwirkungen – die Re-Mobilisationen zuvor ausgefallter Zink- und Bleimineralphasen in den Gesteinen des Karbons – verursachen anhaltende Belastung der Tiefengrundwässer mit Zink- und Bleikonzentrationen von ca. einem Milligramm pro Liter.
- Zusammenfassend sind die in Teil 1 dargestellten Konzentrationen in der ZWH Haus Aden (ohne Berücksichtigung dieser Prozesse (Sorption) als sehr konservativ und auf der sicheren Seite liegend einzuschätzen (Abb. 30).

¹⁰ Der minimale Abstand im BW Hugo Consolidation zwischen einer Bohrung (Nr. 133) und einem Fließweg beträgt ca. 25 m. Dies ist ein Einzelfall; bei allen anderen Bohrungen sind es min. ca. 50 m.

6.3.1 Bedeutung für die Konzentration in der ZWH Haus Aden (Aussage in Teil 1)

In Teil 1 wurde für die Konzentrationen in der ZWH Haus Aden nur die Verdünnung des Quellterms durch das Grubenwasser berücksichtigt (Abb. 30).

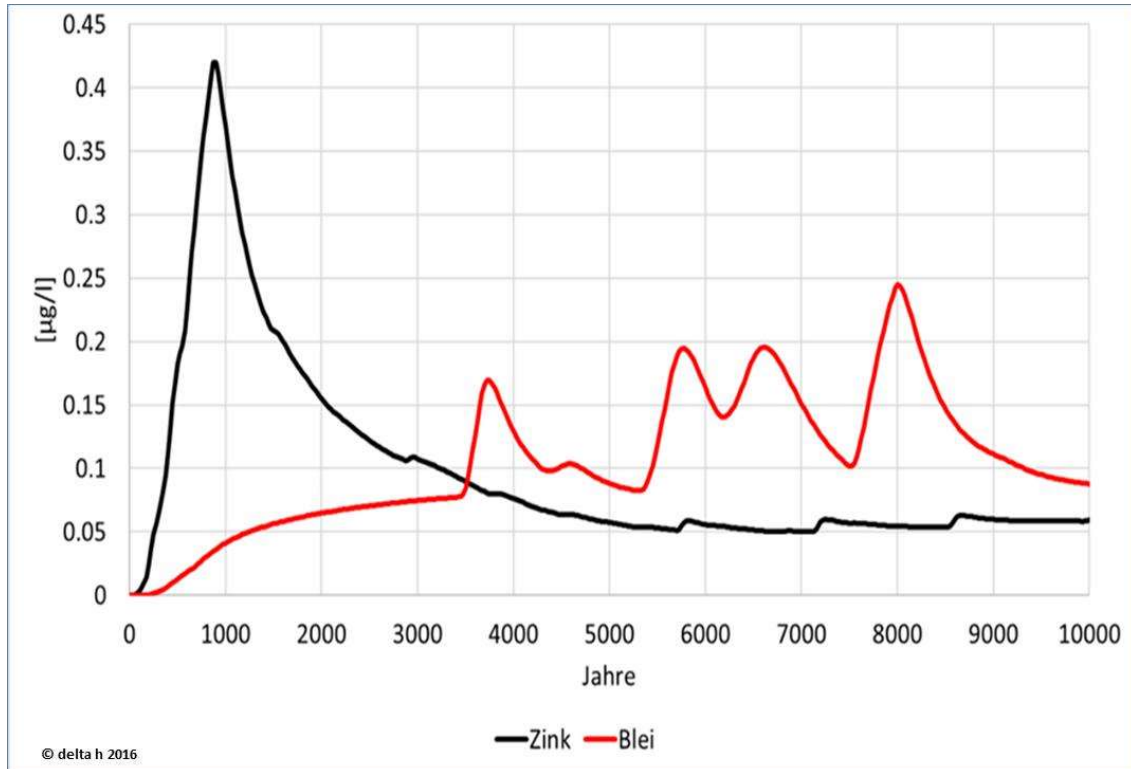


Abb. 30: Erhöhungen der Zink- und Bleikonzentrationen in der Zentralen Wasserhaltung Haus Aden durch freigesetzte Schwermetalle aus der BHV (Ergebnis aus Teil 1 ohne Berücksichtigung der Sorption)

Wie oben dargelegt wirkt aber auf dem Weg von der BHV zur nächsten Röhre auch in erheblichem Maße die Sorption, ehe der Effekt einer Verdünnung durch das Grubenwasser zum Tragen kommt. Dadurch ergibt sich bereits bei einer Fließlänge von > 25 m im Gebirge auch für die Konzentration in der ZWH rein rechnerisch eine Verminderung um 98 bis 99 % bei Zink (dann noch max. 0,008 µg/L) und rein rechnerisch eine Verminderung um 95 % bis 96 % bei Blei (dann noch max. ca. 0,0125 µg/L).

Die heutige Bestimmungsgrenze (Standardanalytik) für Zink liegt bei 25 µg/L (d. h. 3.000fach höher) und für Blei bei 3,5 µg/L (d. h. ca. 250fach höher).

7 FREISETZUNGSPOTENTIAL ORGANISCHER STOFFE AUS DER BHV

7.1 Freisetzungspotential PCDD/F („Dioxine“)

Die Freisetzung von PCDD/PCDF über die partikuläre und die wässrige Phase hängt von der Adsorptionsaffinität ab (= Neigung, partikuläres Material zu adsorbieren). Bei gleichbleibenden Temperatur- und Druckbedingungen stellt sich zwischen Adsorption und Desorption ein Gleichgewichtszustand ein. Die Adsorptionsaffinität kann vereinfacht mit Verteilungskoeffizienten zwischen organischem Material und wässriger Phase (K_{OC} -Wert) oder zwischen dem gesamten partikulären Material und der wässrigen Phase (K_D -Wert) beschrieben werden.

Für PCDD und PCDF liegen K_{OC} -Werte aus der wissenschaftlichen Fachliteratur vor. Für Schwebstoffe aus der Elbe wurden für PCDD/PCDF mit vier bis acht Chloratomen $\log K_{OC}$ -Werte zwischen 7,2 und 8,4 bestimmt (Götz et al. 1994). Aus diesen sehr hohen $\log K_{OC}$ -Werten und der somit sehr hohen Adsorptionsaffinität der PCDD/PCDF an organisches Material lässt sich ableiten, dass eine Freisetzung von PCDD/PCDF aus den kontaminierten Bereichen im Wesentlichen nur über die partikuläre Phase erfolgen kann. Eine Freisetzung über die wässrige Phase spielt aufgrund der geringen Wasserlöslichkeit ($TCDD-OCDD \leq 0,63 \mu g L^{-1}$, Shiu et al. 1998) und hohen Adsorptionsaffinität der PCDD/PCDF eine untergeordnete Rolle.

7.2 Freisetzungspotential PAK

Das Freisetzungspotential und Ausbreitungspotential der PAK und somit auch das Risiko werden im Folgenden nicht weiter betrachtet, da das Gefährdungspotential der PAK als sehr gering erachtet wird (s. Teil 1).

8 AUSBREITUNGSPOTENTIAL ORGANISCHE SCHADSTOFFE

8.1 Ausbreitungspotential PCDD/F („Dioxine“)

Die Freisetzung von PCDD/PCDF erfolgt über die partikuläre Phase des Grubenwassers. Eine weitere Ausbreitung der Kontamination findet dann statt, wenn ein Transport kontaminierten partikulären Materials (advektiver Transport am Schwebstoff) mit dem Grubenwasser aus der BHV in das Nahfeld/Fernfeld erfolgen würde. Eine solche Ausbreitung über die partikuläre Phase kann aber fast vollständig ausgeschlossen werden, da die Fließgeschwindigkeiten und Durchlässigkeiten (ca. 5×10^{-8} m/s) in dem Alten Mann so gering sind (s. Teil 1 des Gutachtens, Tab. 13).

8.2 Ausbreitungspotential PAK

Wie zuvor beschrieben wird das Ausbreitungspotential der PAK nicht weiter betrachtet, da das Gefährdungspotential der PAK als sehr gering erachtet wird.

9 AUSBREITUNGSPOTENTIAL ANORGANISCHER SCHADSTOFFE AUS DER BHV

9.1 Transportmechanismen anorganischer Schadstoffe

Eine Ausbreitung der in der Bruchhohlraumverfüllung (BHV) verbrachten anorganischen Schadstoffe kann nur über den Wasserpfad nach Flutung der Bergwerke erfolgen. Die Ausbreitung der anorganischen Schadstoffe im gefluteten Gebirge wird grundsätzlich durch die folgenden unterschiedlichen Transportmechanismen angetrieben:

- Der advective Transport gelöster Stoffe im Strömungsfeld des Tiefengrundwassers ist sowohl während der Flutungsphase, als auch nach dem Grubenwasseranstieg bis auf das Niveau von ca. -600 mNHN im Grubengebäude und Aufsättigung des umgebenden Gebirges dominant und wird in dem beschriebenen Teilprojekt simuliert.
- Grundsätzlich sind Diffusionsprozesse bei sehr geringen Durchlässigkeiten und Gradienten dominant und spielen bei den vorliegenden hydrogeologischen Verhältnissen eine relevante Rolle. Diese Transportmechanismen werden bei der Prognose der Ausbreitungsprozesse berücksichtigt.
- Partikelgebundener Transport ist nur bei sehr hohen Fließgeschwindigkeiten relevant. Für die Ausbreitung der Stoffe aus der BHV können diese nur in der instationären Phase der Flutung in Klüften oder Röhren auftreten. Doch auch hier ist der advective Transport der gelösten Stoffe maßgebend. Nach Flutung und Aufsättigung der BHV ist ein partikelgebundener Transport nicht mehr relevant. Diese Transportmechanismen werden bei der Prognose der Ausbreitungsprozesse nicht berücksichtigt.
- Sorptionsprozesse haben einen retardierenden Effekt, was zu einer Konzentrationsverringerung auf dem Fließweg führen kann. Langfristig ist der Einfluss gering, weil Stoffe auch wieder freigesetzt werden können. Die Sorption wird deshalb bei der Prognose der Ausbreitungsprozesse zunächst nicht berücksichtigt. Im Detailbericht 4 wird die Auswirkung der chemischen Reaktionen detailliert dargestellt und bewertet.

9.2 Phasen der Flutung und Ausbreitung

Grundsätzlich werden die Grundwasserströmung und der Transport von Stoffen aus der BHV im Bereich der Bergwerke durch die folgenden Phasen charakterisiert, die auch in den einzelnen Berarbeitungsschritten betrachtet wurden:

Phase I: Aktiver Bergbau

Die Grubenwasserstände liegen in den aktiven BW unterhalb der tiefsten Sohlen der BW. Diese Phase wurde nicht betrachtet.

Nach Stilllegung der Bergwerke endete Phase I mit der Beendigung der Wasserhaltung und dem Beginn der Flutung. Bei der Flutung werden zunächst die offenen Hohlräume – Schächte, Stollen und dann die verbrochenen Strecken wassererfüllt, dieses System wird als „schnelles System“ bezeichnet. Der Wasserstand ist in den offenen Schächten

messbar. Ausgehend von dem schnellen System werden Gebirge und BHV deutlich langsamer aufgesättigt (Detailbericht 5, Teil 1).

Phase II: Grubenwasserstände 2014 (Ist-Zustand)

Der **Ist-Zustand** beschreibt die (nahezu) aktuellen Grubenwasserstände, wie sie in den noch offenen Schächten gemessen werden können. In einem Großteil der BW ist der Grubenwasserstand bereits so weit angestiegen, dass die BHV ganz oder teilweise unterhalb des Wasserspiegels in den Schächten liegen, jedoch noch nicht wassergesättigt ist. Die Fließrichtungen sind in die BHV hineingerichtet (Detailbericht 5, Teil 1).

Phase III: Zunehmende Wassersättigung der Bruchhohlraumverfüllung (Lokal- und Regionalmodell)

Während des Flutungsvorgangs kommt es zu einer stark zeitveränderlichen (instationären) Strömungssituation, die im Gegensatz zu den zeitunabhängigen (quasistationären) Strömungszuständen nach Flutung durch große vertikale Geschwindigkeitsanteile gekennzeichnet ist. Die Flutung in den offenen Schächten und verbrochenen Strecken verläuft wesentlich schneller als die Sättigungsfront innerhalb der BHV. Nach dem derzeitigen Kenntnisstand wird es ca. 35 Jahre dauern, bis die BHV vollständig wassergesättigt ist. Für diese Zeit wird kein horizontaler Abstrom aus dem Bereich der BHV angenommen, da die Fließrichtung von dem gesättigten offenen System in die BHV hinein gerichtet ist (Detailbericht 5, Teil 1). Nach derzeitigem Kenntnisstand werden jedoch in der Phase III Stoffe gelöst (Detailbericht 4, Teil 1).

Phase IV Stationärer Grubenwasserstand zwischen -500 m und -750 m (Lokal- und Regionalmodell)

Die Quasistationarität des angestrebten Grubenwasserstands erfolgt vor der vollständigen Aufsättigung der BHV. Damit liegt der Beginn der Phase IV vor dem vollständigen Abschluss der Phase III. In dem angestrebten vorläufigen Endzustand reicht der Grubenwasserstand nicht ins Deckgebirge (Detailbericht 5, Teil 1).

Phase V Einstellung der ZWH und höhere Grundwasserstände

Im Detailbericht 5, Teil 2, wird untersucht, welche Auswirkung die Einstellung der ZWH und höhere Grundwasserstände in einer fernen Zukunft (> 1.000 Jahre) auf die Grundwasserverhältnisse haben und wie das veränderte Fließsystem die potenziellen Transportwege beeinflusst.

Dies erfolgt in vier Szenarios.

9.3 Modellierung der vier Szenarios

9.3.1 Langzeitbetrachtung (Szenario 0)

Es wurde die bereits in Teil 1 beschriebene Langzeitbetrachtung durch eine Verdoppelung des Untersuchungszeitraumes von 10.000 auf 20.000 Jahre erweitert, um die langsame Bleifreisetzung umfassender untersuchen zu können. Aus dem ersten Teil des Untersuchungsvorhabens wurde das Szenario ohne Störungseinfluss für die weitere Betrachtung gewählt, da hier die größten Konzentrationen in der Zentralen Wasserhaltung Haus Aden (ZWH) resultierten (Detailbericht 5). Die Simulationen haben zur Grundlage:

- Die Freisetzung bezieht sich auf das Standardszenario (siehe Definition Standardszenario in Teil 1 des Gutachtens, Kap. 5.2.2.6):
 - 10 % der Reststoffe im Reaktionskontakt mit dem Tiefengrundwasser,
 - Mittlere Fließstrecke durch die BHV 15 m,
 - Dauer eines Porenwasseraustauschs (PWA) ist ortsabhängig und im Mittel über alle BHV-Bereiche 34 Jahre.
- Es besteht noch eine ZWH.
- Es besteht noch ein hochdurchlässiges Röhrensystem.
- Der Grubenwasserstand liegt bei ca. -600 mNHN im Grubengebäude.

Für dieses Szenario wurde der Berechnungszeitraum von 10.000 auf 20.000 Jahre erweitert, um die vollständige Bleifreisetzung zu simulieren, auch wenn zweifelsfrei die Annahmen einer ZWH, eines offenen Röhrensystems und eines tiefen Grubenwasserstandes in 20.000 Jahren nicht realistisch sind. Die angesetzte Bleifreisetzung in den verschiedenen Versatzbereichen ist in der Abb. 32 dargestellt. Die Lage der BHV-Teilbereiche ist der Abb. 31 zu entnehmen.

Die Bleifracht, die über die offenen Strecken aus dem Gebirge exfiltriert und der ZWH zufließt, wurde aus den Leakagemengen an den Streckenknoten über die Bleikonzentrationen berechnet. Diese Mengen wurden über die Zeit integriert und in Abb. 33 dargestellt. Die dargestellte Kurve ergibt sich aus der Modellrechnung „ohne Sorption“ die als blaue Konzentrations-Ganglinie in der Abb. 34 dargestellt ist. Die kumulative Kurve der Bleifracht zeigt in der Zeit zwischen 4.000 und 8.000 Jahren eine Verteilung, die durch den verstärkten Bleiaustrag aus dem BHV Bereich 3 (vgl. Abb. 32) hervorgerufen wird. Der Austrag aus den Versatzbereichen 1 und 2 hat sein Maximum nach etwa 14.000 und 15.000 Jahren und klingt dann sehr schnell ab. In der Kurve (Abb. 32) zeigt sich diese Eintragserhöhung in einer weiteren Verteilung der Kurve. Dieser Zusammenhang ist in der Kurve „ohne Sorption“ der Abb. 34 als diskrete Spitze sehr gut erkennbar. Das anschließende zunehmende Abklingen des Bleieintrags zum Röhrensystem und damit zur ZWH zeigt sich in der stetigen Verflachung der Kurve (Abb. 33).

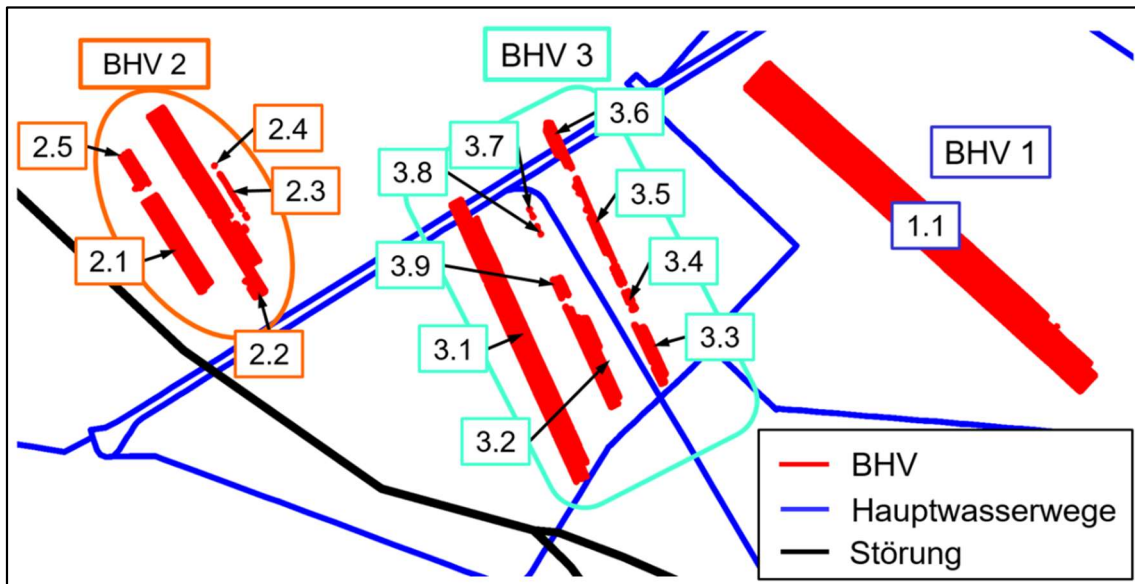


Abb. 31: Übersicht der BHV-Teilbereiche

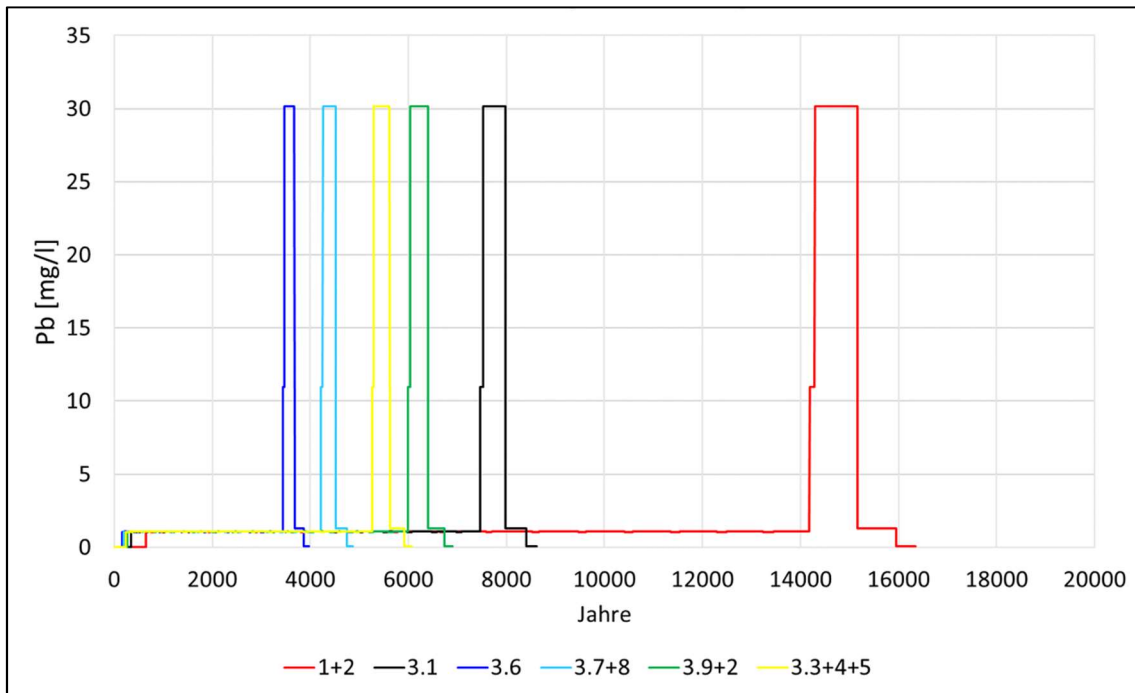


Abb. 32: Instationäre Stofffreisetzung der BHV-Teilbereiche

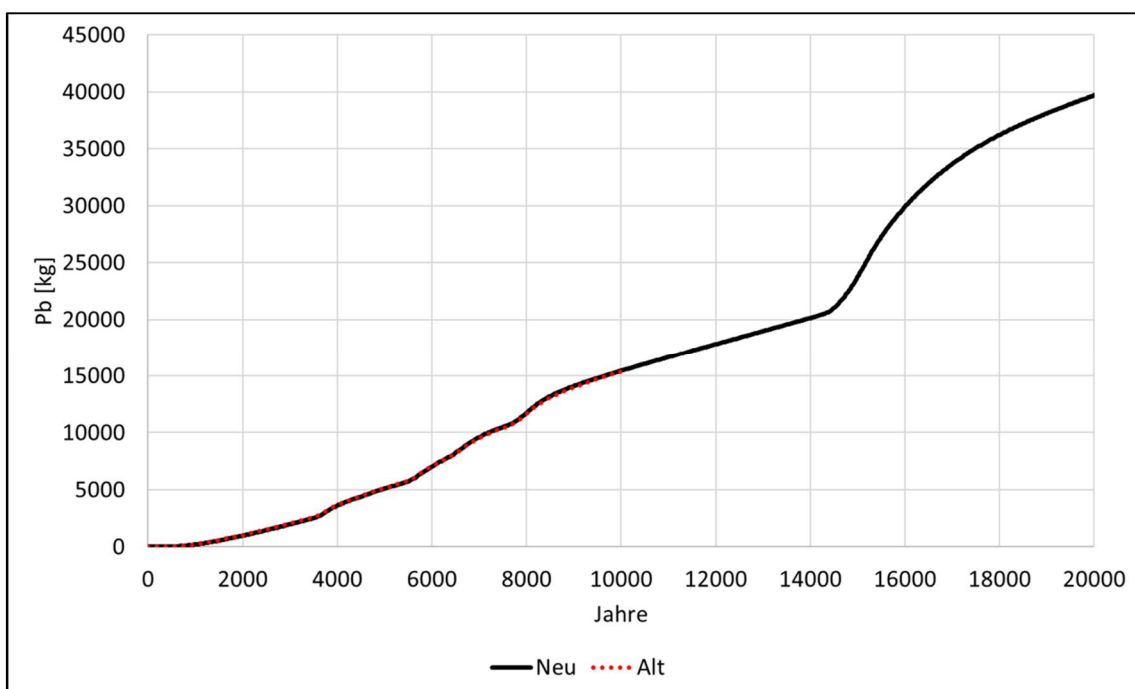


Abb. 33: Bleifracht im Zustrom der zentralen Wasserhaltung

9.3.2 Sorption (Szenario 1)

9.3.2.1 Vorgehen

In Abhängigkeit vom Stoffspektrum kommt es beim natürlichen Transport von Schadstoffen im Grundwasser in der Regel zu Abbau-/Zerfalls- und Adsorptions-/Desorptions-Prozessen. Diese führen zu einer Retardation, d. h. eine Verlangsamung der Stoffausbreitung gegenüber einem idealen Tracer (Stoff, der keinem Retardationsprozess unterliegt). Diese komplexen Prozesse werden im Folgenden stark vereinfachend als „Sorption“ bezeichnet.

Die Sorption wird im Kap. 6.2.4 von Prof. van Berk im Detailbericht 4 als **reaktiver Transport** auf **einem** Fließweg durch die BHV bis zur nächsten Röhre berechnet.

Bei Modellierung der des Ausbreitungsverhalten im Detailbericht 5 wird ein anderer Ansatz verfolgt. Es werden **alle BHV-Teilbereiche** betrachtet (Abb. 31 und Abb. 32) und das „Gesamtergebnis“ in der ZWH berechnet (Abb. 33). Hierzu wird eine **einheitliche Sorptionskonstante** (Verteilungskoeffizienten, kD) für das Gebirge angenommen, da die Berechnung des reaktiven Transportes für alle BHV-Teilbereiche (noch) zu rechenintensiv ist.

Bei den Modellierungen wurde gemäß Tab. 17 auf einen linearen Verteilungskoeffizienten auf Grundlage von Untersuchungen der GRS (Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH 1996) zurückgegriffen, da keine sehr hohen Konzentrationen zu erwarten sind und keine detaillierten Kenntnisse über das Adsorptionsverhalten vorliegen (s. auch Detailbericht 5, Kap. 2.2.2).

Tab. 17: Sorptionsparameter

	kD-Wert [m^3/kg]
Szenario 1.0	Ohne Sorption
Szenario 1.1	1.00E-03
Szenario 1.2	5.00E-04
Szenario 1.3	5.00E-05

9.3.2.2 Ergebnisse

Zur Darstellung der Ergebnisse in Abb. 34 wurde die Konzentration im Zustrom der ZWH bestimmt. Um den Einfluss der Sorption auf die Stoffkonzentrationen im Grundwasser zu zeigen, wurden Konzentrationsganglinien für vier Punkte im Grundwasserleiter in der Umgebung des Streckensystems erstellt und dann für die ZWH aufsummiert.

Dabei ist der Einfluss des Sorptionsparameters in jeder Ganglinie deutlich erkennbar. Je größerer der Sorptionsparameter, je stärker die Adsorption ist, umso stärker werden die Konzentrationsspitzen gedämpft und verzögert. Je höher der Sorptionsparameter angesetzt wird, umso höher ist die Retardation.

Da bei der Modellierung kein Abbau berücksichtigt wird, reduziert sich die Fracht nicht.

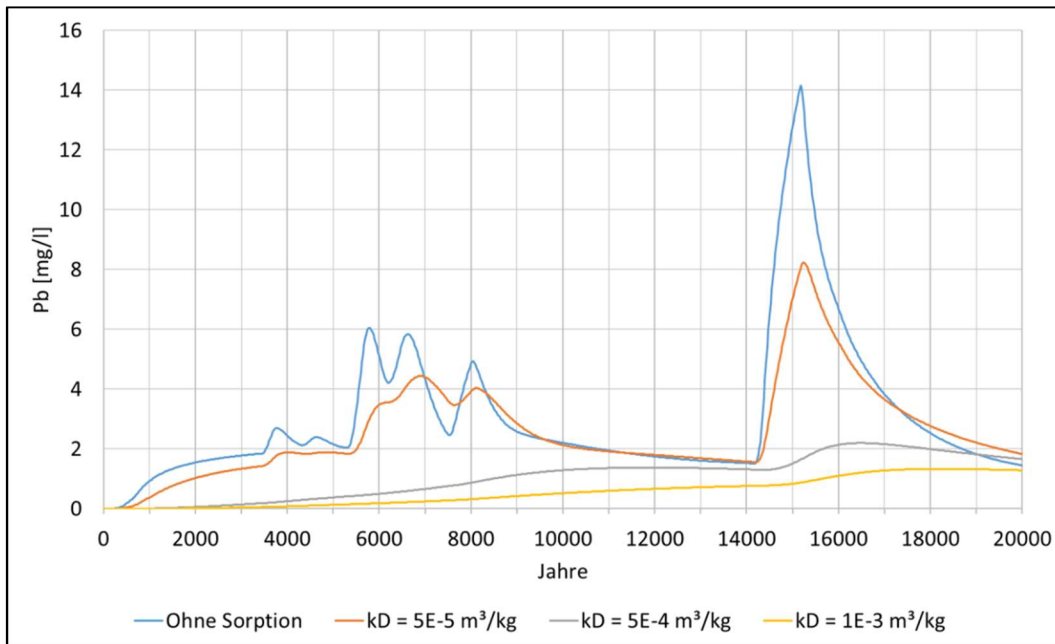


Abb. 34: Konzentrationsganglinie im Zustrom der zentralen Wasserhaltung

9.3.2.3 Vergleich der beiden Vorgehensweisen

Da es für die Sorptionsparameter keine in Versuchen ermittelten Werte gibt, wurde für die Plausibilitätskontrolle der berechneten Ergebnisse die geohydrochemische Modellierung aus Detailbericht 4 als Vergleichskriterium definiert.

In Kap. 6.2.4 wird als Ergebnis der PHAST-Modellierung die Konzentrationsausbreitung für Blei, nach 600 PWA (24.500 Jahre) dargestellt. Hieraus ergibt sich eine Konzentration am Röhrensystem von ca. 1 mg/L.

Die gewählte Berechnungsdauer endet bei ca. 490 PWA (20.000 Jahre). Um die Berechnungen vergleichen zu können, wurden die Ergebniskurven händisch extrapoliert. Durch die Extrapolation (gestrichelte Linien in Abb. 35) können die 600 PWA (24.500 Jahre) hinreichend angenähert werden, da keine weiteren Stoffeinträge stattfinden und die Konzentrationsganglinien bereits ihren Scheitelpunkt erreicht haben.

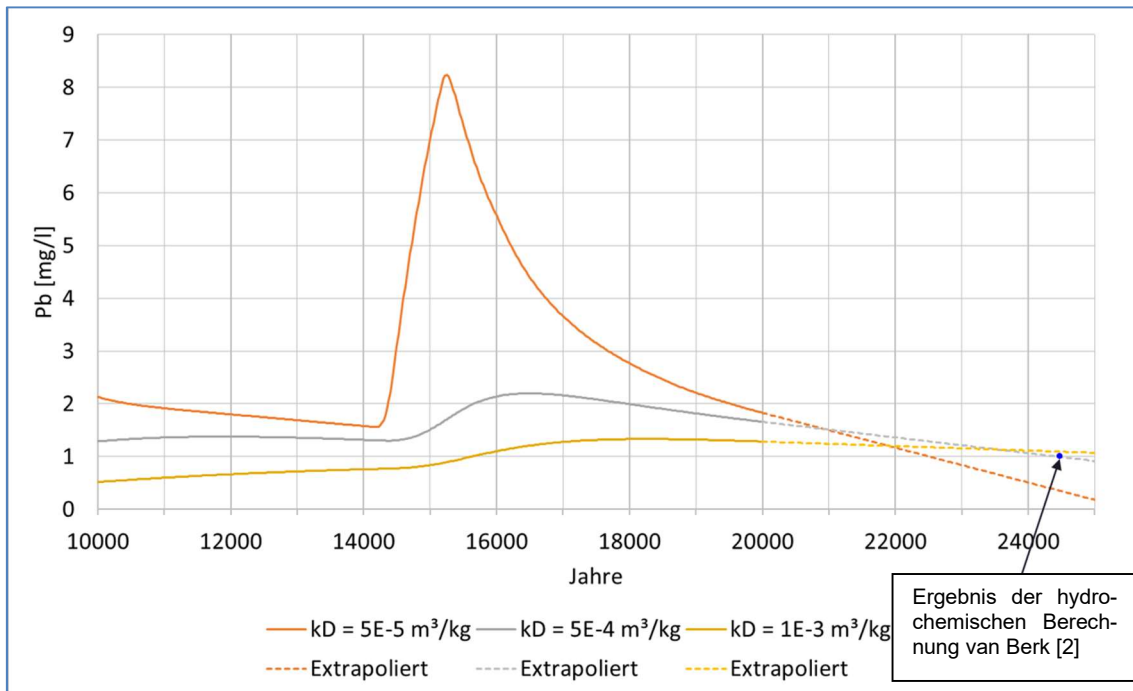


Abb. 35: Vergleich der Parametervariation mit den Ergebnissen der hydrogeochemischen Berechnung aus dem Detailbericht 4 (Prof. van Berk)

Der Vergleich der Berechnungen ist in Abb. 35 dargestellt. Es wird deutlich, dass ein kD -Wert von $5E^{-4}$ [m^3/kg] die hydrogeochemische Modellierung gut annähern kann und die beiden verschiedenen Ansätze zu vergleichbaren Ergebnissen hinsichtlich der Stoffkonzentrationen im Röhrensystem führen würden (unter der Voraussetzung, dass es in > 20.000 Jahren noch ein Röhrensystem und eine ZWH geben würde).

Bezogen auf das Risiko bedeutet dieses Ergebnis, dass es selbst bei einer unmittelbaren Freisetzung der Schwermetalle (also ohne Existenz einer hydrochemischen Barriere) bereits durch die „Sorption“ zu einer erheblichen Konzentrationsverminderung im Röhrensystem und damit auch in der ZWH kommen würde.

9.4 Röhrensystem mit geringerer Durchlässigkeit (Szenario 2)

Zur Abschätzung der Auswirkung einer reduzierten hydraulischen Wirksamkeit des Röhrensystems wurde seine Anbindung an den Grundwasserleiter (Leakage-Koeffizienten) variiert. Bei dieser Sensitivitätsanalyse wurde die Tracer-Berechnung aus Teil 1 (delta h Ingenieurgesellschaft mbH 2016) als Grundlage gewählt. Für die Tracer-Berechnung wird im Gegensatz zu den Ausbreitungsberechnungen für Blei über den gesamten Berechnungszeitraum eine konstante (stationäre) Konzentrationsrandbedingung von 100 Prozent auf allen BHV Knoten angesetzt. Der Leakagekoeffizient wurde für die Untersuchung um den Faktor 10 (Szenario 2.1) und um den Faktor 100 (Szenario 2.2) abgemindert. Zur Darstellung des Einflusses wurde die Fracht bestimmt, die an der ZWH ankommt und in Abb. 36 dargestellt.

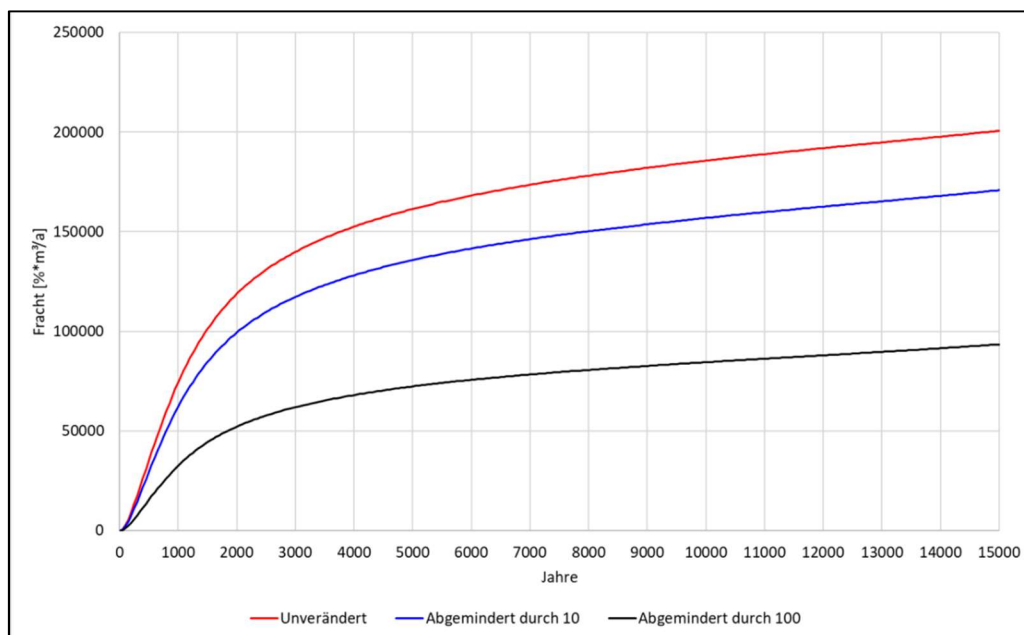


Abb. 36: Tracer-Fracht der Leakage-Variation

In der Abbildung ist deutlich erkennbar, dass die Verringerung des Leakagekoeffizienten die Wirksamkeit der ZWH deutlich reduziert. Die Frachten, die zur ZWH gelangen, sinken. Durch die geringere Wirksamkeit der ZWH exfiltriert mehr Wasser über den Modellrand (Tab. 18).

Tab. 18: Szenario 2 Mengenbilanzen bei geringeren Durchlässigkeiten des Röhrensystems

	Leakagefaktor [kf/d*U]	resultierender Kf- Wert [m/s]	Randabstrom [m³/a]	Zustrom ZWH [m³/a]
Szenario 2.0	15	9,5E-08	129.384	170.460
Szenario 2.1	1.5	9,5E-09	141.745	157.396
Szenario 2.2	0.15	9,5E-10	207.919	93.589

9.5 Grundwasserfließsystem nach Einstellung der ZWH und bei höheren Grundwasserständen (Szenario 3) in der Wasserprovinz Haus Aden

9.5.1 Fragestellung

Im Szenario 3 wird der Zustand ohne zentrale Wasserhaltung mit der sich daraufhin einstellenden stationären Strömungssituation in einer fernen Zukunft untersucht. Durch das Entfallen der Wasserhaltung verliert auch das Röhrensystem seine Bedeutung.

Die zentrale Frage (und Randbedingung) für die Modellierung ist, welche Wasserstände sich dann in den einzelnen Grundwasserleitern wie Karbon und Emscher Mergel einstellen. Diese Grundwasserstände geben – je nach ihrer Höhe (Potentiale) – die Strömungsrichtungen vor: das Grundwasser fließt immer vom höheren zum niedrigeren Potential. Wenn die Potentiale im Karbon höher als im Quartär sind, erfolgt der Fluss von „unten“ nach „oben“ und umgekehrt.

Der Lösung dieser Frage kann man sich nur durch eine großräumige Betrachtung des Grundwasserfließsystems Ruhrgebiet/Münsterländisches Becken nähern. Vor allem zur Beantwortung der Fragen, die sich bei einem regional höheren Grubenwasserstand als – 600 mNHN stellen ist ein solches Regionalmodell erforderlich.

Dennoch wurden bereits zum jetzigen Zeitpunkt und auf der Basis des Modells der Wasserprovinz Haus Aden und den regionalen Kenntnissen der Gutachter und dem GD NRW zentrale hydrogeologische Systemvorstellungen und die sich daraus ergebenden Schlussfolgerungen für die Potentialverteilung intensiv diskutiert. Der derzeitige Diskussions- und Kenntnisstand und die Randbedingungen für die Modellierung werden im Folgenden vorgestellt.

9.5.2 Grundstrukturen des zukünftigen Grundwasserfließsystems

Da keine aktive Wasserförderung mehr erfolgt, stellt das Grundwasserfließsystem zunächst noch ein Kurzschlussystem dar, das die Potenziale (vereinfacht: Wasserstände) in der direkten Umgebung des Röhrensystems auf einem vergleichbaren Niveau hält. Dieses Niveau wird aber durch die ansteigenden Grundwasserstände im Karbon im Flutungsverlauf bestimmt und damit nicht auf einem vorgegebenen Niveau gehalten.

Über die langen Zeiträume, die erforderlich sind, bis sich im Karbon ein von der Wasserhaltung unbeeinflusstes System einstellt, ist davon auszugehen, dass die hydraulische Wirksamkeit des Röhrensystems zunehmend nachlässt. Daher wurde bei den hier durchgeführten Modellrechnungen nicht mehr von einem hydraulisch wirksamen Röhrensystem ausgegangen.

Eine wesentliche Aufgabe für diese Modellierung besteht in der Definition der Randbedingungen im Karbon. Es ist somit die Frage zu klären, welche Potenziale sich im Karbon – im unverritzten Gebirge sowie in den möglicherweise noch vorhandenen „Reströhrensystem“ – nach dem Wegfall der Grubenwasserhaltung großräumig einstellen werden. Der Einfachheit halber gehen die Gutachter hier von einem mehr oder weniger einheitlichen Grundwasserstand im Karbon aus. Grundwasser in diesem Sinne bedeutet das hoch salinare Tiefengrundwasser. In einer fernen Zukunft ist es nicht mehr sinnvoll zwischen Grubenwasser (im Röhrensystem) und dem Tiefengrundwasser (im unverritzten Gebirge) zu unterscheiden.

Der Lösung dieser Frage kann man sich nur durch eine großräumige Betrachtung nähern: Die wesentliche Triebfeder des sich einstellenden Strömungssystems ist in den Grundwasserständen der oberflächennahen Grundwasserleiter zu sehen. Hier sind das Karbon, das im Bereich der Ruhr und südlich davon ausstreicht, und das erste Grundwasserstockwerk des Münsterländer Kreidebeckens, das hauptsächlich durch den Emschermergel als Geringleiter vom Karbon getrennt wird, zu nennen. Obwohl der Emschermergel mit seiner geringen Durchlässigkeit einen deutlichen Strömungswiderstand zwischen dem ersten Grundwasserstockwerk und dem Karbon darstellt, kommt es dennoch zu einer vertikalen Durchströmung. Die Strömungsrichtung hängt davon ab, ob die Potenziale im ersten Stockwerk höher (Fluss von oben nach unten) oder niedriger (Fluss von unten nach oben) sind als im Karbon. Eine wesentliche Frage ist die zeitliche Größenordnung in der eine solche Durchströmung angenommen werden.

Im Bereich Haus Aden werden die Grundwasserstände des ersten Stockwerks wesentlich durch die Lippe beeinflusst, so dass die niedrigsten Potenziale hier in der Größenordnung von 54 mNHN liegen. Im nördlich anschließenden Bereich werden großräumig Grundwasserstände von ca. 100 mNHN erreicht, während die Grundwasserstände nach Süden bis über 200 mNHN ansteigen, bevor sie im Ruhrtal wieder auf etwa 110 mNHN zurückgehen. Der Wasserstand des Ruhrtals steht dabei, ohne die Emschermergel-Überdeckung, in direktem Kontakt mit dem Karbon weiter im Norden. Damit stellen die 54 mNHN der Lippe im Bereich Haus Aden die Untergrenze der Potenziale, die sich im Karbon einstellen werden, dar. Die Obergrenze wird in der Größenordnung der Ruhrwasserstände, also bei ca. 110 mNHN liegen. Nach Nordwesten hin werden aber auch die tiefer liegenden Wasserstände des Rhein-Einzugsgebietes einen Einfluss haben.

Auf der Basis dieser Überlegungen wurde ein schematisches Modell erstellt, das die **großräumige** Situation **vereinfacht** abbildet. Damit wurden für den Süd- und Ostrand des Modellgebietes Haus Aden ca. 70 mNHN als Potenzial im Karbon ermittelt. Für die nordwestliche Modellecke ergab sich ein Potenzial von 65 mNHN. Diese Werte sind als großräumige Abschätzung unter der Berücksichtigung vereinfachter geologischer Verhältnisse anzusehen. Um belastbarere Angaben, auch im größer räumigen Kontext zu ermitteln, ist – wie oben beschrieben – eine weitere Detaillierung des konzeptionellen Großraummodells zu einem Modell für das Münsterländer Kreidebecken unter detaillierter Berücksichtigung der hydrogeologischen Situation erforderlich. Für kleinräumigere Betrachtungen (z.B. Beeinflussung der Haltern Sande durch lokale Grubenwasseraufstiege) sind eigene Modelluntersuchungen erforderlich. Dennoch stellen die hier genutzten Randbedingungen eine plausible Grundlage für die modellbasierte Abschätzung der großräumigen Strömungsverhältnisse nach Beendigung der Grubenwasserhaltung dar und eine erste Abschätzung über auftretende Fließzeiten in der Wasserprovinz Haus Aden.

9.5.3 Ergebnisse

Die Abb. 37 zeigt die Potenzialverteilung im Karbon in der Tiefenlage der BHV-Bereiche. Deutlich wird, dass die horizontalen Strömungsverhältnisse durch die Wahl der Randbedingungen im Karbon gesteuert werden. Die Strömung erfolgt von der mit 70 mNHN am Süd- und Ostrand vorgegebenen Randbedingung nach Nordwesten mit dem tiefsten Potenzial bei 65 mNHN an der Nordwestecke des Modellgebietes.

Für die Beurteilung der Stoffausbreitung sind aber auch die vertikalen Strömungskomponenten von Bedeutung, die in dem Profilschnitt (Abb. 38) erkennbar sind. Die Lage des Profilschnitts verläuft von Nordwest nach Südost durch den BHV-Bereich (vgl. Abb. 37). Die Bahnliniendarstellung zeigt die rein advektiven Fließpfade ausgehend von der BHV (rote Markierung). Diese verlaufen im Karbon (grüne Fläche) zunächst nach Nordwesten. Die nach oben gerichtete vertikale Komponente der Strömungsrichtung ist zunächst gering, nimmt im Verlauf der Fließstrecke, mit Annäherung an die Karbonoberfläche, zu. Im kretazischen Geringleiter (Cenoman/Turon/Emschermergel (blaue Fläche)) kommt es dann zu einem im Wesentlichen vertikal aufsteigenden Fließen bis in das erste Grundwasserstockwerk, in dem die Strömung dann unmittelbar durch das Vorflutersystem gesteuert wird.

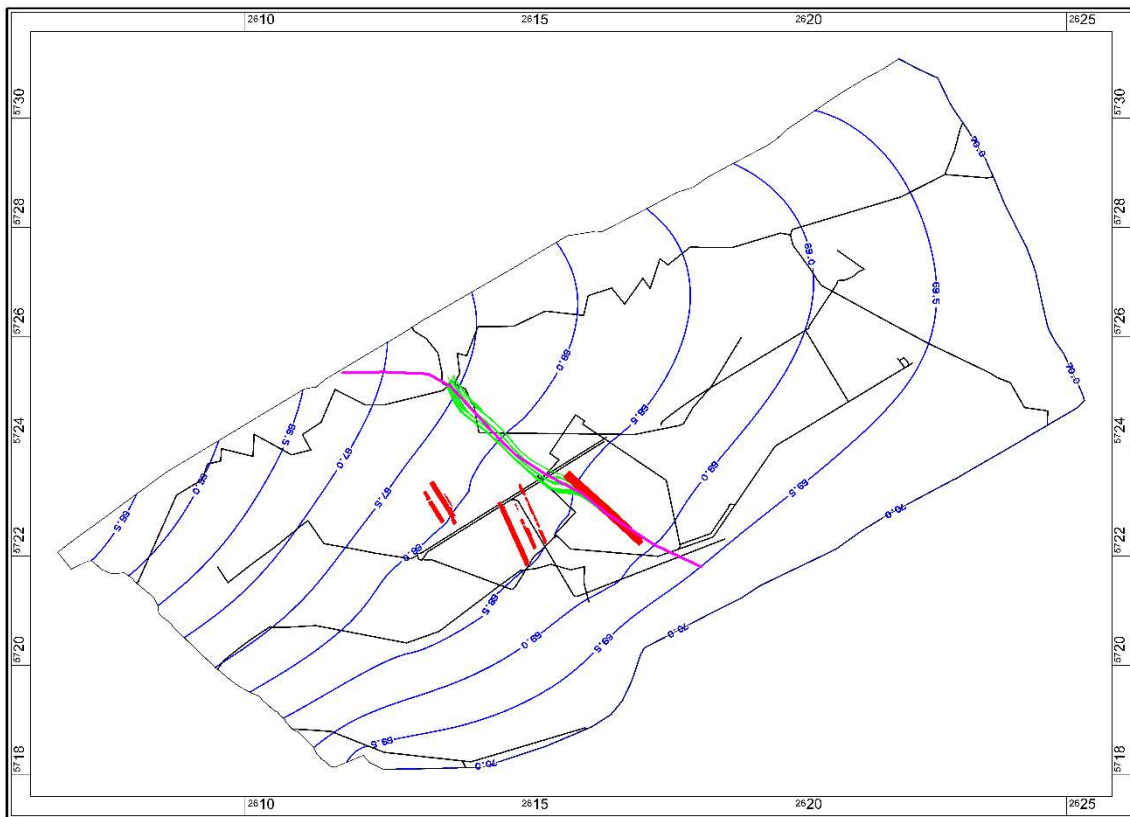


Abb. 37: Potentialverteilung (blau) und Bahnlinien (grün) in der Höhe der BHV-Bereiche (rot) ohne Grubenwasserhaltung. Die Lage der Vertikalschnitte (Abb. 38 und Abb. 39) ist als magentafarbene Linie dargestellt.

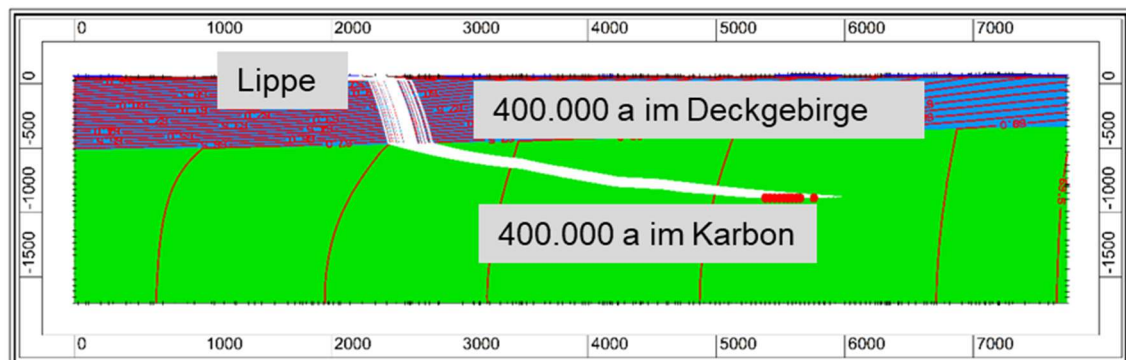


Abb. 38: Vertikalschnitt mit Potenzialverteilung sowie Bahnlinien und Fließzeiten ausgehend von der BHV bis in das Deckgebirge (Lippe) ohne Grubenwasserhaltung

Die Fließzeiten, die sich aus dieser rein advektiven Berechnung ergeben, summieren sich auf ca. 800.000 Jahre vom BHV-Bereich 1 bis zum Eintritt in das erste Grundwasserstockwerk im Quartär bis in die Lippe. Dabei werden ca. 400.000 Jahre für die ca. 4.000 m lange Fließstrecke im Karbon und weitere ca. 400.000 Jahre für die ca. 500 m vertikale Durchströmung des kretazischen Geringleiters (Cenoman/Turon/Emschermergel) mit seiner, gegenüber dem Karbon, deutlich geringeren Durchlässigkeit, benötigt.

Hier wirkt sich aufgrund der im Wesentlichen vertikalen Strömung hauptsächlich die niedrigere vertikale Komponente der Durchlässigkeit aus.

Um, neben dieser rein advektiven Betrachtung von Fließwegen und Fließzeiten, den Einfluss der Dispersion abschätzen zu können, wurde eine stationäre Transportmodellierung mit den oben beschriebenen Randbedingungen durchgeführt. Dies bedeutet, dass aus der BHV über 800.000 Jahre Schwermetalle freigesetzt werden. In den Modellierungen von Prof. van Berk (Detailbericht 4, Teil 1) wird gezeigt, dass dies selbst unter der Annahme eines 100 % Lösungskontaktes der BHV mit dem Tiefengrundwasser und der dann 100 % Freisetzung nach > 100.000 Jahren nicht realistisch ist.

Bei dieser Berechnung, die auch die Dispersionseffekte berücksichtigt, wird von einem kontinuierlichen Tracer-Eintrag aus dem BHV-Bereich 1 ausgegangen. Die dabei berechnete Tracer-Fahne (Abb. 39) folgt grundsätzlich den Bahnlinien (Abb. 38), zeigt aber auch die dispersionsbedingte weitere Aufweitung der Fahne. Darüber hinaus ist aber auch die Konzentrations-Verminderung durch Mischungsprozesse auf dem Fließweg erkennbar. So verringert sich die Konzentration bis zum Erreichen des ersten Grundwasserstockwerks auf ein Zehntel der kontinuierlich aus der BHV ausgetragenen Konzentration, ohne dass hierbei Sorptions-, Mineralisations- oder Abbauprozesse berücksichtigt werden. Die Farbabstufung der Darstellung erfolgt in 10 %-Schritten, so dass der Außenrand der dargestellten Fahne bei 10 % der Eintragskonzentration liegt.

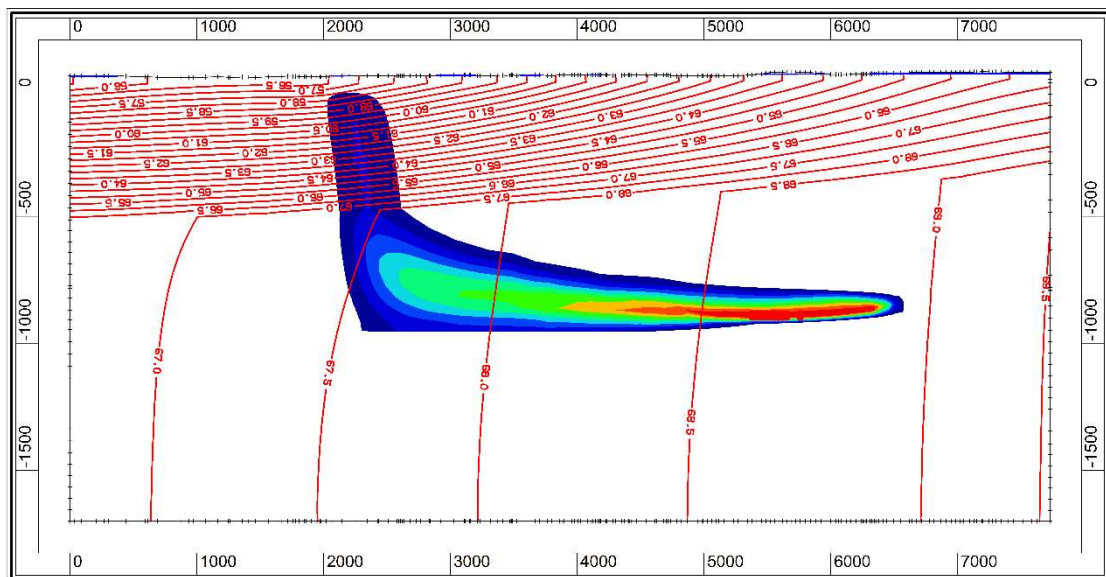


Abb. 39: Vertikalschnitt mit Potenzial- und Konzentrationsverteilung bei kontinuierlichem Stoffaustrag (Tracer) aus dem BHV-Bereich 1 bis in das Deckgebirge (analog zu Abb. 38).

10 AKTUELLE UND ZUKÜNFTIGE RISIKEN DURCH DIE BHV IN DEN BW HUGO CONSOLIDATION UND BW WALSUM

10.1 Übertragungsmatrix der Risikoeinschätzung aus Teil 1 (BW Haus Aden/Monopol) auf die BW Hugo Consolidation und BW Walsum

In Teil 1 des Gutachtens wurden sehr detailliert das Gefährdungspotential, das Freisetzungspotential und das Ausbreitungspotential als Grundlagen für die Risikoabschätzung untersucht. In Teil 2 erfolgte eine Übertragung der Ergebnisse. Einen Überblick gibt die Tab. 19. Zwei Randbedingungen sind besonders wichtig und werden auf ihre Unterschiede zu den bisherigen Modellierungen überprüft:

- Abstand der BHV zum offenen Röhrensystem
- Geologischer Aufbau (v. a. der Tongehalt) des umgebenden Gebirges

Da bei dem derzeitig geplanten Grubenwasserkonzept kein Anstieg des Grubenwassers bis in das Deckgebirge erfolgt, ist der Aufbau des Deckgebirges nicht relevant.

In der folgenden Abb. 40 und der Tab. 20 wird die minimale Entfernung zum Röhrensystem dargestellt.

In der Tab. 21 wird der geologische Aufbau des umgebenden Gebirges verglichen.

Tab. 19: Randbedingungen für die Übertragbarkeit der Risikoabschätzung für die BHV gemäß dem Prinzip des vollständigen Einschlusses

		Teil 1	Teil 2	
		BHV Haus Aden/Monopol	BHV Hugo Consolidation	BHV Walsum
Gefährdungspotential	Datengrundlage	Auswertung der <u>vollständigen</u> Quartals- und Abschlussberichte	Auswertung <u>aller noch vorhandenen</u> Quartals- und Abschlussberichte	
	Zusammensetzung der BHV	detaillierte Aufstellung	Aufstellung gemäß der vorhandenen Unterlagen	
	BHV-weise Zuordnung und Darstellung der Schwermetalle	detaillierte Aufstellung	Aufstellung gemäß der vorhandenen Unterlagen	
	Auswertung der Betriebsstörungen	erfolgt (6 Betriebsstörungen)	Erfolgt (s. Detailbericht 3)	
	Verfestigung der BHV	die BHV ist verfestigt	die BHV ist verfestigt	
	Charakterisierung der Tiefengrundwasser Karbon*	vergleichbare Zusammensetzung	vergleichbare Zusammensetzung	
Freisetzungspotential	Modellierungen zum Prozessverständnis	s. Teil 1, Detailbericht 4	Übernahme der Ergebnisse aus Teil 1	
	Modellierungen der Dauer der pH-Wert Barriere und des Quellterms mit verschiedenen Annahmen zu den durchströmten Längen (10 bis 100m) und dem Anteil der Abfall- und Reststoffe im Reaktionskontakt (10 % bis 100 %)	s. Teil 1, Detailbericht 4	Übernahme der Ergebnisse aus Teil 1	
	Konzentrationsverminderung auf dem Fließweg von der BHV zum Röhrensystem („Sorption“)	nicht berücksichtigt	Verminderung der Konzentration von Zink und Blei auf 2 bis 5 % des Quellterms bei Fließlängen > 25 m	

		Teil 1	Teil 2	
		BHV Haus Aden/Monopol	BHV Hugo Consolidation	BHV Walsum
	Modellierung weiterer CSH-Phasen	nicht berücksichtigt	Bestätigung der Ergebnisse hinsichtlich der Dauer und Stärke der hydrochemischen Barriere	
Ausbreitungspotential	Aufbau eines instationären 3D-Strömungsmodells für die Wasserprovinz Haus Aden unter der Annahme eines offenen Röhrensystems und eines Grubenwasserspiegels von ca. -600 mNHN	Konzentrationserhöhung in der ZWH	nicht erfolgt, Ergebnisse aus Teil 1 sind übertragbar.	
	Modellrandbedingungen in einer fernen Zukunft	Abschätzung der Auswirkungen eines weitgehend geschlossenen Röhrensystems bei einem Grubenwasserspiegel von ca. – 600 mNHN und höher.	Ergebnisse aus Teil 1 sind übertragbar.	
	geologischer Aufbau der Verbringungsbereiche (s. im Detail Tab. 21)	entspricht den Anforderungen der Machbarkeitsstudie	vergleichbar im Sinne der Anforderungen der Machbarkeitsstudie	
	Hydrogeologischer Aufbau der Deckschichten / Barrierefunktion (s. Detail Tab. 21)	der derzeit geplante Grubenwasseranstieg erreicht nicht das Deckgebirge	der derzeit geplante Grubenwasseranstieg erreicht nicht die Deckgebirge	

* RAG Wasser, WEDEWARDT Z2, WEDEWARDT Mittelwerte

Die Abb. 40 und die Tab. 20 zeigen die minimalen Entfernungen zwischen den einzelnen BHV-Bereichen und dem offenen Röhrensystem im Walsumer Horst-Altfeld.

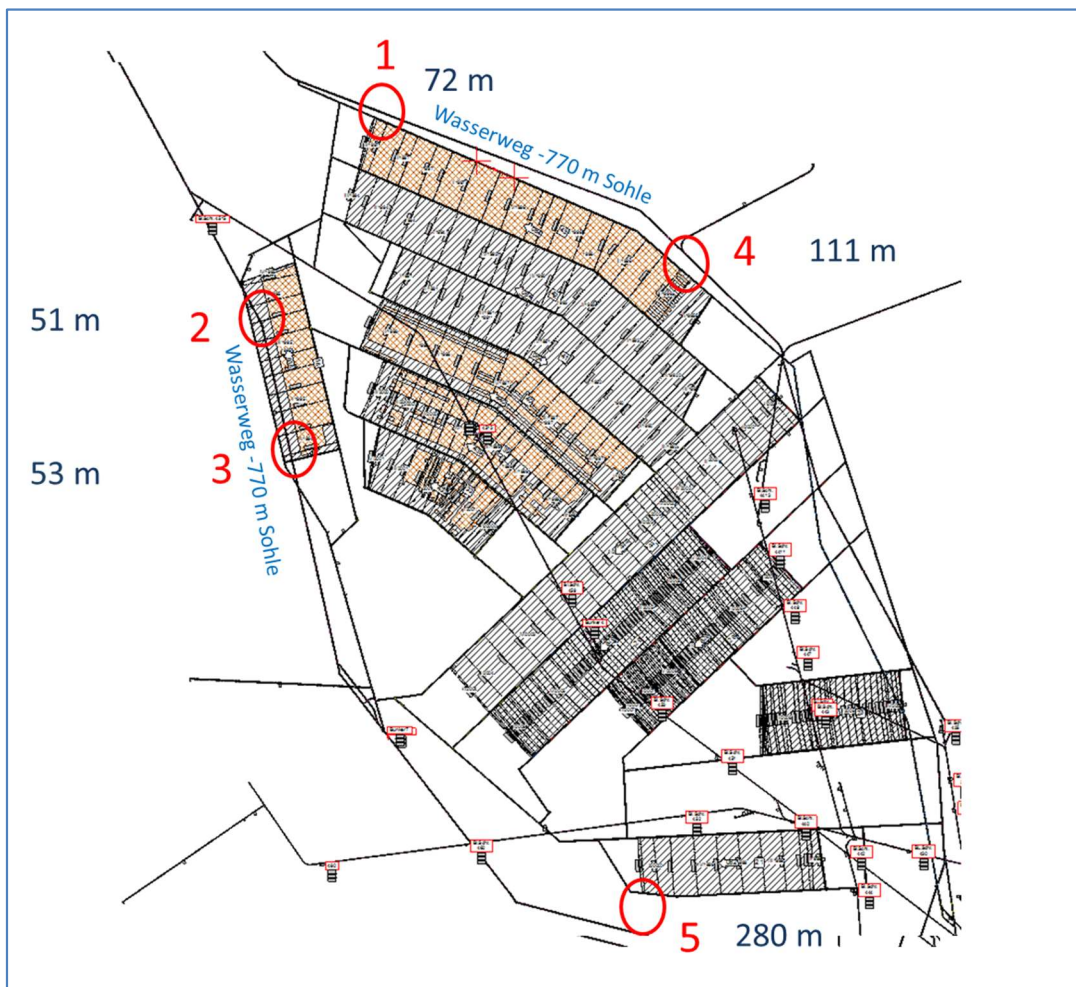


Abb. 40: Entfernungen: BHV – potentielle Fließwege im Röhrensystem im Walsumer Horst-Altfeld

Die Tab. 20 zeigt die relevanten Entfernungen von den BHV-Bereichen zu den am nächsten gelegenen potentiellen Fließwegen im Röhrensystem.

Tab. 20: Relevante Entfernungen BHV – potentielle Fließwege im Röhrensystem

BW	kürzeste Entfernung zwischen der BHV zum Röhrensystem
BW Haus Aden	126 m
BW Hugo Consolidation	25 m zum Bohrloch 133 (Einzelfall) sonst mindestens ca. 50 m
BW Walsum Horst-Altfeld	51 m bis 280 m
BW Walsum Binsheimer Feld	133 m zum unterlagernden Wasserweg auf -1.050 mNHN

Im BW Hugo Consolidation ist zu beachten, dass die Entfernung von 25 m sich nur auf ein Bohrloch (Nr. 133) bezieht und die Hauptmasse der BHV (und damit der eingebrachten Schwermetalle) von dem Röhrensystem weiter entfernt liegt. Über die Grundwassermodellierungen wird für das gesamte Röhrensystem über die Zeit aufsummiert, welche Schwermetallfrachten in das Röhrensystem – ob über eine Störung oder über die Durchströmung des Gebirges – gelangen.

Die Tab. 21 zeigt den Vergleich des geologischen Aufbaus und der Deckschichten.

Tab. 21: Geologischer Aufbau der Verbringungsgebiete und des Deckgebirges

	Schichten BHV	Tiefe (NHN)	Deckgebirge im Bereich der BHV	Mächtigkeit (Circa-Angaben)
BW Haus Aden	Essen Schichten	-860 bis -890 m	Gesamt Emscher Mergel	<u>413 m</u> 185 m
BW Hugo Consolidation	Bochum Schichten	-1.075 bis -1.262 m	Gesamt Emscher Mergel	<u>225 m</u> 130-150 m
BW Walsum Altfeld	Essen Schichten	-800 bis -880 m	Gesamt Tertiär Kreide Emscher / Bottrop Mergel	<u>370 m</u> 120 m 250 m 75 m
BW Walsum Binsheimer Feld*	obere Bochum Schichten	-860 bis -919 m	Gesamt Tertiär Kreide	110 m 0-120 m m

* OBERMANN & MÜLLER (1991)

Die Bochum und Essen Schichten im Verbringungsgebiet entsprechen den Anforderungen der Machbarkeitsstudie hinsichtlich des Tongehaltes. Der Tongehalt war in der Argumentation der Machbarkeitsstudie wichtig, da dieser relevant für eine hohe Sorption der Schwermetalle ist. Bei der Risikobetrachtung in Teil 1 war die Sorption nicht berücksichtigt worden.

Wie im Detailbericht 4 im Detail gezeigt wird, führt die Sorption bereits bei Fließlängen > 25 m, was bis auf eine Ausnahme der Fall ist, zu einer erheblichen Abnahme der Konzentration an Schwermetallen, wenn eine Grundwasserströmung nach Zusammenbruch der hydrochemischen Barriere das Röhrensystem erreicht.

Im Binsheimer Feld ist das Deckgebirge infolge des vielfachenn Wechsels von Grundwassergeringleitern und Grundwasserleitern in Verbindung mit einer intensiven Bruchtektonik und dem Austreichen des Emscher Mergels ungünstiger als in den übrigen BHV-Bereichen zu beurteilen (Obermann 1991). Allerdings erfolgt bei dem derzeit geplanten Grubenwasserkonzept kein Anstieg des Grubenwassers bis in das Deckgebirge.

10.2 Bewertung der Übertragbarkeit

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass die Ergebnisse der gekoppelten hydraulischen und hydrgeochemischen Modellierungen aus Teil 1 auch auf den Teil 2 und die hier betrachteten BW Walsum und das BW Hugo Consolidation übertragbar sind.

Unter Einbeziehung der bislang in Teil 1 noch nicht berücksichtigten Sorption ergibt sich eine nochmalige erhebliche Verringerung der prognostizierten Stoffausträge (s. Kap. 11.2).

10.3 Derzeitige und zukünftige Risiken durch die anorganischen Stoffe in der BHV (Schwermetalle)

Im Folgenden wird zusammenfassend das aktuelle und zukünftige Risiko durch die BHV beschrieben. Die grundlegenden Prozesse der Freisetzung und Ausbreitung wurden in Teil 1 des Gutachtens erläutert.

10.3.1 Gefährdungspotential der anorganischen Stoffe in den BHV (Detailbericht 3)

Die Tab. 22 zeigt zusammenfassend einen Überblick über die Gefährdungspotentiale in den drei BW mit BHV. Die größten Massen wurden im BW Walsum eingebracht.

Wie im Detailbericht 3 und in Kap. 2.1.1 dokumentiert, sind die relevanten Dokumente (Quartals- und Abschlussberichte mit Einzelanalysen und Herkunftsnachweisen) bei der BR Arnsberg und der RAG für die beiden BW Hugo Consolidation und BW Walsum nicht mehr vollständig vorhanden, so dass auch die Bilanzzahlen im Detailbericht 3 von denen der BR Arnsberg abweichen, die auf der Grundlage des übergeordneten Berichtswesens der Bergämter und des LOBA erstellt wurde. Im Sinne einer Worst-Case-Betrachtung werden deshalb die Angaben der BR Arnsberg verwendet.

Tab. 22: Überblick über die Gefährdungspotentiale

	BW Haus Aden		BW Hugo Consolidation		BW Walsum	
	kg/t	Tonnen	kg/t***	Tonnen	kg/t***	Tonnen
Abfall- und Reststoffe gesamt (t)		167.766		477.228 ** 182.180***		437.341 ** 387.677***
davon Filterstäube (HMVA, vollständiger Einschluss)		62.289		147.307 ** 87.080***		355.064 ** 291.745***
davon RAA-Schlämme		105.477		k.A** k.A***		k.A** 56.183***

	BW Haus Aden		BW Hugo Consolidation		BW Walsum	
	kg/t	Tonnen	kg/t***	Tonnen	kg/t***	Tonnen
Zink	21,2	1.321	10,1	1.488⁺	13,7	4.864⁺
Blei	6,5	403	3,8	560⁺	4,3	1.527⁺
Cadmium	0,31	19	0,27	40⁺	0,25	89⁺
PCDD/F	7,2 kg		33,8 kg		14,03 kg	
„Seveso Dioxin“	122 g		573 g ⁺		238 g ⁺	
Anzahl BHV-Bereiche	5		7		9	

k.A. keine Angaben. Laut Abschlussbericht sind in dem BW Hugo Consolidation keine RAA-Schlämme verbraucht worden

* Schätzung, s. Tab. 16

** Angabe BR Arnsberg (Abb. 23), Überprüfung durch die Gutachter anhand der Quartals- und Abschlussberichte der RAG

*** Abschätzung LIH (Prof. Rüde), Detailbericht 3 anhand der noch vorliegenden Quartals- und Abschlussberichte der RAG

+ Abschätzung anhand der mittleren Gehalten und der verbrachten Mengen durch die Gutachter

10.3.2 Freisetzungspotential in den BHV (Detailbericht 4)

Zusammenfassend wird festgehalten, dass die Ergebnisse aus Teil 1 des Gutachtens nach wie vor gültig sind.

Neuere Ergebnisse aus Teil 2 sind:

- Es gibt keine Roll-Front Prozesse, bei denen durch Festlegung und Re-Mobilisierung noch höhere Konzentrationen als die der ursprünglichen Quellterme auftreten können.
- Durch die Sorption – abgeschätzt über eine reaktive Stoffmodellierung von der BHV bis zur nächsten Röhre – verringert sich bei den durchschnittlichen Fließwegen von der BHV zur nächsten Röhre die Konzentration auf ca. 1 bis 2 % des Quellterms bei Zink und auf ca. 4 bis 5 % des Quellterms bei Blei, ehe die Verdünnung durch das Grubenwasser wirksam wird. Dies war im Teil 1 bei der Risikobewertung noch nicht berücksichtigt worden.
- Die Ergebnisse zur Sorption werden durch die Grundwasserströmungsmodellierung unter Berücksichtigung verschiedener Verteilungskoeffizienten (kD) bestätigt (Detailbericht 5).
- Unter Einbeziehung weiterer den pH-Wert beeinflussenden CSH Phasen (metallisches Eisen, Blei und Aluminium sowie Hämatit und Magnetit) liegt der pH-Wert am Beginn der Stofffreisetzung um ca. 0,1 pH-Einheiten geringfügig niedriger (ca. 10,0 statt 10,1 wie in Teil 1). Andererseits bleibt der pH-Wert eine geringfügig höhere Anzahl von Porenwasseraustauschen auf diesem Niveau. Der Aufbau und die Wirkungsweise einer hydrochemischen Barriere wird damit bestätigt.

10.3.3 Ausbreitungspotential in den BHV (Detailbericht 5)

In Teil 1 wurde das Ausbreitungspotential unter folgenden Randbedingungen mit Hilfe von Grundwassermodellierungen abgeschätzt:

- Nur 10 % der Abfall- und Reststoffe treten in Reaktionskontakt mit dem Tiefengrundwasser und werden langfristig gelöst.
- Es gibt ein schnelles Fließsystem (das offene Röhrensystem) und ein wesentlich langsames Fließsystem (Durchströmung des Gebirges und der BHV). Die Durchlässigkeit in dem langsamen System ist ca. 1.000.000- bis 100.000.000-fach geringer als in dem schnellen Röhrensystem.
- Der Grubenwasserstand liegt – nach einer instationären Anfangsphase in den Grubengebäuden bei ca. -600 mNHN und das Gebirge ist (wieder) wassergesättigt.
- Das Fließsystem kann durch Störungen modifiziert werden: Je durchlässiger die Störungen sind, desto mehr verbreiten sich die gelösten Stoffe aus der BHV sehr langfristig im Tiefengrundwasser. Je geringer durchlässig die Störungen sind, desto bedeutsamer ist das Röhrensystem als Vorfluter und desto weniger verbreiten sich die gelösten Stoffe aus der BHV sehr langfristig im Tiefengrundwasser.

Daraus ergeben sich in einigen Jahrtausenden so geringe **Konzentrationserhöhungen** an Zink und Blei in der ZWH Haus Aden, die derzeit bei einem Monitoring nicht als zusätzliche Konzentrationen erkennbar wären (ungünstige Annahme: keine durchlässigen Störungen). Für andere Wasserhaltungen gelten vergleichbare Zeiträume der Freisetzung und Ausbreitung, da die eingebrachten Stoffe, das geologische Umfeld, die hydrochemischen Prozesse und die Entfernung zum Röhrensystem vergleichbar sind. Unterschiede gibt es nur bei den Grubenwassermengen in den Wasserhaltungen, die dann zu etwas anderen Verdünnungsverhältnissen führen können. Hierdurch ändert sich jedoch nicht die Risikoeinschätzung und die folgenden Aussagen.

Im Detailbericht 5, Teil 2, wurden in den Modelluntersuchungen 4 Szenarios betrachtet, die die Entwicklung des Grundwasserfließsystems und der BHV in einer fernen Zukunft betrachten. **Alle Szenarios zeigen, dass die Risikoeinschätzung in Teil 1 hinsichtlich der Stoffausträge aus der BHV eindeutig auf der sicheren Seite liegen.**

Szenario 0:

Eine Erweiterung der Langzeitbetrachtung aus dem Teil 1 hatte das Ziel die langsam stattfindende Bleifreisetzung über einen längeren Zeitraum zu prognostizieren. Innerhalb von 20.000 Jahren erfolgt die vollständige Stofffreisetzung aus allen BHV Bereichen (Standardszenario, 10 % der Reststoffe im Lösungskontakt mit dem Grubenwasser). Der Zustrom der Bleifracht in der ZWH war am Ende des Simulationszeitraumes noch nicht versiegt, jedoch schon deutlich reduziert.

Szenario 1:

Für die Untersuchung des Sorptionseinflusses wurde der Tracertransport im Modell bei unterschiedlich großen Werten für die Sorptionsparameter für die gesamte BHV simuliert. Die Sorption retardiert den Schadstoffaustrag je nach Größe des Parameters unterschiedlich stark, ohne die Fracht zu verändern. Die Ergebnisse stimmen mit der Berechnung der reaktiven Ausbreitung überein (Detailbericht 4).

Bezogen auf das Risiko bedeutet dieses Ergebnis, dass es selbst bei einer unmittelbaren Freisetzung der Schwermetalle (also ohne Existenz einer hydrochemischen Barriere) bereits durch die „Sorption“ zu einer erheblichen Konzentrationsverminderung im Röhrensystem und damit auch in der ZWH kommen würde

Szenario 2:

Im Röhrensystem der ZWH wird es über die Zeit zu einem Verschluss der Hohlräume durch die Gebirgskonvergenz kommen. Um der damit verbundenen Reduktion der Durchlässigkeit Rechnung zu tragen wurde der Leakagekoeffizient des Röhrensystems um eine und zwei Zehnerpotenzen reduziert. Damit hat das „Röhrensystem“ eine vergleichbar geringe Durchlässigkeit wie das umgebende Gebirge (Tab. 18). Bei gleichzeitig konstanten Randpotentialen exfiltriert mit abnehmender Leistungsfähigkeit der ZWH mehr Wasser über die Ränder. Höhere Randpotentiale, die langfristig aus geringeren Förderraten der Wasserhaltungen benachbarter Bergwerke resultieren würden, hingegen führen zu einem geringeren Abstrom über die Ränder und insgesamt noch weniger Bewegung im Tiefengrundwasser. Dadurch treten die Schadstoffe noch langsamer aus und auch die Ausbreitung wäre nochmals geringer. Dies bedeutet: Je geringer die Grubenwasserentnahmen im gesamten Steinkohlenrevier sind, desto geringer sind die Strömungen und Mengenumsätze im tiefen Grundwasserfließsystem und desto stärker würde der Effekt der salinaren Dichteschichtung werden.

Szenario 3:

Es wurde das Grundwasserfließsystem bei höheren Grundwasserständen betrachtet. Diese Darstellung soll allein dem grundsätzlichen Verständnis der Fließwege und den darauf stattfindenden Transportprozessen dienen, die sich nach Beenden der ZWH und bei höheren Wasserständen einstellen werden. Es wird gezeigt, dass selbst bei aufsteigenden Potentialen und einer Wasserbewegung aus dem Karbon in das Deckgebirge und weiter ins Quartär mit Fließzeiten deutlich > 100.000 Jahren zu rechnen ist. Auch hier gilt das geringere Grubenwasserentnahmen im gesamten Steinkohlenrevier zu geringeren Strömungen und Mengenumsätze im tiefen Grundwasserfließsystem führen würden und der Effekt der salinaren Dichteschichtung stärker werden würde.

10.3.4 Derzeitige und zukünftige Risiken durch die anorganischen Stoffe in der BHV

Aufgrund der in Teil 1 und Teil 2 des Gutachtens dargestellten Potentiale der Gefährdung, der Freisetzung und der Ausbreitung besteht - bezogen auf heutige Bewertungsmaßstäbe - durch die BHV in den BW Haus Aden/Monopol, BW Hugo Consolidation und BW Walsum kein Risiko für die Oberflächengewässer und das Grundwasser. Das bereits in Teil 1 des Gutachtens als vernachlässigbar eingestufte rechnerische Risiko für die Oberflächengewässer und das Grundwasser stellt sich - unter Berücksichtigung der Sorption - als nochmals erheblich verringert dar. Neben der Sorption führen auch diese beiden Aspekte zu dem erheblich verringerten Risiko:

- Erhebliche Reduzierung des „Grundwasserumsatzes“ nach Wegfall des hochdurchlässigen Röhrensystems
- Fließzeiten von deutlich > 100.000 Jahre aus der BHV bis ins Quartär

Wie bereits in Teil 1 ausführlich erläutert¹¹, wurde das Konzept des Multibarrierensystems aus der Machbarkeitsstudie (Jäger et al. 1990) mit den heutigen Methoden und wesentlich weiterentwickelten Modellen überprüft (hydrochemische Modellierungen für das Freisetzungspotential und Grundwasserströmungsmodellierungen für das Ausbreitungspotential) überprüft und bestätigt. Das Prinzip des vollständigen Einschlusses, als Grundlage des damaligen behördlichen Handelns, ist damit grundsätzlich geeignet, diese Abfall- und Reststoffe von der Rückkehr in die Biosphäre – selbst bei einer aktiven Grubenwasserhaltung, die nicht Teil des Multibarrierensystems in der Machbarkeitsstudie war – auszuschließen.

10.4 Derzeitige und zukünftige Risiken durch die immissionsneutralen Reststoffe

Die Verbringung nach dem Prinzip der Immissionsneutralität (Flugaschen und -stäube aus kohlebefeuerter Kraftwerken) ist heute nicht mehr im Einzelnen nachvollziehbar. Ein Grund ist sicherlich, dass hierfür keine gesonderten wasserrechtlichen Prüfungen im Einzelfall mehr erforderlich waren wie für die Abfall- und Reststoffe, die nach dem Prinzip des vollständigen Einschlusses verbracht wurden. Diese Entscheidung des LOBA beruhte auf verschiedenen Untersuchungen und der daraus abgeleiteten Grundannahme (u. a. LWA, Machbarkeitsstudie), dass die Abfall- und Reststoffe keine grundsätzlich andere chemische Zusammensetzung und damit kein anderes Gefährdungspotential haben als das umgebende Gebirge, aus dem die Kohlen stammen. Diese Einschätzung ist plausibel und wird von den Gutachtern geteilt.

10.4.1.1 Ruhrrevier

Wie in B1 Kap. 2.2 erläutert, ist diese Annahme der Immissionsneutralität hinsichtlich Chlorid und Sulfat – sowohl im Tiefengrundwasser als auch im Grundgebirge – im Ruhrrevier fachlich nachvollziehbar. Die Ausbreitung einer solchen, dem Tiefengrundwasser sehr ähnlichen – Lösung, und damit auch das Risiko, sind vernachlässigbar.

10.4.1.2 Aachen-Erkelenzer Steinkohlenrevier

Der wesentliche Unterschied gegenüber dem zentralen Ruhrgebiet ist die deutlich geringere Mineralisation des Tiefengrundwassers und damit ggf. eine höhere „Empfindlichkeit“ des Tiefengrundwassers gegenüber zusätzlichen Einträgen. Hier wurden in den Jahren 1990 und 1991 insgesamt 28.198 t immissionsneutrale Kraftwerksaschen eingebracht (Tab. 8). Eine Abschätzung der Relevanz eines solchen Risikos ermöglicht das durchgeführte Monitoring (IHS 2017).

Im Schacht I Emil Mayrisch wurde anhand der mit der Tiefe (von 80 m auf 750 m) zunehmenden Temperatur (von 16 auf 36 Grad Celsius) und Leitfähigkeit (von 6.000 auf 10.500 µS/cm an der Schachtbasis) bereits in 2011 eine deutliche Schichtung des Grubenwassers nachgewiesen (ROSNER 2011).

¹¹ Teil 1, Kapitel 18.4.4: Gesamtbewertung der damaligen Untersuchungen, Ergebnisse und der Kernaussagen/Grundannahmen zum „Barriere- und Langzeitsicherheitskonzept“

Alle bisherigen Monitoringdaten (Abb. 41) zeigen eine Abnahme der Lösungsinhalte im Grubenwasser. Die aktuellen hydrochemischen Analysen zeigen weiterhin eine deutliche Abnahme der Leitfähigkeit von 8.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ auf 6.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ mit zunehmendem Grubenwasseranstieg, was auf den weiteren Aufbau einer Süßwasserkappe (IHS 2017) auf dem schwereren, quasi stationären tiefen Grubenwasser hindeutet¹². Eine Freisetzung von Chlorid und Sulfat aus den immissionsneutralen Abfall- und Reststoffen ist hier nicht erkennbar. Auch im Jahr 2016 lagen die PCB-Gehalte unter der Bestimmungsgrenze.

¹² Ähnliche Ergebnisse liegen auch aus dem benachbarten südlimburgischen Kohlenrevier vor (ahu 2015). Da das Grubenwasser hier nicht abgepumpt wird, wird der Aufbau der Süßwasserkappe auch nicht wie im Ruhrrevier gestört, und es wird kein höher mineralisiertes Grubenwasser hochgepumpt und in die Gewässer eingeleitet.

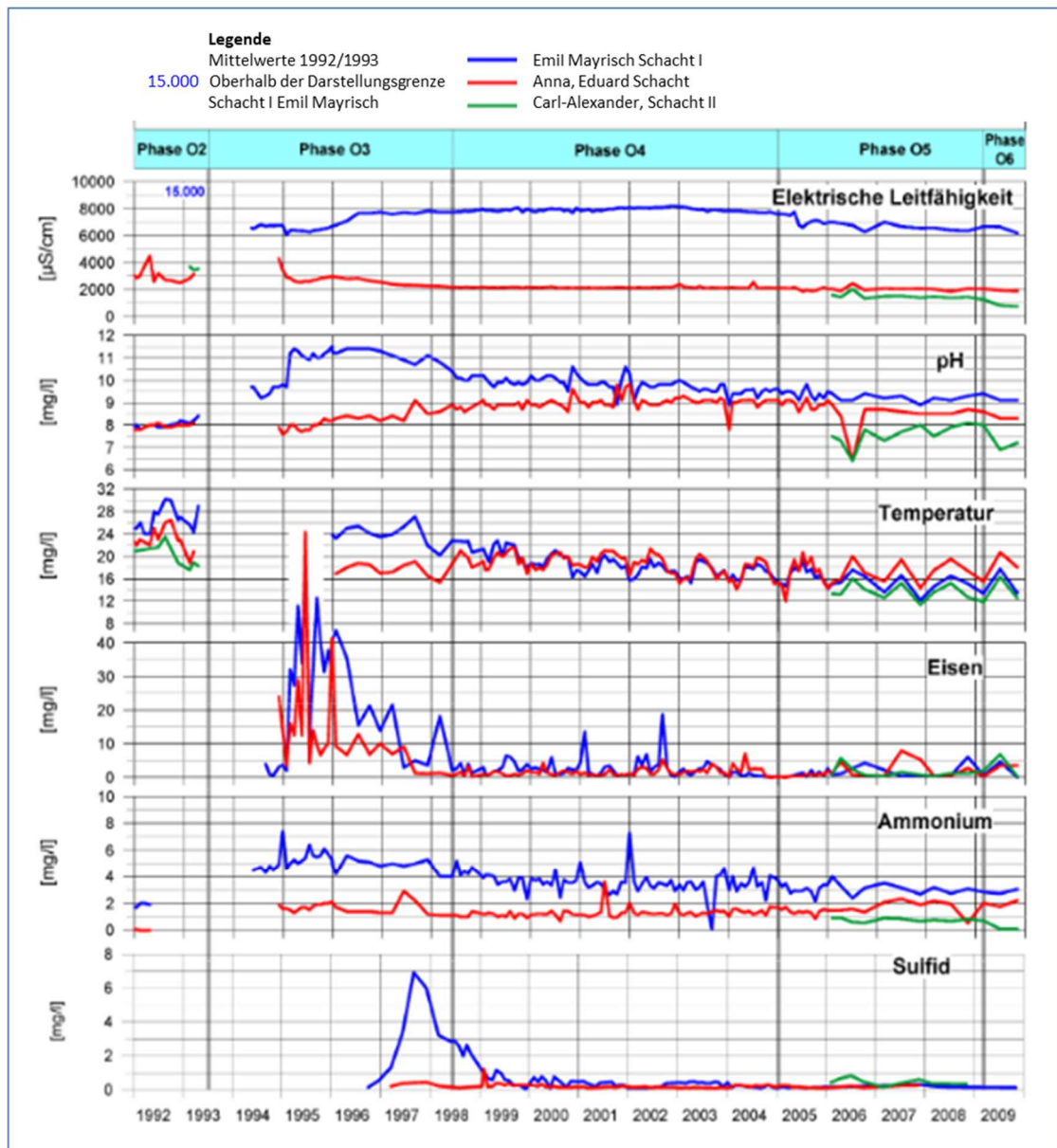


Abb. 41: Entwicklung des Grubenwasserchemismus (Rosner 2011)

Das Monitoring wird weiter fortgesetzt.

Da die Grubenwässer – nach Erreichen des Übertrittsniveaus ca. 80 mNHN – in das südlimburgische Kohlenrevier abströmen werden, besteht auch nach Erreichen des hydraulischen Ausgleichs kein Risiko für Oberflächengewässer.

10.4.2 Derzeitige und zukünftige Risiken durch Dioxine und PAK

Durch die organischen Stoffe Dioxine und PAK bestehen keine Risiken, da diese Stoffe nur partikelgebunden transportiert werden. Ein partikelgebundener Transport ist aufgrund der geringen Durchlässigkeiten und Fließgeschwindigkeiten aus der BHV fast vollständig ausgeschlossen und in der Risikobewertung vernachlässigbar.

11 AUSWIRKUNGEN AN DER TAGESOBERFLÄCHE: NEUERE ERGEBNISSE ZU DEN EINLEITUNGEN IN DEN KUIHBACH

In Teil 1 des Gutachtens wurde in Kap. 11 erwähnt, dass es für die erhöhten Fluoridgehalte im Kuibach eine Vielzahl von Ursachen geben kann, die jedoch nicht weiter untersucht wurden.

In einer neueren Untersuchung (Wisotzky et al 2017) wird auf den flächigen, geogen bedingten erhöhten Fluoridgehalt des Grundwassers im Verbreitungsgebiet des Em-scher Mergel hingewiesen.

Bei der Aktenrecherche bei der BR Arnsberg wurde die wasserrechtliche Erlaubnis vom 28.08.1986 zur Einleitung von Grubenwässern, häuslichen Abwässern und sonstigen Wässern in den Kuibach ausgewertet. Hiernach durften an vier Einleitestellen insgesamt jährlich eingeleitet werden:

- ca. 100.000 m³ der auf dem BW anfallenden Abwässer (z. B. Kauenwasch-wasser)
- 30.000 m³ Grubenwasser
- 11.400 m³ Abspritzwasser
- 15.000 m³ Kühlwasser / Betriebswasser
- ca. 33.000 m³ Niederschlagswasser
- 1 m³/s Gaskondensat aus der Methangananlage

Es liegen auch einzelne Analysen von Grubenwasser aus den 1980er Jahren vor, allerdings beschränken sich diese auf die Parameter Chlorid, pH-Wert (6,0 bis 8,5), absetzbare (max. 0,5 ml/L) und abflutierbare Stoffe und den CSB oder KMNO₄-Verbrauch. Weiterhin wurden auch PCB (6 Ballschmitter Kongenere) und UGILEC untersucht. Die aufgefundenen PCB-Konzentrationen lagen alle unter der BG von 0,01 µg/L. Über die Vorbereitung der Proben (Filtration etc.) liegen keine Angaben vor.

Grubenwasseranalysen in den 1990er Jahren hatten zwar einen größeren Untersuchungsumfang, allerdings gehörte der Parameter Fluorid nicht dazu.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass über den Kuibach jährlich ca. 150.000 m³ belastete Wässer abgeleitet wurden, die bei Hochwasser auch auf die landwirtschaftlichen Flächen hätten übertreten können und damit auch eine Belastungsquelle für die aufgefundenen „Auffälligkeiten“ darstellen können.

B 2: RISIKOANALYSE PCB

12 GEFÄHRDUNGSPOTENTIAL PCB

12.1 PCB-Verteilung unter Tage

Zur Frage der unter Tage eingesetzten und verbliebenen PCB wurde in Teil 1 des Gutachtens detailliert Stellung genommen. Ergebnis ist, dass der Großteil der eingesetzten PCB unter Tage verblieben sind. Von den verbliebenen PCB werden 98 % bis 99 % der PCB im Alten Mann vermutet. Für eine Einschätzung wie hoch in der Größenordnung die PCB-Belastung außerhalb des Alten Mann ist wurden bereits in Teil 1 des Gutachtens 5 Proben aus noch offenen Strecken des BW Haus Aden / Monopol genommen und untersucht. Es ergaben sich Gehalte zwischen 3.800 und 31.000 µg/kg. Aus diesen 5 Proben ergibt sich ein rechnerischer Mittelwert von 13 mg/kg bzw. 1,3 t/km² (Teil 1 des Gutachtens).

In Teil 2 des Gutachtens wurden zusätzlich 35 weitere Proben genommen, um diesen Mittelwert besser abgesichern zu können (obwohl auch jetzt noch nicht von einer repräsentativen Beprobung gesprochen werden kann). Die Auswahl der Probenstandorte, Probenahme und Ergebnisse sind im Detailbericht 6 und den dazugehörigen Dokumentationen des LANUV (Probenahme) detailliert dargestellt.

Die Vor-Klassifizierung der Probenahmestandorte erfolgte in vier Gruppen:

Vor-Einschätzung der PCB-Probenahmen	
I	Strecken aus der PCB-Zeit
II	Verschleppungsbereiche
III	Potentielle Punktquellen
IV	Hintergrundbelastung

Die „Mittelwerte“¹³ wurden als arithmetisches Mittel der 7 PCB-Kongenere (28, 52, 101, 118, 138, 153 und 180 * 5) aus den einzelnen Proben, die den unterschiedlichen vier PCB-Belastungsbereichen zugeordnet waren, berechnet und ergeben sich wie folgt:

Anzahl Proben	9	8	16	2	alle Proben 35
Mittelwerte ¹³ µg/kg	4.157	1.199	8.883	212	3.613

Die detaillierte Berechnung ist im Detailbericht 6, Kap. 6.4.1.1 sowie der Dok. 6 dargestellt. Die Analysenergebnisse bestätigen die Vor-Klassifizierung der Probenahmestandorte nicht immer:

- In den erwarteten potentiellen Hot-Spots (v.a. Schlammstrecken, Werkstätten) wurden vielfach geringe bis keine PCB festgestellt. Dies ist insofern erklärlich, dass die Zeit des PCB-Einsatzes fast 30 Jahre zurückliegt und die anfallenden Schlämme

¹³ Aufgrund der geringen Probenzahl sind dies **keine** statistisch abgesicherten Mittelwerte.

zwischenzeitlich mehrfach in abgeworfene Grubenteile abgepumpt wurden. Diese Grubenteile sind heute nicht mehr erreichbar.

- In den Werkstätten war eine Probenahme vielfach nicht möglich bzw. sinnvoll, weil diese Bereiche betoniert sind.

Bei Betrachtung aller 35 Analysen ergibt sich dennoch - mit aller Vorsicht - eine Trendabschätzung. Im Durchschnitt zeigen die Proben (rot) aus den möglichen Punktquellen auch die höchsten Belastungen. Der höchste gemessene Wert mit 193 mg/kg wurde auf dem BW Prosper Haniel aus dem Gleisbett (Kohleabfuhrstrecke) auf der 5. Sohle am nördlichen Damm 267 genommen, ein Bereich, der zuvor als mögliche Punktquelle eingeordnet wurde (s. Detailbericht 6, Dok. 5 Seite 12).

- Die Proben aus der PCB-Zeit (orange) sind ungefähr halb so hoch belastet.
- Die Proben aus den Verschleppungsbereichen (gelb) liegen noch einmal deutlich darunter.
- Eine Hintergrundbelastung (grün) besteht praktisch flächendeckend, obwohl es auch einige wenige PCB-freie Proben gibt (die gemäß der Vor-Klassifizierung jedoch in einem Verschleppungsbereich liegen)
- **Bei Berücksichtigung aller 35 Proben aus den 5 BW ergibt sich ein Mittelwert von 3.613 µg/kg bzw. 0,36 t/km²¹⁴.**

Für die Risikoanalyse ist die Verringerung der durchschnittlichen PCB-Belastung gegenüber Teil 1 um ca. 75 % nicht relevant, da

- selbst bei zunächst unterschiedlichen Schwebbelastungen (µg/kg TS) aus punktuell höher belasteten Bereichen diese sich über die langen Verweilzeiten, die großen Flächenanteile außerhalb der PCB-Zeiten und die großen Mengen an Grubenwasser angleichen werden;
- 98 bis 99 % der noch in den BW verbliebenen PCB im Alten Mann und nicht in den Strecken vermutet werden.

12.1.1 Ergebnisse der Recherchen

In den begleitenden AK-Sitzungen wurde wiederholt angemerkt, dass in den Akten bei der BR Arnsberg und der RAG weitere Hinweise auf PCB-Punktquellen vorhanden seien, so dass weitere Recherchen durchgeführt wurden.

Die Ergebnisse der Recherchen zur oberirdischen Altölentsorgung und zu potentiellen untertägigen PCB-Punktquellen sind im Detailbericht 6 ausführlich dargestellt. Die Ergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen.

12.1.1.1 Oberirdische Altölentsorgung

Die Auswertung der Akten ist abgeschlossen.

¹⁴ Anhand der 5 Proben aus dem BW Haus Aden war in Teil 1 des Gutachtens ein Mittelwert von 13.420 µg/kg bzw. 1,3 t/km² abgeschätzt worden.

Es ist zwar nicht ausgeschlossen, dass es unter den ca. 80.000 Akten des Zentralarchivs der RAG und den mehreren hundert Betriebsakten der BR Arnsberg noch Zufallsfunde mit vereinzelt Bezügen zu PCB geben kann.

Die grundsätzliche Vorgehensweise beim Umgang mit PCB ist jedoch aufgeklärt und kann wie folgt zusammengefasst werden:

- Erst zu Beginn der 1980er Jahre wurde PCB thematisiert.
- Gegenüber den eingesetzten Mineralölmengen im Bergbau ist die Menge der PCB sehr klein, so dass PCB – wenn es nicht betriebsbedingt verloren ging – in den Altölströmen „unterging“.
- Die „Entsorgungsquote“ ab Mitte der 1980er Jahre von PCB ist vernachlässigbar.
- Es ist davon auszugehen, dass das eingesetzte PCB überwiegend unter Tage verblieben ist. Ein wahrscheinlich relevanter, aber nicht quantifizierbarer Anteil wurde auch über die Kohlen und Berge wieder über Tage verbracht.
- Der untertägige Verbleib beruht v. a. auf nicht vermeidbaren betriebsbedingten Verlusten und nicht auf unsachgemäßer Abfallbeseitigung.
- Es gibt keine Hinweise auf die direkte Entsorgung von PCB-belasteten Altölen (z. B. in Fässern) unter Tage.
- Es gibt keine Hinweise auf die Verbringung von PCB-belasteten Altölen unter Tage, weil z. B. über Tage ab Mitte der 1980er Jahre über mehrere Jahre ein Engpass bei der Entsorgung von PCB-belasteten Altölen bestand. Nachdem PCB einmal zum Thema geworden war, erfolgte nach der Aktenlage eine genaue Erfassung und Dokumentation der PCB-belasteten Altölströme und Aggregate wie Trafos.
- Die Risikoanalyse PCB berücksichtigt jedoch auch solche, nicht nachgewiesenen Punktquellen.
- Die Recherche der großen Infrastruktureinrichtungen (Auswertung der Grubenrisse) bestätigt die bisherige Annahme in Teil 1 des Gutachtens und hat keinen Einfluss auf die Ergebnisse der bisherigen Risikoanalyse PCB.
- Eine Bilanzierung der übertägigen Altölströme der beiden zentralen Altölsammelstellen ZW Prosper und ZW Fürst Hardenberg ist 20 Jahre nach der Stilllegung der beiden Anlagen nicht mehr möglich.

12.1.1.2 Potentielle untertägige Punktquellen

Es wurde während der Bearbeitung zu Teil 1 die Vermutung geäußert, dass in den Risswerken potentielle Punktquellen verzeichnet sind.

In der Recherche wurden insgesamt sieben Bergwerke der Wasserprovinz Haus Aden untersucht. Dies sind die ehemaligen Bergwerke Haus Aden, Haus Aden/Monopol, Grimberg 1/2, Grimberg 3/4, Hansa, Grillo und Heinrich Robert. Die oben benannten lokalen Grubenbaue lassen sich vor allem anhand der Sohlenrisse ermitteln. Daher wurden bei der Recherche im Bereich der sieben Bergwerke insgesamt 128 Sohlenrisse mit 1.236 Rissblättern untersucht. Eine Übersicht ist der Tab. 23 entnehmen. Eine Übersicht über die genaue Bezeichnung und Anzahl der Sohlenrisse und Rissblätter ist der Anlage zu entnehmen.

Tab. 23: Übersicht der untersuchten Bergwerke, Risse und Fundstellen möglicher PCB-Punktquellen

Bergwerk	Fundstellen	Sohlen- risse	Sohlenriss- blätter	Gewinnungsrisssblätter (stichprobenartig)
Haus Aden	5	16	123	20
Haus Aden/Monopol	7	24	123	
Grimberg 1/2	3	15	173	
Grimberg 3/4	4	4	38	
Hansa	6	17	205	34
Grillo	5	22	252	
Heinrich Robert	2	30	322	
Ergebnis	32	128	1236	54

Bei der Recherche der 1.236 Rissblätter wurden insgesamt 32 mögliche PCB-Punktquellen identifiziert, die heute jedoch nicht mehr zugänglich sind. Zudem ist die Anzahl der potentiellen Punktquellen zu niedrig, da ungefähr pro Sohle (ausgewertet wurden 128 Sohlen) eine Werkstatt/Lokschuppen vorhanden war. Gemäß der Markscheiderbergverordnung vom 19.12.1986, Anlage 3, Teil 2, Punkt 3.1.6 ist nur die Verortung von „Grubenbauen für die Wasserhaltung“ verpflichtend. Alle anderen Eintragungen zur Nutzung der Grubenbaue lagen in der Entscheidung des Markscheiders, der das Risswerk führte.

Bei den Beprobungen unter Tage wurden gezielt noch zugängliche potentielle Punktquellen beprobt. Das Ergebnis ist:

- **Sumpfstrecken:** Die aktuelle Beprobung ergibt keine oder unterdurchschnittliche Belastungen (Detailbericht 6).
- **Werkstätten/Lokschuppen:** Eine aktuelle Beprobung wurde nicht durchgeführt, weil die Werkstattbereiche betoniert waren und kein Probenmaterial genommen werden konnte.
- **Trafos:** 7.042 Trafos und 30.736 Kondensatoren wurden zwischen 1983-1984 erfasst und geordnet entsorgt, so dass die Trafos als unterirdische Punktquellen ausscheiden.

13 AUSBREITUNGSPOTENTIAL PCB

13.1 Überprüfung der Wirkungszusammenhänge aus Teil 1 des Gutachtens

In Teil 1 des Gutachtens waren drei wesentliche Wirkungszusammenhänge in der Wasserprovinz Haus Aden beschrieben worden, die den Austrag von PCB über das Grubenwasser beeinflussen. Diese Wirkungszusammenhänge wurden in Teil 2 des Gutachtens dahingehend überprüft, ob bei der weiteren Bearbeitung Erkenntnisse gewonnen wurden, die eine Überarbeitung der Wirkungszusammenhänge erforderlich machen würde.

Es wurden keine Wirkungszusammenhänge festgestellt, die langfristig zu einer Erhöhung der PCB-Fracht bei steigenden Grubenwasserständen in den Wasserhaltungen führen würden.

13.1.1 Wirkungszusammenhang 1 (Kaskadenmodell)

Erosion und die Entstehung von Schweb (partikuläre Fracht) bei Durchströmung (Kaskadenmodell). Durch einen Grubenwasseranstieg werden Flächen aus der PCB-Zeit der direkten Erosion durch schnell fließendes Grubenwasser entzogen. Dadurch vermindert sich die **Menge** an belastetem Schweb im Grubenwasser.

Das Kaskadenmodell, d. h. das Auftreten großer Potentialdifferenzen innerhalb der Wasserprovinzen bzw. Bergwerke, wurde sowohl in der Wasserprovinz Lippe - Auguste Victoria (ahu 2017) als auch in der den Einzugsgebieten Zollverein Süd und Zollverein Eschermulde West festgestellt (Abb. 49). Die Potentialunterschiede liegen zwischen 516 m und 664 m (Differenz zwischen den höchsten und niedrigsten Grubenwasserständen).

13.1.2 Wirkungszusammenhang 2 (Verringerung Grubenwasser)

Verringerung der Grubenwassermenge (partikuläre und gelöste Fracht). Ein Grubenwasseranstieg reduziert die großen Gefälleunterschiede zwischen dem Deckgebirge und den Grubenwasserständen in den Grubenbauen. Der erwartete positive Effekt: Je geringer der Gefälleunterschied ist, **desto niedriger ist tendenziell die zuströmende Grubenwassermenge aus dem Deckgebirge.**

Die Wirkungszusammenhänge, die einem Grubenwasseranstieg zu einer Verminderung der zuströmenden Wassermenge führen, sind schematisch in den Abb. 42, Abb. 43 und Abb. 44 dargestellt.

Für die Wasserprovinz Lippe – Auguste Victoria wurde dies zudem in einer detaillierten Modellierung mit dem Box Modell gezeigt (DMT 2017, ahu 2017).

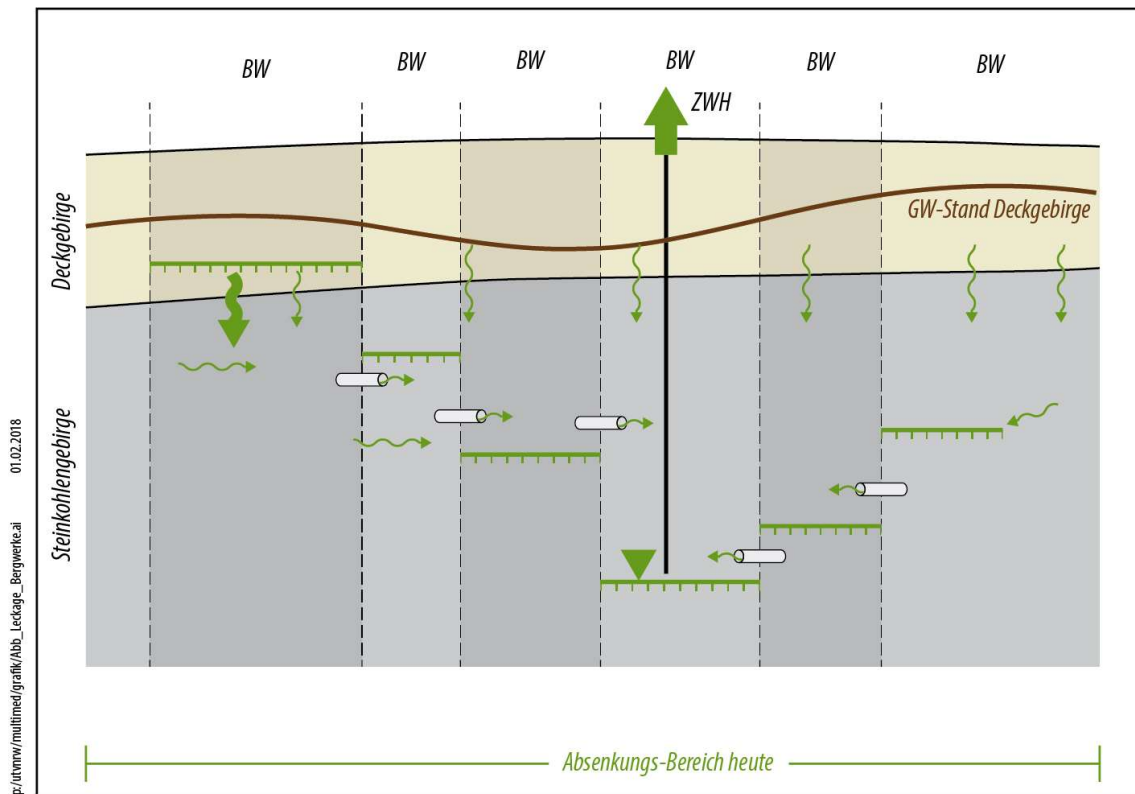


Abb. 42: Ausgangszustand der Grubenwasserstände und der Zuckering

In den einzelnen BW herrschen unterschiedliche Grubenwasserstände, die über die Überleitungen auch aus weit entfernten BW **kaskadenartig** dem tiefsten Punkt, der Zentralen Wasserhaltung, zufließen. Der Grundwasserstand im Deckgebirge ist auch durch die tiefe Grubenwasserhaltung beeinflusst.

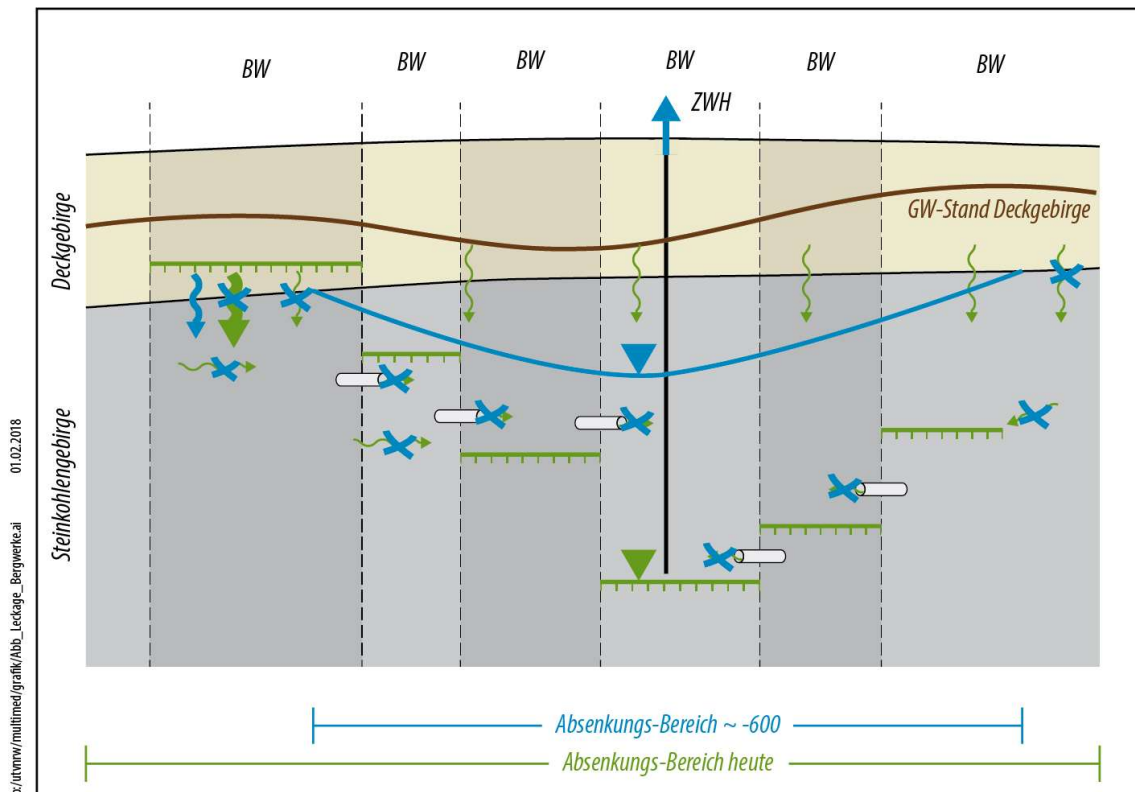


Abb. 43: Grubenwasseranstieg auf ca. -600 mNHN in den Grubenbauen

Bei einem Anstieg auf ca. -600 mNHN (blaue Linie in Abb. 43) werden **vor allem die Zuflüsse aus den weiter entfernt liegenden BW vermindert**, weil der hydraulische Widerstand auf dem langen Fließweg steigt und das verbleibende Gefälle diesen Fließwiderstand nicht mehr überwinden kann. Dies wird oft als "Abdrücken" bezeichnet (DMT 2017).

Wenn darüber hinaus der Grubenwasserstand auch bis ins Deckgebirge steigt, verringert sich auch die Zusickerung aus dem Deckgebirge.

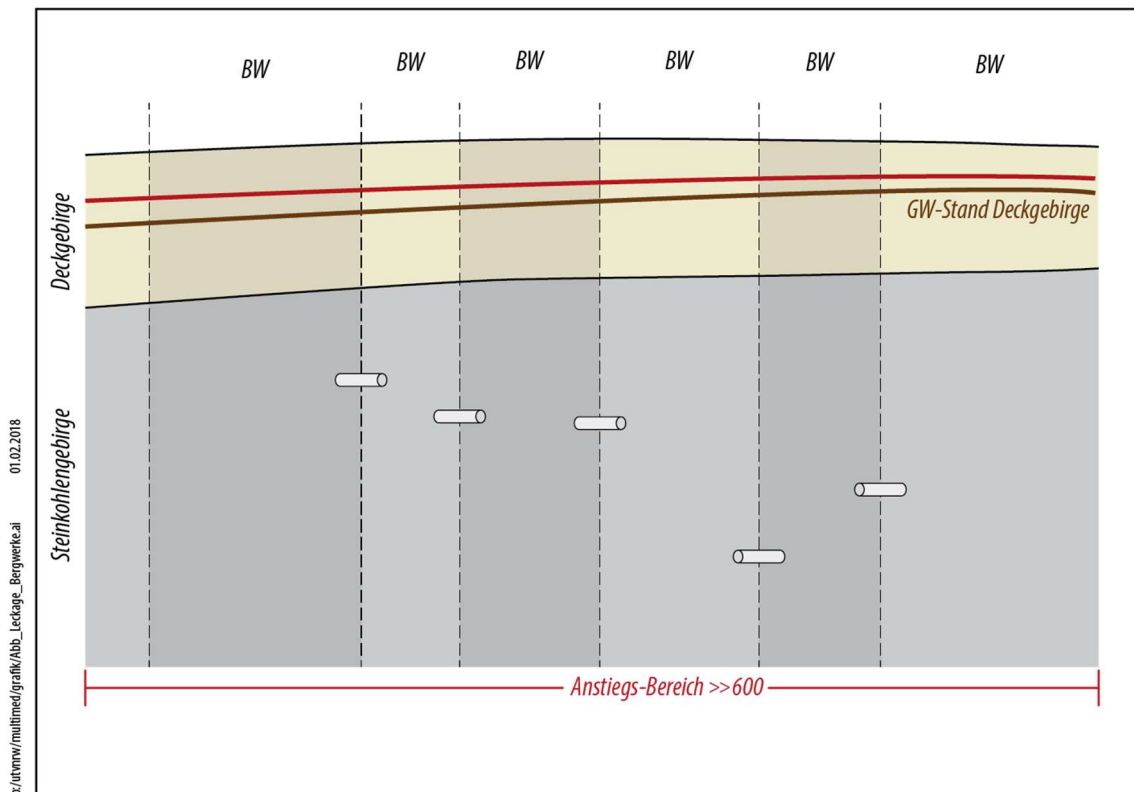


Abb. 44: Ferne Zukunft

In einer fernen Zukunft ohne Wasserhaltung und ohne offenes Röhrensystem wird es zu einem Anstieg des tiefen Grundwassers kommen. In Abb. 44 wurde angenommen (ungünstige Annahme), dass der Druckwasserstand des Karbons über dem des Deckgebirges liegt. Dies ist auch die Grundlage für die Grundwasserströmungsmodellierung (Ausbreitungspotential) in Kap. 10.5.3. Ein quartärer Wasserstand (hier nicht dargestellt) liegt nochmals höher.

13.1.3 Wirkungszusammenhang 3 (Flächenfilter)

Flächen außerhalb der PCB-Zeit wirken als Flächenfilter (gelöste Fracht). Bei einem Grubenwasseranstieg steigt überproportional der Anteil an Flächen außerhalb der PCB-Zeit.

Diese Zahlen sind, neben den PCB-Messungen im Grubenwasser, belastbare und mit einer großen Sicherheit ermittelte Werte. Bei einem Grubenwasseranstieg werden zunehmend ehemalige Abbaue geflutet. In diesen Flächen mit einem hohen Anteil an fein verteilten Kohlen erfolgt eine (Rück-)Festlegung der PCB (partikulär und gelöst) aus dem Grubenwasser im kohlenhaltigen Sediment, da zwischen den beiden Medien ein Konzentrationsgefälle besteht, das sich ausgleichen wird. Damit wirken diese Flächen ähnlich wie ein „Flächenfilter“. Der Gehalt an partikulärem und gelöstem PCB wird durch diesen Effekt tendenziell sinken. Um diesen Wirkungszusammenhang zu überprüfen, wurden

die BW Haus Aden (Abb. 45) und BW Auguste Victoria (Abb. 46) separat und fast alle BW im Ruhrrevier mit einer Gesamtabbaufäche von 4.200 km² ausgewertet (Abb. 48).

Wie zwischenzeitlich festgestellt wurde, sind die Abbaubereiche außerhalb der PCB-Zeit zwar geringer belastet als die Flächen aus der PCB-Zeit und der hot Spots, aber nicht frei von PCB-Belastungen (s. Kap. 14.1). Die Wirkung als „Flächenfilter“ ist jedoch nach wie vor zutreffend. Zwischen der Belastung im Feststoff (partikuläres Material) und dem Grubenwasser stellt sich langfristig ein Gleichgewichtszustand ein. Wenn dieses Grubenwasser Bereiche mit einer geringeren PCB-Belastung im Feststoff flutet, besteht ein Ungleichgewicht zwischen Feststoff und Grubenwasser, das sich ausgleichen wird: Die Belastung im Grubenwasser (partikulärer und gelöster Anteil) wird wieder zurückgehen, bis sich ein neuer, niedrigerer Gleichgewichtszustand eingestellt hat.

Da der Anteil an gelöstem PCB gegenüber dem Anteil an feststoffgebundenen PCB bei den festgestellten sehr geringen Schwebstoffgehalten von 10 mg Schweb je L Grubenwasser in Haus Aden (nur) 1:10 beträgt, wird diese Gleichgewichtsverschiebung im Grubenwasser kaum messbar sein. Dennoch führt dieser Wirkungszusammenhang eher zu einer Reduzierung der PCB-Belastung als zu einer Erhöhung.

Dies gilt jedoch nur bei sehr langsam fließendem oder stehenden Grubenwasser, damit sich die Gleichgewichtszustände einstellen können. Deshalb sollte das primäre Ziel auch sein die Fließgeschwindigkeiten (und damit das Erosionspotential) im Grubenwasser so gering als möglich zu halten. Tiefe Grubenwasserhaltungen, aber letztlich auch Brunnenwasserhaltungen, führen zu Strömungen im Grubenwasser.

Um die Bedeutung des Wirkungszusammenhanges (3) für die anderen BW bewerten zu können, wurden – ähnlich wie im BW Haus Aden/Monopol – die Flächenverhältnisse der bereits gefluteten und der noch nicht gefluteten Grubenbereiche aus der PCB-Zeit und außerhalb der PCB-Zeit verglichen. Dies erfolgt anhand der beiden BW Haus Aden (aus Teil 1) und dem BW Auguste Victoria, für das eine gesonderte Auswertung vorliegt sowie für alle BW des Ruhrreviers (außer die BW Königsborn, Westfalen und Sachsen) für die bei der RAG Daten vorliegen.

Ein weiterer Wirkungszusammenhang, der jedoch bislang nicht weiter untersucht wurde, ist die Ausbildung einer Dichteschichtung aufgrund des wesentlich schwereren salinaren Grubenwassers. Dieser Effekt beginnt jedoch erst dann zu wirken, wenn die Strömungsgeschwindigkeiten im Röhrensystem nachgelassen haben. Dies ist erst dann der Fall, wenn das Grubenwasser bis auf ein höheres Niveau angestiegen ist und die Grubenwasserhebung auf eine Brunnenförderung umgestellt wurde.

13.1.3.1 BW Haus Aden/Monopol

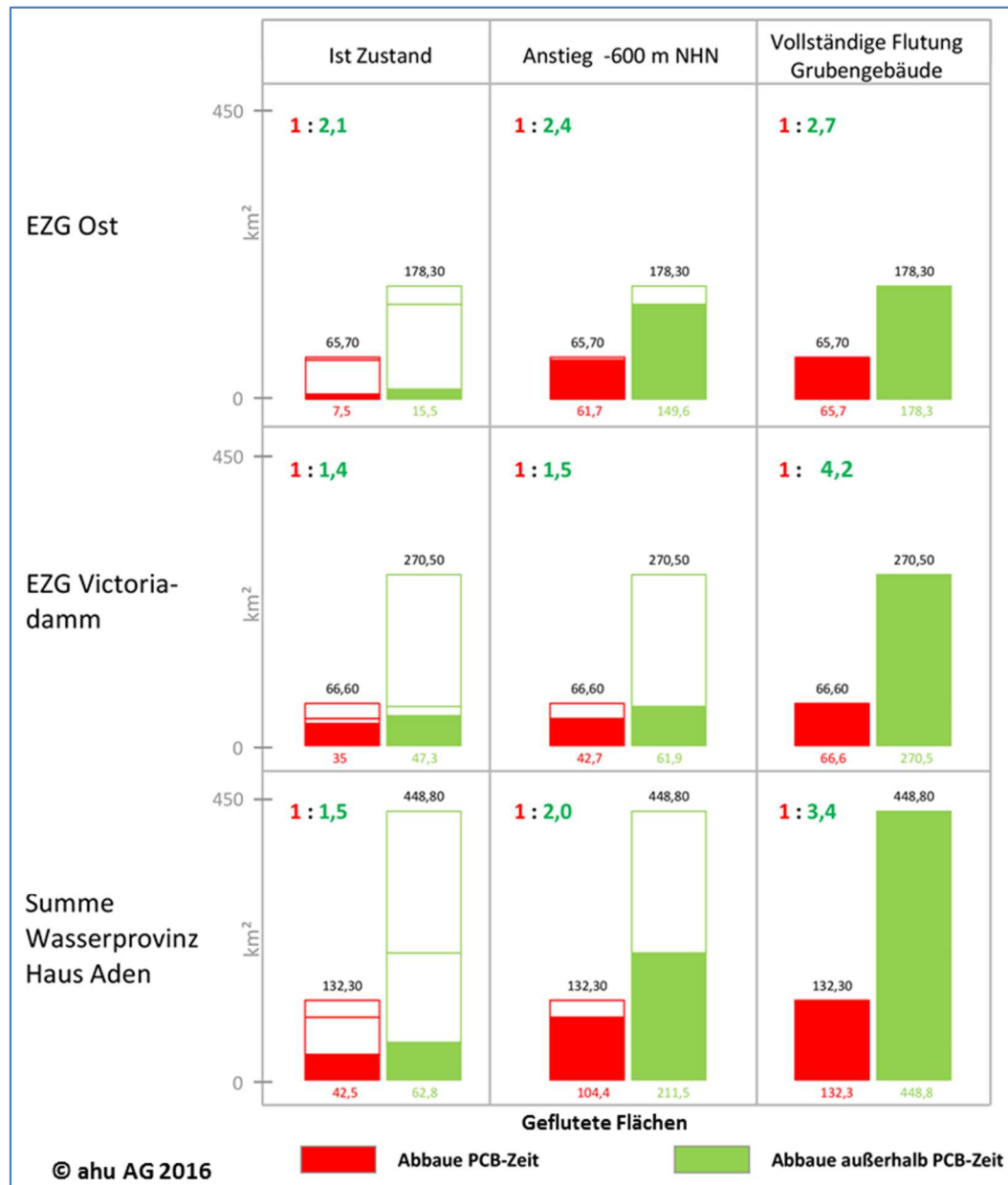


Abb. 45: Flächenverteilung im BW Haus Aden (Quelle: RAG 2017)

Die Abb. 45 zeigt die Flächenverteilung im BW Haus Aden, sowohl für die Teilbereiche EZG (= Einzugsgebiet) Victoriadamm, das EZG Ost als auch in der Summe für die Wasserprovinz Haus Aden.

Die Flächen aus der PCB-Zeit liegen teilweise auch höher als -600 mNHN, da hier auch früher Bergbau umgegangen ist. Bezogen auf die gesamte Wasserprovinz Haus Aden (unterste Reihe in der Abb. 45) sind bislang ca. 32 % der Flächen geflutet und der Erosion entzogen. Das derzeitige Flächenverhältnis beträgt 1 : 1,5.

Bei einem Anstieg bis ca. - 600 mNHN erniedrigt sich das Verhältnis PCB-Flächen/Nicht-PCB-Flächen auf 1 : 2. Bei einer vollständigen Flutung aller Grubenbaue beträgt das

Verhältnis 1 : 3,4. Somit nehmen zwar die absoluten Flächengrößen aus der PCB-Zeit zu, aber der prozentuale Anteil der Flächen aus der PCB-Zeit nimmt bei der Flutung ab, da die Flächen aus der Nicht-PCB-Zeit noch stärker als die Flächen aus der PCB-Zeit zunehmen. ##

13.1.3.2 BW Auguste Victoria

Die Abb. 46 zeigt die Flächenverteilung im BW Auguste Victoria.

Alle Flächen aus der PCB-Zeit liegen tiefer als -600 mNHN und würden bei einem Grubenwasseranstieg bis auf dieses Niveau vollständig geflutet. Bislang sind erst ca. 16 % der Flächen geflutet und der Erosion entzogen.

Das derzeitige Flächenverhältnis beträgt 1 : 5. Bei einem Anstieg bis ca. -600 mNHN erniedrigt sich das Verhältnis auf 1 : 3,5. Bei einer vollständigen Flutung aller Grubenbaue (dies wäre bei ca. -500 mNHN der Fall) beträgt das Verhältnis 1 : 4. Somit nimmt der prozentuale Anteil der Flächen aus der PCB-Zeit bei der Flutung zwar ab, er ist mit 1 : 4 allerdings immer noch größer als z. B. beim BW Haus Aden, wo er 1 : 3,4 beträgt.

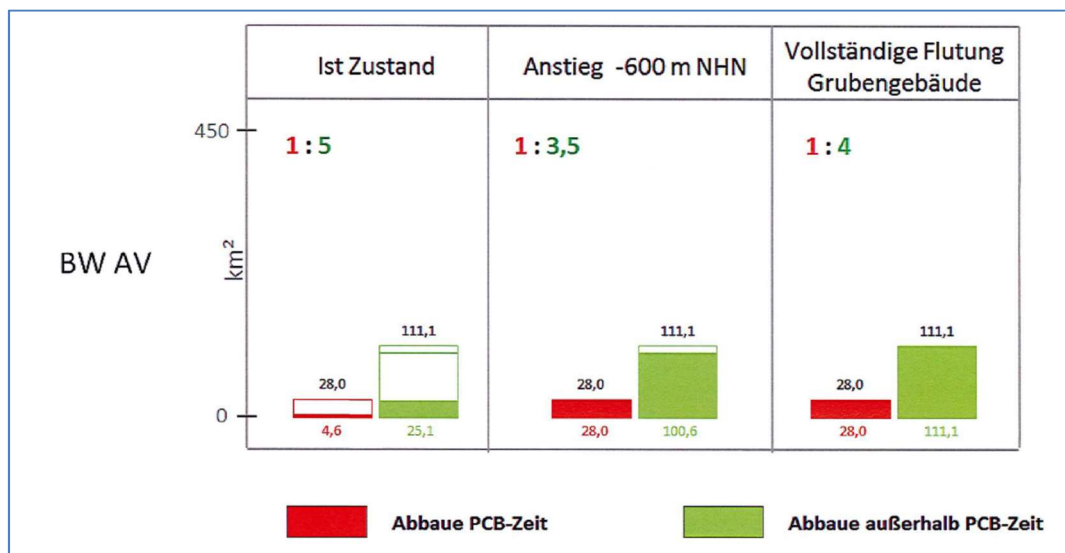


Abb. 46: Flächenverteilung im BW Auguste Victoria (Quelle: RAG 2017)

13.1.3.3 BW im Ruhrrevier

Die Abb. 47 zeigt die BW im Ruhrrevier, für die eine Auswertung erfolgte, da hier Abbau in der PCB-Zeit erfolgte und die BW noch nicht vollständig geflutete sind. Die BW Haus Aden und BW Auguste Victoria sind hierin enthalten.

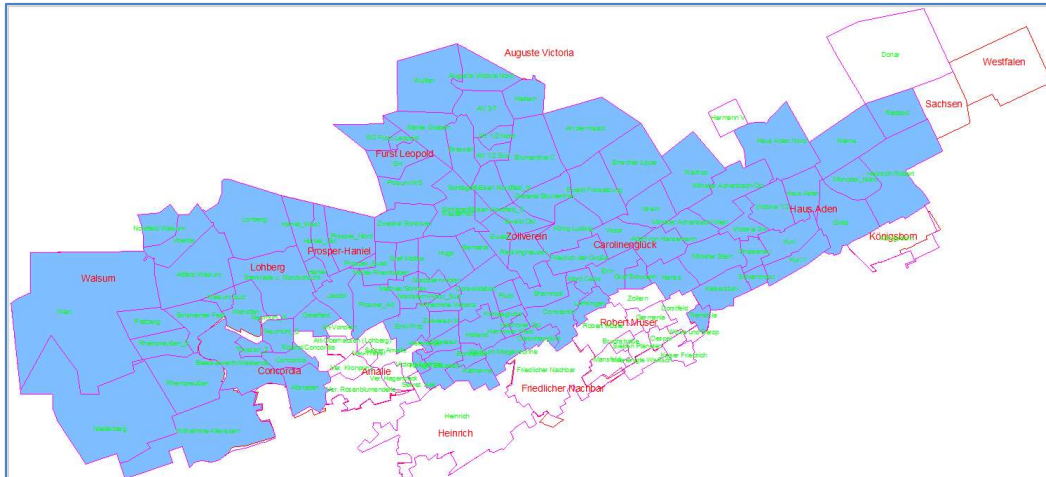


Abb. 47: Ausgewertete BW der Ruhrprovinzen (Quelle: RAG)

Die Abb. 48 zeigt die Flächenverteilung für alle ausgewerteten BW im Ruhrrevier. Diese revierweite Auswertung bestätigt die Detailauswertungen und die bisherigen Aussagen zu dem Wirkungszusammenhang 3 (Flächenfilter):

- Das Verhältnis der Flächen aus der PCB-Zeit und den Flächen aus der Nicht-PCB-Zeit bei einer Flutung bis -600 m NHN ändert sich nicht relevant (Zunahme von 1:2,1 auf 1:2,2).
- Bei einer Flutung bis -600 m NHN verbleiben weiterhin fast 190 km² Abbauflächen aus der PCB-Zeit oberhalb des Grubenwasserspiegels und können frei durchflossen werden, so dass es zu Erosion und Partikelbildung kommen kann. Nach einer Abschätzung entspricht dies ca. 9 km² Strecken (ca. 5 % der Abbaue sind Strecken). Bei einer durchschnittlichen Breite von 5 m entspricht dies ca. 1.800 km Strecken.
- Bei einer vollständigen Flutung der Grubengebäude wären nicht nur alle PCB-Flächen der Erosion durch freifließendes Wasser entzogen, sondern es würden dann mit 1: 4,5 auch deutlich die Abbaue außerhalb der PCB-Zeit überwiegen, die dann als Flächenfilter wirken würden (Wirkungszusammenhang 3).

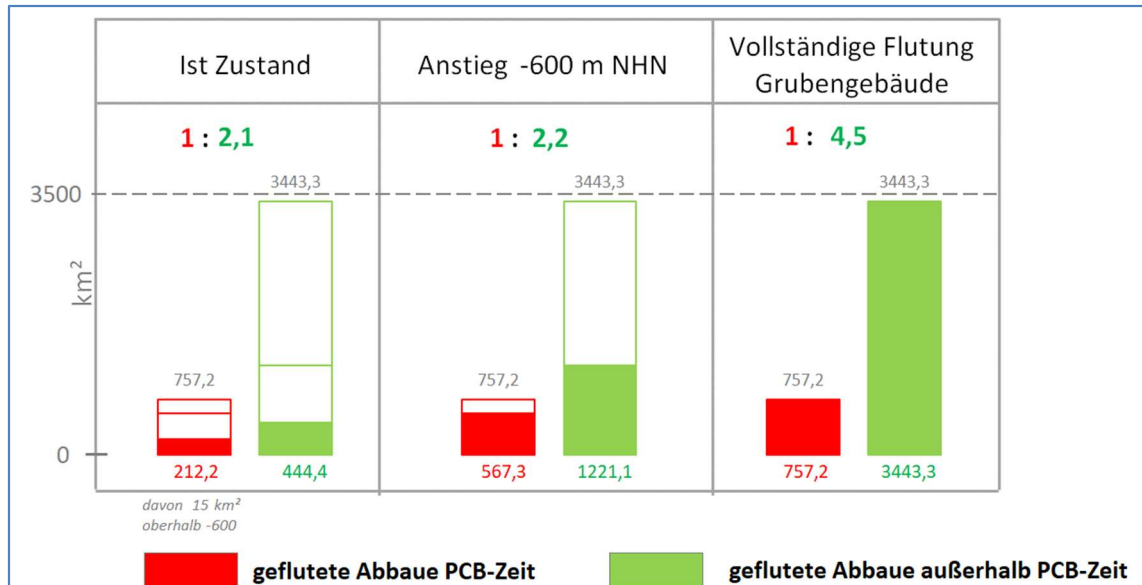


Abb. 48: BW der Ruhrprovinzen (Quelle: RAG)

Für die folgenden Wasserprovinzen liegen bei der RAG keine Daten vor. Allerdings wurden hier die Abbaue auch weitestgehend vor der PCB-Zeit beendet:

- BW Amalie (Abbau beendet: 1966)
- BW Heinrich (Abbau beendet: 1968)
- BW Friedlicher Nachbar (Abbau beendet: 1961)
- BW Robert Müser (Abbau beendet: 1968)

Die BW Königsborn, Sachsen und Westfalen sind bereits vollständig geflutet (Summe der Abbaufächen: 119,2 km², davon aus der PCB-Zeit: 59,2 km²).

Für das BW Emil Mayrisch liegen der RAG keine Daten vor, da das BW vom EBV betrieben wurde. Beim EBV sind keine digitalen Daten vorhanden.

13.2 Gelöster Anteil PCB im Grubenwasser

PCB wird im Grubenwasser an Partikel (Schwebstoff) gebunden und grundsätzlich zu einem geringen Anteil auch gelöst¹⁵ transportiert.

Um auch den „gelösten Anteil“ in seiner Größenordnung besser einordnen zu können, wurde erstmalig am 18.02.2016 im Rahmen der Gutachtenerstellung zu Teil 1 aus der Grubenwassereinleitung auf Haus Aden eine 100 L-Wasserprobe genommen (Probe Haus Aden A).

¹⁵ Unter „gelöst“ wird per Definition auch der Feinstschweb < 45 µm verstanden.

Die hohe Probenmenge von 100 L ist erforderlich, da die gelösten Konzentrationen an PCB sehr klein sind. Das Probenmaterial wurde dann zur Anreicherung der PCB in Aliquoten zu 1 L mit Dichlormethan flüssig/flüssig extrahiert. Die quantitative Analyse des Extrakts erfolgte mittels GC/MS im SIM Modus (single ion monitoring) im Labor des LEK an der RWTH Aachen (Prof. Schwarzbauer).

Bei der ersten 100 L-Probe Haus Aden A erfolgte nach der Probenahme zunächst im Labor von UCL zur Abtrennung des partikulären Materials (Schwebstoff) eine Filtration. Das Filtrat wurde dann am nächsten Tag für die Analyse nach Aachen in das Labor des LEK transportiert. Der Gehalt an PCB gelöst war mit 1,6 ng/L sehr gering.

Bezogen auf dieses Ergebnis (in ng/L), den Schwebgehalt im Grubenwasser (in mg/L) und die Belastung des Schweb mit PCB (in mg/kg) ergab sich für das Grubenwasser in der Zentralen Wasserhaltung Haus Aden ein Anteil von ca. 10 % der gelöst und ein Anteil von ca. 90 % der über den Schweb (partikulär gebunden) transportiert wird.

13.2.1 Ziele der 100 L-Wasserproben

Nach der erstmaligen Analyse einer 100 L-Wasserprobe blieben eine Reihe von Fragen offen, die durch weitere Untersuchungen im Teil 2 des Gutachtens geklärt werden sollten. Diese Fragen sind:

1. Abhängigkeit der Höhe des gelösten Anteils von der Probenaufbereitung / Filtration?
2. Abhängigkeit des gelösten Anteils von unterschiedlichen Grubenwässern (u.a. Gehalte an Schwefelverbindungen, Eisen, Barium, Natriumchlorid)
3. Abhängigkeit des gelösten Anteils bei unterschiedlichen Einzugsgebieten (u.a. Grubenwassermengen und Erosionspotential, Anzahl der gefluteten und nicht gefluteten Abbaue aus der PCB-Zeit)
4. Überprüfung der Ergebnisse aus Teil 1

Nach einer Bewertung des LANUV aller Grubenwassereinleitungen stellten sich nur die Grubenwassereinleitungen auf Haus Aden und die beiden Einleitungen auf Zollverein als sinnvoll für eine weitere 100 L-Probenahme heraus. Die Proben wurden analog zur ersten 100 L-Probe analytisch bearbeitet, es wurde jedoch statt einer Filtration im Labor eine Vor-Ort Filtration direkt an den Grubenwasserentnahmestationen durchgeführt.

Die 100 L-Wasserproben sind kein geeignetes Verfahren für ein regelmäßiges Grubenwassermonitoring, sondern dienen der Aufklärung grundsätzlicher Zusammenhänge zwischen dem PCB-Frachtanteil über Schweb und dem gelösten Anteil.

Das Monitoring der Grubenwassereinleitungen auf PCB wird derzeit als Sonderaufgabe durch das LANUV durchgeführt. Nachdem hier zunächst Zentrifugen eingesetzt wurden, die sich als wenig geeignet für einen Monitoring-Regelbetrieb erwiesen haben (Bericht des LANUV auf dem 5. AK PCB vom 07.09.2017), wird zurzeit in einer Probephase die Ergänzung bzw. Ersatz der punktuellen Zentrifugenprobe durch die dauerhafte Probenahme mit Schwebstoffsammelkästen geprüft.

Die Korngrößenanalysen zeigen, dass mit den Schwebstoffsammelkästen die relevanten Kornfraktionen inklusive der Feinfraktion in einer plausiblen Korngrößenverteilung aufgefangen werden.

Die bisherigen Ergebnisse ergeben eine gute Übereinstimmung der Ergebnisse (PCB-Gehalte am Feststoff) von Zentrifugen und Schwebstoffsammelkästen (5. AK PCB vom 07.09.2017).

13.2.1.1 Teileinzugsgebiete

Bisher wurden vier 100 L-Wasserproben gezogen und auch der gelöste Anteil an PCB untersucht. Die Tab. 24 gibt eine Übersicht über alle 4 Proben; die Abb. 49 zeigt die Teileinzugsgebiete (TEZG) aus denen die beiden Proben aus der Wasserprovinz Zollverein stammen.

Das Grubenwasser wird auf Zollverein in zwei separaten Leitungen aus den beiden TEZG Zollverein Süd und TEZG Zollverein West gehoben. Die Höhe der Grubenwasserübertritte und die Fließrichtungen des Grubenwassers sind dargestellt (in blauen Ziffern). Aus dem TEZG Emscher Mulde Ost tritt noch kein Grubenwasser in die TEZG Emscher Mulde West über, da die Übertrittshöhe von -696 mNHN noch nicht erreicht ist.

Innerhalb der TEZG bestehen bedingt durch die unterschiedlichen Abbauhöhen (in schwarzen Ziffern dargestellt) mehr oder weniger große Potentialunterschiede. Dies führt vor allem in der Provinz Zollverein Süd – auch nach einem Grubenwasseranstieg bis auf ca. -600 mNHN – nach wie vor zu freifließenden Gerinnen.

Wie die Tab. 24 zeigt, korrespondieren die Grubenwassermengen mit der Mächtigkeit des Deckgebirges. So ist die Grubenwassermenge und damit auch das Erosionspotential – bezogen auf die Größe des TEZG – im TEZG Zollverein Süd fast 5-mal größer als im TEZG Emscher West. Im EZG Victoriadam, wo das Deckgebirge ebenfalls nur geringmächtig ist und durch den Abbau hydraulisch trennende Schichten durchstossen wurden, fallen vergleichbar große Wassermengen an.

Auch die Gehalte an PCB sind im TEZG Zollverein Süd höher als im TEZG Emscher Ost. Es ist jedoch nicht gesichert, ob dies aufgrund der höheren Grubenwassermengen und des höheren Erosionspotentials der Fall ist.

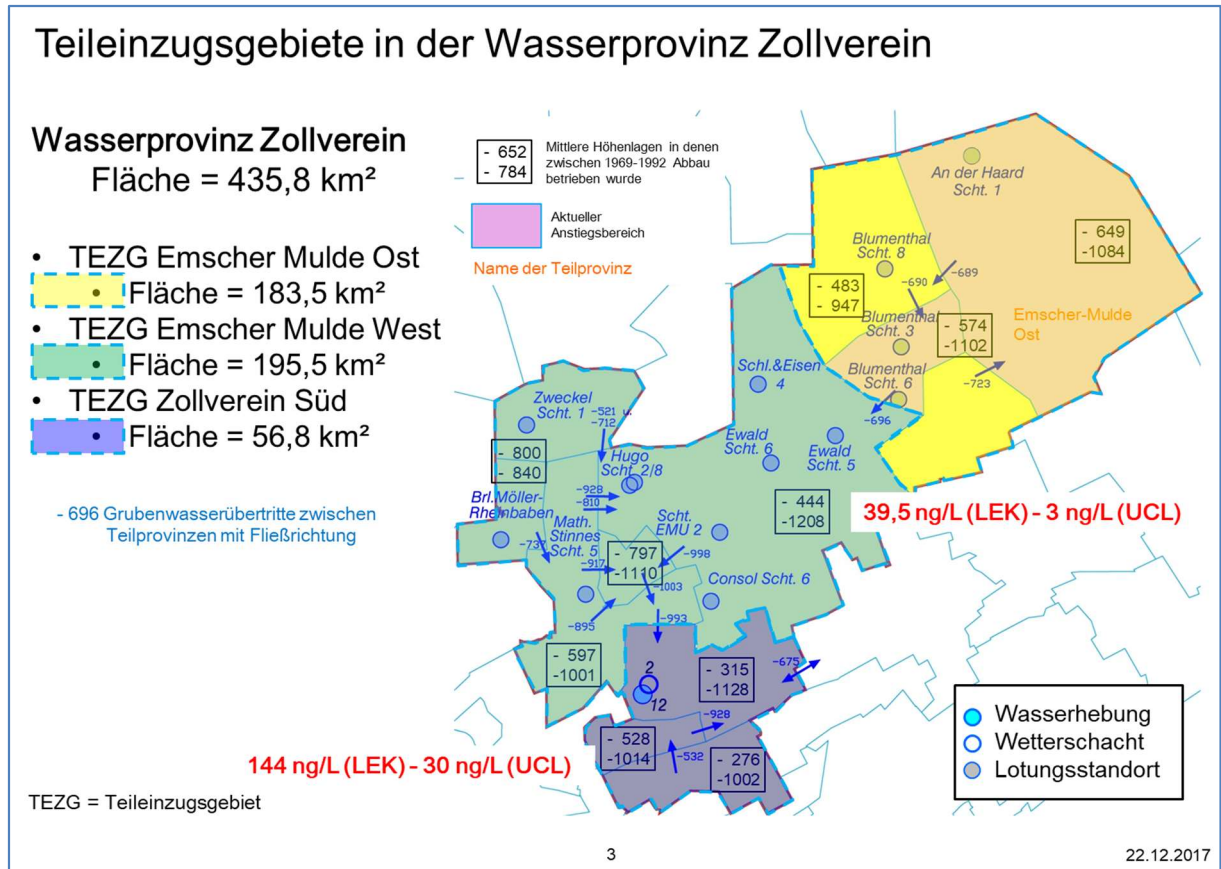


Abb. 49: Teileinzugsgebiete der Wasserprovinz Zollverein (Quelle: RAG 2017, ergänzt durch ahu AG)

Im Folgenden werden die Teileinzugsgebiete in der Wasserprovinz Zollverein im Einzelnen beschrieben.

13.2.1.2 Teileinzugsgebiet Emscher Mulde West (Stinnesleitung)

Das Teileinzugsgebiet Emscher Mulde West (Stinnesleitung) ist wie folgt gekennzeichnet:

- Die Größe des Teileinzugsgebietes beträgt 196 km².
- Das Potentialgefälle zwischen dem höchst gelegenen Abbau (-444 mNHN) aus der PCB-Zeit und dem Niveau der Wasserhaltung bei -960 m NHN beträgt 516 m.
- Die gehobene Grubenwassermenge beträgt seit 2010 5,3 m³/min.
- Bezogen auf die Fläche sind dies **0,03 m³/km²/min.**

13.2.1.3 Teileinzugsgebiet Zollverein Süd (Zollvereinsleitung)

Das Teileinzugsgebiet Zollverein Süd (Zollvereinsleitung) ist wie folgt gekennzeichnet:

- Die Größe des Teileinzugsgebietes beträgt 57 km².

- Das Potentialgefälle zwischen dem höchst gelegenen Abbau (-276 mNHN) aus der PCB-Zeit und dem Niveau der Wasserhaltung -940 m NHN beträgt 664 m.
- Die gehobene Grubenwassermenge beträgt seit 1998 8 m³/min.
- Bezogen auf die Fläche sind dies **0,14 m³/km²/min**, also 4,6-mal mehr als im Teileinzugsgebiet Emscher Mulde West bezogen auf die gleiche Flächeneinheit. Dies liegt darin begründet, dass in dem südlichen Teileinzugsgebiet das Deckgebirge geringmächtiger ist und der erste Abbau oberflächennäher stattgefunden hat. Zudem ist die Größe des Teileinzugsgebietes erheblich kleiner.

13.2.1.4 Einzugsgebiet Wasserprovinz Haus Aden

Das Einzugsgebiet der Wasserprovinz Haus Aden wurde im Teil 1 des Gutachtens detailliert beschrieben. Es ist wie folgt gekennzeichnet:

- Die Größe des Teileinzugsgebietes beträgt 129 km².
- Das Potentialgefälle zwischen dem höchst gelegenen Abbau (-240 mNHN) aus der PCB-Zeit und dem Niveau der Wasserhaltung -960 m NHN beträgt 720 m.
- Die gehobene Grubenwassermenge beträgt seit 1995 22 m³/min aus dem Teileinzugsgebiet Victoriadam. Im Teileinzugsgebiet Ost ist das Grubenwasser noch im Anstieg begriffen.
- Bezogen auf die Fläche sind dies **0,17 m³/km²/min**.
- Der Grubenwasseranfall ist absolut und relativ gesehen hoch. Dies liegt darin begründet, dass beim sehr oberflächennahen Abbau im BW Kurl das Deckgebirge angeschnitten wurde und das Deckgebirge im Süden generell geringmächtiger ist.

13.2.2 Ergebnisse der 100 L-Wasserproben

Die Tab. 24 gibt eine Übersicht über alle vier bisher genommen 100 L-Wasserproben.

Tab. 24: Übersicht über die Ergebnisse der 100 L-Wasserproben aus den BW Haus Aden und BW Zollverein

Datum	18.02.16	30.08.17	13.11.17	14.11.17
Einzugsgebiet Teileinzugsgebiet	Victoriadam Haus Aden A	Victoriadam Haus Aden B	Zollverein Süd Zollvereinsleitung 2/12 (57 km ²)	Zollverein Emscher Mulde Stinnesleitung (196 km ²)
Potentialunter- schiede im Grubeng- ebäude	720 m		664 m	516 m
Grubenwasser- förderung	Seit ca. 1995 22 m ³ /min 0,17 m³/km²/min		Seit 1998 8 m ³ /min 0,14 m³/km²/min	Seit 2010 5,3 m ³ /min 0,03 m³/km²/min

Datum	18.02.16	30.08.17		13.11.17		14.11.17	
Probenaufbereitung	Filtration UCL Labor	Vor-Ort-Filtration					
Labor	LEK	LEK	UCL	LEK	UCL	LEK	UCL
Einheit	ng/L	ng/L	ng/L	ng/L	ng/L	ng/L	ng/L
PCB-28	0,167	2,392	1,59	9,75	1,8	1,07	<0,1
PCB-52	0,137	2,498	2,43	18,2	4,2	5,87	0,61
PCB-101	0,005	0,375	<0,1	0,73	<0,1	0,81	<0,1
PCB-138	0,004	0,373	<0,1	0,059	<0,1	0,075	<0,1
PCB-153	0,006	0,341	<0,1	0,086	<0,1	0,073	<0,1
PCB-180	<0,004	0,433	<0,1	< BG*	<0,1	< BG*	<0,1
Summe 6 DIN-Kongenere x Faktor 5	1,6	32,1	20,1	144,1	30	39,5	3,1
Filterrückstände µg/kg x Faktor 5	980		5.750		20.975		1.100
Kastenprobe LANUV*** x Faktor 5					188,5		

* 0,01 ng/L BG LEK; ** 0,1 ng/L BG UCL, ***27.07 bis 25.10.2017

13.2.2.1 Probenaufbereitung/Filtration

Die 100 L-Wasserproben für den Teil 2 des Gutachtens wurden jeweils vor Ort filtriert (Abb. 50). Es wurden abwechselnd den Filterwechselintervallen entsprechende Aliquote für die beiden Labore filtriert:

- Filterwechsel alle 12 bis 16 L.
- Filterpapier: Cellulosenitrat, Ø 100 mm, Porenweite 0,45 µm.
- Dauer für ein Aliquote: Haus Aden 16L/20min, ZV Stinnesdamm 16/10min, ZV Süd 12L/10min.
- Angelegter Überdruck bei der Filtration: Haus Aden 0,65 bar, ZV Stinnesdamm 1,6 bar, ZV Süd 1,0 bar.



Abb. 50: Vor-Ort Filtration Haus Aden am 30.08.2017

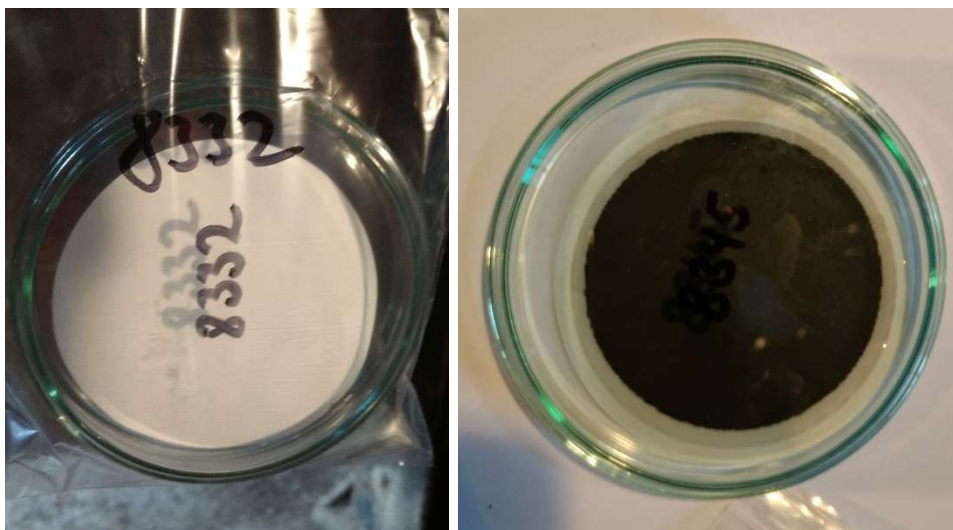


Abb. 51: Filter unbeladen (links) und nach ca. 12 L Wasserdurchsatz (rechts)

13.2.2.2 Validität der Laborergebnisse

Die Ergebnisse in Tab. 24 wurden bei den beiden Laboren UCL und LEK mehrfach überprüft und sind plausibel.

- Die mitgeführten Kontrollanalysen (Blanks) zeigen, dass es keine Kontaminationen mit PCB in den Laboren gegeben hat.
- Die aus den bisherigen Analysen berechneten, experimentell ermittelten und in der Literatur genannten K_d-Werte (Verhältnis der Konzentrationen im Feststoff und gelöst) stimmen überein (s. Teil 1). **Es wäre daher zukünftig auch zulässig, aus den bestimmten Größen (gelöst, Feststoffgehalte) die nicht gemessenen Parameter in ihrer Größenordnung abzuleiten.**

13.2.2.3 Anwendbarkeit des Faktor 5 zur Angabe der Gesamtgehalte gelöster PCB an PCB

Bei Untersuchungen auf PCB werden in der Regel die sechs Leitkongenere 28, 52, 101, 138, 153 und 180 (aus den insgesamt 209 Kongeneren) untersucht, die quantitativ die bedeutendsten Bestandteile industrieller PCB-Gemische darstellen und zugleich stellvertretend für unterschiedliche Chlorierungsgrade stehen. Um näherungsweise die Gesamtkonzentration einer Feststoffprobe zu bestimmen, wird die Summe der sechs Leitkongenere mit 5 multipliziert (häufig als „PCB-Gesamtgehalt nach LAGA“ bekannt). Dieser Faktor wurde empirisch bestimmt und beruht auf einem Mischungsverhältnis von Clophen A30 : A50 : A60 von 2 : 1 : 1 (Brank und Wentrup 1985). Der Faktor 5 stellt eine hinreichend genaue Näherung dar und wurde 1989 in nationales Recht übernommen (BMU 1989). Da es sich aber bei den PCB im Grubenwasser nicht (mehr) um reine technische Gemische handelt, ist die Verwendung des Faktor 5 zu hinterfragen.

- Die Analyse der Ionenspuren zeigt, dass die Wasserphase das Extraktionsmuster verändert: Die höheren Peaks des Clophen A30 (technisches Gemisch) tauchen bei den Analysen in den Grubenwässern nicht mehr bzw. nur stark reduziert auf Abb. 52 (PCB 28) und Abb. 53 (PCB 52).
- Die Verwendung des Faktor 5 ist bei technischen Gemischen sinnvoll bei denen keine Veränderung durch die Wasserphase erfolgt ist, aber in den Beispielen in Abb. 52 (PCB 28) und Abb. 53 (PCB 52) würde der Faktor 5 zu einer Unterschätzung bzw. zu einer Überschätzung führen.
- **Für zukünftige Analysen und Vergleiche der gelösten PCB wäre es eindeutiger, die Gesamtfläche der einzelnen Ionenspuren anzugeben (und auch die Ionenspuren zu dokumentieren).**
- Bei der Analyse im Feststoff ist die Angabe des Faktor 5 nach wie vor sinnvoll.

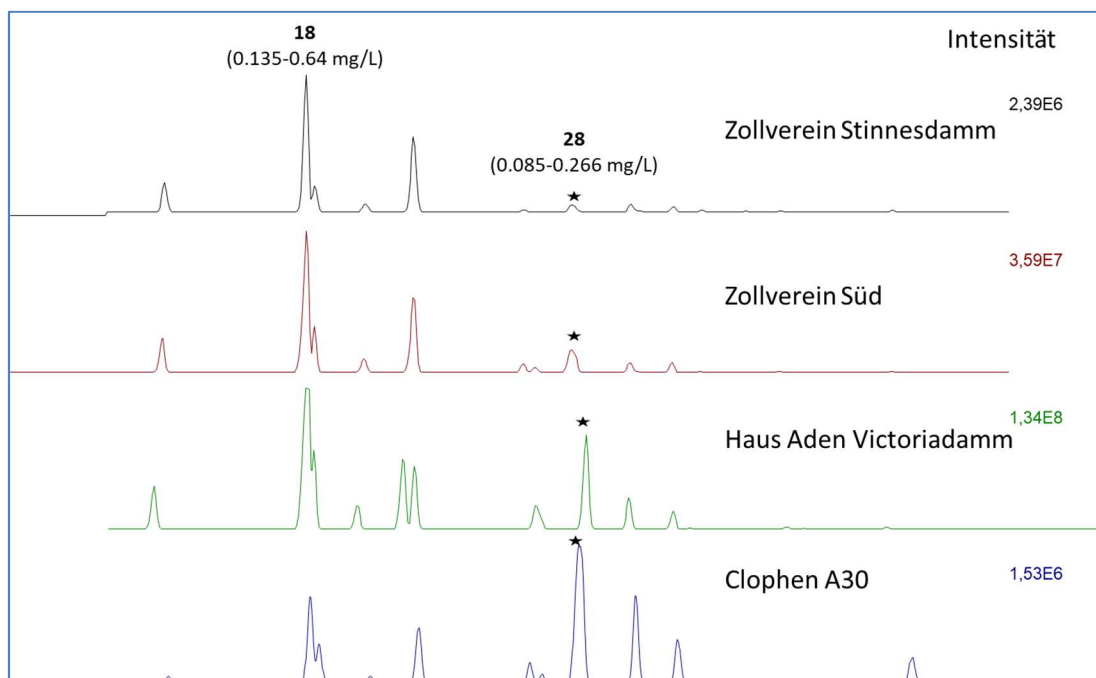


Abb. 52: Ionenspur 258 – PCB 28

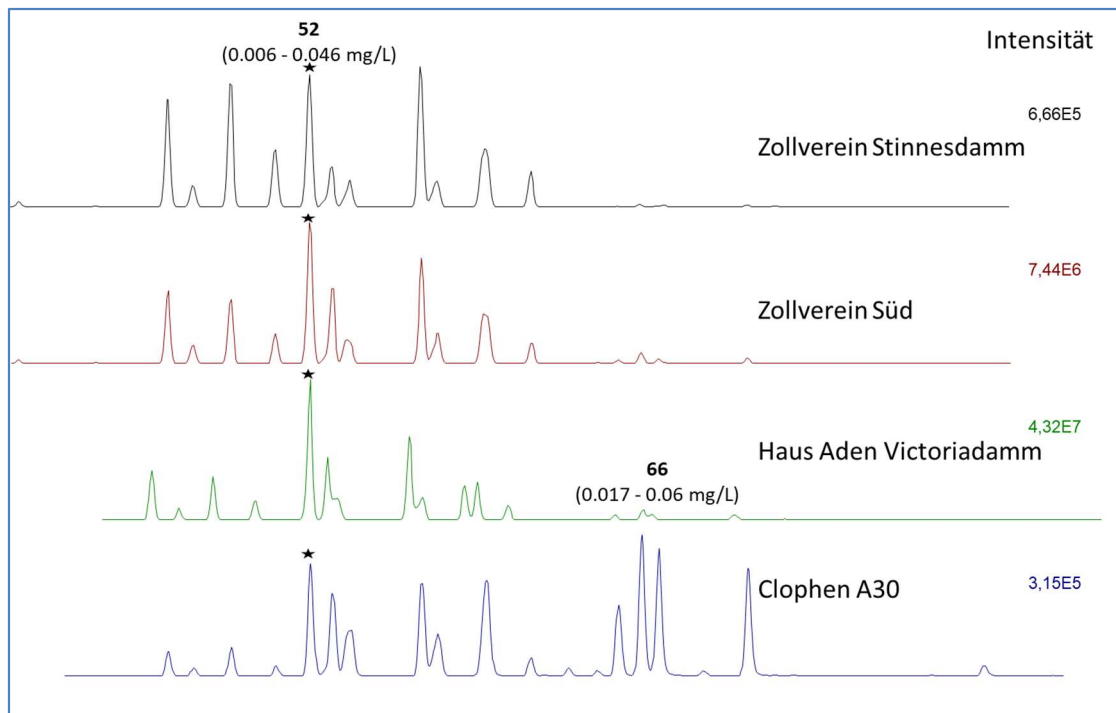


Abb. 53: Ionenspur 292 – PCB 52

13.2.2.4 Erläuterung der Ergebnisse

13.2.2.5 Unterschiede durch unterschiedliche Probenbehandlung

Generell sind die Gehalte an gelösten PCB bei der Vor-Ort-Filtration höher als bei der späteren Filtration im Labor (wie bei der Probe A). Es ist denkbar, dass sich durch direkte Ausfällungen bereits bei der Probenahme (die auch beobachtet werden) und eine Filtration erst 24 h nach der Probenahme wie bei der Probe A die „gelösten“ Gehalte an PCB verringern.

Da dies nicht geklärt ist, halten die Gutachter die Ergebnisse Haus Aden A und Haus Aden B auf Grund der unterschiedlichen Probenbehandlung für nicht miteinander vergleichbar.

Der hohe Gehalt an PCB im Filtrerrückstand bei Zollverein Süd ist möglicherweise darauf zurückzuführen, dass

- es durch die Filtration selbst zu einer Anreicherung von PCB in den Filtrerrückständen kommen kann.
- durch die Filtration auch sehr viel mehr feines Material als Filtrerrückstand zurückgehalten wird, als bei den Schwebstoffsammelkästen. Das feinere Material ist in der Regel höher mit PCB belastet.

Bei zukünftigen Filtrerrückständen sollte eine Korngrößenanalyse versucht werden.

13.2.2.6 Unterschiede zwischen den Laboren LEK und UCL

Bei der Probe Haus Aden B stimmen die Ergebnisse beider Labore mehr oder weniger überein (PCB-Gehalte gelöst). Beim LEK wurden etwas höhere Konzentrationen festgestellt (Faktor 1,6).

Bei den Proben Emschermulde Süd (Zollvereinsleitung) und Emschermulde West (Stinnesleitung) sind die Nachweise durch das LEK ebenfalls höher als bei UCL, allerdings hier um den Faktor 3,6 bzw. 9,7. Für diese Unterschiede gibt es derzeit keine Erklärung.

- Grundsätzlich treten im Bereich der Ultraspurenanalytik unvermeidbare Unterschiede zwischen verschiedenen Laboren auf. Dies ist auch vor dem Hintergrund zu sehen, dass es sich beim Labor des LEK um das Forschungslabor einer Hochschule und beim UCL um ein akkreditiertes Labor nach DIN EN ISO/IEC 17025:2005 handelt.
- Die Gutachter sind der Auffassung, dass eine grundsätzliche Übereinstimmung zwischen den Ergebnissen der beiden Labore, trotz der Unterschiede in den absoluten Werten, besteht.

13.2.2.7 Unterschiede zwischen dem Langzeitmonitoring des LANUV über Schwebstoffsammelkästen und den 100 L-Proben

Der Vergleich mit den Kd-Werten und auch den Filtrerrückständen zeigt, dass nachweislich in der ersten Einzelprobe Emschermulde Süd vom 14.11.2017, das Grubenwasser eine deutlich höhere PCB-Konzentration (gelöst und partikulär gebunden) als die übrigen 100 L-Proben aufwies.

Es kann mit der ersten Stichprobe nicht geklärt werden, ob dies ein singuläres Ereignis war oder eine dauerhaft hohe Belastung ist. Hierzu sind im Rahmen des Monitorings weitere Untersuchungen erforderlich (s. unten).

Im Langzeitmonitoring des LANUV über die Schwebstoffsammelkästen sind bisher keine auffallend höheren Gehalte dokumentiert. Es liegt eine Analyse aus dem Schwebstoffsammelkasten Zollvereinsleitung (2/12) zwischen dem 27.07. – 25.10.2017 vor (188,5 µg/kg: incl. Faktor 5). Während der 100 L-Probenahme waren die Schwebstoffsammelkästen an Zollverein wegen Defekten an der Entnahme nicht in Betrieb. Für dauerhaft erhöhte Gehalte gibt es derzeit kein Erklärungsmodell.

- Für erhöhte singuläre Gehalte kann es mehrere Gründe geben, die jedoch wahrscheinlich nicht zweifelsfrei aufzuklären sind:
 - Das Einzugsgebiet Zollverein Süd ist dadurch charakterisiert, dass hier - im Vergleich zum Einzugsgebiet Emscher Mulde West – fast 5-mal mehr Wasser pro Flächeneinheit aus dem Deckgebirge die noch nicht gefluteten Abbaue aus der PCB-Zeit durchströmt. Dies kann auch – z. B. bei Starkregen, Wassereinbrüchen etc. zu einer singulär höheren PCB-Fracht führen.
 - In den gefluteten Grubengebäuden und vor allem in Grubengebäuden, die in Flutung begriffen sind, können durch singuläre Ereignissen abgelagerte Schlämme aufgewirbelt werden (herabfallende Steine, Grubenausbaue, Bewegungen in den Grubenbauen etc.). Diese aufgewirbelten Partikel bewegen sich als Partikelwolke durch das Grubengebäude zur Wasserhaltung und werden aufgrund der geringen Korngrößen auch nicht mehr sedimentiert. Falls es sich um Partikel aus höher belasteten Bereichen handelt, ist auch

eine solche Grubenwasserprobe zeitweise höher belastet. Aufgrund des strömenden Grubenwassers ist die Zeit dann nicht ausreichend, damit sich die Konzentrationen (gelöst und partikulär gebunden) über Adsorption an die feinverteilten Kohlen wieder verringern (Wirkung als „Flächenfilter“).

14 EMPFEHLUNGEN ZUM WEITEREN VORGEHEN UND ZUM MONITORING

14.1 Anorganische Schadstoffe

Die folgenden Aussagen beziehen sich auf die gefährlichen Abfall- und Reststoffe, die nach dem Prinzip vollständiger Einschluss (BHV) als auch für die Abfälle, die gemäß dem Prinzip der Immissionsneutralität verbracht wurden.

14.1.1 Handlungsbedarf

Es ist kein Handlungsbedarf zur Risikominimierung erkennbar.

14.1.2 Monitoring

Die Aussagen zum Monitoring des Grubenwassers aus Teil 1 sind nach wie vor gültig: Das bestehende Monitoring der Grubenwässer ist ausreichend.

14.1.2.1 Lotungsschächte beim BW Hugo Consolidation

In dem begleitenden AK wurden die Möglichkeiten der Probenahme von Grubenwasser thematisiert. Hierzu ist – nach Aussage der RAG – folgendes bekannt:

In der Abb. 54 sind die Lotungsschächte im Bereich des BW Hugo Consolidation dargestellt, in denen prinzipiell eine Lotung der Wasserstände möglich ist. Der Ausbau der Schächte mit Lotleitungen zur Überwachung des Grubenwasserniveaus (DN 100-DN 300) erfolgte bei der Verfüllung. Gegebenenfalls kann in den Lotungsschächten auch eine Schöpfprobe durchgeführt werden.

In der Nähe der Bruchhohlraumverfüllung sind dies die Lotungsschächte EMU 2 und Consol 6. Allerdings ist der Schacht EMU 2 verstopft. In 2010 wurde vergeblich versucht, den Schacht mit einem Bohrgerät wieder zu öffnen. Eine Kamerabefahrung zeigt noch weitere Hindernisse.

Im Schacht Consol 6 hat sich die Messsonde verklemmt. Ein Bergeversuch Ende 2017 ist gescheitert. In 2018 soll ein neuer Versuch zur Öffnung des Schachtes durchgeführt werden. Es besteht allerdings das Risiko, dass der Lotdraht abreißt und die Messstelle dann dauerhaft blockiert ist.

Eine Probenahme ist ggf. in Schacht Ewald 6 möglich. Allerdings liegt der Schacht nicht im „Abstrom“ des BW Consolidation.

Generell ist die Aussagekraft von Schöpfproben begrenzt:

- Eine Freisetzung von Blei erfolgt erst in ca. 3.800 Jahren (Gutachten Teil 1, ahu 2017). Ein „Monitoring“ der BHV kann somit nicht erfolgen.
- Schöpfproben aus einer Steigleitung sind nicht repräsentativ für das Grubenwasser, da kein relevantes Wasservolumen abgepumpt werden kann.

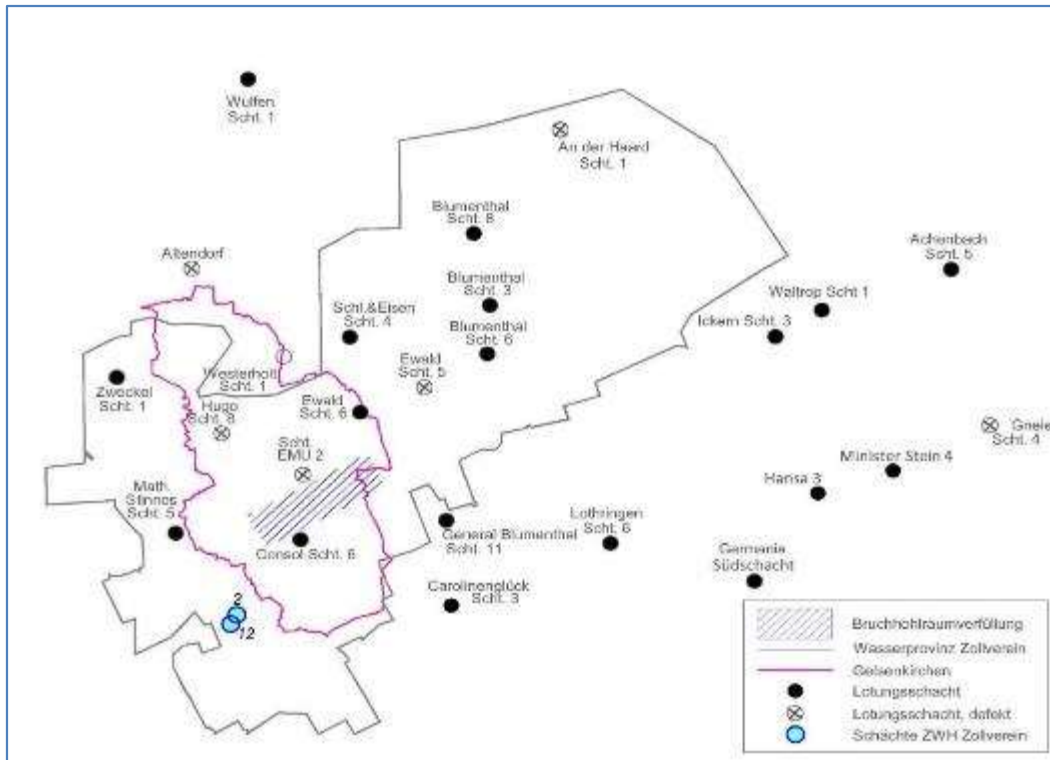


Abb. 54: Überblick über die Lotungsschächte (Quelle: RAG 2018)

14.2 PCB

14.2.1 Handlungsbedarf

Die Aussagen aus Teil 1 sind nach wie vor gültig: Es wird empfohlen, einen optimierten Grubenwasserstand (höher als von ca. -600 mNHN) zu prüfen, da durch höhere Grubenwasserstände die PCB-Frachten über das Grubenwasser generell und langfristig minimiert werden können.

14.2.2 Monitoring

Für das Monitoring im Rahmen der Genehmigung und Überwachung der Grubenwasserereinigungen im Hinblick auf die Einhaltung der Umweltqualitätsnormen für PCB in den Gewässern haben sich derzeit die Schwebstoffsammelkästen als sinnvolle Methode gezeigt, um über einen Messzeitraum Aussagen zu erhalten.

Die 10-L-Probenahme hingegen ist nicht geeignet, da bei dieser Probenahmemenge die Schwierigkeit darin besteht, bei den sehr geringen Schwebstoffgehalten (1-2 mg/L Schweb in stillgelegten BW) eine ausreichende Menge an repräsentativem Schweb zu sammeln. Das Einsatzgebiet der 10-L-Probenahme beschränkt sich daher auf untertägige Probenahmen, wo wegen der Anforderungen des Brand- und Explosionsschutzes andere Verfahren nicht anwendbar sind, bzw. auf orientierende Untersuchungen zur Aufklärung spezieller Sachverhalte (s. u.).

Die durchgeführten 100 L-Wasserproben sind sehr aufwändig und nicht für ein Routine-Monitoring der Grubenwassereinleitung geeignet. Sie haben aber die Bedeutung des gelösten Anteils und die Abhängigkeit des Nachweises von Stoffausfällungen (wie z. B. eine Filtration) gezeigt. Ebenso konnte eine quasi-Gleichgewichtseinstellung zwischen gelösten und partikulär-gebundenen PCB bestätigt werden. Anhand dieser Beziehung kann zukünftig der gelöste Anteil abgeschätzt werden.

Für die Genehmigung und Überwachung der Grubenwassereinleitung sind die Umweltqualitätsnormen relevant. Diese zu bewerten ist nicht Aufgabe des Gutachtens.

Für die umweltpolitische Bewertung der Grubenwassereinleitung ist auch die Fracht von Bedeutung (gelöst und partikulär gebunden). Weitere 100 L-Proben zur Bestimmung der Fracht sind zum derzeitigen Kenntnisstand nicht erforderlich.

Auch wenn die komplexen Zusammenhänge zwischen PCB-Gehalten gelöst und partikulär gebunden und den verschiedenen Formen der Probenahme und Probenaufbereitung nicht abschließend geklärt sind, ist es sinnvoll, sich auf eine praktikable Vorgehensweise zu verständigen um zwei Ziele zu erreichen:

1. Vergleichbarkeit mit den bisherigen Monitoringergebnissen
2. Erfassen möglicher zeitlich singulärer Belastungen, die nicht mit den Schwebstoffsammelkästen erfasst werden können (z.B. 13.11.2017 Zollvereinsleitung)

Hierfür schlagen die Gutachter in Zollverein parallel zu den Untersuchungen mit den Schwebstoffsammelkästen vor:

- Bestimmung der Fracht über **Gesamtextraktion** (z.B. Dichlormethan) aus einer übertägig gewonnenen Probe **ohne vorherige Filtration**. Dies kann zunächst eine 10 L Probe sein. Ggf. sind bei sehr geringen Schwebgehalten auch höhere Mengen erforderlich. Auf Grundlage der über die 100 L-Proben ermittelten mittleren K_d -Werte kann dann auch der gelöste Anteil größenordnungsmäßig abgeschätzt werden.
- Im Sinne der Kontinuität und Vergleichbarkeit der **bisherigen langjährigen Ergebnisse** sollten die bisherigen 10 L-Probenahmen mit dem Ziel der Bestimmung des partikulär gebundenen PCB weitergeführt (**d.h. nach Filtration im Labor**) werden.
- Eine sinnvolle Frequenz ist zunächst eine ca. 14-tägige Probenahme und Untersuchung bis bewertbare Ergebnisse vorliegen anhand derer ein längerfristiges Monitoring geplant werden kann.

Bei aussagekräftigen Ergebnissen können auch bei den geplanten Pilotversuchen zur Aufbereitung von Grubenwasser an den anderen Standorten Gesamtextraktionen (10 L-Proben) begleitend und ggf. zusätzlich untersucht werden, um die Vergleichbarkeit herstellen zu können.

Für die Monitoringmaßnahmen ist eine Dokumentation und digitale Archivierung und übergreifende Auswertung der Ionenspuren zusätzlich zu den erhaltenen Konzentrationen unbedingt zu empfehlen.

Die Aufklärung der Zusammenhänge zwischen PCB-Gehalten gelöst und partikulär gebunden und den verschiedenen Probenahmen und Probenaufbereitung ist sinnvoll. Dies sind jedoch Forschungsaufgaben und im Rahmen eines Routinemonitorings nicht leistbar.

Aachen, im September 2018