

Gutachten
zur Prüfung möglicher Umweltauswirkungen
des Einsatzes von Abfall- und Reststoffen
zur Bruchhohlraumverfüllung
in Steinkohlenbergwerken in Nordrhein-Westfalen

KURZFASSUNG

September 2018

Auftraggeber



Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes NRW
(MULNV)



Ministerium für Wirtschaft, Innovation, Digitalisierung und Energie des Landes NRW (MWIDE)

Auftragnehmer

ahu AG, Kirberichshofer Weg 6, 52066 Aachen
Bearbeiter: Dr. M. Denneborg, Dipl. Geol. F. Müller

in Zusammenarbeit mit:

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

delta h Ingenieurgesellschaft mbH
Parkweg 67, 58453 Witten
(Prof. Dr. C. König)

LEK Lehrstuhl für Geologie, Geochemie und Lagerstätten des Erdöls und der Kohle, RWTH
Aachen University
Lochnerstr. 4-20, 52056 Aachen
(Prof. Dr. J. Schwarzbauer)

LFH Lehr- und Forschungsgebiet Hydrogeologie, RWTH Aachen University
Lochnerstr. 4-20, 52056 Aachen
(Prof. Dr. T. Rüde)

IFM Lehrstuhl und Institut für Markscheidewesen, Bergschadenkunde und Geophysik im Bergbau,
RWTH Aachen University
Wüllnerstr. 2, 52062 Aachen
(Prof. Dr. A. Preuße)

INHALT

1	ANLASS UND AUFGABENSTELLUNG	1
2	BERGBAU UND HYDROGEOLOGIE	4
2.1	Ausgangszustand: Vor Beginn des tiefen Bergbaus	4
2.2	Aktiver Bergbau	4
2.3	Nachbergbau nahe Zukunft (ca. 100 Jahre und mehr)	5
2.4	Nachbergbau ferne Zukunft (>> 1.000 Jahre)	6
3	BRUCHHOHLRAUMVERFÜLLUNG 1989–2004	7
3.1	Um was geht es?	7
3.2	Risikoanalyse für die Bruchhohlraumverfüllung nach dem Prinzip des vollständigen Einschlusses	9
3.3	Ergebnisse	10
3.3.1	Gefährdungspotential	10
3.3.2	Freisetzungspotential	11
3.3.3	Ausbreitungspotential	12
3.3.4	Zusammenfassende Risikoeinschätzung BHV	12
4	PCB EINSATZ UNTER TAGE 1964–1986	13
4.1	Um was geht es?	13
4.2	Risikoanalyse PCB	13
4.3	Ergebnisse	13
4.3.1	Gefährdungspotential	13
4.3.2	Freisetzungspotential	14
4.3.3	Ausbreitungspotential	14
5	FAZIT	17
5.1	Kernfragen an das Gutachten	17
5.1.1	Frage 1: Wie sind die Grundannahmen, die Basis der damaligen Entscheidungen gewesen sind, heute fachlich zu bewerten?	17
5.1.2	Frage 2: Sind aktuell und künftig Gefährdungen insbesondere des Grund- und Oberflächenwassers im Einzugsbereich der Steinkohlenbergwerke zu befürchten? Welche Maßnahmen müssten ggf. ergriffen werden, um diesen zu begegnen?	19
5.1.3	Frage 3: Wie muss das Monitoring erweitert werden, um ggf. auftretende Gefährdungen frühzeitig zu erkennen?	19
5.2	Generelle Empfehlungen der Gutachter zum Grubenwasseranstieg	20
5.2.1	Optimierter Grubenwasserstand	20
5.2.2	Monitoringprozess	20

ABBILDUNGEN

Abb. 1:	Überblick über die Bergwerke im Ruhrgebiet, in denen gemäß den Prinzipien „vollständiger Einschluss“ und „Immissionsneutralität“ Reststoffe verbracht wurden	1
Abb. 2:	Gutachterkonsortium und Aufbau des Gutachtens	2
Abb. 3:	Schema der Bruchhohlraumverfüllung (BHV) im Alten Mann	7
Abb. 4:	Aufbau der Risikoanalyse	9
Abb. 5:	Hydrochemische Barriere und Freisetzung der Schwermetalle aus der BHV	11
Abb. 6:	Flächenverhältnis der gefluteten und nicht gefluteten Abbaue aus der PCB-Zeit und außerhalb der PCB-Zeit (Auswertung RAG)	16

TABELLEN

Tab. 1:	Überblick über Fragen und Methoden bei der Risikoanalyse	10
Tab. 2:	Abschätzung der Gefährdungspotentiale	10
Tab. 3:	Übersicht über die risikobegrenzenden Faktoren aus damaliger und heutiger Sicht	18

1 ANLASS UND AUFGABENSTELLUNG

Zwischen der Mitte der 1980er Jahre und dem Jahr 2006 wurden rund 1,6 Mio. Tonnen industrielle Abfälle untertägig in 11 Steinkohlenbergwerken (BW) des Ruhrgebietes eingebracht (Abb. 1). Da diese Abfälle unter Tage als „Versatz“ genutzt wurden, handelte es sich rechtlich nicht um eine Abfallbeseitigung, sondern um eine Verwertung. Die Abfälle wurden deshalb auch als Reststoffe bezeichnet. Bei 580.000 Tonnen handelte es sich um besonders überwachungsbedürftige Abfälle mit einem hohen Gefährdungspotential an Schwermetallen (im Wesentlichen Filterstäube aus der Hausmüllverbrennung). Die Schwermetalle machen ca. 2 % der Abfälle aus. Diese wurden in den drei BW Walsum, Haus Aden/Monopol und Hugo/Consolidation (Abb. 1) unter erhöhten Anforderungen an eine sichere Verbringung (sog. vollständiger Einschluss) eingebracht.

Die Abbildung 1 zeigt in einem Überblick die Bergwerke, in denen Reststoffe gemäß dem Prinzip der Immissionsneutralität (11 Bergwerke) und dem Prinzip des vollständigen Einschlusses (3 Bergwerke) eingebracht wurden.

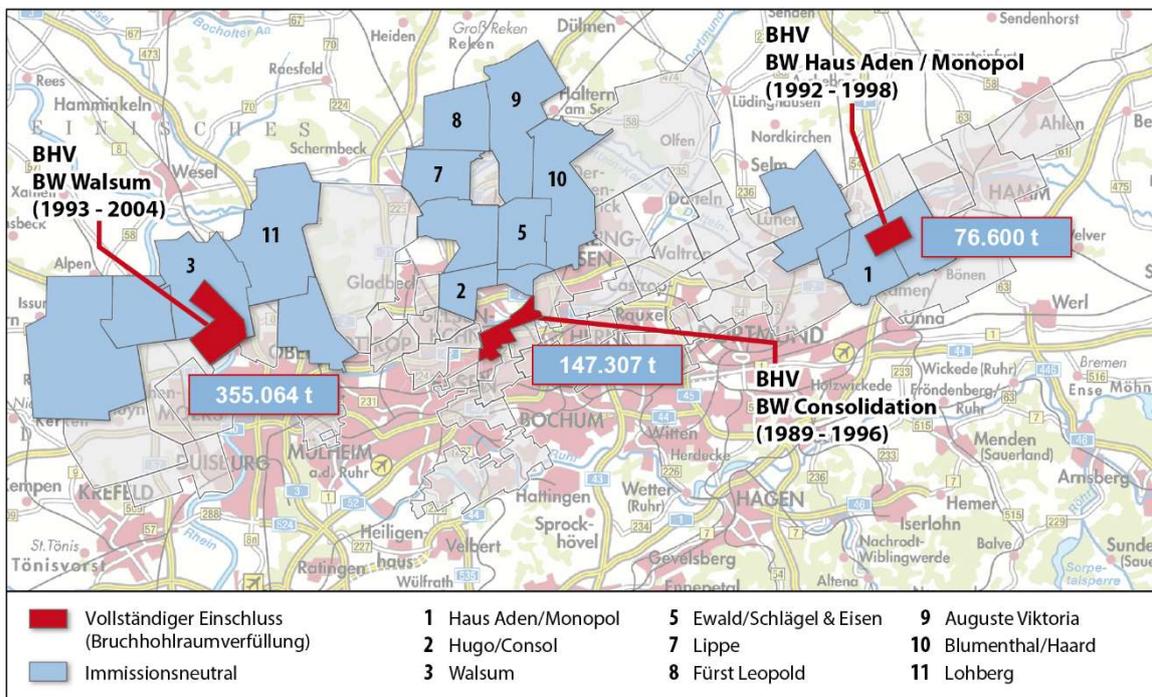


Abb. 1: Überblick über die Bergwerke im Ruhrgebiet, in denen gemäß den Prinzipien „vollständiger Einschluss“ und „Immissionsneutralität“ Reststoffe verbracht wurden (Darstellung der RAG, Ergänzung ahu AG)

Die Reststoffe wurden übertägig mit Wasser und Rückständen aus der Rauchgasreinigung zu einer pastösen Masse gemischt und dann über Leitungen direkt in den Bruchhohlraum verpresst, der hinter der Kohlenabbaufont entsteht (bergmännisch: Alter Mann). Dieser Vorgang der Bruchhohlraumverfüllung (BHV) wird als hydraulischer Nachversatz bezeichnet (Abb. 3). Die pastös verbrachten Reststoffe sind aufgrund ihrer stofflichen Eigenschaften zementartig ausgehärtet. Der Prozess des Versatzes der Reststoffe wurde durch zahlreiche Studien, Großversuche und Gutachten Ende der 1980er und zu Beginn der 1990er Jahre begleitet. Das Risiko, dass die Stoffe in einer fernen Zukunft

(> 100.000 Jahre) wieder in die Biosphäre gelangen, wurde in diesen Untersuchungen als sehr gering angesehen.

Im Zuge des anstehenden Grubenwasseranstiegs nach Beendigung des Bergbaus stellt sich erneut die Frage nach den Risiken einer Stofffreisetzung aus der BHV und der Ausbreitung im tiefen Grundwasser bis in die Biosphäre. Aus diesem Grund wurde im Juli 2015 vom MULNV und dem MWIDE ein Gutachterkonsortium unter Führung der ahu AG, Aachen mit umfangreichen Untersuchungen beauftragt. Das Gutachterkonsortium und seine Mitglieder sowie der Aufbau des Gutachtens sind in Abb. 2 dargestellt.

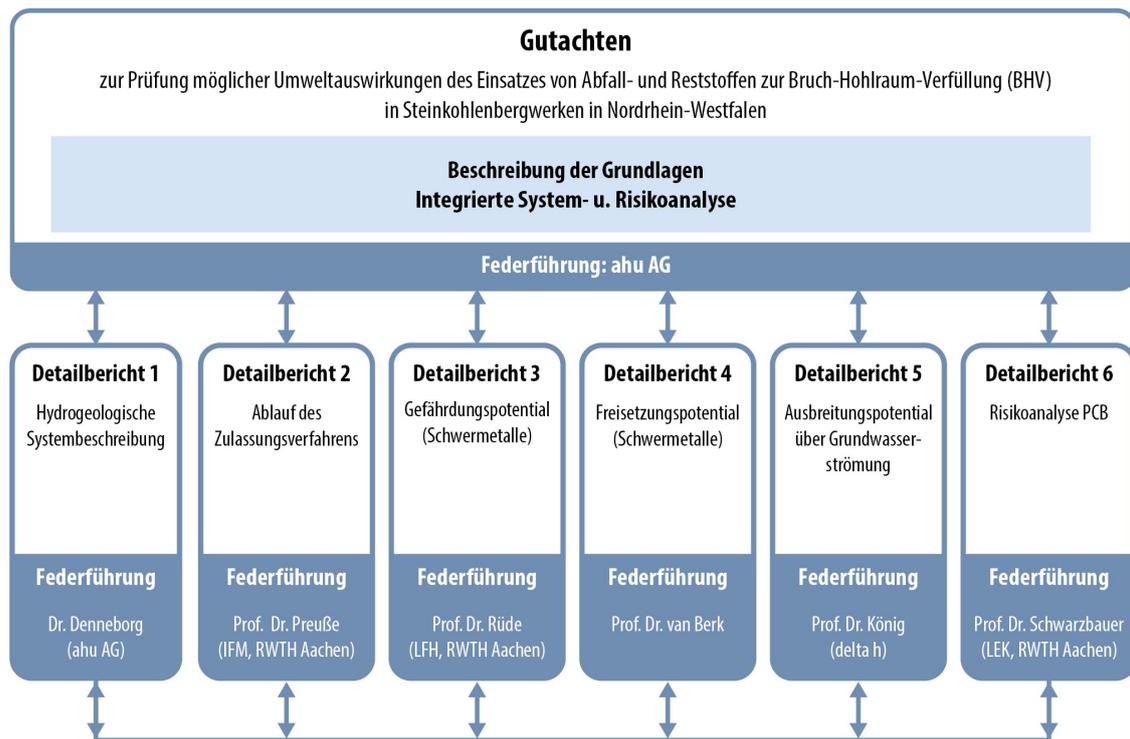


Abb. 2: Gutachterkonsortium und Aufbau des Gutachtens

In dem Gutachten sollten folgende Fragen beantwortet werden:

Frage 1: Wie sind die Grundannahmen, die Basis der damaligen Entscheidungen gewesen sind, heute fachlich zu bewerten?

Frage 2: Sind aktuell und künftig Gefährdungen insbesondere des Grund- und Oberflächenwassers im Einzugsbereich der Steinkohlenbergwerke zu befürchten? Welche Maßnahmen müssten ggf. ergriffen werden, um diesen zu begegnen?

Frage 3: Wie muss das Monitoring (Überwachung) erweitert werden, um ggf. auftretende Gefährdungen frühzeitig zu erkennen?

Vor Beginn der Gutachtenbeauftragung rückte neben der BHV auch die Fragestellung einer Gefährdung durch polychlorierte Biphenyle (PCB) bei einem Grubenwasseranstieg in den Fokus. PCB wurden in den BW zwischen 1964 und 1986 zur Verhinderung von Grubenbränden (als nicht brennbare Hydrauliköle) eingesetzt. Der Gutachterauftrag zu den zentralen Fragen 2 und 3 wurde daraufhin um die PCB-Problematik erweitert.

Das Gutachten wurde auftragsgemäß in zwei Teilen bearbeitet. Beide Teile des Gutachtens bestehen jeweils aus einem für sich allein verständlichen Gutachten mit jeweils sechs weiterführenden Detailberichten (Abb. 2).

Die Bearbeitung der Gutachten wurde durch einen projektbegleitenden Arbeitskreis¹ unter Beteiligung aller relevanten Akteure unterstützt.

In Teil 1 des Gutachtens (April 2017) wurden

- die Grundlagen der Risikoanalyse für die Bewertung der Bruchhohlraumverfüllung (Gefährdungspotential – Freisetzung – Ausbreitung) entwickelt,
- die Bruchhohlraumverfüllung im vollständigen Einschluss im BW Haus Aden/Monopol bewertet,
- die Grundlagen der Risikoanalyse für die Bewertung der PCB entwickelt und für alle BW grundsätzlich bewertet (Wirkungszusammenhänge zwischen Grubenwasseranstieg und Freisetzung der PCB),
- die Grundannahmen, die damals Basis der Entscheidungen waren, aus heutiger Sicht bewertet.

In Teil 2 des Gutachtens (September 2018) wurden

- die Risikoanalyse zur Bruchhohlraumverfüllung um die Aspekte „Sorption“ und „Ausbreitung in einer fernen Zukunft“ erweitert,
- die Bruchhohlraumverfüllung im vollständigen Einschluss in den BW Walsum und Hugo/Consolidation bewertet,
- die Verbringung der weniger gefährlichen Rückstände (Aschen aus der Kohlenverbrennung) bewertet (sog. Immissionsneutralität),
- weitere Untersuchungen auf PCB unter Tage und im Grubenwasser durchgeführt,
- die drei aufgezeigten Wirkungszusammenhänge zwischen PCB-Austrag und Grubenwasseranstieg anhand weiterer Daten überprüft.

¹ Organisationen und Einzelmitglieder des AK waren (in alphabetischer Reihenfolge): AWWR, BR Arnsberg, BR Düsseldorf, BR Münster, BUND, Prof. Carls, Dr. Friedrich, EG/LV, GD NRW, Gelsenwasser AG, Kreis Unna, LANUV, LVBB, MKUNLV, Mitglieder des Konsortiums, MWEIMH, RAG, Stadt Duisburg, Stadt Gelsenkirchen.

2 BERGBAU UND HYDROGEOLOGIE

Der Abbau der Steinkohlen im Ruhrgebiet erfolgte aus den kohlenflözführenden Schichten des Karbon (Grundgebirge) bis in 1.340 m Tiefe (7. Sohle im BW Prosper Haniel, Bottrop). Hierbei handelt es sich um Wechselfolgen aus Tonsteinen, Grauwacken und Sandsteinen mit zwischengelagerten Kohlenflözen. Im Ausgangszustand, also ohne Auflockerung durch den Bergbau, haben die Tonsteine und Grauwacken eine geringe Wasserdurchlässigkeit, die mit zunehmender Tiefe und steigendem Überlagerungsdruck weiter abnimmt. Mit zunehmender Tiefe wird das Grundwasser (und damit auch das gefördertete Grubenwasser) extrem salzhaltig. Der Salzgehalt des tiefen Grundwassers ist bis zu sechsmal höher als der von Meerwasser und erreicht bis zu 180 g/L.

Die kohlenführenden Schichten treten an der Ruhr offen zu Tage. Hier lag auch der Ursprung des Kohlenbergbaus im Ruhrrevier. Nach Norden in Richtung Münsterland fallen die kohlenführenden Schichten immer tiefer ein und werden keilförmig von einem zunehmend mächtigen Deckgebirge überdeckt.

Das Deckgebirge erreicht bei Hamm bereits Mächtigkeiten von ca. 400 m und nimmt bis zu den nördlichsten Abbaubereichen auf ca. 590 m Mächtigkeit zu. Das Deckgebirge besteht überwiegend aus gering wasserdurchlässigen Schichten (Emscher Mergel), die vielfach einen vom Bergbau weitestgehend unbeeinflussten Wasserhaushalt haben. In Richtung Westen wird das Deckgebirge geringmächtiger und wird aus einer Wechsellagerung aus Feinsanden, Tonen und Mergeln aufgebaut. Neben dem geringmächtiger werdenden Emscher Mergel treten weitere Grundwasserstauer auf. In den Flussauen von Rhein, Emscher und Lippe wird das Deckgebirge von höher wasserdurchlässigen quartären Sedimenten (Sande und Kiese) überlagert.

Für die Bewertung der Risiken durch die Bruchhohlraumverfüllung und durch den Austrag von PCB ist die Kenntnis und Analyse der z.T. komplexen hydrogeologischen und hydraulischen Systemzusammenhänge im Untergrund unerlässlich. Vereinfacht lassen sich vier Zustände unterscheiden, die nachfolgend erläutert werden.

2.1 Ausgangszustand: Vor Beginn des tiefen Bergbaus

Vor dem tiefen Bergbau und der damit verbundenen Grubenwasserhaltung beschränkte sich das regionale Wasserfließsystem im östlichen Ruhrgebiet im Wesentlichen auf die oberflächennahen Zirkulationssysteme, bestehend aus Niederschlag, Zwischenspeicherung im Boden und Abfluss in Oberflächengewässern. Mit zunehmender Tiefe nahm der Salzgehalt sehr stark zu. Die tiefen und sehr salzigen (salinaren) Grundwässer waren in diese oberflächennahen Fließsystemen nur sehr eingeschränkt eingebunden, so dass sich im tiefen Untergrund eine stabile Dichteschichtung eingestellt hatte. Lediglich an der sog. Salzinie/Hellweg (z.B. Bad Sassendorf, Bad Westernkotten, Bad Salzkotten) traten salzhaltige Tiefenwässer zu Tage. Sie waren jedoch gegenüber den Ausgangskonzentrationen stark durch das oberflächennahe Süßwasser verdünnt. Im westlichen Ruhrgebiet und linksrheinisch gab es ebenfalls eine tiefe saline Dichteschichtung. Allerdings fehlten saline Quellaustritte.

2.2 Aktiver Bergbau

Durch den Bergbau erfolgte eine Auflockerung des Grundgebirges im Bereich der abgebauten Kohlenflöze und Schächte und eine aktive Wasserhaltung. Der Abbau auf ca. 4.200 km² ist durch die Ruhrkohle AG (RAG) dokumentiert. Da ungefähr 5 % der Abbauflächen offene Strecken waren, beläuft sich das (ehemals) offene Streckennetz bei einer durchschnittlichen Breite von 5 m auf ca. 42.000 km Strecken. Auch wenn viele Strecken mittlerweile wieder verstürzt sind, sind die Strecken

wahrscheinlich auch heute noch gegenüber dem aufgelockerten Grundgebirge wesentlich wasser-durchlässiger. Im Gutachten wird dies als **Röhrensystem** bezeichnet, das die Fließwege und Fließrichtungen für lange Zeit (mehrere hundert Jahre) maßgeblich bestimmen wird. Gemäß Grubenwasserkonzept der RAG haben einzelne Strecken als Fließwege eine besondere Bedeutung für den untertägigen Durchfluss der Grubenwässer, so dass diese Strecken gesondert ausgebaut und gesichert werden.

Die ehemaligen Abbaufelder der Kohlen und die Abbaubegleitstrecken werden als Alter Mann bezeichnet. Das sind die Bereiche, die nach dem Vorrücken der Schilde oder der Entfernung des Ausbaus sehr schnell zusammenbrechen und von der Gebirgslast komprimiert werden (Abb. 3). In Untersuchungen wurde mehrfach gezeigt, dass die Durchlässigkeit im Alten Mann schon nach kurzer Zeit fast wieder so gering ist wie im Ausgangszustand des Gebirges. Das Röhrensystem – und vor allem die ausgebauten Abschnitte – haben gegenüber dem Alten Mann eine deutlich höhere Durchlässigkeit.

Das tiefe, saline Grundwasser sammelte sich an den Tiefpunkten der Strecken und der BW im sog. Pumpensumpf und wurde zusammen mit den großen Mengen Brauchwasser (für Staubbekämpfung, Kühlung, etc.) über Tage gefördert und letztlich über Ruhr, Emscher und Lippe in den Rhein abgeleitet. Das Brauchwasser, in der Regel ursprüngliches Trinkwasser, machte bis zu 75 % des gehobenen Grubenwassers aus.

Diese weitreichende Entwässerung in den abgebauten Bereichen, die von einigen Metern bis Zehner-Metern rund um die Strecken ins Gebirge reicht, führte zusammen mit der Bewitterung zu einem Austrocknen des Gebirges.

Beim Abteufen der Schächte durch das Deckgebirge oder wenn der Bergbau zu nahe an das Deckgebirge reichte, kam es früher immer wieder zu größeren Wassereintrüben. Bergwerke mit einem deckgebirgsnahen Abbau wie das BW Haus Aden/Monopol (Einzugsgebiet Victoriadam) und das BW Zollverein (Einzugsgebiet Zollverein Süd) verzeichnen auch noch heute erhebliche Zuströme von Grundwasser aus dem Deckgebirge. Die zu hebenden Grubenwassermengen sind deshalb dort um ein Vielfaches höher als die Grubenwassermengen aus Bergwerken mit einem mächtigeren Deckgebirge und einem großen Sicherheitsabstand der Abbaue zum Deckgebirge wie bei den weiter nördlich liegenden Bergwerken.

Die Tiefenentwässerung und der dadurch ausgelöste Zustrom großer Mengen oberflächennahen Grundwassers führte letztlich auch über die Druckentlastung in höheren Tiefengrundwasserleitern (wie dem Turon) zur Verminderung des Grundwasserdargebots und zu grundwasserfreien Bereichen im Deckgebirge; dies verschob auch die Salzzlinie um ca. 1 km nach Norden.

2.3 Nachbergbau nahe Zukunft (ca. 100 Jahre und mehr)

Falls es im Rahmen der Bergbauplanung möglich war, erfolgte in abgeworfenen Abbaufeldern und stillgelegten Bergwerken ein Grubenwasseranstieg. Dies war dann möglich, wenn diese Bergwerke oder Bergwerksteile von den aktiven Bergwerken hydraulisch über Dämme abgetrennt werden konnten. So stehen in der Wasserprovinz Haus Aden in den BW Kurl, BW Gneisenau, BW Scharnhorst und BW Königsborn seit Jahren bis Jahrzehnten die Grubenwässer im Deckgebirge an.

Bei einem Grubenwasseranstieg erfolgt zunächst innerhalb von Tagen die Füllung der offenen Strecken. Die (Wieder-)Wassersättigung des entwässerten Gebirges bedarf einiger Jahre bis Jahrzehnte.

Solange eine Grubenwasserhaltung an mehreren Punkten erfolgt, herrschen in den durchflossenen Röhren auf die Wasserhaltung hin noch höhere Strömungsgeschwindigkeiten. Dies führt zu Erosion und höheren Gehalten an Schwebstoffen im Grubenwasser.

Eine stabile Dichteschichtung aufgrund der hohen Salzgehalte kann sich nicht einstellen: das Einhalten eines bestimmten Niveaus (-600 m NHN nach dem aktuellen Grubenwasserkonzept) führt zu einem kontinuierlichen kaskadenartigen Wasserzustrom aus dem Deckgebirge und zu hebenden Grubenwassermengen von mehreren Zehner-Millionen Kubikmetern pro Jahr im Ruhrrevier.

2.4 Nachbergbau ferne Zukunft (>> 1.000 Jahre)

In einer fernen Zukunft ist nicht mehr davon auszugehen, dass es noch ein zusammenhängendes hydraulisch wirksames, offenes Röhrensystem gibt. Auch ist nur schwer vorstellbar, dass dann noch großflächig Grubenwasser mehrere hundert Meter unter der Geländeoberfläche gehalten wird.

In diesem Fall wird das Grundwasserfließsystem sich wieder langsam dem Ausgangszustand annähern (Abschn. 2.1). Dies bedeutet, dass sich im Gebirge wieder eine Dichteschichtung einstellen und sich langfristig auch die Salzlinie wieder nach Süden verschieben wird. Die großräumigen Druckverteilungen im Grundwasser legen auch nahe, dass es zu sehr langsamen Fließvorgängen aus der Tiefe der ehemaligen Bergwerke in Richtung Vorfluter (Lippe) kommen kann (ca. 800.000 Jahre). Allerdings werden die Mengen aufgrund der geringen Durchlässigkeiten des Grund- und Deckgebirges sehr klein sein.

3 BRUCHHOHLRAUMVERFÜLLUNG 1989–2004

3.1 Um was geht es?

Das Verfahren der Bruchhohlraumverfüllung wurde über einen Zeitraum von Anfang bis Ende der 1980er Jahre entwickelt. Hierfür gab es im Wesentlichen folgende Gründe:

- Für den Bergbautreibenden war es zunächst von Interesse, bergbaueigene Abfälle unter Tage zu verbringen. Mit den technischen Fortschritten in der Aufbereitung (Kohlenwäsche) entstanden große Mengen an feinkörnigen, nur schwer zu entwässernden und oft nicht standfesten Schlämmen (sog. Feinberge), die nicht ohne Weiteres aufgehaldet werden konnten.
- Zunehmend wurde nach Möglichkeiten gesucht, auch bergbaufremde Abfälle bei der Bruchhohlraumverfüllung zu verwerten. In einer groß angelegten Machbarkeitsstudie² wurden hierfür Techniken der Bruchhohlraumverfüllung entwickelt und geeignete Stoffe und Randbedingungen untersucht.
- Generell wurde als ein Ziel der Untertageverbringung auch die „Schonung“ überstädtiger Deponie- bzw. Entsorgungskapazitäten genannt.

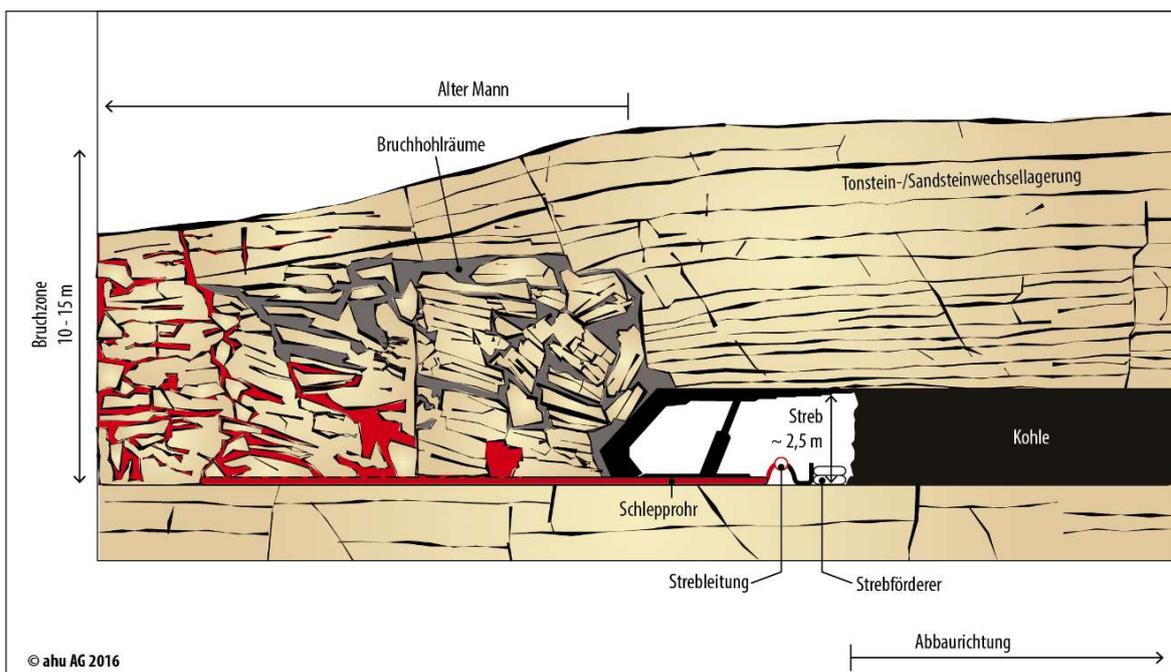


Abb. 3: Schema der Bruchhohlraumverfüllung (BHV) im Alten Mann

In den untertägigen Großversuchen stellte sich schnell der hydraulische Nachversatz als ein vielversprechendes Verfahren zur Bruchhohlraumverfüllung heraus. Hierbei wurden die Reststoffe über Tage mit Wasser und Zusatzstoffen zu einer pastösen Masse angemischt und über Rohrleitungen

² JÄGER et al. 1990: Studie zur Eignung von Steinkohlenbergwerken im rechtsrheinischen Ruhrkohlenbezirk zur Untertageverbringung von Abfall und Reststoffen (Machbarkeitsstudie); im Auftrag des Landesamtes für Wasser und Abfall NRW, Düsseldorf.

unter Tage und über Schlepprohre in die Hohlräume im noch lockeren Bruchhaufwerk der ausgekohlten Bereiche (Alter Mann) verbracht (Abb. 3).

Aufgrund der Gefährlichkeit der Reststoffe, vor allem aufgrund der Höhe der Schwermetallgehalte, wurden zwei Prinzipien der untertägigen Verbringung unterschieden:

Verbringen gemäß dem Prinzip der Immissionsneutralität

Bei den Flugaschen und -stäuben aus kohlengefeuerten Kraftwerken bestand 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.

Diese Annahme wurde im Gutachten Teil 2 bestätigt, so dass für diese immissionsneutralen verbrachten Reststoffe keine dezidierte Risikoanalyse wie für die Bergwerke mit Reststoffen im vollständigen Einschluss durchgeführt wurde (Abb. 4).

Verbringen gemäß dem Prinzip des vollständigen Einschlusses

Das Prinzip des „vollständigen Einschlusses“ wird in LAB (1996)³ 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.“* Für diese Reststoffe wurde im vorliegenden Gutachten eine detaillierte Risikoanalyse durchgeführt (Abb. 4).

Die Abb. 1 (s.o.) zeigt in einem Überblick die Bergwerke, in denen Reststoffe gemäß dem Prinzip der Immissionsneutralität (11 Bergwerke) und dem Prinzip des vollständigen Einschlusses (3 Bergwerke) eingebracht wurden.

Zulassungsverfahren

Die Bruchhohlraumverfüllung (vollständiger Einschluss) auf den drei Bergwerken Walsum, Hugo/Consolidation und Haus Aden/Monopol wurde durch drei Arbeitskreise begleitet. Hier wurden die Sachstandsberichte, Erfahrungen und technischen Weiterentwicklungen diskutiert und abgestimmt. Die Begleitung durch die Arbeitskreise ist im Gutachten ausführlich dokumentiert.

Die Erweiterungen der Stofflisten zur Verbringung durchliefen alle ein mehrstufiges und mehrmonatiges Verfahren, in dem auch die Zuordnung zur Art der Bruchhohlraumverfüllung erfolgte (Immissionsneutralität oder vollständiger Einschluss).

³ Länderausschuss Bergbau (22.10.1996): Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen/Abfällen als Versatz unter Tage – Technische Regeln für den Einsatz von bergbaufremden Reststoffen/Abfällen als Versatz.

3.2 Risikoanalyse für die Bruchhohlraumverfüllung nach dem Prinzip des vollständigen Einschlusses

Ziel der Risikoanalyse ist es,

- die Verbringungsgebiete und eingebrachten Massen der Schadstoffe darzustellen (Gefährdungspotential),
- die Art, Funktion und Dauer der hydrochemischen Barriere zu quantifizieren, die eine Freisetzung der Schwermetalle aus der Bruchhohlraumverfüllung eine Zeitlang begrenzt (Freisetzungspotential),
- die Ausbreitung im heutigen und zukünftigen Grundwasser-Strömungssystem zu quantifizieren und letztlich das Eintragsrisiko von Schadstoffen aus der BHV in die Biosphäre zu benennen (Ausbreitungspotential).

In der Risikoanalyse wurden Gefährdungs-, Freisetzungs- und Ausbreitungspotential getrennt erfasst und bewertet. Erst in der integrierten Betrachtung ergibt sich das Risiko für einen Eintrag von Schadstoffen in die Biosphäre. Unter der Biosphäre werden hier der quartäre Grundwasserleiter und letztlich die Vorfluter, wie z.B. die Lippe, verstanden (Abb. 4).

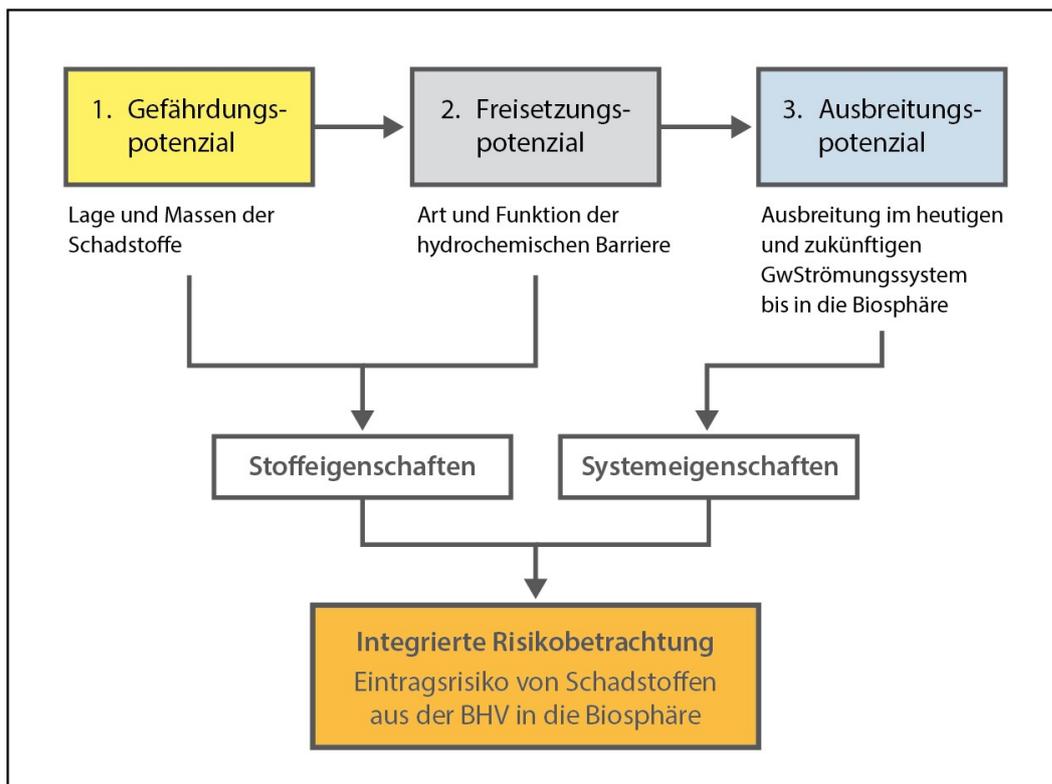


Abb. 4: Aufbau der Risikoanalyse

Die Tab. 1 gibt einen Überblick über die in den einzelnen Bausteinen der Risikoanalyse eingesetzten Methoden, die dann im Folgenden kurz beschrieben werden.

Tab. 1: Überblick über Fragen und Methoden bei der Risikoanalyse

Potentiale	Fragen	Methoden und Quellen
Gefährdungspotential	Welcher Nachversatz wurde wo und wie eingebracht und wie war die chemische Zusammensetzung? Wie „gefährlich“ sind die eingebrachten Stoffe?	Auswertung der Abschlussberichte der RAG Recherchen der Gutachter (z.B. Unterlagen der Bergämter etc.)
Freisetzungspotential	Werden die eingebrachten Schwermetalle durch die verschiedenen Barrieren zurückgehalten?	Hydrochemische Modellierungen (PHREEQC, PHAST 1D, 3D): Systemzusammenhänge: Tiefengrundwasser, Barrierefunktionen und Freisetzung Reaktiver Transport von der BHV zum nächsten Röhrensystem (Sorption)
Ausbreitungspotential	Breiten sich die Stoffe (gelöst oder partikelgebunden) aus? Ggf. sogar bis in die Biosphäre?	Hydrogeologische Systemanalyse der Interaktion des bergbaubedingten Röhrensystems mit dem natürlichen Grundwasserfließsystem Grundwasserströmungsmodellierungen (SPRING) Modellierung: instationär, 3D, mit/ohne Röhrensystem, nahe und ferne Zukunft ⁴ , mit/ohne Wasserhaltung, Dichte- und Temperaturabhängig

3.3 Ergebnisse

3.3.1 Gefährdungspotential

Die Tab. 2 zeigt in einem Überblick die Massen und damit die Gefährdungspotentiale, die gemäß dem Prinzip des vollständigen Einschusses in den drei dafür bestimmten BW verbracht wurden. Bei den Schwermetallen wurde Zink als ein Vertreter der sehr leicht löslichen und Blei als ein Vertreter der sehr schwer löslichen Schwermetalle gewählt.

Tab. 2: Abschätzung der Gefährdungspotentiale

Stoffe	Einheit	BW Haus Aden / Monopol	BW Hugo / Consolidation	BW Walsum	Summe
Reststoffe	[t]	75.600	147.307	355.064	577.971
Zink	[t]	1.321	1.488	4.864	7.673
Blei	[t]	403	560	1.527	2.490
Cadmium	[t]	19	40	89	148
PCDD/F*	[kg]	7,2	14,03*	33,82*	55
TEQ**	[kg]	122	238**	573**	0,933

* Polychlorierte Dibenzo-p-dioxine und Dibenzofurane: Dioxine und Furane

** Toxizitätsäquivalent zu 2,3,7,8-Tetrachlordibenzodioxin („Seveso Dioxin“)

⁴ Unter „naher Zukunft“ wird der Zeitraum bis in 100 Jahren verstanden, unter „ferner Zukunft“ der Zeitraum in einigen 1.000 bis 100.000 Jahren.

3.3.2 Freisetzungspotential

Aufgrund der Zusammensetzung der verbrachten Stoffe bei der Bruchhohlraumverfüllung entsteht im Kontakt mit dem Tiefengrundwasser ein sehr hoher pH-Wert (Abb. 5). Je mehr Reststoffe in Lösungskontakt mit dem Grubenwasser treten, desto länger bleibt dieser hohe pH-Wert erhalten, der eine Lösung der in den Reststoffen gebundenen Schwermetalle verhindert. Erst wenn der pH-Wert wieder auf das Ausgangsniveau des Grubenwassers von ca. 7 bis 8 sinkt, können sich Schwermetalle im Grubenwasser lösen. Dieser Prozess wird als hydrochemische Barriere bezeichnet. In Abb. 5 ist dies dargestellt für den Fall, dass sich nur eine geringe Menge von 10 % der eingebrachten Reststoffe löst. Die violette Linie zeigt die Veränderung des pH-Wertes über die Zeit. Die Zinkfreisetzung erfolgt, nachdem der pH-Wert auf ca. 7,8 abgesunken ist; die Bleifreisetzung erfolgt erst, wenn der pH-Wert auf 6,4 abgesunken ist.

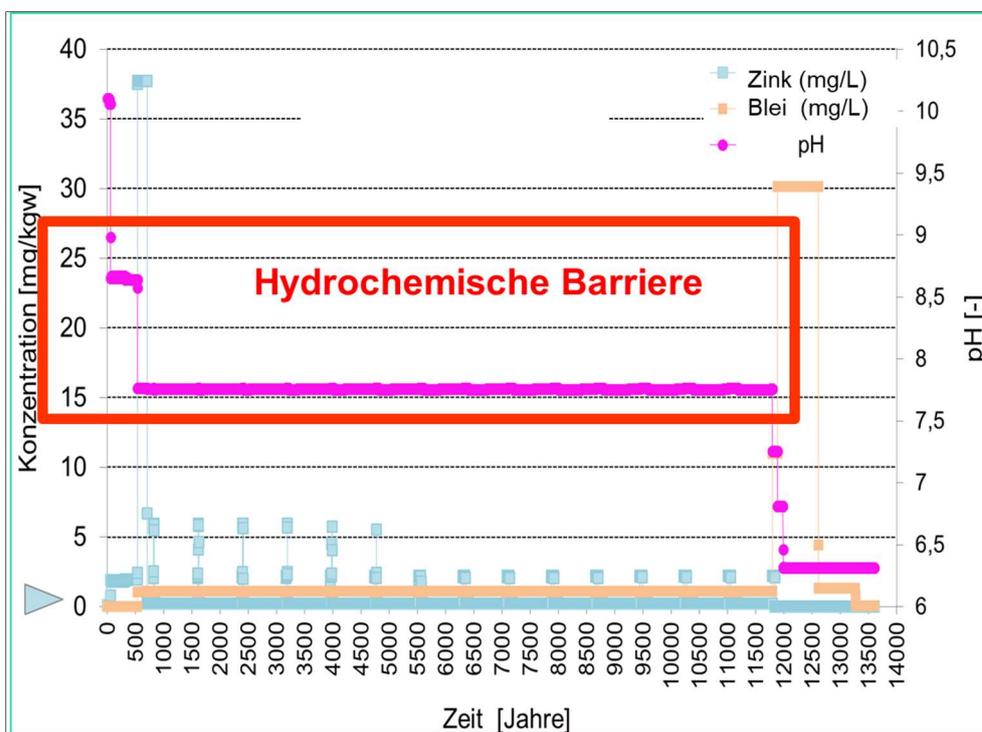


Abb. 5: Hydrochemische Barriere und Freisetzung der Schwermetalle aus der BHV

Die Abb. 5 zeigt vereinfacht, dass sich bei den getroffenen Annahmen die Freisetzung für Zink in ca. 1.000 Jahren und für Blei erst in ca. 12.000 Jahren ereignen wird. Falls sich wesentlich mehr als 10 % der eingebrachten Reststoffe im Tiefengrundwasser lösen, bleibt die hydrochemische Barriere wesentlich länger stabil (mehrere 10.000 Jahre). Die Freisetzungskonzentration beträgt für Zink ca. 37 mg/L und für Blei ca. 30 mg/L (Maxima).

Auf dem Fließweg von der BHV zur nächsten Röhre reagieren die freigesetzten Schwermetalle mit den tonhaltigen Gesteinen des umgebenden Gebirges und lagern sich an die Tonpartikel an. Dies kann vereinfacht als „Sorption“ bezeichnet werden. Diese Prozesse wurden in Teil 2 des Gutachtens untersucht unter der Prämisse, dass es immer noch eine Wasserhaltung gibt, auf die die Grundwasserströmung gerichtet ist. Die Ergebnisse zeigen, dass durch Sorption die Konzentrationen an Zink und Blei nach ca. 100 m Fließweg auf nur noch wenige Prozent ihrer Freisetzungskonzentration aus der BHV absinken und dann durch das Grubenwasser weiter verdünnt werden.

3.3.3 Ausbreitungspotential

Das Ausbreitungspotential wurde in einem komplexen Grundwasserströmungsmodell untersucht, in dem die verschiedenen Teilbereiche der BHV, das Grund- und Deckgebirge und das Röhrensystem nachgebildet wurden. Es wurden zwei Fälle betrachtet:

1. Wenn zum Zeitpunkt der ersten Freisetzung in ca. tausend Jahren noch eine zentrale Wasserhaltung bestehen würde, die das Grubenwasser in die Biosphäre einleitet, würden die großen gehobenen Grubenwassermengen (> 10 Mio. m^3/a) und die Sorption zu einer Konzentrationszunahme im Grubenwasser an Zink – und ca. 3.000 tausend Jahre später auch für Blei – im Promillebereich führen, die nicht mehr erkennbar wäre.
Gegenüber den aktuellen Konzentrationen im Grubenwasser würde das bedeuten:
Zink: $40 \mu g/L + 0,008 \mu g/L$ in ca. 1000 Jahren (Zunahme ca. $+0,02 \%$)
Blei: $10 \mu g/L + 0,015 \mu g/L$ in ca. 3.800 Jahren (Zunahme ca. $+0,2 \%$)
2. Falls es in einer fernen Zukunft keine zentrale Wasserhaltung und kein Röhrensystem mehr geben wird und das ganze Gebirge wieder wie im Vor-Bergbau-Zustand grundwassergesättigt ist, würde die Fließzeit aus der BHV nach einer Freisetzung der Schwermetalle⁵ bis in die Biosphäre (Lippe) ca. 800.000 Jahre betragen. Auf dem mindestens 2.000 m langen Fließweg würde ebenfalls die Sorption wirksam sein. Bereits ein ca. 100 m langer Fließweg führt – wie unter (1.) gezeigt – zu einer erheblichen Konzentrationsverminderung.

3.3.4 Zusammenfassende Risikoeinschätzung BHV

Ein Risiko für Oberflächengewässer und Grundwasser durch gelöste Schwermetalle aus der BHV ist – bezogen auf heutige Bewertungsmaßstäbe – aufgrund der sehr geringen Konzentrationserhöhungen und der sehr langen Zeiträume nicht erkennbar. Da die Dioxine und die Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) nur partikelgebunden transportiert werden, besteht auch kein Risiko eines solchen Transportes bis in die Biosphäre. Es gibt keinen Handlungsbedarf zur Vermeidung/Verringerung von Risiken. Das aktuelle Monitoring des Grubenwassers ist im Hinblick auf die Bruchhohlraumverfüllung ausreichend.

⁵ Die Zeit bis zur Freisetzung der Schwermetalle aus der BHV beträgt je nach Maß des Lösungskontaktes des Tiefgrundwassers mit der BHV mehrere 1.000 bis 100.000 Jahre.

4 PCB EINSATZ UNTER TAGE 1964–1986

4.1 Um was geht es?

PCB sind nicht akut toxisch, aber bereits in geringen Mengen chronisch giftig. Sie reichern sich als persistente und bioakkumulative Stoffe in der Nahrungskette an. Über das weitere Gesundheitsrisiko von PCB und den Substituten (z.B. UGILEC) in der Biosphäre werden im Gutachten keine Aussagen getroffen.

PCB wurden in den Bergwerken zwischen 1964 und 1986 zur Verhinderung von Grubenbränden (als nicht brennbare Hydrauliköle) als Betriebsstoffe eingesetzt. Der Einsatz von insgesamt ca. 15.000 t PCB erfolgte aufgrund einer EG-Verordnung, die nach einem Grubenbrand mit 238 Toten in Belgien erlassen worden war. Bis 1984 wurden PCB nicht gesondert entsorgt, sondern in der Regel mit den Altölen zusammen entsorgt, wiederverwendet oder verbrannt. Im Jahr 1984 begann die Substitution von PCB durch andere Produkte wie UGILEC, das sich vergleichbar wie die PCB verhält und auch ähnlich kritisch bewertet wird. Die Substituenten wurden deshalb ab 1986 ebenfalls nicht mehr eingesetzt. Im November 1984 wurde von der Umweltministerkonferenz ein Grenzwert für PCB in Altölen von 50 ppm erlassen (50 mg/L). Ab diesem Zeitpunkt wurden PCB-haltige Altöle nur noch in speziellen Anlagen verbrannt. Im Jahr 1986 war der Austausch von PCB gegen Ersatzstoffe wie UGILEC unter Tage abgeschlossen. Ab 1996 wurde in Bergwerken auch kein UGILEC mehr eingesetzt.

4.2 Risikoanalyse PCB

Ziel der Risikoanalyse ist:

- die Quantifizierung der Mengen an eingesetzten und unter Tage verbliebenen PCB (Gefährdungspotential),
- die Beschreibung und Quantifizierung der Faktoren, die die PCB-Freisetzung bestimmen (Freisetzungspotential),
- die Quantifizierung der Ausbreitung im heutigen und zukünftigen Grundwasser-Strömungssystem und letztlich Benennung des Eintragsrisikos von PCB aus den BW in die Biosphäre (Ausbreitungspotential).

4.3 Ergebnisse

4.3.1 Gefährdungspotential

Die Masse der eingesetzten PCB konnte mit ca. 15.000 t sicher ermittelt werden. Es wurden zwar große Anstrengungen unternommen, die über die verschiedenen Pfade (Kohlenförderung, Berge, Wasser, Stäube etc.) ausgetragenen PCB zu quantifizieren, aber letztlich war die Datenlage hierzu nicht belastbar. In einer Worst-Case-Abschätzung gehen die Gutachter deshalb davon aus, dass der größte Anteil an PCB aufgrund maschineller Verbräuche und Verluste unter Tage verblieb. Vor allem die Walzenschrämlader zur Kohleförderung, Antriebe von Bandstraßen und Kupplungen benötigten jährlich zwischen 400 und 670 Tonnen PCB, die unter Tage im Alten Mann verblieben oder mit den Kohlen und Bergen über Tage gefördert wurden. Abschätzungen im Gutachten haben ergeben, dass 98 bis 99 % der eingesetzten PCB im Alten Mann verblieben sind.

4.3.2 Freisetzungspotential

PCB haben eine hohe Neigung zur Adsorption an feinste Kohlepartikel, die sich überall in den Bergwerken befinden. In aufwändigen Untersuchungen von 100 L Proben von Grubenwasser wurden die Gleichgewichtskonzentrationen zwischen der festen und der gelösten Phase von PCB bestimmt. Die Arbeiten wurden durch einen Unter-Arbeitskreis begleitet.

Bodenuntersuchungen in fünf Bergwerken haben gezeigt, dass PCB in fast allen Bergwerken auftreten (in 33 von 35 Proben). Die Betriebsbereiche aus der PCB-Zeit weisen dabei eine deutlich höhere Belastung mit PCB auf. Die mit PCB belasteten (Kohle)partikel können heute nur noch über den Pfad des strömenden Wassers in die Biosphäre transportiert werden. Bereits geringe Wasserströmungen führen zur Erosion der Partikel, die sich dann als Schweb im Grubenwasser finden. Besonders die schnelle Durchströmung nicht gefluteter Abbaubereiche aus der PCB-Einsatzzeit wird für die Freisetzung von PCB-belastetem Schweb im Grubenwasser als relevant angesehen. Gröberer Schweb setzt sich im stehenden Grubenwasser wieder ab. Der einmal mobilisierte Feinschweb, der am höchsten mit PCB belastet ist, hingegen nicht mehr. Eine Grubenwasserhaltung, die eine Wasserströmung hin zu den Pumpen verursacht, steht einer Sedimentation von Schweb entgegen.

4.3.3 Ausbreitungspotential

Heute ist der einzige Pfad von PCB in die Biosphäre der Transport im Grubenwasser. Es wurde deshalb untersucht, welche Wirkungszusammenhänge es zwischen dem Grubenwasser, dem Partikelgehalt, der PCB-Belastung der Partikel und einem Grubenwasseranstieg gibt.

Es wurden drei maßgebliche Wirkungszusammenhänge zwischen einem Grubenwasseranstieg und dem PCB-Austrag abgeleitet und an mehreren Bergwerken überprüft. Zusammenfassend ist festzuhalten, dass alle drei Wirkungszusammenhänge zu einer Verminderung des PCB-Austrags bei einem Grubenwasseranstieg führen. Es wurden keine Wirkungszusammenhänge ermittelt, die eine Zunahme des PCB-Austrags bei einem Grubenwasseranstieg aufzeigen. Diese drei Wirkungszusammenhänge zwischen der PCB-Fracht im Grubenwasser (partikulär und gelöst) und höheren Grubenwasserständen sind:

Wirkungszusammenhang 1 (Kaskadenmodell)

Entstehung von Schweb (partikuläre Fracht) bei freier Durchströmung von Abbauen und Erosion (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. der Bergwerke, wurde sowohl in den Wasserprovinzen Haus Aden, Lippe-Auguste Victoria als auch in den Einzugsgebieten Zollverein Süd und Zollverein Emschermulde West (BW Hugo/Consolidation) festgestellt.

Wirkungszusammenhang 2 (Verringerung der Grubenwassermenge)

Verringerung der Grubenwassermenge (partikuläre und gelöste Fracht):

Ein Grubenwasseranstieg reduziert den Grubenwasseranfall durch das „Abdrücken“ von weiter entfernten Zuläufen und vermindert die großen Gefälleunterschiede zwischen dem Deckgebirge und den Grubenwasserständen in den Grubenbauen.

Der Wirkungszusammenhang beruht vor allem darauf, dass bei einem Grubenwasseranstieg die Zuflüsse aus den weiter entfernt liegenden Bergwerken vermindert werden, 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 und wurde für eine Reihe von Bergwerken auch modelltechnisch nachgewiesen.

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

Wirkungszusammenhang 3 (Flächenfilter)

Abbaubereiche außerhalb der PCB-Zeit wirken als Flächenfilter (partikuläre und gelöste Fracht):

Bei einem Grubenwasseranstieg steigt überproportional der Anteil an Abbaufächen außerhalb der PCB-Zeit. Wenn das Grubenwasser höher mit PCB belastet (partikuläre und gelöste Fracht) ist als diese Flächen, stellt sich ein neuer Gleichgewichtszustand ein und diese Flächen wirken wie ein Aktivkohlefilter und adsorbieren PCB aus dem höher belasteten Grubenwasser.

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 wieder ausgeglichen wird. Damit wirken diese Flächen ähnlich wie ein „Flächenfilter“. Der Gehalt an partikulärem und gelöstem PCB wird durch diesen Effekt tendenziell sinken.

Wie bei den 35 analysierten Bodenstichproben festgestellt wurde, sind die Abbaubereiche außerhalb der PCB-Zeit zwar geringer belastet als die Flächen aus der PCB-Zeit, aber nicht frei von PCB-Belastungen. Die Wirkung als „Flächenfilter“ ist jedoch dennoch zutreffend, da das Grubenwasser aus den höher belasteten Bereichen auch höher mit PCB belastet ist (partikulärer und gelöster Anteil) und diese Belastungen im Grubenwasser wieder sinken, wenn niedriger belastete Bereiche geflutet werden.

Um die Bedeutung des Wirkungszusammenhangs zu quantifizieren, wurden alle digital verfügbaren Daten der Bergwerke im Ruhrrevier mit einer Gesamtabbaufäche von 4.200 km² ausgewertet (Abb. 6). Die Angaben über die zeitliche Zuordnung der Flächen sind neben den PCB-Messungen im Grubenwasser belastbare und mit einer großen Sicherheit ermittelte Werte.

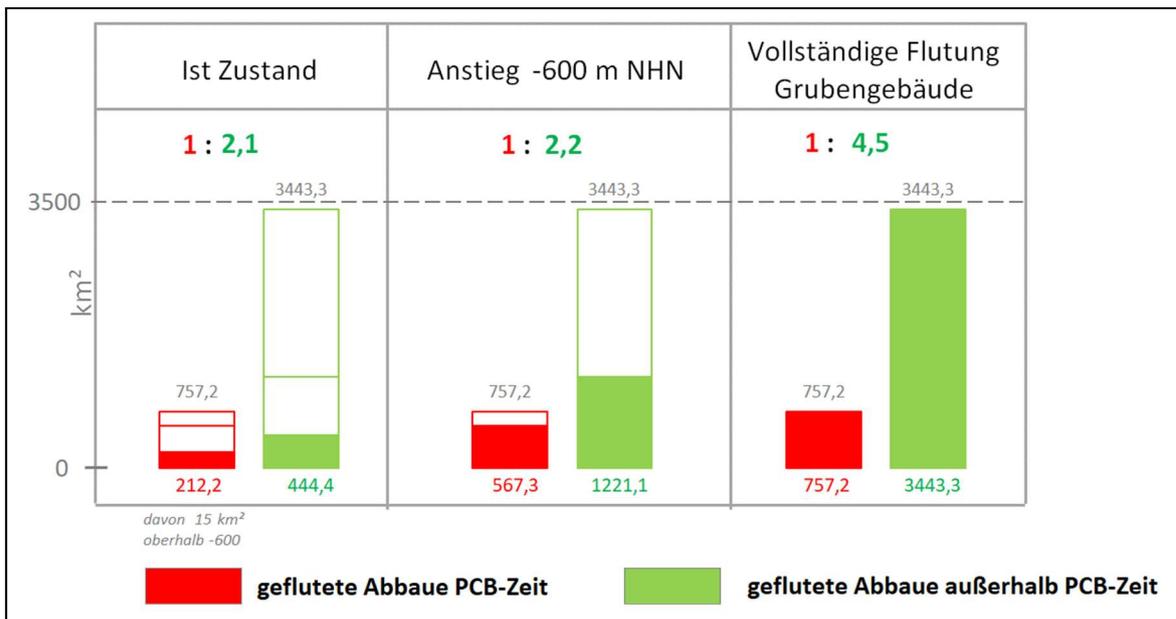


Abb. 6: Flächenverhältnis der gefluteten und nicht gefluteten Abbaue aus der PCB-Zeit und außerhalb der PCB-Zeit (Auswertung RAG)

Die Abb. 6 zeigt:

- Im Ist-Zustand beträgt das Verhältnis der Flächen aus der PCB-Zeit zu den Flächen aus der Nicht-PCB-Zeit ca. 1:2,1. 545 km² Abbaue aus der PCB-Zeit sind noch nicht geflutet und können frei durchflossen werden, so dass es zu Erosion und Partikelbildung im Grubenwasser kommen kann (Wirkungszusammenhang 1).
- Bei einer Flutung bis zu den geplanten -600 m NHN verbleiben weiterhin fast 190 km² Abbauflächen aus der PCB-Zeit oberhalb des Grubenwasserspiegels und potentiell der Erosion ausgesetzt. Das Verhältnis der Flächen aus der PCB-Zeit und den Flächen aus der Nicht-PCB-Zeit ändert sich nicht relevant (Zunahme von 1:2,1 auf 1:2,2).
- Erst bei einer vollständigen Flutung der Grubengebäude wären nicht nur alle PCB-Flächen der Erosion durch freifließendes Wasser entzogen, sondern es würden dann mit einem Verhältnis der Flächen aus der PCB-Zeit und der Flächen aus der Nicht-PCB-Zeit von 1:4,5 die Abbaue außerhalb der PCB-Zeit deutlich überwiegen. Diese würden dann vollständig als Flächenfilter wirken (Wirkungszusammenhang 3).

Ein weiterer Wirkungszusammenhang, der jedoch bislang nicht weiter untersucht wurde, ist die Ausbildung einer Dichteschichtung aufgrund des wesentlich schwereren salinaren Grundwassers. 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.

5 FAZIT

5.1 Kernfragen an das Gutachten

Die oben genannten drei Kernfragen an das Gutachten und die Frage nach dem Risiko durch die eingesetzten PCB lassen sich wie folgt beantworten:

5.1.1 Frage 1: Wie sind die Grundannahmen, die Basis der damaligen Entscheidungen gewesen sind, heute fachlich zu bewerten?

Die Entwicklung des Verfahrens der Bruchhohlraumverfüllung (BHV) für Rückstände aus Steinkohlenfeuerungsanlagen erfolgte mit Beginn der frühen 1980er Jahre. Es wurde kontinuierlich weiterentwickelt und mündete 1991 in die sog. Machbarkeitsstudie, die die einzuhaltenden Randbedingungen auch für eine BHV gefährlicher Reststoffe aus der Hausmüllverbrennung definierte.

Die damals aufgestellten Anforderungen wurden für die einzelnen Bauhöhen in Einzelgutachten geprüft. Die Einzelgutachten kamen zu dem Ergebnis, dass die Anforderungen der Machbarkeitsstudie erfüllt wurden. Diese damalige Bewertung wird jetzt durch die Gutachter – bis auf eine Ausnahme – bestätigt. Die Ausnahme betrifft den Punkt „keine Rückkehr der Schadstoffe zur Biosphäre“.

Bei dem damaligen Verwertungskonzept wurde davon ausgegangen, dass das Grubenwasser bis weit in das Deckgebirge ansteigen und sich dann in den Grubengebäuden eine stabile teufenabhängige Dichteschichtung im Grubenwasser bilden würde. Das tiefe und geogen bedingt hoch mineralisierte und daher wegen vergleichsweise höherer Dichte schwerere Grubenwasser würde dann kaum noch am oberflächennahen Wasserkreislauf teilnehmen. Zudem würde die Barrierewirkung des gering durchlässigen Emscher Mergel für das Fernhalten des Grubenwassers vom oberflächennahen Grundwasserfließsystem sorgen. Langfristig freigesetzte Stoffe aus der BHV wären dann durch die geforderte „möglichst vollständige Abschirmung“ und die verschiedenen Barrieren im Tiefengrundwasser verblieben.

Durch die im aktuellen Grubenwasserkonzept der RAG geplante Wasserhaltung mit einem Zielwasserstand von ca. -600 m NHN in den Grubengebäuden und einer prognostizierten Förderung von ca. 25 m³/min Grubenwasser in der zentralen Wasserhaltung Haus Aden/Monopol und einer Einleitung in die Lippe wird die damalige Anforderung „keine Rückkehr zur Biosphäre“ langfristig nur bedingt erfüllt, weil Grubenwasser aktiv gehoben und eingeleitet wird.

Auf die Barrierewirkung des Emscher Mergel kommt es bei einem tiefen Grubenwasserstand von -600 m NHN nicht an und sie ist auch nicht erforderlich, da kein Einstau oberflächennaher Schichten erfolgt. Die Barrierewirkung einer Dichteschichtung des Grundwassers dürfte bei tieferem Grubenwasserstand weniger relevant sein, da – wie schon dargestellt – aufgrund der dauerhaften Wasserhaltung in tieferen Niveaus ein deutlicher Abstand des langfristigen Grubenwasserspiegels von den oberflächennahen Schichten sichergestellt ist. Weiterhin ist fraglich, ob sich eine Dichteschichtung auch bei einer aktiven Grubenwasserhaltung und höherer Strömung in einem Röhrensystem ausbilden kann.

Die damalige Entscheidungsfindung erging aus heutiger Sicht in Ermangelung eines heute verfügbaren systematischen hydraulisch-hydrogeochemischen Prozessverständnisses sukzessive auf der Grundlage einer Vielzahl von Einzelergebnissen, die über mindestens ein Jahrzehnt innerhalb zahlreicher Gutachten, Forschungsvorhaben und Studien gesammelt wurden. Ein quantitatives, auf Stoffgesetzmäßigkeiten beruhendes und vom Labor auf realitätsnahe Bedingungen widerspruchsfrei übertragbares Verständnis der hydrogeochemischen Prozesse konnte mit den seinerzeit zur Verfügung stehenden Modellwerkzeugen nicht erarbeitet und somit auch nicht bewertet werden.

Dies wurde auf Basis des heute zur Verfügung stehenden Prozessverständnisses und der heutigen Modellierungsmöglichkeiten nachgeholt und kommt zu vergleichbaren Ergebnissen hinsichtlich der Freisetzung und Ausbreitung der Reststoffe.

Zu den Kriterien, die bei den damaligen Entscheidungen gemäß den zahlreichen Gutachten, Forschungsvorhaben und Studien als in erheblichem Maß risikobegrenzend bewertet wurden, ist aus heutiger Sicht Folgendes festzustellen (Tab. 3):

Tab. 3: Übersicht über die risikobegrenzenden Faktoren aus damaliger und heutiger Sicht

Risikobegrenzende Faktoren	Bewertung aus heutiger Sicht
hohe pH-Werte und damit eine hydrochemische Barriere (Laborversuche)	Eine hydrochemische Barriere wurde mit zeitlich begrenzter Wirksamkeit (für unterschiedlich lange Zeiträume) durch die chemisch-thermodynamischen Modellierungen bestätigt.
abgeleitete Zementierung aufgrund der Laborergebnisse, der Praxiserfahrung beim Versatz und der Kontrolle eines Versatzbereichs in den BW Walsum und BW Consolidation	Die anfängliche Zementierung des versetzten Mineralgemisches wird bestätigt; unter Langzeitsicherheitsaspekten kann eine Zunahme der Durchlässigkeit der BHV-Bereiche durch die Lösung von reststoffbürtigen Mineralphasen nicht ausgeschlossen werden; die Auswirkungen auf das Ausbreitungspotential sind jedoch gering.
hydraulische Barriere des umgebenden Grundgebirges	Das umgebende Grundgebirge ist aufgrund der geringen Durchlässigkeiten eine hydraulische Barriere, die jedoch in geringem Maße durchströmt wird.
hydraulische Barriere des Emscher Mergel	Der Emscher Mergel ist aufgrund der geringen Durchlässigkeiten eine hydraulische Barriere. Eine zusätzliche Barriere sind die hohen Grundwasserstände in höheren wasserführenden Schichten (z.B. Kalksteine des Turon), die derzeit eine abwärts gerichtete Strömung bedeuten. Durch die beabsichtigte dauerhafte Wasserhaltung wird der Grubenwasserstand jedoch deutlich unterhalb des Emscher Mergel gehalten.
geringe Durchströmung der BHV gemäß den Modellergebnissen	Der Wasseranteil, der die BHV durchströmt, ist gemäß den aktuellen Modellergebnissen sehr gering im Vergleich zur Gesamtströmung.

Zusammenfassend stellen die Gutachter fest:

- Bezogen auf das damalige Versatzkonzept wurden die Anforderungen der Machbarkeitsstudie eingehalten.
- Ein tiefer Grubenwasserstand erfordert eine dauerhafte Grubenwasserhaltung und würde hierdurch letztlich auch die Voraussetzungen für eine Rückkehr der Schadstoffe – in einer fernen Zukunft und in vernachlässigbaren Konzentrationen – in die Biosphäre schaffen.
- Auch auf der heutigen Basis mit weiterentwickelten Modellen zur Risikoabschätzung werden die damaligen Einschätzungen zur Freisetzung und Ausbreitung der Schadstoffe grundsätzlich bestätigt.

5.1.2 Frage 2: Sind aktuell und künftig Gefährdungen insbesondere des Grund- und Oberflächenwassers im Einzugsbereich der Steinkohlenbergwerke zu befürchten? Welche Maßnahmen müssten ggf. ergriffen werden, um diesen zu begegnen?

Risiko des Austrags von Schadstoffen aus der Bruchhohlraumverfüllung in die Biosphäre

Die hydrochemische Barriere und die Sorption verzögern über Jahrtausende die endgültige Freisetzung der eingebrachten Schwermetalle in einer fernen Zukunft (>100.000 Jahre). Die dann erst beginnende Ausbreitung im Grundwasserfließsystem wird über mehrere Barrieren begrenzt und verzögert, bis die Grundwasserströmung nach ca. 800.000 Jahren die Biosphäre erreichen kann. Eine Konzentrationszunahme der Schwermetalle wird zu gering sein, um sie einer Freisetzung von Schwermetallen aus der BHV zuordnen zu können.

Eine Gefährdung durch die BHV besteht nicht. Es müssen keine Maßnahmen ergriffen werden.

Risiko des Austrags von PCB und der Substitute über das Grubenwasser

Es wird der Zusammenhang zwischen einem Grubenwasseranstieg und PCB-Austrag betrachtet. Die Substitute verhalten sich dabei wie die PCB.

- Die spätere PCB-Fracht des Grubenwassers kann zzt. noch nicht genau abgeschätzt werden. In Abschnitt 4.3.3 wurden jedoch drei Wirkungszusammenhänge zwischen einem Grubenwasseranstieg und der PCB-Fracht beschrieben. Alle Wirkungszusammenhänge zeigen, dass die gesamte PCB-Fracht langfristig bei steigendem Grubenwasserstand sinken wird. Es wurden keine Wirkungszusammenhänge erkannt, die eine langfristige Zunahme der PCB-Fracht anzeigen.
- Die zentrale Hypothese des Gutachtens lautet deshalb: „Je höher der Grubenwasserstand, desto geringer der Austrag an PCB“. Die zusammenfassende Begründung dafür lautet:
 - weniger Erosion und Schweb im Grubenwasser (Wirkungszusammenhang 1),
 - weniger Grubenwasser (Wirkungszusammenhang 2),
 - geringere PCB-Fracht im Grubenwasser (Wirkungszusammenhang 3).

5.1.3 Frage 3: Wie muss das Monitoring erweitert werden, um ggf. auftretende Gefährdungen frühzeitig zu erkennen?

Monitoring Bruchhohlraumverfüllung

Aufgrund der dargestellten, zu erwartenden Konzentrationszunahmen in der zentralen Wasserhaltung Haus Aden für Zink und Blei und den Zeiträumen, für die sie erwartet werden, und gemessen an den Inhalten eines (sinnvollen) Monitorings (Ziele, Indikatoren, Bewertung, Handlungsoptionen) sind für lange Zeit keine Änderungen des laufenden Monitorings zur Steuerung/Vermeidung von Risiken durch die BHV erforderlich.

PCB-Monitoring der Grubenwassereinleitungen

Das kontinuierliche Monitoring der Grubenwässer erfolgt derzeit über Schwebstoffsammelkästen unter der Führung des Landesamtes für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen

(LANUV). Dies sollte so fortgesetzt werden. Zurzeit wird die Möglichkeit der Aufbereitung des Grubenwassers untersucht. Die weiteren Empfehlungen der Gutachter sind:

- punktuelle Erfassung der Gesamtfracht durch Gesamtextraktion ohne Filtration (ca. 10 L Probe),
- Dokumentation und Auswertung der Ionenspuren.

5.2 Generelle Empfehlungen der Gutachter zum Grubenwasseranstieg

5.2.1 Optimierter Grubenwasserstand

Die Gutachter empfehlen, einen „optimierten Grubenwasserstand“ zu ermitteln, der gemäß den oben beschriebenen Wirkungszusammenhängen die Belastung und den Austrag mit partikelgebundenem und gelöstem PCB über das Grubenwasser langfristig verringern wird. Hierbei sind nach unserem derzeitigen Kenntnisstand folgende Risiken zu beschreiben und zu bewerten:

- Risiko der Grubenwasserübertritte aus einer Grubenwasserprovinz in eine andere (z.B. in der Wasserprovinz Haus Aden: aus dem Einzugsgebiet Emscher in das Einzugsgebiet Ruhr bei einem Grubenwasserstand von ca. -320 m NHN),
- Sicherheit älterer Schachtverfüllung beim Grubenwasseranstieg,
- Schutz vor (ungleichmäßigen) Hebungen beim Einstau des Deckgebirges,
- Trinkwasserschutz (v.a. bei Grundwasserleitern wie den Halterner Sanden),
- (erwartete) positive Auswirkung einer Dichteschichtung im Grubenwasser.

5.2.2 Monitoringprozess

Aus Sicht der Gutachter fehlt es bislang an einer transparenten Aufbereitung und Darstellung des Verlaufs des Grubenwasseranstiegs, um (Fach-)Öffentlichkeit und Politik laufend zu informieren. Dies bezieht sich nicht nur auf die Wasserprovinz Haus Aden, sondern auf das ganze Ruhrrevier. Ein erster Ansatz ist der Bürgerinformationsdienst der RAG (<http://www.bid.rag.de/bid/index.html>). Inhalte eines solchen Monitorings sollten sein:

- Vereinbarung über den Monitoringprozess (Beteiligte, Transparenz, Kommunikation, begleitende Arbeitsgruppe etc.),
- Vereinbarung über die Ziele,
- Darstellung und Beschreibung des Messnetzes und der Messungen für das hydraulische Monitoring (Lotungspunkte für Grubenwasseranstieg),
- Hydrochemisches Monitoring (Parameterliste, Häufigkeit der Messungen, Messpunkte, Prüfung der Möglichkeit der hydrochemischen Probenahme in den Lotungs-Schächten,...),
- Darstellung der hydraulischen Ergebnisse (u.a. Flutungsfortschritt, Anstiegskurven, Vergleich mit den Prognosen),
- Bewertungskriterien (Indikatoren, Ampelsystem?),
- Transparente Dokumentation und Darstellung sowie öffentliche Präsentation der Monitoringergebnisse in einem Jahresbericht.